

N° d'ordre 41248

THESE

Présentée à

L'UNIVERSITE Lille 1 – SCIENCES ET TECHNOLOGIES

Ecole Doctorale Sciences de la Matière, du Rayonnement et de l'Environnement

UFR de Chimie

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR

Spécialité : Optique, Lasers, Physico-chimie, Atmosphère

Par

Emilie PRYGIEL

**Impact des remises en suspension du sédiment liées au trafic fluvial en rivières
canalisées sur l'état des masses d'eau. Application au bassin Artois-Picardie.**

Date de soutenance : 19 novembre 2013

Willy BAEYENS	Professeur, Université de Bruxelles (VUB)	Rapporteur
Josette GARNIER	Directrice de Recherche, Université de Paris 6 (UPMC)	Rapporteur
Olivier GEFFARD	Chargé de Recherche, IRSTEA Lyon	Examineur
Fabrice LIZON	Maître de Conférences, Université Lille 1	Examineur
Gabriel BILLON	Professeur, Université Lille 1	Directeur
Baghdad OUDDANE	Professeur, Université Lille 1	Co-directeur

Remerciements

J'adresse tout d'abord mes remerciements à **l'Agence de l'Eau Artois-Picardie** et à **Voies Navigables de France**, qui ont cofinancé ce travail de thèse.

Je remercie chaleureusement mes directeurs de thèse, **Baghdad Ouddane**, qui m'a accueillie dans l'équipe et piloté ce projet, ainsi que **Gabriel Billon**, pour sa disponibilité et son implication dans cette étude, alors que mes connaissances en géochimie étaient très limitées à mon arrivée en thèse. Merci pour tous ces trajets en voiture passés à discuter (en oubliant la route), les campagnes sur le terrain, les explications et relectures du manuscrit même pendant les vacances !

Je remercie l'ensemble de **l'équipe de Chimie Marine** du Laboratoire Géosystèmes, pour la gentillesse et l'esprit convivial qui y règne, visibles au travers des pots d'anniversaires ou de tout autre motif destiné à boire un coup !

Beaucoup d'entre eux ont été fortement impliqués dans cette thèse et je leur en suis vraiment très reconnaissante : **Ludovic**, qui m'a donné un sacré coup de main, en particulier pour la fabrication, la mise en œuvre et le traitement de très nombreux DGT, mais aussi pour sa participation aux campagnes de carottage et à diverses analyses ; **Romain**, qui a assuré sans jamais râler un grand nombre de campagnes d'échantillonnages d'eau et de sédiment, m'accompagnant inlassablement au volant du Ducato, et qui a largement contribué à l'analyse de nombreux échantillons ; **Christine**, qui a toujours eu une longueur d'avance sur mes demandes répétées de matériel, ne me laissant jamais au dépourvu, et toujours présente pour me remonter le moral dès le matin ; **David** qui m'a accordé beaucoup de temps pour analyser encore et encore des échantillons, et toujours de bon conseil en cas de panne d'inspiration ! Je le remercie, ainsi que **Justine**, mes collègues du bureau 215 (en face des poubelles !), pour nos régulières discussions pas forcément scientifiques, mais souvent ponctuées de fous rires ! Je n'oublie pas bien sûr **Laurence**, qui a dû saisir, modifier ou annuler toujours à la dernière minute mes ordres de mission, mais aussi **Beatriz, Sopheak, Abdel et Michel**, toujours de bonne humeur et demandant régulièrement des nouvelles de l'avancement de ma thèse !

Je remercie bien sûr tous les doctorants, **Suzanah, Rasha, Eric, Oscar et Cheik**, et anciens doctorants, **Mariam, Mirna et Saint-Charles** du laboratoire pour nos discussions et échanges scientifiques, et en particulier **Pierre-Jean**, qui a commencé sa thèse en même temps que la mienne et a tenté (ou tente toujours) de comprendre le fonctionnement de la Deûle! Je remercie également **Josselin**, toujours prêt à donner un coup de main, et qui est parti en train avec ma glacière remplie de sédiments des canaux à Lyon ! J'en profite pour remercier **Stéphanie**, doctorante belge : nos thèses se sont sans cesse croisées, ce qui a permis le partage de très nombreuses campagnes de carottages par tous les temps, mais aussi du traitement en commun de nos échantillons, marqué par quelques explosions en laboratoire...

Je remercie également vivement les anciens du labo : **Adeline**, pour sa gentillesse et son aide au début de la thèse, le projet paille d'orge nous aura marquées à jamais ! ...et **Yoann** pour sa sympathie et ses bricolages en tous genres appréciables au labo !

Je remercie également les stagiaires que j'ai eu l'opportunité d'encadrer et qui ont permis la progression plus rapide de l'analyse des échantillons : **Hanae, Marine, Alexandre et Justine**.

Je remercie également les épouses des « chefs », **Catherine et Caroline**, pour leur gentillesse et pour n'avoir jamais protesté (du moins pas que je sache) contre le travail de relecture pendant les vacances et les week end...

J'adresse également un grand merci à **Fabrice Lizon**, du LOG de Wimereux, que j'ai sollicité durant 5 ans pour une aide statistique au traitement de données, et qui a toujours répondu présent pour délaissier temporairement le milieu marin pour les milieux d'eau douce ! Je n'oublie pas qu'il a pris des risques pour ce travail en n'hésitant pas à s'encorder pour passer de l'autre côté de la rambarde métallique du pont sur la Deûle, ébranlé par les secousses des camions...et qu'il a aussi accepté de présider mon jury de thèse.

Je remercie également très chaleureusement les membres du Laboratoire d'Ecotoxicologie d'IRSTEA Lyon, et en particulier **Olivier Geffard**, qui a permis la réalisation du volet « gammare » de cette thèse, et s'est fortement impliqué à la fois pour la mise en œuvre, les analyses et les explications, mais aussi en acceptant de faire partie du jury de thèse. Je remercie également vivement **Adeline François**, qui n'a pas hésité à effectuer à plusieurs reprises le trajet Lyon-Douai avec des gammares dans son coffre, qui a toujours répondu à mes interrogations et m'a accueillie avec grande gentillesse à Lyon ! Je remercie bien sûr **Arnaud Chaumot, Hervé Quéau, Patrice Noury** qui ont également contribué aux modélisations et analyses nécessaires au bon déroulement des opérations !

Je n'oublie pas les membres du Service Connaissance et Expertise des Milieux Naturels Aquatiques de l'AEAP, dont la plupart me connaissaient déjà bien avant mon 1^{er} stage en licence, et je remercie notamment **Christophe, Cédric, Frédéric et Monika** qui m'ont apporté de nombreuses données, ainsi que **Michel et Giovanni**, qui pilotent les zodiacs en canal navigué et assurent le fonctionnement des stations de mesures. Je remercie également avec émotion et affection leur chef de service, **Jean**, qui a apporté à cette thèse un soutien scientifique et humain non négligeable, orientant le travail avec sans cesse des idées novatrices, un regard extérieur nécessaire à la réalisation de cette étude et une disponibilité continue, y compris, et surtout le week end....merci Papa !

Je remercie également **Christine Bourbon et Catherine Thomas** de VNF, qui ont suivi le déroulement et l'orientation de cette thèse par leur participation aux comités de pilotage.

Je remercie également les nombreuses personnes qui ont participé à ce travail, parmi lesquelles le propriétaire de la poterie de Râches qui nous a permis l'accès sans restriction à son terrain au bord du canal, à la DREAL NPdC qui m'a communiqué les « sites à gammares » nécessaires à cette étude, ou encore aux membres du Laboratoire d'Ecologie Numérique de Lille1 pour le prêt de matériel. Un grand merci également à **Willy Baeyens** et à **Josette Garnier** qui ont accepté d'être les rapporteurs de ce manuscrit.

Enfin, être entouré et soutenu pendant une thèse est important et je ne remercierai jamais assez ma **famille**, toujours présente pour moi. Je remercie immensément mes parents, qui ont toujours eu confiance en moi et m'ont toujours poussée en avant. Je remercie également mes frères Benoît et Simon, jamais en reste question humour et chanson (tradition familiale...), mais aussi mes grands-parents, ayant souvent trouvé que la thèse « c'est bien long », et qui doivent désormais être rassurés ! Je remercie également ma belle-famille et en particulier Michèle, qui malgré l'éloignement géographique a toujours été attentionnée.

Cette thèse a été marquée par des événements forts, accidents de la vie, mais aussi heureusement de nombreux moments de joie, et pour son soutien aussi physique que moral, mais stoïque et sans faille, je remercie infiniment **Michaël**.

Sommaire

Glossaire.....	8
Introduction générale.....	13
Chapitre 1 - L'écosystème canal en lien avec la navigation.....	19
1. Les composantes de l'écosystème canal.....	20
1.1. Les sédiments dans les canaux.....	20
1.2. La colonne d'eau en milieu canalisé.....	21
1.3. Le biote en milieu canalisé.....	23
2. Conséquences induites par la navigation en milieu canalisé.....	26
2.1. Perturbations hydrauliques.....	26
2.2. Perturbations sur les organismes.....	26
2.3. Perturbations sur les sédiments de surface.....	29
2.2.1. Rappel des transformations redox dans les sédiments.....	30
2.2.2. Mobilité des contaminants à l'interface eau-sédiment.....	32
3. Incidence de la navigation sur la qualité de l'eau et sur l'état des milieux.....	36
3.1. Définition et principes de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE).....	37
3.1.1. La DCE : définition et objectifs.....	37
3.1.2. Principes et méthodologie imposée.....	38
3.2. Définition des états chimique et écologique et applicabilité en canal.....	39
3.2.1. L'état écologique.....	40
3.2.2. L'état chimique.....	42
3.3. Les enjeux liés à la DCE.....	43
4. Conclusion.....	44
Chapitre 2 – Stratégie de prélèvements et méthodes analytiques.....	47
1. Sites d'étude et organisation des campagnes.....	47
1.1. Le canal de la Deûle à Courcelles-lès-Lens.....	48
1.2. Le canal de la Sensée à Gœulzin.....	49
1.3. Le canal de la Scarpe à Râches.....	49
1.4. Organisation de l'étude.....	50
2. Prélèvements et analyses physico-chimiques.....	52
2.1. Echantillonnages et mesures in situ.....	52
2.1.1. Prélèvement des échantillons d'eau de surface et mesures <i>in situ</i>	52
2.1.2. Carottages sédimentaires.....	53
2.1.3. Prélèvements sédimentaires sur des profils en long.....	54
2.1.4. Echantillonneurs passifs : Diffusive Gradients in Thin films (DGT).....	56
2.2. Protocoles de traitement des particules sédimentaires.....	59
2.3. Techniques d'analyses des échantillons.....	67

3. Fonctionnement des stations de mesures automatiques (AEAP)	71
4. Mise en œuvre des outils biologiques	72
4.1. Application de la technique d'encagement au macroinvertébré <i>Gammarus fossarum</i>	73
4.1.1. Généralités sur les gammares	73
4.1.2. Principe et mise en œuvre de l'outil	75
4.1.3. Analyse des marqueurs	78
4.2. Suivi de la biomasse algale (phytoplancton et diatomées benthiques)	80
4.2.1. Suivi ponctuel du phytoplancton	80
4.2.2. Suivi haute fréquence du phytoplancton par fluorimétrie.....	81
4.2.3. Analyses IBD (Indice Biologique Diatomées)	83
5. Conclusion.....	83
Chapitre 3 - Géochimie des canaux	87
1. Comparaison spatiale des canaux étudiés : étude des profils en long.....	88
1.1. Analyses sédimentaires	88
1.1.1. Etude des concentrations en ETM dans les sédiments de surface	88
1.1.2. Sulfuration des sédiments de surface.....	92
1.1.3. Etude de la répartition du phosphore en surface.....	95
2. Géochimie des canaux : étude de profils sédimentaires en profondeur	97
2.1. Etude de la phase sédimentaire	97
2.1.1. Paramètres physico-chimiques	97
2.1.2. Analyse de la répartition des métaux traces.....	100
2.1.3. Sulfuration des sédiments	109
2.1.4. Carbone et phosphore particulaires.....	113
2.2. Eaux interstitielles.....	115
2.2.1. Evolution des concentrations en carbone, azote et phosphore.....	115
2.2.2. Evolution des ETM dissous	120
3. Conclusion.....	130
Chapitre 4 - Caractérisation biogéochimique des masses d'eau	135
1. Paramètres physico-chimiques et chimiques	135
1.1. Physico-chimie des canaux	135
1.1.1. Données ponctuelles	135
1.1.2. Données haute fréquence.....	141
1.2. Evolution des éléments dissous.....	143
1.2.1. Eléments majeurs, azote, phosphore et carbone	143
1.2.2. Eléments traces métalliques.....	151
1.3. Homogénéité spatiale de la colonne d'eau des trois canaux	156
2. Phytoplancton	159
2.1. Evolution ponctuelle du phytoplancton (Chl a)	159
2.2. Analyses taxonomiques du phytoplancton des canaux	161
2.3. Séries temporelles à haute fréquence (AOA).....	168

3. Mesures d'écotoxicité et de bioaccumulation sur gammares	172
3.1. Recherche d'une population locale de gammares pour comparaison méthodologique	172
3.1.1. Identification d'un site d'échantillonnage de gammares	172
3.1.2. Prélèvements des gammares et qualité de l'eau.....	173
3.2. Résultats des tests d'écotoxicité.....	174
3.2.1. Taux de survie.....	174
3.2.2. Tests d'alimentation.....	175
3.2.3. Mesure de l'activité acétylcholinestérase (AChE).....	178
3.3. Mesures de labilité (DGT) et de bioaccumulation (gammares)	179
3.3.1. Labilité des contaminants métalliques par DGT.....	179
3.3.2. Bioaccumulation mesurée chez les gammares.....	181
3.3.3. Influence du milieu sur les organismes.....	185
3.4. Comparaison des deux populations étudiées.....	189
4. Conclusion.....	192
Chapitre 5 - Impact de la navigation sur la qualité chimique et sur le phytoplancton des canaux	199
1. Pression de navigation exercée sur les canaux.....	199
2. Etude physico-chimique et chimique des canaux en lien avec la navigation.....	202
2.1. Etude statistique des données physico-chimiques et chimiques, sans navigation.....	202
2.1.1. Traitement statistique simultané des trois canaux	202
2.1.2. Etude statistique par canal	206
2.2. Etude statistique des paramètres physico-chimiques et chimiques incluant la navigation	211
2.2.1. Analyse statistique des données mesurées ponctuellement dans les canaux	211
2.2.2. Apports des mesures haute fréquence.....	222
3. Impacts de la navigation sur le phytoplancton	229
3.1. Données ponctuelles	229
3.2. Données haute fréquence	231
3.2.1. Paramètres explicatifs de la Chlorophylle <i>a</i>	231
3.2.2. Evolution de la Chlorophylle <i>a</i> sur la Deûle et la Sensée.....	233
3.2.3. Focus sur des événements particuliers.....	236
3.2.4. Cas de la Scarpe.....	238
3.3. Répartition verticale du phytoplancton dans la colonne d'eau lors du passage de péniches ...	240
4. Conclusion.....	250
Conclusion générale et perspectives.....	255
Liste des Figures et Tableaux	260
Références bibliographiques.....	269
Annexes	284

Glossaire

AChE : Acétylcholinestérase

ACP : Analyse en Composantes Principales

AFNOR : Agence Française de Normalisation

AOA : Algae Online Analyser

AEAP : Agence de l'Eau Artois-Picardie

AESN : Agence de l'Eau Seine-Normandie

AVS : Acid Volatile Sulfides

BCF : BioConcentration Factor

BCR : Community Bureau of Reference

BdF : Bruit de Fond

BSR : Bactéries Sulfatoréductrices

CCT : Collision Cell Chamber

CEMAGREF : Centre National du Machinisme Agricole, du Génie Rural, des Eaux et des Forêts (remplacé par IRSTEA)

CETMEF : Centre d'Etudes Techniques Maritimes et Fluviales

Chl a : *Chlorophylle a*

CRS : Chromium Reducible Sulfur

COD : Carbone Organique Dissous

Corg : Carbone organique

COT : Carbone Organique Total

CTO : Contraintes Techniques Obligatoires

DCE : Directive Cadre Eau

DGT : Diffusive Gradients in Thin Films

DOP : Degré de Pyritisation

DOS : Degré de Sulfuration

DREAL : Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement

DTNB : acide dithio-bis-nitrobenzoïque

Eh : Potentiel d'oxydoréduction

EN : Norme Européenne

ETM : Elément Trace Métallique

FE : Facteur d'Enrichissement

FI : Feeding Index

FR : Feeding Rate

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

IBD : Indice Biologique Diatomées

IBGA : Indice Biologique Global Adapté

IBGN : Indice Biologique Global Normalisé
IBMR : Indice Biologique Macrophytique en Rivières
ICP-AES : Inductively Coupled Plasma – Atomic Emission Spectrometry
ICP-MS : Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry
IFEN : Institut Français de l'Environnement (remplacé par le SOeS : Service de l'Observations et des Statistiques)
IgéO : Indice de géoaccumulation
IOBS : Indice Oligochètes de Bioindication des Sédiments
IPR : Indice Poissons Rivières
IRSTEA : Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture
IT : Indice de Toxicité
IWCTU : Interstitial Water Criteria Toxicity Unit
LOG : Laboratoire d'Océanologie et de Géosciences
MA : Milieux Artificiels
MEFM : Masses d'Eau Fortement Modifiées
MES : Matières En Suspension
MO : Matière Organique
MS : Matières Sèches
NQE : Norme de Qualité Environnementale
NQE-CMA : Norme de Qualité Environnementale – Concentration Maximale Admissible
NQE-MA : Norme de Qualité Environnementale – Moyenne Annuelle
OWCTU : Overlaying Water Criteria Toxicity Unit
PCB : Polychlorobiphényles
Porg : Phosphore organique
RAC : Risk Assessment Code
RCO : Réseau de Contrôle Opérationnel
RCS : Réseau de Contrôle de Surveillance
RHAP : Réseau Historique Artois-Picardie
RM&C : Rhône Méditerranée et Corse
RR : Réseau de Référence
SCoT : Schéma de Cohérence Territoriale
SDAGE : Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux
SEM : Simultaneously Extracted Metals
SEQ : Système d'Evaluation de la Qualité
STEP : STation d'EPuration
USEPA : United States Environmental Protection Agency
VNF : Voies Navigables de France

Introduction générale

Introduction générale

Dans les écosystèmes aquatiques, le compartiment sédimentaire occupe une place importante pour le devenir des éléments métalliques. Les métaux parviennent dans la colonne d'eau sous forme particulaire, dissoute et colloïdale. Leur origine est soit terrigène (apports par les eaux de ruissellement, les eaux résiduaires...), soit atmosphérique (apports par les pluies et les aérosols), mais une partie peut également provenir des eaux souterraines. Après un temps de passage plus ou moins long dans la colonne d'eau, les métaux associés aux particules sédimentent, provisoirement ou définitivement.

Des transformations biogéochimiques majeures s'opèrent dès le dépôt des particules à la surface du sédiment. Le principal moteur de ces transformations est la dégradation de la matière organique biodégradable par les bactéries qui vont pour cela utiliser des accepteurs d'électrons (ou oxydants) présents dans le sédiment. La consommation des oxydants induit une anoxie plus ou moins marquée dans la colonne sédimentaire. Cet état réduit du sédiment est instauré en grande partie par la cinétique des réactions d'oxydoréduction. Des transformations chimiques, biologiques ou physiques ont en effet tendance à réoxyder continuellement le sédiment, au moins en ce qui concerne les premiers centimètres. Cette compétition des réactions rend les études en milieux sédimentaires particulièrement délicates : elles nécessitent de multiples compétences en chimie, biologie, sédimentologie, ainsi que le développement de nouveaux outils analytiques de mesures (échantillonneur passif type DGT par exemple) afin d'améliorer la qualité des données, la détection d'espèces chimiques instables à l'air, la résolution des profils...

Par ailleurs, le sédiment n'étant pas isolé du reste du milieu aquatique, des études ont été menées ces dernières années dans la colonne d'eau et à l'interface eau-sédiment en vue notamment de quantifier les échanges en Eléments Traces Métalliques (ETM) dissous entre ces deux compartiments. En effet, la plupart des canaux du bassin Artois-Picardie sont sujets à une sévère pollution historique, notamment par les métaux, en raison d'une intense activité industrielle passée (activités minières, sidérurgiques, textile, chimiques...). Des efforts considérables (création et amélioration des performances épuratoires pour les stations d'épuration industrielles et urbaines, augmentation du taux de collecte et de raccordement,

lutte contre l'érosion, dépollution des friches industrielles, entretien et restauration de cours d'eau....) ont été réalisés de longue date afin de réduire les rejets et d'améliorer leur traitement pour restaurer et protéger la qualité des milieux aquatiques. Bien que les voies navigables fassent l'objet de travaux d'aménagement et de curage, le stock de sédiments contaminés reste important dans le Nord de la France et constitue un frein à l'atteinte du bon état chimique et du bon potentiel écologique tels que défini par la Directive Cadre sur l'Eau.

Le trafic fluvial étant amené à se développer au cours des prochaines années, se pose la question de son incidence sur l'état chimique et sur l'état écologique. La remise en suspension de sédiments contaminés pourrait se traduire par des phénomènes de relargages, conduisant à une augmentation des substances dissoutes dans l'eau et à un possible dépassement des Normes de Qualité Environnementales et ainsi à une contamination des réseaux trophiques. Au contraire, le trafic fluvial est de nature à favoriser l'oxygénation des eaux par brassage.

Le sujet de cette thèse s'insère pleinement dans cette problématique qui vise d'une part à une meilleure connaissance de la dynamique des échanges d'ETM entre les sédiments et la colonne d'eau, et d'autre part, à évaluer l'impact de ces échanges eau-sédiment sur l'état des canaux, en particulier lors de remises en suspension de sédiment liées au trafic fluvial. Pour cela, différentes techniques relevant de la chimie, de la biologie et de l'écotoxicologie ont été mises en œuvre sur divers supports : sédiment, eaux interstitielles, eau de surface, biote.

Ce manuscrit est articulé en cinq parties. **Le premier chapitre** présente l'écosystème canalisé au travers de ses trois composantes : le compartiment sédimentaire, la colonne d'eau et les organismes aquatiques, puis les conséquences induites sur cet écosystème par la navigation. La problématique du bon état chimique et du bon potentiel écologique, spécifique à ces milieux, est également présentée.

Le second chapitre décrit les trois sites sélectionnés pour cette étude, et présente leurs caractéristiques en terme de contamination et de navigation : la Deûle et la Sensée qui appartiennent au réseau magistral de VNF, et la Scarpe non naviguée. Ce chapitre comporte également la présentation des stratégies d'échantillonnages, décrit les techniques et protocoles de prélèvements et d'analyses pour les différents supports étudiés : les sédiments, la colonne d'eau et le biote au travers de deux indicateurs biologiques.

Le chapitre trois porte sur le compartiment sédimentaire des trois canaux. Les mécanismes de la diagenèse précoce sont étudiés en mettant l'accent tout particulièrement sur la sulfuration des sédiments. Les concentrations en contaminants métalliques (Pb, Cd, Zn et Cu) et en phosphore, leur répartition et leur disponibilité dans les sédiments en lien avec le risque lié à la remise en suspension dans la colonne d'eau sont ensuite évaluées.

L'évaluation de la qualité physico-chimique, chimique, et biologique de l'eau de surface des canaux font l'objet du **quatrième chapitre**. Les résultats des dosages en métaux traces, en éléments majeurs et en nutriments dans la phase dissoute sont présentés. La disponibilité et la toxicité des métaux traces sont évaluées d'un point de vue chimique et biologique par le biais des mesures réalisées sur des microcrustacés encagés (*Gammarus fossarum*). La composition phytoplanctonique des trois canaux est également décrite au cours de ce chapitre.

Le cinquième chapitre propose une analyse statistique des paramètres physico-chimiques, chimiques et biologiques (phytoplancton uniquement) en procédant en deux étapes : dans un premier temps, sans tenir compte de la navigation, puis en l'incluant dans un second temps. Ce traitement statistique est réalisé sur l'ensemble des sites à titre de comparaisons, et site par site pour une caractérisation plus fine des milieux en faisant appel à des mesures en haute fréquence.

Chapitre 1

L'écosystème canal en lien avec la navigation

Chapitre 1 - L'écosystème canal en lien avec la navigation

La maîtrise des grandes rivières par l'homme a été développée dans un but principalement économique, la canalisation qui en résulte ayant pour objectif premier de faciliter ses activités, en particulier le transport par bateau des marchandises entre les mines, les usines, les industries et les grands ports (Van Eetvelde and Antrop, 2005). Mais les canaux ont également trouvé d'autres fonctions, comme la protection contre les inondations, la présence d'une source d'eau pour l'agriculture, ou encore les activités récréatives comme la navigation de plaisance ou la promenade le long des anciens chemins de halage. Ils font désormais partie intégrante du paysage français, de par leur forte valeur patrimoniale, tel le canal du Midi, inscrit au patrimoine mondial de l'Unesco en 1996. Plus récemment, un intérêt écologique aux canaux a été avancé, une péniche de 3000 T transportant l'équivalent de 150 camions (VNF, 2011). Le développement actuel du trafic fluvial, en réponse notamment à l'engorgement du trafic routier (par exemple le projet du Canal Seine Nord Europe) contribue ainsi à la création de nouveaux canaux.

Avec 8500 km de voies navigables, le réseau fluvial français est le plus long d'Europe. Il est géré en grande majorité par Voies Navigables de France (VNF), un établissement public administratif de l'Etat depuis le 1^{er} janvier 2013, et se répartit entre le réseau magistral, destiné principalement au transport de marchandises (4100 km), et le réseau régional (2600 km), désormais plus orienté vers le tourisme. Le reste de ce réseau fluvial est géré directement par l'Etat, ou a été transféré à des collectivités locales. Le bassin Artois-Picardie est le plus canalisé des six bassins français. Il comprend 680 km de canaux et rivières navigués, dont 548 km utiles à la navigation de commerce (10 % du réseau navigable français) et répartis en 250 km de canal à grand gabarit, 67 km de moyen gabarit et 231 de petit gabarit ou Freycinet (VNF, 2009).

Toutefois, le développement à grande échelle du commerce par le trafic fluvial, notamment par la connexion artificielle des bassins versants, s'accompagne de certains désagréments, liés à la migration d'espèces invasives, à l'impact physique des écluses et barrages qui génèrent cassure hydraulique, obstacle à la circulation des poissons, défrichage des rives, et rétention

des sédiments. Un problème majeur dans la gestion des canaux réside dans la forte contamination des sédiments à proximité des industries métallurgiques, et dans la gestion et le devenir de ces sédiments pollués issus des curages, effectués en partie par VNF. Si les impacts de ces aménagements font l'objet de nombreuses publications depuis plusieurs années, les impacts relevant de la navigation sont pourtant assez peu étudiés. En effet, peu de travaux portent actuellement sur la remobilisation *in situ* des contaminants piégés dans les sédiments et remis en suspension par le passage des péniches, et de leur impact sur la qualité de la colonne d'eau et sur la survie des organismes aquatiques. Dans le contexte actuel de la DCE et des objectifs imposés de bon potentiel pour les masses d'eau fortement modifiées, l'incidence de la canalisation et du rôle joué par la navigation apparaissent comme des facteurs susceptibles d'empêcher l'atteinte de ces objectifs, et doivent donc être pris en compte dans la définition du bon potentiel.

1. Les composantes de l'écosystème canal

1.1. Les sédiments dans les canaux

Les rivières permettent le transport de l'eau et des sédiments riches en nutriments et en minéraux depuis les bassins versants en amont jusqu'à la mer (Deng and Singh, 2002). Le développement de la navigation commerciale a entraîné la canalisation des grandes rivières, afin de faciliter la circulation des péniches. Il en résulte une forte artificialisation de ces milieux, désormais à tendance rectiligne, et marqués par une absence de dénivelé, compensée par la construction d'écluses.

Ces ouvrages ont non seulement un impact sur l'hydrologie, mais également sur le transport des sédiments : en retenant en amont des écluses les sédiments grossiers, elles ne laissent filtrer que les sédiments plus fins (argiles, limons) (Druaut et al., 2011). Les écluses vont également réguler en partie la vitesse du courant et imposent aux milieux canalisés un faible débit et donc une importante stagnation de l'eau, entraînant une forte sédimentation des particules en suspension.

L'apport de sédiments au canal se fait toutefois progressivement, au travers de l'érosion des sols, mais aussi des berges par le batillage ou du creusement de galeries par les animaux. Les particules peuvent également provenir de rejets d'effluents industriels, de déversoirs

d'orage... L'absence de débit et la faible topographie entraînent une sédimentation rapide, provoquant l'envasement progressif des lits des canaux, et nécessitant un curage régulier afin de permettre le transit des bateaux. La configuration du canal conditionne par ailleurs la sédimentation, qui peut être plus importante notamment au niveau des méandres du cours d'eau, des bassins de virement des péniches et des écluses (VNF, 2009).

Le régime hydrique des rivières naturelles et non aménagées impose à celles-ci des périodes de crues et d'étiages réguliers. Les rivières sont donc généralement associées à des plaines alluviales, dans lesquelles elles débordent régulièrement. La canalisation ayant également pour but de réduire ces débordements, les berges sont souvent remblayées artificiellement. Elles empêchent ainsi l'apport bénéfique des alluvions vers la plaine, mais permettant tout de même aux eaux de ruissellement d'apporter de nombreux contaminants issus du lessivage des sols, à la colonne d'eau, puis aux sédiments. La canalisation conduit ainsi à instaurer une discontinuité entre les milieux aquatiques et terrestres (CETMEF, 2000).

1.2. La colonne d'eau en milieu canalisé

Les canaux présentent une hydrologie particulière et différente du rythme régulier des rivières naturelles, gérée par l'ouverture et la fermeture des écluses (CETMEF, 2000). Celles-ci imposent au milieu aquatique de fréquentes hausses et baisses du niveau d'eau, et ne permettent une augmentation du débit que lors des éclusées. Ces milieux canalisés sont donc marqués par une forte inertie, caractérisée par la stagnation de l'eau et une sensibilité plus accrue aux variations naturelles (variation saisonnière, événements climatiques intenses...). Cette inertie a de fortes conséquences sur les paramètres physico-chimiques de l'eau du canal, et favorise d'importants écarts de température entre les saisons, parfois marqués par des prises en glace en hiver et au contraire une très forte température en été, conduisant à un déficit en oxygène dissous et à l'asphyxie des espèces aquatiques.

Le ruissellement favorise une forte densité de particules en suspension dans la colonne d'eau, apportées par les berges en l'absence de ripisylve. L'artificialisation des rivières dans le but de faciliter la navigation a en effet conduit à l'aménagement des berges en chemins de halage, brisant la continuité écologique entre les plaines alluviales et le cours d'eau. La suppression de la ripisylve et de ses capacités naturelles de filtration conduit directement au canal les eaux

de ruissellement souvent chargées en nitrates et phosphates issus des zones agricoles, ces dernières ayant souvent remplacé les forêts alluviales. Les apports en nutriments contribuent alors à l'enrichissement progressif de la colonne d'eau, favorables à l'eutrophisation du milieu (CETMEF, 2000). Les canaux sont des milieux particulièrement sensibles aux contaminants de toutes sortes, ayant servi pendant des années de lieux de réceptacle des eaux usées (effluents industriels et domestiques, déversoirs d'orage...) ou de ruissellement : l'épandage des boues de STEP en agriculture, et la mise en dépôt des sédiments de curage, souvent contaminés, en bord de canal, ont largement contribué à la pollution du milieu aquatique (AESN, 2009). Des événements climatiques importants (orages) sont par ailleurs susceptibles d'accentuer le ruissellement et d'apporter encore plus de particules sédimentaires au canal (Neal et al., 2006).

La pollution due au ruissellement peut pourtant être limitée par la recréation de bandes enherbées. Il semble qu'une largeur minimale de 12 m soit suffisante pour retenir une partie des contaminants (CETMEF, 2000). La reconstitution artificielle d'une ripisylve peut toutefois donner lieu à un apport trop conséquent de feuilles mortes dans le milieu aquatique, et en association avec la stagnation du milieu, contribuer à la désoxygénation progressive de l'eau au cours de la décomposition de ces feuilles. Ceci est particulièrement le cas pour une ripisylve constituée de peupliers et de frênes (Tremolieres, 1988). Un alignement trop serré d'arbres sur la berge peut par ailleurs contribuer à assombrir le milieu, notamment dans le cas de canaux à petit gabarit. L'assombrissement du milieu aquatique, par la densité en particules ou par ombrage, va réduire la transparence du milieu et la pénétration en profondeur de la lumière (Grangeon et al., 2012; Rapaglia et al., 2011). Cette absence de luminosité peut ainsi nuire au développement du phytoplancton (Ghermandi et al., 2009), et contribuer à limiter la production d'oxygène dissous. A ce phénomène peuvent s'ajouter le manque d'aération du milieu en raison de la faible vitesse du courant et de l'absence de turbulence, et l'augmentation de la température de l'eau. Ces facteurs limitent les teneurs en oxygène dissous et conduisent à freiner les capacités d'autoépuration des milieux naturels (Bunusevac, 2010; CETMEF, 2000; Deng and Singh, 2002). L'ombrage peut également limiter la croissance végétale (phytoplancton, herbiers) dans les canaux riches en nutriments, d'autant plus que la masse d'eau se déplace assez peu.

1.3. Le biote en milieu canalisé

La qualité de l'eau du canal est en lien plus ou moins étroit avec celle d'autres systèmes hydriques (affluents, nappes phréatiques). Elle conditionne la qualité de vie des organismes aquatiques, qui peut être influencée à la fois par les paramètres physiques (température, luminosité, vitesse du courant, débit), chimiques (teneurs en nutriments et contaminants) et biologiques (compétition, prédation...). La canalisation intervient à la fois sur tous ces paramètres.

Les berges des canaux sont généralement complètement artificielles, renforcées pour résister au batillage ou à l'installation de quais de débarquement pour le transport de marchandises. Souvent sous forme de palplanches métalliques ou de blocs immergés, ces supports sont peu favorables à l'installation des végétaux, notamment au développement racinaire. Les berges verticales constituent par ailleurs une barrière aux échanges entre le canal et la berge, et isolent les zones humides. La canalisation ne permet ainsi plus aux rivières de déborder dans les plaines alluviales, entraînant la disparition des frayères et des forêts alluviales, et empêchant le remplissage des nappes phréatiques sous-jacentes (Bunusevac, 2010). La disparition des zones humides, souvent au profit de zones agricoles, peut également perturber le réseau trophique, en limitant les sources de nourriture et les habitats pour les organismes, réduisant ainsi la diversité taxonomique.

La végétation rivulaire constitue par ailleurs un maillon important pour le fonctionnement du canal, abritant de nombreuses espèces d'oiseaux et de mammifères (CETMEF, 2000). La ripisylve peut participer à l'amélioration de la qualité de l'eau en retenant les particules sédimentaires chargées en nutriments, à la stabilisation des berges grâce au réseau racinaire. Le bon état des berges est donc nécessaire pour ses relations avec le canal, conditionnant l'hydrologie, la morphologie du canal, et participant à la production primaire et à la diversité des habitats (Deng and Singh, 2002). La canalisation impose toutefois une fréquente fragmentation de la ripisylve, par l'aménagement des chemins de halage nécessaires à l'entretien du chenal, ou par la présence d'écluses. Cette fragmentation conduit à la fragilisation de la flore autochtone et facilite l'installation de plantes invasives compétitrices telles les renouées (*Fallopia* ssp.) (Gerber et al., 2008) ou la balsamine (*Impatiens glandulifera*) (Hejda and Pysek, 2006).

Bien que les écluses puissent présenter une gêne pour les grands poissons migrateurs (IFEN, 2004), les canaux constituent cependant une voie privilégiée pour l'expansion des aires de répartition de certaines espèces végétales et animales. La continuité entre les cours d'eau relie les bassins versants et constitue des corridors écologiques, bénéfiques pour la recolonisation (notamment après un curage, une crue...) (CETMEF, 2000), mais néfastes en raison de la possibilité d'hybridation entre espèces pouvant entraîner une perte de biodiversité, ainsi que par le moyen de dispersion efficace procuré aux espèces invasives. La faune et la flore autochtones des canaux sont donc soumises à une pression de compétition très forte depuis plusieurs années, perpétrée par de nombreux organismes (Boets et al., 2012; Sabater et al., 2008; Souben et al., 2012). Les milieux soumis aux invasions subissent généralement une diminution des abondances d'espèces autochtones et une perte de diversité (Boets et al., 2012). Les canaux encourent ainsi un fort risque d'homogénéisation de leur faune et de leur flore (Tockner et al., 2011), avec à terme, une banalisation de la diversité. Par ailleurs, de nombreuses espèces invasives proviennent de la Mer Caspienne, ou de la zone méditerranéenne, et les schémas prévisionnels de réchauffement planétaire risquent encore d'accentuer ou de favoriser les phénomènes de propagation (Bouquerel, 2008). Toutefois, si la forte pollution métallique de certains canaux entraîne une perte de biodiversité, il semble qu'elle constitue également un frein à la propagation des espèces invasives macroinvertébrées (Souben et al., 2012) : il a ainsi été observé que leur proportion était plus faible dans les canaux enrichis en éléments traces métalliques (ETM) du bassin Artois-Picardie (Deûle, Canal d'Aire à la Bassée).

Enfin, les forts taux de matières en suspension dans la colonne d'eau des canaux présentent des risques d'interférences dans les fonctions de reproduction, de respiration ou de filtration des organismes (Dodds, 2002), et la diminution de transparence de l'eau ainsi occasionnée peut alors favoriser des espèces habituées aux faibles conditions d'éclairement (Prygiel and Leitao, 1994). Les substrats des canaux sont par ailleurs composés majoritairement de sédiments fins, qui favorisent le colmatage et l'anoxie du lit, et empêchent alors le développement des œufs de certaines espèces macroinvertébrés ou piscicoles.

Il semble ainsi que les écosystèmes canalisés tendent vers un mode de fonctionnement proche de celui des lacs ou des étangs : des milieux peu profonds, riches en nutriments et lentiques, et une flore assez apparentée avec la présence de nénuphars, de cératophylles et de lentilles (Willby, 2000). Mais la gestion actuelle de l'écosystème canalisé (Figure 1) tend plutôt à une banalisation du milieu et de ses habitats (IFEN, 2004), et ainsi à une homogénéisation de sa faune et de sa flore, mises en danger par les proliférations d'invasives, mais aussi par les usages liés aux canaux (navigation, agriculture, industrie...) (Tockner, 2011).

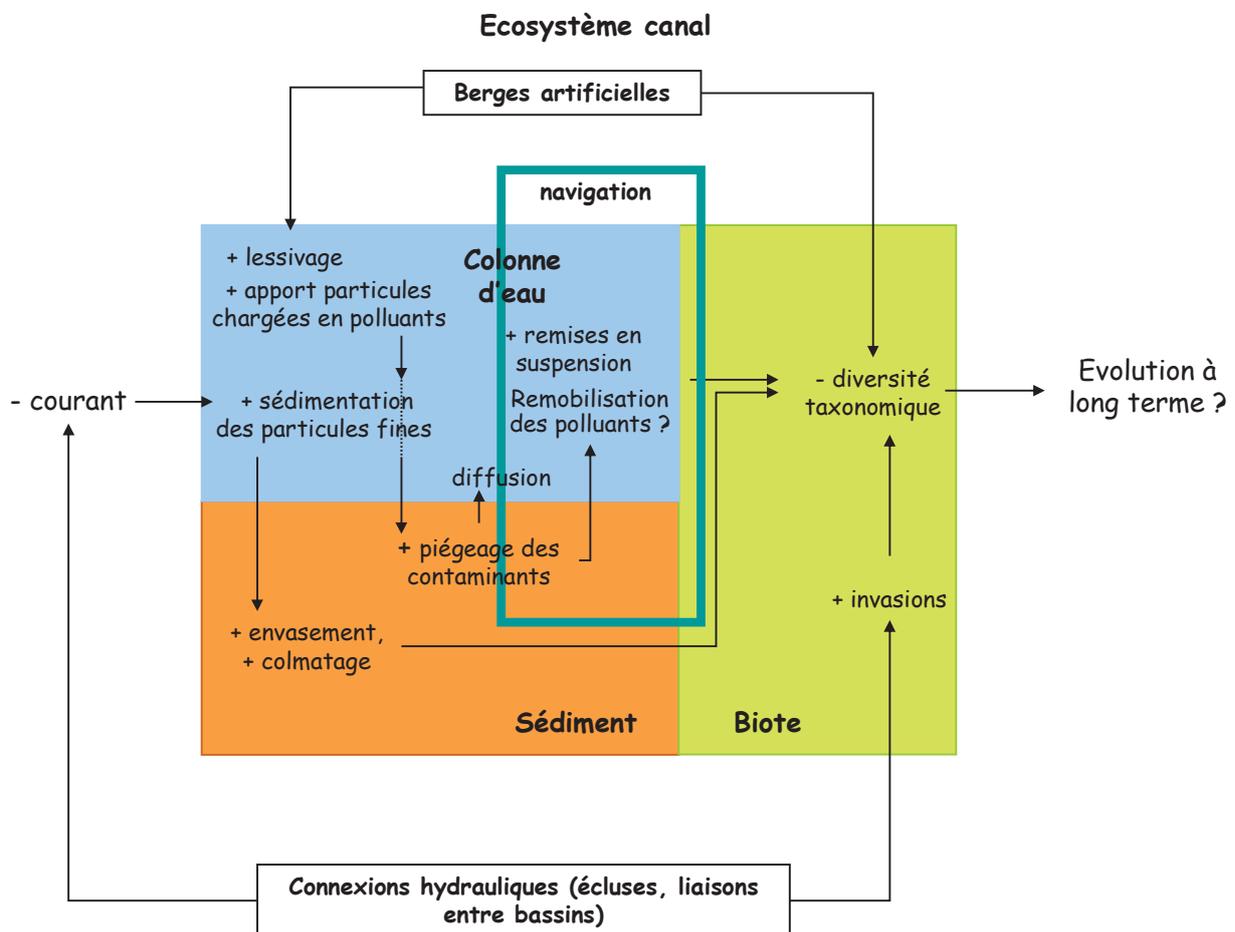


Figure 1 : représentation schématique des interactions entre les compartiments de l'écosystème canalisé

2. Conséquences induites par la navigation en milieu canalisé

Le fonctionnement des canaux est d'autant plus particulier qu'il est lié aux usages anthropiques, récréation, plaisance, mais surtout à la navigation de commerce, qui constitue une pression supplémentaire, qu'il peut être nécessaire de prendre en compte dans l'évaluation de la qualité écologique des milieux aquatiques. Le trafic fluvial génère un certain nombre de perturbations, qui atteignent tous les compartiments de l'écosystème.

2.1. Perturbations hydrauliques

Le passage récurrent des péniches dans les canaux entraîne une nouvelle modification de l'hydrologie. La fréquence d'ouverture et de fermeture des écluses s'intensifie, brisant la continuité amont/aval, et provoquant dans le chenal des variations ponctuelles de la hauteur de la colonne d'eau.

Le trafic fluvial génère des vagues lors du passage des péniches, dont les répercussions sur les berges, le batillage, peuvent provoquer l'érosion verticale. Le trafic entraîne également une augmentation ponctuelle de la vitesse du courant et crée un courant de retour pouvant augmenter de 3 à 10 fois la vitesse naturelle d'écoulement, et persistant environ une dizaine de minutes. Un courant de retour inverse au sens naturel d'écoulement de l'eau dans le canal génère par ailleurs des turbulences accrues (Martin, 2001).

2.2. Perturbations sur les organismes

Les effets du trafic fluvial sur les organismes aquatiques en particulier, mais aussi terrestres, ont été étudiés depuis de nombreuses années, mais rares sont les études portant sur l'ensemble de l'écosystème (Eaton and Hatcher, 2002).

Les premiers effets néfastes de la navigation de plaisance ont été observés sur les macrophytes (Murphy and Eaton, 1983), sujets à une forte réduction de leur biomasse et de leur diversité, puis à une totale disparition, dans le cas d'un trafic fluvial intense (Willby and Eaton, 1996). L'élimination des macrophytes résulte du contact direct de ces végétaux avec

les hélices et propulseurs, qui provoquent cisaillement, arrachage des racines, mais aussi des remous provoqués par le passage régulier entraînant assombrissement du milieu, modification des habitats...(Ali et al., 1999).

La disparition des macrophytes impacte alors directement les macroinvertébrés (Willby and Eaton, 1996) et les poissons (Weber et al., 2012), qui perdent leurs habitats. Les invertébrés comprennent des espèces sensibles aux stress hydrauliques. Le vent génère également des remous dans la colonne d'eau, mais d'intensité moindre que le batillage occasionné par la navigation, dont les augmentations de vitesse de l'eau sont courtes et ponctuelles (Gabel, 2008). La navigation semble avoir un impact sur l'abondance des macroinvertébrés (Bishop, 2008), des polychètes (Gabel, 2012), des gastéropodes et des amphipodes (Gabel et al., 2008), de par l'exposition aux hélices, ancrages et amarres, et par les turbulences qui soumettent les organismes à des conditions moindres en oxygène, en raison de la remise en suspension de sédiments anoxiques, et qui délogent les organismes de leurs habitats. Ceux-ci sont ainsi plus exposés aux risques de prédation et doivent alors dépenser une énergie supplémentaire afin de rejoindre leur habitat initial. Enfin, Gabel et al. (2011) ont montré que les remous dans les cours d'eau navigués sont à l'origine d'une pression de sélection en faveur des espèces non-natives, qui présentent en général de meilleures capacités natatoires.

Les communautés piscicoles sont également fortement impactées par la navigation, par la perte d'abondance de leur principale source de nourriture, les macroinvertébrés (Bishop, 2008), mais aussi par les effets dus à la remise en suspension : colmatage des branchies, habitats incompatibles avec le développement des larves, mais aussi du batillage. Le trafic fluvial est en effet inversement corrélé avec l'abondance des populations de poissons (Penczak and O'Hara, 1998). Un nouveau modèle basé sur les alevins de poissons (Leclere et al., 2012) a mis en évidence que les jeunes organismes semblent plus sensibles aux perturbations de leur habitat, induites par la navigation, que par la qualité de l'eau. Par ailleurs, les rapides variations du niveau d'eau qui suivent le passage d'un bateau entraînent des mises hors de l'eau régulières et partielles des poissons, ce qui semble être une source de mortalité importante chez certaines espèces (Nagrodski et al., 2012; Pearson and Skalski, 2011). La navigation entraîne également une diminution de la diversité spécifique des poissons et une modification des communautés : la disparition des macrophytes et l'augmentation de la turbidité sont néfastes aux espèces plus sensibles (brochets, tanches) qui disparaissent au profit d'espèces opportunistes et de plus petite taille (gardon, brème, perche, carpe et surtout goujon) (Willby, 2000; Willby and Eaton, 1996). Il semble même que

certaines espèces fuient les voies d'eau naviguées pour des zones plus calmes (Wolter, 2001). Le bruit et les mouvements occasionnés par le trafic fluvial sont par ailleurs susceptibles d'induire un stress chez les poissons et de modifier leur rythme cardiaque ainsi que leurs capacités auditives (Gabel, 2012).

Indirectement, la navigation impacte également les communautés d'oiseaux et de mammifères en entraînant des modifications des habitats et de la ressource en nourriture des espèces terrestres. Le bruit des moteurs et l'apparition des péniches sont des sources de stress pour les oiseaux, avec des effets délétères sur leur taux de nutrition et leur succès de reproduction, avec à terme une diminution d'abondance (Eaton and Hatcher, 2002). L'érosion des berges causée par le batillage constitue également une source de nuisance pour les mammifères fouisseurs, type campagnols, dont les terriers subissent des inondations (Willby, 2000).

Le batillage semble également être une source de mortalité pour le zooplancton. Les turbulences sporadiques peuvent influencer les relations trophiques au sein du plancton, mais aussi les comportements, la physiologie, la croissance et le développement de certaines espèces (Bickel et al., 2011).

Enfin, la migration des espèces invasives, déjà observable dans les canaux non navigués, est encore accrue par la navigation, les organismes voyageant fixés à la coque ou immergés dans les eaux de ballast des bateaux (Souben et al., 2012).

Ainsi, le trafic fluvial est inversement corrélé avec l'abondance des populations de macrophytes, d'invertébrés et de poissons (Penczak and O'Hara, 1998). La turbidité induite par la circulation des bateaux est globalement une source de stress chez les organismes aquatiques (Tockner et al., 2011) et entraîne une réduction de biomasse et de diversité des espèces aquatiques (Willby, 2000). Il est ainsi possible que les conséquences de la navigation atteignent la composition des communautés et ainsi l'ensemble de la chaîne alimentaire. Bien que les effets indésirables de la navigation sont encore inconnus à long terme (Wolter, 2001), l'augmentation du trafic fluvial pourrait intensifier les impacts déjà observés, et des effets à l'échelle de l'écosystème pourraient alors apparaître (Nagrodski et al., 2012).

2.3. Perturbations sur les sédiments de surface

Le trafic fluvial est une source d'érosion du sédiment, causée par les modifications d'écoulement et les hélices des péniches (Martin, 2001). Le passage d'un navire produit une vague de vitesse maximale à proximité du fond du lit, qui entraîne la remise en suspension du sédiment. Le passage successif de plusieurs navires sur un court laps de temps peut amplifier la resuspension des particules (Rapaglia et al., 2011) et provoquer une érosion des fonds ainsi que la remobilisation de contaminants ou de nutriments adsorbés aux particules, et permettre la dispersion des contaminants. Le flux de sédiment est soumis à des phases régulières de sédimentation et de remise en suspension (Martin, 2001) dans la colonne d'eau, et se déplace dans le canal, mais de façon erratique (Neal et al., 2010). Il a par ailleurs été observé que les augmentations en particules sédimentaires, mais aussi en nutriments et en Chlorophylle *a* dans la colonne d'eau ne sont pas toujours reliées aux passages des bateaux. Ainsi, les processus biologiques contrôlent en partie l'évolution de la *Chl a* et des nutriments, et les liens avec la navigation et les éclusées sont complexes en raison notamment de la perturbation du temps de résidence de l'eau et des mécanismes d'adsorption/désorption avec les particules sédimentaires (Neal et al., 2010).

Outre les phénomènes de remise en suspension du sédiment, la pollution générée par la navigation peut également provenir des rejets d'huiles et d'hydrocarbures (Radovic et al., 2012), mais aussi de HAP, ou de substances nocives contenues dans les peintures des coques comme les organoétains, qui sont souvent toxiques pour les organismes aquatiques (Eaton and Hatcher, 2002; Gabel, 2012).

La navigation exerce différentes formes de pression sur l'écosystème aquatique, mais les phénomènes de remise en suspension du sédiment et de brassage de la colonne d'eau sont des phénomènes assez méconnus, et sont susceptibles de modifier les échanges eau-sédiment. Les enjeux sur la qualité de l'eau nécessitent donc d'être étudiés, d'autant plus dans le cas de canaux fortement pollués, pour lesquels la navigation peut agir en modifiant la disponibilité des contaminants enfouis dans le sédiment ou adsorbés aux particules, et mettre en danger la survie des organismes aquatiques.

2.2.1. Rappel des transformations redox dans les sédiments

Le sédiment est un compartiment complexe de l'écosystème aquatique, formé de particules minérales et organiques, et caractérisé par sa composition, sa granulométrie et sa teneur en eau. Les particules sont généralement issues de l'érosion des sols et de la décomposition des organismes, et apportées aux milieux aquatiques par le vent, le courant ou les eaux de rejets et de ruissellement. Naturellement, ces particules sédimentent et alimentent le compartiment sédimentaire. La composition en éléments majeurs (Al, K, Fe, Mg...) est généralement stable avec le temps, tandis que les apports en carbone, en azote et phosphore, mais aussi en éléments traces métalliques, varient selon les activités anthropiques, les saisons et le type de milieu.

Le compartiment sédimentaire n'est pas pour autant un milieu stable et inerte, mais est le siège de nombreuses transformations physiques, chimiques et biologiques, principalement liées aux processus de la diagenèse précoce, et dont l'un des moteurs principaux est la minéralisation de la matière organique (Lille1 and AEAP, 2013a; Lille1 and AEAP, 2013b). Cette minéralisation est progressivement réalisée par l'activité bactérienne qui utilise pour ce faire des accepteurs d'électrons (ou oxydants) disponibles dans la colonne sédimentaire (Figure 2). Ainsi, les sédiments de surface deviennent très vite anoxiques car l'oxygène est consommé sur les tous premiers millimètres. Les nitrates, oxydes de fer et de manganèse et sulfates sont ensuite réduits avant que n'interviennent les processus de fermentation. A plus grande profondeur, la diagenèse se poursuit, aboutissant à la formation de roches (à l'échelle de temps géologique).

La minéralisation de la matière organique dans les sédiments contribue généralement à rendre progressivement le milieu plus réducteur (diminution des valeurs du potentiel redox) et plus acide. Elle est accompagnée d'une production de carbone inorganique avec souvent une augmentation de l'alcalinité avec la profondeur.

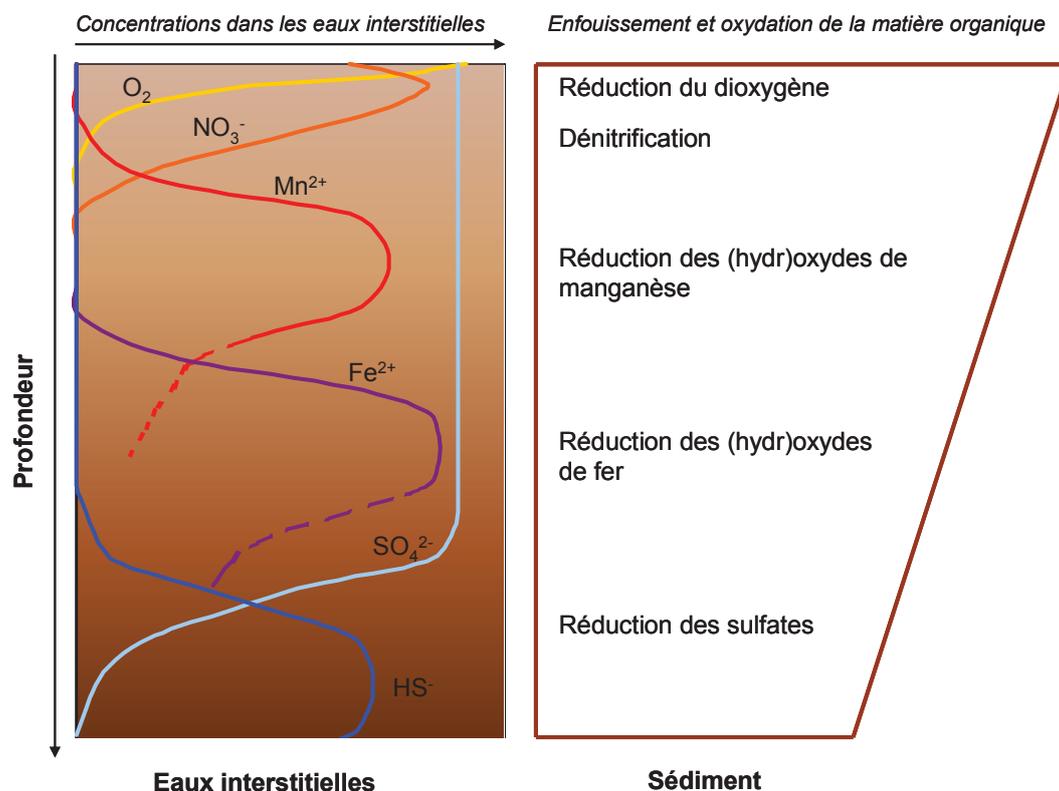


Figure 2 : consommation des oxydants au cours des mécanismes de la diagenèse précoce, d'après (Dodds, 2002; Jézéquel and Viollier, 2007)

Les sédiments peuvent constituer des lieux de stockage importants pour divers types de contaminants (ETM, nutriments, PCB, HAP, pesticides, résidus médicamenteux...), en lien avec les activités anthropiques (Amiard et al., 2007). La contamination parfois importante des sédiments soulève par ailleurs de nombreux problèmes quant à la gestion de l'écosystème, notamment en cas d'événement majeur (aménagement, dragage, crue). La mobilité de ces contaminants au sein du compartiment sédimentaire est intimement liée aux mécanismes de la diagenèse précoce, qui agit sur la spéciation des espèces chimiques. Le rôle de la navigation est actuellement mal défini, mais est toutefois susceptible de modifier les relations entre espèces chimiques et biologiques au sein des compartiments aquatiques et sédimentaires.

2.2.2. Mobilité des contaminants à l'interface eau-sédiment

- **Composition physico-chimique des particules**

La teneur en matière organique des sédiments est un paramètre important dans le diagnostic de la labilité des contaminants, car elle constitue un complexant efficace pour certains polluants, notamment pour le cuivre (Bradl, 2004). Or l'oxygénation de la colonne d'eau favorise la minéralisation de la matière organique (Kleeberg et al., 2012; Lenzi, 2010; Stahlberg et al., 2006), et est ainsi favorable à la libération des espèces métalliques dissoutes en solution, potentiellement disponibles pour les organismes aquatiques (Charriau, 2009). Le rôle de la navigation dans le brassage et l'oxygénation de la colonne d'eau des canaux semble ainsi déterminant. Toutefois, une étude menée sur le trafic fluvial en lagon (Lenzi et al., 2005) n'a pas mis en évidence de modifications des teneurs en Carbone Organique Total (COT) par la navigation.

- **Physico-chimie des particules sédimentaires**

La distribution granulométrique intervient dans la mobilité des contaminants, les particules fines ayant de meilleures capacités d'adsorption (Dabrin et al., 2012). Or, les canaux sont souvent constitués de particules fines argileuses et limoneuses (Alary et al., 2011; IFEN, 2004) qui sont plus susceptibles d'être remises en suspension dans la colonne d'eau par la navigation. En milieu lagunaire, il a été constaté que le trafic fluvial génère une augmentation du potentiel redox Eh, soit une meilleure oxygénation des sédiments de surface (Lenzi et al., 2005).

La présence d'une fine couche oxydée en surface du sédiment permet généralement le piégeage des ETM et du phosphore à l'interface eau-sédiment, par adsorption sur les phases sédimentaires comme la MO, les oxydes et hydroxydes de fer, de manganèse, d'aluminium et les argiles (Bradl, 2004; De Jonge et al., 2010). Le brassage occasionné par la navigation est donc susceptible d'augmenter l'oxygénation des sédiments de surface, de favoriser la présence de cette couche oxydée, et ainsi de participer au piégeage des ETM et de P. De la même manière, une meilleure oxygénation de la colonne d'eau est susceptible de favoriser les phénomènes d'oxydation du fer, conduisant à l'adsorption de P et des ETM. Inversement, un

phénomène anoxique (orage, apport de matières organiques, fin de développement végétal) peut entraîner la réduction des oxydes et le relargage du phosphore et des ETM initialement adsorbés aux particules dans la colonne d'eau et les eaux interstitielles (Inoue and Nakamura, 2012).

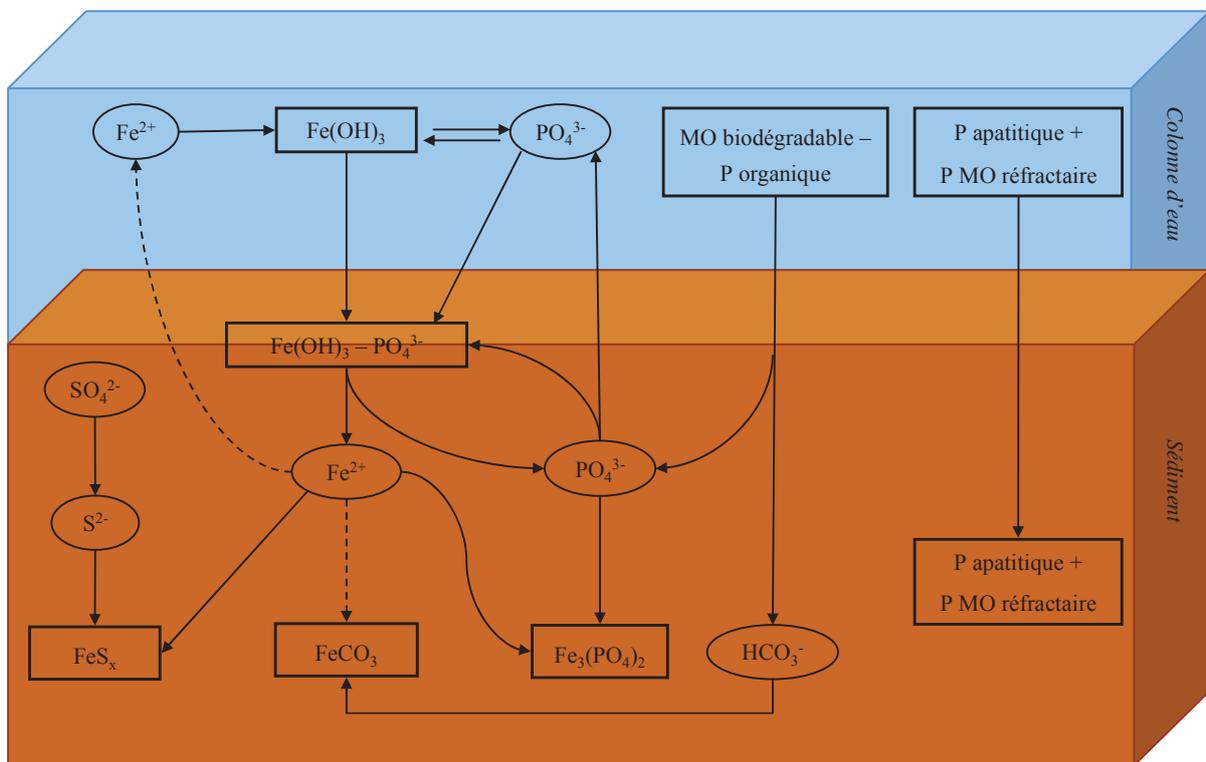
Les conditions physico-chimiques dans les sédiments de surface sont relativement instables, mais tendent vers un équilibre avec la profondeur. En surface, les contaminants sont en général en contact direct avec les organismes et ils sont souvent plus disponibles. Pour les métaux par exemple, la dissolution réductrice des oxydes de fer va provoquer la libération partielle des ETM initialement adsorbés. Le sédiment plus en profondeur peut également contenir des contaminants dangereux pour les organismes, mais qui sont moins remobilisables du fait de l'anoxie du milieu (Flück, 2012) et de leur enfouissement.

Les éléments métalliques contenus dans les minéraux (silicates, etc.) sont sous forme stable et non disponible, tandis que ceux liés aux carbonates, aux (hydr)oxydes de fer et de manganèse, aux substances humiques, aux sulfures et à la MO sont susceptibles de voir leur spéciation modifiée avec la profondeur au cours des réactions diagénétiques (Sabra, 1998). La mobilité des ETM et du phosphore est ainsi principalement contrôlée par les cycles géochimiques du fer, du soufre (De Jonge et al., 2010) et du carbone en milieu anoxique. La disponibilité est notamment influencée par les phénomènes d'adsorption, en particulier sur les argiles, les oxydes et les hydroxydes métalliques (Fe et Mn), et la MO (Bradl, 2004) et par la précipitation des ETM sous forme de sulfures métalliques (Lesven et al., 2008). Dans les sédiments calcaires, Ca intervient également en tant que compétiteur ionique et peut modifier la spéciation de Pb, Zn et Cd, par sorption ou précipitation sur les carbonates.

Les cycles du soufre et du fer sont donc très liés à la mobilité des ETM, et indirectement liés au cycle de P (Dodds, 2002). Le soufre est principalement apporté au milieu sédimentaire sous forme de sulfates, réduits en sulfures dissous dans les eaux interstitielles par les bactéries sulfato-réductrices (BSR). Ces sulfures peuvent alors précipiter sous forme de sulfures métalliques, notamment en présence de fer, pour former FeS et FeS₂ (pyrite). Dans les sédiments anoxiques contaminés en ETM, la formation des sulfures de fer entre en compétition avec celle des sulfures de Pb, Zn, Cd, Ni et Cu, ces derniers possédant une affinité plus forte pour les sulfures que le fer. Ainsi précipités dans les sédiments, ces ETM se trouvent piégés sous une forme peu disponible, et présentent alors un risque moindre de

toxicité. Toutefois, la réoxydation des sédiments peut conduire au retour des ETM sous forme dissoute dans les eaux interstitielles, potentiellement relargables dans la colonne d'eau.

Par ailleurs, la réduction du phosphore organique avec la profondeur entraîne la libération dans les eaux interstitielles de phosphore inorganique sous forme d'orthophosphates (Figure 3). L'établissement d'un gradient de concentration dans les sédiments est susceptible de favoriser l'apparition d'un flux de phosphates à l'interface eau-sédiment, et ainsi d'enrichir la colonne d'eau, bien qu'une partie des phosphates reste adsorbée à cette interface notamment sur les hydroxydes de fer (Sundby et al., 1992). Plus en profondeur, le phosphore inorganique peut précipiter, par exemple sous forme de vivianite et d'(hydroxy)apatites, qui sont des formes non disponibles pour les organismes.



Cercles : formes dissoutes ; cadres : formes particulaires

Figure 3 : schéma simplifié des interactions entre les cycles du fer, du soufre, et du phosphore à l'interface eau-sédiment, d'après Kleberg, 2012.

- **Pressions physiques**

Les différences de concentrations entre la colonne d'eau et les eaux interstitielles peuvent conduire à l'établissement d'un gradient de concentration en phosphore ou en ETM, à l'origine de flux diffusifs à l'interface eau-sédiment (Campanha et al., 2012). Une augmentation de la vitesse de l'eau, notamment lors du passage d'un bateau, peut conduire à l'intensification de ces échanges en érodant momentanément la couche oxydée de l'interface (Inoue and Nakamura, 2012). Par ailleurs, le passage d'une péniche provoque une augmentation locale de la pression au niveau des sédiments, pouvant conduire à l'expulsion des eaux interstitielles dans la colonne d'eau (Simon, 2012). Ceci rejoint les observations effectuées par Lenzi et al (2005) ayant constaté une diminution de la porosité des sédiments soumis au trafic fluvial.

L'oxydation physique des sédiments anoxiques, par le brassage par exemple, peut entraîner le relargage du phosphore contenu dans la vivianite dans la colonne d'eau, sous forme de phosphates (Neal et al., 2006). D'autres études (Lenzi et al., 2010) n'ont toutefois pas obtenu de résultats significatifs induits par la remise en suspension sur les teneurs en phosphore dissous, mais aussi en ammonium, ou encore en oxygène dissous. Toutefois, il semble que la perturbation régulière des sédiments permet le maintien d'un taux constant de MO, en favorisant sa dégradation et en réduisant ainsi son accumulation en surface du sédiment. Mais si les perturbations répétées semblent participer à améliorer la qualité du sédiment, elles ne semblent pourtant pas propices à la végétation (Cf. § 2.2).

L'aération physique de la colonne d'eau favorise par ailleurs les réactions biogéochimiques dépendantes du potentiel redox, comme l'oxydation de Fe(II) (dissous ou présent sous forme de sulfures) en hydroxydes de Fe(III) qui va favoriser la co-précipitation des orthophosphates (Kleeberg et al., 2012). L'oxygénation peut également oxyder au moins partiellement les sulfures en sulfates, relarguant alors les ETM dans la colonne d'eau.

- **Processus biologiques**

Le rôle des organismes aquatiques sur le comportement des métaux n'est pas clairement identifié. La bioturbation contribue à oxygéner les sédiments de surface, mais un milieu contaminé en ETM va réduire la diversité et la densité taxonomique, et ainsi la participation

des organismes fouisseurs. De la même façon, la qualité de l'eau conditionne le développement du phytoplancton et des macrophytes, et donc la photosynthèse, qui participe de façon importante à l'oxygénation du milieu.

Ainsi, il semble que l'oxygénation du milieu et les remises en suspension fréquentes aient tendance à rendre le phosphore moins disponible (adsorption sur les oxydes de fer, précipitation sous forme de vivianite notamment), tandis que les impacts sur la disponibilité des ETM restent moins bien définis. Cette étude vise ainsi à améliorer la compréhension des mécanismes biogéochimiques en lien avec la remise en suspension récurrente due au trafic fluvial et à définir les conséquences de la navigation sur l'état des masses d'eau et sur le potentiel écologique.

3. Incidence de la navigation sur la qualité de l'eau et sur l'état des milieux

Le fonctionnement des canaux présente des différences avec celui des cours d'eau, en lien avec l'artificialisation forte de ces milieux, mais aussi des usages qui leur sont imposés, comme la navigation. La DCE impose le suivi de ces canaux, au titre des MEFM (Masses d'Eau Fortement Modifiées) et des MA (Milieux Artificiels) et leur fixe également des objectifs de qualité, avec l'atteinte du Bon Potentiel. Mais l'influence de la navigation n'est pas prise en compte, bien que pourtant susceptible de modifier les réponses des indicateurs actuels mis en place.

Le relargage des contaminants liés aux particules sédimentaires est un phénomène particulièrement préoccupant, notamment dans les canaux du bassin Artois-Picardie, fortement enrichis en ETM par les activités industrielles développées à partir du 19^{ème} siècle. L'influence de la navigation mérite donc d'être étudiée, notamment afin de savoir si elle peut constituer un frein à l'atteinte du bon potentiel écologique.

3.1. Définition et principes de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE)

3.1.1. La DCE : définition et objectifs

La Directive Cadre sur l'Eau, dite DCE, en date du 23 octobre 2000 (Directive 2000/60) et complétée par les Directives du 16 décembre 2008 et du 31 juillet 2009 définit « un cadre pour la gestion et la protection des eaux par bassin hydrographique » à l'échelle européenne (JOCE, 2000; JOUE, 2008; JOUE, 2009). Elle fixe pour objectifs l'atteinte du bon état écologique de toutes les masses d'eau (rivières, lacs, eaux côtières et de transition, eaux souterraines) sauf pour les masses d'eau artificielles et fortement modifiées (recherche du bon potentiel), et l'atteinte du bon état chimique. Elle vise en outre à éviter la dégradation de l'état constaté lors de l'état des lieux initial mené en France en 2004. Elle fixe enfin des objectifs spécifiques pour les zones protégées (production d'eau potable, zones de baignade, zones visées par les Directives Natura 2000 et Habitats...). Elle prévoit en outre la réduction des rejets, des émissions et des pertes pour les substances prioritaires, et la suppression des rejets des substances prioritaires dangereuses d'ici 2021.

Cette Directive, qui a fait l'objet de plusieurs circulaires - par exemple les circulaires relatives aux sites de référence (MEDD, 2004), à la définition du bon état (MEDD, 2005b) ; à la typologie des eaux (MEDD, 2005a), ou aux programmes de surveillance (MEDDE, 2008) - a été traduite en droit français par la Loi sur l'Eau de 2006 (JO., 2006), et a donné lieu aux arrêtés du 25 janvier 2010 et du 8 juillet 2010 pour la surveillance et l'évaluation de l'état des eaux (MEDDE, 2010b; MEDDE, 2010c).

La réalisation des objectifs de bon état 2015 peut bénéficier d'un report d'échéance à 2021 ou 2027 (dérogation de délais), ou de la mise en place d'objectifs moins stricts (recherche du bon potentiel) en cas d'impossibilité technique, d'impacts environnementaux supplémentaires ou de coûts de réalisation disproportionnés.

3.1.2. Principes et méthodologie imposée

Le principe de cette Directive repose sur une méthodologie et une application communes aux 27 Etats Membres de l'Union Européenne. La notion de districts est ainsi définie, ceux-ci pouvant dans certains cas être internationaux. Pour le bassin Artois-Picardie par exemple, ont été définis deux districts internationaux, dont le district Escaut partagé avec la Wallonie, les Flandres, la Région Bruxelles capitale et les Pays Bas. La concertation est obligatoire au sein de ces districts et se fait au siège de la Commission Internationale Escaut situé à Anvers. Plus concrètement, chaque Etat a l'obligation de mettre en place pour chaque district un plan de gestion accompagné d'un programme de mesures, qui définit des objectifs par masse d'eau, planifie une méthodologie de travail, et inclut une participation du public. En France, ces plans de gestion sont généralement assimilés aux Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) issus de la Loi sur l'Eau de 1992 (JO, 1992).

La DCE impose également une méthodologie et des protocoles à suivre pour la surveillance et l'évaluation de l'état des cours d'eau et des plans d'eau. L'évaluation de l'état des masses d'eau se fait sur le principe de l'écart à la référence avec une large place donnée à la biologie. Les références sont définies pour chaque type de masse d'eau. Dans le cas des cours d'eau, les types sont issus du croisement des hydroécotones définies au niveau national (une trentaine de grandes hydroécotones dites de rang 1 et près de 120 hydroécotones de rang 2 ont été définies sur le territoire métropolitain) avec la taille des cours d'eau définie par le rang de Strahler. A titre d'exemple en Artois-Picardie existent 3 hydroécotones de rang 1 (tables calcaires, Dépôts argilo-sableux, Ardennes) et 9 hydroécotones de rang 2. On distinguera ainsi et à titre d'exemple, les petits cours d'eau du Boulonnais, les petits cours d'eau de haute Normandie - Picardie, et les petits cours d'eau des Ardennes. La DCE a également obligé les Etats Membres à revoir leurs dispositifs de surveillance en définissant de nouveaux réseaux :

- Le Réseau de Référence (RR) et le Réseau de Contrôle de Surveillance (RCS) destinés à évaluer les changements à long terme des conditions naturelles et des incidences globales des activités humaines. Les sites sont choisis pour refléter l'état général des eaux, l'évaluation des flux à la mer et vers un autre Etat. Il s'agit d'un réseau pérenne.
- Le Réseau de Contrôle Opérationnel (RCO) mis en place pour les masses d'eau en risque de non atteinte des objectifs environnementaux et pour évaluer l'efficacité du

programme de mesures. Ce réseau est non pérenne et s'arrête dès que le bon état a été atteint. Il ne porte en outre que sur les paramètres à l'origine de la non atteinte du bon état,

- Le Réseau de Contrôle d'Enquête est à effectuer en cas de non atteinte vraisemblable des objectifs de bon état et en l'absence d'éléments sur les causes, et pour les pollutions accidentelles. Il donne le plus souvent lieu à des mesures et donc à un contrôle opérationnel,
- Le contrôle additionnel vient en complément des RCS et RCO pour les zones inscrites au registre de zones protégées (analyses bactériologiques en zones de baignade par exemple).

3.2. Définition des états chimique et écologique et applicabilité en canal

L'état d'une masse d'eau (unité de rapportage au niveau européen) est défini par la DCE comme étant l'état le plus déclassant de l'état chimique et de l'état écologique, l'état écologique étant lui-même défini comme étant le plus déclassant des états biologique et physico-chimique (Figure 4). A noter que l'hydromorphologie n'est pas prise en compte dans l'évaluation de l'état. Elle ne sert qu'à caractériser le très bon état. Pour autant, des mesures sur l'hydromorphologie sont souvent indispensables pour améliorer l'état biologique et donc l'état écologique.

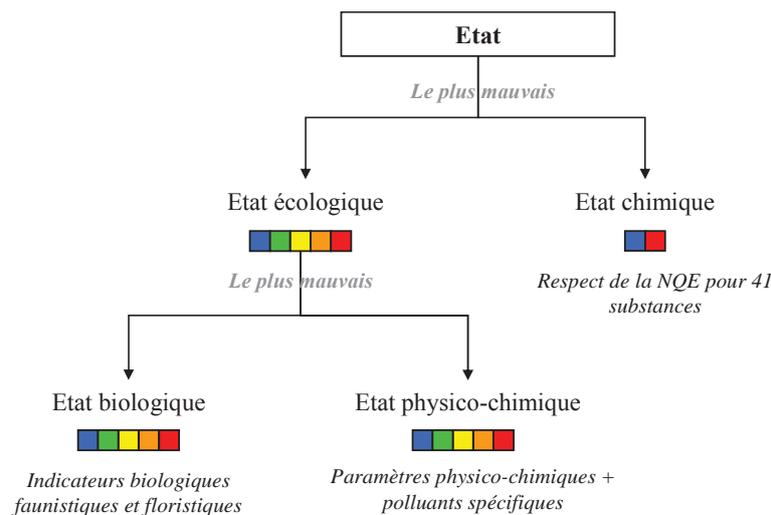


Figure 4 : principe de l'évaluation du bon état d'une masse d'eau (AEAP, 2010)

3.2.1. L'état écologique

L'état écologique est le résultat de :

- **l'état biologique**, défini par un certain nombre d'indicateurs floristiques (diatomées, macrophytes...) et faunistiques (macroinvertébrés, poissons...) donnant lieu à des calculs d'indices (Tableau 1),
- **l'état physico-chimique**, défini par :
 - o les paramètres physico-chimiques : température, pH, oxygène, nutriments, etc. Les seuils définis pour l'état physico-chimique sont ceux définis pour la fonction aptitude à la biologie du SEQ eau version 2 (MEDD and Agences de l'Eau, 2003) à l'exception des nitrates pour lesquels le seuil de bon état a été fixé à 50 mg.L^{-1} conformément à la réglementation en vigueur pour l'eau potable,
 - o les polluants spécifiques de l'état écologique au nombre de 9 : ETM (As, Cu, Cr, Zn) et polluants synthétiques (Chloroluron, linuron, etc.).

L'état écologique comprend 5 classes de qualité et fonctionne sur le principe de l'écart à la référence, défini comme étant les conditions pour une masse d'eau très peu impactée par les activités anthropiques. Les seuils de classe de qualité sont définis pour chaque indicateur biologique selon la typologie des masses d'eau (cf. Arrêté du 25 janvier 2010 (MEDDE, 2010a)). Les valeurs de référence et les seuils d'état peuvent ainsi différer pour chaque type, et au sein d'un même type selon la taille du cours d'eau et donc de la position du site de suivi sur le profil amont / aval du cours d'eau.

Tous les indicateurs biologiques, développés pour application en rivières, ne sont pas adaptés aux MEFM (Tableau 1). Des protocoles dérivés, comme l'IBGA (Indice Biologique Global Adapté) (CEMAGREF, 2009) ont été mis en place pour les grands cours d'eau, mais ne répondent pas aux exigences spécifiques des canaux. L'indice Poisson Rivière ou IPR (AFNOR, 2011) n'est pas applicable en milieu canalisé même si les pêches sont possibles. Le calcul de l'indice nécessite en effet de connaître la surface du bassin versant de la station de mesure. Quant à l'indice oligochètes IOBS (AFNOR, 2002), bien qu'adapté à ces milieux, il n'a pas été retenu pour les suivis DCE. En l'état actuel des connaissances, seuls les diatomées et l'IBD (AFNOR, 2007) sont donc utilisables en canaux dans l'attente d'un indice phytoplancton en cours de développement.

Tableau 1 : outils indicateurs de l'état biologique, principales caractéristiques des protocoles et commentaires quant à leur applicabilité en canal

Outils de l'état biologique	Protocole	Commentaire
Diatomées : IBD NF T 90-354 (AFNOR, 2007)	Application en canal sur support unique : palplanches	Etude AEAP ayant mis en évidence que les notes IBD dans les canaux sont plus faibles qu'en rivières.
Macrophytes : IBMR NF T 90-395 (AFNOR, 2003)	Application du protocole sur végétaux fixés	Absence de végétaux fixés en canaux (curage, navigation) Présence unique de végétaux non fixés. Protocole non pertinent.
Phytoplancton Protocole CEMAGREF (2009)	En cours de développement au niveau national avec 13 points en Artois-Picardie à partir de 2012	Prise en compte des milieux canalisés/ navigués Impact du zooplancton ?
Oligochètes : IOBS NF T 90 390 (AFNOR, 2002)	Application du protocole sur sédiments organiques fins et stables	Sédiments non stables en canaux (navigation) et très homogènes : peu de diversité. Indice non reconnu par la DCE ni développé au niveau international
Macroinvertébrés : IBGN NF T90-350 (AFNOR, 2004)	Protocole dérivé : IBGA applicable aux grands cours d'eau (CEMAGREF, 2009)	Non applicable en canal
Poissons : IPS NF T90-344 (AFNOR, 2011)	Protocole nécessitant de connaître la superficie du bassin versant	Superficie impossible à calculer, notamment dans le cas de canaux artificiels

Par ailleurs, si ces indices sont généralement efficaces pour détecter des perturbations d'ordre anthropogéniques, ils ne sont pas pertinents pour déterminer le type de perturbation (Leclere et al., 2012). L'application des indices, notamment IBD et macroinvertébrés, a été testée en réponse à des variations d'oxygénation, d'acidification ou d'eutrophisation du milieu, mais rarement en réponse à des micropolluants comme les ETM. Il semble même que les diatomées répondent aux pollutions organiques, mais pas métalliques, tandis que les invertébrés indiquent mieux les pollutions métalliques (De Jonge et al., 2008). L'utilisation unique de l'IBD pour évaluer l'état écologique a donc fait l'objet d'une discussion dans cette présente étude (Cf. Annexes), avec une application aux canaux du bassin Artois-Picardie. L'objectif est de savoir si l'IBD peut ou non permettre l'évaluation du bon potentiel écologique dans les canaux compte tenu de l'impact de la navigation sur le déterminisme des populations de diatomées et s'il faut ou non créer un type particulier ou prévoir des seuils adaptés.

D'autres indicateurs biologiques doivent également être définis en complément des diatomées pour être applicables aux canaux, et plus généralement, aux MEFM. Un outil basé sur le phytoplancton, principale forme végétale en milieu canalisé, est actuellement testé sur 13 stations en Artois-Picardie (CEMAGREF, 2010), en vue de proposer un indice applicable à l'échelle nationale. Un indicateur gammare, organisme qui semble pertinent pour une surveillance active des milieux aquatiques, est également en cours de développement par IRSTEA (Besse et al., 2011; Besse et al., 2013), et l'outil a été testé avec succès au cours de cette étude.

3.2.2. L'état chimique

L'état chimique est défini par une liste de 41 substances (ou famille de substances) établies par la DCE et répondant à des normes de concentrations définies dans la directive fille de 2008. Elle regroupe des pesticides, des « métaux lourds », des hydrocarbures, des polluants industriels et d'autres polluants divers. La liste n'est pas définitive, et susceptible d'évoluer. Une révision de cette liste est actuellement en cours et pourrait se traduire par l'introduction de nouvelles substances (dioxines, PCB, hormones...) et une révision des Normes de Qualité Environnementales (NQE) pour les substances déjà suivies. La DCE définit en effet, pour l'ensemble des substances chimiques analysées, des NQE en fonction de leur toxicité pour les organismes aquatiques. On distingue ainsi la NQE-MA (Moyenne Annuelle) qui qualifie une pollution diffuse, de la NQE-CMA (Concentration Maximale Admissible) qui représente une pollution ponctuelle à toxicité aiguë.

A la différence de l'état écologique, l'état chimique ne définit que 2 classes de qualité : le bon état ou le mauvais état. Il suffit qu'une seule substance dépasse les seuils de la Directive pour que l'état soit considéré comme mauvais. Tous les cours d'eau sont de plus jugés selon les mêmes seuils de concentration, et la typologie des milieux n'est pas prise en compte. De ce fait, aucune distinction n'est effectuée entre les milieux naturels et artificiels. La DCE ne définit pas non plus de méthode de dosage normalisée mais fait référence à des normes EN quand elles existent, et les résultats analytiques peuvent donc varier selon la méthodologie utilisée par le laboratoire qui pratique les analyses, mais aussi selon les appareillages utilisés. Le problème de la limite de détection, mais aussi des limites de quantification des méthodes analytiques peuvent aussi conduire à l'absence de conclusion quant à l'état chimique pour certaines substances.

3.3. Les enjeux liés à la DCE

L'atteinte du bon état écologique et du bon état chimique concerne les cours d'eau naturels. Dans le cas de MEFM et de MA, les objectifs concernent l'atteinte du bon état chimique et du bon potentiel écologique, basé sur la mise en œuvre du protocole diatomées (annexe 3, § 1.1.2. de la DCE) et sur les éléments de qualité physico-chimique : physico-chimie (annexe 3 § 1.2. de la DCE) et polluants spécifiques (annexe 3, § 1.3. de la DCE).

Toutefois, un certain flou subsiste autour de la définition du bon potentiel. Cette définition doit prendre en compte les altérations morphologiques hors Contraintes Techniques Obligatoires (CTO) que sont par exemple les écluses indispensables à l'usage de la navigation. Ainsi par exemple, la navigation impose des CTO comme les écluses ou des berges consolidées. Le bon potentiel est donc le bon état chimique et le potentiel écologique, et pourrait être défini comme ce qu'il est possible d'atteindre en maintenant l'usage (navigation) et les CTO associées. On notera que le maintien de l'usage n'empêche en rien d'aménager les écluses par exemple avec des passes à poissons ou des dispositifs de franchissement d'ouvrage, ou encore d'aménager les berges et de remplacer des palplanches verticales en béton par des enrochements végétalisés.

Si la DCE préconise le développement de critères de qualité pour les sédiments pour certaines substances, aucune législation n'est actuellement en place en Europe. Une plaquette réalisée en 2012 par l'Agence de l'Eau Artois-Picardie (www.eau-artois-picardie.fr) met en avant le fait que globalement, la qualité physico-chimique est moins bonne dans l'eau des canaux que dans celle des rivières du bassin. La principale hypothèse avancée pour expliquer cette différence est le relargage du phosphore lors de la remise en suspension des sédiments par la navigation. Ce constat suggère ainsi que cours d'eau et canaux ont un fonctionnement différent, donnant à penser que les canaux devraient faire l'objet d'une typologie adaptée. Les usages liés aux canaux ne doivent pas pouvoir pénaliser l'atteinte du bon potentiel. Si l'on considère que les relargages de P et d'ETM existeront tant que la navigation sera active, il doit être envisagé la mise en œuvre de dérogations d'objectifs, d'autant plus qu'il faut sans doute s'attendre à une intensification du trafic au cours des prochaines années et dans le même temps à des travaux d'entretien qui conduiront également à remobiliser les substances contenues dans les sédiments. Il faut également prendre en compte le fait que même si la

navigation cesse, le caractère lentique des canaux et la charge interne des sédiments en phosphore et souvent en ETM conduira de toute façon à des échanges entre eau et sédiments qui impacteront le potentiel chimique et écologique.

4. Conclusion

Contrairement aux ME naturelles qui relèvent du bon état, les MEFM et les MA relèvent du bon potentiel. La notion de bon potentiel n'a cependant toujours pas été définie, et les seuils pour les paramètres chimiques, physico-chimiques et biologiques (diatomées) sont les mêmes que ceux utilisés pour l'évaluation de l'état des ME naturelles. Ceci conduit ainsi à considérer les MEFM et les MA comme des ME naturelles mis à part le fait que seules les diatomées et l'IBD sont utilisables. Or, en raison des usages et des CTO (canalisation, artificialisation des berges, régulation des débits...), les canaux constituent des milieux à part. La navigation génère une remobilisation des sédiments et de la charge polluante associée, qui peut jouer sur les concentrations des paramètres physico-chimiques et des substances de l'état chimique et du potentiel écologique. La navigation joue également sur la biologie, au travers d'une action mécanique (brassage, batillage, courants induits...) et en impactant divers phénomènes comme la croissance végétale via les nutriments remobilisés, ou la bioaccumulation qui peut avoir des conséquences sur la croissance et la reproduction des organismes.

Chapitre 2

Stratégie de prélèvements et méthodes analytiques

Chapitre 2 – Stratégie de prélèvements et méthodes analytiques

Après avoir mis en évidence le fonctionnement particulier de l'écosystème canalisé et la problématique de la remise en suspension des sédiments contaminés en lien avec le trafic fluvial, ce second chapitre présente les trois sites sélectionnés pour cette étude et la stratégie de prélèvements et d'analyse mise en œuvre. Les techniques d'échantillonnages sur eau et sur sédiment, ainsi que les méthodes de traitement et d'analyses chimiques seront exposées. Puis les outils biologiques, basés sur le phytoplancton et les gammares, seront décrits dans la dernière partie de ce chapitre.

1. Sites d'étude et organisation des campagnes

Les sites d'étude ont été choisis selon deux principales caractéristiques : l'existence ou non d'une activité de navigation, ainsi que le niveau de contamination des sédiments. Pour optimiser les déplacements lors des campagnes de prélèvements, ces trois sites ont été choisis dans un périmètre limité du bassin Artois-Picardie. C'est autour de Douai (59) que les canaux répondant aux critères ont été retenus (Figure 5) : La Deûle à Courcelles-lès-Lens, la Sensée à Gœulzin, et la Scarpe à Râches, distants entre eux au maximum de 15 km.



Figure 5 : localisation et illustration des 3 sites de suivi et des stations du Réseau de Contrôle de Surveillance de l'Agence de l'Eau les plus proches.

1.1. Le canal de la Deûle à Courcelles-lès-Lens

La Deûle prend sa source à Souchez (Pas-de-Calais) et est un affluent de la Lys, dans laquelle elle se jette au niveau de Deûlémont. Essentiellement canalisée, la Deûle est un canal à grand gabarit fortement fréquenté par des péniches à usage commercial. Un trafic journalier moyen de 30 péniches a en effet été enregistré au niveau de l'écluse de Douai en 2011 et 2012, et une description plus détaillée de la navigation dans ce canal sera présentée chapitre 5. Le site d'étude a été choisi au niveau de Courcelles-lès-Lens, juste en amont de l'emplacement de l'ancienne entreprise métallurgique Métaeurop, premier émetteur de plomb et cadmium de la région en 2001 (IFEN, 2004), aujourd'hui remplacée par un centre de valorisation et de traitement des déchets (projet AGORA géré par SITA, filiale de Suez environnement). Ce site

est également situé à environ 4 km en aval d'Auby et des usines Umicore et Nyrstar, cette dernière étant la première émettrice de Zn à l'échelle régionale (IFEN, 2004). Le site d'étude est donc fortement contaminé en ETM (Tableau 2), en particulier en plomb, cadmium et zinc, mais aussi en germanium, indium et mercure, produits en grande quantité par Métaleurop entre 1983 et 2003, année de l'arrêt de l'activité de l'entreprise. L'Agence de l'Eau Artois-Picardie suit la qualité chimique, physico-chimique et biologique de l'eau et des sédiments au travers d'analyses effectuées dans le cadre du Réseau Historique Artois-Picardie (RHAP) sur la Deûle à Courrières (point 77000), et du Réseau de Contrôle de Surveillance (RCS) à Flers en Escrebieux (point 76000), situés en amont et en aval de Courcelles-lès-Lens.

1.2. Le canal de la Sensée à Gœulzin

Le canal de la Sensée est un cours d'eau artificiel à grand gabarit, destiné à relier le canal du Nord à la Deûle et à l'Escaut, et dont la navigation est comparable à celle de la Deûle. Le site de suivi a été choisi à Gœulzin, en amont de l'écluse, et se trouve à proximité du point de mesures 46 000 du RCS de l'Agence de l'Eau, situé à quelques centaines de mètres en amont, à Férin. Les données disponibles pour ce point de mesures permettent de confirmer que le site choisi est nettement moins contaminé en éléments métalliques que les deux autres canaux, situés dans le bassin minier. La Sensée appartient à une zone régionale au terrain calcaire, dévolue à 70 % à la culture et aux activités maraîchères spécifiques (Syndicat mixte du SCoT du Douaisis, 2004), et donc moins impactée par les activités métallurgiques.

1.3. Le canal de la Scarpe à Râches

La Scarpe prend sa source à Berles-Monchel (62), puis devient canalisée sur 66 km depuis Arras jusqu'à Mortagne du Nord (59) où elle se jette dans l'Escaut. Le canal de la Scarpe comprend une Partie Supérieure, une Partie Moyenne et une Partie Inférieure, en aval de Douai, proche de laquelle a été fixé le troisième point d'étude, à Râches. Situé à proximité du point de mesures 39000 du RCS de l'AEAP, les données acquises dans le cadre de ce réseau ont permis de constater que le site est également fortement contaminé en métaux. Ce canal de type Freycinet appartient au réseau régional, et n'est actuellement plus navigué.

Tableau 2 : historique des concentrations en métaux mesurés dans les sédiments de la Deûle, de la Sensée et de la Scarpe : moyennes des données du RCS de l'AEAP entre 2004 et 2007 comparées aux valeurs du fond géochimique régional défini par Sterckeman et al. (2006)

Abréviation : MS = Matières sèches

		mg.kg ⁻¹ MS						
		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Usage
Fond géochimique		0,53	44	14,5	17,9	41,8	75,9	
Deûle à Flers	76 000	29	56	213	22	1662	6353	navigué
Deûle à Courrières	77 000	174	49	126	20	2900	3983	
Sensée à Férin	46 000	1	22	16	12	127	310	navigué
Scarpe à Râches	39 000	48	53	206	29	549	2353	non navigué

Par ailleurs, les analyses sédimentaires effectuées par VNF ont classé les canaux de la Deûle et de la Scarpe Inférieure en « sédiments très dégradés » (VNF, 2009).

1.4. Organisation de l'étude

Le suivi des trois canaux a eu lieu au cours de trois campagnes de prélèvements (Tableau 3), se déroulant aux printemps 2011 et 2012, et en automne 2011, sur une durée de 6 à 8 semaines environ. Divers paramètres des états physico-chimique et biologique de l'eau ont été suivis à raison de deux échantillonnages par semaine sur chaque canal. Les échantillonnages de sédiment ont été effectués pour chaque site une fois par an au printemps par un carottage ponctuel. Chaque canal a également fait l'objet d'un suivi sédimentaire par des carottages répartis le long d'un profil sur un kilomètre environ, en 2011 pour la Scarpe, et en 2012 pour la Deûle et la Sensée.

Tableau 3 : organisation des 3 campagnes de suivi et de prélèvements sur les 3 canaux en 2011 et 2012.

Support	Outils/méthodes	Paramètres mesurés	Utilité pour l'étude	Canal	Dates	Opérateur	
Eau	Eau brute	Sondes de terrain	Paramètres physico-chimiques : T°, pH, O ₂ , conductivité	Différences entre canaux navigués/non navigués	Scarpe, Deûle, Sensée	9 mai au 20 juin 2011 28 sept.-7 nov. 2011 6 avril - 9 mai 2012	Université Lille1
	Eau filtrée 0,45µm	Prélèvements ponctuels	ETM, anions, majeurs				
	Filtres	Prélèvements ponctuels	MES, <i>Chla</i>				
	Eau brute	DGT	ETM	Fraction disponible libre : toxicité du milieu pour les organismes ?	Scarpe	5 campagnes de triplicats en mai 2011	
					Deûle	3 campagnes de triplicats en octobre 2011	
					Scarpe, Deûle, Sensée	2 campagnes simultanées sur les 3 canaux, mai 2011	
Eau brute/filtrée	Haute fréquence : station automatique	turbidité, O ₂ , T°, conductivité, anions	Repérer les événements ponctuels et étudier l'incidence du passage des péniches	Scarpe	mai 2011, octobre 2011	AEAP	
				Deûle	octobre 2011, mai 2012		
				Sensée	novembre 2011, avril 2012		
Compartment sédimentaire	Sédiment	Profil sédimentaire en long	ETM, P, AVS/CRS	Caractérisation du milieu, homogénéité	Scarpe	7 juin 2011	Université Lille1
		Carottage sur 10 cm de profondeur	ETM et P (extractions totales et séquentielles), S, porosité, granulométrie, Eh, pH		Evolution et disponibilité des contaminants dans le sédiment	Deûle, Sensée	
	Eaux interstitielles	DGT	ETM, S ²⁻	Labilité et risque de diffusion vers eau surnageante	Scarpe	7 juin 2011, 22 mars 2012	
					Deûle	25 mai 2011, 4 avril 2012	
	Eaux interstitielles	Carottage et centrifugation	COD anions, ETM	Contamination et risques pour l'eau surnageante	Deûle, Sensée	31 mai 2011, 12 avril 2012	
Biologie	Gammarès	Caging	Taux de survie, taux de nutrition, marqueurs enzymatiques, effets sur la reproduction, bioaccumulation	Toxicité du milieu	Scarpe, Deûle, Sensée	10-24 mai, 19 octobre-2 novembre, 18 avril-2 mai	IRSTEA Lyon, Lille1
	Phytoplancton	Fluoroprobe	Pigments algaux (Chla totale + 4 classes d'algues)	Impact de la navigation sur la répartition des algues	Scarpe, Deûle, Sensée	14 mai, 17 juin, 30 août et 15 sept 2011	Lille1 (LOG, Géosystèmes)
		Prélèvements ponctuels	Détermination taxonomique et comptages cellulaires	Influence de la navigation sur les espèces phytoplanctoniques	Scarpe, Deûle, Sensée	16 et 20 mai, 30 août, 28 sept 2011 20 et 27 avril, 4 et 14 mai 2012	AEAP, Aquascop
		AOA (haute fréquence)	chla totale + 4 classes d'algues (algues vertes, diatomées, cyanobactéries et cryptophytes)	Influence de la navigation sur les cycles journaliers et saisonniers	Scarpe	12 mai-26 juin 2011	AEAP
				Deûle	27 septembre-13 novembre 2011		
Diatomées benthiques	IBD	Détermination taxonomique, calcul d'indice	Pertinence de l'application de l'IBD en canal	Points du RHAP, et du RCS	18 novembre-18 décembre 2011 et 12 avril-21 mai 2012	AEAP, Aquascop	

Abréviations : AEAP = Agence de l'Eau Artois-Picardie - AOA = Algae Online Analyser - AVS = Acid Volatile Sulfides - *Chla* = *Chlorophylle a* - COD = Carbone Organique Dissous - CRS = Chromium Reducible Sulfur - DGT = Diffusive Gradient in Thin Films - ETM = Eléments Traces Métalliques - IBD = Indice Biologique Diatomées - IRSTEA = Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture - LOG = Laboratoire d'Océanologie et de Géosciences - MES = Matières en Suspension - RHAP = Réseau Historique Artois-Picardie

Lors de chaque campagne, les paramètres physico-chimiques et biologiques d'un canal ont été enregistrés en haute fréquence, grâce au suivi effectué par une des stations automatiques de mesures en continu de l'AEAP (Cf. II.3.). Les deux autres canaux ont été suivis en basse fréquence, c'est-à-dire par prélèvements et analyses ponctuels deux fois par semaine.

Un suivi biologique de l'eau a été mis en place sur les trois canaux lors de chaque campagne, au travers de trois types d'expérimentations basées sur :

- une technique de suivi actif par encagement de gammarus (*Gammarus fossarum*) en collaboration avec IRSTEA Lyon,
- un suivi de la biomasse phytoplanctonique par sondes fluorimétriques, le fluoroprobe en collaboration avec le Laboratoire d'Océanologie et de Géosciences (LOG) de Wimereux, et l'AOA de la station automatique de mesures AEAP,
- un suivi ponctuel de l'évolution temporelle qualitative et quantitative du phytoplancton, effectué par un laboratoire extérieur (Aquascop, Angers).

2. Prélèvements et analyses physico-chimiques

2.1. Echantillonnages et mesures *in situ*

2.1.1. Prélèvement des échantillons d'eau de surface et mesures *in situ*

Des prélèvements d'eau de surface ont été réalisés depuis la berge, à l'aide d'une bouteille Niskin d'une contenance de 5 L. Les échantillons ont été rapidement filtrés :

- sur site sur membrane en acétate de cellulose (dispositif swinnex, porosité 0,45 μm), pour dosage ultérieur des **anions**, des **cations** et de l'**alcalinité**. Les échantillons destinés à l'analyse des **métaux** sont acidifiés avec HNO_3 *suprapur* (100 μL pour 10 mL d'eau),
- en laboratoire sur membrane en fibre de verre (filtres Whatman GF/F, porosité 0,45 μm) pour la mesure des **MES**. Ces mêmes filtres sont préalablement calcinés pour permettre le dosage du **Carbone Organique Dissous** (COD).

Les paramètres physico-chimiques de la colonne d'eau sont mesurés par sondes depuis la berge des canaux (Tableau 4), et la transparence de l'eau est mesurée à l'aide d'un disque de Secchi.

Tableau 4 : caractéristiques des sondes de terrain

Paramètres	Matériel
Oxygène dissous (mg.L ⁻¹ et % O ₂)	Sonde de type Clark (WTW, Oxi 340)
Température (°C)	Sonde Oxi 340 équipée d'un capteur de température
pH	Electrode en verre combinée à une électrode de référence Ag/AgCl, [KCl]=3M, calibrée avec des tampons à pH = 7 puis pH = 9.
Turbidité (FNU)	Turbidimètre TSS portable (Hach Lange)
Conductivité (μS.cm ⁻¹ à 20°C)	Electrodes en platine platiné (WTW)
Potentiel d'oxydoréduction (Eh, mV)	Electrode en platine combinée à une électrode de référence Ag/AgCl, [KCl]=3M.

2.1.2. Carottages sédimentaires

Le sédiment destiné aux analyses ponctuelles (1 point par site de prélèvement) a été prélevé depuis un zodiac, sous forme de carottes, à l'aide d'un tube en polycarbonate fixé sur une perche métallique permettant d'atteindre 4 m de profondeur. Sur chaque site, un même nombre de carottes a été prélevé :

- une carotte destinée aux mesures de **porosité, humidité, granulométrie, carbone et phosphore particulaires et métaux totaux** est découpée en tranches d'épaisseur 0-1, 1-2, 2-4, 4-6, 6-8 et 8-10 cm, rapidement introduites dans des sachets et conservées au frais,

- une carotte pour les mesures du **pH et du potentiel d'oxydoréduction (Eh)**, relevées tous les cm à l'aide de sondes résistantes aux milieux denses (Electrode de platine combinée Eh Prolabo et électrode pH combinée Metter Toledo), sur une quinzaine de cm,

- deux carottes pour l'analyse des **orthophosphates, métaux, alcalinité et anions** dans les eaux interstitielles. Ces carottes sont découpées sur site sous sac à gants gonflé au diazote. Des tranches de sédiment de même épaisseur que précédemment sont placées dans des tubes à centrifugation, hermétiquement scellés par du parafilm et conservés au frais jusqu'au retour en laboratoire. Les tubes sont alors centrifugés 20 min à 2500 trs.min⁻¹ puis le surnageant est filtré sous diazote sur membrane en acétate de cellulose (0,45 μm). Une

partie du filtrat est rapidement congelée et une autre acidifiée (HNO_3 *suprapur*) et conservée au frais. Une partie du sédiment est préservée lors de la découpe, et conservée au congélateur dans des sachets purgés au diazote pour dosage ultérieur des **AVS** (Acid Volatile Sulfides) et des **CRS** (Chromium reducible sulfur), qui sont des formes de sulfures intervenant dans la mobilité des métaux,

- deux carottes sont conservées intactes et rapportées délicatement au laboratoire pour déploiement de sondes **DGT** (Diffusive Gradients in Thin Films) de type **chelex** (métaux, en 2011 et 2012) et **AgI** (sulfures, uniquement en 2011).

2.1.3. Prélèvements sédimentaires sur des profils en long

Afin de caractériser la zone d'étude et de vérifier l'homogénéité des sédiments échantillonnés, des prélèvements ont été effectués sur des profils en long pour les trois canaux (Figure 6). Les prélèvements ont été menés sur 2 ans, et ont eu lieu sur la Scarpe en 2011, et sur la Deûle et la Sensée en 2012. Les prélèvements sous forme de carottes sédimentaires ont été effectués sur 4 à 8 points situés de part et d'autre du point de prélèvement central (Cf. paragraphe précédent), sur une longueur d'environ 1 km. Les 3 cm de la partie supérieure de la carotte ont été rapidement découpés et purgés au diazote, puis immédiatement congelés. Le sédiment est destiné aux attaques totales ainsi qu'aux dosages des AVS, CRS et SEM (Simultaneously Extracted Metals). Un litre d'eau est également prélevé à chaque point pour dosage ultérieur des nutriments et ETM.

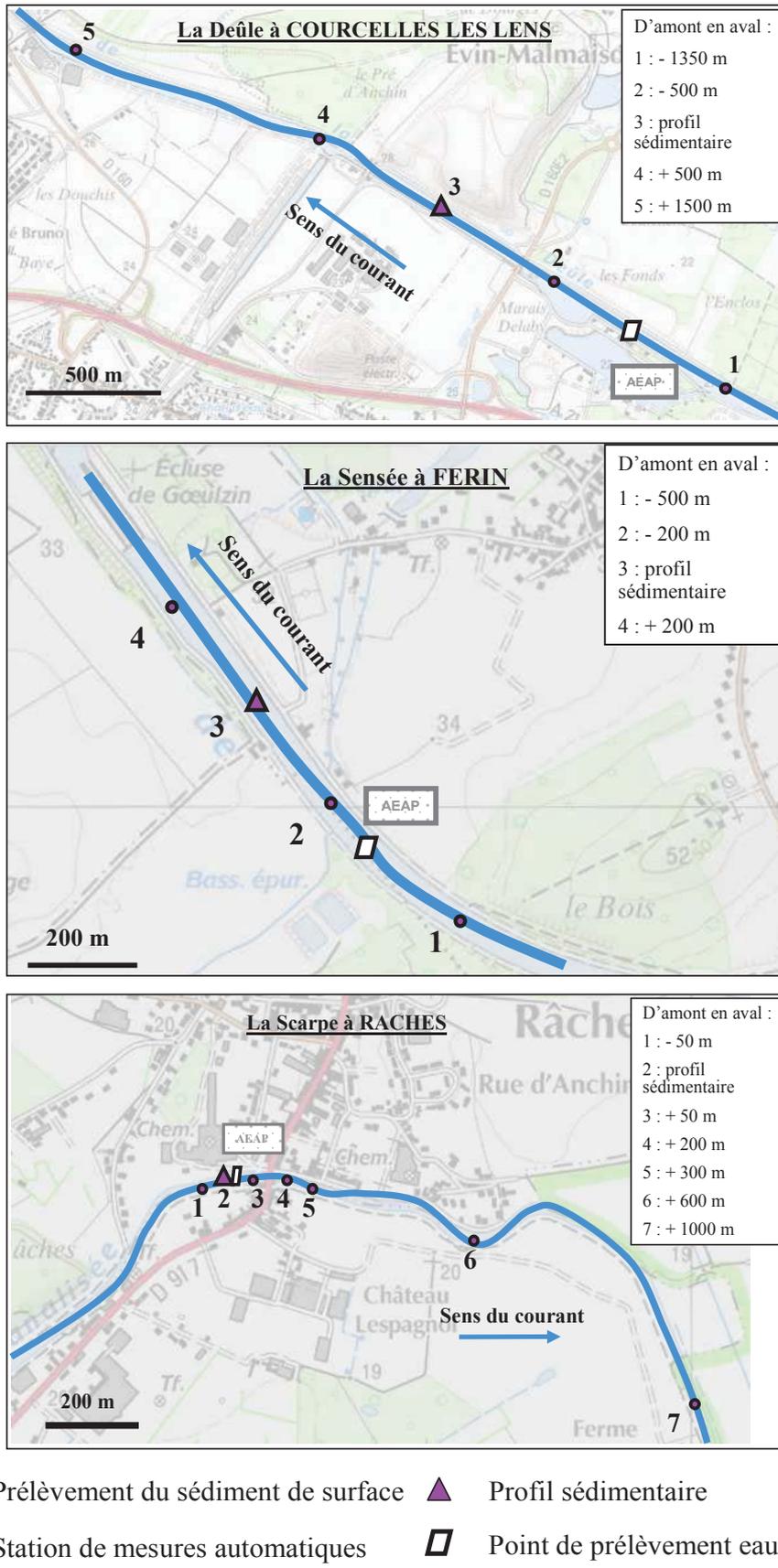


Figure 6 : localisation des points de prélèvements et emplacement de la station automatique de mesure AEAP durant les suivis, sur la Deûle, la Sensée et la Scarpe.

2.1.4. Echantillonneurs passifs : Diffusive Gradients in Thin films (DGT)

Développées par Davison et Zhang (1994), les méthodes de diffusion sur gel associées à des résines chélatantes (DGT) représentent une nouvelle approche pour la détermination *in situ* d'espèces labiles telles que les métaux, les sulfures ou les phosphates dans le milieu aquatique (colonne d'eau et sédiment). Le dispositif DGT accumule passivement les espèces labiles en solution lors du déploiement, ce qui permet de s'affranchir des étapes conventionnelles d'échantillonnage, de filtration et de conservation. La théorie DGT est basée sur les propriétés de diffusion d'une espèce (métaux, sulfures...) dans un hydrogel et sur les capacités complexantes d'une résine selon les espèces étudiées. Plus précisément, l'échantillonneur DGT est composé de : i) une couche mince de résine (à base de Chelex 100 pour les métaux) dont le rôle est d'accumuler certaines espèces de l'élément étudié ; ii) une couche de gel en polyacrylamide d'épaisseur connue (0,08 à 0,16 cm dans notre étude) dont le rôle est de contrôler le flux de métal entre le milieu à échantillonner et la résine et iii) une membrane filtrante en acétate de cellulose (0,45 µm de diamètre de pore) dont le rôle est d'empêcher les particules naturelles d'adhérer au gel de diffusion et d'en bloquer les pores. D'après Davison et Zhang (1994), et dans le cas d'une résine Chelex 100, la quantité de métal accumulé pendant l'exposition sur la résine est liée à la concentration en métal labile de la solution selon l'équation suivante (Equation 1) :

$$C_{DGT} = \frac{M \times \Delta g}{t \times A \times D}$$

Équation 1

Où :

- C_{DGT} est la concentration de métal labile mesurée dans le milieu par DGT ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
- M est la quantité de métal accumulée dans la résine (ng),
- Δg représente l'épaisseur du gel diffusif (cm),
- t représente la durée d'exposition du dispositif dans la solution (s),
- A est la surface du gel en contact avec la solution (colonne d'eau ou sédiment) (cm^2),
- D est le coefficient de diffusion du métal au sein du gel (en $\text{cm}^2.\text{s}^{-1}$)

La technique DGT permet d'approcher, dans le cas d'une résine Chelex, la fraction de métaux potentiellement biodisponibles pour les organismes. L'accumulation mesurée par DGT peut être très proche de la bioaccumulation par les végétaux terrestres (Almas et al., 2006; Dabrin

et al., 2012), mais la comparaison avec les espèces benthiques est plus compliquée. En effet, ces organismes présentent des capacités de bioaccumulation très variables et différentes selon les ETM, et la comparaison avec les DGT peut donc être moins pertinente.

Plusieurs types de résines ont été développées ces deux dernières décennies, permettant de fixer des composés autres que les métaux, tels que les sulfures (résine AgI) ou encore les phosphates (résine ferrihydrite).

- **Préparation des DGT chelex et DGT-AgI**

Comme il a été mentionné auparavant, les échantillonneurs DGT sont composés de trois couches qui ont été préparées et assemblées comme présenté Figure 7 (a). Ces trois couches sont maintenues à l'aide d'une bague ou d'une fenêtre en plastique.

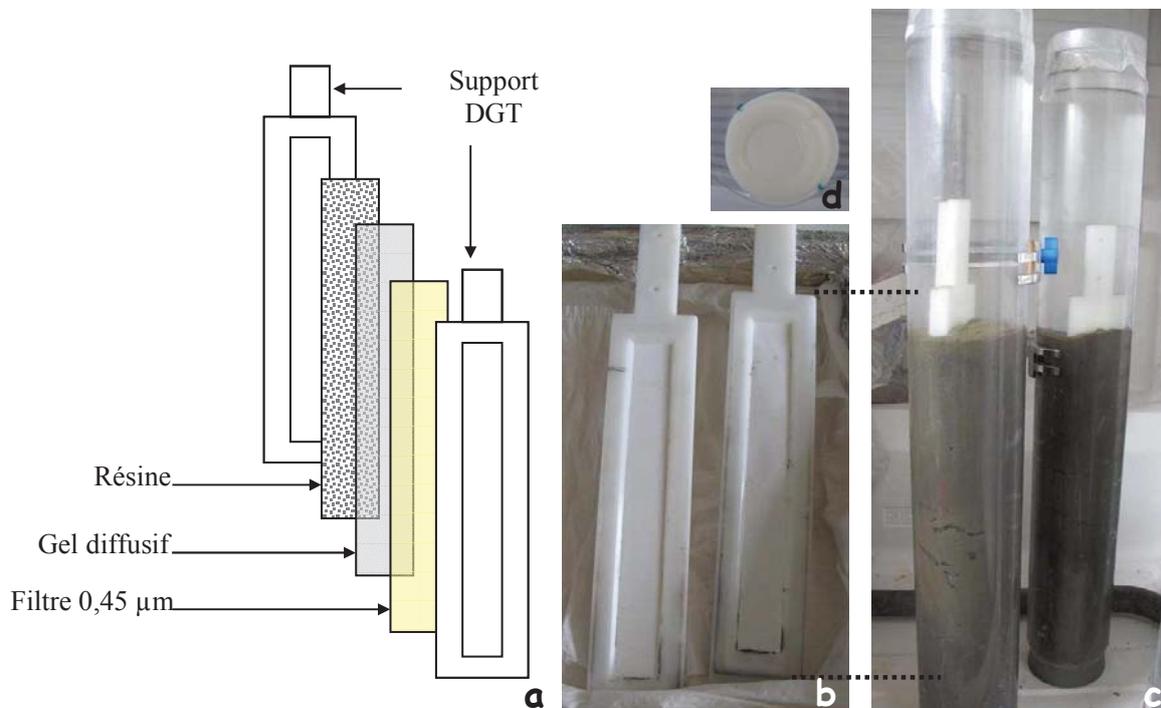


Figure 7 : représentations de DGT ; a : schéma du montage des 3 couches sur un support DGT sonde ; b : DGT sonde montée sur support ; c : déploiement de sondes DGT dans des carottes sédimentaires ; d : DGT piston pour mesures sur eau

La Figure 8 illustre la chaîne de préparation du gel diffusif et des deux types de résine, d'après le protocole détaillé par Lesven (2008). Les solutions destinées à la fabrication des sondes DGT sont moulées entre 2 plaques de verre de dimensions variables. Les gels et les résines peuvent ensuite être découpés à l'emporte-pièce à partir de ces supports afin d'en faire des pistons.

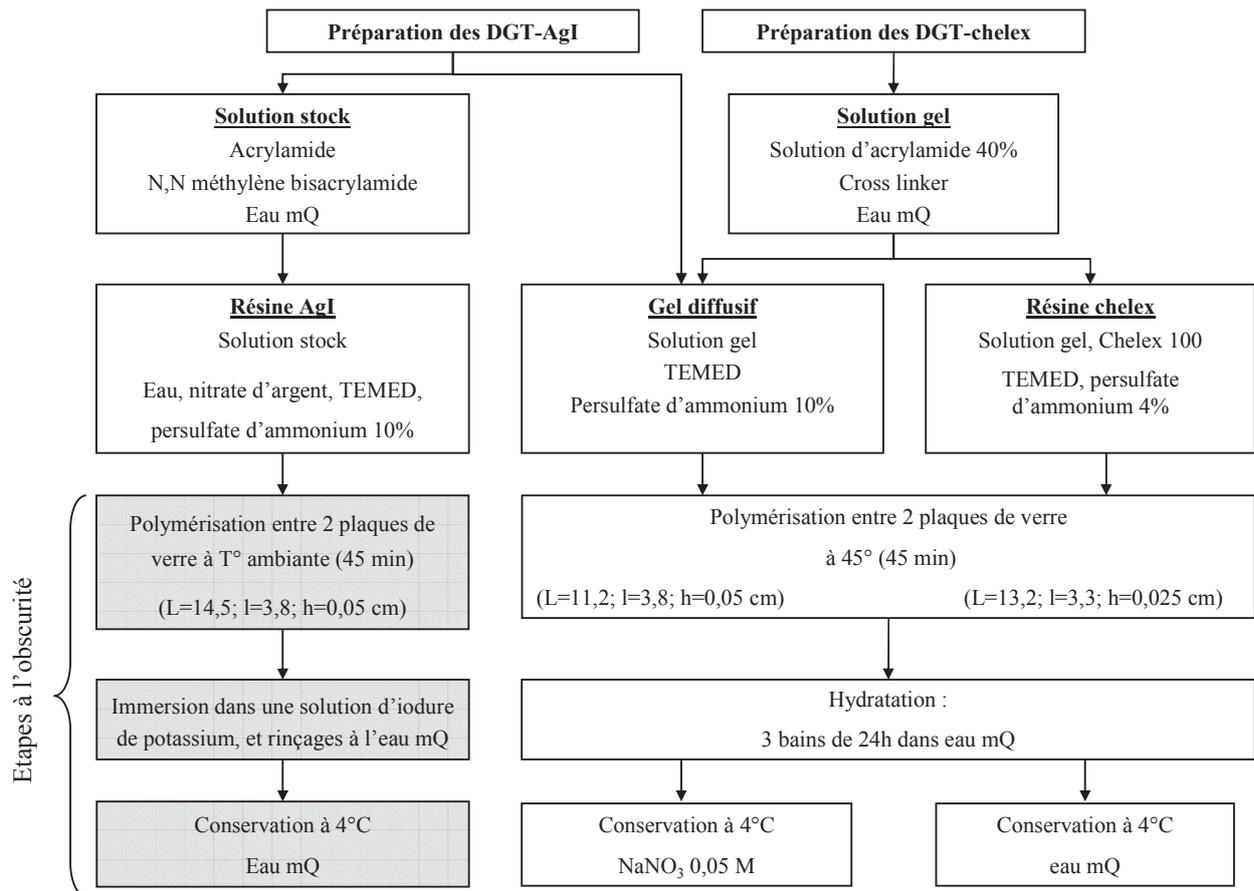


Figure 8 : étapes de préparation du gel diffusif et des résines pour la fabrication des DGT chelex et DGT AgI, d'après les protocoles décrits par Lesven (2008)

- **Déploiement des DGT**

Les DGT peuvent donc être déployés sous forme de pistons dans la colonne d'eau ou à la surface du sédiment, ou sous forme de sondes dans le sédiment (Figure 7). Dans ce dernier cas, l'utilisation du DGT permet d'atteindre des concentrations en ETM dans les sédiments avec une résolution millimétrique, bien supérieure à celle apportée par la découpe en tranche, décrite précédemment.

Au cours des campagnes, ces deux types d'échantillonnage ont été utilisés : les DGT sous forme de pistons ont été déployés *in situ* dans la colonne d'eau de la Scarpe au printemps 2011, pendant trois semaines avec renouvellement des DGT tous les trois jours, permettant un suivi temporel de la labilité des ETM. Une nouvelle série de DGT a été déployée dans les trois canaux au printemps 2012 simultanément aux expériences de caging. Les données de

labilité obtenues par DGT pourront ainsi être comparées aux quantités de métaux accumulées par les gammars pendant leur exposition dans les canaux.

Les DGT sous forme de sondes ont été déployés après désoxygénation (24h dans de l'eau mQ sous bullage au diazote) dans des carottes sédimentaires immédiatement après leur prélèvement, pour des durées de 24 à 72h (selon l'intensité de la contamination), et conservées en armoire thermostatée à la température du milieu.

- **Traitement et analyse des DGT**

DGT – Chelex — après déploiement, les sondes DGT sont démontées et les résines Chelex sont éluées en présence d'acide nitrique 1 M pendant 24 heures dans des tubes en polypropylène (1 mL) préalablement pesés. Les éluats sont alors dosés soit par ICP-MS pour l'analyse des éléments métalliques traces soit par ICP-AES pour l'analyse des majeurs tels que le fer et le manganèse.

DGT-AgI — après déploiement, les résines AgI sont immédiatement numérisées à l'aide d'un scanner de type commercial à 300 dpi. Un logiciel de traitement d'image (Image J, Wayne Rasband) permet de réaliser des profils submillimétriques en une ou deux dimensions de concentrations en sulfures dissous à partir d'une gamme d'étalonnage. Cette dernière doit être réalisée dans les mêmes conditions que le déploiement sur le terrain (même temps d'exposition, de température et de pH). Le protocole de traitement des DGT-AgI est détaillé dans la thèse de Lesven (2008).

2.2. Protocoles de traitement des particules sédimentaires

- **Matières en Suspension (MES)**

Un volume précis est filtré sur un filtre préalablement pesé. Après dessiccation sous hotte à flux laminaire à 45 °C, le filtre est de nouveau pesé. La différence de masse est ensuite rapportée au volume filtré.

- **Humidité et porosité**

Les pourcentages en humidité et en porosité sont calculés à partir de sédiment humide et homogénéisé, inséré dans des cubes plastifiés de volume et poids connus. La dessiccation a lieu à température ambiante sous hotte à flux laminaire.

- **Granulométrie**

La distribution granulométrique est déterminée sur les sédiments humides grâce à un granulomètre laser (Malvern Mastersizer 2000). Au cours de la mesure, les particules sédimentaires passent au travers du faisceau focalisé d'un laser hélium / néon. Ces particules provoquent une diffusion et une diffraction de la lumière sous un angle qui est fonction de leur diamètre. Une série de détecteurs photosensibles mesure l'intensité de la lumière diffusée en fonction de l'angle et permet ainsi de calculer la taille des particules, dans une gamme comprise entre 0,02 et 2000 μm .

- **Dosage du carbone particulaire**

Le Carbone organique contenu dans les particulaires sédimentaires (Corg) a été déterminé sur les sédiments secs et broyés à 63 μm , par différence entre le dosage du carbone total (échantillon brut) et du carbone inorganique (échantillon pyrolysé 12h à 480 °C), à l'aide d'un analyseur élémentaire (CS 125, LECO). Le principe de la mesure se base sur la calcination d'une masse précise de sédiment, ce qui oxyde le carbone en dioxyde de carbone, ensuite dosé par infrarouge.

- **Minéralisation du phosphore sédimentaire**

La spéciation du phosphore dans les particules sédimentaires a été déterminée d'après le protocole proposé par Ruban et al. (2001) et appliqué au sédiment de référence BCR 684. Les résultats obtenus sont satisfaisants et nous permettent de valider ceux de nos échantillons (Tableau 5). La minéralisation par HCl 3,5 M après calcination permet d'obtenir P total (phosphore disponible, lié aux oxydes, aux apatites et à la matière organique). L'extraction séquentielle permet d'une part d'extraire le phosphore disponible, en particulier les

orthophosphates associés aux oxydes et hydroxydes d'aluminium, de fer et de manganèse (fraction NaOH-P), et d'autre part d'extraire les fractions liées aux composés à base de calcium, notamment les apatites (fraction HCl-P). Le phosphore organique est finalement déduit du phosphore total et inorganique.

Phosphore total — l'extraction est réalisée sur 200 mg de sédiment séché et tamisé à 63 μm , calcinés 3h à 430 °C. Les sédiments sont ensuite agités durant 16h, en présence de 20 mL de HCl 3,5 M, puis centrifugés 15 min à 2000 trs.min⁻¹. La solution obtenue est filtrée (membranes en acétate de cellulose, 0,45 μm) puis conservée à 4 °C avant analyse.

Phosphore inorganique — 200 mg de sédiment séché et tamisé à 63 μm sont agités 16h en présence de 20 mL de NaOH 1M. Les échantillons sont ensuite centrifugés 15 min à 2000 trs.min⁻¹.

Fraction NaOH-P : 10 mL du surnageant sont prélevés, filtrés puis acidifiés par ajout de 4 mL de HCl 3,5 M (pour éliminer les acides humiques qui pourraient interférer pendant l'analyse). Les échantillons sont homogénéisés puis laissés au repos durant 16h avant filtration et conservation à 4 °C.

Fraction HCl-P : le culot obtenu après centrifugation est rincé deux fois par ajout de 12 mL de NaCl 1M puis par centrifugation. 20 mL de HCl 1M sont ensuite ajoutés aux sédiments, qui sont agités 16h avant centrifugation puis filtration.

Tableau 5 : valeurs de référence du sédiment standard BCR 684 et concentrations obtenues après application du protocole proposé par Ruban et al. (2001)

mg.kg⁻¹	BCR 684	Valeurs mesurées
PT	1373 \pm 35	1352 \pm 37
NaOH-P	550 \pm 21	562 \pm 21
HCl-P	536 \pm 28	553 \pm 75

Remarque : la forte acidité des échantillons (pH<1) en fin d'extraction nécessite un ajustement du pH (ici à pH = 3) à l'aide d'un titrateur automatique (Metrohm 736 GP Titrino) par une solution de NaOH 3,5 M, afin de permettre le dosage par spectrophotométrie (Cf. II.2.3.) du phosphore présent en solution sous forme d'orthophosphates.

- **Extraction des phases soufrées réduites**

Les AVS (Acid Volatile Sulfides) et les CRS (Chromium Reducible Sulfur) dans les sédiments sont des précipités à base de sulfures, de soufre élémentaire et de cations métalliques. Ils sont produits par la réduction en milieu anoxique des sulfates naturellement présents dans les eaux interstitielles. Le fer est le principal élément associé aux sulfures et formant les AVS et les CRS, mais en milieu contaminé, d'autres cations sont présents en fortes concentrations (Hg, Cd, Cu, Ni, Pb, Ag et Zn) et peuvent alors également former ces précipités. Immobilisés sous forme particulaire, leur toxicité est ainsi limitée. Les AVS sont toutefois peu stables, et peuvent se réoxyder rapidement en milieu oxygène, libérant alors les ETM qui les composent.

AVS (Acid Volatiles Sulfides) — Les AVS regroupent les sulfures peu stables solubilisés en milieu acide, tels que FeS, PbS, CdS et ZnS (Canavan et al., 2007). Afin d'éviter l'oxydation du sédiment, l'extraction est effectuée intégralement sous diazote, à partir d'1g de sédiment humide conservé lui aussi sous azote, et introduit dans un réacteur. Après assemblage sur le montage d'extraction, 40 mL d'HCl 6M sont ajoutés au réacteur. Durant 1h et sous flux d'azote, le sédiment attaqué par l'acide va dégager du sulfure d'hydrogène (H₂S). Ce dernier est piégé en milieu basique (NaOH 2 M + EDTA 0,2 M) et transformé en S²⁻. Cet anion est ensuite dosé par potentiométrie (Metrohm 736 GP Titrino) à l'aide d'une électrode spécifique à membrane polycristalline d'Ag₂S.

CRS (Chromium Reductible Sulfur) — Les CRS sont des sulfures plus réfractaires que les AVS. Ils sont principalement constitués de composés pyritiques (FeS₂), et dans une moindre mesure, de soufre élémentaire. La procédure d'extraction s'effectue à la suite de celle des AVS : après avoir renouvelé le piège basique, 40 mL de Cr(II) 1M sont ajoutés progressivement dans le réacteur pour réduire les CRS et former H₂S. L'extraction se produit sous azote et à chaud (100°C) durant 2h. Les gaz sont piégés comme précédemment et la concentration en S²⁻ est dosée par potentiométrie.

Différents rapports permettent de caractériser les mécanismes de sulfuration dans les sédiments, comme le rapport AVS/CRS, qui permet de suivre l'évolution relative des AVS et des CRS, ou encore le DOS (Degré de Sulfuration) et le DOP (Degré de Pyritisation), qui

traduisent des processus de formation ou de limitation des sulfures de fer et de la pyrite (Equation 2). Ces rapports ont été définis par Gagnon et al. (1995) et appliqués par Billon (2001) et Lesven (2008) :

$$\frac{\text{AVS}}{\text{CRS}} = \frac{\text{FE}_{\text{AVS}}}{\text{FE}_{\text{CRS}}}$$

$$\text{DOS} = \frac{\text{FE}_{\text{AVS}} + \text{FE}_{\text{CRS}}}{\text{FE}_{\text{CRS}} + \text{FE}_{\text{réact}}}$$

$$\text{DOP} = \frac{\text{FE}_{\text{CRS}}}{\text{FE}_{\text{CRS}} + \text{FE}_{\text{réact}}}$$

Équation 2

Avec :

Fe_{AVS} : concentration molaire en Fe calculée à partir de la teneur en AVS (en supposant que FeS est le composé majoritaire)

Fe_{CRS} : concentration molaire en Fe calculée à partir de la teneur en CRS (en supposant que FeS₂ est le composé majoritaire)

$\text{Fe}_{\text{réact}}$: concentration molaire en Fe réactif dans le sédiment, en général attaqué par une solution de HCl 1M (Cf. détail ci-après)

S⁰ (Soufre élémentaire) — Les CRS regroupent les composés pyritiques et le soufre élémentaire. La proportion de S⁰ dans les CRS nous paraissait donc être une piste intéressante dans la comparaison des mécanismes biogéochimiques qui ont lieu dans les sédiments de surface. En effet, S⁰ est un intermédiaire réactionnel dans la formation des composés pyritiques et la réoxydation des AVS. Le protocole est adapté d'un projet de recherches (Ferdelman et al., 2011). Brièvement, 25g de sédiments humides sont mis en contact avec 3 mL d'acétate de zinc 20 %, agités quelques minutes, puis centrifugés afin d'écartier le surnageant. L'extraction du soufre élémentaire dans les sédiments se poursuit en présence de 10 mL de méthanol. Les échantillons sont agités 24h, puis centrifugés et filtrés (acétate de cellulose, 0,45 µm). La solution de méthanol est alors introduite dans un réacteur, et l'extraction se poursuit comme précédemment, par ajout de 40 mL de Cr(II) à chaud, sous azote. Les gaz piégés sont également dosés par potentiométrie.

- **Protocoles de mise en solution des métaux**

Attaque totale — 200 mg de sédiment sec et tamisé à 63 µm sont introduits dans des tubes en téflon, en présence de 10 mL d'acide fluorhydrique (HF 48 %) et 5 mL d'acide nitrique *suprapur* (HNO₃, 65 %). Les tubes sont chauffés à 110°C pendant 48h afin de permettre la mise en solution des carbonates, de certains oxydes et sulfures, des silicates et des aluminosilicates. Après évaporation à la goutte du résidu, le sédiment est attaqué par 6 mL d'eau régale et chauffé 24h à 120 °C, afin de solubiliser le reste des oxydes, des sulfures réfractaires et des matières organiques. Cette étape est répétée une seconde fois.

Après réduction du volume d'attaque à 1 mL, le résidu est chauffé 1h à 110 °C, avec 10 mL d'eau mQ. La solution est finalement filtrée sur acétate de cellulose, puis analysée par ICP-AES.

Des sédiments standards (PACS 2 et MESS 3) sont utilisés afin de vérifier l'efficacité de l'extraction (Tableau 6). Dans l'ensemble, les résultats sont cohérents, sauf pour Cr et Ni, dont les teneurs sont systématiquement plus faibles en moyenne de 20 % que les valeurs attendues, mais permettent de valider la minéralisation.

Tableau 6 : valeurs de référence en ETM pour les sédiments certifiés, et valeurs mesurées en laboratoire.

		PACS 2		MESS 3	
		Référence	mesuré	Référence	mesuré
g.kg ⁻¹	Al	66,2 ± 3,2	44,5 ± 2,8	85,9 ± 2,3	85,1
	Fe	40,9 ± 0,6	38,4 ± 3,1	43,4 ± 1,1	43 ± 2,2
mg.kg ⁻¹	Cd	2,11 ± 0,15	1,92 ± 0,17	0,24 ± 0,01	<ld
	Co	11,5	10,0 ± 0,8	14,4 ± 2	11,2 ± 1,3
	Cr	90,7 ± 4,6	75,1 ± 6,7	105 ± 4	88 ± 5
	Cu	310 ± 12	293 ± 5	33,9 ± 1,6	28,2 ± 4,5
	Ni	39,5 ± 2,3	31,3 ± 3,3	46,9 ± 2,2	34,1 ± 5,1
	Pb	183 ± 8	141 ± 16	21,1 ± 0,7	20,4 ± 3,3
	Zn	364 ± 23	308 ± 24	159 ± 8	139 ± 5

Extraction séquentielle des métaux — Le protocole d'extraction mis en place par le BCR (Community Bureau of Reference) et optimisé par Rauret et al. (1998) a été appliqué aux sédiments des trois canaux. Cette procédure permet d'obtenir les concentrations en ETM associées à différentes fractions constitutives du sédiment comme les carbonates, les oxydes, la matière organique et la fraction résiduelle. Ce protocole en 4 étapes est effectué sur 1 g de

Chapitre 2

sédiment conservé sous diazote, les deux premières étapes nécessitant de travailler le sédiment en milieu anoxique. Les solutions utilisées pour les extractions sont par ailleurs désoxygénées par un bullage de diazote avant utilisation. L'ensemble du protocole est schématisé Figure 9.

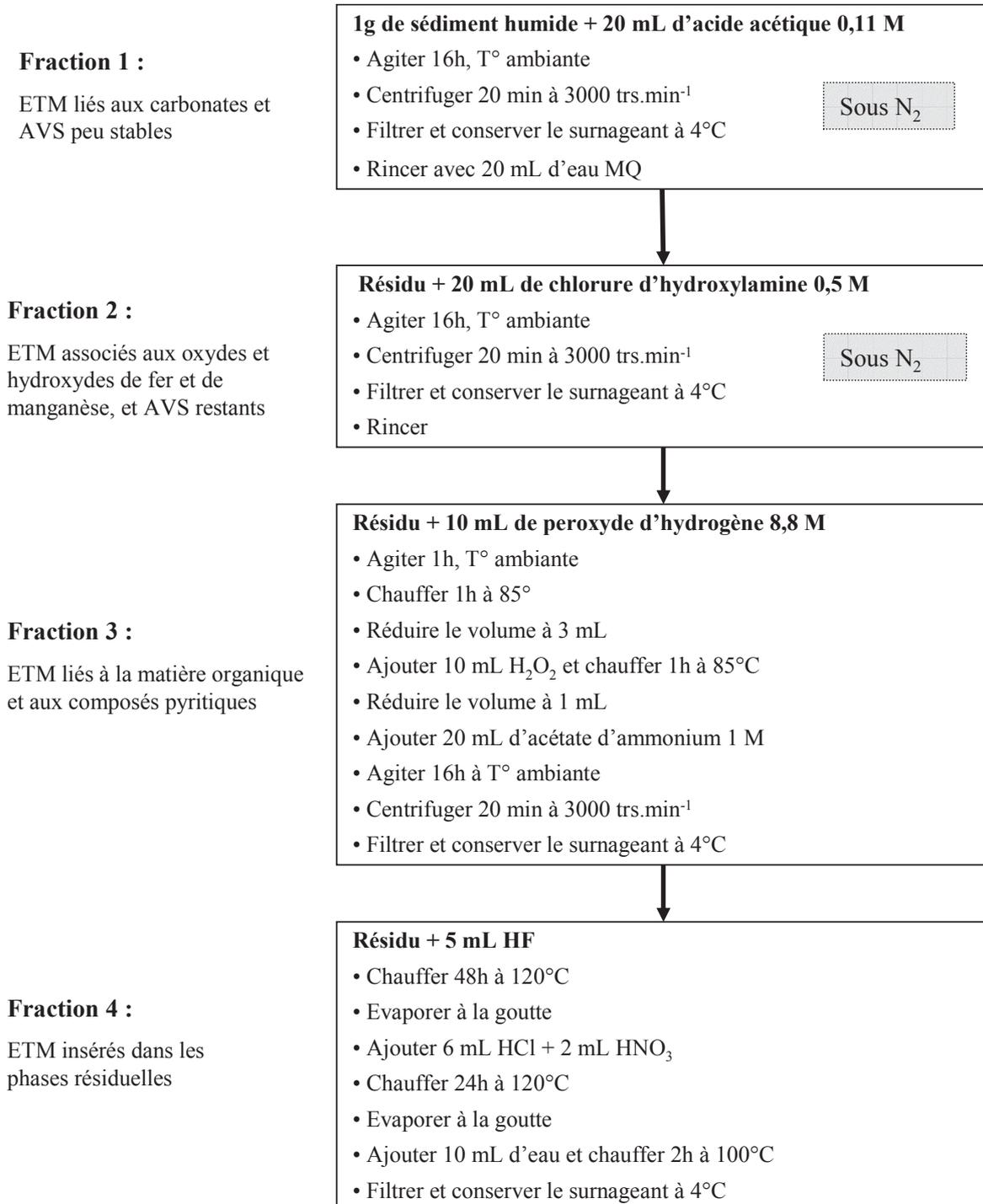


Figure 9 : schématisation du protocole d'extraction séquentielle des métaux, d'après Rauret et al, 1998.

L'extraction séquentielle a également été réalisée en triplicat sur le sédiment certifié BCR 601. Les valeurs obtenues ont été comparées à celles publiées par Rauret et al. (1998) pour les 3 premières étapes, et complétées par Pueyo et al. (2008) pour la fraction résiduelle (Tableau 7). Les données mesurées sont comprises dans l'ensemble dans la plage de fiabilité, et confirment que le protocole d'extraction a été correctement appliqué.

Tableau 7 : application du protocole (Pueyo et al., 2008; Rauret et al., 1998) au sédiment certifié BCR 601, et résultats obtenus

* valeurs mesurées par Rauret et al, 1998 et Pueyo et al, 2008
Abréviation : ld = limite de détection

mg.kg ⁻¹	Etape	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	
Valeurs mesurées	1	4,70 ± 0,12	7,8 ± 1,3	7,35 ± 0,90	1,42 ± 0,15	261 ± 16	
	2	3,24 ± 0,19	76,0 ± 1,5	9,49 ± 0,52	170 ± 3,5	239 ± 9	
	3	1,52 ± 0,08	74,9 ± 6,3	5,49 ± 0,06	18,2 ± 1,1	108 ± 9	
	résidu	< ld	-	76,3 ± 10,6	< ld	-	23 ± 3,22
Valeurs de référence*	1	4,45 ± 0,67	10,5 ± 0,8	7,82 ± 0,84	2,28 ± 0,44	261 ± 13	
	2	3,95 ± 0,53	72,8 ± 4,9	10,6 ± 1,3	205 ± 11	266 ± 17	
	3	1,91 ± 1,43	78,6 ± 8,9	6,04 ± 1,25	19,7 ± 5,8	106 ± 11	
	résidu	1,30 ± 2	60,4 ± 4,90	-	-	38 ± 8,7	161 ± 14

Extraction des métaux en milieu HCl 1M : SEM (Simultaneously Extracted Metals) — Parallèlement à l'extraction des AVS et des CRS, une minéralisation est effectuée sur 1g de sédiment humide, en présence de 20 mL de HCl 1M. La solution est agitée 24h à température ambiante puis filtrée sur membrane en acétate de cellulose (0,45 µm) avant dosage par ICP-AES. Cette extraction permet le dosage des ETM (Cd, Co, Cu, Ni, Pb et Zn) majoritairement associés aux sulfures, mais aussi aux hydroxydes de fer et manganèse, aux carbonates et à la matière organique. Cette fraction réactive peut être influencée par les paramètres physico-chimiques du milieu et sa labilité peut alors varier, rendant une partie des ETM potentiellement disponible.

A partir des teneurs en AVS et en SEM dans les sédiments, un indice de toxicité IT a été défini (Equation 3) par rapport à des tests biologiques (USEPA, 2004) :

$$IT = \log \frac{\Sigma \text{SEM (mol.kg}^{-1}\text{)}}{\text{S-AVS (mol.kg}^{-1}\text{)}}$$

Équation 3

Si $IT < 0$, les sulfures sont en excès dans le sédiment par rapport aux SEM et ceux-ci sont alors peu mobiles. Si $IT > 0$, le sédiment peut devenir toxique car un excès de métaux est à priori associé à des phases plus labiles que les sulfures. Cependant, dans certains cas, la matière organique complexe élimine également efficacement les ETM, et un IT modifié est alors calculé (USEPA, 2004).

2.3. Techniques d'analyses des échantillons

Dosage des ions orthophosphate, ammonium et nitrite — La spectrophotométrie est une technique consistant à mesurer l'absorbance d'une espèce chimique en solution, à une longueur d'onde précise (loi de Beer-Lambert). Le dosage est effectué le plus souvent à la suite d'une réaction de complexation qui génère un composé coloré. L'appareil utilisé est un modèle VARIAN, Cary 300 Scan UV-Visible.

Les orthophosphates, ammonium et nitrites, ont été dosés d'après les protocoles AFNOR (AFNOR, 1999a; AFNOR, 1999b; AFNOR, 2005) (Tableau 8).

Tableau 8 : méthodes et protocoles de dosage de ions orthophosphate, ammonium et nitrite par spectrophotométrie

Élément dosé	PO ₄ ³⁻	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻
Méthode	NF T 90-023	NF T 90-015	NF T 90-013
Réactif 1	• Acide ascorbique	• Phénol • Nitroprussiate de sodium	• Acide sulfurique • Sulfanilamide
Réactif 2	• Heptamolybdate d'ammonium tétrahydraté, • Tartrate de potassium et d'antimoine hémihydraté, • Acide sulfurique	• Hydroxyde de sodium • Citrate trisodique, • Sel de sodium de l'acide trisodique	• N-naphtyl-ethylènediamine
Couleur du composé généré	bleu	bleu	rose
Développement de la coloration	20 min	6 h	20 min
Longueur d'onde (nm)	880	630	543
Limite de détection en cuve de 5 cm (µg.L⁻¹)	5	5	5

Dosage des ions nitrates, chlorures et sulfates — Ces anions ont été dosés par chromatographie ionique munie d'un générateur d'éluent (Dionex EG 50). La séparation s'opère sur une colonne anionique (Ion Pac AS18 4x250 mm) notamment en fonction de la densité de charge des ions, entraînés par une phase mobile (KOH). Une cellule conductimétrique permet de détecter ces anions en fonction du temps de rétention de chacun d'eux.

Carbone Organique Dissous — Le dosage a été effectué sur le COT-mètre Shimadzu (modèle TOC-V CSH) de l'Equipe de Chimie Supramoléculaire (Laboratoire UCEIV, Université du Littoral). Les échantillons sont analysés selon la méthode NPOC (Non Purgeable Organic Carbon), qui permet le dosage des composés organiques non volatiles. Les échantillons sont d'abord acidifiés, afin d'éliminer par l'intermédiaire d'un flux d'air les composés inorganiques sous forme de CO₂. Les composés organiques volatiles peuvent également être évacués lors de cette étape. L'échantillon est ensuite chauffé à 680 °C ; la matière organique minéralisée dégage du CO₂ qui est acheminé vers un détecteur infrarouge. Celui-ci émet une réponse sous forme de pic, dont la surface est utilisée pour calculer la concentration en utilisant une courbe d'étalonnage avec des solutions standards d'hydrogénophthalates de potassium.

Dosage de l'alcalinité — L'alcalinité correspond à la concentration totale en ions alcalins (ou bases) : carbonates, hydrogénocarbonates, borates, fluorures, silicates, sulfures et phosphates. Elle est généralement considérée comme égale à la concentration en ions HCO_3^- (hydrogénocarbonates) dans les eaux naturelles des canaux étudiés. Le dosage est réalisé par potentiométrie (titrateur automatique Metrohm 736 GP Titrino) sur 1 mL d'échantillon. Le dispositif est muni d'un capillaire qui ajoute l'acide chlorhydrique à 0,02 M et d'une mini-électrode en verre combinée à une électrode de référence Schott Geräte Ag/AgCl, $[\text{KCl}] = 3\text{M}$.

Dosage des éléments majeurs et des ETM — Le dosage des éléments majeurs et des métaux dans les eaux de surface, les eaux interstitielles et les solutions issues des attaques sur sédiments a été effectué par spectrométrie. Selon leur concentration, les échantillons sont dosés par un spectromètre d'émission atomique (ICP-AES, de type Vista Pro à visée axiale, Varian) ou par spectrométrie de masse (ICP-MS, Thermo Elemental X7).

ICP-AES — La Spectrométrie d'Emission Atomique repose sur l'émission de raies lumineuses spécifiques par les atomes et ions excités à haute température (6000 - 10000 K) dans un plasma d'argon. Ces raies sont séparées grâce à une combinaison réseau – prisme puis détectées simultanément par un détecteur CCD (dispositif à couplage de charges).

ICP-MS — La Spectrométrie de Masse repose sur la formation d'ions dans le plasma d'argon puis sur leur séparation en fonction du rapport m/z (masse/charge) qui a lieu dans un analyseur de masse quadripolaire. Les ions ainsi séparés sont finalement comptés par un transducteur de type multiplicateur d'électrons. Dans certains cas (Ni, Cr, Co), des interférences spectroscopiques polyatomiques (Tableau 9) nous ont contraints à utiliser le mode CCT (Collision Cell Technology), chambre de collision avec un mélange de gaz hélium-hydrogène pour éliminer les interférences.

Tableau 9 : liste des isotopes utilisés pour le dosage des ETM par ICP-MS et principales interférences polyatomiques, d'après May and Wiedmeyer (1998)

Isotope utilisé	Interférences				
^{27}Al	$^{12}\text{C}^{15}\text{N}^+$	$^{13}\text{C}^{14}\text{N}^+$	$^{14}\text{N}_2$	$^1\text{H}^{12}\text{C}^{14}\text{N}^+$	
^{53}Cr	$^{37}\text{Cl}^{16}\text{O}^+$	$^{38}\text{Ar}^{15}\text{N}^+$	$^{38}\text{Ar}^{14}\text{N}^+$	$^{36}\text{Ar}^{17}\text{O}^+$	$^{36}\text{Ar}^{16}\text{O}^1\text{H}^+$
^{55}Mn	$^{40}\text{Ar}^1\text{N}^1\text{H}^+$	$^{39}\text{K}^{16}\text{O}^+$	$^{37}\text{Cl}^{18}\text{O}^+$	$^{40}\text{Ar}^{15}\text{N}^+$	$^{38}\text{Ar}^{17}\text{O}^+$
	$^{36}\text{Ar}^{18}\text{O}^1\text{H}^+$	$^{38}\text{Ar}^{16}\text{O}^1\text{H}^+$	$^{37}\text{Cl}^{17}\text{O}^1\text{H}^+$	$^{23}\text{Na}^{32}\text{S}^+$	$^{36}\text{Ar}^{19}\text{F}^+$
^{59}Co	$^{43}\text{Ca}^{16}\text{O}^+$	$^{42}\text{Ca}^{16}\text{O}^1\text{H}^+$	$^{24}\text{Mg}^{35}\text{Cl}^+$		
	$^{40}\text{Ar}^{19}\text{F}^+$	$^{36}\text{Ar}^{23}\text{Na}^+$	$^{40}\text{Ar}^{18}\text{O}^1\text{H}^+$		
^{60}Ni	$^{44}\text{Ca}^{16}\text{O}^+$	$^{23}\text{Na}^{37}\text{Cl}^+$	$^{43}\text{Ca}^{16}\text{O}^1\text{H}^+$		
^{65}Cu	$^{49}\text{Ti}^{16}\text{O}^+$	$^{32}\text{S}^{16}\text{O}_2^1\text{H}^+$	$^{40}\text{Ar}^{25}\text{Mg}^+$	$^{40}\text{Ca}^{16}\text{O}^1\text{H}^+$	$^{36}\text{Ar}^{14}\text{N}_2^1\text{H}^+$
	$^{32}\text{S}^{33}\text{S}^+$	$^{32}\text{S}^{16}\text{O}^{17}\text{O}^+$	$^{33}\text{S}^{16}\text{O}_2^+$	$^{12}\text{C}^{16}\text{O}^{37}\text{Cl}^+$	$^{12}\text{C}^{18}\text{O}^{35}\text{Cl}^+$
^{66}Zn	$^{50}\text{Ti}^{16}\text{O}^+$	$^{34}\text{S}^{16}\text{O}_2^+$	$^{33}\text{S}^{16}\text{O}^{21}\text{H}^+$	$^{32}\text{S}^{16}\text{O}^{18}\text{O}^+$	
	$^{32}\text{S}^{17}\text{O}_2^+$	$^{33}\text{S}^{16}\text{O}^{17}\text{O}^+$	$^{2}\text{S}^{34}\text{S}^+$	$^{33}\text{S}_2^+$	
^{111}Cd	$^{95}\text{Mo}^{16}\text{O}^+$	$^{94}\text{Zr}^{16}\text{O}^1\text{H}^+$	$^{39}\text{K}_2^{16}\text{O}_2^1\text{H}^+$		
^{208}Pb	$^{192}\text{Pt}^{16}\text{O}^+$				

Finalement, l'ensemble des prélèvements et analyses chimiques et physico-chimiques effectués au laboratoire est schématisé Figure 10.

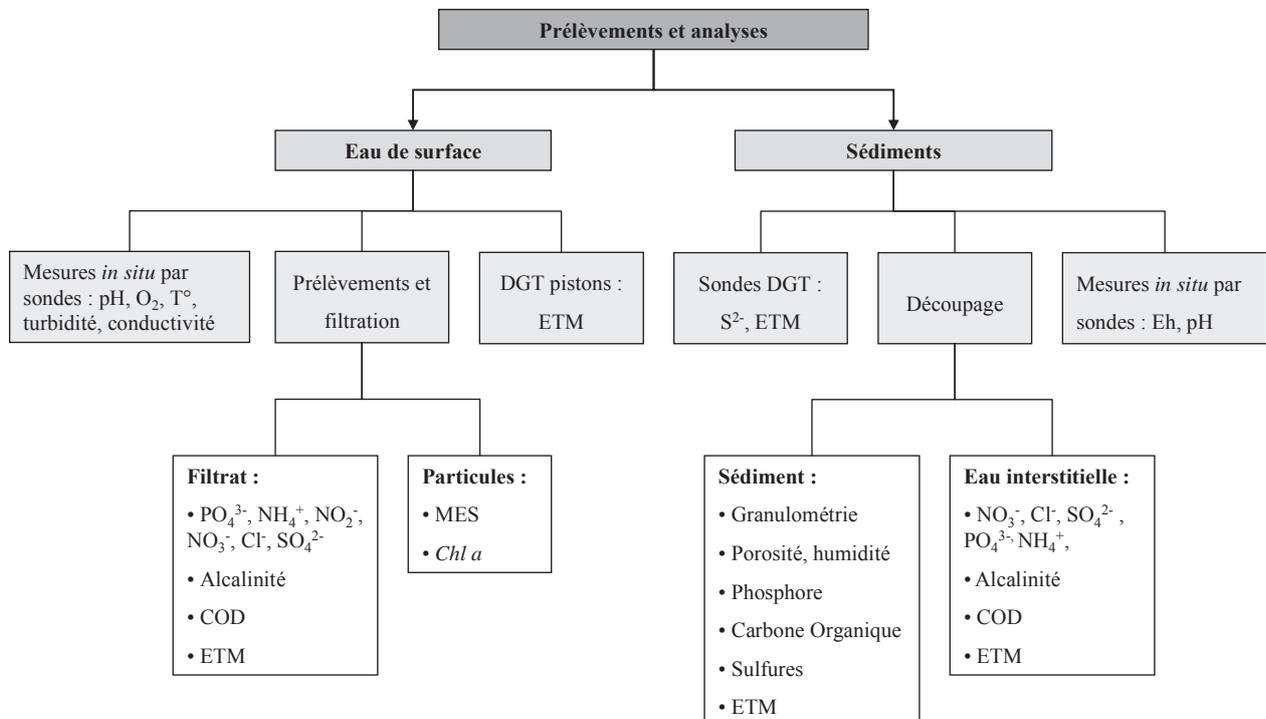


Figure 10 : schéma récapitulatif des prélèvements et analyses physico-chimiques sur eau et sur sédiment

3. Fonctionnement des stations de mesures automatiques (AEAP)

L'agence d'Eau Artois-Picardie possède deux stations mobiles de suivi en continu des paramètres physico-chimiques et biologique (AOA Cf. III.4.2.2.) de l'eau (Figure 11). Lors des campagnes, l'une ou l'autre, voire les deux stations, ont été déployées sur les canaux, afin d'apporter des compléments d'information sur le fonctionnement dynamique des masses d'eau.



Figure 11 : station automatique de mesures déployée sur la Scarpe à Râches en mai 2011

Ces stations sont approvisionnées en eau grâce à une pompe immergée ($15 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$). De nombreuses analyses sont ensuite réalisées par voie électrochimique ou spectroscopique, avec ou sans prétraitements et à des niveaux de filtration variables selon l'analyse (Tableau 10). L'ammonium et le pH sont mesurés à l'aide de sondes potentiométriques, alors que les teneurs en nitrates et phosphates sont évaluées par colorimétrie d'après des protocoles normalisés AFNOR. La turbidité est mesurée par sonde fonctionnant sur le principe de la diffusion de la lumière par les particules en suspension. Le COT est mesuré par spectroscopie infrarouge à partir de la quantité de CO_2 dégagée après oxydation de la matière organique. Enfin, un pluviomètre et un luxmètre installés sur le toit permettent d'acquérir des informations météorologiques locales.

Les données sont mesurées automatiquement toutes les dix minutes, et ajustées en ligne d'après les calibrations des appareillages, réalisées régulièrement par un agent affecté à temps plein pour ce travail et l'entretien de la station. Le Tableau 10 regroupe les paramètres mesurés par les stations avec leur plage de mesure.

Tableau 10 : paramètres mesurés par les stations automatiques de mesures et principales caractéristiques

Abréviation : COT = carbone organique total

Paramètre	Filtration	Plage de mesures	Unité
Turbidité	Aucune	5-1000	FNU
pH		1-12	upH
Conductivité		50- 4000	$\mu\text{S.cm}^{-1}$
O ₂		0,5-14	mg.L ⁻¹
COT	50 μm	1-100	
NH ₄ ⁺	125 μm	0,05-10	
NO ₃ ⁻		1-100	
PO ₄ ³⁻		0,05-3	
Pluviométrie	Aucune	auge basculant 0,5 mm	mm
Luminosité		10-20 000	Lux

4. Mise en œuvre des outils biologiques

Différents organismes ont été étudiés afin de développer une méthodologie de suivi chimique des milieux aquatiques. Toutefois, une étude récente met en évidence le choix pertinent de deux organismes, le chironome et le gammare, comme outils de suivi de ces milieux (Besse et al., 2011; Besse et al., 2012; Tilghman et al., 2009). Une méthodologie basée sur des expérimentations avec des gammares encagés est ainsi en cours de développement à IRSTEA Lyon notamment, avec la recherche de seuils de contamination nationaux pour des éléments métalliques et organiques (Besse et al., 2013). Dans le cadre de cette thèse, dont l'un des objectifs est d'évaluer les risques liés à la navigation sur la remobilisation des ETM, l'utilisation du gammare comme indicateur de contamination métallique paraissait judicieux.

4.1. Application de la technique d'encagement au macroinvertébré *Gammarus fossarum*

4.1.1. Généralités sur les gammares

En milieu aquatique continental, les crustacés amphipodes constituent des organismes pertinents pour étudier l'impact des polluants sur l'environnement, de par leur position stratégique dans la chaîne alimentaire et leur sensibilité à de nombreuses sources de pollution, métalliques et organiques (Alonso et al., 2009; Xuereb, 2009).

Les gammares sont des crustacés amphipodes largement répandus et souvent présents en fortes densités dans les écosystèmes aquatiques (Xuereb et al., 2009b). Ces organismes détritivores contribuent à la dégradation de la matière organique et jouent un rôle important dans la dégradation des litières de feuilles. Ces invertébrés constituent également une source de nourriture importante pour de nombreuses espèces d'invertébrés, d'amphibiens, de poissons et d'oiseaux (Duquesne et al., 2000; Tachet et al., 2000).

L'espèce la plus étudiée est *Gammarus pulex*, en raison de sa large aire de répartition, plutôt que *G. fossarum* dont l'aire de répartition est un peu plus restreinte. *G. fossarum* est peu exigeant en terme de qualité physico-chimique du milieu, mais a une préférence pour les rivières à fort courant et bien oxygénées, plutôt que pour les grands cours d'eau. Ces deux espèces deviennent sensibles aux basses concentrations en oxygène (Maltby, 1995) et aux hautes températures (limite de tolérance entre 28 et 32°C). Ils sont très dépendants des concentrations en minéraux, notamment en Mg, et de la salinité de l'eau et préfèrent les eaux calcicoles, dans lesquelles ils prélèvent le calcium nécessaire à la formation de leur exosquelette (Adam, 2008).

De nombreuses études visent à mettre au point de nouveaux marqueurs pour le monitoring des écosystèmes d'eau douce. Les réponses des gammares servent fréquemment d'outils pour déterminer l'impact de différents contaminants (métaux, médicaments, polluants organiques) ou de milieux aquatiques et ceci à différents niveaux d'organisation biologique, allant du moléculaire à la dynamique de population (De Lange et al., 2006; Dedourge-Geffard et al., 2009; Felten et al., 2008; Gagné et al., 2005; Geffard et al., 2007; Geffard et al., 2010; MacNeil et al., 2002; Xuereb et al., 2009b).

Les gammares et autres organismes détritivores aquatiques jouent un rôle important sur le devenir des ETM. La décomposition des feuilles puis leur excrétion dans les fèces provoquent la formation de molécules organiques de tailles plus petites, permettant une complexation efficace des ETM (Schaller, 2013; Schaller et al., 2011) et favorisant leur remobilisation, notamment pour Co, Mo et Ce (Schaller et al., 2010). Le carbone particulaire enrichi en ETM se dépose également à la surface du sédiment et contribue alors à enrichir la colonne sédimentaire en métaux et à augmenter l'exposition des organismes benthiques.

Les gammares ont une bonne capacité de bioaccumulation des métaux comme Pb, Cd, Pt, Sb, Ni, As, Zn (Dedourge-Geffard et al., 2009; Haus et al., 2007) et constituent donc de bons indicateurs de pollution métallique (Dedourge-Geffard et al., 2009). L'accumulation peut toutefois induire chez ces organismes des altérations sublétales, physiologiques, comportementales, ou biochimiques. L'accumulation de métaux dans le corps des gammares fournit une mesure intégrative de l'offre totale de métaux biodisponibles (Fialkowski and Rainbow, 2006).

Les formes biodisponibles des ETM sont souvent les formes cationiques, qui peuvent se lier directement à la matière organique, dont les membranes biologiques. Les sites de liaison sont souvent utilisés pour les éléments majeurs, Na, Mg, Ca, qui entrent donc en compétition avec les ETM comme Cd, Cu, Zn et Ni et en diminuent leur disponibilité (Lebrun et al., 2011). De la même manière, les ETM indispensables à la physiologie comme le cuivre entrent en compétition avec les éléments non essentiels. Il a ainsi été observé que la bioaccumulation de Cu diminuait en présence de Cd (Duquesne et al., 2000). Les paramètres du milieu peuvent également modifier la biodisponibilité : une faible température par exemple entraînera une diminution de la solubilité des sels métalliques, et de la diffusion des molécules.

4.1.2. Principe et mise en œuvre de l'outil

- **Principe du caging**

Une étude menée par Bloor et Blanks (2006) sur *G. pulex* a permis d'obtenir un schéma de réponse identique lors d'expérimentations *in situ* et *ex situ* menées en parallèle. Les tests *in situ* ont par ailleurs permis d'obtenir des réponses amplifiées, et donc une meilleure précision pour le monitoring.

Afin d'étudier au mieux l'impact de contaminants sur les organismes directement en milieu naturel, le laboratoire d'écotoxicologie IRSTEA Lyon développe depuis plusieurs années des outils de suivis actifs basés sur l'utilisation de gammares encagés (Dedourge-Geffard et al., 2009; Lacaze et al., 2011; Xuereb et al., 2009b), la méthodologie de caging animal étant déployée avec succès sur de nombreux organismes (Mulliss et al., 1996).

La technique repose sur la capture de gammares provenant de cours d'eau de bonne qualité physico-chimique et biologique, maintenus et acclimatés en laboratoire quelques jours avant réintroduction dans d'autres milieux aquatiques (cours d'eau, canaux...). Les impacts de la qualité de ces nouveaux milieux sur la faune sont évalués par le biais de dosages moléculaires, métalliques et du suivi de l'évolution de certains comportements (nutrition, reproduction...).

- **Prélèvement des organismes et stabulation**

Les premières expérimentations mises en place en mai 2011, puis en octobre 2011 et avril 2012 ont porté sur des populations de gammares originaires de la région lyonnaise. Les individus de l'espèce *Gammarus fossarum* ont été récoltés dans la rivière Bourbre à Bourgoin-Jallieu (38), rivière inscrite au Réseau National de Bassin comme étant de bonne qualité physico-chimique et biologique de l'eau. Les organismes ont été prélevés à l'aide de filets surber, et tamisés sur place (maille : 2 à 2,5 mm). Les gammares ainsi triés sont acheminés en laboratoire dans de l'eau du site puis transférés en aquarium de 20 L, pour une acclimatation d'une quinzaine de jours. La température de l'eau (12 °C), la conductivité (600 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), la photopériode (14h jour/10h nuit) et l'oxygénation continue sont régulées artificiellement, et contrôlées régulièrement. Les organismes sont nourris de feuilles d'*Alnus*

glutinosa, préalablement détrempées pendant au moins une semaine, ainsi qu'avec des larves déshydratées de *Tubifex* deux fois par semaine.

En avril 2012, l'expérimentation a été menée conjointement sur des gammares issus de la rivière Bourbre, ainsi que sur des gammares issus de la rivière Rhônelle, à Famars (59). Les organismes ont été prélevés le 27 mars dans la Rhônelle, triés sur place, puis acheminés par train jusqu'à Lyon, pour stabulation. Les organismes de la Bourbre ont été prélevés le 29 mars selon le même protocole, puis acclimatés aux côtés de leurs congénères issus de la Rhônelle. L'identification taxonomique des gammares au niveau spécifique n'est pas aisée, mais les critères morphologiques observés suggèrent que la population issue de la Rhônelle appartient également à l'espèce *G. fossarum*.

- **Mise en place des systèmes expérimentaux**

Trois campagnes expérimentales ont eu lieu sur les trois canaux : du 10 au 24 mai 2011, du 19 octobre au 9 novembre 2011 et du 18 avril au 2 mai 2012, en parallèle des suivis physico-chimiques des canaux. Après stabulation en laboratoire, les gammares sont de nouveau triés, les tests étant calibrés pour des organismes dont la taille est comprise entre 2 et 2,5 mm. Chaque système expérimental (Figure 12) est constitué par un pilulier cylindrique en vinyle (diamètre : 5 cm, longueur : 10 cm) dont les extrémités sont remplacées par du filet de maille 1 mm. Les systèmes contenant chacun 20 gammares mâles sont placés dans des seaux percés permettant la circulation de l'eau, puis déployés dans les canaux.



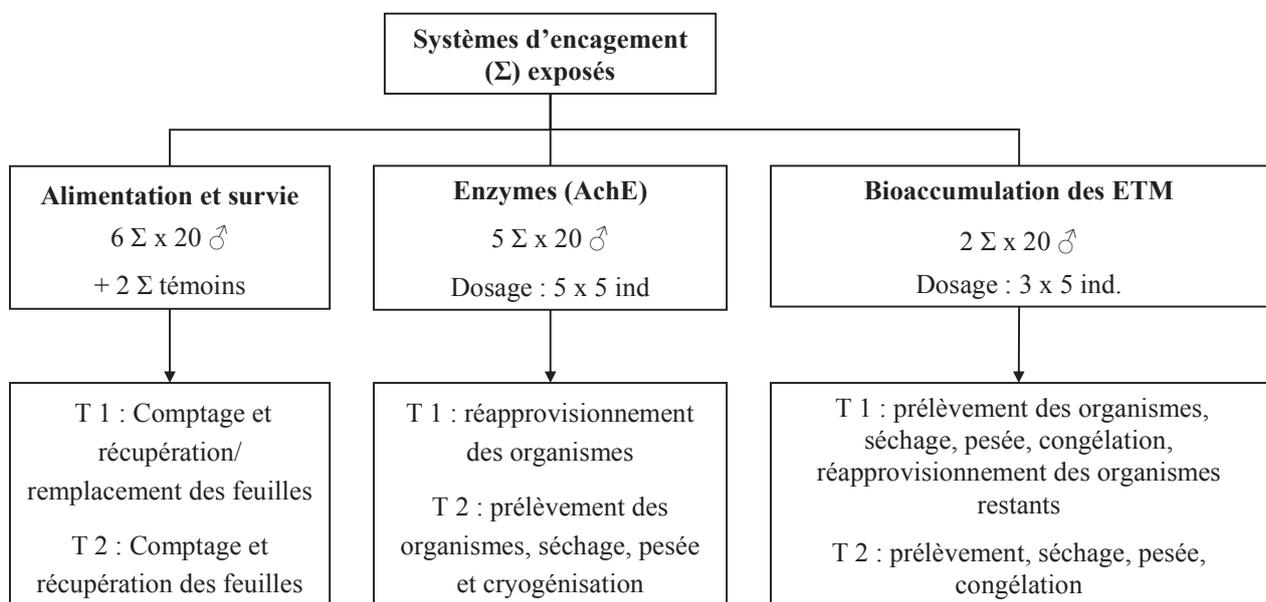
Figure 12 : illustration de 6 systèmes d'encagement (chacun contenant 20 gammares et des feuilles d'aulne)

Sur chaque site étudié en 2011 et 2012, les seaux contenant les systèmes ont été installés à proximité des berges. Les systèmes ont été déployés durant 15 jours et contrôlés 2 fois par semaine, notamment pour alimenter les organismes et surveiller l'installation (prévention contre le vandalisme).

- **Exposition *in situ***

Des individus sont prélevés chaque semaine parmi les systèmes (Figure 13), ceux restants dans le milieu étant réapprovisionnés en feuilles :

- les gammars des systèmes destinés aux tests d'alimentation sont comptabilisés (taux de survie), et les feuilles consommées sont récoltées et remplacées par d'autres feuilles calibrées. Deux systèmes servent de témoins et ne contiennent que des feuilles ;
- 6 systèmes sont extraits du milieu et rapportés en laboratoire dans un seau contenant de l'eau du milieu. En laboratoire, les organismes sont séchés, insérés dans des tubes eppendorf, pesés, puis plongés dans de l'azote liquide. Ils sont stockés jusqu'aux analyses enzymatiques à -80°C. Les organismes destinés à des dosages de métaux traces sont également conservés en eppendorf et congelés jusqu'à analyse.



Abréviations : Σ = système d'encagement ; T1 = première semaine d'exposition ; T2 = seconde semaine d'exposition

Figure 13 : nombre d'individus et de systèmes utilisés par marqueur (campagne de mai 2011)

4.1.3. Analyse des marqueurs

Taux de survie — Les organismes (uniquement mâles) de chaque système destiné au test d'alimentation sont comptabilisés au bout d'une semaine, puis de deux semaines d'exposition.

Taux de nutrition — L'inhibition du taux de nutrition chez les invertébrés aquatiques est souvent une des premières conséquences d'une contamination des milieux aquatiques. Les gammares sont en effet sensibles à une large gamme de polluants comme les métaux, les composés organiques, mais aussi les insecticides, les pesticides...(Alonso et al., 2009; Coulaud et al., 2011; Forrow and Maltby, 2000). La mesure de l'inhibition de l'alimentation des gammares est donc considérée comme un indicateur de la qualité de l'eau. Le test d'alimentation repose sur la différence de surface de feuilles d'aulne consommée par les organismes durant le suivi. Les feuilles destinées aux tests sont préalablement détrempées pendant 6 jours dans l'eau de stabulation. Elles sont ensuite calibrées en disque de 20 mm de diamètre à l'emporte-pièce, en évitant les nervures centrales. La surface de chaque feuille est mesurée après consommation par les gammares à l'aide d'un scanner (Epson perfection 3490 PHOTO) et d'un logiciel de traitement d'images (SigmaScan Pro v5.0). La surface de 10 feuilles témoins exposées dans les milieux en absence de gammares est également mesurée, afin d'évaluer la surface initiale consommable et d'intégrer la dégradation naturelle liée au milieu d'exposition. Le nombre de pixels est ensuite converti en surface, permettant ainsi de calculer un taux d'alimentation selon l'Equation 4 :

$$FR_i = \frac{(S_{\text{contrôle}} - S_i)}{((I_{i,0} + I_{i,t})/2) \times t}$$

Équation 4

Avec :

- FR_i (Feeding Rate) représente la surface de feuilles consommée par jour et par organisme ($\text{mm}^2 \cdot \text{jour}^{-1} \cdot \text{gammare}^{-1}$)
- $S_{\text{contrôle}}$ est la surface totale des disques de feuilles du système témoin en fin d'exposition (mm^2)
- S_i est la surface totale des disques de feuilles d'un réplikat i en fin d'exposition (mm^2)
- $I_{i,0}$ et $I_{i,t}$ sont le nombre de gammares vivants d'un réplikat au début et à la fin de l'exposition ($I_{i,0} = 20$)
- t est la durée d'exposition (jours)

Coulaud et al. (2011) ont développé un indice d'alimentation (Feeding Index ou FI), qui mesure un écart à la référence, représentée par le taux d'alimentation des gammarés en l'absence de composés toxiques. Cet indice permet de s'affranchir de la variabilité environnementale (notamment les variations de température) et autorise la comparaison des résultats inter-campagnes. Cet indice est défini selon l'Equation 5 :

$$FI = \frac{FR_{pred} - FR_{obs}}{FR_{pred}} \times 100 \quad \text{Équation 5}$$

Avec :

- FR_{pred} le taux d'alimentation calculé à l'aide du modèle ($\text{mm}^2 \cdot \text{jour}^{-1} \cdot \text{gammare}^{-1}$) (Coulaud et al., 2011)
- FR_{obs} le taux d'alimentation observé ($\text{mm}^2 \cdot \text{jour}^{-1} \cdot \text{gammare}^{-1}$)

Le modèle prédit une inhibition du comportement alimentaire dans le cas où $FI < -33\%$, et une induction dans le cas où $FI > 33\%$. Les résultats sont interprétés grâce à un test de vraisemblance développé par IRSTEA, permettant la prise en compte de la variabilité entre réplicats.

Mesure de l'activité enzymatique Acétylcholinestérase (AChE) — l'AChE est une enzyme qui intervient dans la régulation de l'influx nerveux. Son activité est sensible à de nombreux contaminants, notamment aux organophosphorés et aux carbamates (Boquené and Galgani, 2004), mais également aux métaux traces, hydrocarbures, etc. (Lagadic et al., 1998; Schvevov and Amin, 2011) l'inhibition de cette protéine est ainsi souvent étudiée en tant que biomarqueur de toxicité (Xuereb et al., 2009a). La mesure de l'activité est effectuée sur des organismes entiers (5 réplicats de 5 individus), homogénéisés au broyeur à bille automatique (1 bille d'acier de 4 mm et 3 billes de verre de 2 mm) en présence d'une solution composée de tampon phosphate (0,1 M et pH 7,8) contenant 10% de Triton X-100, puis centrifugés 15 min à 9000 g à 4 °C. Le surnageant (20 μL par puits) est ensuite réparti sur microplaque Greiner avant ajout de 330 μL de tampon à base de phosphates (0,1 M, pH 7,8) et de 20 μL d'acide dithio-bis-nitrobenzoïque ou DTNB (0,0076 M). L'ajout de 10 μL d'ester de thiocholine (0,0076 M) permet l'initiation de l'activité enzymatique, mesurée toutes les 60s pendant 10 min à 25 °C par spectrophotométrie (Safire, TECAM) (Xuereb et al., 2009a; Xuereb et al., 2009b). Les résultats seront comparés au seuil minimal de 7,4 $\text{nmol} \cdot \text{L}^{-1}$, établi par Xuereb et

al (2009b), définissant la valeur sous laquelle l'activité enzymatique est considérée comme inhibée par la présence de polluants.

Bioaccumulation — Le dosage des ETM dans les gammares entiers est effectué en triplicat sur 5 gammares, à partir d'organismes exposés à l'issue d'une et de deux semaines, d'après un protocole établi par Chiffolleau et al. (2003). Les gammares congelés sont séchés à l'étuve à 35°C puis pesés et introduits dans des tubes en téflon, auxquels sont ajoutés 5 mL d'acide nitrique suprapur (Merck, 65 %). La minéralisation est effectuée 1h à froid, puis 3h à 90 °C. L'attaque acide est également effectuée sur du matériel certifié (DORM 2 et DORM 3) afin de valider le protocole d'extraction. Les résultats sont finalement comparés aux seuils définis par Besse et al. (2013), qui définissent des valeurs à partir desquelles le milieu contient une contamination biodisponible pour les organismes.

4.2. Suivi de la biomasse algale (phytoplancton et diatomées benthiques)

Le phytoplancton constitue un bon indicateur biologique dans la mesure où il répond rapidement aux changements de conditions environnementales, étant ainsi représentatif de la qualité de l'eau. Dans les plus grandes rivières, la dynamique du phytoplancton peut être modifiée par les pressions anthropiques (Sabater et al., 2008), et le développement algal peut être inhibé par la pollution du milieu (Neal et al., 2006). Les changements à long terme des rivières peuvent également être évalués par le biais de la composition taxonomique, qui peut être influencée par les variations de la qualité de l'eau, des paramètres physiques ou des interactions biologiques (Sabater et al., 2008). La confrontation des données algales avec les données physico-chimiques de l'eau semble donc présenter un fort intérêt dans le cadre de la problématique de cette étude.

4.2.1. Suivi ponctuel du phytoplancton

Analyse pigmentaire de la chlorophylle a et des phéopigments — Le dosage des pigments s'effectue à l'issue d'une filtration en laboratoire sur membrane en fibre de verre (filtres Whatman GF/F, porosité 0,7 µm) de 500 mL d'eau de surface. Les filtres sont traités selon le protocole décrit par Aminot et Kérouel (2004), par broyage dans un tube à l'aide d'une

baguette en verre, en présence de 10 mL d'acétone 90%, en condition de lumière atténuée. Ces tubes sont ensuite conservés 12h au réfrigérateur pour permettre l'extraction de la chlorophylle. Après homogénéisation, les tubes sont centrifugés 15 min à 3000 trs.min⁻¹ et la *chlorophylle a* est dosée par spectrophotométrie à la longueur d'onde de 665 nm. Dans un second temps, une solution de HCl 0,3 M (15 µL pour 1 mL d'échantillon) est ajoutée à l'échantillon directement dans la cuve, et une nouvelle mesure à 665 nm est réalisée au bout de 2 min pour quantifier les phéopigments. Les absorbances sont corrigées par une mesure du blanc de turbidité à 750 nm.

Analyse qualitative et quantitative du phytoplancton — Les prélèvements destinés aux analyses taxonomiques du phytoplancton ont été réalisés en bordure de canal, à 30 cm sous la surface, Autréaux-Noppe (2000) ayant en effet montré que le peuplement était homogène à petite échelle spatiale sur le canal. Les échantillons d'1L sont rapidement fixés avec 5 mL de lugol et conservés à l'obscurité et au frais, avant envoi au laboratoire Aquascop (Angers). Les prélèvements y sont traités selon la méthode Utermöhl (AFNOR, 2006) : après homogénéisation de l'échantillon, un volume est laissé à décanter pendant 4 à 12h. Un dénombrement au microscope inversé puis un comptage de 400 individus sont effectués, avec une identification des taxons au minimum au genre. Certains individus sont mesurés au microscope droit et permettent ensuite d'estimer un biovolume (Nouchet, 2012).

4.2.2. Suivi haute fréquence du phytoplancton par fluorimétrie spectrale

Diverses méthodes permettent le suivi du phytoplancton (comptage microscopique, chromatographie, spectrophotométrie), mais les techniques de fluorescence spectrale permettent un gain de temps non négligeable, notamment dans la détection précoce des blooms algaux (Izydorczyk et al., 2009; Prygiel et al., 2013; Richardson et al., 2010). Les sondes fluorimétriques se révèlent être des outils efficaces pour le suivi de l'abondance et de la composition du phytoplancton.

La fluorimétrie spectrale permet la distinction des grands groupes algaux (Tableau 11) par l'identification de spectres d'absorbance émis par les pigments accessoires des algues, lors de leur excitation par une source lumineuse. Les fluorimètres sont donc équipés de diodes émettrices de différentes longueurs d'ondes (450, 525, 570, 590 et 610 nm).

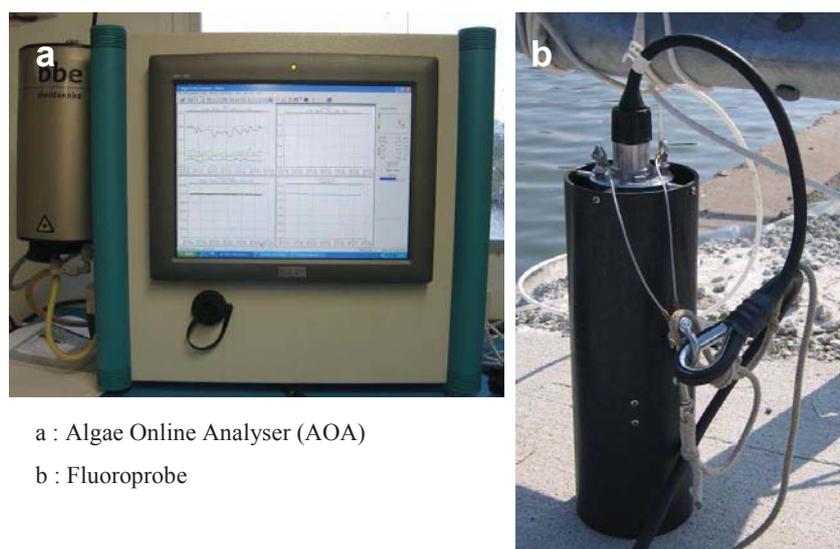
Tableau 11 : groupes identifiés par fluorimétrie, principales espèces présentes dans les cours d'eau Européens et longueur d'onde d'excitation, d'après Artigas et Lizon (2009)

Groupe spectral	Groupe taxonomique	Occurrence	Principaux genres	Pigments et longueur d'onde d'excitation
Algues brunes	Bacillariophycées (Diatomées)	Dominance au printemps	<i>Stephanodiscus</i> , <i>Skeletonema</i> , <i>Cyclotella</i> , (<i>Thalassiosira</i>)	<i>Chl a, c</i> , xanthophylle, fucoxanthéopéridine (525 nm)
Algues vertes	Chlorophycées	Dominance en été	<i>Scenedesmus</i> , <i>Monoraphidium</i> , <i>Pediastrum</i>	<i>Chl a, b</i> , caroténoïdes (450 nm)
Algues bleues	Cyanophycées	Abondance en été	<i>Oscillatoria</i> <i>Microcystis</i>	<i>Chl a</i> , phycocyanine (610 nm)
Algues rouges	Cryptophycées (et cyanophycées riches en phycoérythrine)	Présence modérée	<i>Rhodomonas</i> , <i>Cryptomonas</i> , <i>Plankthothrix rubescens</i> (<i>cyano.</i>)	<i>Chl a, c</i> , phycocyanine (570-590 nm)

Au cours de cette étude, le déploiement de 2 types de sondes fluorimétriques (Figure 14) a permis un suivi plus fin de l'évolution de la biomasse phytoplanctonique en canaux :

- L'AOA (Algae Online Analyser, bbe Moldaenke)

Cette sonde fixe permet de mesurer l'évolution de la biomasse phytoplanctonique et de donner une indication de l'état physiologique (activité photosynthétique) du phytoplancton. Cet outil appartenant à l'Agence de l'Eau est installé selon les besoins dans une des deux stations automatiques, et donne accès à une donnée au minimum toutes les 10 minutes, en parallèle des données physico-chimiques.



a : Algae Online Analyser (AOA)
b : Fluoroprobe

Figure 14 : illustration des 2 sondes fluorimétriques (BBE Moldaenke) déployées dans les canaux

- Le **Fluoroprobe** (bbe Moldaenke)

Cette sonde portable, appartenant au LOG est reliée à un boîtier de lecture, ce dispositif permettant une visualisation de la biomasse algale en profondeur. Des profils verticaux ont été effectués depuis les ponts dans les canaux étudiés, avant puis après passage de péniche.

4.2.3. Analyses IBD (Indice Biologique Diatomées)

Les cours d'eau du Réseau National de Bassin en Artois-Picardie font l'objet d'un suivi annuel des diatomées benthiques, avec application du protocole IBD (NF T90-354) (AFNOR, 2007). Le laboratoire Aquascop est délégué par l'Agence de l'Eau pour réaliser les prélèvements et analyses.

Les prélèvements en milieu canalisé sont effectués au grattoir le long des parois en béton, et conservés dans des piluliers en présence de formol jusqu'à analyse. En laboratoire, un volume d'échantillon est mis à bouillir en présence de 4 volumes d'eau oxygénée, permettant la destruction de la matière organique. L'eau oxygénée est ensuite éliminée par une série de rinçages et centrifugations à l'eau distillée. Une goutte de l'échantillon, rincé et dilué pour obtenir une suspension légèrement trouble, est alors montée entre lame et lamelle, dans du Naphrax (indice de réfraction 1,74), permettant d'identification au microscope droit des 400 individus nécessaires au calcul de l'IBD.

5. Conclusion

La méthodologie de suivi choisie pour étudier l'impact de la navigation dans les canaux a été présentée dans ce chapitre. Cette étude comprend un volet chimie, dont la stratégie de prélèvements sédimentaires et d'échantillonnages de la colonne d'eau a été exposée, ainsi que les protocoles et techniques analytiques mises en œuvre pour le traitement des échantillons. Un volet biologie, étudié en parallèle des paramètres chimiques, a également été mis en place. Il comporte notamment un suivi de la biomasse algale et la mise en œuvre d'un outil de bioindication basé sur la technique d'encagement sur microcrustacés. Trois cours d'eau canalisés du bassin Artois-Picardie ont été sélectionnés sur des critères de navigation et de contamination du compartiment sédimentaire en éléments traces métalliques et en phosphore. Le canal de la Deûle à Courcelles-lès-Lens, le canal de la Sensée à Gœulzin et le canal de la

Chapitre 2

Scarpe à Râches ont donc fait l'objet d'un suivi sur deux ans. Les résultats de la caractérisation des compartiments sédimentaires seront exposés au cours du chapitre 3. Le suivi et la comparaison des données chimiques et biologiques mesurées dans la colonne d'eau seront exploités au cours du chapitre 4, et confrontés à des paramètres de navigation dans le chapitre 5.

Chapitre 3

Géochimie des canaux

Chapitre 3 - Géochimie des canaux

L'étude géochimique des compartiments sédimentaires des trois canaux a pour but de mieux caractériser les niveaux de contamination en ETM, mais aussi en phosphore dans les particules, et de déterminer leur disponibilité et le risque potentiel pour la contamination de la colonne d'eau sus-jacente et des organismes aquatiques. Ce chapitre s'inscrit en particulier dans la problématique de l'impact des remises en suspension récurrentes du sédiment, induites par un trafic fluvial quotidien, et de leur incidence sur la qualité et l'état des masses d'eau.

La première partie de ce chapitre traite de résultats obtenus suite à des prélèvements effectués sous forme de profils en long d'un km environ sur chaque canal. Une évaluation du niveau de contamination et de la disponibilité des ETM et du phosphore dans les sédiments de surface (0-3 cm) est effectuée.

Dans une seconde partie, une étude plus approfondie des mécanismes diagénétiques survenant avec la profondeur a été réalisée. L'évolution des contaminants dans les particules et dans les eaux interstitielles, leur risque de remobilisation et leur toxicité ont été évalués, et les processus spécifiques à chaque canal ont été comparés. L'Annexe 1 regroupe l'ensemble des données relatives à ce chapitre.

1. Comparaison spatiale des canaux étudiés : étude des profils en long

Afin de caractériser de façon générale les zones de prélèvements choisies, des échantillonnages ont été réalisés le long de profils (Cf. Chapitre 2, Figure 2) sur les trois canaux. Les analyses portent à la fois sur le compartiment sédimentaire (Chapitre 3) et sur la colonne d'eau (Chapitre 4).

1.1. Analyses sédimentaires

1.1.1. Etude des concentrations en ETM dans les sédiments de surface

Lors des profils sédimentaires, les concentrations en ETM ont été mesurées sur le sédiment de surface (0-3 cm), et les valeurs ont été comparées aux données historiques de l'Agence de l'Eau Artois-Picardie, qui ont été moyennées sur 4 ans (2004-2007) en raison d'une forte variabilité. La comparaison entre les sites a pu être effectuée après des calculs de facteurs d'enrichissement (FE) en ETM (Equation 6), normalisés par rapport à Al, et aux valeurs de fond géochimique régionales proposées par Sterckeman et al (2006). Cette normalisation permet de s'affranchir, au moins partiellement, des variations du fond géochimique et de la granulométrie des particules.

$$FE_{Al}^{Me} = \frac{\left(\frac{(Me)}{(Al)} \right)_{éch}}{\left(\frac{(Me)}{(Al)} \right)_{réf}}$$

Équation 6

Avec : Me = Métal, éch = concentrations mesurées dans l'échantillon ; réf = concentrations du fond géochimique régional proposées par Sterckeman et al. (2006).

Valeurs de référence (Sterckeman et al., 2006) en mg.kg⁻¹ : Al : 50,9 ; Cd : 0,53 ; Cr : 44 ; Ni : 17,9 ; Zn : 75,9 ; Co : 7,6 ; Cu : 14,5 ; Pb : 41,8.

La Figure 15 représente les valeurs de FE en ETM pour chaque canal, en chaque point du profil.

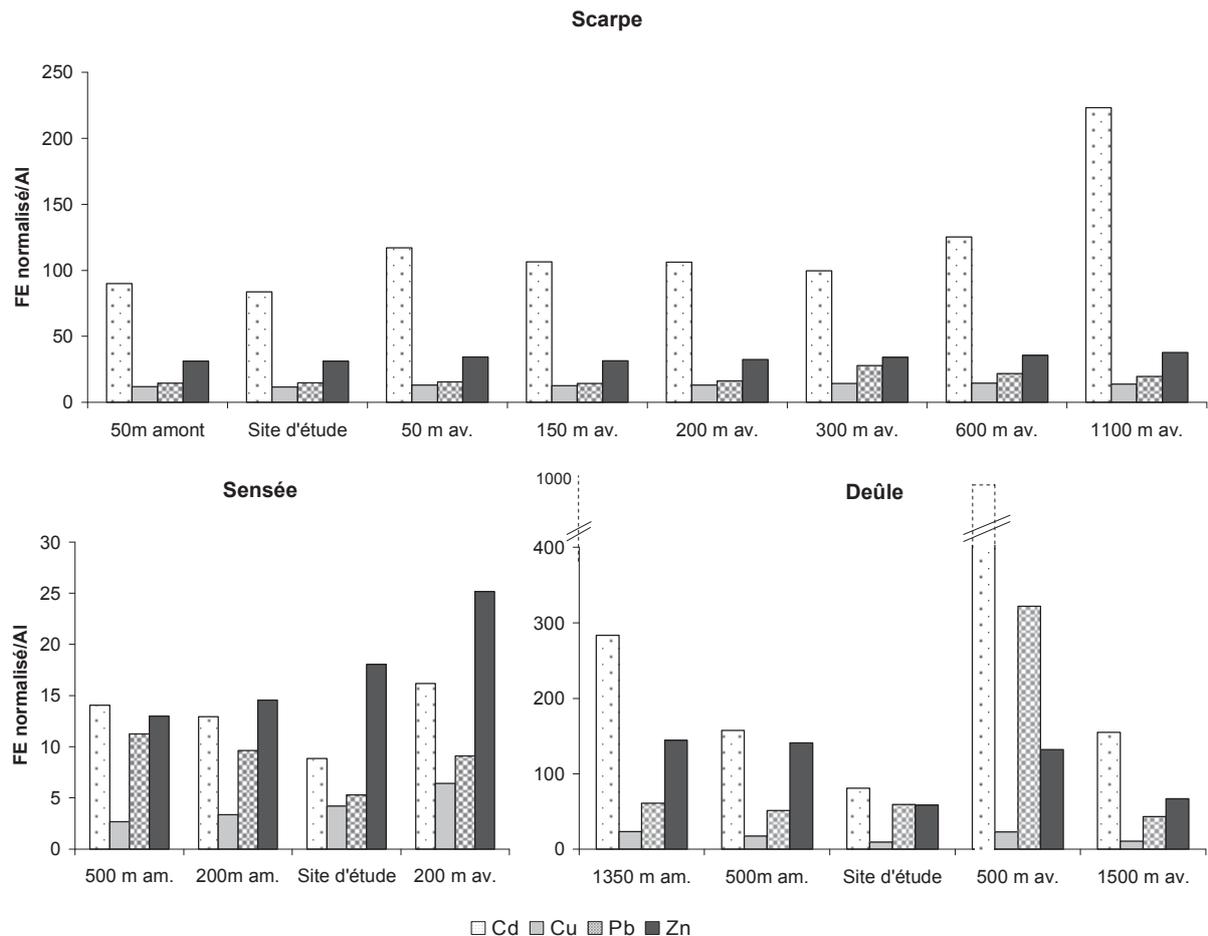


Figure 15 : représentation schématique du facteur d'enrichissement (FE) pour Cd, Cu, Pb et Zn dans les sédiments de surface des canaux étudiés (abréviations : am : amont ; av : aval)

Le réseau de suivi de l'Agence de l'eau pour les sédiments ne possède pas de station à Courcelles-Lès-Lens. Deux autres sites de prélèvements encadrent notre station, avec des valeurs globalement du même ordre de grandeur. Nos sites situés sur la Scarpe et la Sensée sont cependant bien plus proches spatialement de ceux de l'Agence, et les concentrations trouvées sont tout à fait comparables pour la Sensée, sauf en Cr, et plus faibles pour la Scarpe, notamment en Cd, Cu, Ni, Pb et Zn. Il faut toutefois noter que les sédiments destinés aux mesures Agence ont été prélevés à la drague (et non par carottage), et que les analyses portent donc sur une épaisseur de sédiment d'une vingtaine de cm, pouvant englober une pollution historique. Par ailleurs, en l'absence de protocole normalisé pour l'extraction totale des métaux, une différence de méthodologie entre laboratoires, notamment concernant le broyage ou le simple tamisage des sédiments, peut être à l'origine des différences de teneurs relevées.

Il apparaît que les trois canaux présentent une contamination significative en Cd, Pb et Zn, et dans une moindre mesure, en Cu, mais avec des états de gravité différents. La Sensée présente les taux les plus faibles de contamination, mais avec des enrichissements pouvant varier du simple au double sur le tronçon échantillonné d'environ 1 km. Le sédiment de surface est en moyenne enrichi d'un facteur 13 en Cd, 9 en Pb, 18 en Zn et 4 en Cu. La Deûle et la Scarpe sont sujets à des contaminations plus élevées. Le facteur d'enrichissement est plus hétérogène sur la Deûle, compris entre 80 et 924 pour Cd, 43 et 322 pour Pb, 58 et 132 pour Zn et entre 9 et 23 pour Cu. Le point situé à 500 m en aval du site choisi pour le carottage en profondeur présente les niveaux de contamination les plus élevés. Son emplacement en bout de quai suppose un ancien lieu de chargement et de déchargement de minerais et autres matériaux sur les péniches, et donc une augmentation de rejets accidentels dans le canal.

La Scarpe présente elle aussi de forts niveaux de contamination et s'enrichit d'amont en aval de 20 % en Cu et Zn, et de 35 % en Cd et Pb. Les sources de contamination métallique de la Scarpe ont été étudiées et proviennent en partie d'une pollution atmosphérique à grande échelle et industrielle (notamment Métaleurop et anciennement Union Minière) et d'une pollution actuelle et urbaine mais à plus petite échelle (rejets de station d'épuration et de station de relevage, ruissellement du réseau routier) (Alary et al., 2011; Zebracki, 2008).

Sur les zones des trois canaux étudiés, la contamination en Co, Cr et Ni n'a pas été très marquée. Ces résultats sont en accord avec ceux de Clozel-Leloup (2001), qui ont observé que les panaches de fumées (Métaleurop, Union Minière) ont entraîné une pollution en Pb, Zn, Cd, Cu, As, Ag et Sb. Ces éléments sont corrélés entre eux mais pas avec les éléments majeurs, tandis que Cr, Co et Ni semblent corrélés entre eux ainsi qu'avec Fe, Al et Mn, indiquant que leurs concentrations n'ont pas été modifiées par les fumées industrielles.

Aucune réglementation ne régissant actuellement la contamination métallique des sédiments, les concentrations en ETM mesurées aux points dits « site d'étude » dans les canaux ont été comparées aux valeurs seuils définies par le Système d'Evaluation de la Qualité (SEQ) Eau (MEDD and Agences de l'Eau, 2003). Les teneurs ont également été évaluées par rapport aux « niveaux relatifs aux éléments et composés traces » de l'Arrêté du 9 août 2006, destiné entre autres à apprécier la qualité des sédiments extraits de cours d'eau ou de canaux (Tableau 12).

Tableau 12 : comparaison des concentrations moyennes en ETM (mg.kg⁻¹) mesurées dans les canaux avec les valeurs du fond géochimique régional (d'après Sterckeman et al, 2006), du SEQ eau (2003) et de l'Arrêté du 9 août 2006

Les valeurs en italique indiquent un dépassement des valeurs de l'arrêté pour les canaux.

ETM	Références					Canaux		
	Fond géochimique	Arrêté de 2006	SEQ Eau 2003			Qualité des canaux		
			Très Bon	Bon	Moyen	Deûle	Sensée	Scarpe
Cd	0,53	2	0,1	1	5	29	1,7	33
Cr	44	150	4,3	43	110	81	36	69
Cu	14,5	100	3,1	31	140	92	22	125
Ni	17,9	50	2,2	22	48	17	8,3	18
Pb	42	100	3,5	35	120	1681	82	466
Zn	75,9	300	12	120	460	3008	507	1775

Comme pour les résultats concernant les facteurs d'enrichissement, ces seuils mettent clairement en évidence une contamination forte des sédiments des trois canaux en Pb, Zn et Cd, avec un dépassement des valeurs de l'arrêté ministériel, et des limites basses de la classe « état moyen » fixées par le SEQ. Les sédiments de la Scarpe et de la Deûle présentent également selon le SEQ une qualité moyenne en Cu et Cr et une bonne qualité en Ni. La comparaison des valeurs mesurées en surface dans les trois canaux met en évidence une contamination maximale observée en Pb et Zn dans la Deûle, et en Cu dans la Scarpe. Les fortes teneurs en Cd en surface sont relativement comparables pour la Deûle et la Scarpe.

Toutefois, il semble que les teneurs totales en ETM, observées notamment dans les sédiments de surface de la Deûle, ont tendance à diminuer depuis ces 10 dernières années. Ceci est probablement en lien avec la cessation des activités métallurgiques de l'entreprise Métaleurop et à la réduction des rejets autorisés dans l'environnement. Les analyses effectuées au sein du laboratoire selon le même protocole (Ouddane, 1990) permettent en effet de comparer les résultats obtenus au cours de divers travaux (Gabelle, 2006; Lesven et al., 2008; Lourino-Cabana, 2010) et portant sur du sédiment de surface prélevé au niveau du site de Métaleurop à Courcelles-Lès-Lens, après l'arrêt des activités de fonderie en 2003 (Tableau 13).

Tableau 13 : concentrations totales mesurées (en mg.kg⁻¹) dans les sédiments de surface de la Deûle à Métaleurop au laboratoire Géosystèmes depuis 2004

Année	Référence	Pb	Zn	Cd
2004	Gabelle, 2006	7 000 - 14 000	16 000 - 20 000	340
2006	Lesven et al, 2008	1 200	2500	70
2011-2012	Présente étude	1 000 - 1 500	2800	30

Une forte réduction des concentrations est observée entre 2004 et 2006 pour Pb, Zn et Cd, consécutive à l'arrêt des rejets. Entre 2006 et 2011, il semble que le stock de Pb et Zn reste relativement constant dans les sédiments, tandis qu'une forte réduction est observée pour Cd dans les sédiments. Les concentrations sont alors 10 fois moins importantes en 2011 qu'en 2004, mais restent toutefois toujours largement supérieures au fond géochimique situé autour de $0,53 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Les sédiments de surface (0-3 cm) des canaux, *a priori* moins impactés que les sédiments en profondeur, présentent donc toujours une forte contamination en Cd, Pb et Zn, liée en partie aux activités très polluantes d'industries métallurgiques, pour certaines encore en activité, et spécialisées dans les métaux non ferreux. Les zones étudiées présentent, selon les ETM, des gradients de concentration en fonction de l'emplacement des usines (notamment à proximité de l'ancien site de Métaleurop, fermé en 2003) ou une hétérogénéité spatiale caractérisant plutôt des contaminations ponctuelles ou semi-diffuses (aérosols, rejets directs, lessivage des terrils...). Par ailleurs, si une forte diminution des concentrations en Pb, Zn et Cd a eu lieu dans les années qui ont suivi la fermeture de Métaleurop, il semble que les teneurs en Pb et Zn ont désormais tendance à stagner. Finalement, ces résultats préliminaires confortent le choix initial des sites, à savoir des contaminations importantes dans les sédiments de la Scarpe et de la Deûle, et des teneurs en ETM dans les sédiments de la Sensée beaucoup plus faibles.

1.1.2. Sulfuration des sédiments de surface

En milieu peu contaminé, la production d'AVS dans les sédiments est conditionnée par la présence de sulfates, de fer disponible (principalement des oxydes et hydroxydes de fer réductibles par les bactéries), de l'activité des bactéries sulfato-réductrices et de l'absence d'oxygène. En milieu fluvial où les teneurs en sulfates et/ou en matières organiques biodégradables sont modérées, la production d'AVS reste limitée mais sujette à des fluctuations importantes selon la pénétration de l'oxygène dissous dans les sédiments.

Dans les sédiments de la Sensée (Figure 16), les sédiments de surface sont très régulièrement réoxydés par la remise en suspension de sédiments (canal navigué), provoquant ainsi la réoxydation rapide de certains AVS (et nécessitant de nouveau de la MO biodégradable pour

les reformer). Dans ces conditions, nous avons mesuré des teneurs faibles en AVS dans les sédiments de surface de la Sensée, en moyenne 130 mg.kg^{-1} . La réoxydation partielle des sulfures en soufre élémentaire et polysulfures est une voie privilégiée pour la production de composés pyritiques selon l'équation : $\text{FeS} + \text{S}^0 \rightarrow \text{FeS}_2$ (Gagnon et al., 1995; Meysman and Middelburg, 2005). Dans les sédiments de la Sensée, cette transformation est efficace car $[\text{S}_{\text{CRS}}] > [\text{S}_{\text{AVS}}]$. Elle est cependant probablement limitée par la faible présence de soufre élémentaire dans les sédiments qui ne représente que 3-10 % des teneurs en S_{CRS} . La stabilité de la pyrite a été beaucoup étudiée en présence des principaux oxydants présents dans les sédiments de surface : O_2 , NO_3^- , Mn(IV) et Fe(III). Il apparaît que les principaux oxydants de la pyrite sont les oxydes de manganèse (Schippers and Jorgensen, 2001) si ceux-ci sont présents à des concentrations supérieures à 2 g.kg^{-1} (ce qui n'est pas le cas pour les sédiments des trois canaux), et l'oxygène. Ainsi, dans la Sensée, une partie de la pyrite formée est également réoxydée, ce qui explique des teneurs toujours inférieures à 250 mg.kg^{-1} .

Dans la Scarpe, les teneurs en AVS sont en moyenne trois fois plus fortes que sur la Sensée et cette différence s'explique en partie par l'absence de navigation qui limite les mécanismes de réoxydation et à la présence de fortes concentrations en Zn lié aux sulfures (et intégrant la fraction AVS) mais peu réoxydables par rapport à FeS. En surface, même en l'absence de navigation, une partie des AVS est réoxydée et conduit à la production de composés pyritiques, eux-mêmes peu soumis à des oxygénations récurrentes. Ainsi, dans les sédiments de surface de la Scarpe, les teneurs totales en soufre réduit sont en moyenne 4 fois plus fortes que sur la Sensée.

Dans ce travail, les sédiments prélevés sur la Deûle sont situés proches de fonderies de zinc et de plomb qui ont lourdement contaminé le milieu aquatique par l'intermédiaire de différents apports : déversements accidentels de minerais lors du déchargement des barges, retombées d'aérosols, lessivage des sols et des terrils. Ainsi, nous avons déjà mis en évidence une pollution en Cd, Pb et Zn très forte et très hétérogène. Etant donné que les minerais de zinc et de plomb étaient principalement sous forme de sulfures [PbS et ZnS comprenant également une fraction pyritique (Boughriet et al., 2007; Boughriet et al., 2004; Clozel-Leloup et al., 2001), on retrouve une forte hétérogénéité spatiale des teneurs en AVS et en CRS dans les sédiments de surface. Par exemple, au point « 500m aval », il est probable que les fortes teneurs en AVS et CRS proviennent directement de composés rejetés par l'usine et non formés lors des mécanismes de la diagenèse précoce. Si l'on soustrait aux AVS les sulfures

liés au Zn et au Pb extraits par HCl 1M, on se rapproche du cas d'un canal navigué avec des teneurs relativement faibles en FeS, en moyenne égales à 320 mg kg^{-1} .

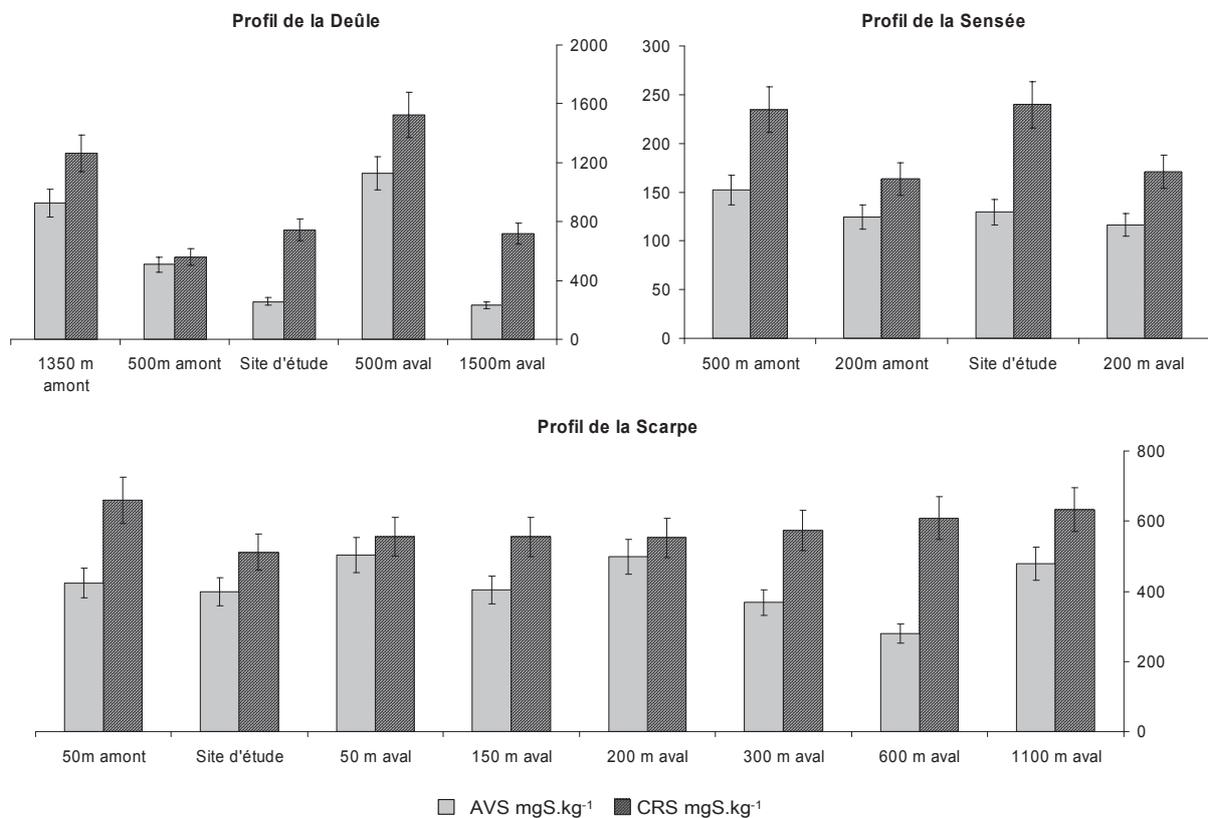


Figure 16 : représentation graphique des concentrations en AVS et CRS dans les sédiments de surface des 3 canaux étudiés

L'indice de toxicité (IT) présenté dans le chapitre précédent (Cf. Chapitre 2, § 2.2.) a été calculé dans ces sédiments de surface à partir des concentrations en AVS et de la fraction métallique soluble en milieu acide chlorhydrique. Pour les sédiments de la Sensée, IT est toujours négatif (en moyenne $IT = -0,6$) car les relatives faibles teneurs en ETM sont bien piégées par les sulfures sous forme d'AVS, même modérément produits. Les sédiments de la Deûle sont soumis à des fortes contaminations en Pb, Zn et Cd. Pour autant, comme les apports se sont faits déjà au moins en partie sous forme de sulfures, les valeurs de IT restent également négatives mais proches de 0 (en moyenne $IT = -0,2$) car la production d'AVS reste modeste. Enfin dans les sédiments de surface de la Scarpe, l'absence de navigation a permis le piégeage des ETM sensibles aux sulfures, avec un léger excès de S_{AVS} sauf au point « 600 m aval » où $IT = 0$.

Ainsi, la navigation favorise la réoxydation des AVS et des CRS susceptibles d'entraîner une mobilité des ETM (Cd, Cu, Pb, Ni et Zn) plus importante. Dans la Deûle, les fortes concentrations en AVS et CRS observées pour certains points sont liées à des apports directs sous forme de sulfures comme déjà mis en évidence précédemment. Dans tous les cas, on observe en général un léger excès de sulfures par rapport aux ETM considérés (Cd, Cu, Ni, Pb et Zn) conduisant à une disponibilité probablement limitée de ces métaux dans les sédiments mais également une certaine fragilité de piégeage face à l'hypothèse d'une oxygénation croissante des canaux.

1.1.3. Etude de la répartition du phosphore en surface

Les sédiments de la Deûle (Figure 17) présentent une forte concentration en phosphore total, en moyenne $1,8 \text{ g.kg}^{-1}$ (RSD = 0,19 %). Globalement, une bonne homogénéité de la répartition en phosphore organique et inorganique est retrouvée sur l'ensemble des points de prélèvement : environ 50 % se trouve sous forme échangeable (fraction NaOH) et 32 % sous forme apatitique. Cette répartition pourrait être attribuée à des rejets de minerais sous formes d'apatites $(\text{Pb})_5(\text{PO}_4)_3\text{Cl}$ qui alimentaient la fonderie de plomb de Métaeurop (Buatier et al., 2001; Laperche et al., 2004). P et Pb sont par ailleurs bien corrélés dans les sédiments de surface de la Deûle ($r^2 > 0,7$). La fraction restante est constituée de phosphore sous forme organique. Le point situé à 500 m en aval se distingue une nouvelle fois, par une plus forte charge en phosphore ($2,5 \text{ g.kg}^{-1}$), et un sédiment constitué à 70% de phosphore inorganique sous forme échangeable (NaOH-P). Le phosphore organique ne représente que 3 % à ce point, probablement en raison de forts apports anthropiques, qui modifient la répartition de cet élément.

La Sensée présente une nouvelle fois des concentrations assez homogènes dans l'ensemble. Les concentrations sont moins fortes que dans la Deûle, en moyenne 576 mg.kg^{-1} (sans le point « site d'étude »), mais la même proportion de P disponible (45 %) et de P apatitique est retrouvée (32 %) sur l'ensemble du profil en longueur. La proximité d'une écluse en aval des points de prélèvement ne semble pas avoir d'impact ni sur les concentrations, ni sur la répartition en P.

Le sédiment de la Scarpe présente les plus fortes concentrations en P, en moyenne $3,2 \text{ g.kg}^{-1}$ (RSD = 0,12 %). Les proportions en P inorganique dans les sédiments de surface de la Scarpe

sont légèrement inférieures aux proportions mesurées dans le sédiment de la Deûle et de la Sensée : 44% sont sous forme disponible et 29% sous forme apatitique. Le sédiment subit donc un apport plus conséquent de P que les autres canaux, notamment sous forme de matière organique. La proximité de zones agricoles, l'urbanisation et la présence d'une station d'épuration assez proche en amont sont probablement la cause de cet enrichissement.

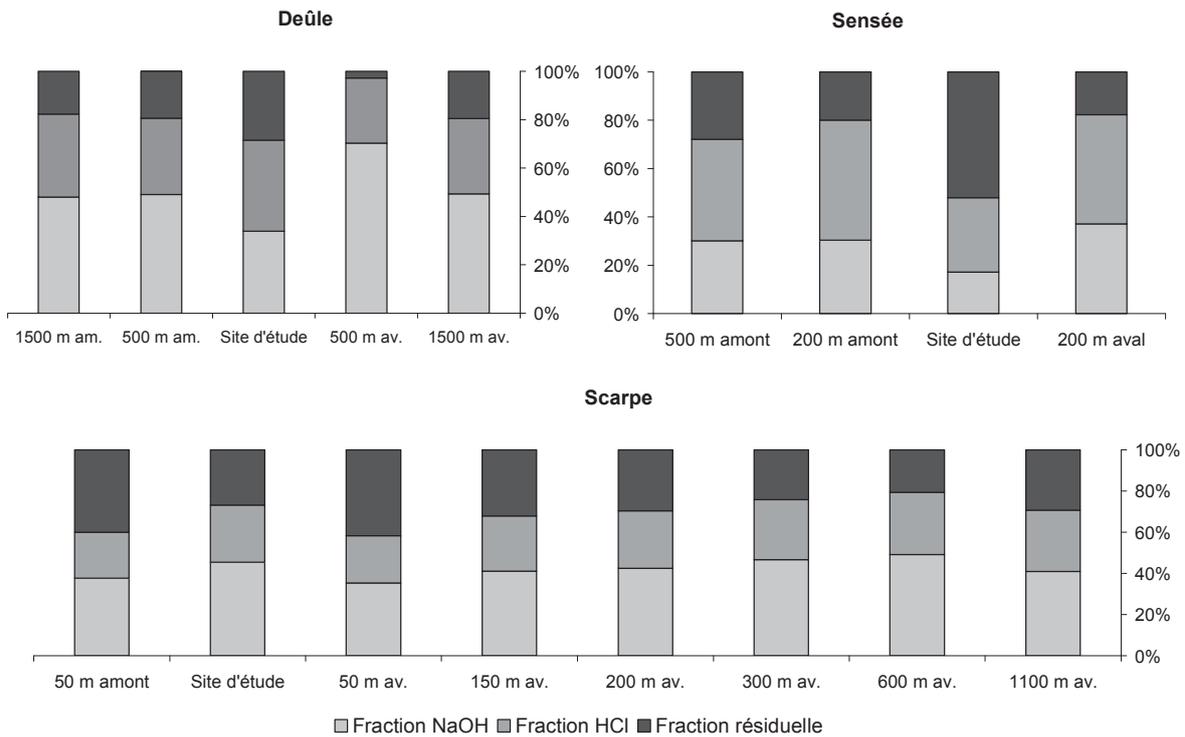


Figure 17 : répartition des concentrations en phosphore (échangeable : fraction NaOH-P ; apatitique : fraction HCl et organique : fraction résiduelle) dans les sédiments de surface (0-3 cm) des 3 canaux
(Abréviations : am. = amont ; av. = aval)

Les concentrations en phosphore dans le sédiment sont donc les plus fortes sur la Scarpe, suivie de la Deûle, et enfin de la Sensée. Dans les 3 cas, la répartition (concentration et pourcentage dans les 3 fractions) est globalement assez homogène, et le phosphore est constitué à plus de 60% de phosphore inorganique. Le stock de phosphore disponible est particulièrement important sur la Scarpe (fraction NaOH égale à environ 1400 mg.kg^{-1}), et devrait encore s'accroître avec la profondeur en raison des fortes concentrations en phosphore organique qui vont en partie se minéraliser au cours des mécanismes de la diagenèse précoce.

2. Géochimie des canaux : étude de profils sédimentaires en profondeur

L'étude de profils sédimentaires en profondeur a pour but de caractériser la contamination sur une carotte sédimentaire (historique) et sur deux ans (évolution du sédiment), afin d'étudier si la navigation a un impact sur les mécanismes de la diagenèse précoce, et si la remise en suspension des contaminants piégés dans le sédiment vers la colonne d'eau est possible via la navigation.

2.1. Etude de la phase sédimentaire

2.1.1. Paramètres physico-chimiques

La répartition granulométrique des sédiments avec la profondeur permet de mettre en évidence un sédiment globalement très homogène sur l'ensemble des trois canaux. Ceci était attendu (Alary et al., 2011), mais va permettre une comparaison plus juste entre canaux, non affectée par la granulométrie. Les sédiments sur 10 cm de profondeur sont composés en majorité de silts [des particules fines (4-63 μm)] à 70 % sur la Deûle, 76% sur la Sensée, et 66% sur la Scarpe, et environ 25% de sables très fins à grossiers. Les particules les plus fines (< 4 μm) constituant les argiles sont très peu représentées.

Cette distribution granulométrique dominée par les silts offre aux particules sédimentaires des surfaces d'échanges considérables. Ainsi, la remise en suspension des sédiments par la navigation peut, soit permettre l'adsorption rapide des contaminants dissous dans la colonne d'eau (si les sites d'adsorption ne sont pas saturés), soit au contraire provoquer la désorption des contaminants si les particules sédimentaires ont accumulé antérieurement de nombreux ETM en surface. De plus, la remise en suspension, en condition oxydante, des particules initialement présentes en milieu réduit, peut avoir deux conséquences. Elle peut d'une part favoriser la réoxydation des sulfures, libérant ainsi les ETM (Morgan et al., 2012), et peut d'autre part favoriser la formation d'oxydes et d'hydroxydes de fer et de manganèse, favorisant alors les mécanismes de réadsorption et de coprécipitation via la formation d'une fraction colloïdale (van Griethuysen et al., 2002).

Les sédiments sont par ailleurs assez poreux en surface sur les trois canaux (entre 85 et 90%), mais la porosité diminue de 15 à 20% avec la profondeur sur les canaux navigués, alors qu'elle reste assez homogène sur la Scarpe (moyenne $87 \pm 2\%$). Le pourcentage d'humidité est globalement un peu plus fort dans les sédiments de la Scarpe (75%) que dans les sédiments des canaux navigués (63% pour la Deûle et 58% pour la Sensée), mais dans tous les cas, ce pourcentage diminue avec la profondeur. Ceci semble naturel en raison de la compaction des sédiments avec la profondeur, qui expulse l'eau interstitielle vers le haut de la colonne sédimentaire.

Les profils des valeurs du potentiel d'oxydoréduction (Eh, [vs Ag/AgCl, (KCl) = 3M]) mesurées dans les carottes sédimentaires sont assez semblables pour les trois canaux (Figure 18) et assez reproductibles d'une année sur l'autre. Les valeurs sont positives en surface, puis diminuent rapidement sous l'interface, pour être stables à partir de 4 cm sous la surface, aux alentours de -200 mV pour la Deûle et la Sensée, et -260 mV pour la Scarpe. Ceci indique que la minéralisation de la matière organique et la consommation des oxydants a lieu dès les premiers mm sous l'interface eau-sédiment, mais que ces sédiments ne sont pas très anoxiques.

Les valeurs plus négatives dans le sédiment de la Scarpe peuvent provenir d'un renouvellement moindre d'oxydants. En effet, en milieu navigué, l'apport en permanence d'oxygène, de nitrates et d'hydroxydes à l'interface eau-sédiment permet la minéralisation de la matière organique en surface du sédiment, tout en limitant sa sulfuration. En milieu non navigué, une anoxie s'installe donc plus rapidement, repoussant la minéralisation plus en profondeur et permettant alors la réduction des sulfates et la stabilisation des sulfures.

Les valeurs de pH sur les trois canaux évoluent faiblement. Elles diminuent légèrement avec la profondeur en 2011 par rapport à 2012, mais à partir de -3 cm, elles sont globalement stables. Le pH est en moyenne plus fort dans les sédiments de la Sensée (pH = 8) que dans les sédiments de la Scarpe et de la Deûle (pH = 7,3 en moyenne), partiellement en raison de la géologie du sol, plus riche en carbonate, et qui a donc plus tendance à tamponner le milieu (Cf. § 2.1.2).

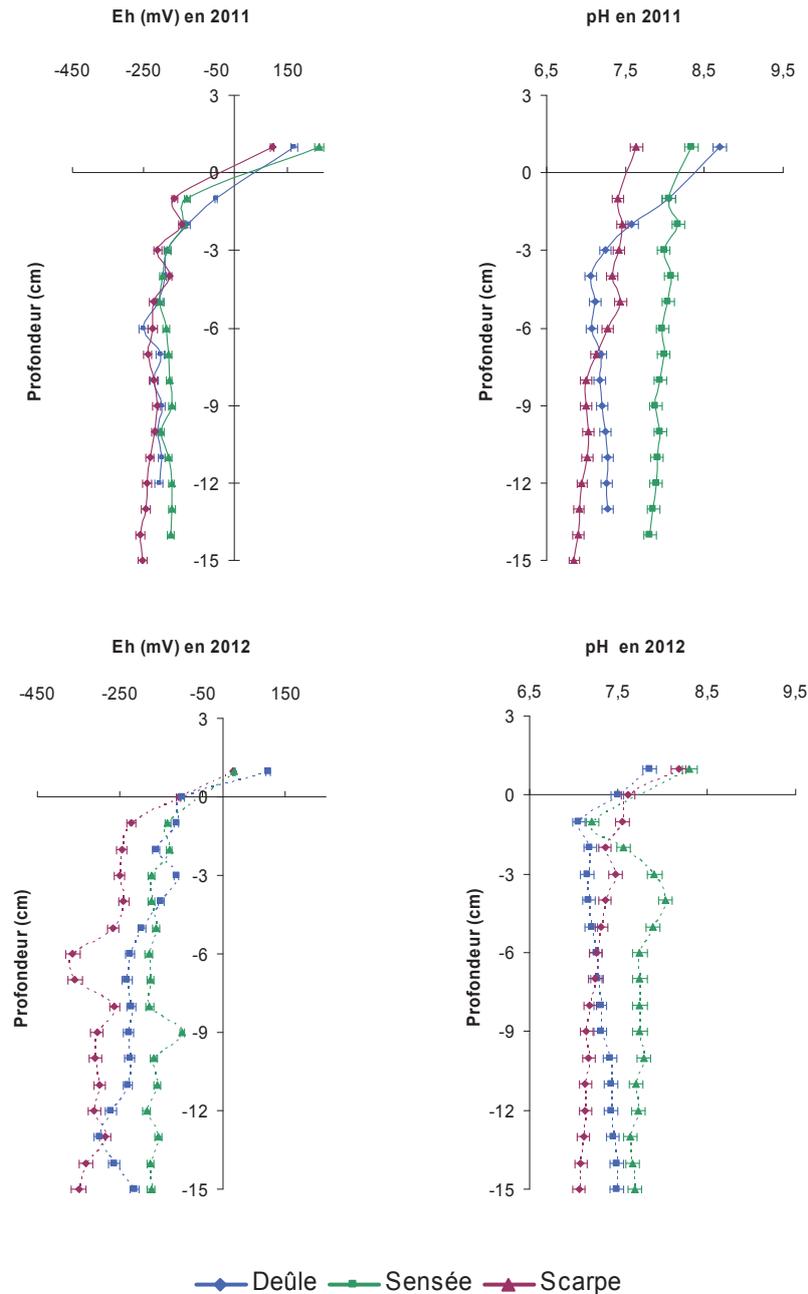


Figure 18 : évolutions du pH et Eh en 2011 (traits pleins) et 2012 (pointillés) dans les 3 canaux suivis

Ces diminutions de pH avec la profondeur sont cohérentes car attendues lors des processus de dégradation de la matière organique (Metzger, 2004). En effet, bien que de nombreuses réactions primaires et secondaires permettent soit de capter, soit de céder des protons (H^+), le bilan final conduit dans l'ensemble à une acidification des eaux interstitielles. La diminution de pH occasionnée peut alors favoriser la mobilité des ETM (mécanismes de dissolution des oxydes, de désorption, de décomplexation partielle avec la matière organique...).

La composition granulométrique est globalement identique dans les sédiments des trois canaux, composée majoritairement de particules fines susceptibles de se lier ou de relarguer des ETM pendant des épisodes de remises en suspension. Les sédiments sont en général plus oxiques dans les canaux navigués, avec des potentiels d'oxydoréduction moins négatifs. Les trois milieux ne sont cependant pas trop réducteurs, et les mécanismes de diagenèse précoce interviennent dès les premiers millimètres.

2.1.2. Analyse de la répartition des métaux traces

Les éléments majeurs (Ca, K, Fe, Na...) sont des composants constitutifs du sédiment et donc présents en fortes concentrations, qui évoluent peu en profondeur, et restent également très stables au cours du temps. La composition globale varie donc peu entre les canaux, même si la Sensée diffère quelque peu par ses teneurs globalement plus faibles. Rapportées à l'aluminium, les concentrations élémentaires sont toutefois retrouvées dans les mêmes proportions sur les trois canaux, sauf pour Ca dont la teneur est environ 2,5 fois supérieure aux concentrations mesurées dans la Deûle et la Scarpe. La vallée de la Sensée repose en effet sur un terrain calcaire, hérité du Crétacé Supérieur, tandis que la Deûle et la Scarpe Inférieure appartiennent quant à eux au bassin minier, dont les sols sont carbonifères (DIREN, 2008).

L'enfouissement progressif des contaminants métalliques dans les sédiments peut suivre une évolution différente, en fonction de la période qui s'écoule entre le début et l'arrêt éventuel des rejets. Nous avons ainsi identifié quatre types de schémas probables d'évolution (Figure 19), qui vont nous permettre de mieux appréhender les types d'apports métalliques dans les sédiments des canaux, en posant les hypothèses qu'il n'y a pas de transferts verticaux significatifs des contaminants par remobilisation, et que les apports sont normalisés par rapport à l'aluminium :

- Le type 1 correspond à une concentration stable dans le temps, qui peut être assimilée à la valeur du bruit de fond (BdF), ou à un apport stationnaire de contaminant (1).
- Le type 2 correspond à une contamination ponctuelle, en profondeur (2a), ou à proximité de la surface (2b), caractérisée par une augmentation ponctuelle de la concentration en contaminant, puis un retour aux teneurs initiales.

Chapitre 3

- Le type 3 décrit une décroissance des apports au cours du temps, marquée par une diminution progressive des teneurs avec la profondeur (3b), ou par la caractérisation d'une pollution historique enfouie (3a).
- Le type 4 fait miroir au type 3 en décrivant un apport actuel de contaminants en régime stationnaire (4a) ou en augmentation progressive (4b).

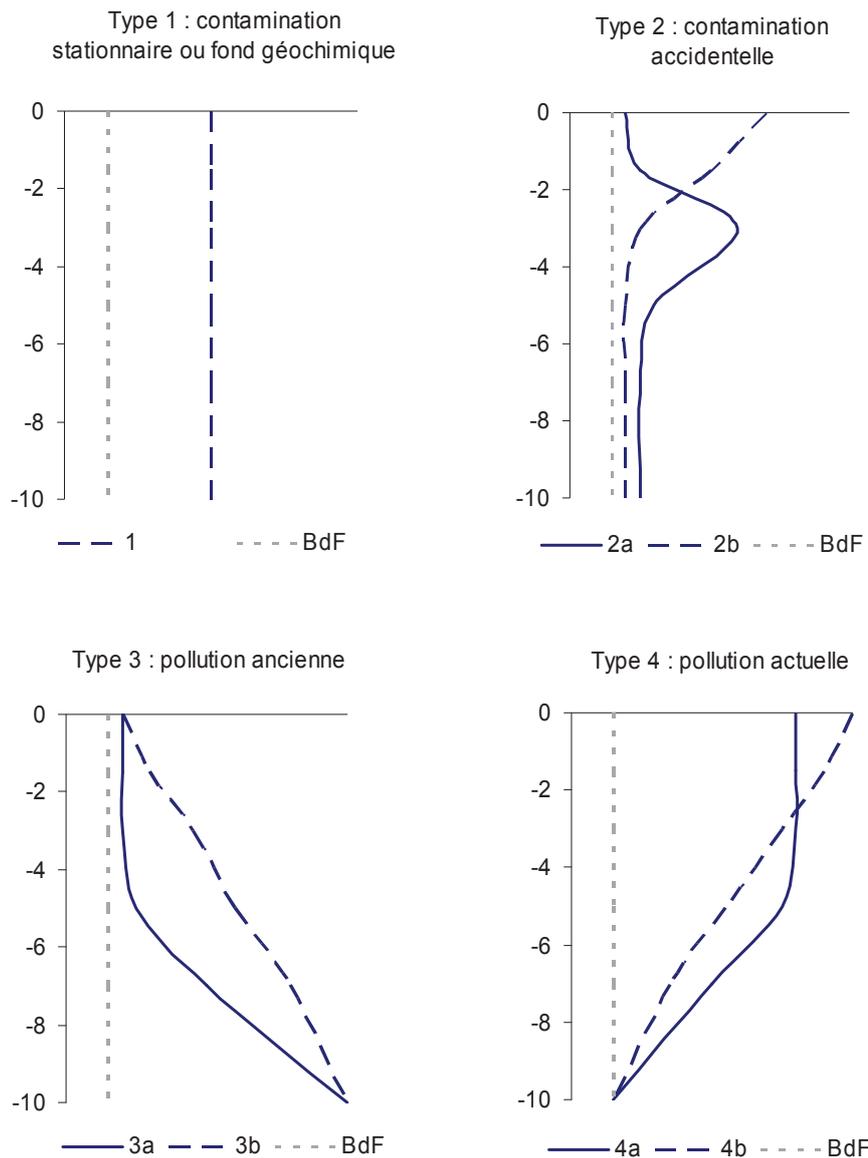


Figure 19 : types d'évolution des apports de contaminants métalliques en fonction de la profondeur et du temps (enfouissement sédimentaire). Abréviations : BdF = Bruit de Fond géochimique.

Chapitre 3

Le type 3a identifie la pollution industrielle historique marquée, notamment en Cd, Pb, Zn et Cu sur la Deûle, et en Cd, Cu, Ni et Zn sur la Scarpe. Les sédiments plus récents de ces canaux répondent pour les 6 ETM analysés (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn) au type 1, indiquant ainsi que les apports sont stationnaires, mais toujours réguliers depuis plusieurs années (exemples présentés Figure 20).

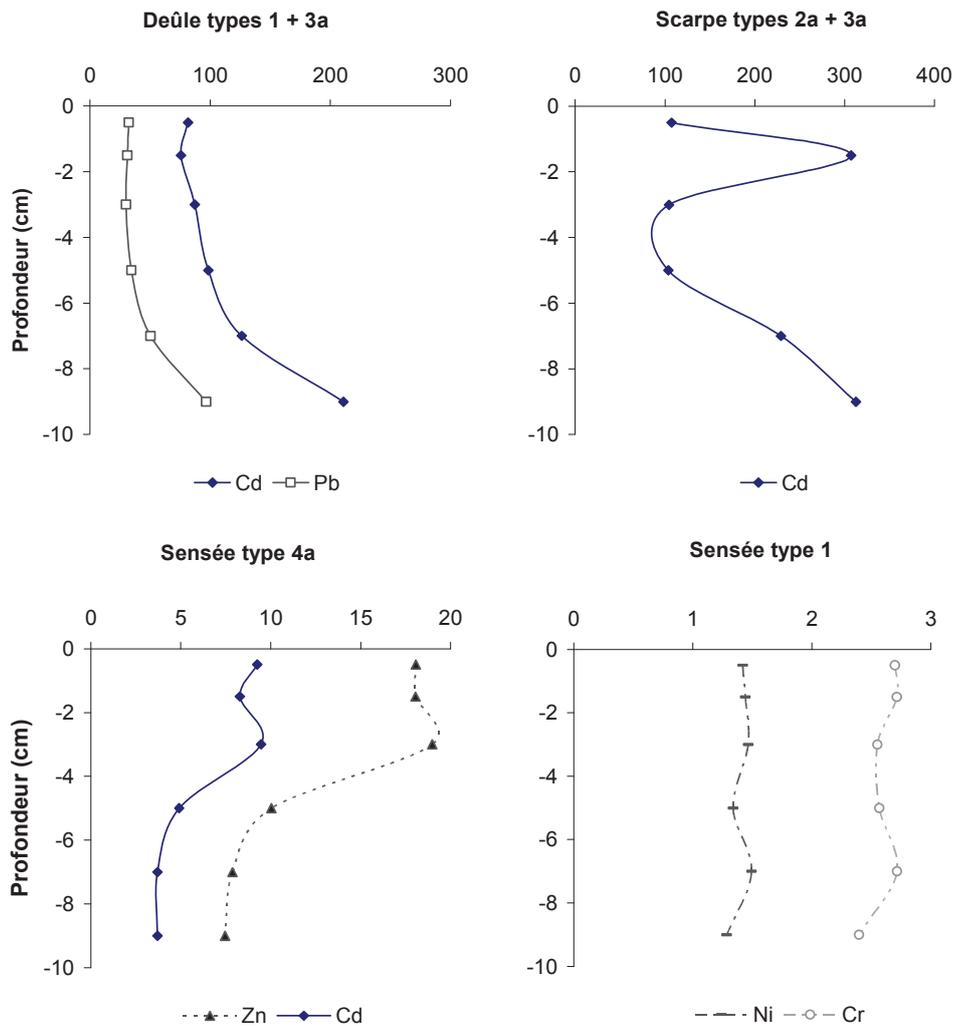


Figure 20 : exemples de profils de facteurs d'enrichissements en contaminants métalliques, normalisés par rapport à Al, et rapportés aux types proposés Figure 19

Ni, Cu, Cr, Cd et Pb suivent une évolution de type 1 dans les sédiments de la Sensée, correspondant respectivement à un enrichissement égal à 1,5 ; 2,5 ; 2,5 ; 4 et 6,1, et donc à des apports faibles, mais constants. Le type 4b (Figure 19) est observé pour Zn et Cd dans ces mêmes sédiments, illustrant une contamination croissante depuis plusieurs années. La Scarpe et la Sensée présentent également un cas de contamination accidentelle (type 2a), en Cd et Pb

respectivement. Le Tableau 14 résume les types de contamination par canal et pour chaque ETM.

Tableau 14 : tableau récapitulatif de l'évolution des contaminants métalliques dans les sédiments de la Deûle, de la Sensée et de la Scarpe, normalisés par rapport à l'aluminium.

Type/canal	Apports stationnaire	Pollution accidentelle		Pollution ancienne		Pollution actuelle	
	1	2a	2b	3a	3b	4a	4b
Deûle	Cr, Ni, Pb, Zn, Cd, Cu			Cd, Cu, Pb, Zn			
Sensée	Ni, Cu, Cr, Pb	Pb				Zn, Cd	
Scarpe	Cr, Ni, Pb, Zn, Cd, Cu	Cd		Cu, Zn, Ni, Cd			

Les concentrations en ETM dans les sédiments peuvent également être comparées aux valeurs du fond géologique par l'indice de géoaccumulation ou Igéo (Equation 7) défini par Müller (1981). Cet indice prend en compte les variations naturelles des concentrations métalliques, et permet de classer le sédiment selon 7 niveaux de contamination (Lesven, 2008; Yu et al., 2011) :

$$I_{\text{géo}} = \frac{\text{Log} \left(\frac{C}{1,5 * F_g} \right)}{\text{Log} (2)} \quad \text{Équation 7}$$

Avec F_g : concentrations du fond géochimique (Cf. Equation 3.1) et C : concentration mesurée

Classes de pollution en fonction de Igéo :

< 0 : non pollué

0-1 : non pollué à modérément pollué

1-2 : modérément pollué

2-3 : modérément à fortement pollué

4-5 : fortement pollué à extrêmement pollué

> 5 : extrêmement pollué.

Cet indice a été appliqué aux trois canaux, la Figure 21 présentant les résultats du facteur Igéo pour 7 ETM, moyennés sur la carotte sédimentaire de 10 cm. Selon cet indice, la Deûle, la Sensée et la Scarpe ne présentent pas de contamination pour Co et Ni. La Sensée ne semble pas non plus présenter de contamination en Cr et en Cu, mais apparaît modérément polluée en Cd, Pb et Zn, confirmant les facteurs d'enrichissement calculés précédemment. Les facteurs Igéo calculés pour la Deûle et la Scarpe indiquent des taux de contamination assez équivalents pour ces deux canaux, avec une pollution modérée en Cr, une forte pollution en Cu, et une

très forte pollution en Cd et Zn. Comme précédemment observé par les calculs d'enrichissement, la Deûle présente une contamination en Pb plus forte que la Scarpe.

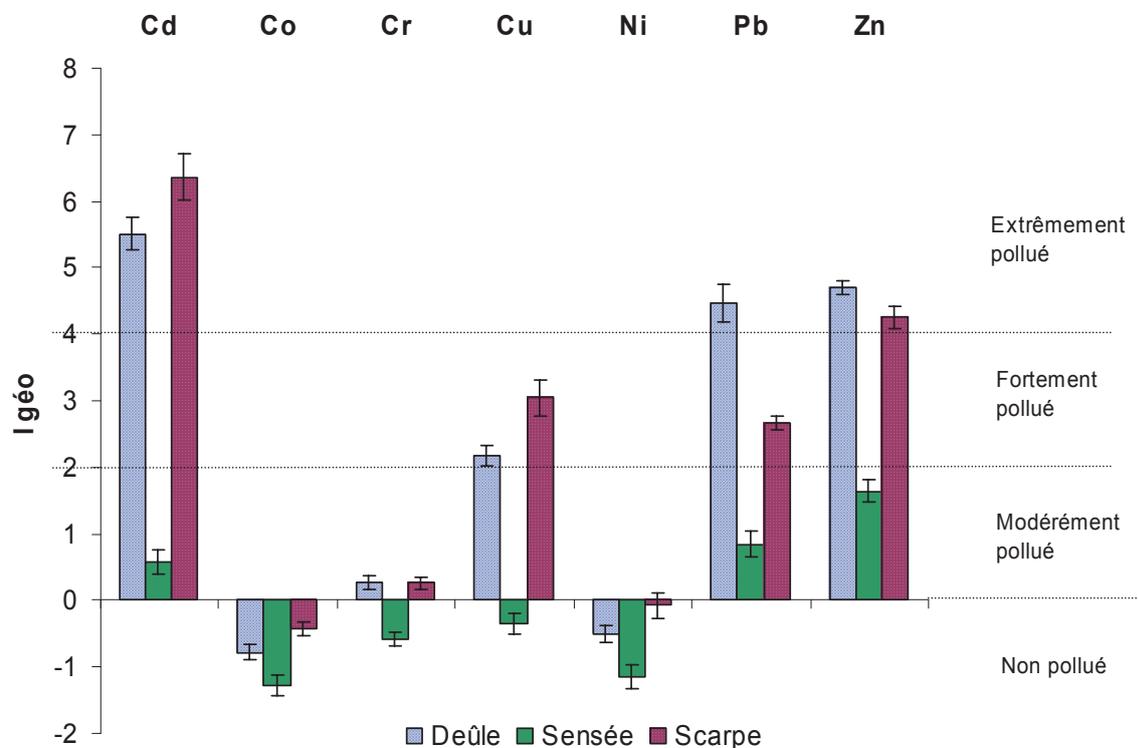


Figure 21 : représentation graphique de la moyenne du facteur $I_{géo}$, calculé à partir des données 2011 et 2012 et des valeurs du fond géochimique proposées par Sterckeman et al (2006)

Des extractions séquentielles (Figure 22) ont également été effectuées afin d'étudier la répartition des métaux dans le sédiment en fonction de la profondeur. Cette extraction distribue les éléments en 4 fractions :

- La fraction 1 inclut les ETM facilement échangeables, liés aux carbonates et certains présents dans les AVS extrêmement peu stables, même lorsque l'extraction est réalisée sous azote,
- La fraction 2 regroupe les ETM associés aux oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse ainsi que ceux associés aux AVS restants,
- La fraction 3 regroupe les ETM fortement liés à la matière organique et aux composés pyritiques (ou CRS en négligeant le soufre élémentaire),

- La fraction 4 est constituée des ETM insérés dans des phases résiduelles : argiles, silicates, oxydes réfractaires...et sont considérés comme non disponibles.

Fer et manganèse — Le fer et dans une moindre mesure le manganèse, sont des éléments majeurs dans les sédiments. Le fer est présent sur les trois canaux en majorité dans la fraction 4, en tant qu'élément constitutif du sédiment (oxydes de fer réfractaires, silicates...). Il est trouvé à 15, 25 et 30% dans la fraction 2, dans les sédiments de la Sensée, de la Deûle, et de la Scarpe respectivement, probablement sous forme d'oxydes et de sulfures volatiles. Il semble que les canaux pollués aient une quantité de fer échangeable plus forte (25-30% dans la fraction 1 pour la Deûle et la Scarpe contre 15% dans les sédiments de la Sensée), liée en partie à l'affinité plus forte des sulfures pour les métaux traces que pour le fer : en milieu contaminé, la formation de CdS, PbS et ZnS se fait en effet au détriment de FeS. Le manganèse est quant à lui un élément labile sous sa forme réduite Mn(II), et est donc majoritairement présent dans la fraction échangeable (50%), probablement associé aux carbonates. Le reste du manganèse se répartit ensuite principalement entre les oxydes et les minéraux réfractaires. D'après nos calculs (non présentés dans cette thèse), les sulfures de manganèse ne précipitent pas dans les sédiments des trois canaux, et l'insertion de Mn dans la pyrite est peu probable étant donné les faibles valeurs du Degré de Pyritisation (DOP) (Morse and Luther III, 1999).

Cuivre et nickel — Il a été montré que les métaux introduits dans les sédiments et qui ont une origine anthropique sont relativement mobiles, de sorte qu'ils se retrouvent principalement dans les fractions 1 et 2 lors des extractions séquentielles (Di Toro et al., 1992). Pour le cuivre et le nickel qui ont des facteurs d'enrichissement peu élevés, il n'est donc pas surprenant de les retrouver principalement dans les fractions 3 et 4 (de l'ordre de 80 %), par exemple dans les argiles ou sous des formes minérales stables comme la chalcoppyrite, l'olivine ou les pyroxènes. Pour le nickel, moins de 10% sont ainsi retrouvés dans la fraction échangeable. Pour le cuivre, moins mobile que le nickel, 10 à 30 % sont retrouvés en surface dans la fraction 2. Plus en profondeur, ce pourcentage diminue au profit de celui caractérisant les fractions les plus réfractaires.

Cadmium — Dans les sédiments de la Sensée où l'enrichissement en Cd est modéré et les teneurs en sulfures sont faibles, une fraction importante (60-80 %) est retrouvée dans les fractions réfractaires des sédiments. Le reste est associé aux carbonates et aux sulfures de type

CdS. Dans la Deûle et la Scarpe où la pollution par le cadmium est avérée et sévère, la très grande majorité de Cd se retrouve associée aux sulfures, probablement sous formes de CdS et les fractions résiduelles, notamment la dernière, deviennent négligeables. A noter qu'en surface, l'association de Cd avec les carbonates représente 5-20 % du total. Avec la profondeur, ce pourcentage diminue fortement au profit d'association avec les sulfures.

Plomb — Dans la Scarpe et la Deûle, les apports anthropiques de plomb ont été introduits sous formes de sulfures, d'oxydes et de phosphates par les entreprises métallurgiques. De ce fait, une fraction très importante de plomb est associée à la fraction 2. Dans les sédiments de la Sensée, les profils sont atypiques : on note notamment une augmentation très significative du plomb dans la fraction 4 avec la profondeur, alors que les teneurs en plomb dans le total n'évoluent pas significativement. Il semblerait que l'on assiste à un changement progressif de la mobilité de Pb avec des associations de plus en plus fortes avec la profondeur (Canavan et al., 2007).

Zinc — Le zinc a des répartitions très différentes selon les canaux. Dans la Scarpe, la fraction liée aux carbonates est majoritaire en surface puis diminue largement avec la profondeur au profit de la fraction 2, suggérant des associations zinc-sulfures. La somme de ces deux fractions est très majoritaire (~ 80 %). Dans la Deûle, le zinc lié aux carbonates diminue avec la profondeur mais les pourcentages sont bien plus faibles (10 % en surface). Zn est principalement associé à la fraction 3, ce qui signifierait que le zinc serait plutôt associé à des composés pyritiques ou à des sulfures de zinc très stables. Des résultats antérieurs obtenus sur le même site mais pas sur les mêmes sédiments avaient montré que le zinc était davantage associé à la fraction 2 (Boughriet et al., 2007). Etant donné l'hétérogénéité du lit sédimentaire dans la zone de prélèvement, il est possible que la répartition de Zn puisse changer d'une station à l'autre. Enfin, pour la Sensée, on retrouve globalement les mêmes profils que sur la Deûle, avec une fraction résiduelle un peu plus importante.

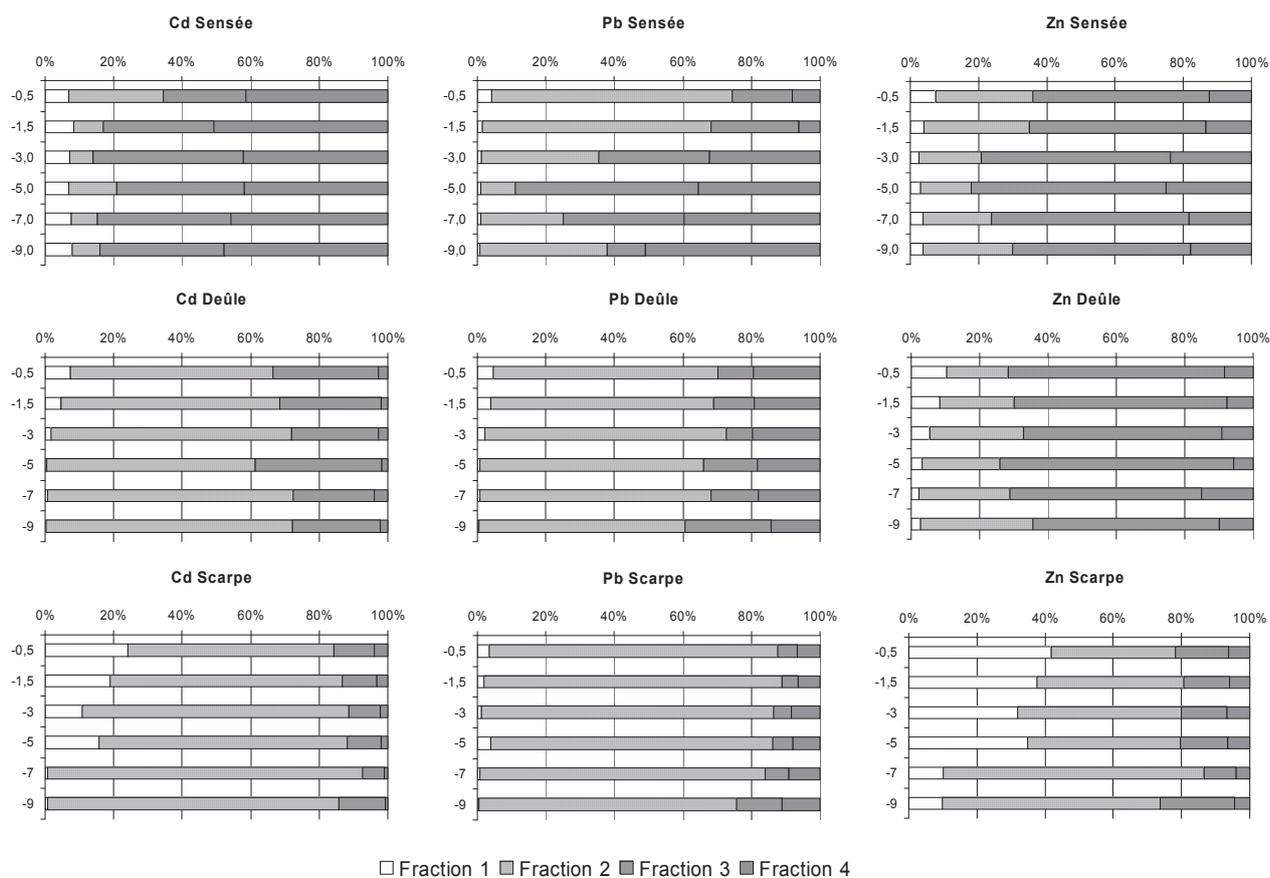


Figure 22 : répartition des ETM dans les 4 fractions sédimentaires, d'après l'extraction séquentielle proposée par Rauret et al. (2008) dans les 3 canaux pour Cd, Pb et Zn. Fraction 1 : échangeable + carbonates ; fraction 2 : oxydes et sulfures volatils ; fraction 3 : matière organique et sulfures plus réfractaires ; fraction 4 : fraction résiduelle

Chapitre 3

Le Risk Assessment Code (RAC) peut être utilisé pour donner une indication quant à l'efficacité du piégeage des ETM avec les particules sédimentaires, et par conséquent du risque lié à la contamination de la colonne d'eau notamment lors de remises en suspension (Nemati et al., 2011). Le RAC est défini par le pourcentage des ETM dans la fraction 1 (la fraction échangeable liée aux carbonates) et permet de distinguer 4 classes de risques. On considère que le risque est nul si le pourcentage est inférieur à 1. Cet indice a été calculé pour les 2 premiers cm de la colonne sédimentaire, les plus susceptibles d'être remis en suspension (Figure 23).

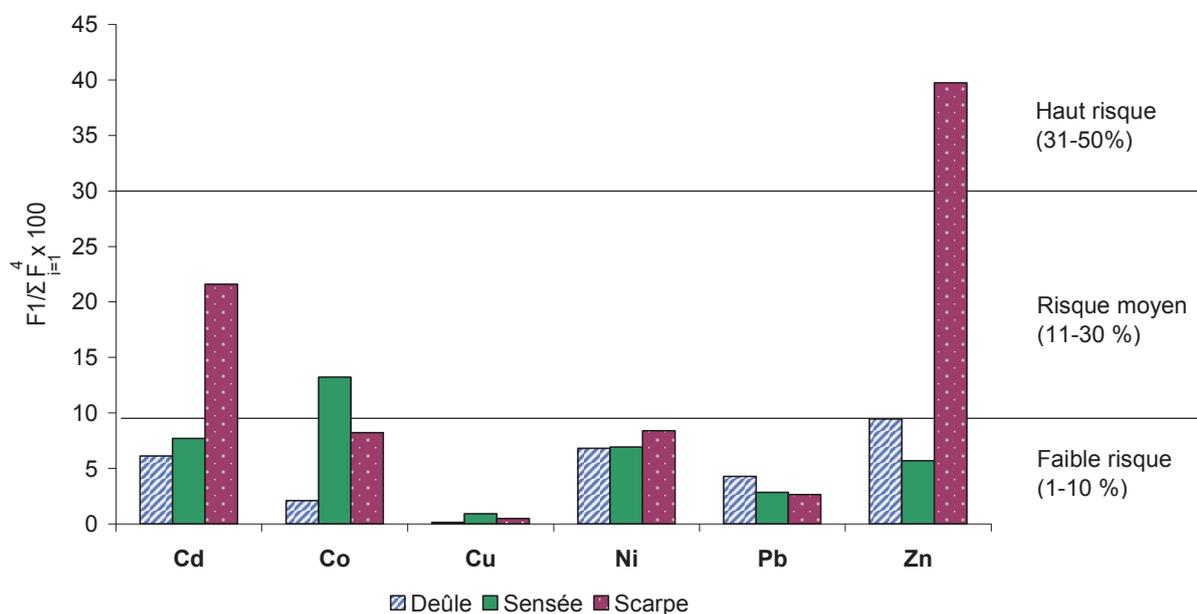


Figure 23 : représentation du RAC (Risk Assessment Code) pour les 3 canaux, calculé sur les 2 premiers cm de la colonne sédimentaire

Pour les trois canaux, Cu présente un risque nul (< 1%). Le risque est faible pour les canaux navigués (Deûle et Sensée) en Cd, Ni, Pb et Zn. La Sensée présente un risque moyen de remobilisation de Co, qui n'est pas, d'après les analyses précédentes, un contaminant majeur des sédiments de la Sensée. Le risque le plus fort est obtenu pour la Scarpe, notamment pour Cd et Zn, dont les concentrations sont fortes dans les sédiments. Ce canal ne permet actuellement pas le trafic fluvial, mais en cas de remise en état pour la navigation, le fort risque de remobilisation de ces ETM dans la colonne d'eau ne devra pas être négligé.

Cette approche reste cependant discutable car elle ne prend pas en compte la quantité d'ETM susceptible d'être remobilisée. Ainsi, d'après le RAC, les sédiments en place, même très pollués contiennent efficacement la contamination métallique. Il faudrait cependant réaliser une étude similaire sur les MES pour savoir de quelle manière le RAC aurait tendance à varier lors de la remise en suspension des particules dans la colonne d'eau. Si l'on considère par exemple les résultats prédits par Lesven et al. (2005), le RAC pour les MES indique que Zn se retrouve en risque moyen pour la Deûle.

Les sédiments des canaux pollués de la Deûle et de la Scarpe indiquent une contamination encore bien présente et plus forte en profondeur, témoins des pollutions industrielles passées en Cd, Zn et en Pb notamment. Des apports plus récents et continus ont été mis en évidence, en particulier en Ni et Cr dans les sédiments de la Deûle et de la Scarpe. Une pollution plus récente en Zn a par ailleurs été observée dans les sédiments du canal de la Sensée. L'étude de la répartition des ETM par l'intermédiaire des extractions séquentielles apporte des informations sur leur mobilité potentielle : de façon générale, le caractère échangeable des ETM est maximal en surface et diminue avec la profondeur au profit notamment des phases sulfures. Si l'on considère par ailleurs que le caractère de mobilité est lié aux deux premières fractions, il semble que Zn, Cd et Ni soient plus labiles que Pb, puis Cu, dans le cas des canaux étudiés.

Il apparaît toutefois que les contaminants sont assez bien fixés sur les phases sédimentaires, notamment dans les cas des canaux navigués, la Deûle et la Sensée. La contamination de la colonne d'eau par les sédiments paraît plus problématique pour la Scarpe, qui, bien que non naviguée, peut toutefois subir des risques de remobilisation en cas de forts épisodes pluvieux, anoxie soudaine, ou reprise de la navigation de plaisance sans curage préalable.

2.1.3. Sulfuration des sédiments

La production de sulfures (AVS et CRS) a lieu dès les premiers cm de la colonne sédimentaire (Cf. III. 1.1.2.). Elle peut être couplée à des apports directs d'origine anthropique (cas de la Deûle) et peut être plus ou moins limitée, notamment en fonction des réactifs présents (sulfates, fer disponible, matière organique biodégradable...) et de la navigation.

Les profils des concentrations en AVS et CRS sont présentés ici pour les trois canaux en 2011 et 2012 (Figure 24). Pour la Sensée, les teneurs en AVS et en CRS dans les sédiments de surface sont comparables à celles mesurées dans les sédiments du profil en long. Aucune évolution significative en fonction de la profondeur n'a été notée pour ces deux classes de sulfures. Cela signifie que la sulfuration des sédiments de la Sensée a lieu en surface et n'évolue plus ensuite. Ce mécanisme est d'ailleurs en accord avec les concentrations en sulfates dans les eaux interstitielles : 75% du stock de sulfates est en effet consommé dans les 3 premiers cm.

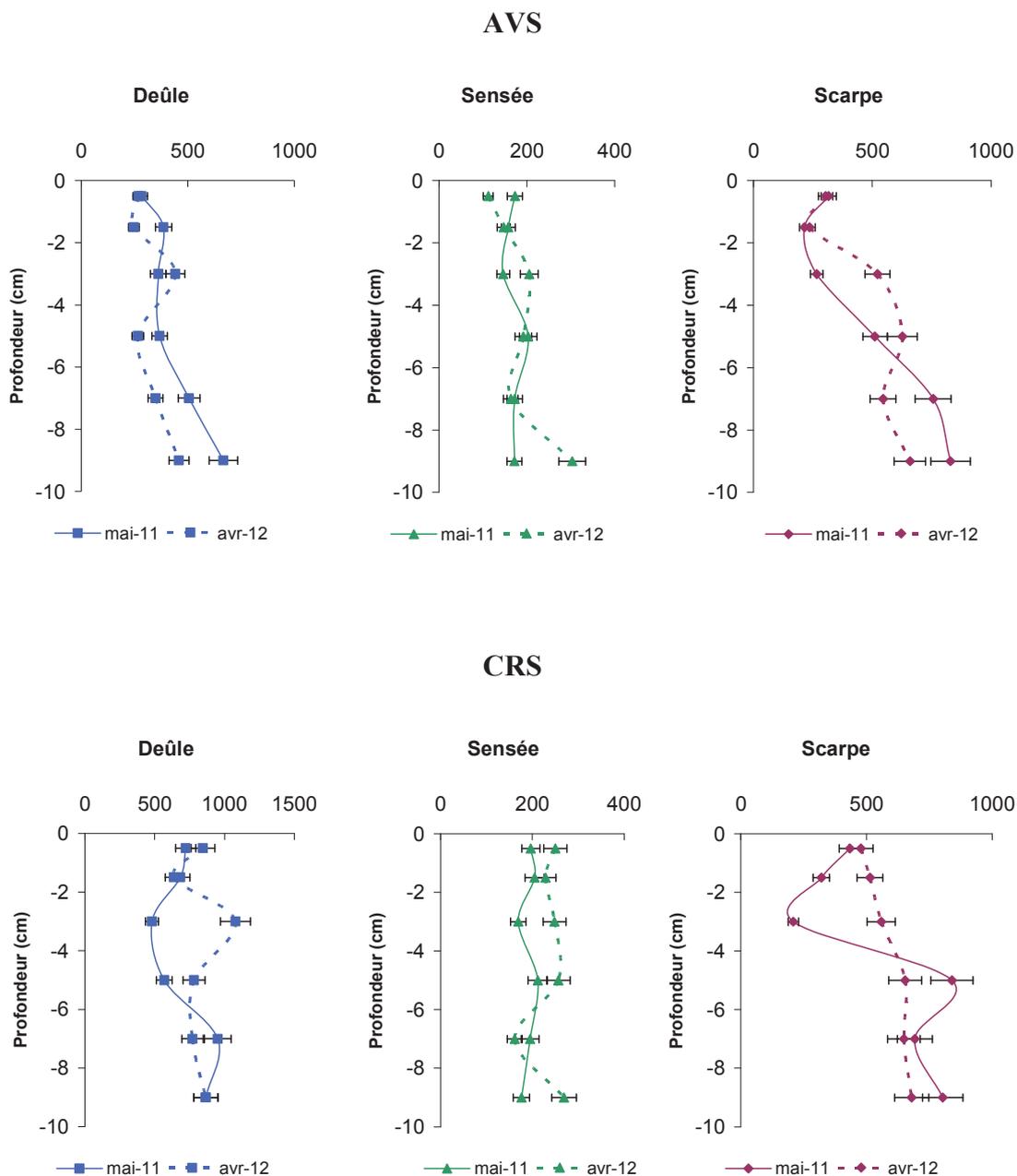


Figure 24 : évolution des concentrations en AVS et en CRS (mg S.kg^{-1}) avec la profondeur dans les sédiments des 3 canaux, en 2011 et en 2012.

Dans les sédiments de la Scarpe, la formation d'AVS est nettement plus progressive sur les 10 premiers cm de la colonne sédimentaire avec des concentrations qui doublent. On peut ainsi proposer qu'en l'absence de navigation, le stock de réactifs est progressivement enfoui et les réactions s'effectuent alors également progressivement avec une stabilisation des AVS en profondeur (Figure 25). Ce mécanisme est en accord avec les profils de concentrations des sulfates dans les eaux interstitielles qui diminuent sur les 10 cm avec une consommation sur les 5 premiers cm de l'ordre de 50 %. A -10 cm, les concentrations en sulfates sont très faibles et la sulfuration des sédiments est alors probablement terminée. L'évolution des teneurs en CRS est plus difficile à interpréter finement mais globalement, la pyritisation a lieu principalement en surface puis tend à augmenter légèrement avec la profondeur.

Sur la Deûle, les teneurs en AVS sont plus importantes que sur la Sensée en raison d'un apport plus important en sulfates mais également de contaminations liées à l'apport de sulfures métalliques de types PbS et ZnS et/ou de métaux qui, précipités avec les sulfures, empêchent leur réoxydation rapide. Comme pour la Sensée, la sulfuration se fait en surface avec une consommation d'environ 90% de sulfates dissous sur les 3-4 premiers cm. A partir de -7 cm, on observe une augmentation significative des concentrations en AVS liées à la contamination métallique historique (apports directs de sulfures), déjà mise en évidence partie § 1.1.2.

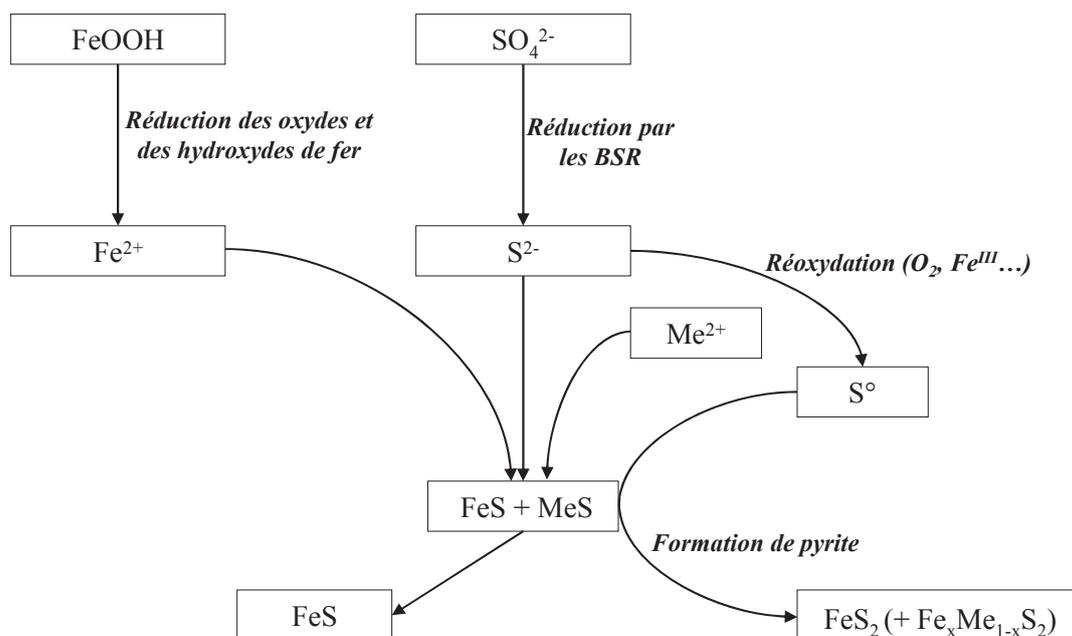


Figure 25 : schéma réactionnel probable aboutissant à la formation des AVS et des CRS dans les sédiments de la Deûle, de la Scarpe et de la Sensée. Abréviations : BSR = Bactéries Sulfato-réductrices ; Me = métal

Dans les sédiments de surface des trois canaux, le rapport AVS/CRS (établi par rapport au fer) est environ égal à 1 (Figure 26, courbe A). Cela signifie que globalement, la réduction du fer conduit à former autant de moles de sulfure de fer que de pyrite. Quand la sulfuration se poursuit plus en profondeur (ce qui est notamment le cas des sédiments de la Scarpe), la réoxydation partielle des sulfures est limitée et le rapport AVS/CRS augmente significativement (Figure 26 courbe B).

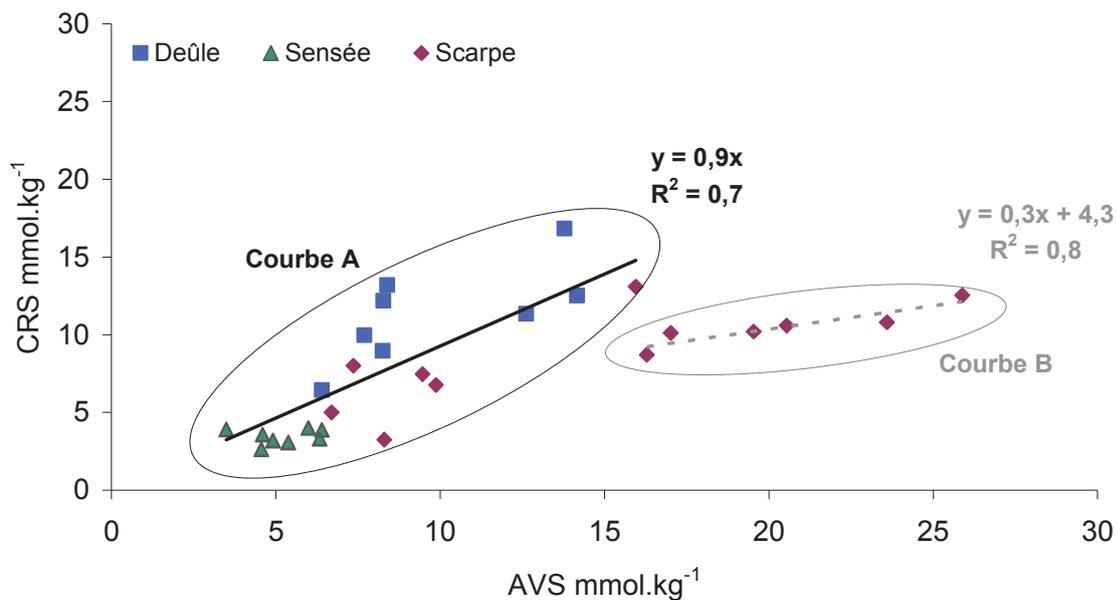


Figure 26 : représentation graphique du rapport AVS/CRS exprimé par rapport au fer pour la Deûle, la Sensée et la Scarpe.

Les degrés de sulfuration et de pyritisation des trois canaux fluctuent autour de valeurs moyennes sans tendance particulière. Les valeurs sont plus faibles pour la Sensée ($DOP_{moyen} = 0,1$ et $DOS_{moyen} = 0,25$) que pour la Deûle et la Scarpe ($DOP_{moyen} = 0,2$ et $DOS_{moyen} = 0,45$). Dans les trois cas, la sulfuration des sédiments a lieu principalement en surface et est loin d'être totale, au moins en raison du manque de sulfates qui apparaît dans les sédiments sous les premiers cm (§ 2.2.2.), et peut-être aussi de matières organiques biodégradables (Alvarez-Iglesias and Rubio, 2012).

Mais la production de sulfures, même si elle est limitée, piège efficacement les ETM dans l'ensemble de la colonne sédimentaire. En effet, l'indice de toxicité est toujours négatif dans les sédiments des trois canaux. La zone la plus critique se situe en surface où la réoxydation partielle des AVS a lieu en présence ou en l'absence de navigation, alors même que la contamination métallique est la moins importante pour la Deûle et la Scarpe.

Sur les sites d'étude des trois canaux, la sulfuration des sédiments a lieu principalement en surface, mais n'est jamais complète en raison d'un excès de fer réactif. En milieu non navigué, la sulfuration semble par ailleurs se poursuivre avec la profondeur. Dans les canaux pollués, les apports de contaminants semblent stabilisés par les AVS, comme le confirment les valeurs de l'indice de toxicité (IT). Toutefois, l'intensification du trafic (fréquence, tonnage, trafic de nuit) risque d'engendrer une augmentation de la réoxydation des sédiments de surface pouvant faire basculer l'IT vers des valeurs positives.

2.1.4. Carbone et phosphore particuliers

Les concentrations en Carbone organique (Corg) représentent en moyenne 2,5 ; 4,2 et 7,2 % des sédiments de la Sensée, de la Deûle et de la Scarpe respectivement (Tableau 15). Les faibles teneurs en sels nutritifs dans la Sensée (comparées à celles des autres canaux) vont limiter la production primaire, dont la dégradation produit du Corg. Les teneurs en Corg ont par ailleurs tendance à diminuer au fur et à mesure de l'enfouissement dans le sédiment, correspondant à la dégradation progressive de la matière organique (MO) avec la profondeur. Une diminution de 17 à 30 % est globalement observée sur les 10 premiers cm. Les fortes teneurs en Corg dans les sédiments de la Scarpe suggèrent un apport important de MO, probablement en partie dû à la STEP située à 2,5 km en amont du site de prélèvement. Dans les trois cas, la décomposition de la MO se fait lentement, ce qui peut s'expliquer par : (i) un caractère peu biodégradable de la MO et /ou (ii) un défaut d'oxydant (il a en effet été constaté la rapide consommation des sulfates dès les premiers cm).

Tableau 15 : pourcentage de carbone organique (Corg) mesuré dans les sédiments des 3 canaux en fonction de la profondeur, en 2011 et 2012.

Abréviation : nd = non déterminé

Profondeur cm	2011			2012		
	Deûle	Sensée	Scarpe	Deûle	Sensée	Scarpe
-0,5	4,84	2,81	7,73	4,43	3,27	nd
-1,5	4,65	2,41	7,02	3,99	2,70	7,23
-3	4,54	2,25	7,19	3,87	2,47	6,56
-5	4,17	2,31	7,66	4,13	2,64	6,50
-7	4,14	2,40	8,20	3,72	2,88	6,25
-9	4,03	2,34	8,55	3,28	2,10	6,32

Comme pour le carbone organique, le phosphore est principalement sous forme particulaire. Les concentrations en phosphore particulaire sont les plus faibles dans les sédiments de la Sensée et en moyenne égales à 500 mg.kg^{-1} . Proportionnellement, les concentrations sont 3 fois plus fortes dans la Deûle et 5 fois plus fortes dans la Scarpe.

Les sédiments des trois canaux ont été soumis à une extraction séquentielle afin d'obtenir la répartition du phosphore en fonction de la profondeur (Figure 27). Dans les trois cas, la fraction organique (P résiduel) n'est significative que pour les trois premiers cm de la colonne sédimentaire. Sa minéralisation entraîne généralement une augmentation des fractions disponible et apatitique. En effet, les fortes concentrations en phosphates dans les eaux interstitielles (Cf. II.2.2.1.) vont favoriser la formation de minéraux à base de calcium et de phosphates. Il ne semble pas qu'une accumulation de phosphore ait lieu en surface, par diffusion des formes solubles et/ou adsorption sur les hydroxydes de fer, contrairement à d'autres sites de la région (cas de l'étang du Vignoble à Valenciennes (Prygiel et al., 2012)), à moins que cette couche d'oxydes ne soit trop fine pour être perçue. Dans les sédiments de la Sensée, les teneurs plus importantes en surface sont liées à un apport plus important de matière organique, (avec une fraction en P dans la fraction disponible faible par rapport aux autres profondeurs). La présence de P organique à 9 cm sous la surface dans les sédiments de la Scarpe peut être attribuée à une hétérogénéité du sédiment.

En milieu marin, le rapport de Redfield (1958) donne un ratio molaire C : P de 106 : 1, qui caractérise la matière organique jeune. En milieu canalisé, la matière organique est issue principalement d'apports terrigènes et est donc déjà partiellement dégradée. De plus, dans les sédiments de surface, le phosphore est minéralisé plus rapidement que le carbone, et on peut ici s'attendre à avoir un rapport C/P supérieur à 106. En effet, appliqué aux deux premiers cm du sédiment, ce rapport est en moyenne égal à 350, 500 et 850 pour les sédiments de la Sensée, de la Deûle, et de la Scarpe respectivement.

Par ailleurs, P et Pb sont fortement corrélés avec la profondeur dans les sédiments de la Deûle ($r^2 > 0,9$), confirmant les apports anthropiques de minerais apatitiques contenant des ETM, déjà observés pour les sédiments de surface.

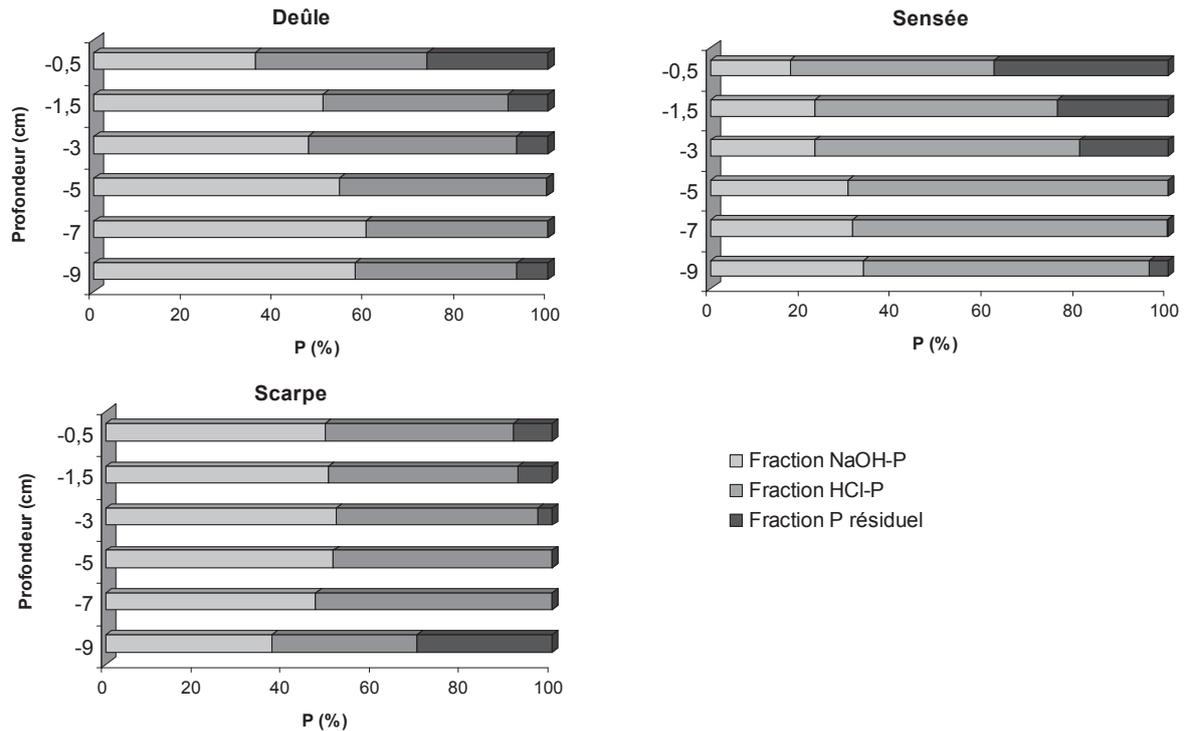


Figure 27 : répartition du phosphore avec la profondeur dans les sédiments des canaux

2.2. Eaux interstitielles

2.2.1. Evolution des concentrations en carbone, azote et phosphore

Les teneurs en alcalinité (Figure 28) dans les eaux interstitielles augmentent progressivement avec la profondeur pour les trois canaux. Les teneurs les plus fortes sont trouvées dans la Deûle, puis dans la Scarpe et enfin dans la Sensée, avec des moyennes établies sur 2011 et 2012 égales à 10,9 ; 6,5 et 4,4 mmol.L⁻¹ respectivement (RSD = 0,3 %). Les teneurs en alcalinité sont par ailleurs bien corrélées aux concentrations en Ca²⁺ dans les eaux interstitielles (0,8 pour la Deûle et la Scarpe, 0,4 pour la Sensée), suggérant que les variations de l'alcalinité sont dépendantes de la solubilité des carbonates, et notamment de la calcite. Ainsi, la minéralisation de la matière organique produit H₂CO₃ qui dissout partiellement les carbonates de calcium. A noter que sur la Sensée, cet effet est plus limité en raison de valeurs de pH plus fortes.

Les concentrations en carbone organique dissous (COD) dans les eaux interstitielles (Figure 28) sont relativement proches entre les trois canaux, et cohérentes d'une année sur l'autre (moyenne : $7,3 \text{ mg.L}^{-1}$, écart-type = $0,9 \text{ mg.L}^{-1}$), bien que les concentrations dans la Deûle en 2011 soient globalement plus fortes, probablement en raison d'une hétérogénéité du sédiment. Dans l'ensemble, les concentrations sont relativement stables avec la profondeur, avec une légère tendance à l'augmentation. Ces profils sont cependant délicats à interpréter car la production de COD vient en partie de la dégradation du Corg qui devient de plus en plus hydrophile. Mais la dégradation du COD va au contraire avoir tendance à produire du CO_2 , et donc à faire diminuer les concentrations en COD. En revanche, comme les teneurs évoluent peu entre les sites et entre les deux années, cela signifie que chaque ETM sera globalement complexé de façon identique dans les eaux interstitielles des trois canaux.

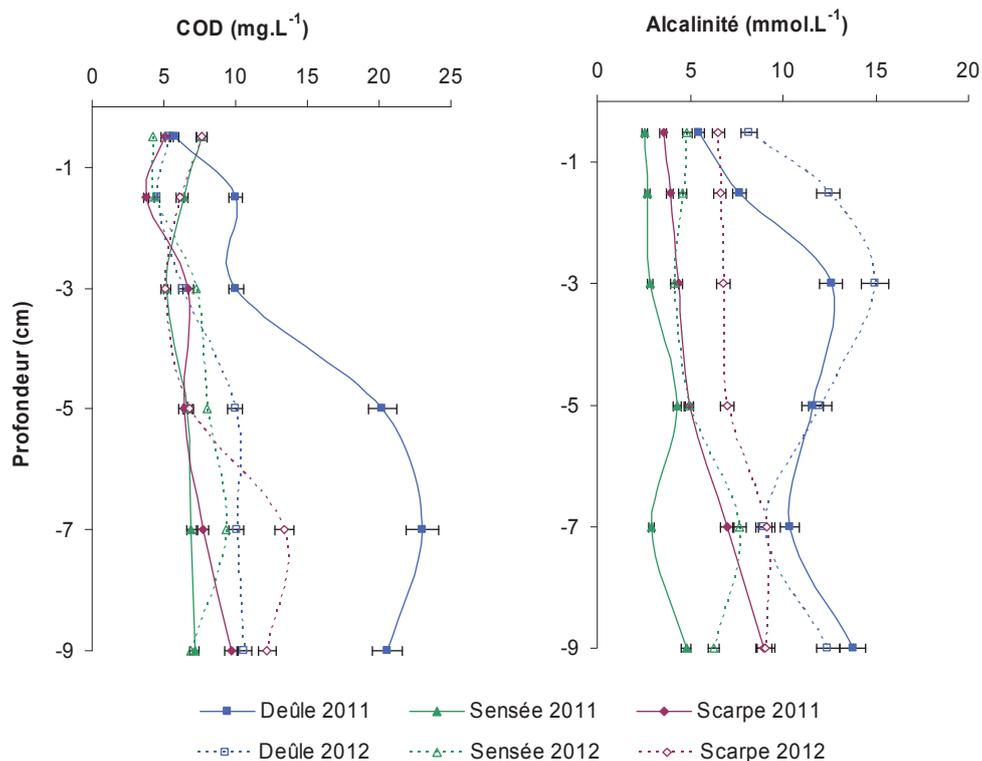


Figure 28 : évolution des concentrations en carbone organique dissous (COD) et de l'alcalinité avec la profondeur en 2011 et 2012, dans les 3 canaux

Le comportement de l'azote dans les eaux interstitielles a été étudié d'après les teneurs en ions nitrates et ammonium. Dans les trois canaux, les concentrations en nitrates chutent très fortement entre la surface (en moyenne 20 mg.L^{-1} dans les eaux de surface) et l'interface, où

les valeurs atteignent des concentrations inférieures à 1 mg.L^{-1} . Les nitrates sont en effet utilisés comme oxydants par les bactéries au cours de la diagenèse précoce pour la dégradation de la matière organique, juste après l'oxygène, ce dernier étant consommé dans les premiers mm de sédiment.

La minéralisation de l'azote organique dans les sédiments produit des ions ammonium (Anschutz et al., 2007; Bartlett et al., 2008; Morgan et al., 2012). Dans les premiers cm du sédiment, en milieu peu anoxique, les ions ammonium peuvent être réoxydés en nitrates, et consommés par les bactéries. Plus en profondeur, la nitrification ne se produit plus, et les ions ammonium issus de la dégradation de la matière organique s'accumulent progressivement avec l'enfouissement et rediffusent alors en partie vers la surface (Figure 29).

Dans certaines conditions, le cycle de l'azote peut être dépendant de celui du manganèse, au travers d'une nitrification anoxique, couplée à une réduction des oxydes de manganèse. Ce schéma non conventionnel de réduction des ions ammonium dans le sédiment intervient généralement dans le cas de concentrations en manganèse fortes, et s'accompagne d'une diminution en profondeur des ions ammonium, de teneurs en nitrates détectables et de la présence de N_2 (non mesuré dans notre cas). Il intervient également préférentiellement lorsque le sédiment est perturbé (bioturbation intense, turbidité...) (Bartlett et al., 2008). Dans le cas des trois canaux, navigués ou non, les faibles teneurs en Mn observées dans les eaux interstitielles ainsi que l'augmentation avec la profondeur des ions ammonium (Figure 29), permettent cependant de penser que la nitrification n'est pas couplée ici à la réduction des oxydes de manganèse.

Les concentrations en orthophosphates (Figure 29) dans les eaux interstitielles ont été dosées également en 2011 et 2012, et sont largement supérieures aux concentrations mesurées dans les eaux de surface. Dans les eaux interstitielles des trois canaux, les teneurs en PO_4^{3-} augmentent rapidement jusque 4 à 6 cm avant de se stabiliser. Les valeurs sont une nouvelle fois plus faibles pour la Sensée : en moyenne $2,32 \text{ mg.L}^{-1}$ (écart-type = $1,7 \text{ mg.L}^{-1}$) que pour la Deûle et la Scarpe, dont les teneurs moyennes sont proches : $13,5 \text{ mg.L}^{-1}$ avec un écart-type compris entre 6 et $9,5 \text{ mg.L}^{-1}$ respectivement. La différence de concentration en PO_4^{3-} dans les eaux interstitielles des trois canaux provient probablement essentiellement des concentrations mesurées dans les sédiments, très différentes d'un canal à l'autre.

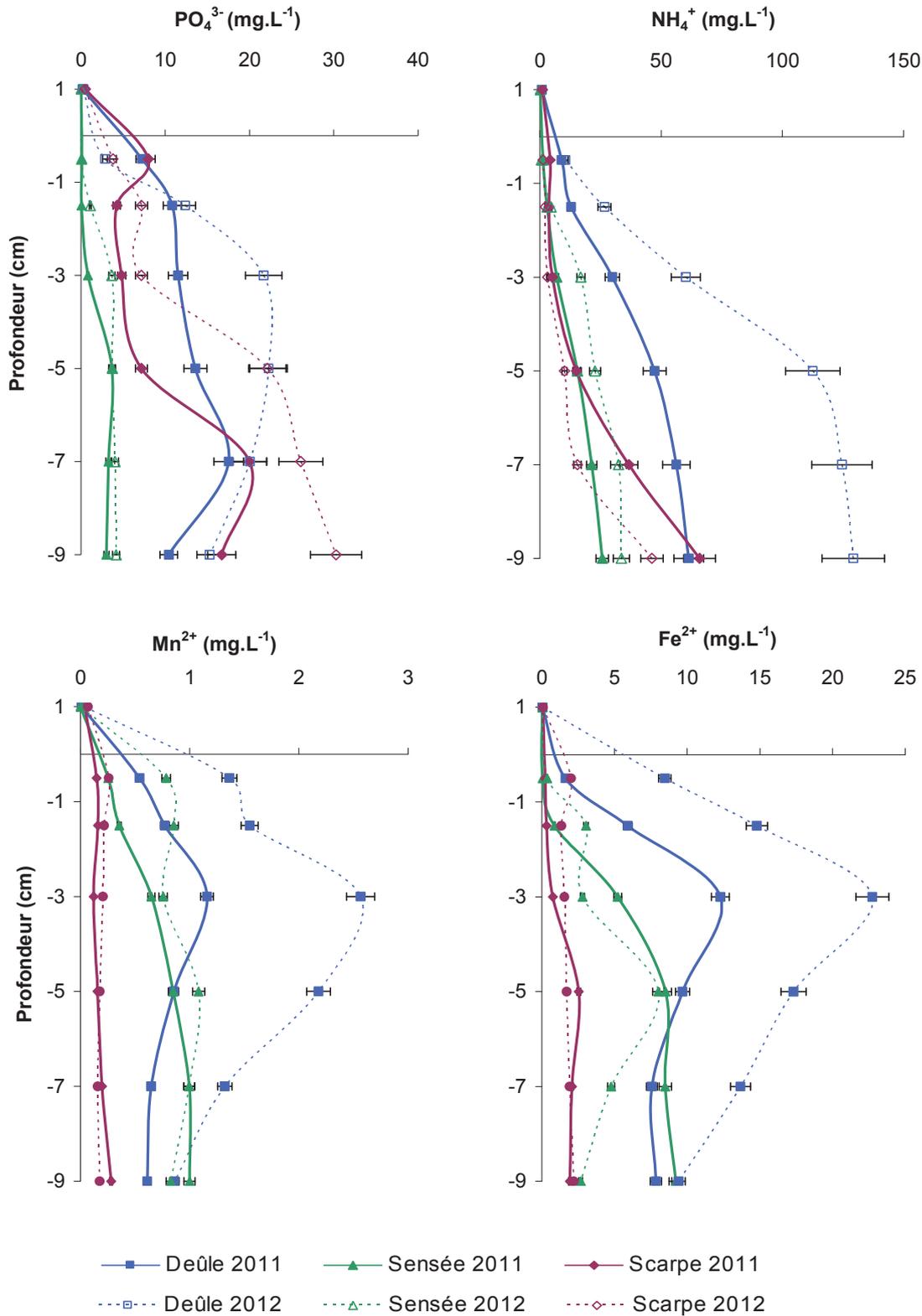


Figure 29 : évolution en profondeur des concentrations en orthophosphates, ammonium, manganèse et fer en 2011 et en 2012 dans les eaux interstitielles des 3 canaux

L'augmentation des teneurs en orthophosphates dissous dans les premiers cm de la colonne sédimentaire peut résulter de plusieurs mécanismes :

- La minéralisation de la matière organique biodégradable produit des orthophosphates qui s'accumulent progressivement dans les eaux interstitielles, tout en rediffusant vers les couches supérieures,
- La réduction progressive des oxydes de fer entraîne la remise en solution des ions Fe^{2+} et PO_4^{3-} (Figure 29), fortement corrélés entre eux pour chaque canal ($r^2 > 0,7$). Cependant, les données de P particulaire n'ont pas permis d'établir la présence d'une couche d'oxydes ou hydroxydes de fer à proximité de l'interface eau-sédiment, qui adsorbent les orthophosphates et les rendraient ainsi moins mobiles. Dans le cas de la Deûle et de la Scarpe dont les eaux interstitielles sont riches en PO_4^{3-} , un risque de relargage dans la colonne d'eau par simple diffusion ne peut être exclu. Par ailleurs, la réduction des (hydr)oxydes de fer libère des ions Fe^{2+} , mais dans le cas de la Scarpe, les teneurs très faibles observées peuvent être attribuées à la rapide formation de sulfures de fer (AVS).
- La diminution du pH en surface (moins marquée sur la Sensée) provoque la dissolution partielle des carbonates et des apatites qui libèrent des ions PO_4^{3-} . Cette hypothèse est confortée par la corrélation positive entre PO_4^{3-} et Ca^{2+} dans les eaux interstitielles pour chacun des sites ($r^2 > 0,6$). En profondeur, les teneurs en phosphates se stabilisent, liées probablement avec la formation d'apatites et de vivianites (Cf. § 2.2.2).

La mobilité du phosphore en surface du sédiment dépend donc en partie du cycle du fer, et une augmentation du ratio Fe/P dissous peut indiquer une diminution du taux de relargage de P. De plus, l'aération du milieu peut favoriser l'enfouissement de P dans les sédiments : le milieu, moins anoxique, produit moins de sulfures, limitant la formation de sulfures de fer (FeS), au profit de la formation de phosphates de fer (Kleeberg et al., 2013). Le calcul du ratio Fe/P pour les canaux en 2012 est différent entre milieux navigués et non navigués : le ratio est en effet supérieur à 2 pour les sédiments de surface de la Deûle et supérieur à 4,5 pour ceux de la Sensée. Au contraire, ce ratio est inférieur à 0,5 pour la Scarpe, indiquant un moins bon potentiel de rétention du phosphore dans les sédiments, et des risques de remobilisation dans la colonne d'eau plus importants dans ce canal.

Une différence de comportement du phosphore et du carbone sédimentaires entre canaux navigués et non navigués semble apparaître, en raison notamment d'une meilleure oxygénation des sédiments de surface. L'oxygénation semble être responsable

d'une meilleure dégradation de la matière organique (taux de MO très fort en milieu non navigué), et favorable à la rétention du phosphore sur les particules sédimentaires. Ces données seront par la suite comparées avec les concentrations mesurées dans la colonne d'eau.

2.2.2. Evolution des ETM dissous

- **Description générale**

Dans les eaux interstitielles, la mobilité des ETM est principalement contrôlée par les cycles du fer, du manganèse et du soufre (Campanha et al., 2012) et par la réactivité de la MO, et est dépendante des conditions physico-chimiques du milieu (pH, Eh...). Afin d'avoir une vision plus fine de l'évolution des concentrations en ETM et en sulfures dissous, notamment à l'interface eau-sédiment, des DGT-chelex et DGT-AgI ont été déployés sur chaque site, en parallèle des analyses élémentaires sur les eaux interstitielles. Le DGT constitue un modèle simplifié du transport des ETM à travers une membrane cellulaire simple (Dabrin et al, 2012), et permet d'obtenir une première évaluation de la fraction potentiellement biodisponible présente dans les sédiments. Pour autant, cet outil peut parfois sous-évaluer les concentrations disponibles en ETM : en effet, lorsque le DGT est introduit dans le sédiment, les ETM présents dans les eaux interstitielles sont rapidement liés avec la résine. L'appauvrissement des eaux interstitielles peut alors entraîner une remobilisation depuis les phases particulaires.

Comme pour le phosphore, les concentrations en ETM les plus faibles sont trouvées dans les eaux interstitielles de la Sensée (Figure 30), avec en moyenne sur 10 cm de profondeur : 0,1 ; 1,2 ; 2,6 et 3,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en Cd, Cu, Zn et Pb respectivement. La Deûle et la Scarpe présentent de plus fortes teneurs, en moyenne comparables en Cu (2,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$), et relativement proches en Zn (7,5 et 11,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$) et Cd (0,7 et 0,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$). Les concentrations moyennes en Pb sont maximales dans la Deûle (8,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$), tandis que les teneurs mesurées dans la Scarpe (3 $\mu\text{g.L}^{-1}$) sont proches de celles de la Sensée, malgré un facteur d'enrichissement en plomb des sédiments de la Scarpe en moyenne deux fois supérieur à celui de la Sensée.

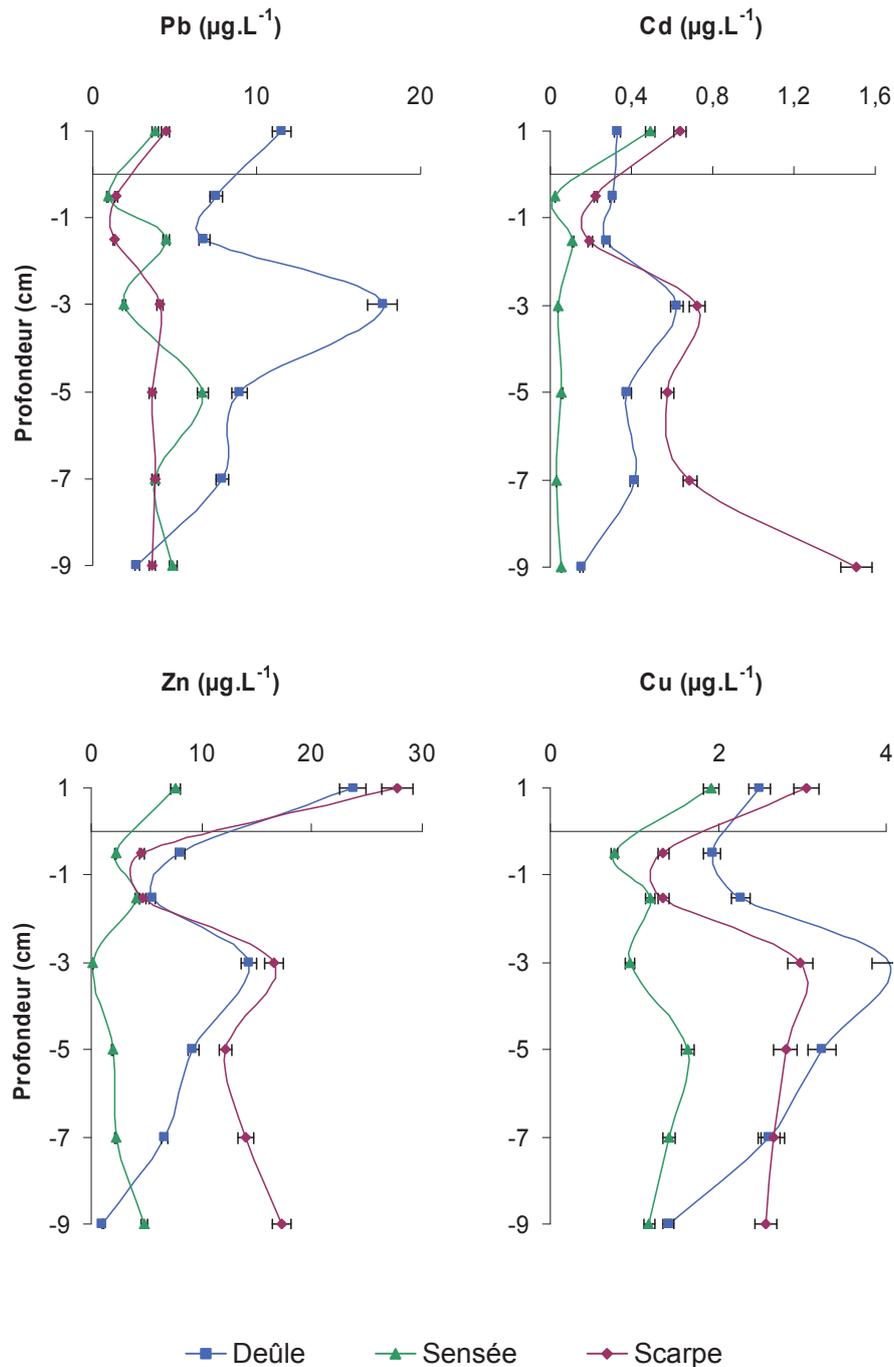


Figure 30 : évolution des concentrations en Pb, Cd, Zn et Cu ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dans les eaux interstitielles des canaux en 2012

Globalement, l'évolution des concentrations en ETM (Pb, Zn, Cd, Cu) dans les eaux interstitielles (Figure 30) est similaire pour les trois canaux sur les 3 premiers cm, avec des mécanismes qui semblent intervenir plus tôt dans les sédiments de la Sensée que dans ceux de la Deûle et de la Scarpe, aux profils très semblables. Les concentrations dans les eaux interstitielles diminuent sous l'interface (0-2 cm) pour tous les ETM, probablement en raison

d'une adsorption rapide sur les oxydes de fer et de manganèse. Entre -2 et -4 cm, une augmentation des concentrations en Zn, Cd, et Cu (ainsi que Pb pour la Deûle), est observée dans les eaux interstitielles de la Deûle et de la Scarpe en raison de la réduction progressive des oxydes de fer et de la minéralisation de la matière organique biodégradable, qui libèrent des ETM. Plus en profondeur, les concentrations en ETM ont tendance à diminuer sur la Deûle, probablement en raison de la formation de sulfures métalliques. Sur la Scarpe, une tendance à l'augmentation des teneurs en Zn et Cd se dégage, malgré la présence d'AVS et un rapport AVS/SEM < 1, tandis que les concentrations en Pb restent relativement faibles et du même ordre de grandeur que dans la Sensée. Les fortes concentrations pourtant mesurées dans les particules sédimentaires de la Scarpe suggèrent que le plomb des eaux interstitielles est bien adsorbé sur les oxydes, avant de se retrouver associé aux sulfures de fer, sans relargage intermédiaire. Les concentrations en ETM dans les eaux interstitielles de la Sensée restent relativement stables avec la profondeur, probablement en raison d'un piégeage rapide dès la surface sur les phases sulfures.

Finalement, le Tableau 16 résume synthétiquement les niveaux de contamination dans les sédiments et dans les eaux interstitielles des trois canaux. La Sensée est le canal le moins enrichi pour tous les paramètres mesurés, dans les particules sédimentaires comme dans les eaux interstitielles. La Deûle présente les concentrations les plus fortes en Pb et Zn, tandis que la Scarpe s'illustre par sa contamination plus forte en Cd et Cu.

Tableau 16 : détermination du canal présentant un enrichissement maximal pour quelques paramètres mesurés dans les particules sédimentaires et dans les eaux interstitielles

	Sédiments	Eaux interstitielles
Cd	Scarpe	Scarpe
Co	Scarpe	Deûle
Cu	Scarpe	Scarpe
Cr	Scarpe/Deûle	Scarpe/Deûle
Ni	Scarpe	-
Pb	Deûle	Deûle
Zn	Deûle	Deûle
P	Scarpe	Scarpe/Deûle
AVS	Scarpe	-
CRS	Deûle	-

• **Importance de la sulfato-réduction**

Le soufre joue un rôle important sur la disponibilité des ETM, et a été dosé sous forme de sulfates, et de sulfures (en 2011 uniquement) à l'aide de DGT-AgI (Figure 31). Les sulfures proviennent en effet essentiellement de la réduction des sulfates par les BSR (bactéries sulfato-réductrices) (Nealson, 1997). Ceci est nettement observable dans le cas de la Deûle et de la Sensée, dont les concentrations en sulfates diminuent rapidement sous la surface. La Scarpe présente un comportement un peu différent en subsurface, précédemment décrit, avec des concentrations plus fortes en sulfates et stables sur 2 cm sous la surface, avant une décroissance rapide avec la profondeur. Si l'évolution des sulfates présente dans les 3 cas un schéma assez similaire avec une réduction rapide sous la surface jusqu'à épuisement du stock de sulfates, le cas des sulfures semble plus complexe. Les teneurs en sulfures sur les 10 premiers cm sont en moyenne très proches entre les canaux : 0,44 ; 0,72 et 0,92 mg.L⁻¹ pour la Scarpe, la Sensée et la Deûle respectivement, mais sont relativement faibles par rapport au stock de sulfates consommés, ce qui confirme la précipitation des sulfures produits sous forme d'AVS et de CRS.

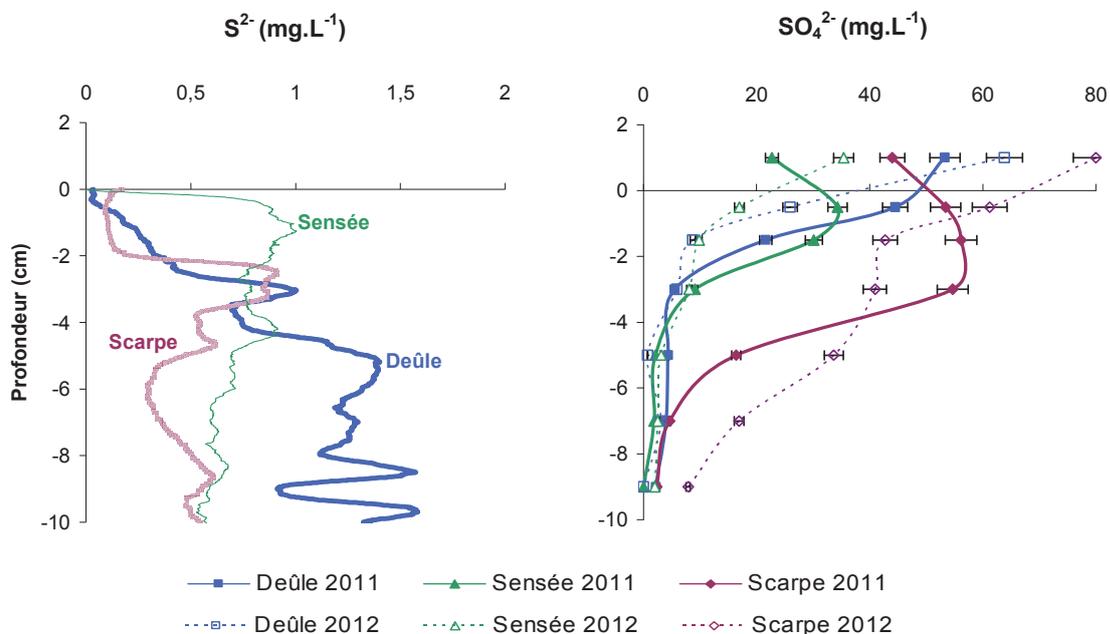


Figure 31 : évolution des teneurs en sulfures (2011) et en sulfates (2011 et 2012) dans les eaux interstitielles des canaux

Chapitre 3

Dans les sédiments de la Sensée, les teneurs en sulfures augmentent très rapidement sous l'interface et atteignent une valeur maximale (1 mg.L^{-1}) à - 1 cm, avant de décroître régulièrement mais faiblement sur 9 cm. Les teneurs en ETM dissous restent très faibles dans la colonne sédimentaire grâce à l'adsorption sur les hydroxydes de fer en subsurface dans un premier temps. Puis, après la réduction des hydroxydes, établie d'après l'augmentation du fer et des ETM dissous vers -2 cm, la rapide précipitation des ETM sous forme de sulfures métalliques intervient dans un second temps, piégeant efficacement les contaminants présents dans les eaux interstitielles.

Dans le cas de la Scarpe, non naviguée, les concentrations en sulfures, mesurées en 2011, sont très stables ($0,1 \text{ mg.L}^{-1}$) sur les deux premiers cm sous la surface, avec des teneurs très faibles indiquant que la sulfato-réduction n'a pas encore réellement commencé. Ce phénomène est toutefois assez inattendu ; en effet, les sédiments de la Scarpe sont moins oxygènes que ceux des canaux navigués, et on aurait donc pu s'attendre à une rapide consommation de l'oxygène avec une réduction des oxydants, dont les sulfates, immédiatement sous la surface, suivie d'une rapide production de sulfures dissous. Toutefois, les profils des concentrations en SO_4^{2-} dans la Scarpe sont différents entre les années (Figure 31) : il semble en effet que l'évolution des teneurs en sulfates soit plus comparable entre les trois canaux en 2012, avec une forte réduction dès les premiers cm sous la surface. Ces données semblent ainsi indiquer qu'en 2011, la Scarpe a été sujette à un événement particulier, comme un apport massif mais ponctuel de sédiment frais. Il semble par ailleurs que dans la Scarpe, la sulfato-réduction intervienne davantage en profondeur, ce qui expliquerait alors la production plus progressive des AVS, contrairement au cas de la Sensée, dont la production a lieu principalement en surface.

La Deûle présente en surface un schéma un peu différent des deux autres canaux. Les teneurs en sulfures augmentent progressivement sur 5 cm, puis se stabilisent avec la profondeur. La différence de concentration en sulfates entre la colonne d'eau et les eaux interstitielles suggère un apport régulier par diffusion, et une réduction progressive des sulfates en sulfures sur 3 à 5 cm. La formation des AVS se fait donc en partie en surface, comme dans le cas de la Sensée, et pourrait se poursuivre jusqu'à 5 cm, jusqu'à appauvrissement des eaux interstitielles en ETM. L'augmentation plus en profondeur des AVS semble donc ici plutôt liée aux apports historiques de minerais sous forme de sulfures, et n'explique pas la chute brutale des ETM en profondeur, contrairement aux 2 autres canaux.

- **Prédiction de la présence de phases solides métalliques**

La présence de certaines phases solides dans les sédiments, et notamment celles associant les ETM de notre étude, ont été estimées par des calculs d'équilibres thermodynamiques en utilisant le logiciel Minteq (Gustafsson, 2011). En effet, leur présence est souvent non détectée par microscopie et sondes électroniques en raison de leur faible pourcentage dans les sédiments. Deux profondeurs ont été considérées : à l'interface (0-1 cm) et plus en profondeur (4-6 cm). Le modèle valide l'hypothèse de précipitation de la calcite (CaCO_3), dont nous avons précédemment observé la présence dans la fraction 1 de l'extraction séquentielle des ETM. Le modèle prédit également la précipitation des hydroxyapatites et de la vivianite dans les sédiments des trois canaux, indirectement mise en évidence lors de l'extraction séquentielle du phosphore (Concentrations HCl-P). La formation des sulfures de Cu, Ni, Zn, Pb et Cd est également validée par le modèle pour les trois canaux, expliquant ainsi la forte représentativité des fractions 2 (oxydes et sulfures volatils) et 3 (matière organique et sulfures plus réfractaires). Ce modèle confirme ainsi le piégeage d'une partie des ETM des eaux interstitielles par les sulfures, mêmes présents à de faibles concentrations.

Les carbonates de plomb et de zinc ne semblent pas pouvoir précipiter sous ces conditions dans les canaux. Toutefois, les indices de saturation négatifs tendent à augmenter avec la profondeur, en particulier sur la Deûle, et à se rapprocher de la saturation notamment dans le cas de PbCO_3 . Il est donc possible que la formation de PbCO_3 et de ZnCO_3 se fasse plus en profondeur dans les sédiments. Au contraire, le logiciel propose des indices de saturation positifs pour la sidérite (FeCO_3) dans les trois canaux, et pour MnCO_3 , mais dans le cas des canaux navigués uniquement. Il semble qu'en raison de la formation des sulfures métalliques non ferreux, l'excès de fer peut également précipiter sous forme de carbonates. Dans la Deûle et la Sensée, la diminution de Mn avec la profondeur dans les eaux interstitielles s'explique donc par sa précipitation avec les carbonates, tandis que les faibles concentrations mesurées dans la Scarpe ne permettent pas cette précipitation ($0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ en moyenne, soit 4 fois moins que dans la Sensée et 8 fois moins que dans la Deûle).

- **Estimation de la toxicité des ETM dans les eaux interstitielles**

La toxicité des eaux interstitielles peut être estimée à partir de l'indice IWCTU (Liu et al., 2003; Lourino-Cabana et al., 2011), destiné à évaluer la qualité des eaux de surface (Equation 8). Cet indice tient compte de la dureté de l'eau (mesurée par Ca et Mg) ; en effet, plus une eau est dure, plus les ETM sont complexés et sont en compétition avec les cations, et donc moins ils sont susceptibles d'avoir un effet toxique (INERIS, 2009). Le calcul est établi à partir des concentrations en Cu, Pb, Cd et Zn, et la toxicité du milieu est envisagée dès lors qu'IWCTU est supérieur à 1. Toutefois, cet indice a tendance à surestimer les valeurs, car il ne tient pas compte de la fraction liée à la matière organique ni aux sulfures, qui peut être abondante dans les eaux interstitielles.

$$IWCTU = \sum \left(\frac{[Me]}{FCV} \right)$$

Équation 8

Avec FCV (Final Chronic Values) :

- $FCV_{Cu} = \exp [0,8545 \cdot \ln(\text{CaCO}_3) - 1,465] \cdot 0,960$
- $FCV_{Pb} = \exp [1,273 \cdot \ln(\text{CaCO}_3) - 4,705] \cdot [1,46203 - \ln(\text{CaCO}_3)] \cdot 0,145712$
- $FCV_{Zn} = \exp [0,8573 \cdot \ln(\text{CaCO}_3) + 0,7614] \cdot 0,986$
- $FCV_{Cd} = \exp [0,7852 \cdot \ln(\text{CaCO}_3) - 3,490] \cdot [1,101672 - \ln(\text{CaCO}_3)] \cdot 0,041838$

Et CaCO_3 qui représente la dureté de l'eau exprimée en mg.L^{-1} .

Appliqué aux concentrations mesurées dans les eaux interstitielles des trois canaux en 2012 (Figure 32), cet indice reste globalement inférieur à 1, signifiant que le milieu n'est à priori pas ou peu toxique pour les organismes benthiques. Ce seuil est toutefois supérieur à 1 (faiblement pollué) dans les eaux superficielles de la Deûle le jour du prélèvement, et la toxicité dans la colonne d'eau sera réexaminée dans le paragraphe suivant, portant sur la qualité de la colonne d'eau.

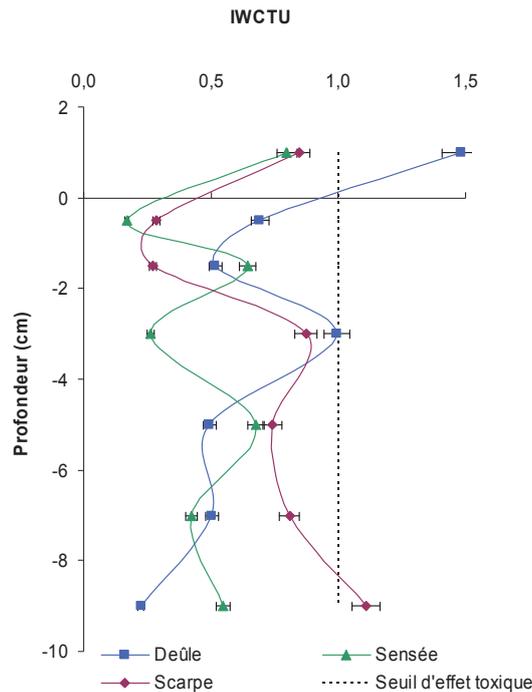


Figure 32 : évolution de l'indice de toxicité IWCTU dans les eaux interstitielles des canaux en 2012

Le Tableau 17 expose les valeurs de l'IWCTU calculées séparément pour Cu, Zn, Cd et Pb. Selon cet indice, Pb apparaît comme le principal contributeur à la toxicité des eaux interstitielles. La Scarpe présente par ailleurs les valeurs d'IWCTU les plus fortes, avec une participation non négligeable de Cd à la toxicité.

Tableau 17 : dureté moyenne et valeurs minimales, maximales et moyennes de l'IWCTU calculées dans les eaux interstitielles pour Cu, Zn, Cd et Pb

	Dureté moyenne mg.L ⁻¹	IWCTU Cu			IWCTU Zn			IWCTU Cd			IWCTU Pb		
		Min	Max	Moy									
Deûle	635	0,03	0,07	0,04	0,00	0,06	0,02	0,04	0,16	0,09	0,16	0,79	0,43
Sensée	288	0,03	0,04	0,03	0,00	0,01	0,01	0,01	0,05	0,02	0,12	0,61	0,39
Scarpe	331	0,04	1,11	0,17	0,01	0,97	0,12	0,04	0,72	0,26	0,14	2,26	0,54

- **Apport des mesures par DGT sur la labilité des ETM dans les eaux interstitielles**

Outre les calculs de spéciation et les indices de toxicité pour estimer la labilité des ETM dans les eaux interstitielles, une approche de spéciation expérimentale a été mise en place par l'utilisation de sondes de diffusion sur gel (DGT). Globalement, la fraction labile de Pb, Zn et

Chapitre 3

Cd (Figure 33) semble être stable avec la profondeur dans les eaux interstitielles de la Sensée. Dans le cas des canaux pollués, Deûle et Scarpe, cette fraction reste également stable sur les 4 premiers cm, puis tend à augmenter avec la profondeur.

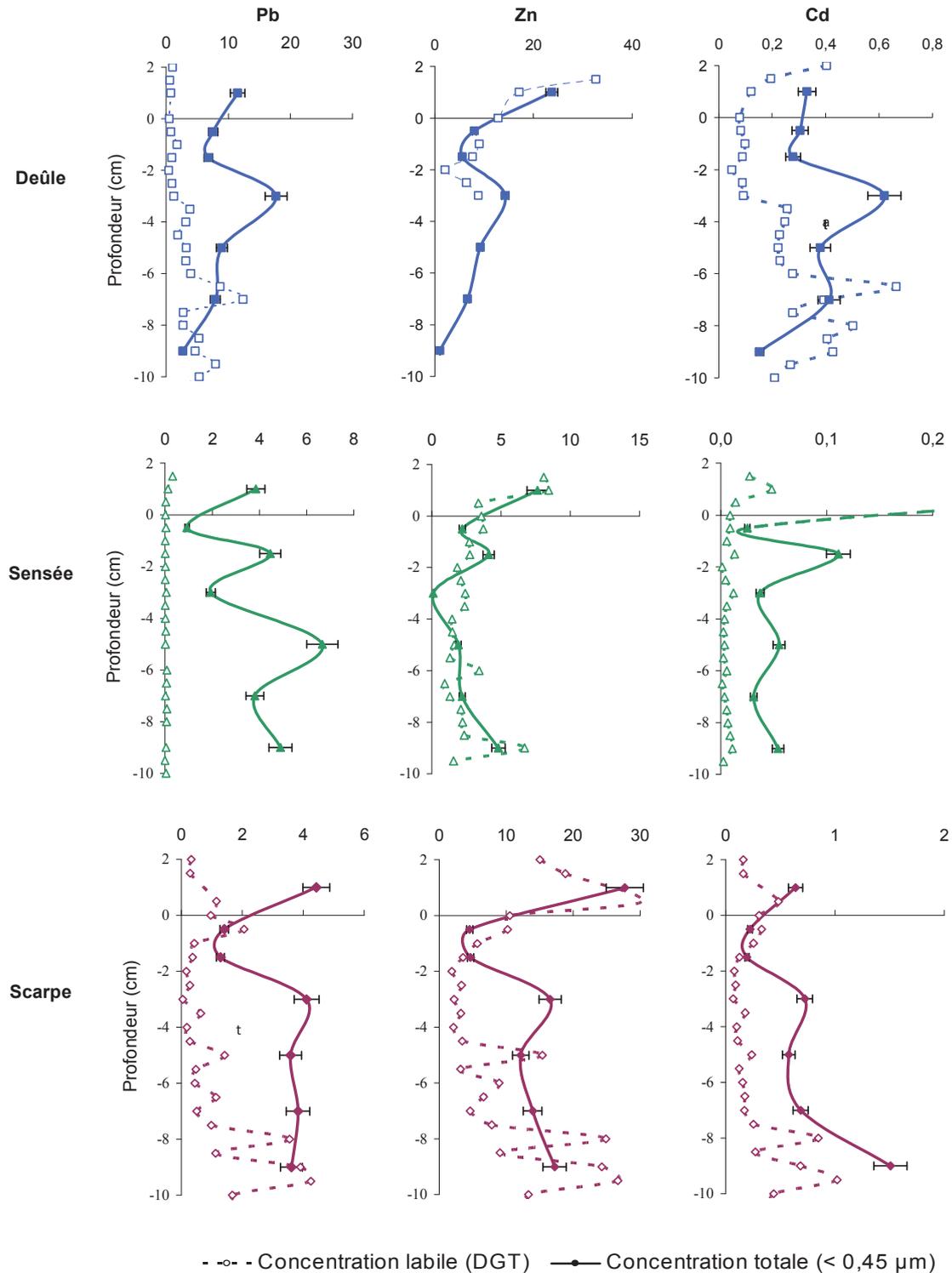


Figure 33 : évolution des concentrations totales et labiles en Pb, Zn et Cd ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dans les eaux interstitielles en fonction de la profondeur

Chapitre 3

Une pollution en Zn (fraction labile > concentration totale) des échantillons DGT au delà de 2,5 cm dans les sédiments de la Deûle ne nous permet pas de représenter les valeurs. Dans les eaux interstitielles de la Sensée, les concentrations obtenues par DGT permettent d'établir clairement l'ordre de labilité suivant : Zn>Cd>Pb. Cet ordre est par ailleurs cohérent avec celui établi précédemment dans les sédiments d'autres canaux du bassin versant de l'Escaut (Lesven et al., 2008)

En surface (0-2 cm), Zn est à près de 100% sous forme labile pour les trois canaux, avec des concentrations mesurées par DGT proches de celles mesurées pour le total (Tableau 18). Par comparaison avec les résultats obtenus pour la Deûle et la Sensée, la Scarpe présente des pourcentages de labilité très forts pour Cd et Pb en surface du sédiment. Toutefois, le même ordre de labilité pour la couche sédimentaire 0-2 cm peut être établi pour les trois canaux selon l'ordre suivant : Zn>Cd>Pb, avec un risque supérieur de remobilisation des ETM dans la Scarpe.

Tableau 18 : pourcentages de labilité (à ± 10 %) en surface du sédiment (0-2 cm) pour Zn, Cd et Pb dans les 3 canaux

% labilité 2 cm	Zn	Cd	Pb
Deûle	100	27	12
Sensée	93	11	1
Scarpe	100	105	59

Une forte labilité a été établie pour le cuivre, mais qui est toutefois incohérente avec les calculs d'équilibre, annonçant près de 100 % de Cu complexé à la matière organique, et donc assez peu labile. Ceci est donc en contradiction avec les données DGT qui suggèrent que Cu est quasiment totalement sous forme labile dans les canaux. Cette incohérence provient très probablement de la diffusion au travers du gel DGT de complexes cuivre-matière organique sous forme de petits colloïdes, qui entraînent alors un biais dans l'estimation de la labilité de cet élément (Balistrieri et al., 2012; Jung et al., 2012). Une pollution au Cu des résines chelex pourrait également être à l'origine de ces fortes concentrations labiles.

La Deûle et la Scarpe présentent globalement des teneurs en ETM dans les eaux interstitielles (Cd, Pb, Zn, Cu) plus fortes que celles de la Sensée. Toutefois, l'indice IWCTU semble indiquer que les trois milieux ne sont *a priori* pas toxiques. La forte réduction des sulfates dès les premiers cm du sédiment conduit à la formation de

sulfures, qui piègent alors efficacement les ETM, comme vérifié par les calculs d'équilibre. Les trois milieux sont en effet propices aux précipitations de sulfures métalliques, mais également à la formation de minéraux à base de phosphore et de carbonates. La plus forte anoxie des sédiments de la Scarpe n'entraîne pas de variation significative de la répartition des ETM entre les canaux navigués et non navigués, mais l'étude de la spéciation du soufre sur deux années apporte un nouvel élément de discussion. Il semble en effet que les canaux navigués ne soient pas les seuls à être soumis à des modifications de leurs sédiments de surface, et que les sédiments en suspension dans la colonne d'eau puissent provenir de sources autres que la navigation. Pour autant, l'apport probable de sédiments frais dans la Scarpe est peut-être plus visible en raison d'une hauteur d'eau et d'une largeur de canal plus faibles que dans le cas des deux autres canaux. Ceci implique que le canal de la Scarpe n'est alors pas un choix optimal pour la comparaison aux autres canaux, ni pour répondre à un impact de la navigation sur la remise en suspension.

Enfin, les principaux ETM (Cd, Pb, Zn et Cu) présentent une labilité assez forte dans les eaux interstitielles des canaux navigués et très forte dans la Scarpe, suggérant une biodisponibilité des ETM plus importante pour les organismes benthiques dans le milieu non navigué. Toutefois, les concentrations mesurées dans les eaux interstitielles sont inférieures à celles mesurées dans la colonne d'eau sus-jacente (Cf. chapitre 4), et ne semblent donc pas participer de façon majeure à la contamination de celle-ci (Cf. chapitre 5).

3. Conclusion

Les transects réalisés sur chaque cours d'eau ont mis en évidence une contamination marquée et hétérogène spatialement des sédiments des canaux de la Deûle et de la Scarpe, et d'une contamination faible de la Sensée, par comparaison avec le fond géochimique régional. Un enrichissement notable a en effet été observé pour Cd, Cu, Pb et Zn dans la Deûle et la Scarpe, tandis que Co et Ni ne présentent qu'une faible, voire une absence de contamination dans les trois milieux étudiés. Pour autant, dans tous les cas, la disponibilité des ETM dans les sédiments de surface reste faible. Un enrichissement notable en phosphore a également été constaté dans les particules de surface, notamment dans le canal de la Scarpe.

Les processus géochimiques de la diagenèse précoce ont été étudiés pour chaque canal sur des profils sédimentaires de 10 cm de profondeur. Les analyses effectuées en 2011 ont été répétées en 2012, et témoignent d'une bonne reproductibilité des résultats, attestant ainsi une certaine stabilité du compartiment sédimentaire. Une granulométrie comparable a été mesurée sur les sédiments des trois canaux, composés majoritairement de particules fines. Les sédiments se sont également révélés peu anoxiques avec la profondeur, et assez tamponnés du fait de la richesse en carbonates des sols du bassin.

Les analyses de métaux totaux complètent les résultats obtenus pour les transects. Elles témoignent d'une pollution historique en profondeur, mais d'apports désormais constants et moins importants. Cependant, une pollution plus récente en Zn a été mise en évidence depuis quelques années dans les sédiments de la Sensée. Les extractions séquentielles et les calculs d'équilibre ont conclu à une formation de sulfures métalliques peu disponibles ($IT < 0$). Cd, Pb et Zn sont par ailleurs présents dans les phases carbonatées, et particulièrement en surface, où ils sont les plus remobilisables. Le calcul du RAC suggère cependant un risque globalement faible de remobilisation de ces ETM dans la colonne d'eau.

Les eaux interstitielles présentent des concentrations stables avec la profondeur en carbone organique dissous, et comparables d'un site à l'autre. Les teneurs en nitrates diminuent très brusquement sous l'interface, tandis qu'une augmentation des concentrations des ions ammonium survient avec la profondeur, témoin entre autres de la minéralisation de la matière organique. Les concentrations en orthophosphates dans les eaux interstitielles sont un reflet des teneurs dans les particules, les plus faibles étant mesurées dans la Sensée et les plus fortes dans la Scarpe.

Les ETM dissous dans les eaux interstitielles sont de nouveau en moindres concentrations dans la Sensée. Généralement, les profils révèlent dans les canaux une diminution des teneurs avec la profondeur, principalement en raison de mécanismes d'adsorption et de la formation de sulfures. Cela confère une faible toxicité aux eaux interstitielles, comme le montrent les faibles valeurs de l'indice IWCTU. Finalement, la technique DGT, déployée sous forme de sondes dans les sédiments des trois canaux, suggère que la labilité dans les eaux interstitielles est la plus forte pour Zn, puis Cd et enfin Pb, et globalement plus importante dans la Scarpe.

Ainsi, malgré des enrichissements différents en ETM, mais également en phosphore dans les sédiments des trois canaux, il apparaît toutefois que les processus biogéochimiques sont relativement similaires. Si la Scarpe, non naviguée semble un peu plus anoxique que les deux autres canaux, elle semble également sujette à des apports ponctuels de sédiments frais. Contrairement à la bibliographie, aucune différence significative d'oxygénation, de potentiel d'oxydoréduction ou de meilleure dégradation de la matière organique attribuée à la navigation, n'a pu être mise en évidence dans cette étude.

La faible disponibilité des ETM dans les sédiments constitue un résultat encourageant, notamment pour la problématique de l'incidence des remises en suspension de particules très contaminées sur l'état des masses d'eau. Le chapitre suivant va maintenant s'intéresser aux données chimiques et biologiques mesurées dans la colonne d'eau des canaux, en y incluant des paramètres de navigation.

Chapitre 4

Caractérisation biogéochimique des masses d'eau

Chapitre 4 - Caractérisation biogéochimique des masses d'eau

Comme précédemment réalisée sur les compartiments sédimentaires des canaux, une caractérisation de la colonne d'eau des trois milieux a été effectuée. Ce chapitre décrit ainsi l'ensemble des paramètres physico-chimiques, chimiques et biologiques mesurés au cours des campagnes de prélèvement. Ce quatrième chapitre va donc permettre de mieux comprendre le fonctionnement biogéochimique des trois masses d'eau, notamment par rapport aux nutriments, aux contaminants métalliques et aux développements algaux. La qualité des cours d'eau sera également examinée au travers de calculs d'indices et de la comparaison avec des valeurs seuils. Les résultats seront comparés avec des tests écotoxicologiques (encagement de gammares) afin d'obtenir une vue plus critique sur la pertinence de ces outils de diagnostic. Le jeu de données présenté dans ce chapitre sera traité de manière statistique dans le chapitre 5 dans le but de mettre en évidence l'éventuel impact de la navigation sur le fonctionnement de ces écosystèmes canalisés. L'Annexe 2 regroupe l'ensemble des données relatives à ce chapitre.

1. Paramètres physico-chimiques et chimiques

1.1. Physico-chimie des canaux

1.1.1. Données ponctuelles

Les paramètres physico-chimiques de la colonne d'eau des trois canaux ont été mesurés au cours de trois campagnes d'échantillonnage menées en mai-juin 2011 (13 prélèvements) en octobre-novembre 2011 (11 prélèvements) et en avril 2012 (10 prélèvements). Le Tableau 19 présente les moyennes et écarts-types pour l'ensemble des données mesurées par canal.

Tableau 19 : valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques pour les 3 campagnes effectuées en 2011 et 2012

2011-2012	Deûle		Sensée		Scarpe	
	moyenne	écart-type	moyenne	écart-type	moyenne	écart-type
Température de l'eau (°C)	14,9	3,4	15,1	3,8	15,4	3,5
Conductivité ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	705	54	567	50	821	84
Oxygène dissous (mg.L^{-1})	9,0	2,3	10,0	2,1	7,9	2,6
Saturation (% O_2)	89,3	20,5	100,7	22,0	78,4	24,3
pH (u.pH)	8,0	0,2	8,0	0,1	7,9	0,2
Turbidité (FNU)	16,9	8,6	15,4	6,6	11,0	6,5
Transparence (m)	0,8	0,2	0,9	0,2	0,9	0,3
MES (mg.L^{-1})	16,8	7,3	19,9	8,0	12,5	7,3
Alcalinité (mmol.L^{-1})	3,4	1,1	2,9	0,9	3,6	1,0
Chlorophylle <i>a</i> ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	20,4	16,6	17,0	7,4	17,0	14,3

Globalement, les valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques des trois canaux sont assez proches pour la température, la transparence et le pH, bien que la hauteur de la colonne d'eau varie entre les deux canaux navigués (de 4 et 5 m) et la Scarpe non naviguée (environ 1,5 à 2 m), ce qui pourrait faciliter le réchauffement plus rapide de l'eau. La transparence est homogène entre les canaux, et mesure en moyenne 90 cm (± 30 cm), ce qui indique que le phytoplancton des trois milieux bénéficie de la même zone euphotique pour son développement. Les valeurs des pH moyens sont également proches pour les trois canaux (pH = $8,0 \pm 0,2$), ce qui indique des eaux faiblement basiques.

Les différences observées entre canaux apparaissent au niveau des teneurs en oxygène dissous, de la turbidité et de la conductivité. Les canaux navigués sont en effet mieux oxygénés, avec en moyenne 9 et 10 mg.L^{-1} pour la Deûle et la Sensée respectivement, contre 8 mg.L^{-1} en moyenne pour la Scarpe. La turbidité la plus faible est observée dans la Scarpe, en moyenne 11 FNU contre 16 FNU dans les deux autres canaux, ce qui est lié à une remise en suspension plus fréquente des sédiments par la navigation. La conductivité est forte dans les eaux de la Scarpe, en moyenne 820 $\mu\text{S.cm}^{-1}$, suivie de la Deûle, 705 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ puis de la Sensée, 567 $\mu\text{S.cm}^{-1}$. Ce résultat est cohérent avec les concentrations en éléments majeurs mesurées (Cf. § 1.2.1.1).

Les moyennes saisonnières établies par canal (mai-juin 2011, octobre 2011 et avril-mai 2012) reflètent les moyennes sur deux ans précédemment décrites. La rigueur de l'hiver 2011-2012 entraîne une forte différence de la température de l'eau entre les seconds trimestres des deux années, avec un écart de 5° C observé en moyenne entre le 9 mai 2011 et le 9 mai 2012 pour les trois canaux. Les données météorologiques ont en effet été relevées quotidiennement par la station Météo France de Lesquin, située à environ 25 km de Douai, et la plus proche des sites de prélèvement sur les canaux. Ces données indiquent que l'année 2011 a eu un printemps plutôt doux et très peu pluvieux, en comparaison avec l'année 2012, qui a enregistré de fortes précipitations au printemps (Figure 34). L'hiver 2012 a par ailleurs été plus rigoureux que l'hiver 2011, avec des températures minimales et maximales plus faibles, notamment en février et avril (respectivement 8,3-19,6 °C en 2011 et 4,8-12,4 °C en 2012). Ceci présage donc pour 2012 des températures plus faibles de la colonne d'eau, et ainsi un possible retard du développement algal par rapport à 2011. Par ailleurs, les précipitations interviennent sur la concentration des éléments dans l'eau de surface, et peuvent influencer sur le développement des organismes aquatiques, en particulier sur les végétaux (phytoplancton notamment). L'importance des précipitations peut également être source de ruissellement et d'apport de particules sédimentaires aux milieux aquatiques.

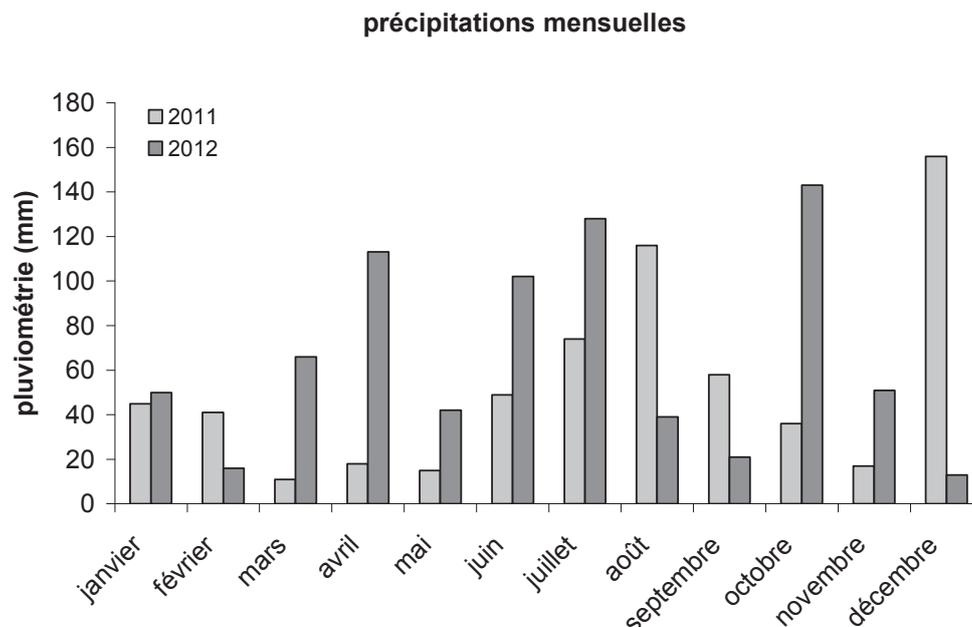


Figure 34 : précipitations mensuelles en 2011 et 2012 relevées à la station de Lesquin (59), données MétéoFrance

A l'échelle de la saison (Tableau 20), les milieux navigués restent les mieux oxygénés. En 2011, la Sensée présente systématiquement les plus fortes concentrations en oxygène dissous et une saturation plus élevée que les deux autres canaux. En 2012, ces teneurs sont quasiment égales dans la Deûle et la Sensée (11 mg.L⁻¹ et 102 % de saturation en moyenne). La Scarpe présente des concentrations relativement moins élevées, mais avec des écarts-types pouvant varier considérablement, notamment en avril 2012 : si la moyenne en O₂ est de 9,2 mg.L⁻¹, des minima à 1,5 et 3,5 mg.L⁻¹ ont été mesurés le 13 et le 20 avril respectivement. Ces fortes diminutions en oxygène dissous peuvent être la conséquence de rejets urbains, notamment ceux issus de la station d'épuration (STEP) de Douai en amont, mais aussi de la station de relevage et de différents déversoirs présents le long du canal (données VNF), et sont probablement consécutifs à des épisodes pluvieux de forte intensité. En effet, ces chutes des taux d'oxygène ont été mesurées suite à des orages très localisés autour de Douai, observés lors des campagnes de prélèvements sur le terrain. Par ailleurs, la diminution de l'ensoleillement, l'augmentation de la pluviosité et les rejets peuvent entraîner une diminution de la photosynthèse, conduisant à une mortalité du phytoplancton, ce qui peut être la cause des diminutions des concentrations en oxygène (Martin, 2011). Les rejets sont également source de fortes teneurs en MO, dont la dégradation consomme de l'oxygène dissous. En effet, les concentrations en MO dans la Scarpe, mesurées par les teneurs en COD, augmentent brusquement à ces deux dates. Dans notre cas, les concentrations en Chl *a* ne paraissent pas affectées par ces phénomènes climatiques ponctuels.

Tableau 20 : moyennes, écarts-types et valeurs minimales et maximales des paramètres physico-chimiques mesurées dans les 3 canaux pendant les 3 campagnes d'échantillonnage (mai-juin et octobre-novembre 2011, avril-mai 2012)

Abréviations : Moy. = moyenne ; éc. = écart-type relatif ; Min. = minimum ; Max.= maximum ; nd : non déterminé

<i>Mai-juin 2011</i>	Deûle				Sensée				Scarpe			
	Moy.	éc.	Min.	Max.	Moy.	éc.	Min.	Max.	Moy.	éc.	Min.	Max.
Température eau (°C)	19,0	0,8	17,6	20,6	19,7	0,8	18,4	21,2	19,5	1,3	17,2	21,7
Conductivité ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	637	31	611	711	514	24	489	567	746	81	626	889
Oxygène dissous (mg.L^{-1})	8,7	1,7	5,4	11,6	10,8	1,7	8,1	13,7	7,8	1,8	4,2	11,0
Saturation (% O ₂)	94	17	62	120	119	17	88	149	82	19	48	114
pH (u.pH)	8,1	0,1	7,9	8,3	8,0	0,1	7,9	8,2	7,9	0,1	7,7	8,2
Turbidité (FNU)	16,4	7,9	4,9	36,0	16,5	4,1	8,9	25,3	9,7	2,9	5,7	14,0
Transparence (m)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
MES (mg.L^{-1})	18	8	5	35	21	6	11	29	11	3	7	15
Alcalinité (mmol.L^{-1})	2,4	0,6	1,3	3,3	2,3	0,3	1,5	2,6	2,9	0,3	2,4	3,7
Chlorophylle <i>a</i> ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	23,1	7,4	15,7	42,4	20,9	6,1	14,1	37,7	17,0	6,4	4,4	27,2

<i>Octobre-Novembre 2011</i>	Deûle				Sensée				Scarpe			
	Moy.	éc.	Min.	Max.	Moy.	éc.	Min.	Max.	Moy.	éc.	Min.	Max.
Température eau (°C)	13,9	2,4	10,8	18,4	14,1	2,7	10,8	18,9	14,3	2,3	10,9	18,5
Conductivité ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	735	25	694	770	582	44	513	645	827	57	726	923
Oxygène dissous (mg.L^{-1})	7,5	1,1	5,2	9,3	8,5	1,3	6,3	10,9	6,8	1,0	5,2	8,6
Saturation (% O ₂)	72	9	51	88	83	13	61	103	67	11	51	84
pH (u.pH)	7,9	0,1	7,8	8,0	7,9	0,1	7,7	8,1	7,8	0,1	7,5	8,0
Turbidité (FNU)	17,9	10,0	8,2	45,6	17,8	9,5	8,2	40,5	9,0	3,1	3,9	13,8
Transparence (m)	0,8	0,2	0,5	1,0	0,9	0,2	0,6	1,1	1,1	0,2	0,9	1,5
MES (mg.L^{-1})	17	8	6	34	23	10	10	40	9	3	4	15
Alcalinité (mmol.L^{-1})	3,7	0,6	2,7	4,6	2,7	0,5	1,8	3,4	3,1	0,7	2,4	3,9
Chlorophylle <i>a</i> ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	4,9	1,7	2,6	7,8	9,9	3,9	6,1	19,4	5,3	3,6	2,2	13,6

<i>Avril-mai 2012</i>	Deûle				Sensée				Scarpe			
	Moy.	éc.	Min.	Max.	Moy.	éc.	Min.	Max.	Moy.	éc.	Min.	Max.
Température eau (°C)	11,7	1,4	10,0	14,4	11,6	1,4	10,1	14,5	12,3	1,8	10,5	16,1
Conductivité ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	739	20	706	762	604	22	562	632	888	46	833	992
Oxygène dissous (mg.L^{-1})	11,0	2,2	7,0	14,1	11,0	2,3	6,7	15,7	9,2	3,7	1,5	13,7
Saturation (% O ₂)	103	20	68	131	103	20	66	147	87	34	14	128
pH (u.pH)	8,1	0,2	7,8	8,4	8,1	0,1	7,9	8,2	7,9	0,3	7,3	8,2
Turbidité (FNU)	16,5	8,6	3,0	33,0	12,1	3,2	6,1	16,4	14,3	9,9	6,9	33,8
Transparence (m)	0,7	0,1	0,7	1,0	1,0	0,1	0,8	1,2	0,8	0,2	0,3	1,0
MES (mg.L^{-1})	16	6	5	25	14	3	8	19	18	11	8	41
Alcalinité (mmol.L^{-1})	4,3	1,2	2,4	5,2	3,8	1,1	2,6	5,8	4,7	0,8	2,8	5,6
Chlorophylle <i>a</i> ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	35,4	19,5	4,9	61,3	20,3	6,1	8,6	27,5	32,4	17,0	12,7	63,5

La conductivité augmente progressivement dans les trois canaux au cours des campagnes d'échantillonnage. Plus faible en mai 2011, elle augmente en octobre, puis encore en avril 2012. L'augmentation entre les deux séries d'échantillonnages en 2011 s'explique par l'augmentation des concentrations en sels (éléments majeurs notamment) en lien avec la pluviosité, la température, le ralentissement de la consommation par les organismes chlorophylliens et la dégradation de la matière organique. En revanche, ces valeurs plus fortes

en avril 2012, simultanément dans les trois canaux, suggèrent un impact à grande échelle, probablement lié aux conditions météorologiques. Par ailleurs, la conductivité est différente entre les canaux et est un paramètre assez caractéristique de chaque milieu, fonction de la nature du sol du bassin versant. La Sensée présente les valeurs les plus basses (moyennes de $514 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en mai 2011 à $604 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en avril 2012), la Deûle des valeurs intermédiaires (637 à $739 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) et la Scarpe la conductivité la plus élevée (746 - $888 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Le pH est un paramètre très stable pour tous les canaux, et en moyenne légèrement plus faible en fin d'année qu'en début d'année. Ceci s'explique par le ralentissement de la croissance végétale, qui entraîne une chute des taux en oxygène dissous. Le taux de CO_2 plus fort a ainsi tendance à acidifier légèrement le milieu.

En 2011, la Deûle et la Sensée présentent des moyennes de turbidité plus élevées que la Scarpe (17 contre 10 FNU respectivement). Pourtant en 2012, la turbidité semble plus homogène dans les trois canaux, mais avec un écart-type plus fort dans la Scarpe que dans les autres canaux. Ceci suggère que la navigation n'est pas la seule responsable des variations de la turbidité, qui peuvent être influencées par d'autres facteurs comme les paramètres météorologiques, notamment pour la Scarpe dont la hauteur d'eau est faible, ou encore par le phytoplancton. La pluviosité abondante en avril-mai 2012 peut ainsi être responsable d'un ruissellement plus fort entraînant une augmentation de la turbidité. Par ailleurs, la transparence est inversement corrélée à la turbidité ($r^2 = 0,5$). Bien que ce paramètre n'ait pas été mesuré en mai 2011, les données mesurées pour les autres campagnes suggèrent qu'en raison d'une turbidité plus faible, la Scarpe présente en 2011 une meilleure transparence de l'eau. Ceci additionné aux températures plus fortes pourrait avoir un impact positif sur le développement chlorophyllien, bien que les teneurs en oxygène dissous ne semblent pas indiquer qu'un tel développement ait pu avoir lieu. Ces données seront confrontées aux données de Chl *a* (§ 2.1)

Le taux de particules en suspension (MES) est également bien corrélé avec la turbidité ($r^2 = 0,65$) et anti-corrélé avec la transparence ($r^2 = 0,7$) sur les trois canaux. Ce taux est en moyenne plus fort en 2011 dans le canal de la Sensée (21 et $23 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en mai et octobre respectivement), et plus faible dans la Scarpe (11 et $9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), la Deûle présentant quant à elle des valeurs intermédiaires (18-17 $\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). En avril-mai 2012, comme pour la turbidité, les concentrations en MES sont proches entre les trois canaux, avec un taux maximal mesuré dans la Scarpe de $41 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

1.1.2. Données haute fréquence

Les paramètres physico-chimiques et chimiques de la colonne d'eau des canaux ont été mesurés en haute fréquence à raison de deux campagnes d'un mois environ par canal, en 2011 puis en 2012. Chaque canal bénéficie d'un suivi au 2^{ème} trimestre et au 4^{ème} trimestre, permettant de suivre l'évolution spatio-temporelle de ces milieux. Les données ayant été mesurées toutes les 10 minutes, le Tableau 21 présente les valeurs moyennes, minimales, maximales et les écarts-types calculés par paramètre.

Globalement, ces données indiquent que la turbidité la plus faible est observée dans la Scarpe, avec des moyennes très comparables en juin et en octobre. Les écarts-types mesurés sont assez faibles dans ce canal, contrairement à la Deûle et la Sensée, qui montrent des pics de turbidité en lien avec le trafic fluvial (Cf. Chapitre 5). Toutefois, les valeurs minimales, enregistrées de nuit, sont comparables entre les canaux (2 à 7 FNU).

Les valeurs de conductivité sont cohérentes avec les mesures ponctuelles et sont, quelle que soit la saison, toujours les plus fortes dans la Scarpe et les plus faibles dans la Sensée. Une tendance saisonnière est observable sur tous les canaux pour ce paramètre, avec des moyennes plus fortes en automne qu'au printemps.

Comme précédemment décrit, la Scarpe présente les teneurs moyennes en oxygène dissous les plus faibles et la Sensée les plus fortes. Les moyennes sont similaires au printemps et en été, ce qui est étonnant compte tenu de la production d'oxygène en lien avec le développement algal au printemps. La Scarpe enregistre par ailleurs des minima très faibles en oxygène (2 mg.L^{-1}), ce qui n'est pas le cas pour la Deûle et la Sensée.

Tableau 21 : valeurs moyennes, minimales, maximales et écarts-types des paramètres physico-chimiques mesurés à haute fréquence dans les 3 canaux par les stations de mesures automatiques

Abréviations : Moy = moyenne ; Min = minimum ; max = maximum ; éc. = écart-type ; nd : non déterminé

			Turbidité	Conductivité	pH	T° eau	Hauteur d'eau	O ₂	Chl a totale
			FNU	μS.cm ⁻¹	u.pH	°C	mm	mg.L ⁻¹	μg.L ⁻¹
Deûle	27 sept. - 14 nov. 2011	Moy.	16,2	688	7,96	14,8	329,4	7,06	11,3
		Min.	6,9	619	7,63	11,0	254,7	4,97	5,0
		Max.	86,3	757	8,19	19,6	460,9	8,91	27,1
		éc.	6,8	27	0,11	2,6	31,8	0,76	3,0
	15 avril - 14 mai 2012	Moy.	13,3	767	8,14	12,9	nd	9,22	nd
		Min.	3,5	722	7,71	10,2	nd	6,66	nd
		Max.	171,2	821	8,60	17,3	nd	13,25	nd
		éc.	14,4	17	0,23	1,9	nd	1,20	nd
Sensée	20 nov. - 13 décembre 2011	Moy.	20,6	622	8,16	7,6	210,2	10,13	nd
		Min.	7,5	592	8,00	6,2	2,2	8,79	nd
		Max.	88,0	637	8,35	8,8	517,5	11,38	nd
		éc.	10,1	11	0,08	0,6	54,0	0,47	nd
	13 avril - 7 mai 2012	Moy.	9,5	611	8,04	12,5	nd	10,49	34,3
		Min.	2,2	580	7,82	9,8	nd	7,88	15,8
		Max.	126,6	670	8,29	14,9	nd	12,56	67,6
		éc.	6,3	26	0,12	1,2	nd	1,26	11,3
Scarpe	14 mai - 20 juin 2011	Moy.	12,5	776	8,32	19,4	119,6	6,57	26,2
		Min.	6,0	643	7,90	16,8	86,9	2,06	13,8
		Max.	26,9	1000	8,93	23,0	163,8	11,94	66,3
		éc.	3,8	66	0,19	1,1	16,2	1,60	6,3
	6 octobre - 14 novembre 2011	Moy.	11,2	877	7,59	13,1	85,5	6,87	nd
		Min.	2,5	750	7,21	9,3	68,8	1,84	nd
		Max.	38,1	1118	7,78	17,9	104,4	11,21	nd
		éc.	5,0	65	0,09	1,8	7,2	0,89	nd

Ainsi, des moyennes différentes entre canaux sont observées pour les paramètres turbidité, conductivité et oxygène dissous, ce dernier ne semblant pas être influencé par les variations saisonnières dans le cas de la Sensée et de la Scarpe, contrairement à la Deûle. La Scarpe présente des taux d'oxygénation parfois très faibles et potentiellement dangereux pour la survie des organismes aquatiques, mais également susceptibles d'influer sur la spéciation des ETM. La turbidité la plus forte est observée de jour dans les canaux navigués, en lien avec le trafic fluvial. L'absence de navigation la nuit conduit à l'obtention d'une turbidité équivalente dans les trois canaux.

1.2. Evolution des éléments dissous

En parallèle aux mesures des paramètres physico-chimiques dans la colonne d'eau des canaux, le dosage des ions et des métaux traces a également été effectué lors de chaque prélèvement ponctuel.

1.2.1. Eléments majeurs, azote, phosphore et carbone

1.2.1.1. Eléments majeurs

Les concentrations en éléments majeurs, Ca, K, Mg, Na, Si et dans une moindre mesure Fe et Mn mesurées dans les trois canaux (Tableau 22) sont globalement du même ordre de grandeur dans les trois milieux. Toutefois, les canaux se distinguent par leurs gammes de concentrations spécifiques, même si ces paramètres présentent parfois des variations saisonnières.

Bien que les mesures sédimentaires aient mis précédemment en évidence un enrichissement en Ca dans la Sensée, les eaux de surface de ce canal présentent pourtant les teneurs les moins fortes en cet élément (87 mg.L^{-1} pour la Sensée, 107 mg.L^{-1} pour la Deûle et la Scarpe). Ces concentrations sont globalement fortes, et caractéristiques de la région Nord - Pas de Calais, qui présente des eaux dures ($> 200 \text{ mg CaCO}_3.\text{L}^{-1}$) (AEAP, 2010).

De forts écarts de concentrations moyennes apparaissent entre les canaux pour Fe, Mn et Na avec des teneurs dans la Scarpe en moyenne égales au double de celles mesurées dans la Deûle (respectivement 66 et $32 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$ en Fe, 54 et $24 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$ en Mn et 49 et 28 mg.L^{-1} en Na). La Sensée présente les concentrations moyennes les plus faibles pour tous les éléments mesurés : $17 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$ en Fe, $3,5 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$ en Mn et 18 mg.L^{-1} en Na. Les teneurs moyennes en K et Si sont plus proches entre canaux, mais sont toujours plus élevées dans la Scarpe que dans la Deûle, puis dans la Sensée.

Ca, K et Na sont des paramètres relativement stables au cours du temps dans les trois canaux, tandis que Fe, Mg et Si présentent des variations temporelles. Ceci est notamment le cas pour Mg : les concentrations sont stables en 2011, et augmentent respectivement de 10, 20 et 50 % dans la Sensée, la Deûle et la Scarpe en avril 2012. Mn subit également de fortes variations inter-saisonnières, avec des teneurs pouvant parfois varier du simple au double (ex : Deûle : 15 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en mai 2011 et 33 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en avril 2012). Le comportement du fer est également variable : la Sensée présente en octobre 2011 une forte chute de ses teneurs, pourtant proches en mai 2011 et avril 2012 (8,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$ contre 22 $\mu\text{g.L}^{-1}$), et la Scarpe une hausse de ses teneurs en Fe en avril 2012. Cette différence de concentration, variable selon la saison et indépendante pour chaque canal, ne semble donc pas liée à une variation temporelle globale à l'échelle du bassin Artois-Picardie, mais à un phénomène interne au comportement de chaque canal. Par ailleurs, Fe^{2+} et Mn^{2+} proviennent généralement du sédiment, et sont des espèces relativement instables qui précipitent en présence d' O_2 , formant alors des colloïdes ou s'adsorbant sur les particules. La Scarpe étant le canal le moins oxygéné et ayant la plus faible hauteur de colonne d'eau, il n'est donc pas anormal d'y trouver les valeurs les plus élevées en Fe et Mn dissous et/ou colloïdal.

Les concentrations en Si (Tableau 22) varient également beaucoup avec le temps : les teneurs les plus faibles sont enregistrées au printemps (mai), ce qui est cohérent avec un phénomène de consommation par les diatomées. Les concentrations les plus faibles sont observées dans la Sensée, avec une moyenne inférieure à 1 mg.L^{-1} en avril 2012, et un minimum mesuré à 0,3 mg.L^{-1} début mai 2012. Ce déficit en Si observé dans la Sensée pourrait être néfaste au développement des diatomées, et est cohérent avec les observations de cellules diatomiques molles constatées par le bureau d'études en charge des analyses taxonomiques du phytoplancton en 2012 (Nouchet, 2012).

Tableau 22 : moyennes par campagne et moyennes globales des principaux éléments majeurs dosés dans la colonne d'eau de chaque canal

Abréviations : Moy : moyenne ; éc. : écart-type

		Ca		K		Mg		Na		Si		Mn		Fe	
		Moy.	éc.	Moy.	éc.	Moy.	éc.	Moy.	éc.	Moy.	éc.	Moy.	éc.	Moy.	éc.
		mg.L ⁻¹										µg.L ⁻¹			
Deûle	Mai 2011	107	3,0	4,7	0,2	6,7	0,3	26,1	0,9	1,3	0,7	15,4	8,7	32,3	12,4
	Octobre 2011	109	5,9	4,7	0,4	6,8	0,3	31,5	1,4	3,3	0,4	26,9	9,8	29,7	3,9
	Avril 2012	114	2,6	4,7	0,1	7,4	0,3	26,3	0,7	1,9	0,3	32,6	7,3	33,6	3,9
	moy. globale	110	5,0	4,7	0,3	6,9	0,4	28,0	2,8	2,2	1,0	24,3	11,2	31,8	8,1
Sensée	Mai 2011	82	5,8	3,6	0,1	8,2	0,1	16,8	0,3	1,2	0,8	5,0	10,9	22,5	10,2
	Octobre 2011	83	9,7	3,6	0,3	7,7	0,1	19,1	0,7	2,5	0,6	2,1	0,8	8,9	3,6
	Avril 2012	97	4,2	3,7	0,1	9,6	0,3	18,8	0,6	0,7	0,3	3,0	1,4	20,8	4,1
	moy. globale	87	9,3	3,6	0,2	8,4	0,8	18,1	1,2	1,5	1,0	3,5	6,6	17,4	9,2
Scarpe	Mai 2011	103	5,6	6,6	1,2	7,7	0,8	45,5	9,2	2,7	0,5	45,9	13,3	60,4	13,0
	Octobre 2011	100	5,9	6,4	0,7	7,7	0,5	49,9	6,8	3,7	0,5	50,4	7,7	63,5	12,4
	Avril 2012	112	11,4	7,5	0,9	11,7	1,0	51,0	8,6	3,0	0,4	67,4	8,0	77,9	9,4
	moy. globale	104	9,2	6,8	1,0	8,9	2,0	48,6	8,4	3,1	0,6	53,6	13,5	66,5	13,7

1.2.1.2. Phosphore, azote et carbone

Concernant les sels nutritifs, azote et phosphore, d'importantes disparités ont globalement été mises en évidence sur les trois canaux (Tableau 23). La Scarpe constitue le canal le plus enrichi en moyenne sur 2011 et 2012, en phosphates (0,46 mg.L⁻¹), ammonium (0,75 mg.L⁻¹), nitrites (0,37 mg.L⁻¹) et nitrates (31 mg.L⁻¹). La Deûle présente également des concentrations assez fortes : 0,3 mg.L⁻¹ en PO₄³⁻, 0,34 mg.L⁻¹ en NH₄⁺ et 22 mg.L⁻¹ en NO₃⁻. Ces teneurs sont moins fortes que celles mesurées dans l'eau de surface de la Scarpe, mais elles sont supérieures aux faibles teneurs mesurées dans la Sensée, dont les concentrations en PO₄³⁻ (en moyenne 0,03 mg.L⁻¹) et NH₄⁺ (en moyenne 0,06 mg.L⁻¹) atteignent parfois les limites de détection des appareillages.

- **Orthophosphates**

Les variations saisonnières se traduisent également par des disparités dans les concentrations, en phosphore dissous notamment, avec des teneurs en orthophosphates supérieures en saison automnale dans la Deûle et la Sensée. Ceci semble cohérent au vu des valeurs de Chl *a* qui chutent en automne, marquant la fin du développement algal, et donc une diminution de la

consommation des nutriments. Au contraire, les concentrations moyennes en PO_4^{3-} dans la Scarpe sont assez proches entre saisons, mais avec des écarts-types très importants : en octobre 2011, les concentrations varient entre 0,4 et 1,1 mg.L^{-1} et en avril 2012 entre 0,2 et 0,7 mg.L^{-1} . Ceci est probablement dû aux rejets importants et variables, qui masquent en partie les interactions avec l'activité biologique.

Par ailleurs, les données AEAP en orthophosphates, mesurées sur eau brute entre 2002 et 2008 (avant la mise en place du Programme de Surveillance et les dosages sur eau filtrée), sont disponibles pour les trois canaux (eaufrance.fr). Les concentrations dans la Sensée sont faibles et en limite de détection (0,1 mg.L^{-1}). Dans la colonne d'eau des canaux de la Deûle et de la Scarpe, on constate une tendance globale à la diminution des teneurs en phosphore au cours des années (Figure 35), probablement en lien avec la réduction des phosphates dans les lessives et l'amélioration des traitements en STEP (Prygiel et al., 2011).

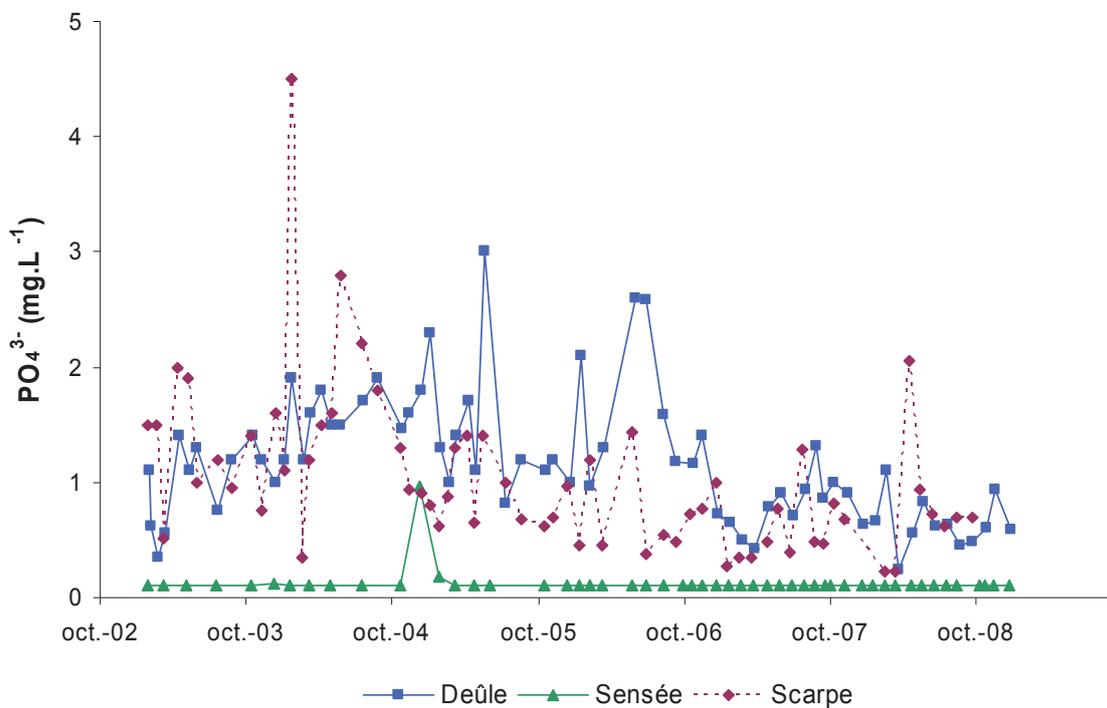


Figure 35 : concentrations en orthophosphates mesurées sur eau brute entre 2002 et 2009 dans le cadre du suivi AEAP sur la Deûle à Courrières (77 000), de la Sensée à Férin (46 000) et de la Scarpe à Râches (39000)

Par ailleurs, malgré des concentrations en phosphore total dans les particules sédimentaires en moyenne deux fois plus fortes dans les sédiments de la Scarpe, on observe que les teneurs mesurées sur eau brute sont très proches pour la Deûle et la Scarpe : 1,16 et 1,06 mg.L⁻¹ respectivement (écart-type : 0,6 mg.L⁻¹). Ceci suggère donc que la navigation n'entraîne pas un relargage plus fort de PO₄³⁻ depuis les particules (notamment dans le cas de la Sensée où les teneurs sont inférieures à 0,1 mg.L⁻¹ en moyenne), ou que si le phosphore est remis en suspension, il reste adsorbé et peu disponible. L'évolution temporelle assez comparable entre la Deûle et la Scarpe suggère par ailleurs une importance plus marquée des phénomènes climatiques, voire biologiques (puisque'ils sont en partie conditionnés par le climat) que de la navigation.

- **Azote**

Les concentrations moyennes mesurées ponctuellement en ammonium (Tableau 23) augmentent également entre mai et octobre 2011 dans la Sensée et la Deûle, tandis qu'elles restent stables dans la Scarpe. Chaque canal présente toutefois des écarts-types assez élevés, avec des concentrations très variables sur des périodes de 6 à 8 semaines. En avril 2012, chaque canal enregistre des teneurs maximales en NH₄⁺, probablement en raison des fortes précipitations, mais aussi du développement algal intensif dont la dégradation produit de l'ammonium. Les concentrations les plus importantes mesurées en NH₄⁺ et NO₂⁻ dans la Scarpe sont par ailleurs probablement en lien avec le fait que le milieu est globalement moins oxygène, ce qui favorise une meilleure stabilité des formes réduites.

Les concentrations en nitrates observées dans les trois canaux varient sans tendance particulière entre les saisons, avec des teneurs en moyenne plus fortes dans la Scarpe. Les liens avec le développement algal ne sont pas évidents (Cf. chapitre 5), probablement en raison d'apports extérieurs et d'un excès de nitrates dans ces milieux.

Tableau 23 : moyennes globales et saisonnières des anions PO_4^{3-} , NO_2^- , NO_3^- , Cl^- et SO_4^{2-} , du cation NH_4^+ et du carbone organique dissous pour les masses d'eau des 3 canaux

Abréviations : Moy : moyenne ; éc. : écart-type

		PO_4^{3-}		NH_4^+		NO_2^-		NO_3^-		Cl^-		SO_4^{2-}		COD	
		Moy.	éc.	Moy.	éc.	Moy.	éc.	Moy.	éc.	Moy.	éc.	Moy.	éc.	Moy.	éc.
		$\mu\text{g.L}^{-1}$						mg.L^{-1}							
Deûle	Mai 2011	288	53	116	51	273	49	19,6	2,1	51,7	4,9	45,9	4,8	2,5	0,3
	Octobre 2011	351	101	256	80	192	57	19,2	5,0	47,8	11,9	54,5	14,8	2,9	0,8
	Avril 2012	247	93	613	376	223	81	27,6	7,3	50,2	10,9	59,1	13,5	3,0	0,8
	moy. globale	293	84	338	310	234	63	22,4	5,0	50,1	4,0	53,2	8,0	2,8	1,0
Sensée	Mai 2011	12	13	14	15	117	22	17,2	10,5	42,6	4,7	24,7	4,0	2,0	0,2
	Octobre 2011	51	20	75	41	68	15	29,0	8,3	42,6	10,6	28,3	6,8	1,8	0,5
	Avril 2012	24	16	100	46	106	43	22,9	8,9	44,7	9,6	33,8	8,0	2,1	0,5
	moy. globale	27	23	63	52	100	33	22,1	9,0	43,3	3,0	29,0	5,0	2,0	0,0
Scarpe	Mai 2011	497	145	515	372	369	55	15,6	2,1	72,4	11,2	40,5	6,0	3,1	0,5
	Octobre 2011	473	214	516	418	262	67	51,0	18,3	73,9	19,2	51,3	13,5	3,4	0,9
	Avril 2012	427	202	1153	1489	457	263	29,0	12,8	70,1	18,3	71,4	21,0	5,1	2,9
	moy. globale	461	185	747	994	372	171	30,6	19,0	72,0	11,0	55,0	17,0	3,9	2,0

Par ailleurs, les anions tels que les chlorures et les sulfates sont conservatifs et donc stables au cours du temps. Toutefois, les écarts-types relatifs calculés sur l'ensemble des trois campagnes de mesures sont en moyenne deux fois plus élevés pour la Scarpe que pour la Deûle et la Sensée (respectivement 15 contre 7 % pour Cl^- , et 30 contre 15 % pour SO_4^{2-}). Ceci permet de poser l'hypothèse selon laquelle la Scarpe, non naviguée, est moins homogène que la Deûle et la Sensée, et peut-être plus soumise aux amplitudes de variations, notamment lors de rejets.

- **Carbone**

Les concentrations en Carbone Organique Dissous (COD) sont assez proches entre cours d'eau et évoluent assez peu tout au long des campagnes. Les concentrations mesurées sont par ailleurs assez faibles : en moyenne 2 mg.L^{-1} pour la Sensée, 3 mg.L^{-1} pour la Deûle et 4 mg.L^{-1} pour la Scarpe. Les teneurs plus fortes en matière organique dans la Scarpe suggèrent que les ETM dissous seront davantage complexés et donc moins biodisponibles, mais aussi peut-être plus concentrés.

Les valeurs des paramètres mesurés dans les trois canaux au cours de 2011 et 2012 ont été comparées aux valeurs seuils des cinq classes de qualité physico-chimique définies par la DCE (MEDE, 2012) (Tableau 24). La Deûle et la Sensée apparaissent toutes les deux en état

moyen au regard de ces paramètres, malgré des différences significatives constatées précédemment. La Scarpe est classée en état médiocre, en raison de ses fortes teneurs générales en nutriments, notamment azotées.

Tableau 24 : état physico-chimique de la Deûle, de la Scarpe et de la Sensée d'après les classes de qualité définies par la DCE, sur la base des calculs des Percentiles 90

Paramètres		Unité	Deûle	Sensée	Scarpe
Matières organiques et oxydables	Oxygène dissous COD	mg.L ⁻¹	6,7	7,1	5,2
			3,2	2,3	4,6
Matières azotées hors nitrates	NH ₄ ⁺	mg.L ⁻¹	0,76	0,15	1,47
	NO ₂ ⁻		0,32	0,14	0,51
Matières phosphorées	PO ₄ ³⁻	mg.L ⁻¹	0,4	0,07	0,72
Particules en suspension	MES	mg.L ⁻¹	25,6	29,9	16,6
	Transparence SECCHI	cm	50	55	35
Nitrates	NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	30,3	34,5	58,9
Température	2 ^{ème} catég piscicole	°C	10,8	10,8	10,9
Acidification	pH max	u.pH	8,16	8,15	8,06
	pH min		7,83	7,78	7,67
Classe de qualité			moyenne	moyenne	médiocre

- **Suivi de l'azote, du phosphore et du carbone à haute fréquence**

Parallèlement aux paramètres physico-chimiques, les éléments nutritifs de la colonne d'eau ont également été mesurés en haute fréquence. Les données de PO₄³⁻, NH₄⁺ et NO₃⁻ sont directement comparables aux données ponctuelles, mais pas le COT, qui a été mesuré ici sur eau brute et non sur eau filtrée (COD).

Une nouvelle fois, les valeurs les plus fortes en orthophosphates et ammonium sont mesurées dans la Scarpe, puis dans la Deûle (Tableau 25). La Sensée présente les teneurs les plus faibles et en limite de détection. Les teneurs les plus fortes en PO₄³⁻ sont obtenues en automne, ce qui semble cohérent avec le ralentissement de la consommation algale et avec la minéralisation de la matière organique. La Scarpe est soumise à de fortes variations saisonnières en NH₄⁺, avec des concentrations plus fortes en automne, tandis que les teneurs semblent plus homogènes dans les deux autres canaux. Les teneurs en nitrates sont

globalement comparables entre canaux (en moyenne 22 mg.L⁻¹), bien que la Deûle semble se démarquer en avril par des concentrations plus fortes (28 mg.L⁻¹ en moyenne).

Si les teneurs en COT semblent relativement stables au cours du temps dans la Deûle et la Scarpe, la Sensée présente une très forte différence entre les deux saisons suivies, avec des concentrations en COT en moyenne 4 fois plus fortes en avril qu'en décembre. Toutefois, les concentrations totales mesurées sur eau brute ne sont pas plus élevées que celles mesurées sur la fraction dissoute, suggérant que la fraction particulaire du carbone organique est négligeable dans la colonne d'eau.

Tableau 25 : concentrations moyennes, minimales, maximales et écarts-types en orthophosphates, ammonium, nitrates et COT, d'après les mesures haute fréquence enregistrées par les stations automatiques

Abréviations : Moy. : moyenne ; Min. : minimum ; Max. : maximum ; éc. : écart-type

			PO ₄ ³⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	COT
			mg.L ⁻¹			
Deûle	27 sept. - 14 nov. 2011	Moy.	0,27	0,19	21,6	3,07
		Min.	0,12	0,04	18,3	2,18
		Max.	0,68	1,08	26,3	5,40
		éc.	0,07	0,13	1,9	0,44
	15 avril - 14 mai 2012	Moy.	0,20	0,36	28,4	3,85
		Min.	0,05	0,16	26,0	1,37
		Max.	0,42	0,89	31,9	6,38
		éc.	0,10	0,12	1,0	0,85
Sensée	20 nov. - 13 déc. 2011	Moy.	0,01	0,10	16,2	1,95
		Min.	0,00	0,04	14,7	1,19
		Max.	0,19	0,26	17,6	3,58
		éc.	0,01	0,03	0,8	0,39
	13 avril -7 mai 2012	Moy.	0,01	0,07	16,6	8,36
		Min.	0,01	< 0,01	15,6	6,25
		Max.	0,14	0,21	17,8	12,3
		éc.	0,01	0,06	0,6	1,01
Scarpe	14 mai - 20 juin 2011	Moy.	0,62	0,13	19,6	6,02
		Min.	0,22	0,03	14,3	1,57
		Max.	3,89	1,07	29,1	16,2
		éc.	0,47	0,15	2,7	2,73
	6 oct. - 14 nov. 2011	Moy.	0,70	0,77	19,6	7,64
		Min.	0,11	0,18	11,3	2,50
		Max.	2,48	2,98	34,5	33,6
		éc.	0,34	0,63	4,5	2,68

1.2.2. Eléments traces métalliques

Les concentrations en ETM ont également été dosées ponctuellement dans les eaux de surface des canaux. Les moyennes établies sur deux ans (Figure 36) font apparaître la Sensée comme le canal le moins pollué pour tous les ETM analysés. La Deûle présente les concentrations les plus fortes en Cd, Cu, Cr, Pb et Zn, tandis que les concentrations en Co et Ni sont les plus fortes dans la Scarpe. Ces données ne respectent pas l'ordre de contamination précédemment établi dans les sédiments, qui définissait des teneurs maximales en Cd, Cr et Cu dans les sédiments de la Scarpe et des teneurs maximales en Pb et Zn dans la Deûle.

Pour autant, les colonnes d'eau de la Deûle et de la Scarpe présentent une moyenne en Zn assez proche : 38 et 31 $\mu\text{g.L}^{-1}$ respectivement, et non significativement différentes au test de Student ($p = 0,026$ au seuil de 5 %). Les concentrations les plus fortes en Pb sont également trouvées dans la Deûle, avec une moyenne sur les trois campagnes de 10,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Les teneurs sont en moyenne de 6 et de 3,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$ dans la Scarpe et la Sensée respectivement, et sont significativement différentes entre les canaux. Ces concentrations mesurées dans la colonne d'eau ne respectent pas les proportions calculées dans les sédiments, la Deûle étant 3,5 et 7,5 fois plus concentrée en Pb et 1,5 fois et 7,5 fois plus concentrée en Zn que la Sensée et la Scarpe respectivement. Par ailleurs, le RAC calculé dans le chapitre précédent mettait en évidence un haut risque de contamination de la colonne d'eau de la Scarpe par Zn, tandis que la Deûle ne présentait qu'un faible risque.

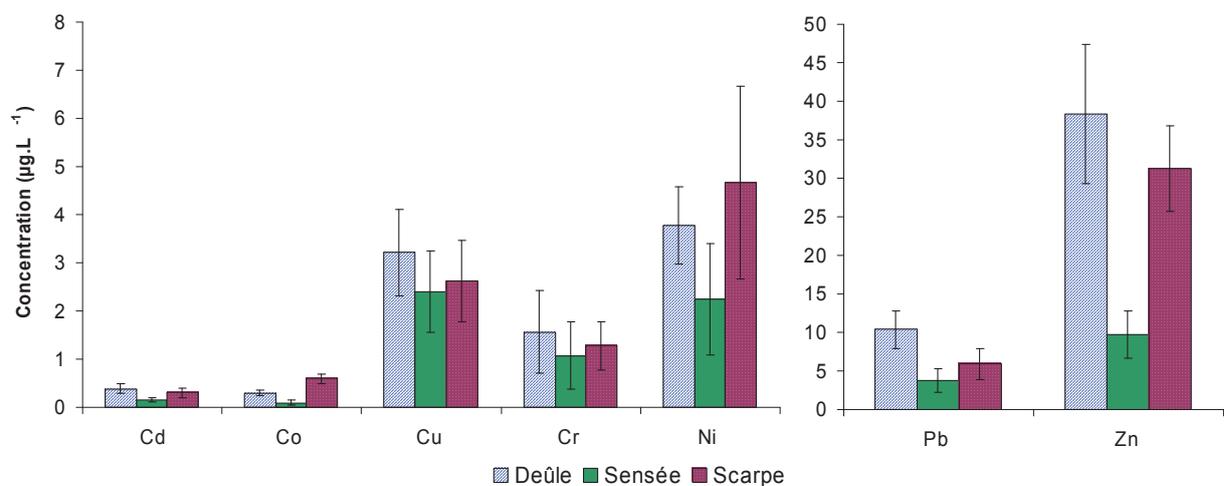


Figure 36 : concentrations moyennes et écarts-types sur 2011 et 2012 des ETM (Cd, Co, Cu, Cr, Ni, Pb et Zn) calculés pour la colonne d'eau des 3 canaux

De la même façon, la Scarpe encourait un risque moyen de contamination de sa colonne d'eau par Cd, mis en évidence par le calcul du RAC (Cf. Chapitre 3). Les concentrations mesurées dans les eaux de surface mettent toutefois en avant une contamination plus forte en Cd de la Deûle que de la Scarpe et de la Sensée. Les données présentées dans ce paragraphe semblent ainsi en contradiction avec ces précédentes conclusions, ce qui montre que les résultats issus de ce genre d'indices sont généralement à utiliser avec précaution. Par ailleurs, il est nécessaire de comprendre comment ces indices ont été établis, pour en connaître les hypothèses de départ, les possibles artéfacts et leurs limites d'application.

Les concentrations en Cu sont au contraire très proches entre les canaux, malgré un enrichissement supérieur des sédiments de la Scarpe par rapport aux deux autres canaux, et des concentrations en COD plus fortes. Les teneurs relativement peu élevées en Cu par rapport aux concentrations mesurées dans les sédiments peuvent s'expliquer par la faible disponibilité constatée précédemment lors des extractions séquentielles dans les particules sédimentaires des canaux.

Globalement, les concentrations moyennes en ETM pour chaque canal sont relativement stables au cours des saisons, et ne présentent pas de variations fortes entre les trois campagnes d'échantillonnages (Figure 37). Néanmoins, les concentrations peuvent varier assez fortement sur quelques jours : les teneurs mesurées ponctuellement 2 fois par semaine peuvent varier de 9 à 55 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en Zn sur la Deûle, de 15 à 57 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en Zn sur la Scarpe, ou encore diminuer brutalement de 13 à 4 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en Pb sur la Sensée.

La pollution en ETM de la colonne d'eau des canaux peut provenir de phénomènes de remobilisation depuis les sédiments. Mais il a également été envisagé qu'elle puisse provenir d'autres sources, comme de rejets industriels ou urbains, en amont des sites de prélèvements. La majorité des points de rejets sur les trois canaux est utilisée pour le drainage des eaux pluviales (données VNF non communiquées). La Sensée semble être le canal le moins impacté par ces rejets, avec uniquement la station de relèvement de la commune d'Estrées, située à quelques centaines de mètres en amont de l'écluse de Gœulzin. Sur la Deûle, des rejets des entreprises métallurgiques (Nyrstar) ainsi qu'un terrain de dépôt de sédiments de curage situé à Aubry sont susceptibles d'apporter des ETM au canal. Dans le cas de la Scarpe, les points de rejets situés en amont du site d'échantillonnage concernent la station d'épuration de Douai, une station de relevage ainsi que des rejets ponctuels situés chez des particuliers ou

Chapitre 4

des professionnels (agriculture, artisanat). Il semble ainsi qu'actuellement, la Deûle soit plus sujette à des rejets d'ordre métallique, tandis que la Scarpe est plutôt soumise à des rejets domestiques riches en azote et en phosphore.

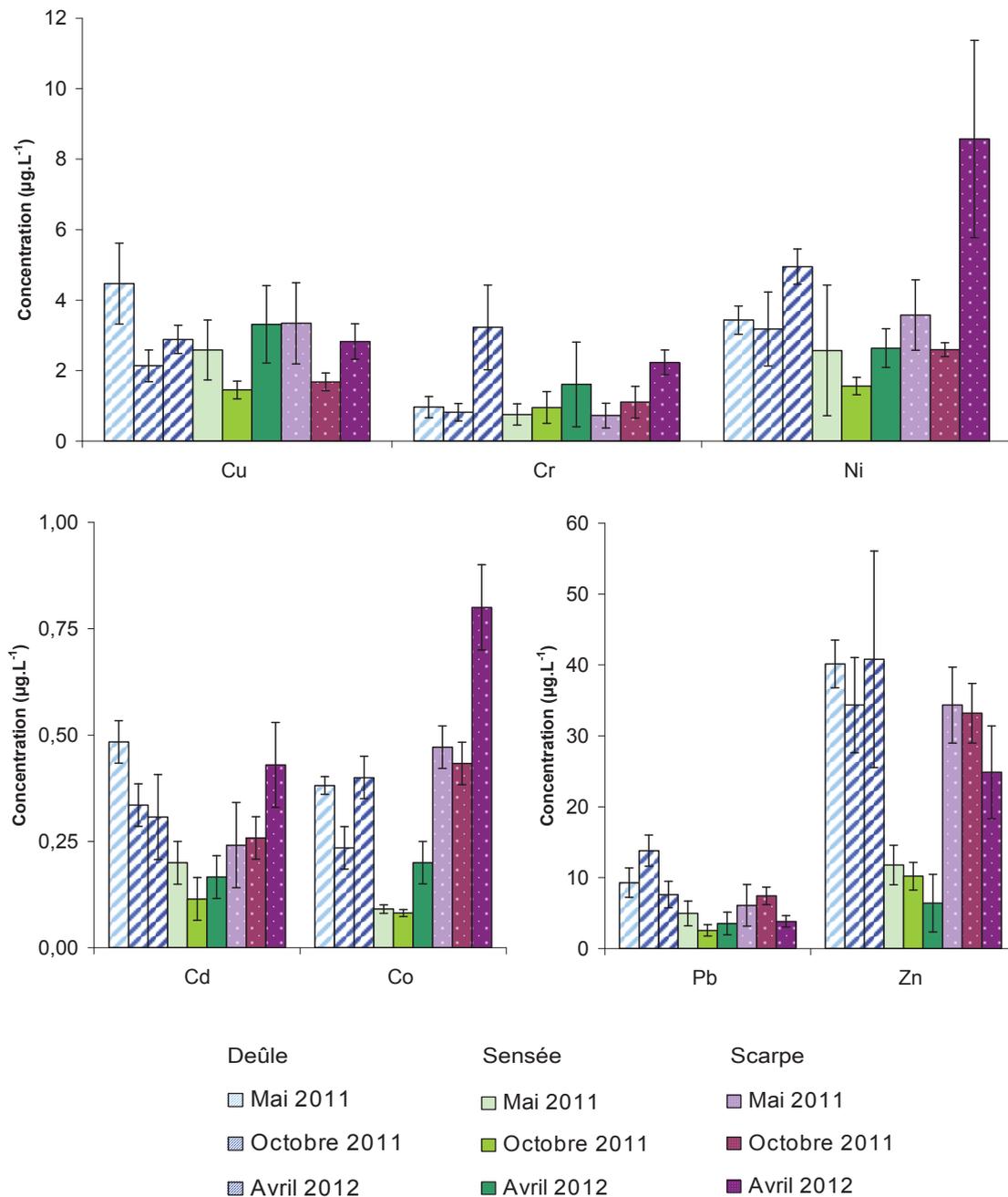


Figure 37 : concentrations moyennes et écarts-types des ETM calculés pour chaque campagne dans la colonne d'eau des 3 canaux

L'indice de toxicité OWCTU appliqué précédemment aux eaux interstitielles a été calculé également pour les eaux de surface, en tenant compte de la dureté de l'eau (Ca, Mg) et des

quatre ETM Cu, Zn, Cd et Pb. Sur toutes les campagnes menées en 2011 et 2012, les valeurs d'OWCTU sont toujours supérieures ou proches de 1 sur la Deûle, indiquant que l'eau présente un risque de toxicité pour les organismes. Pour la Sensée, les valeurs d'OWCTU sont inférieures à 1 sauf à quelques dates ponctuelles réparties au cours des trois campagnes, les 9 et 12 mai, 6 et 9 juin et 7 novembre 2011, ainsi que les 6 et 16 avril 2012. Dans le cas de la Scarpe, les valeurs sont en moyennes inférieures à 1 aux premiers semestres 2011 et 2012, mais systématiquement supérieures à 1 en automne 2011. Le 9 juin 2011, l'OWCTU atteint la valeur maximale de 4,3 sur la Scarpe, soit un risque fort de toxicité de l'eau. Cette toxicité ($OWCTU > 1$) est systématiquement générée par le plomb, en raison de ses concentrations relativement fortes et de sa toxicité intrinsèque. Pour autant, les résultats de l'OWCTU surestiment probablement les risques de toxicité ; en effet, cet indice a été établi dans une eau dépourvue de matière organique et de colloïdes, qui peuvent contenir une fraction importante de polluants sous des formes peu biodisponibles. Dans notre cas par exemple, le déploiement des sondes DGT a montré que la fraction labile de Pb dans les eaux interstitielles de la Sensée et de la Deûle notamment était faible (respectivement 1 et 12 %).

Les états chimique et écologique de la DCE présentent chacun des NQE (Cf. chapitre 1) pour les ETM, auxquelles les données ont donc été comparées. Concernant les substances de l'état chimique (Figure 38 a), Cd, Pb, Hg et Ni, le diagnostic de qualité a été effectué sans Hg qui n'a pas été dosé dans cette étude. Les résultats classent la Sensée en bon état, tandis que la Scarpe et la Deûle sont déclassées en mauvais état au regard de leurs concentrations en Cd, qui excèdent la NQE ($NQE-MA_{Cd} = 0,25 \mu g.L^{-1}$) dans respectivement 50 et 80 % des mesures. La Deûle est également déclassée par ses concentrations en Pb, qui surpassent dans 60 % des dosages la NQE-MA fixée à $7,2 \mu g.L^{-1}$. Les NQE et l'OWCTU sont ainsi en accord sur le risque de toxicité important lié au plomb, tandis que seules les NQE pointent un risque pour le cadmium.

Pour l'état écologique (Figure 38 b), quatre ETM sont considérés : Zn, Cu, Cr et As, dont les bruits de fond, en cours de définition (Chandesris et al., 2013), doivent être ajoutés à la NQE. Afin de situer l'état écologique des masses d'eau étudiées, des bruits de fond provisoires ont été définis sur la base des données historiques (2008-2012) des stations de référence du bassin Artois-Picardie : la Créquoise à Beaurainville (97 500) et les Evoissons à Bergicourt (138 300), dont les données sont disponibles en ligne (www.artois-picardie.eaufrance.fr).

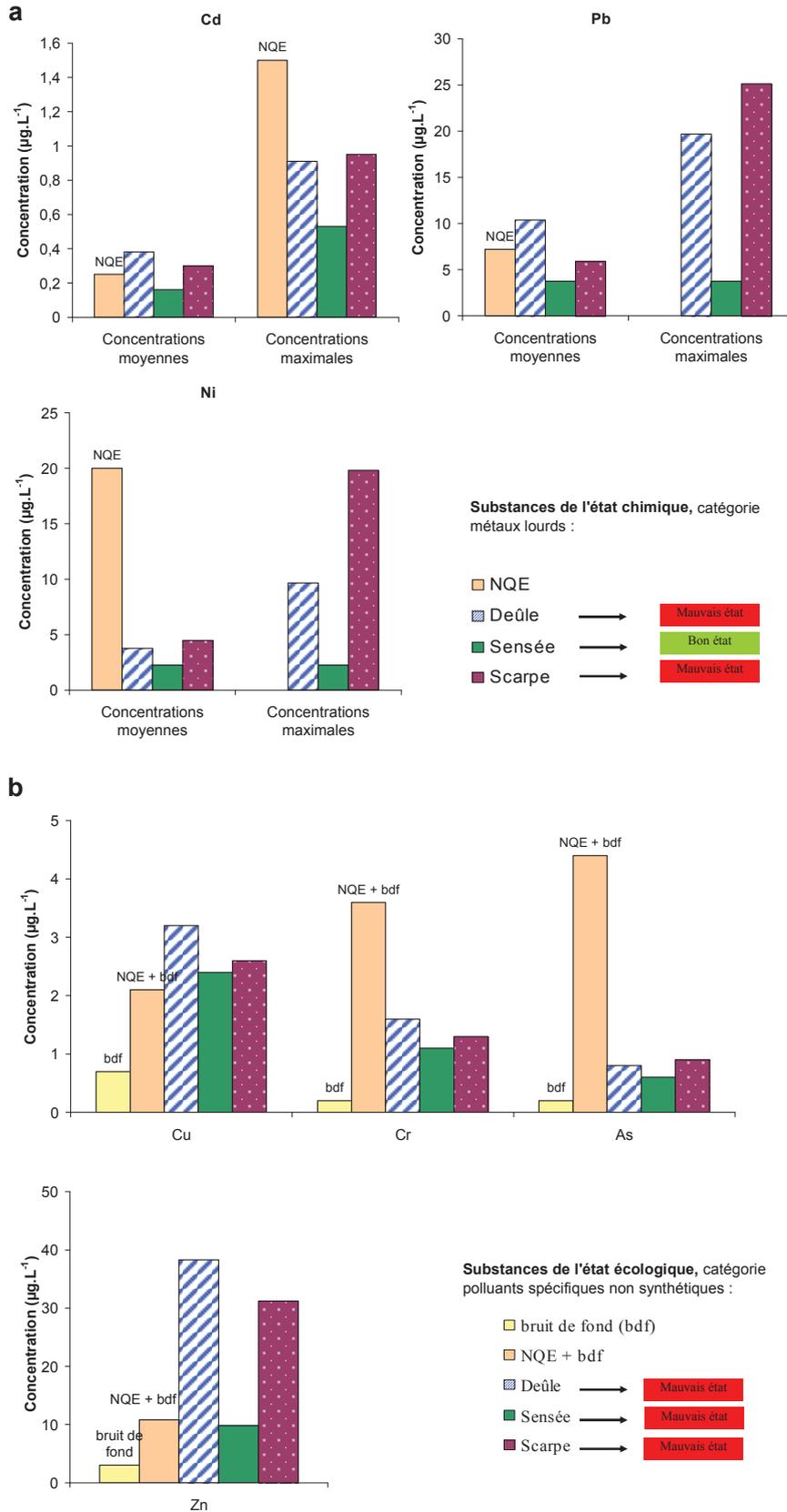


Figure 38 : a - substances de l'état chimique, catégorie métaux lourds ; b - substances de l'état écologique, catégories polluants spécifiques non synthétiques. Calcul effectué sur la base des prélèvements effectués au cours des 3 campagnes, entre 2011 et 2012 sur les 3 canaux.

Avec une NQE-MA pour Zn établie à $10,8 \mu\text{g.L}^{-1}$, les canaux de la Deûle et de la Scarpe sont immédiatement déclassés en mauvaise qualité d'eau pour les substances de l'état écologique (Figure 38 b). Les concentrations en Cu sont également déclassantes pour tous les canaux (NQE-MA = $2,1 \mu\text{g.L}^{-1}$, valeur dépassée dans 30 % des cas pour les trois canaux), bien que les teneurs mesurées ne soient que légèrement supérieures à la NQE. Au contraire, les concentrations en Cr et As (données non présentées) restent relativement faibles pour les trois canaux.

De fortes différences de concentrations en ETM dans les sédiments des canaux ont été établies. Pour autant, les teneurs mesurées dans la colonne d'eau des trois milieux sont beaucoup plus comparables. Les ETM responsables de l'enrichissement métallique des compartiments sédimentaires, Pb, Cd, Zn et Cu, sont également retrouvés en plus fortes concentrations dans les eaux de surface. Les teneurs en Cd notamment sont ainsi responsables du déclassement de l'état chimique en mauvaise qualité dans le cas de la Deûle et de la Scarpe, tandis que les concentrations en Cu entraînent un classement en mauvais état écologique des trois canaux. Cependant, le calcul de l'indice OWCTU prédit quant à lui un risque de toxicité majeur par Pb pour les trois milieux.

1.3. Homogénéité spatiale de la colonne d'eau des trois canaux

Chaque canal a fait l'objet de prélèvements répartis le long d'un profil amont – aval d'un km environ (Cf. Chapitre 2, Figure 2). Les données portant sur les compartiments sédimentaires ont été présentées chapitre 3. Les paramètres chimiques (ions, ETM) mesurés dans les eaux de surface vont être décrits dans ce paragraphe.

La Scarpe a fait l'objet du plus grand nombre de points de prélèvements, répartis sur plus d'un kilomètre de longueur. Les mesures effectuées permettent d'observer une augmentation de l'amont vers l'aval des concentrations en Cl^- , SO_4^{2-} , NH_4^+ , NO_2^- , PO_4^{3-} , et au contraire, une diminution des concentrations en nitrates. Les concentrations en NH_4^+ et PO_4^{3-} sont très fortes, en moyenne $1,3$ et $0,9 \text{ mg.L}^{-1}$ respectivement (RSD = 0,17 et 0,22). Les moyennes de données journalières en nutriments à la sortie de la station d'épuration de Douai (Cf. Chapitre 2, Figure 1) à 2,5 km environ en amont et correspondant à la période d'échantillonnage (juin-août), s'élèvent à $1,79$ et $1,65 \text{ mg.L}^{-1}$ en NH_4^+ et PO_4^{3-} respectivement. Ces concentrations

sont fortes, et probablement en partie responsables des teneurs élevées mesurées en amont de Râches (Tableau 26).

Les éléments Cl, Na (et dans un moindre mesure Si) sont dits conservatifs, et leurs concentrations sont globalement stables dans l'espace et le temps. Or, sur le profil en longueur effectué sur la Scarpe, leurs teneurs augmentent de l'amont vers l'aval, suggérant que leurs apports, ainsi que ceux en ammonium et phosphates, sont d'origine anthropique. Ces concentrations sont probablement dues à des rejets urbains et agricoles, situés de part et d'autre de la Scarpe.

Les concentrations en ETM dissous (Tableau 27) sont particulièrement fortes pour Zn ($24 \mu\text{g.L}^{-1}$), Ni, Pb, Cu, Cr et Co. Les teneurs en Cd restent faibles ($0,14 \mu\text{g.L}^{-1}$) malgré une forte contamination des sédiments.

Tableau 26 : concentrations mesurées à la sortie de la station d'épuration de Douai (STEP sortie) à 2,5 km en amont de Râches, et concentrations mesurées au laboratoire en amont (-50 m) et en aval (+ 1100 m) du pont à Râches.

* absence de données

mg.L^{-1}	SO_4^{2-}	NO_3^-	NO_2^-	NH_4^+	PO_4^{3-}	Na	Cl	Si
STEP sortie	*	12,7	0,14	1,79	1,65	*	*	*
Râches amont	41	15,5	0,48	1,07	0,57	41	69,7	2,62
Râches aval	49,3	11,3	0,61	1,57	1,22	56,2	87,8	3,37

La Sensée présente quant à elle des concentrations stables en nutriments le long du profil longitudinal, excepté pour l'ammonium, qui varie du simple au double entre l'amont et l'aval (24 à $51 \mu\text{g.L}^{-1}$). Les concentrations en éléments majeurs et traces sont également homogènes (Tableau 27), sauf au point « 200 m en amont », qui présente des teneurs en Cd, Pb, Al et Zn plus élevées. Le relevé hydrographique (Cf. Figure 2) indique que ce point se trouve proche de la station de relèvement de la commune d'Estrées, dont le ruisseau d'acheminement des eaux traverse les champs. Il est ainsi possible que ces teneurs plus fortes soient issues d'additifs agricoles (engrais, amendements), qui sont ensuite dilués dans la masse d'eau. Les concentrations mesurées en Cd dans la Sensée ($0,47 \mu\text{g.L}^{-1}$) semblent particulièrement élevées, et supérieures aux concentrations en Cd relevées dans les deux autres canaux. Au vu des concentrations obtenues en Cd la veille et le lendemain de ce prélèvement ($0,11$ et $0,15 \mu\text{g.L}^{-1}$) et de la moyenne en Cd portant sur les dix campagnes menées en avril 2012 ($0,17$

$\mu\text{g.L}^{-1}$, écart-type = 0,14 $\mu\text{g.L}^{-1}$), il est possible que ces valeurs élevées proviennent soit d'une pollution accidentelle des échantillons, soit d'un enrichissement ponctuel du canal en Cd.

Tableau 27 : moyennes et variance des concentrations en nutriments, éléments majeurs et ETM dans les eaux de surface des zones étudiées sur les 3 canaux (Scarpe en 2011, Deûle et Sensée en 2012).

Paramètre	Unité	Deûle		Sensée		Scarpe	
		Moy.	éc.	Moy.	éc.	Moy.	éc.
Cl ⁻	mg.L ⁻¹	51	0,7	46	1,6	72	6,7
SO ₄ ²⁻		62	5,3	36	1,3	44	3,0
NO ₃ ⁻		28,9	1,4	18,7	2,1	14,3	1,6
NH ₄ ⁺	μg.L ⁻¹	700	100	40	10	1320	230
NO ₂ ⁻		310	12	95	0,9	522	51
PO ₄ ³⁻		200	26	29	5,7	930	200
Alcalinité	mmol.L ⁻¹	4,1	16,2	2,3	9,0	3,5	0,4
Ca	mg.L ⁻¹	125,1	2,5	101,4	0,9	97,6	0,9
K		5,1	0,1	3,8	0,04	6,8	0,7
Mg		8,4	0,3	9,6	0,1	7,5	0,3
Na		29,2	0,7	18,9	0,1	43,1	5,5
Si		2,2	0,1	1,0	0,02	2,7	0,3
Cd	μg.L ⁻¹	0,4	0,1	0,5	0,3	0,1	0,02
Co		1,1	0,05	0,8	0,1	1,3	0,1
Cu		2,6	0,1	2,0	0,5	2,6	0,5
Cr		1,6	0,1	1,8	0,5	1,7	0,1
Fe		21,1	2,3	33,7	4,1	68,4	6,7
Mn		34,3	3,7	4,1	1,4	27,1	4,7
Ni		7,4	0,3	5,4	0,6	6,5	0,2
Pb		13,9	5,7	3,7	2,1	3,2	0,3
Zn		26,2	2,4	8,2	8,4	23,8	1,6

Les concentrations en ETM et en nutriments dans la colonne d'eau de la Deûle sont homogènes le long des 3 km, avec une légère diminution de l'alcalinité de l'amont vers l'aval (4,9 à 3,5 mmol.L⁻¹). Les fortes concentrations en ETM qui apparaissaient dans les sédiments du point situé à 500 m en aval n'entraînent pas d'augmentation de la concentration de ces éléments au même point dans la colonne d'eau, mais des valeurs fortes en Cd, Pb et Zn sont observées sur tout le profil (Tableau 27). On note également que les teneurs en NO₃⁻ (moyenne 29 mg.L⁻¹) sont en moyenne 2 fois plus fortes que pour les autres canaux.

Sauf exception (alcalinité ou point de prélèvement situé sur le passage d'un ruisseau), les canaux navigués présentent une bonne homogénéité des substances dissoutes, sur 1 ou 3 km selon le cas. La Scarpe, non naviguée, présente des gradients de concentration assez importants, notamment en ions ammonium et en phosphates. Cet enrichissement progressif de la colonne d'eau peut être dû à la transformation des zones rivulaires en champs et à la proximité d'une zone urbaine et d'une STEP, ainsi qu'à l'absence de navigation qui ne permet pas une certaine homogénéisation de la colonne d'eau. Le faible écoulement peut par ailleurs entraîner l'accumulation progressive du phosphore dans les sédiments, bien que ceci soit difficilement quantifiable au vu des fortes concentrations en phosphore total déjà présentes dans ce compartiment.

2. Phytoplancton

2.1. Evolution ponctuelle du phytoplancton (Chl *a*)

Le suivi du développement algal au cours des trois campagnes a été effectué par le biais de dosages ponctuels de la Chl *a* et des phéopigments sur les trois canaux. Les analyses ont été effectuées en moyenne deux fois par semaine, ce qui permet d'obtenir une vision assez fine de l'évolution du phytoplancton. La succession phytoplanctonique a par ailleurs été étudiée par le biais d'analyses taxonomiques ponctuelles. Le développement algal est généralement dominé par les diatomées dès le mois de mars, et suivi d'une période d'eau claire avant l'apparition de peuplements dominés par les algues vertes à la fin du printemps ou au début de l'été. La saison estivale est souvent marquée par des développements de cyanophycées, remplacées à l'automne par le retour des diatomées (Sabater et al., 2008; Tornés et al., 2013).

Les concentrations en Chl *a* sur les trois canaux (Figure 39) sont globalement assez homogènes en avril-mai 2011, avec une moyenne globale de 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$. En octobre 2011, les concentrations sont nettement inférieures, la production algale observant un déclin en début de suivi sur les trois canaux, correspondant probablement à la fin de la croissance végétale. Les teneurs chutent à 5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ pour les canaux de la Scarpe et de la Deûle, tandis que les concentrations sur la Sensée restent également faibles, mais globalement 2 fois plus fortes. Le

rapport Chl *a*/phéop sur les trois canaux est inférieur à 1 à cette période de l'année, ce qui confirme que la dégradation est plus importante que la production microalgale.

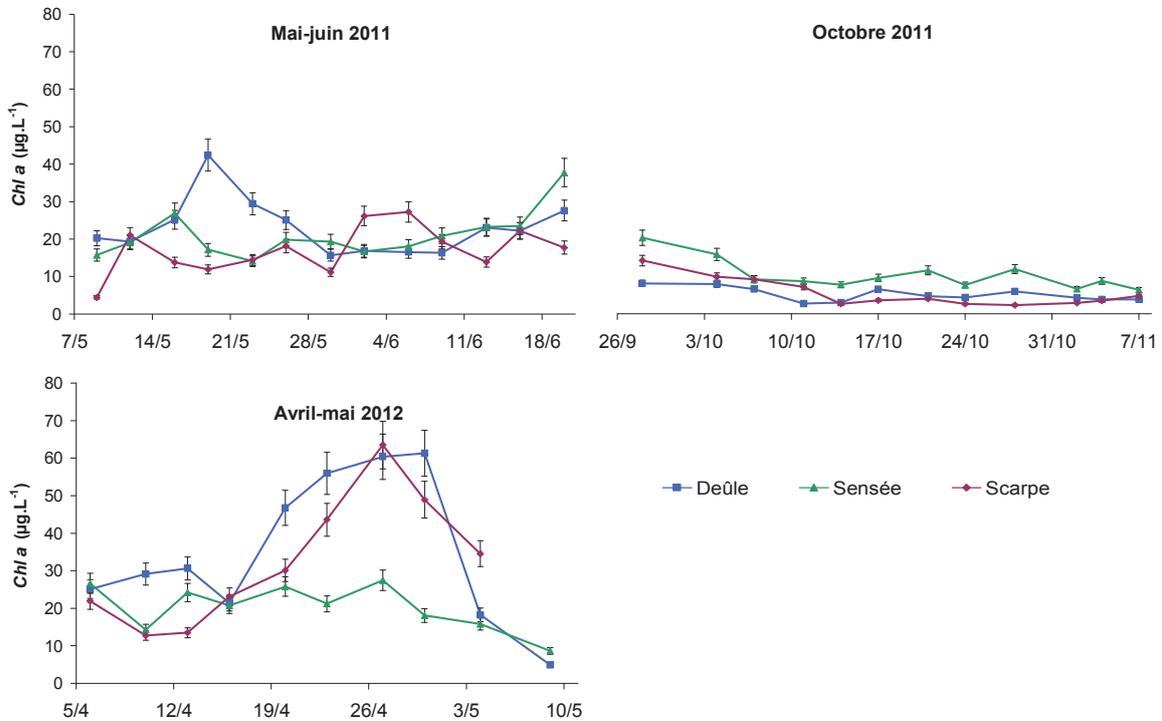


Figure 39 : évolution des concentrations en Chl *a* sur les 3 canaux en 2011 et 2012

Entre le 6 avril et le 9 mai 2012, les concentrations en Chl *a* dans le canal de la Sensée restent assez stables, en moyenne 20 µg.L⁻¹ (RSD = 0,3). Au contraire, le phytoplancton des canaux de la Deûle et de la Scarpe connaît une période de stagnation des concentrations durant une dizaine de jours (du 6 au 16 avril), suivie d'une période de fort développement. Les concentrations triplent pour atteindre 60 µg.L⁻¹ le 27 avril, avec un rapport Chl *a*/phéop supérieur à 4. Les teneurs en Chl *a* chutent ensuite brusquement après cette date, signant la fin de ce bref développement algal.

Les données pigmentaires en Chl *a* obtenues en moyenne 2 fois par semaine permettent d'avoir une vision assez précise de la dynamique du phytoplancton, et de constater que la biomasse semble globalement assez homogène entre les canaux en 2011, mais pas en 2012 où la Sensée se démarque par une absence de développement du phytoplancton.

2.2. Analyses taxonomiques du phytoplancton des canaux

En 2011, des prélèvements ponctuels destinés aux analyses taxonomiques ont été effectués en milieu d'année : les 16 mai, 20 juin, 30 août et 28 septembre. En 2012, les échantillonnages ont été plus rapprochés et ont eu lieu durant la dernière campagne de prélèvements, les 20 et 27 avril, et les 4 et 14 mai (Tableau 28).

Globalement, les données sont toujours en adéquation avec les observations effectuées par Autréaux-Noppe (2000) et portant sur des analyses effectuées en 1997 et 1998 : les taxons dominants dans le bassin Artois-Picardie restent *Stephanodiscus* pour les diatomées et *Scenedesmus* pour les algues vertes. Il ne semble donc pas que d'importantes modifications de la composition taxonomique aient eu lieu depuis une quinzaine d'années.

En 2011, l'algue verte *Scenedesmus sp* domine le peuplement sur tous les canaux aux périodes échantillonnées, de mai à septembre. La composition taxonomique du phytoplancton est très proche entre les trois canaux, mais leur densité cellulaire est variable. Ainsi, le canal de la Scarpe présente les densités les plus faibles, mais avec la plus forte amplitude de variation (4 527 à 18 914 cell.mL⁻¹). Au contraire, la Sensée présente les densités les plus élevées et les plus constantes (en moyenne 25 000 ± 2000 cell.mL⁻¹).

En 2012, les prélèvements sont effectués plus tôt que l'année précédente, et montrent des peuplements algaux dominés par des diatomées sur la Scarpe et sur la Deûle, notamment par l'espèce *Stephanodiscus hantzschii*, présente dès le 20 avril et responsable du pic de Chlorophylle *a* observé le 27 avril. Au contraire, la Sensée présente une dominance d'algues vertes tout au long de la période étudiée, et se distingue des autres canaux en ne montrant pas de pic de développement important en avril. Le peuplement est de nouveau dominé par le genre *Scenedesmus sp*, déjà observé en 2011, et dont la proportion augmente entre le 20 avril et le 4 mai pour atteindre 78 % du peuplement algal.

Tableau 28 : principales caractéristiques du phytoplancton dans les canaux en 2011 et en 2012, d'après Nouchet, 2011 et Nouchet, 2012.

Abréviations : DC : Densité cellulaire (cellules.mL⁻¹), DT : Diversité Taxonomique, ED : Espèce Dominante et % d'abondance.

		Deûle	Sensée	Scarpe
2011	16 mai	DC : 9005 DT : 28 ED : <i>Scenedesmus ssp</i> (50%)	DC : 24 710 DT : 26 ED : <i>Scenedesmus ssp</i> (67%)	DC : 8350 DT : 33 ED : <i>Scenedesmus ssp</i> (58%)
	20 juin	DC : 15 653 DT : 31 ED : <i>Scenedesmus ssp</i> (59%)	DC : 28 274 DT : 39 ED : <i>Scenedesmus ssp</i> (60%)	DC : 13 926 DT : 34 ED : <i>Scenedesmus ssp</i> (59%)
	30 août	DC : 9019 DT : 39 ED : <i>Scenedesmus ssp</i> (56%)	DC : 24 516 DT : 47 ED : <i>Scenedesmus ssp</i> (43%)	DC : 18 914 DT : 48 ED : <i>Scenedesmus ssp</i> (52%)
	28 septembre	DC : 7472 DT : 38 ED : <i>Scenedesmus ssp</i> (43%)	DC : 23 310 DT : 43 ED : <i>Scenedesmus ssp</i> (63%)	DC : 4527 DT : 45 ED : <i>Scenedesmus ssp</i> (43%)
2012	20 avril	DC : 14 070 DT : 29 ED : <i>Stephanodiscus hantzschii</i> (45%)	DC : 12 026 DT : 37 ED : <i>Scenedesmus</i> (26%)	DC : 12 090 DT : 35 ED : <i>Stephanodiscus hantzschii</i> (33%)
	27 avril	DC : 18 951 DT : 26 ED : <i>Stephanodiscus hantzschii</i> (40%)	DC : 10 114 DT : 37 ED : <i>Scenedesmus</i> (38%)	DC : 17 175 DT : 32 ED : <i>Stephanodiscus hantzschii</i> (24%)
	4 mai	DC : 6508 DT : 31 ED : <i>Stephanodiscus hantzschii</i> (34%)	DC : 7107 DT : 43 ED : <i>Scenedesmus</i> (78%)	DC : 8532 DT : 38 ED : <i>Stephanodiscus hantzschii</i> (18%)
	14 mai	DC : 3354 DT : 39 ED : <i>Scenedesmus</i> (56%)	DC : 7947 DT : 38 ED : <i>Scenedesmus</i> (69%)	DC : 11 310 DT : 29 ED : <i>Cyclotella</i> (35%)

Dans les canaux de la Deûle et de la Scarpe, les densités cellulaires sont assez proches du 20 au 27 avril, et maximales le 27 avril (en moyenne 18 000 cell.mL⁻¹), avant de décroître début mai. Les densités sont minimales et relativement comparables sur les trois canaux simultanément le 4 mai, en moyenne 7000 cell.mL⁻¹. Alors qu'elles se stabilisent sur la Sensée et la Scarpe le 14 mai, la diminution de densité se poursuit sur la Deûle, signant la fin du bloom printanier de diatomées. Mi-mai, les taxons dominants sur les canaux navigués sont

des algues vertes (*Scenedesmus sp*), tandis qu'une nouvelle espèce de diatomée domine sur la Scarpe (*Cyclotella sp*).

La Deûle montre donc un schéma habituel de succession végétale, représenté par un bloom de diatomées en avril, suivi d'une période d'eau claire puis de l'apparition des algues vertes. La Sensée ne présente pas de bloom de diatomées en 2012 tandis qu'au contraire, les teneurs en diatomées restent fortes dans la Scarpe, et ne sont pas suivies par l'apparition des algues vertes.

Le nombre de taxons est du même ordre de grandeur pour les trois canaux et évolue de la même façon au cours du temps. La diversité augmente entre avril et mai (données 2012), et de mai à août où elle est maximale, avant de diminuer en septembre (2011). La Sensée présente systématiquement la plus forte diversité taxonomique, avec une moyenne de 39 taxons sur les deux ans, suivie de la Scarpe (37 taxons), puis de la Deûle (33 taxons).

Globalement, la succession algale qui s'opère sur les trois canaux est relativement similaire, et semble être liée aux variations saisonnières. La diversité taxonomique de la Deûle est systématiquement plus faible que dans les deux autres canaux. La Sensée présentant le nombre maximal de taxons, et la meilleure qualité d'eau, il ne semble donc pas que la navigation soit à l'origine de cette différence. La contamination métallique de la colonne d'eau de la Deûle étant toutefois plus forte que celle de la Scarpe, on peut suggérer que la plus faible diversité taxonomique pourrait être due à cette contamination.

Les données taxonomiques ont été regroupées en quatre classes : Chlorophytes (algues vertes), Diatomées (algues brunes), Cyanobactéries et Cryptophytes. Les algues brunes hors diatomées, ainsi que les Pyrrophytes hors Cryptophytes, les Euglènes et les taxons non identifiés ont été regroupés sous l'appellation « autres ». Ces quatre classes algales correspondent ainsi aux classes d'algues identifiées par les fluorimètres utilisés, AOA et fluoroprobe, et permettront de comparer les mesures réalisées par des méthodologies différentes.

La Deûle et la Sensée présentent globalement une même répartition des quatre classes d'algues au cours du temps (Figure 40), avec une majorité d'algues vertes (40-90 %). La Scarpe se distingue par l'absence de représentativité de la classe des diatomées le 16 mai 2011, et au contraire, une sur-représentativité de cette même classe le 28 septembre par rapport aux deux autres canaux. En 2012, ces données confirment la forte dominance des algues vertes dans la Sensée. Les proportions en diatomées restent fortes et relativement stables dans la Scarpe (50 % du peuplement), tandis qu'elles diminuent au cours du temps dans la Deûle, pour aboutir le 14 mai à une composition assez identique dans les deux canaux navigués.

Le rapport d'analyses taxonomiques (Nouchet, 2012) fait état de cellules diatomiques molles observées en 2012 dans le canal de la Sensée, et suggère un manque de silice, qui aurait pu nuire au développement des algues brunes. Les concentrations en Si mesurées sont en effet plus faibles dans la Sensée ($0,7 \text{ mg.L}^{-1}$) que dans la Scarpe et la Deûle (3 et 2 mg.L^{-1} respectivement) en avril 2012, et à concentrations en Chl *a* sensiblement égales en début de période d'échantillonnage. Ces plus faibles teneurs sont également observées au cours des deux autres campagnes d'échantillonnage : dans l'eau de surface des trois canaux, les concentrations en Si diminuent en début d'année, en raison du prélèvement par les diatomées. En automne, le ralentissement du développement phytoplanctonique permet la régénération des stocks. Toutefois, un écart-type relatif plus important est observé pour les canaux navigués (RSD = 55 % pour la Deûle et la Sensée et 20 % pour la Scarpe). Les concentrations en Si peuvent ainsi atteindre des valeurs inférieures à $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ en mai 2011, notamment lorsque les teneurs en Chl *a* sont maximales, tandis que les teneurs en Si mesurées dans la Scarpe restent relativement stables, avec un minimum à $2,1 \text{ mg.L}^{-1}$ en mai 2011 également.

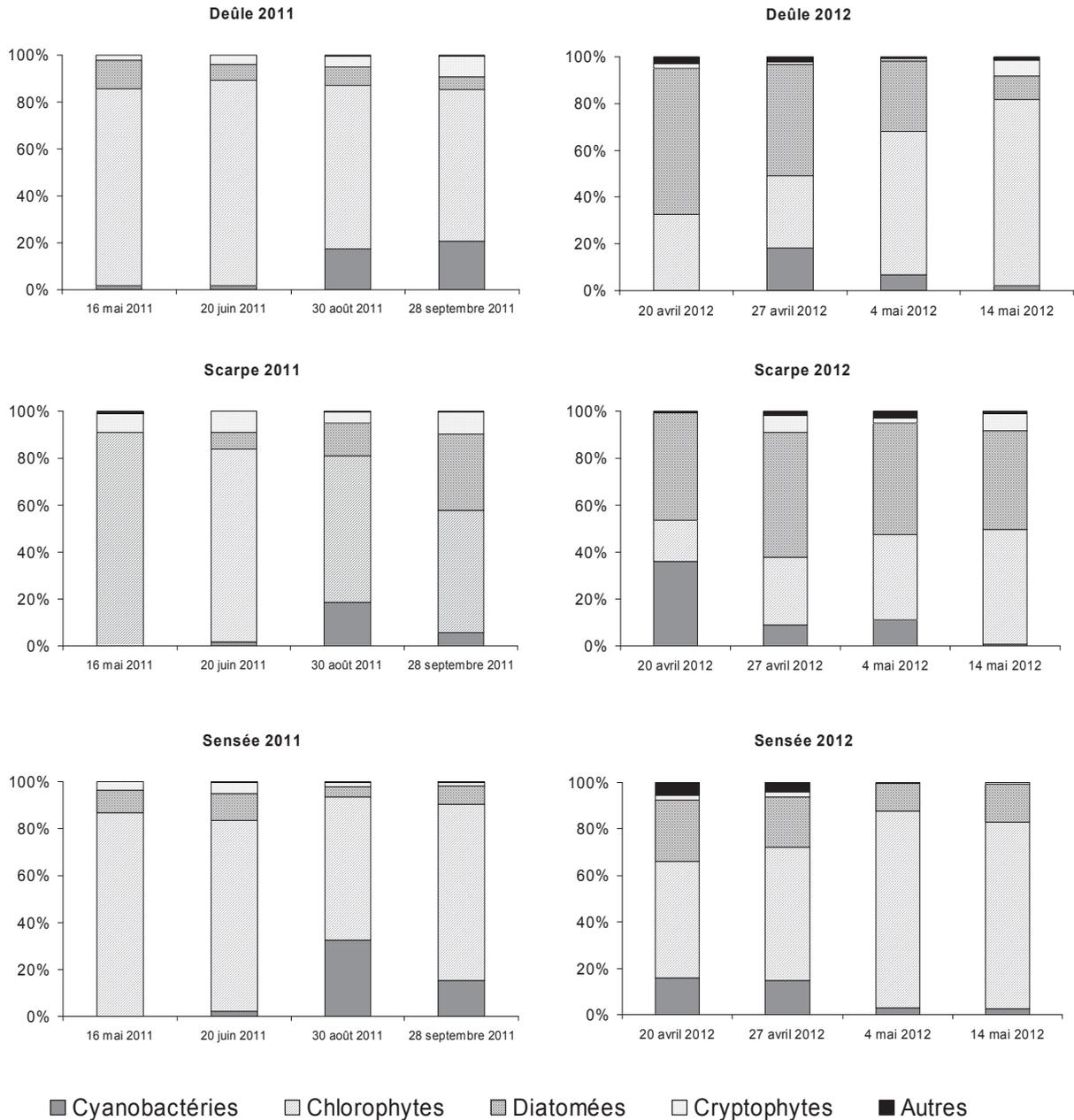


Figure 40 : représentation graphique des 5 classes d'algues sur les 3 canaux en 2011 et 2012, d'après Nouchet, 2011 et Nouchet, 2012

La représentation sous la forme de quatre classes principales d'algues met en avant une distinction entre les canaux concernant les diatomées. En l'état actuel, les données ne permettent pas de savoir si, (i) les diatomées sont maintenues dans la Scarpe en raison d'apports en Si, ou (ii) si la réduction des diatomées dans la Deûle et la Sensée est liée (a) à l'augmentation de température saisonnière, (b) aux concentrations limitantes en Si ou encore (c) à la navigation qui pénaliserait le développement des diatomées. Une combinaison de plusieurs de ces critères peut également être envisagée.

La proportion de cyanobactéries dans les peuplements phytoplanctoniques des trois canaux varie entre 0 et 36 %, proportion maximale relevée dans la Scarpe le 20 avril 2012. En 2011, 7 genres sont observés dans les trois canaux, contre 8 genres et quelques taxons non identifiés en 2012 (Tableau 29). Aucun des genres présents n'est de type hétérocysté, mais ces cyanobactéries sont souvent représentatives de milieux lenticques, méso à eutrophes, telles qu'*Aphanocapsa sp*, ou *Chroococcus sp* (Leitao and Couté, 2005). En 2011, la proportion des cyanobactéries dans le peuplement suit une évolution assez identique sur les trois canaux. Les proportions sont très faibles en mai et juin (0-2 %), puis elles sont maximales fin août (entre 17 et 32 % du peuplement, maximum obtenu dans la Sensée). Fin septembre, les proportions sont divisées par deux par rapport à celles du mois d'août pour la Scarpe et la Sensée, mais elles persistent à 20 % dans la Deûle.

En 2012, les prélèvements plus proches dans le temps (4 fois sur un mois) permettent d'avoir une vision plus fine. Mi-avril, les cyanobactéries sont déjà présentes dans la Sensée et la Scarpe, mais absentes dans la Deûle. Les peuplements sont alors composés d'espèces de cyanobactéries non identifiées dans ces deux canaux, et dominés par *Pseudanabaena* dans la Sensée et *Leptolyngbya* dans la Scarpe. Il s'agit par ailleurs de la seule apparition de ce taxon sur les 8 prélèvements effectués. Les cyanobactéries sont ensuite majoritairement présentes fin avril dans les trois canaux, puis leurs concentrations diminuent pour atteindre des proportions inférieures à 5 % mi-mai.

Plus spécifiquement, on constate que les densités ne sont pas égales pour toutes les espèces selon les canaux. Ainsi, *Planktothrix agardhii*, espèce favorisée par les milieux riches trophiquement et supportant bien la turbulence (Leitao and Couté, 2005), est majoritairement présente dans la Scarpe (densités supérieures à $1300 \text{ cell.mL}^{-1}$), mais peu abondante dans les milieux navigués. Inversement, de plus fortes densités en *Microcystis* (espèce de milieux calmes) ou en *Pseudanabaena* (espèces typiquement planctoniques) sont observées dans la Deûle et la Sensée.

Tableau 29 : tableau comparatif des cyanobactéries présentes dans les 8 prélèvements effectués sur les canaux en 2011 et 2012 : espèces, % de représentativité par rapport au peuplement algal et nombre de taxons identifiés

2011	Deûle				Sensée				Scarpe			
	16/5	20/6	30/8	28/9	16/5	20/6	30/8	28/9	16/5	20/6	30/8	28/9
<i>Aphanocapsa sp</i>			648	1 502		495	4 417	2 154		257	779	
<i>Chroococcus sp</i>		260	33	55		99						
<i>Merismopedia sp</i>											909	
<i>Microcystis sp</i>			809				1 473	539				319
<i>Planktothrix agardhii</i>							737	898			1 298	
<i>Pseudanabaena sp</i>	146		81				884				779	
<i>Woronichinia naegeliana</i>							442					
Cyanobactéries cell.mL⁻¹	146	260	1 571	1 557	0	594	7 953	3 591	0	257	3 765	319
Phytoplancton cell.mL⁻¹	9005	15653	9019	7472	24710	28274	24516	23310	8350	13926	18914	4527
% Cyano./Phyto.	2	2	17	21	0	2	32	15	0	2	20	7
Nombre de taxons	1	1	4	2	0	2	5	3	0	1	4	1

2012	Deûle				Sensée				Scarpe			
	20/4	27/4	4/5	14/5	20/4	27/4	4/5	14/5	20/4	27/4	4/5	14/5
<i>Aphanocapsa sp</i>					309	239						
<i>Chroococcus sp</i>							8					
<i>Leptolyngbya</i>									2 352			
<i>Merismopedia sp</i>				9		96	31					
<i>Microcystis wesenbergii</i>								100				
<i>Microcystis sp</i>							97					
<i>Nostocales indéterminées</i>								100				
<i>Planktothrix agardhii</i>			371	61					840	1 560	669	
<i>Pseudanabaena sp</i>		3 432	75		1 234	953	58		840		268	
<i>Indéterminées</i>					370	191	16		336			71
Cyanobactéries cell.mL⁻¹	0	3 432	446	70	1 604	1 240	202	200	4 368	1 560	937	71
Phytoplancton cell.mL⁻¹	14071	18951	6508	3354	12026	10114	7107	7947	12090	17175	8532	11310
% Cyano./Phyto.	0	18	7	2	13	12	3	3	36	9	11	1
Nombre de taxons	0	1	2	2	3	4	5	2	4	1	2	1

Les proportions et le nombre de taxons de cyanobactéries sont globalement homogènes entre les trois canaux. Quelques différences de densité cellulaire pour certaines espèces sont toutefois observées, comme l'apparition ponctuelle de *Leptolyngbya* dans la Scarpe le 20 mai 2012 ou une plus forte densité en *P. agardhii*, mais ne permettant pas de conclure quant à un effet dû à la navigation.

Ainsi, le phytoplancton des trois canaux apparaît finalement assez homogène, en terme de biomasse, avec des concentrations en pigments et en densité cellulaires relativement proches entre canaux. A l'échelle de l'année, en 2011, peu de différences de proportions des classes algales entre les milieux apparaissent. En 2012, les analyses plus rapprochées dans le temps permettent de mettre en évidence une différence de proportion des classes d'algues entre canaux, mais les deux cours d'eau navigués semblent toutefois converger

vers un même peuplement en mai. Globalement, il semble que les diatomées soient plus persistantes dans la Scarpe non naviguée, tandis que les canaux navigués sont plutôt représentés par des algues vertes. Ceci est probablement en lien avec la disponibilité en silice, mais un effet navigation sur les diatomées ne peut être exclu.

2.3. Séries temporelles à haute fréquence (AOA)

L'Algae Online Analyser (AOA) a été déployé à quatre reprises sur les canaux en 2011 et 2012 (Tableau 30), mesurant à haute fréquence (1 mesure toutes les 10 min) les concentrations en Chlorophylle *a*, en cyanobactéries, diatomées, algues vertes et cryptophytes.

Tableau 30 : dates des campagnes de mesures haute fréquence de la Chlorophylle *a* par l'AOA sur les 3 canaux

Dates du suivi AOA	Canal
12 mai-26 juin 2011	Scarpe
27 septembre-13 novembre 2011	Deûle
18 novembre-18 décembre 2011	Sensée
13 avril-21 mai 2012	Sensée

Le premier suivi effectué de mai à juin 2011 sur la Scarpe (Tableau 31) met en évidence un peuplement phytoplanctonique très majoritairement représenté par les algues vertes. Les diatomées et les autres classes d'algues sont peu présentes, ce qui est cohérent avec les analyses taxonomiques précédemment exploitées du 16 mai et du 20 juin. Les concentrations montrent une forte alternance jour/nuit, mais elles sont relativement stables (en moyenne 26 $\mu\text{g.L}^{-1}$) au cours de la période suivie (Figure 41). Un pic ponctuel dû au développement rapide des algues vertes sur 4 jours est observé au début du mois de juin. Les concentrations atteignent 70 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de Chl *a*, puis diminuent pour regagner les teneurs moyennes observées en début de suivi.

L'évolution du phytoplancton sur la Deûle entre septembre et novembre met également en avant une forte représentativité des algues vertes, les autres groupes algaux étant très peu

présents ($< 2 \mu\text{g.L}^{-1}$ en moyenne). Les concentrations moyennes en Chl *a* sont assez faibles, environ $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ mais cohérentes avec une réduction du développement liée à la saison, les teneurs diminuant par ailleurs régulièrement au cours du suivi. Deux périodes de déclin brutal des concentrations sont observées : une première diminution entre le 10 et le 12 octobre fait suite à une série d'épisodes pluvieux rapprochés dans le temps, tandis que la seconde entre le 23 et le 24 octobre ne semble pas liée à des phénomènes météorologiques.

Tableau 31 : concentrations moyennes, minimales, maximales et écarts-types calculés au cours des suivis du phytoplancton avec l'AOA sur les canaux

Abréviations : Moy. : moyenne ; Min. : minimum ; Max. : Maximum ; éc. : écart-type

		Algues vertes Diatomées Cyanobactéries Cryptophycées Chl <i>a</i> totale					
		$\mu\text{g.L}^{-1}$					
Deûle	1^{er} octobre - 13 novembre 2011	Moy.	8,2	1,2	1,3	0,6	11,3
		Min.	3,4	0,4	0,4	0,0	5,0
		Max.	23,0	4,0	4,2	4,5	27,1
		éc.	2,2	0,4	0,4	0,5	3,0
Sensée	20 novembre - 19 décembre 2011	Moy.	16,5	4,6	1,5	0,8	23,4
		Min.	8,7	1,1	0,5	0,0	12,2
		Max.	28,3	14,5	3,3	1,9	41,4
		éc.	3,0	2,7	0,4	0,3	5,0
	13 avril - 21 mai 2012	Moy.	20,9	10,9	1,3	1,2	34,3
		Min.	8,7	4,1	0,1	0,0	15,8
		Max.	45,0	23,0	5,9	3,0	67,6
		éc.	6,8	4,3	0,5	0,4	11,3
Scarpe	14 mai - 27 juin 2011	Moy.	19,5	4,4	0,5	1,8	26,2
		Min.	10,0	1,5	0,0	0,0	13,8
		Max.	59,3	12,4	2,0	7,3	66,3
		éc.	4,9	1,7	0,4	0,8	6,3

Le suivi effectué entre novembre et décembre sur la Sensée a enregistré des concentrations moyennes en Chl *a* (moyenne de $25 \mu\text{g.L}^{-1}$) plus fortes que celles décrites précédemment dans la Deûle, bien que la saison soit plus avancée. Les algues vertes dominent le peuplement jusque début décembre, où l'on observe alors une augmentation des teneurs en diatomées. Mi-décembre, ces deux classes d'algues atteignent des proportions similaires sur la Sensée.

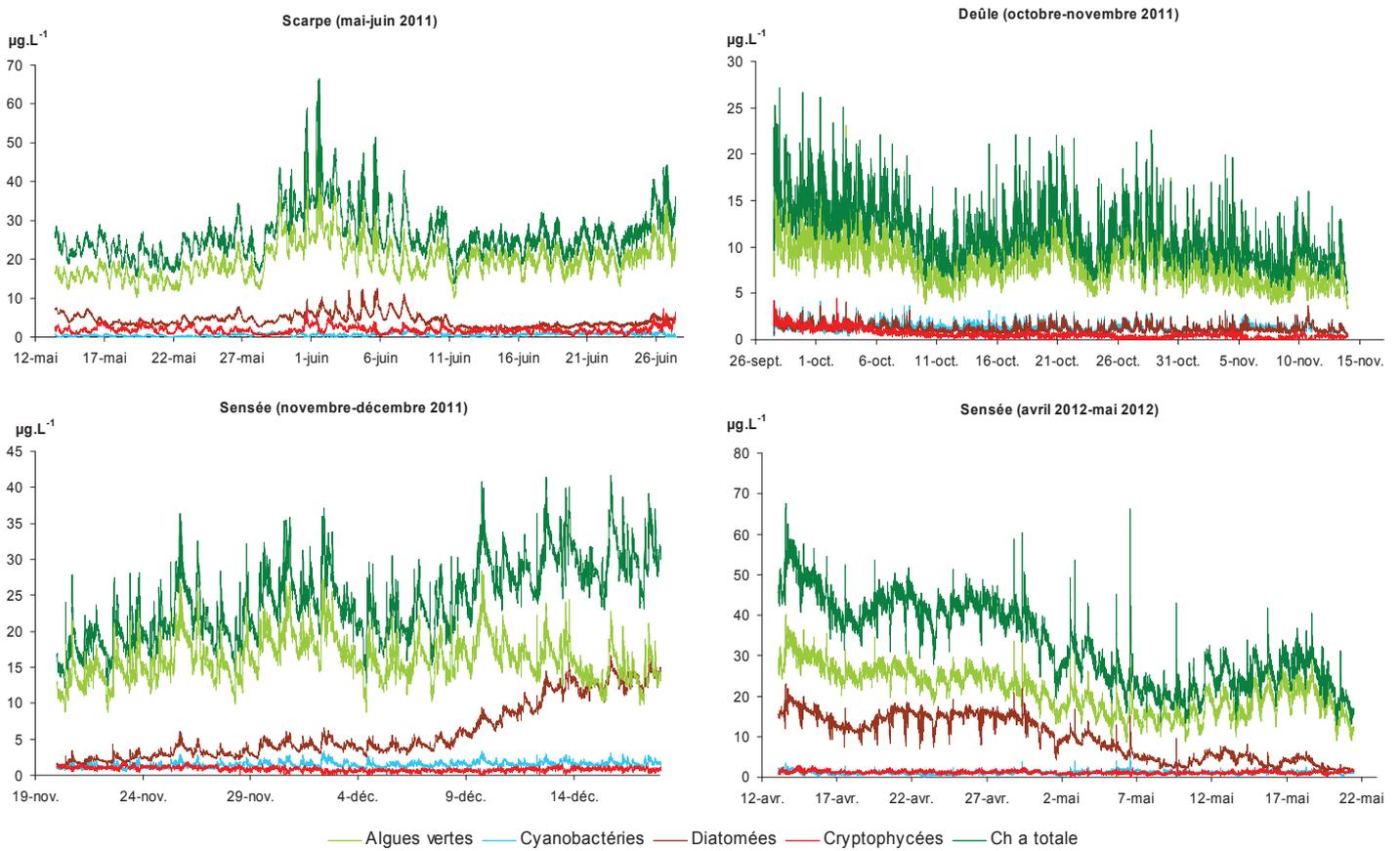


Figure 41 : évolution des concentrations des classes algales mesurées dans les canaux avec l'AOA, dans la Scarpe (mai-juin 2011), la Deûle (octobre-novembre 2011) et la Sensée (novembre-décembre 2011 et avril-mai 2012)

L'enregistrement du phytoplancton se poursuit ensuite de mi-avril à mi-mai 2012 sur la Sensée, complété par quatre analyses taxonomiques. Deux périodes se distinguent au cours du suivi :

- Du 15 au 30 avril : les concentrations en Chl *a* sont fortes en début d'enregistrement (70 $\mu\text{g.L}^{-1}$ environ). Elles sont représentées par une majorité d'algues vertes puis de diatomées, et diminuent pendant cette quinzaine de jours.
- Du 1^{er} mai au 17 mai : une brusque diminution des concentrations intervient autour du 1^{er} mai, avec des teneurs qui atteignent en moyenne 30 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Les diatomées disparaissent progressivement du peuplement et les algues vertes dominent alors le phytoplancton.

Par ailleurs, une alternance jour/nuit des concentrations totales en phytoplancton, observée précédemment sur la Scarpe, est également visible sur les canaux de la Deûle et de la Sensée, même en présence de navigation.

Les trois canaux sont fortement marqués par une alternance jour/nuit du phytoplancton, avec un pic maximal de concentration qui survient dans l'après-midi en toute saison et sur les trois cours d'eau, donc indépendamment de la navigation. Les milieux sont globalement dominés par les algues vertes. Les diatomées sont moins présentes et apparaissent surtout sur les suivis effectués sur la Sensée, quand la température de l'eau est minimale. Elles sont ainsi observées en décembre puis en avril, mais sont supplantées en mai par le retour des algues vertes. Les cryptophytes et les cyanobactéries sont présentes en très faibles concentrations et ne contribuent pas fortement à la biomasse phytoplanctonique dans ces canaux. Les teneurs globales sont en moyennes plus fortes dans la Sensée, ce qui est cohérent avec les taux en O₂ plus élevés. Les chutes brutales des teneurs en Chl *a* peuvent dans certains cas correspondre à des phénomènes météorologiques identifiés (pluies, orages), mais dans d'autres cas, la météorologie seule ne peut expliquer ces variations. Il convient alors de rechercher d'autres explications telles que les facteurs nutritifs, la présence de composés toxiques, ou encore la navigation, qui seront traitées dans le chapitre 5.

3. Mesures d'écotoxicité et de bioaccumulation sur gammares

La toxicité de l'eau et l'impact de la navigation ont été estimés sur les trois canaux à l'aide d'outils de monitoring actif, basé sur les techniques d'encagement de gammares de l'espèce *G. fossarum*, développées par IRSTEA Lyon. Besse et al. (2013) ont récemment mis en évidence l'intérêt de cet organisme pour le suivi de l'état chimique de l'eau recommandé par la DCE, et développé une méthodologie d'échantillonnage et des outils analytiques (biomarqueurs, bioaccumulation) qui ont été utilisés au cours de cette étude.

Ainsi, des gammares ont été exposés lors de trois campagnes parallèles aux campagnes de prélèvement sur eau et sédiment, en mai et octobre 2011, et en avril 2012 (Tableau 32). Au cours de la campagne 2012, une comparaison méthodologique a été mise en place : une population de gammares issue du bassin Artois-Picardie a été exposée dans les canaux dans les mêmes conditions que les organismes issus du bassin Rhône Méditerranée et Corse (RM&C).

Tableau 32 : dates des 3 campagnes d'exposition des gammares dans les canaux en 2011 et 2012

	Dates d'exposition	Commentaires
Exposition 1	10 - 24 mai 2011	Mortalité brutale des gammares exposés sur la Scarpe
Exposition 2	19 oct. - 2 nov. 2011	Déplacement des supports par des promeneurs sur la Sensée
Exposition 3	18 avril - 2 mai 2012	Exposition conjointe des gammares issus de la Bourbre et de la Rhônelle

3.1. Recherche d'une population locale de gammares pour comparaison méthodologique

3.1.1. Identification d'un site d'échantillonnage de gammares

L'identification des cours d'eau de bonne qualité du bassin, et présentant des fortes densités de gammares a été réalisée grâce aux réseaux de suivis de la qualité des eaux de la DREAL

Nord-Pas de Calais et de l'AEAP. Les données du suivi macroinvertébré (DREAL) ont permis d'identifier plusieurs cours d'eau du bassin à forte population en gammaridae. La distance kilométrique avec le laboratoire et la disponibilité de données chimiques historiques ont aiguillé le choix du site sur la rivière Rhônelle à Famars (station AEAP 29 000). L'eau de surface est classée en bon état écologique : les données diatomées disponibles entre 2000 et 2011 sont en moyenne de 15,1 pour l'IBD. La Rhônelle est également classée en bon état pour les substances de l'état écologique (Zn, Cu, Cr, As) (AEAP, 2010). La qualité est cependant déclassée pour l'état chimique en raison des concentrations en diuron (catégorie des pesticides) supérieures à la NQE-MA ($[\text{diuron}]_{\text{Rhônelle}} = 1 \mu\text{g.L}^{-1}$; NQE-MA = $0,2 \mu\text{g.L}^{-1}$ et NQE-CMA = $1,8 \mu\text{g.L}^{-1}$).

3.1.2. Prélèvements des gammars et qualité de l'eau

Les populations de gammars destinées aux expositions comparatives par encagement ont été prélevées dans la Rhônelle, puis dans la Bourbre les 27 et 29 mars 2012. Les organismes ont été acclimatés conjointement et dans les mêmes conditions à IRSTEA Lyon, avant exposition encagée dans les trois canaux suivis. Des analyses d'ions et ETM ont été effectuées dans la colonne d'eau des rivières lors de l'échantillonnage des organismes (Tableau 33).

Tableau 33 : concentrations en éléments azotés, phosphorés, éléments majeurs et ETM mesurées lors des prélèvements des 2 populations de gammars en mars 2012 dans les rivières Rhônelle (Famars, 59) et Bourbre (Bourgoin, 38). Mesures sur eau filtrée avec incertitude de 10% sur les valeurs.

Abréviations : nd = non déterminé

	Paramètre	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	Ca	Fe	K	Mg	Na	Si
	Unité	mg.L ⁻¹					mg.L ⁻¹					
Mars 2012	Rhônelle	35,4	57,5	28,0	0,09	0,54	138	0,04	3,57	11,4	17,1	5,24
	Bourbre	25,0	16,2	20,9	0,04	0,09	116	0,01	1,78	3,43	11,5	1,67

	Paramètre	Cd	Co	Cu	Cr	Mn	Ni	Pb	Zn
	Unité	μg.L ⁻¹							
Mars 2012	Rhônelle	0,1	1,0	2,2	0,59	28,9	1,9	2,2	10,0
	Bourbre	0,1	0,8	2,2	nd	2,6	1,6	1,5	4,2

Globalement, ces données sont cohérentes avec les valeurs historiques mesurées par les Agences de l'Eau AP et RM&C (eaufrance.fr). Les concentrations mesurées dans la Rhônelle

sont globalement plus fortes que celles mesurées dans la Bourbre, mais restent toutefois du même ordre de grandeur. Les teneurs en ammonium et orthophosphates en 2012 sont 2 à 5 fois plus fortes respectivement dans la Rhônelle, probablement en raison du caractère rural de la station. Les teneurs en ETM, Co, Ni Cu et Cd sont relativement faibles et très proches entre les deux rivières. Les concentrations en Zn dans la Rhônelle sont environ 2 fois plus fortes que dans la Bourbre ($10 \mu\text{g.L}^{-1}$), mais n'ont pas entraîné de différence significative dans les teneurs initiales en Zn (T0) mesurées dans les gammars avant exposition dans les canaux (Cf. § 3.3.2).

3.2. Résultats des tests d'écotoxicité

3.2.1. Taux de survie

Le taux de survie permet de donner une première indication sur la réaction des organismes aux milieux d'exposition. Ce paramètre est par ailleurs intégré dans le calcul de l'indice d'alimentation et pris en compte pour la significativité des réplicats lors des dosages enzymatiques.

Globalement, les taux de survie des organismes exposés dans les trois canaux (Figure 42) sont satisfaisants et ont permis la prise en compte de chaque réplicat pour les analyses de marqueurs enzymatiques. La première campagne, effectuée en mai 2011, est caractérisée par des taux de survie en moyenne plus faibles que lors des deuxième et troisième campagnes, et est notamment marquée par la mortalité de tous les organismes exposés dans la Scarpe, après deux jours d'exposition. L'analyse des paramètres physico-chimiques suggère que cet incident est lié à de fortes températures de l'eau combinées à des concentrations en oxygène ponctuellement très faibles, qui ont pu être fatales aux gammars (concentrations en oxygène inférieures à $2,5 \text{ mg.L}^{-1}$ le 7 juin 2011 par exemple).

Les taux de survie sont meilleurs et non significativement différents entre canaux pour les deuxième et troisième campagnes, soit supérieurs à 90 %. Lors de la troisième exposition, aucune différence significative n'est observée entre la survie des gammars issus de la Bourbre et ceux de la Rhônelle lors de la première semaine. En revanche, une différence

s'installe à l'issue de la seconde semaine, avec une meilleure survie des organismes issus de la Rhônelle.

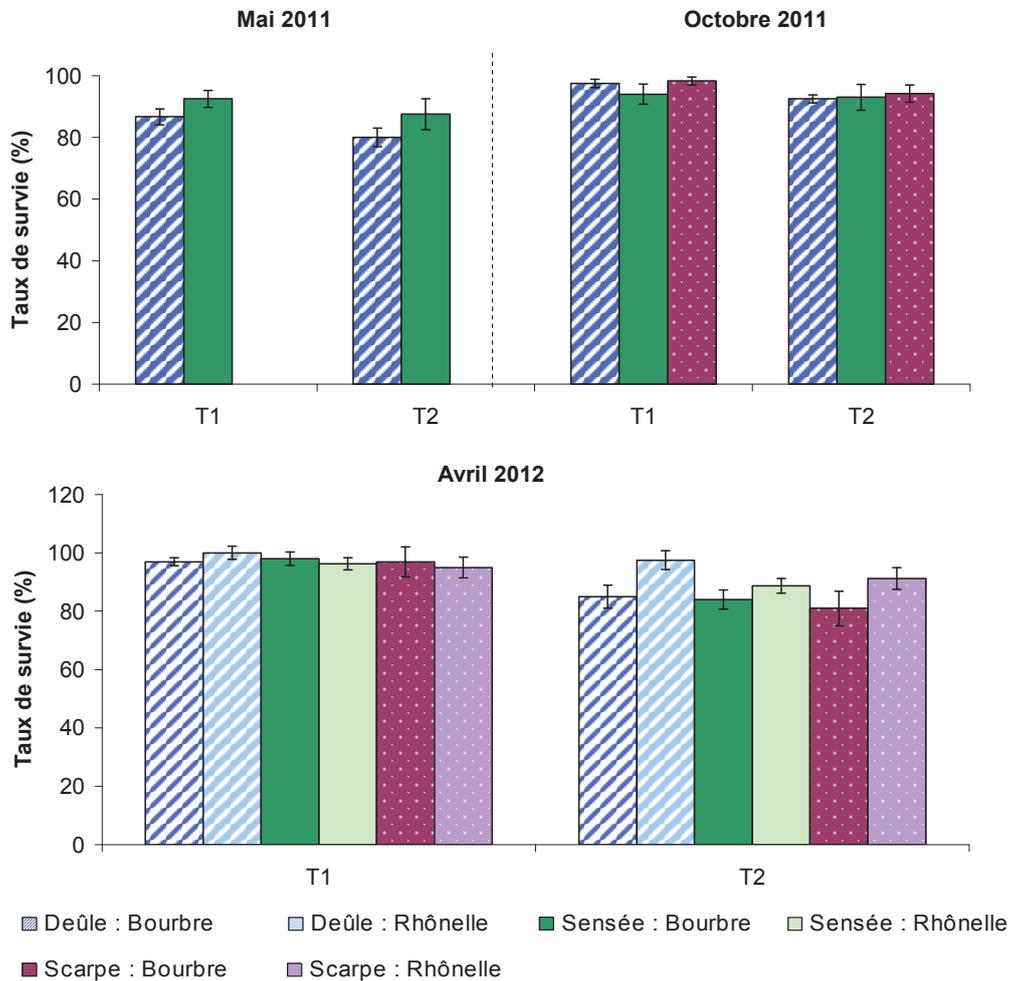


Figure 42 : représentation graphique des taux de survie des gammares après exposition dans les 3 canaux à T1 (après une semaine d'exposition) et à T2 (après 2 semaines d'exposition) en mai et octobre 2011 et en avril 2012.

3.2.2. Tests d'alimentation

Lors de la première campagne, les gammares exposés dans la Sensée ont un comportement alimentaire satisfaisant, avec une consommation moyenne de 36 mm² de feuilles par gammaré et par jour. Une inhibition significative du taux d'alimentation a été observée pour les gammarés exposés dans la Deûle lors de la première semaine, non répétée lors de la seconde semaine.

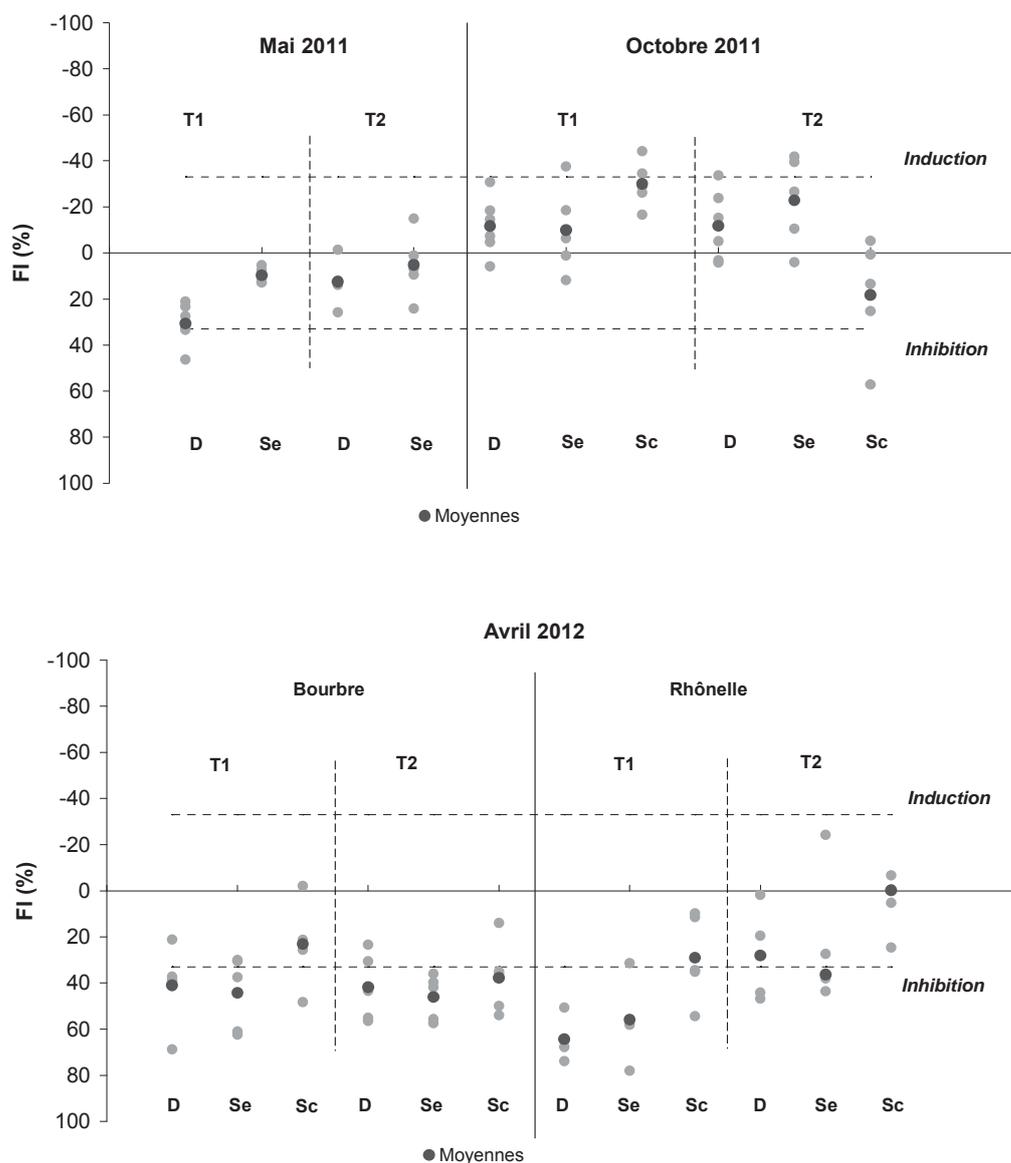
Pendant la deuxième campagne, les organismes exposés dans la Deûle et la Sensée ont un comportement alimentaire similaire sur les 15 jours, avec une consommation moyenne de $25,5 \text{ mm}^2 \cdot \text{gam}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$, et ne présentant pas de réponse particulière. Les gammares exposés dans la Scarpe se distinguent au contraire par une inhibition du comportement alimentaire, statistiquement significative lors de la deuxième semaine d'exposition.

Lors de la troisième expérimentation, une inhibition de l'alimentation est constatée pour les gammares exposés dans les trois canaux. Une réponse alimentaire similaire est obtenue pour les deux populations d'organismes, avec toutefois des moyennes plus faibles obtenues pour les gammares de la Rhônelle après la première semaine d'exposition.

Afin de comparer les résultats entre les trois campagnes, les taux d'alimentation ont été intégrés sous la forme d'un indice d'inhibition (FI) (Coulaud et al., 2011) qui compare la réponse alimentaire des gammares exposés dans les canaux, à celle de gammares exposés dans des milieux exempts de contaminants. Cet indice permet d'intégrer les différences physico-chimiques entre les sites, notamment la température, permettant ainsi une interprétation plus fiable des résultats entre les trois canaux. Les résultats sont comparés aux seuils de $\pm 33 \%$, indiquant une inhibition ou une induction du comportement alimentaire des gammares (Figure 43).

Pour les campagnes de 2011, les FI ne révèlent pas d'inhibition significative, malgré la présence de quelques répliqués en dehors de la gamme de réponse prédite. Une inhibition du comportement alimentaire est toutefois obtenue dans la Scarpe en octobre lors de la deuxième semaine d'exposition.

En revanche, les FI confirment que les gammares exposés en 2012 ont tous été sujets à une inhibition significative de leur comportement alimentaire, hormis les organismes exposés dans la Scarpe et issus de la Rhônelle, après 15 jours d'exposition (T2).



Abréviations : D = Deûle ; Se = Sensée ; Sc = Scarpe

Figure 43 : Facteur d'Inhibition (FI %) de l'alimentation des gammars exposés dans les canaux lors des 3 campagnes

Les résultats de ces tests mettent en évidence une inhibition marquée du comportement d'alimentation des gammars exposés, uniquement en 2012, et sur les trois canaux simultanément, indiquant donc un effet toxique de la colonne d'eau. Malgré une contamination métallique moindre, les organismes exposés dans le canal de la Sensée présentent également une inhibition alimentaire. D'autres sources de pollution (ETM non dosés, contaminants organiques...) ou d'autres facteurs (climatiques, saisonniers) pourraient donc être à l'origine de ces résultats.

3.2.3. Mesure de l'activité acétylcholinestérase (AChE)

L'activité AChE a été dosée dans les organismes à l'issue de 15 jours d'exposition dans les canaux, et pour chacune des trois campagnes. Les résultats, corrigés par rapport aux poids des gammares, ont été confrontés au seuil de $7,4 \text{ nmol.L}^{-1}$, défini par Xuereb et al. (2009b), et en-dessous duquel cette activité est considérée comme inhibée (Figure 44). En 2011, les organismes présentent une activité supérieure à ce seuil, et globalement proche entre les sites. L'activité moyenne est supérieure en octobre ($10,28 \text{ nmol.L}^{-1}$) par rapport à mai 2011 ($8,77 \text{ nmol.L}^{-1}$), mais ces valeurs restent toutefois comprises dans la gamme de variabilité naturelle de ce biomarqueur (Xuereb et al., 2009b).

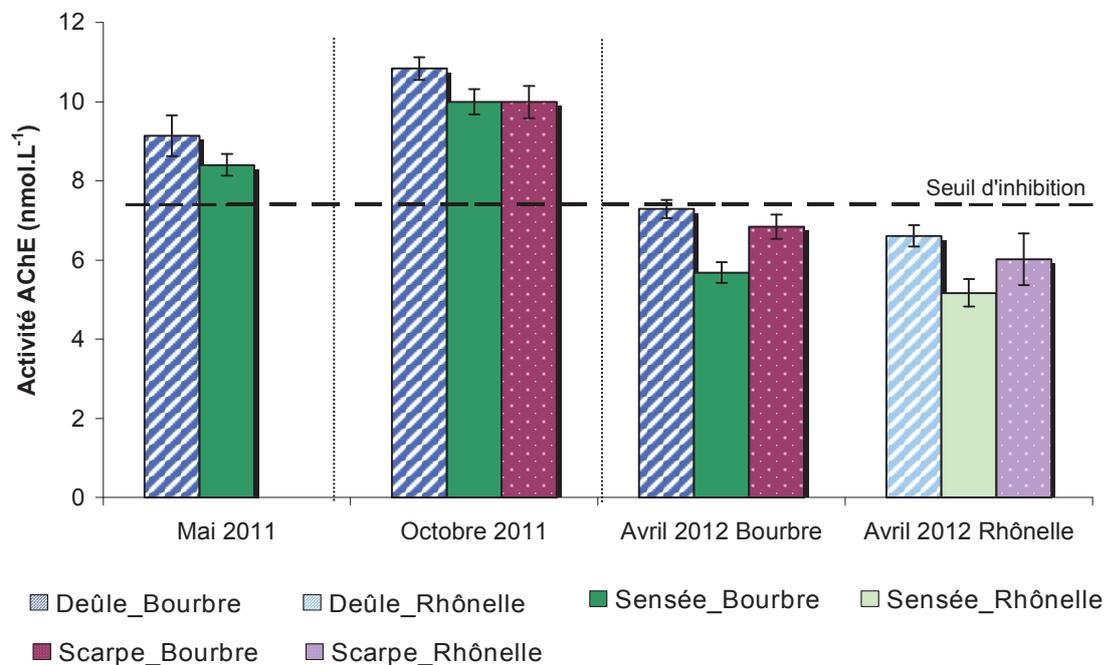


Figure 44 : résultats de l'activité AChE des gammares exposés dans les 3 canaux en mai et octobre 2011, et en avril 2012 pour les 2 populations d'organismes.

En avril 2012, les activités enzymatiques sont au contraire inhibées chez les gammares exposés dans les trois canaux, et pour les deux populations testées. On constate une nouvelle fois une sensibilité plus forte des organismes issus de la Rhône par rapport à ceux issus de la Bourbre, avec un écart moyen avec le seuil d'inhibition plus élevé (20 et 11 % respectivement). Par ailleurs, les organismes exposés dans la Sensée présentent les taux d'activité mesurés les plus faibles, signifiant un effet toxique du milieu plus marqué. Xuereb

et al. (2009a) ont mis en évidence un lien entre les inhibitions de l'activité AChE et du comportement alimentaire, comme nous l'avons obtenu en avril 2012 sur les trois sites étudiés. Ces résultats confirment un effet toxique accru de la colonne d'eau des canaux en 2012 par rapport à 2011.

Il a été montré que les taux d'AChE chez *G. fossarum* étaient principalement impactés par la présence de pesticides. Ces derniers sont en plus fortes concentrations dans les milieux aquatiques au printemps, ce qui correspond à la période d'épandage en agriculture (Xuereb et al., 2009b). Diverses études ont également montré l'impact de ces pesticides sur le taux d'alimentation, la survie et la reproduction des gammares (Bundschuh et al., 2013; Cold and Forbes, 2004). L'Agence de l'Eau Artois-Picardie a récemment mené une étude sur la répartition et la fréquence de mesure des pesticides dans son bassin (Lotty, 2012). Ainsi, le canal de la Sensée, qui présente les plus forts taux d'inhibition de l'activité enzymatique, apparaît peu concerné par la pollution aux pesticides. Les deux autres canaux sont suivis moins fréquemment pour la mesure de ce type de polluant, et un nombre moindre de pesticides est recherché. Pour autant, ces cours d'eau n'apparaissent pas en risque majeur de contamination. Par ailleurs, la période de l'année à laquelle la teneur en pesticides dans les eaux du bassin est la plus forte se situe fin automne et pendant l'hiver, et non au printemps. Il semble donc que la pollution aux pesticides ne puisse être incriminée dans le cadre de cette étude pour expliquer les taux d'inhibitions constatés.

3.3. Mesures de labilité (DGT) et de bioaccumulation (gammares)

3.3.1. Labilité des contaminants métalliques par DGT

Les DGT sont des outils efficaces pour apprécier la fraction labile en contaminants métalliques notamment, et peuvent permettre de prévoir les concentrations en ETM potentiellement disponibles pour les organismes. Toutefois les DGT ne peuvent permettre d'établir la toxicité réelle due à la contamination métallique, ni de prévoir les effets potentiels sur les organismes aquatiques (Roulier et al., 2008). Les gammares sont de bons accumulateurs de métaux traces, et sont donc utilisés avec succès pour prédire les effets toxiques des contaminations. Dans le cadre de cette étude, les DGT ont été déployés en

parallèle aux gammars afin d'obtenir une estimation des fractions labiles en ETM, et évaluer quels métaux traces sont les plus susceptibles d'être accumulés.

En 2011, des triplicats de DGT chelex ont été déployés à six reprises pendant 3 jours dans la colonne d'eau du canal de la Scarpe, les 9, 12, 16, 19, 23 et 26 mai. Les résultats Figure 45 présentent le pourcentage de labilité dans la phase dissoute, soit le rapport en pourcent de la concentration mesurée par DGT sur la concentration totale. Globalement, les valeurs sont répétables et présentent assez peu de variabilité inter-campagne, sauf pour Cr dont les résultats ne sont pas présentés en raison de valeurs aberrantes. Ainsi, les éléments les plus labiles sur la Scarpe sont Zn, Cd, puis Cu ; Pb semblant être le plus fortement complexé et/ou associé aux colloïdes.

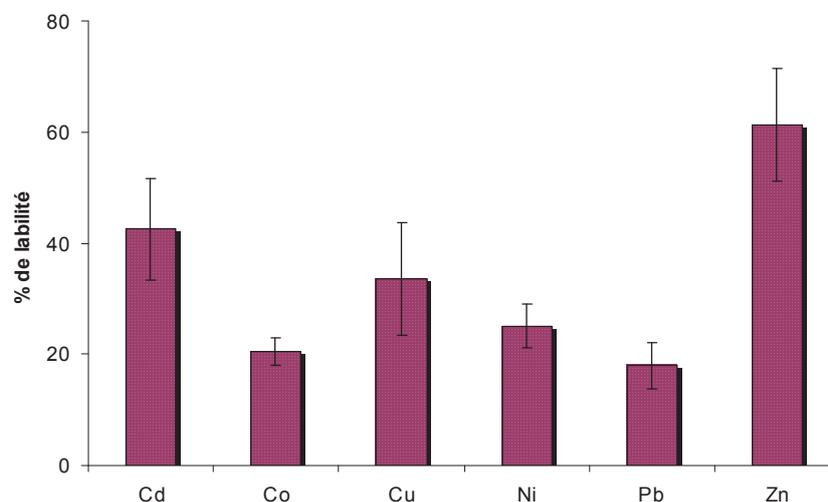


Figure 45 : labilité des ETM calculée à partir des données DGT et total dissous dans la Scarpe au mois de mai 2011

Des DGT ont également été déployés en avril 2012, simultanément dans les trois canaux (Figure 46). Les fractions labiles mesurées dans la Scarpe sont globalement comparables avec les résultats mesurés précédemment en mai 2011. Il apparaît aussi que les teneurs labiles pour chaque ETM sont très proches d'un canal à l'autre, ce qui semble indiquer que les organismes sont soumis à des niveaux de contaminants identiques. Zn est l'élément présentant la plus forte concentration sous forme labile dans la colonne d'eau, pour les trois canaux (6 à 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$), suivi de Ni, de Cu, puis Pb. Cr, Co et Cd présentent des concentrations labiles moindres, et inférieures à $0,1 \mu\text{g.L}^{-1}$. La Sensée présentant les concentrations métalliques sous forme dissoute les plus faibles, il semble donc que la labilité des ETM soit donc la plus forte dans ce canal.

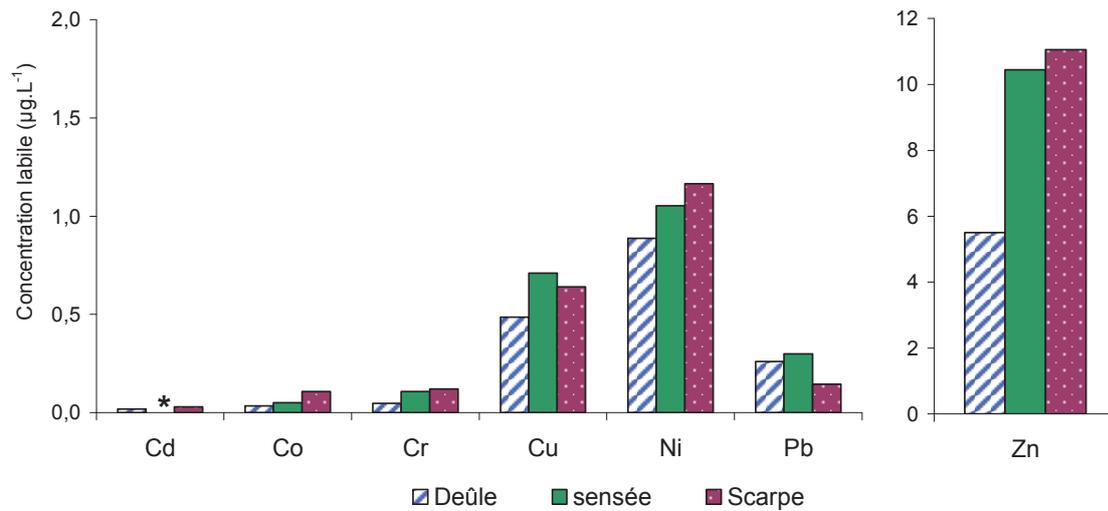


Figure 46 : concentrations labiles en ETM mesurées par DGT dans l'eau de surface des 3 canaux en avril 2012

* absence de donnée

Pour autant, la fraction labile en ETM n'est pas spécifiquement biodisponible. La toxicité des ETM sous forme ionique est en effet dépendante de la compétition ionique - Ca notamment, et dont les concentrations mesurées dans les eaux de surface des canaux sont importantes (en moyenne 100 mg.L⁻¹), - et des teneurs en carbone organique dissous (INERIS, 2009; Peters et al., 2009; Peters et al., 2011). Les concentrations labiles prédites par DGT sont donc probablement plus fortes que les teneurs réellement bioaccumulables.

3.3.2. Bioaccumulation mesurée chez les gammarès

Les ETM ayant fait l'objet de suivis sur eau et sur sédiment, ils ont également été dosés chez les gammarès après une semaine (T1) puis après deux semaines (T2) d'exposition *in situ*. Les données ne comprennent pas Ni, en raison de difficultés de dosage liées à des interférences (avec Ca notamment). Les résultats ont été comparés aux seuils de contamination (Tableau 34) établis par IRSTEA (Besse et al., 2013).

Tableau 34 : valeurs seuils de contamination en ETM ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) établies par rapport aux gammares de la Bourbre et définies par IRSTEA (Besse et al. 2013)

	Cu	Zn	Cd	Pb	Co	Cr
Seuil de contamination ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	73,9	84,7	0,30	0,40	0,50	0,90

- **Concentrations dans les organismes avant exposition (T0)**

Les ETM ont été dosés dans les gammares en fin de stabulation, et avant exposition dans les canaux (à T0) (Figure 47). Globalement, on constate que les résultats sont similaires entre les teneurs mesurées dans les gammares issus de la Rhônelle et dans ceux issus de la Bourbre, et montrent que l'on a deux populations de référence pour ces composés.

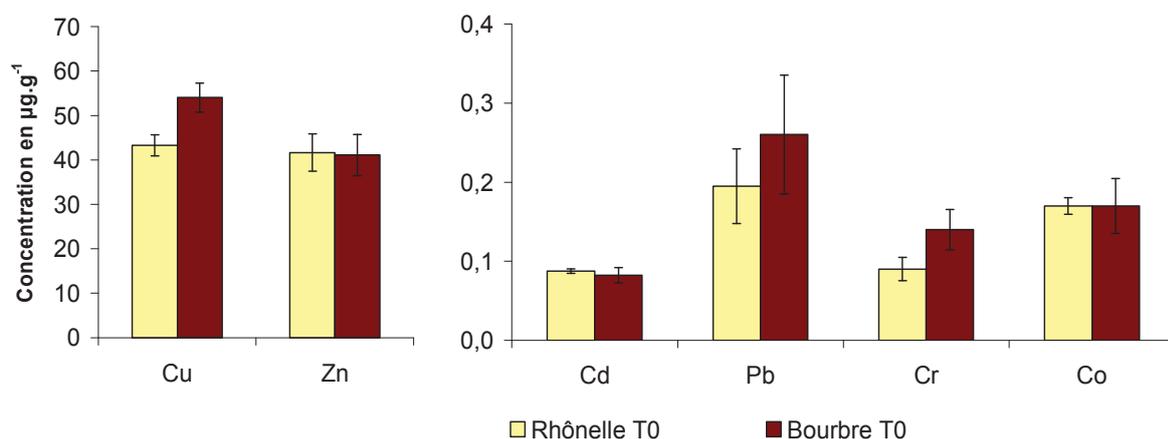


Figure 47 : concentrations en ETM ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) mesurées dans les gammares de la Bourbre et de la Rhônelle à T0 (avril 2012)

- **Bioaccumulation après une semaine (T1) et deux semaines (T2) d'exposition**

Malgré des concentrations déclassantes pour les états chimiques et écologiques de l'eau, les seuils de contamination fixés pour Cu, Zn, Co et Cr ne sont jamais dépassés, au cours des trois campagnes (Figures 48 et 49). Une exception a lieu pour Cr en T1 dans la Deûle en octobre (Figure 48), alors que les concentrations en Cr dans l'eau à cette période sont plus faibles que sur l'ensemble des deux années de suivi. Ces résultats indiquent que la contamination en ces éléments n'est pas biodisponible pour les gammares.

Chapitre 4

Par ailleurs, les concentrations accumulées en Cu, Cr, Co et Zn sont très proches dans les organismes quel que soit le canal d'exposition. Les concentrations accumulées par les gammars sont également proches entre les trois campagnes. Toutefois, on constate que globalement, les teneurs accumulées par les gammars issus de la Rhônelle (campagne de 2012) sont légèrement plus fortes que celles mesurées dans les gammars issus de la Bourbre (Figure 49).

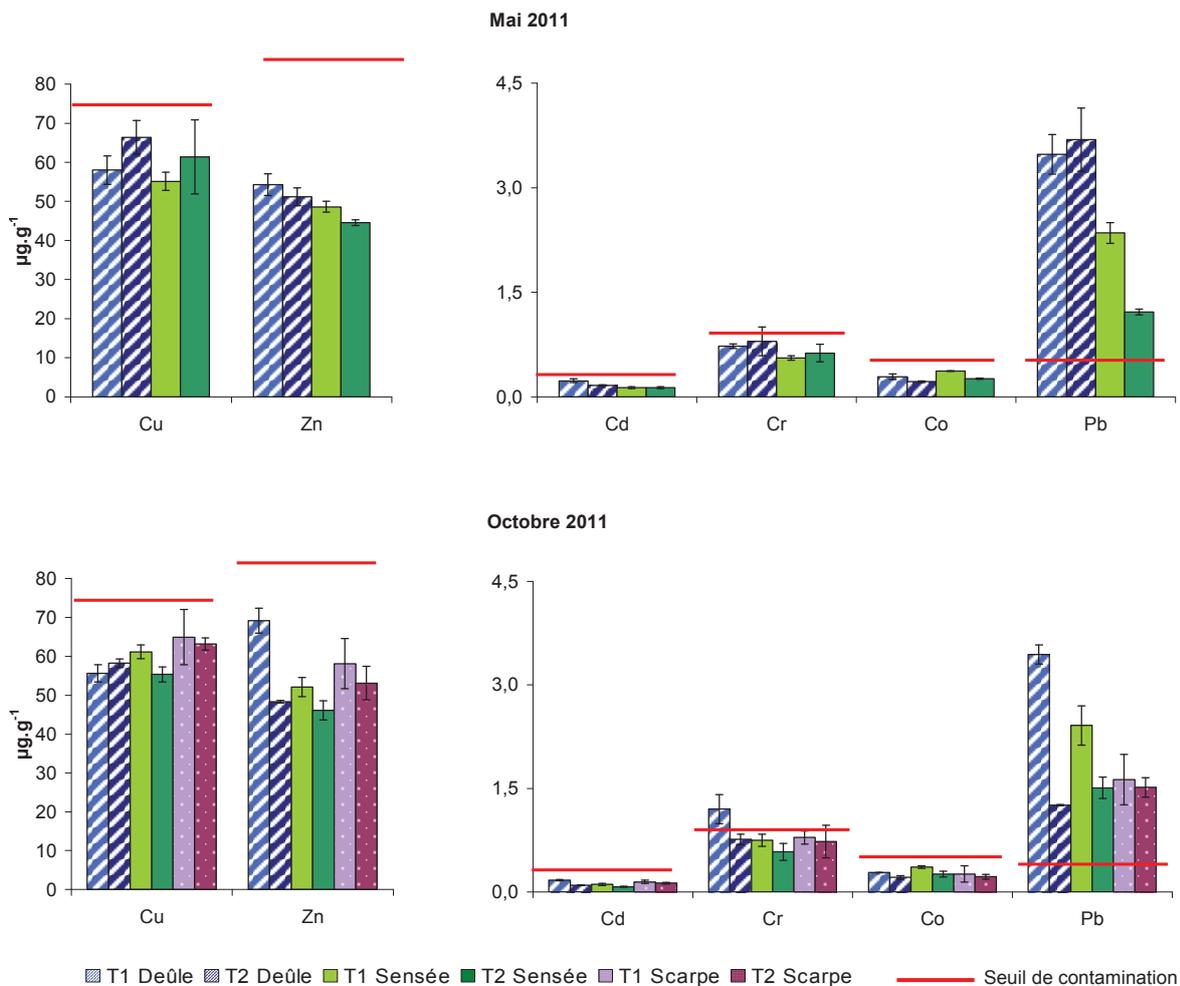


Figure 48 : concentrations en ETM mesurées dans les gammars exposés en mai et octobre 2011 dans les 3 canaux, après une semaine d'exposition (T1) et après 2 semaines d'exposition (T2)

Lors des deux campagnes de 2011, les concentrations en Cd accumulées par les organismes sont faibles et très comparables entre canaux (en moyenne $0,14 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), et peu supérieures aux teneurs initiales ($0,08 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ à T0), ce qui suggère une accumulation limitée de cet élément. Par ailleurs, le seuil fixé par IRSTEA n'est jamais franchi. En 2012, les teneurs accumulées restent faibles dans la Sensée, mais des concentrations plus fortes sont mesurées dans les organismes exposés dans la Deûle (Rhônelle T1 : $0,4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) et dans la Scarpe en particulier.

En effet, les gammares des deux populations présentent des concentrations supérieures au seuil de $0,3 \mu\text{g.g}^{-1}$. Une augmentation des concentrations en Cd dans l'eau de surface de la Scarpe a été constatée au cours des trois campagnes, avec une moyenne de $0,2 \mu\text{g.L}^{-1}$ en mai 2011, $0,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ en octobre 2011 et $0,4 \mu\text{g.L}^{-1}$ en avril 2012. Si la concentration labile estimée par les DGT semble plus faible en avril 2012 qu'en mai 2011, des teneurs globalement plus fortes en Ca et en COD ont également été mesurées en avril 2012. Ces paramètres ont pu entraîner une modification de la biodisponibilité de Cd pour les gammares (Cf. Figure 51).

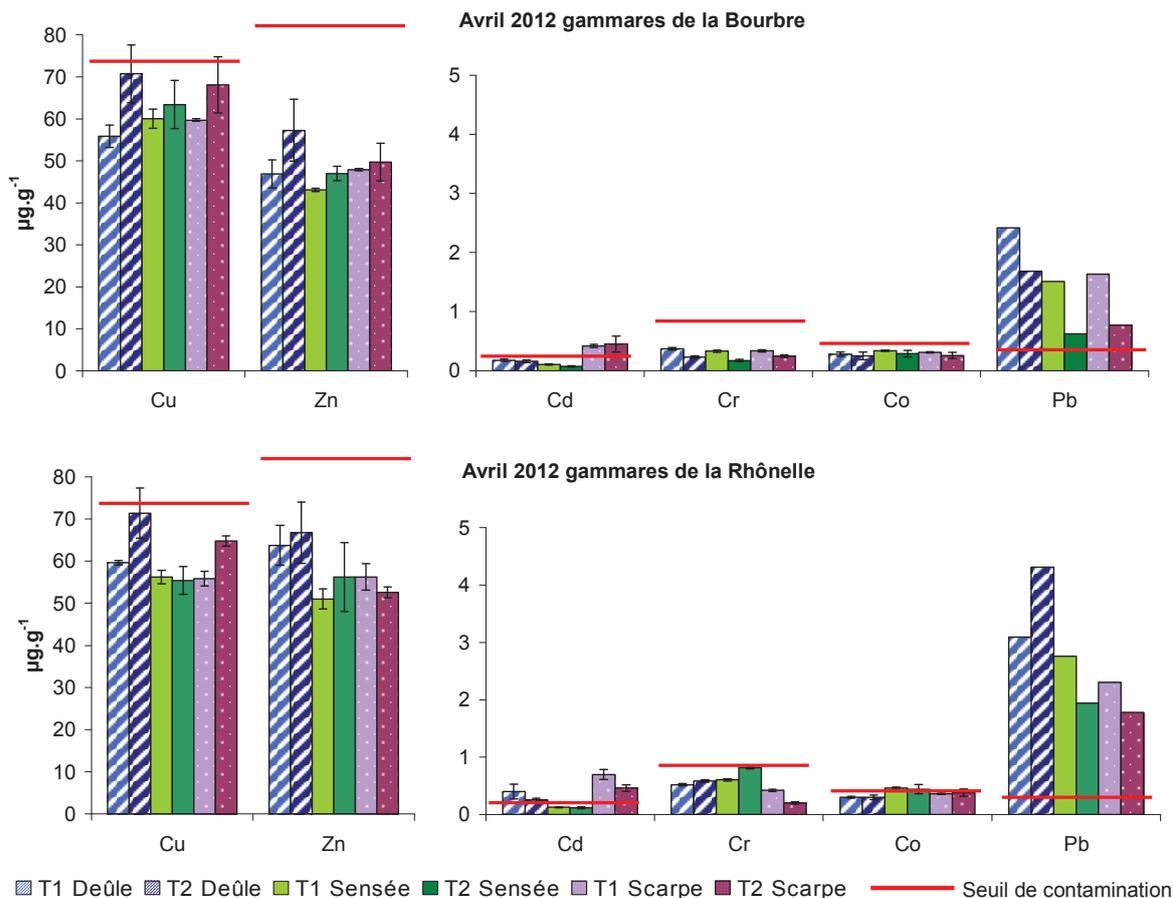


Figure 49 : concentrations en ETM mesurées dans les gammares issus de la Bourbre (traits pleins) et issus de la Rhônelle (traits hachurés) en avril 2012, après une semaine d'exposition (T1) et après 2 semaines d'exposition (T2)

Le constat le plus alarmant concerne Pb, dont la valeur seuil de contamination ($0,4 \mu\text{g.g}^{-1}$) est systématiquement dépassée, pour chaque campagne et dans chaque canal d'exposition, et avec des concentrations dans les gammares supérieures à $1,2 \mu\text{g.g}^{-1}$. La Deûle présente les concentrations accumulées maximales, avec un enrichissement des organismes supérieur à 10 fois les valeurs mesurées en T0 ($0,2$ et $0,26 \mu\text{g.g}^{-1}$ pour les gammares de la Rhônelle et de la

Bourbre respectivement). Ceci peut être mis en lien avec les concentrations en Pb dissous, qui sont les plus fortes dans la Deûle, bien que les teneurs labiles en Pb estimées par DGT soient relativement comparables entre la Deûle et la Sensée. Les gammars issus de la Rhônelle présentent également des concentrations en Pb accumulées plus fortes que les gammars de la Bourbre, ce qui confirme leurs capacités d'accumulation plus importantes vis-à-vis des ETM.

Pour les trois campagnes, les concentrations en ETM dans les organismes ne sont pas significativement différentes entre T1 et T2 : un écart moyen de 10 % est en effet observé entre les deux valeurs, suggérant que les gammars sont en équilibre avec les concentrations du milieu à l'issue d'une semaine d'exposition. Ceci rejoint les constatations effectuées lors de précédentes études (Dedourge-Geffard et al., 2009). Cet équilibre est également atteint à T1 pour Pb, dont les teneurs accumulées dans les organismes semblent globalement diminuer entre la première et la seconde semaine d'exposition. On note ainsi une diminution moyenne d'environ 35 % entre les deux mesures. Il est possible que des mécanismes de détoxification et d'excrétion se mettent en place lors de la deuxième semaine d'exposition, conduisant à réduire les concentrations en Pb dans les gammars. Une étude récente (Urien et al., 2013) a en effet démontré que *G. pulex*, une espèce à la physiologie proche de celle de *fossarum*, était capable d'excréter cet élément.

3.3.3. Influence du milieu sur les organismes

Les résultats de bioaccumulation semblent être en désaccord avec ceux obtenus sur le compartiment sédimentaire. Les extractions séquentielles avaient conclu à une labilité faible de Pb, et à un faible risque pour la colonne d'eau ($RAC < 5$), tandis que d'autres éléments, comme Zn semblaient plus labiles et paraissaient présenter plus de risque de toxicité pour les organismes. Les DGT mis en place dans la colonne d'eau des canaux n'avaient pas non plus mis en évidence de labilité forte pour Pb et semblaient indiquer un risque accru de toxicité par Zn et Cd. Ces résultats mettent ainsi en évidence la nécessité de compléter les analyses chimiques par des outils biologiques, et suggèrent un effet de la compétition ionique pour expliquer les différences de biodisponibilité constatées.

Les données de bioaccumulation obtenues sur les gammares dans les canaux ont été comparées à celles de la littérature, après exposition des gammares en milieu contaminé et non contaminé (Tableau 35). Il apparaît que les concentrations mesurées en moyenne dans les gammares exposés dans les canaux du bassin Artois-Picardie sont, pour Cu et Zn, dans la fourchette basse de ces données. Par ailleurs, on constate que les concentrations accumulées en Zn et Cd dans les gammares exposés dans les canaux sont très proches des résultats obtenus par Dedourge-Geffard et al. (2009), malgré des concentrations en ETM dans les sédiments des canaux en moyenne 100 fois supérieures à celles de l'étude comparée : 30 mg.kg⁻¹ de Cd dans la Deûle et la Scarpe, et 0,3 mg.kg⁻¹ mesurées dans la Bourbre. De la même façon, les teneurs en Zn mesurées dans les canaux sont en moyenne 5 à 30 fois plus élevées que dans la Bourbre. Les concentrations accumulées par les organismes dans les trois canaux ne sont pas non plus différentes malgré des facteurs d'enrichissement des sédiments très différents. Selon Dabrin et al. (2012), *G. fossarum* est plutôt exposé aux concentrations de la colonne d'eau qu'à celles des sédiments, ce qui suggère que la remise en suspension par la navigation ne contribue pas au relargage de fortes teneurs en ETM dissous et biodisponibles.

Tableau 35 : comparaison des concentrations accumulées en ETM pour *G. fossarum* et des teneurs dans les sédiments pour quelques études de cas et pour les trois canaux étudiés

auteur	nom du site	type de site	support	µg.g ⁻¹					
				Cu	Zn	Pb	Cd	Cr	Co
Fialkowki et al, 2006	Biala Przemsza	zone minière	gam.	50,3-127	102-1084	41,5-684	5,9-51		
Dedourge-Geffard et al, 2009	Bassin de l'Amous	zone minière	gam.	46,1-79,9	63,1-113,6	nd	0,2-4,8		
Geffard et al, 2007	la Bourbre	zone non contaminée	gam.	57-143	55-80		0,07-0,32		
			séd.	21,3	89,7		0,3		
Haus et al, 2007	Bassin de la Ruhr	pollution anthropique	gam.	121	145	0,44	0,13	0,56	
			séd.	38	353	101	1,3	127	
Présente étude	Deûle	industries métallurgiques	gam.	60,8	54,5	2,7	0,2	0,7	0,3
			séd.	92	3008	1681	29	81	6,5
	gam.		64	41,8	1,2	0,2	0,4	0,2	
	séd.		125	1775	466	33	69	3,5	
	Sensée	maraîcher	gam.	59,4	46,9	1,6	0,1	0,5	0,3
			séd.	22	506	82	1,73	36	6,8

Les BCF ou facteurs de bioconcentration (Duquesne et al., 2000; Haus et al., 2007) ont été calculés et représentent les concentrations accumulées par les gammares par rapport aux concentrations totales dissoutes dans la colonne d'eau. Les concentrations accumulées lors de la première et de la seconde semaine d'exposition ont été moyennées pour les trois campagnes (Figure 50). Globalement, les valeurs moyennes des BCF sont très proches d'un canal à

l'autre. On constate ainsi que le plomb est l'élément dissous le plus accumulé par les organismes, suivi de Cu, Zn, Cd, Co puis Cr. Ces résultats suivent l'ordre établi par Tipping (1998) et repris par Peters (2011) qui suggèrent que la disponibilité de chaque ETM est plus ou moins influencée par les concentrations en COD et/ou la compétition ionique (Figure 51).

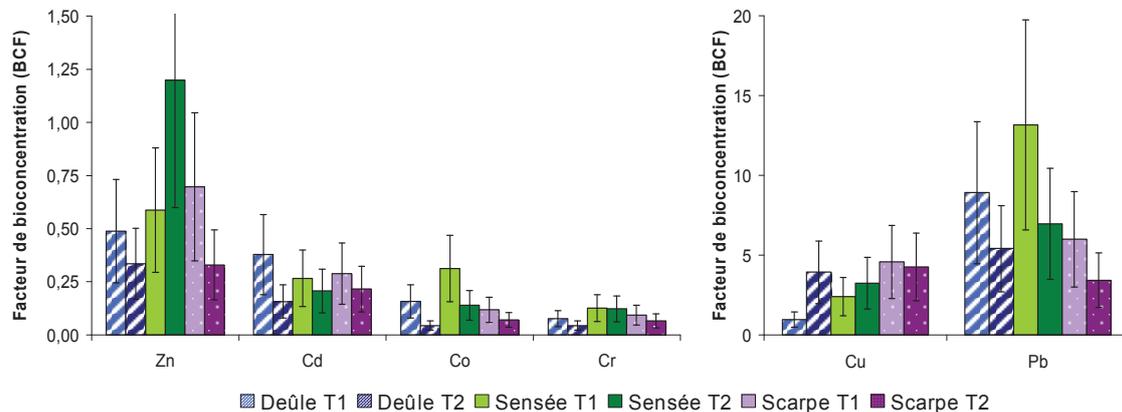


Figure 4.50 : moyennes et écarts-types des facteurs de bioconcentration (BCF) calculés à partir des résultats obtenus pour les 3 campagnes de 2011 et 2012, pour les trois canaux, pour la 1^{ère} et la 2^{ème} semaine d'exposition

La biodisponibilité est en effet dépendante de la dureté, de la température, de l'alcalinité, des teneurs en COD et en MO dissoutes, et en ions majeurs (Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} , PO_4^{3-} , CaCO_3 , Cl^- , SO_4^{2-} ...). Selon l'INERIS (2009), le Biotic Ligand Model a pour but « d'établir un lien entre accumulation du métal et effets sur les organismes en intégrant le comportement du métal vis-à-vis des constituants de la colonne d'eau et des sites physiologiquement actifs au niveau des organismes (ligand biotique) ». Il a été démontré que les compétitions ioniques, notamment entre Ca^{2+} et Mg^{2+} et les ETM au niveau des ligands biotiques des organismes avaient pour effet de réduire la toxicité des ETM pour les organismes (Paquin et al., 2002). Dans les canaux, la forte concentration en Ca^{2+} assurant une dureté élevée (supérieure à 200 mg.L^{-1}) semble ainsi entraîner une forte réduction de la disponibilité des ETM, notamment en Cd, mais également partiellement en Pb (Urien et al., 2013).

Il a en outre été constaté lors du développement de ces modèles BLM que la présence simultanée de plusieurs ETM pouvait entraîner des effets synergiques/antagonistes sur certains ETM (Prato et al., 2013; Vellinger et al., 2012).



Figure 51 : biodisponibilité des ETM en fonction de la compétition ionique et des concentrations en carbone organique dissous (COD), d'après Peters, 2011.

Les BCF calculés pour Zn, Cd, Co, Cr et Pb ont tendance à diminuer entre la première et la seconde semaine d'exposition. Les teneurs en ETM dissous dans la colonne d'eau étant globalement stables d'une semaine à l'autre, cet indice suggère la mise en place de systèmes de détoxification après une semaine dans le milieu (Andren and Eriksson Wiklund, 2013; Issartel et al., 2010; Schvevov and Amin, 2011).

Une accumulation globalement plus forte de Pb a été notée pour les organismes exposés dans la Sensée, par rapport à ceux exposés dans la Scarpe notamment, alors que les teneurs en Pb dissoutes sont plus faibles (Tableau 36). On constate également que les concentrations en COD sont en moyenne deux fois plus fortes dans la Scarpe que dans la Sensée (4 et 2 mg.L⁻¹ respectivement). On peut suggérer que dans le cas de la Scarpe, les teneurs plus importantes en carbone organique diminuent la biodisponibilité de Pb pour les organismes aquatiques.

Tableau 36 : concentrations en Pb ($\mu\text{g.L}^{-1}$) et en COD (mg.L^{-1}) dans la colonne d'eau des canaux pendant chaque campagne d'exposition

		Pb $\mu\text{g.L}^{-1}$		COD mg.L^{-1}	
		Moy.	éc.	Moy.	éc.
Deûle	Mai 2011	7,9	4,5	2,5	0,4
	Octobre 2011	12,3	5,4	2,9	0,5
	Avril 2012	6,3	0,5	3,3	0,8
Sensée	Mai 2011	4,9	3,5	1,9	0,3
	Octobre 2011	2,5	0,9	1,7	0,3
	Avril 2012	2,8	1,3	2,2	0,3
Scarpe	Octobre 2011	6,5	1,1	3,3	0,2
	Avril 2012	3,2	0,4	5,6	2,8

Les mesures de bioaccumulation mettent en évidence une accumulation forte en Pb chez les organismes exposés dans les trois canaux, indépendamment des concentrations mesurées en plomb dissous dans la colonne d'eau. Bien que les NQE pour Cd, Cr, Cu et Zn soient dépassées ponctuellement dans l'eau de surface, ces concentrations n'entraînent pas de dépassement des seuils de contamination indiquant une toxicité de l'eau. Ces résultats montrent les difficultés à utiliser des NQE définies en laboratoire en conditions standardisées et qui ne tiennent pas compte de la problématique de la biodisponibilité, même si la dureté de l'eau est considérée. Inversement, le dépassement de la NQE indique une contamination et une toxicité potentielle du milieu, qui ne se traduit pas forcément par une contamination biodisponible pour les organismes.

La remise en suspension de sédiments, dont la contamination métallique est largement supérieure aux valeurs du fond géochimique, ne semble pas avoir de répercussion majeure sur la biodisponibilité dans la colonne d'eau et sur la toxicité pour les gammares. Ainsi, il semble que, comme déterminé chapitre 3, le compartiment sédimentaire soit un piège efficace pour les contaminants métalliques. De plus, la dureté importante des eaux de surface, particulièrement liée aux teneurs en calcium, entraîne une importante compétition ionique entre ions majeurs et ETM, et permet une protection efficace contre la disponibilité des métaux pour les gammares.

3.4. Comparaison des deux populations étudiées

- **Comparaison méthodologique**

La comparaison méthodologique a eu lieu en avril 2012, basée sur l'exposition parallèle de populations de gammares issues de la Bourbre et de la Rhônelle. Globalement, les réponses des deux populations présentent des tendances similaires sur chaque milieu étudié. Cependant, on observe que le taux de survie des gammares de la Rhônelle paraît meilleur à long terme (à T2), et que les inhibitions du comportement alimentaire et de l'activité AChE sont plus fortes que celles mesurées pour les organismes de la Bourbre.

Les organismes issus de la Rhônelle présentent globalement des valeurs de bioaccumulation métallique plus fortes que celles de leurs congénères, mais sans différence particulière sur le dépassement des seuils de contamination établis par IRSTEA. Le facteur de bioconcentration

a été calculé pour la première semaine d'exposition en 2012 (Figure 52). On constate ainsi que l'accumulation métallique suit une même tendance par élément et par site d'étude pour les deux populations, mais également que les gammars issus de la Rhônelle accumulent plus fortement les ETM que les organismes issus de la Bourbre.

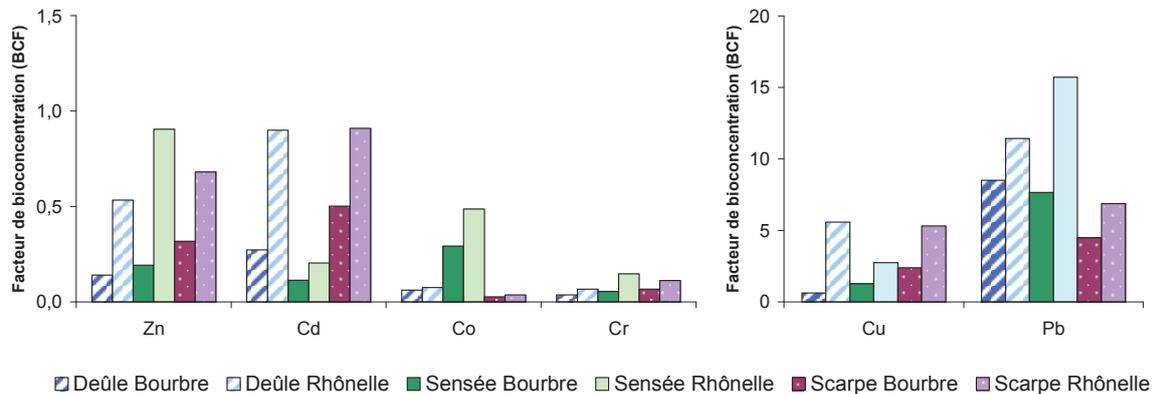


Figure 52 : comparaison des BCF pour les gammars issus de la Bourbre et des gammars issus de la Rhônelle calculés pour la 1^{ère} semaine d'exposition en avril 2012

Ces résultats rejoignent les conclusions de Khan et al. (2011), qui ont travaillé sur la comparaison de réponses physiologiques mesurées chez deux populations de *Gammarus pulex* exposées conjointement dans des milieux contaminés en métaux. Les auteurs ont ainsi observé que les réactions des deux populations suivent une même tendance. Ces données illustrent la variabilité naturelle qui existe entre différentes populations de gammars et mettent en évidence des capacités d'accumulation différentes entre organismes de même espèce.

Ces résultats démontrent l'importance de la prise en compte de l'histoire de vie des organismes et de l'adaptation des populations pour la construction d'outils de bioindication et pour leur application. L'outil développé par IRSTEA paraît donc parfaitement transférable à une autre population de gammars, mais suggère tout de même la nécessité d'une calibration préalable avant l'utilisation des seuils. L'utilisation de *G. fossarum* comme support de bioaccumulation à plus grande échelle nécessite donc la caractérisation préalable de la variabilité de la capacité d'accumulation entre populations, afin de définir des incertitudes autour de ces valeurs seuils. Cela implique toutefois que la variabilité doit rester raisonnable, comme c'est le cas dans cette étude, alors que les deux populations proviennent de deux bassins hydrographiques différents.

- **Gammarès et navigation**

Les concentrations en ETM mesurées dans les canaux de la Deûle et de la Scarpe (sédiments et eau de surface) sont globalement plus fortes que dans la Sensée. Cependant, les gammarès exposés dans les trois canaux présentent tous des réponses similaires par campagne. Ces expérimentations mettent ainsi en évidence une différence temporelle, et non spatiale entre les milieux. Malgré la contamination métallique, les organismes exposés lors des deux campagnes de 2011 ne mettent pas en évidence d'effet toxique très marqué des colonnes d'eau ; l'accumulation forte en Pb dans les gammarès n'entraînant pas de surmortalité ou d'inhibition des marqueurs étudiés.

Les résultats sont cependant différents en 2012, et l'hypothèse d'une contamination par les pesticides semble à écarter au vu des données Agence de l'Eau. Les milieux ne sont pas sujets à un enrichissement de leur colonne d'eau en ce qui concerne les concentrations en ETM suivis (Cd, Cu, Cr, Co, Ni, Pb et Zn) et aucune différence significative n'apparaît entre les résultats de bioaccumulation de 2011 et 2012. As et Hg sont également présents en concentrations importantes dans ces canaux (Kadlecova, 2011; Laviale, 2008), mais aucune valeur aberrante n'a été mesurée au cours des suivis AEAP (eaufrance.fr).

Les plus fortes précipitations pendant le déploiement des gammarès ont été enregistrées au mois d'avril 2012 (environ 110 mm de pluie, et entre 20 et 40 mm pour mai et octobre 2011 respectivement). Un effet météorologique entraînant un lessivage accru des sols pollués environnants n'est donc pas à exclure. Des prospections de contamination organique (HAP, PCB, phtalates) en cours au laboratoire, ont également mis en évidence des concentrations importantes de ces polluants dans les sédiments.

L'impact de la navigation sur ces résultats paraît difficile à envisager. En effet, la plus forte intensité de trafic (Tableau 37) a été enregistrée en octobre 2011 sur la Deûle et sur la Sensée simultanément, sans conséquence mesurable sur les paramètres étudiés chez les gammarès. La campagne d'exposition d'avril 2012 a au contraire eu lieu pendant une période comprenant une journée de trafic nul (1^{er} mai) et la plus forte ampleur de variation sur 15 jours. Cependant, dans l'hypothèse où la navigation entraîne une remise en suspension de sédiment contaminé en éléments traces dans la colonne d'eau, il semble alors que ces variations ne soient pas significatives sur les capacités de bioaccumulation de *G. fossarum*.

Tableau 4.37 : intensité moyenne du trafic fluvial pendant les 15 jours de chacune des trois campagnes d'exposition des gammars dans les canaux

		Mai 2011	Octobre 2011	Avril 2012
Sensée	Tonnage moyen	6269	12361	9924
	Trafic moyen	25 (7-33)	34 (18-55)	28 (0-41)
Deûle	Tonnage moyen	6578	13076	9990
	Trafic moyen	26 (6-39)	36 (19-56)	29 (0-46)

Enfin, les taux de survie satisfaisants ont permis d'étudier les réponses alimentaire et enzymatique des gammars suite aux expositions à diverses saisons dans les trois canaux, et de mesurer l'accumulation biologique des éléments traces. Il apparaît que les différences sont interannuelles et non spatiales, avec une inhibition marquée des comportements en avril 2012 uniquement, mais sur tous les canaux. Un important dépassement du seuil de contamination en Pb, et ponctuellement en Cd, a été mesuré dans les organismes exposés dans les trois canaux et en toutes saisons, ce qui conduit à classer ces milieux en mauvaise qualité chimique. Globalement, les concentrations bioaccumulées en Zn et Cu sont faibles et comparables entre organismes exposés sur les trois milieux. Ceci est cohérent avec les faibles concentrations labiles mesurées par DGT, globalement égales pour les trois canaux, et confirmant la disponibilité limitée des ETM contenus dans les sédiments. Ces résultats soulignent l'importance des mesures chimiques et biologiques en parallèle, permettant une estimation au plus juste de l'état des masses d'eau. Par ailleurs, aucun impact de la navigation sur les marqueurs étudiés chez les gammars n'a pu être mis en évidence.

4. Conclusion

Le chapitre 4 avait pour but de décrire les principaux résultats issus des mesures physico-chimiques, chimiques, écologiques et écotoxicologiques effectuées dans la colonne d'eau des trois canaux. Ces différents aspects, évalués au cours de trois campagnes réparties sur deux années de suivi, ont permis une bonne caractérisation de la qualité des cours d'eau choisis.

Les données physico-chimiques ont mis en évidence des différences entre les canaux concernant les paramètres turbidité, conductivité et oxygène, avec une plus forte ampleur de

variations pour la Scarpe. Les éléments nutritifs présentent des gammes de concentrations variables d'un canal à l'autre, le plus enrichi étant la Scarpe et le plus pauvre la Sensée. Les teneurs mesurées dans les trois milieux semblent également varier en fonction des saisons, mais également des variations du phytoplancton, représenté par les teneurs totales en chlorophylle *a*.

Les ETM mesurés dans la colonne d'eau sur la phase dissoute sont, au contraire des concentrations mesurées dans les particules sédimentaires, assez proches d'un canal à l'autre. La Deûle se présente toutefois comme le canal le plus enrichi, suivi de la Scarpe, puis de la Sensée. Les concentrations sont relativement stables au cours du temps, mais de fortes variations peuvent être observées ponctuellement, qui seront mises en relation avec l'intensité du trafic fluvial, chapitre 5. Par ailleurs, la toxicité de la colonne d'eau, évaluée chimiquement par l'indice OWCTU, précédemment appliqué aux eaux interstitielles, met en évidence un risque de toxicité quasiment permanent pour la Deûle ; les canaux de la Sensée et de la Scarpe ne semblant présenter une toxicité que ponctuellement. Comparées aux NQE, seule la Sensée apparaît en bon état chimique, la Deûle et la Scarpe étant déclassées par leurs teneurs en Pb notamment. Les trois canaux sont toutefois en mauvais état écologique en raison d'un dépassement des normes de qualité en Cu, mais également en Zn pour les deux canaux au lourd passé industriel. Des profils linéaires réalisés sur chaque canal ont permis d'établir que la Sensée et la Deûle présentent une bonne homogénéité de leurs paramètres en ions et éléments traces, tandis qu'un gradient de concentration amont-aval est mesuré pour la Scarpe, probablement en lien avec des pressions anthropiques environnantes (STEP, zones urbaine et agricole proches).

Le suivi ponctuel du phytoplancton, par le biais de dosages de la Chlorophylle *a* et d'analyses taxonomiques met en évidence une homogénéité des concentrations pigmentaires entre les canaux, notamment en 2011. La Sensée se démarque en effet en 2012 par l'absence de pic algal observé dans les deux autres canaux, qui pourrait être mis en lien avec des teneurs moindres mesurées en Si, élément indispensable à la croissance et au développement des diatomées, abondamment présentes à cette période de l'année. Les analyses taxonomiques révèlent une dominance des espèces *Stephanodiscus sp* (diatomée) et *Scenedesmus sp* (chlorophycée) tout au long de l'année dans les canaux. La Scarpe se démarque par une plus forte représentativité de la classe des diatomées, et les trois canaux se distinguent entre eux par une différence de densité en cellules algales, probablement en lien avec la qualité de l'eau. Malgré une stagnation plus importante de la colonne d'eau de la Scarpe, aucune différence de

richesse spécifique ou d'abondance de cyanobactéries n'a pu être mise en évidence entre les canaux.

Les mesures des pigments de quatre classes algales, enregistrées à haute fréquence par l'Algae Online Analyser, permettent de visualiser des alternances nyctémérales et inter-journalières des concentrations algales, et une globale dominance des algues vertes pendant les périodes de suivi. Des diminutions ponctuelles des concentrations sont observées et leur origine sera évaluée au cours du chapitre 5 afin de déterminer notamment si, outre les paramètres abiotiques, la navigation peut être mise en cause dans ces variations.

Enfin, une approche écotoxicologique a été mise en œuvre, reposant sur la technique d'encagement de gammares (*G. fossarum*), supports d'analyses de biomarqueurs et de bioaccumulation, et développée par IRSTEA. Une comparaison méthodologique a par ailleurs été effectuée au cours de la campagne menée en avril 2012, avec le déploiement d'organismes prélevés dans le bassin Artois-Picardie. Globalement, les gammares exposés dans les trois canaux présentent des taux de survie supérieurs à 80 % lors de chaque campagne. Les analyses du comportement alimentaire et des dosages enzymatiques de l'acétylcholinestérase procurent des résultats similaires entre canaux et mettent en évidence une inhibition de ces deux paramètres pour la campagne de 2012 uniquement. Les organismes issus du bassin Artois-Picardie semblent par ailleurs présenter une plus forte sensibilité à la qualité de l'eau que leurs congénères du bassin du Rhône.

La disponibilité des métaux traces a été évaluée au moyen de mesures chimiques, les DGT, mais également de façon biologique par des dosages de bioaccumulation dans les gammares. Les DGT mettent en évidence des concentrations labiles potentiellement biodisponibles relativement proches d'un canal à l'autre, malgré des différences significatives de concentrations totales dans le dissous. Les concentrations de chaque élément trace mesurées dans les organismes exposés dans les trois canaux sont également très proches. La labilité semble ainsi maximale pour Zn, puis Cd et enfin Pb, Cr et Co ces deux derniers éléments n'étant pas des contaminants majeurs des milieux étudiés. Cependant, les dosages sur gammares ne révèlent que de faibles taux d'accumulation pour Cr, Co, Cu et Zn, qui ne dépassent jamais les seuils de contamination établis par IRSTEA pour ces organismes. Au contraire, Cd dépasse ponctuellement ce seuil en 2012 dans la Deûle et la Scarpe, tandis que le seuil établi pour Pb est franchi systématiquement dans tous les canaux et lors de chaque campagne d'exposition, malgré la labilité moindre de cet élément, établie par DGT.

Chapitre 4

Enfin, la dureté des eaux du bassin, enrichies en calcaire, semble limiter la disponibilité des ETM pour les gammares. Les raisons de l'inhibition de l'activité AChE et du comportement alimentaire en 2012 restent hypothétiques, mais l'impact de la navigation sur ces marqueurs semble être mis hors de cause.

La caractérisation des canaux met ainsi en avant une relative homogénéité des trois canaux en terme de résultats biologiques, mais révèle cependant des différences de concentrations en éléments nutritifs et en éléments traces métalliques. Au cours du chapitre 5, ces résultats vont être confrontés avec des paramètres de navigation, relevés au niveau de deux écluses présentes sur les canaux de la Sensée et de la Deûle, afin de rechercher si les paramètres décrits au cours de ce chapitre peuvent ou non, et comment, être influencés par le trafic fluvial.

Chapitre 5

Impact de la navigation sur la qualité chimique et sur le phytoplancton des canaux

Chapitre 5 - Impact de la navigation sur la qualité chimique et sur le phytoplancton des canaux

Au cours du chapitre 4, la description des paramètres physico-chimiques, chimiques et biologiques mesurés dans les canaux a mis en évidence des différences quantitatives de la turbidité, et des teneurs en oxygène dissous et en éléments nutritifs et métalliques entre les trois milieux. Le suivi phytoplanctonique n'a pas permis de mettre en évidence de différence majeure de composition du phytoplancton entre les canaux. Les données acquises grâce à la technique par encagement sur gammarels ont conclu à une différence temporelle et non spatiale de la qualité de ces cours d'eau, sans lien avec la navigation. Au cours de ce chapitre, les résultats précédents vont être exploités en lien direct avec des données de trafic fluvial, afin de rechercher une éventuelle influence de la navigation sur les paramètres déterminants de la qualité de l'eau.

La pression « navigation » exercée sur les canaux va d'abord être décrite, afin de présenter les paramètres qui seront utilisés par la suite pour étudier l'impact du trafic fluvial. Puis les données mesurées dans les canaux feront l'objet de traitements statistiques et de mises en relation avec ces paramètres de navigation. Les teneurs en éléments traces métalliques et en phosphore dans la colonne d'eau, susceptibles d'être modifiées par les remises en suspension occasionnées lors du trafic fluvial, seront étudiées plus attentivement, de même que l'influence de la navigation sur la biomasse algale.

1. Pression de navigation exercée sur les canaux

Afin de confronter les données chimiques et biologiques à la navigation, des paramètres caractéristiques du trafic fluvial ont été déterminés. Le nombre de péniches et leur tonnage, enregistrés chaque jour lors des passages aux écluses, ont ainsi été choisis pour cette exploitation. Les données procurées par VNF fournissent en effet des indications de la fréquence du trafic fluvial et une estimation du tonnage transporté, au passage des écluses de Gœulzin pour le canal de la Sensée, et de Douai en amont du canal de la Deûle.

Globalement, le tonnage transporté par canal sur la durée des périodes d'échantillonnage est légèrement plus fort pour la Deûle que pour la Sensée. Il semble qu'entre mai et septembre 2011, le trafic se soit un peu amplifié, avec une charge journalière plus forte (Tableau 38).

Tableau 38 : données moyennes du trafic fluvial aux écluses de Gœulzin (Sensée) et Douai (Deûle) pendant les périodes d'échantillonnage

	mai à juin 2011		sept. à nov. 2011		mars à mai 2012	
	Sensée	Deûle	Sensée	Deûle	Sensée	Deûle
Nombre journalier moyen de péniches	27	27	29	32	28	27
Tonnage total enregistré sur la période de suivi	423 543	431 702	854 402	926 066	829 458	835 329
Tonnage moyen journalier	7302	7574	9493	10290	9216	9281

Le trafic fluvial sur la Deûle et sur la Sensée est équivalent en nombre moyen de péniches transitant par jour aux écluses (30 ± 10 péniches), et relativement constant quelle que soit la période de l'année. Par ailleurs, les données indiquent que le trafic fluvial, toutes périodes d'échantillonnages confondues, concerne principalement les tranches horaires comprises entre 6h et 21h pour la Deûle comme pour la Sensée (Figure 53), le maximum de transit aux écluses étant enregistré globalement entre 11h et 16h. Les prélèvements et mesures *in situ* ont été effectués majoritairement entre 9h et 10h sur la Deûle, puis entre 10h et 11h sur la Sensée, ce qui correspond à une fréquence de passage moyenne de 2 à 3 péniches par heure sur ces deux canaux.

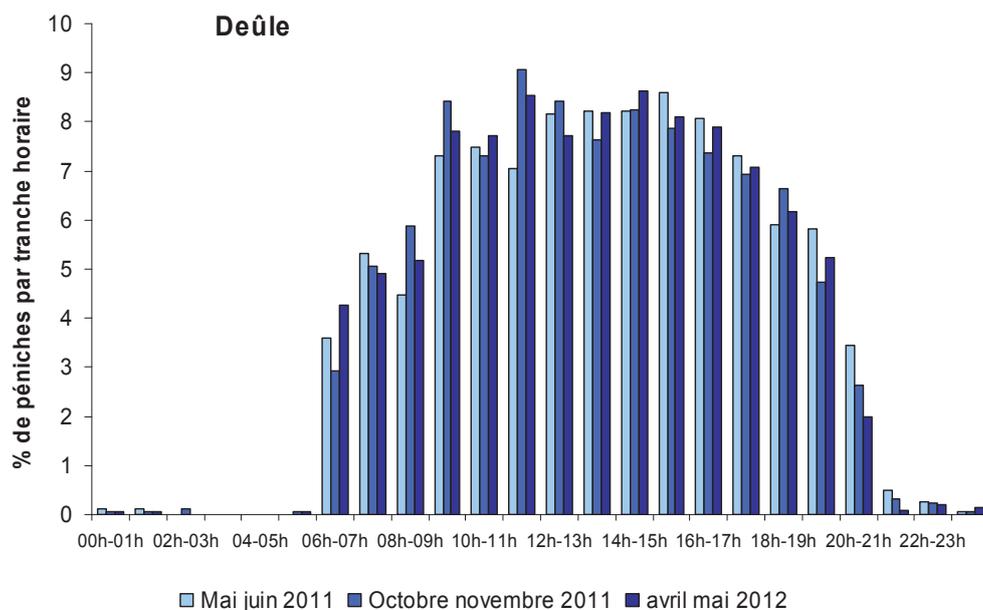


Figure 53 : fréquence par tranche horaire (%) du trafic fluvial au cours des 3 campagnes de prélèvement effectuées sur la Deûle

En plus de la variation journalière du trafic, les canaux sont également soumis à une variation hebdomadaire, avec un trafic généralement moins intense le dimanche (Figure 54). La fréquentation des écluses peut être ponctuée par des événements qui atténuent le trafic (jours fériés, ponts, grèves) ou qui l'intensifient (lendemain de jours fériés), et se produisant simultanément sur les canaux de la Sensée et de la Deûle. La Figure 54 illustre le cas de la grève des éclusiers des 6 et 7 juin 2011, le trafic nul durant deux jours consécutifs donnant lieu à un trafic très important le 8 juin.

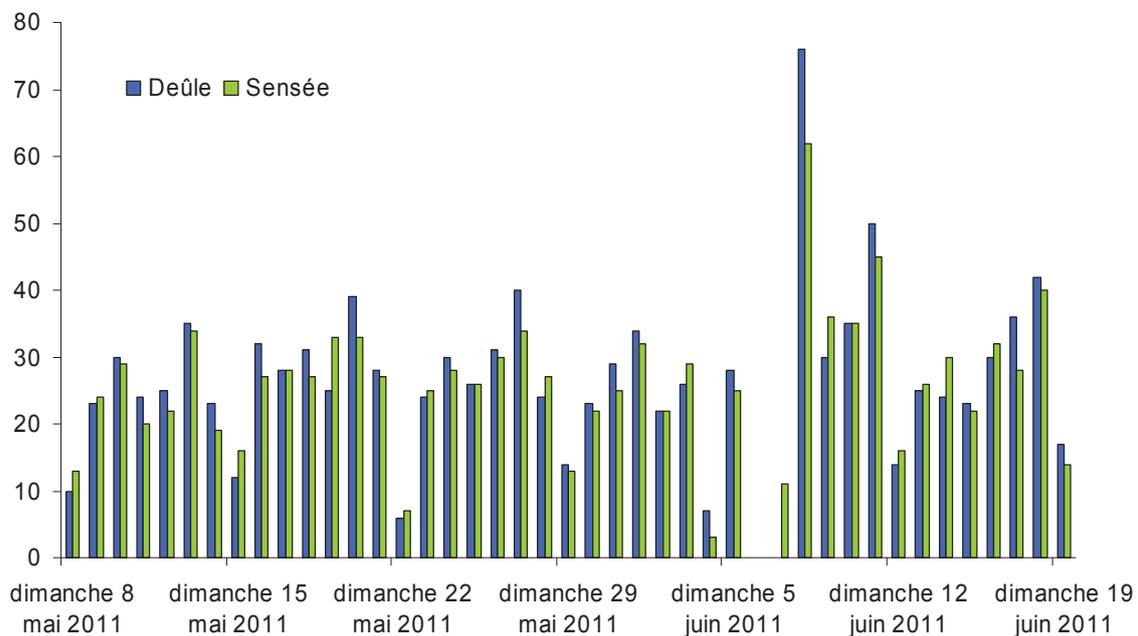


Figure 54 : nombre de péniches circulant par jour sur le canal de la Deûle (écluse de Douai) et sur le canal de la Sensée (écluse de Gœulzin)

Par ailleurs, le tonnage et le nombre de péniches transitant par jour sont bien corrélés pour la Sensée comme pour la Deûle ($r^2 = 0,6$ à $0,7$). Une corrélation est également établie entre le trafic fluvial de la Sensée et celui de la Deûle, ce qui se justifie probablement par la succession des canaux et l'absence de voies de passage alternatives (Cf. Figure 2, Chapitre 2). Globalement, l'ensemble de ces données indique que la navigation est très comparable sur les deux canaux.

2. Etude physico-chimique et chimique des canaux en lien avec la navigation

Les paramètres physico-chimiques, chimiques et la Chl *a* mesurés dans la colonne d'eau des trois canaux vont dans un premier temps être analysés statistiquement sans inclure la navigation, afin d'étudier les relations entre les paramètres et les caractéristiques de chaque canal. Dans un second temps, les données de navigation présentées précédemment vont être ajoutées aux traitements statistiques. Puis une attention plus particulière sera apportée aux cas des concentrations en métaux traces, en phosphore, en oxygène et en Chlorophylle *a*, ainsi qu'à des événements temporels ponctuels (Figure 55).

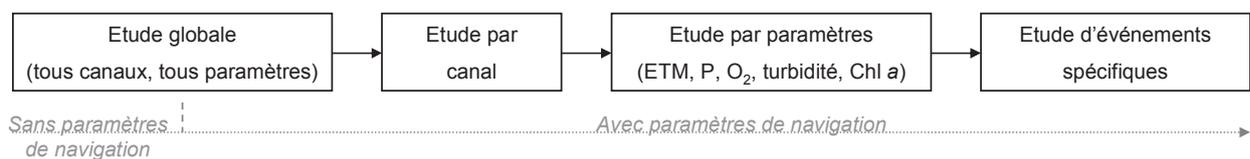


Figure 55 : méthodologie de traitement des données au cours du chapitre 5

2.1. Etude statistique des données physico-chimiques et chimiques, sans navigation

2.1.1. Traitement statistique simultané des trois canaux

L'étude des données ponctuelles a permis de mettre en évidence quelques prélèvements qui font état de valeurs anormales, en particulier dans la Scarpe (Cf. chapitre 4). En effet, le 13 et le 20 avril 2012, des concentrations inhabituellement faibles en oxygène ($1,45 \text{ mg.L}^{-1}$ et $3,5 \text{ mg.L}^{-1}$ respectivement) et en nitrates (13 mg.L^{-1}), et au contraire de fortes concentrations en MES, ammonium, COD et ETM ont été relevées. Ces données suggèrent un apport important de matière organique, dont la dégradation consomme de l'oxygène et produit des ions ammonium. Ces données ne sont pas reliées aux concentrations en Chl *a*, ce qui implique que la MO ne provient pas de la croissance végétale, mais plutôt d'une remise en suspension du sédiment ou encore d'une source exogène au cours d'eau. Les 11 et 12 avril 2012, le secteur

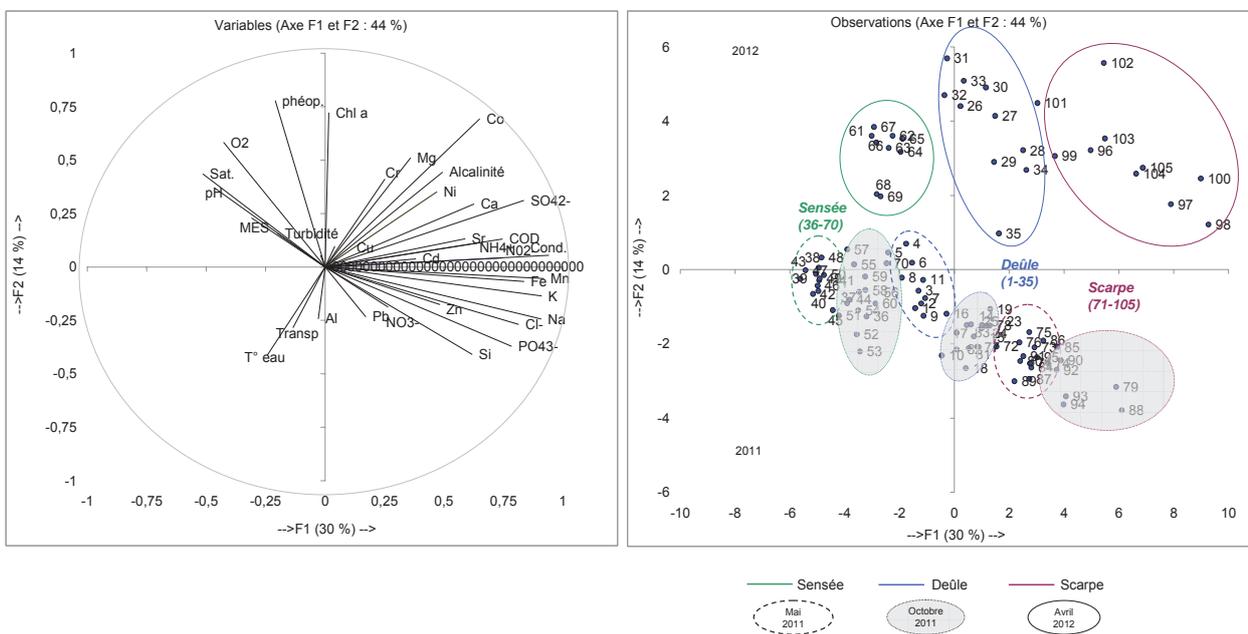
de Douai a été soumis à de fortes pluies orageuses, mais ces anomalies n'ont pas été observées dans les deux autres milieux. Afin de distinguer les phénomènes communs ou spécifiques à chaque canal, et d'étudier les relations entre paramètres physico-chimiques et chimiques, les données des canaux ont été traitées statistiquement par ACP au moyen du logiciel Statbox (Version : 7.4.2).

L'analyse statistique commune des données mesurées dans les trois canaux permet de distinguer 4 axes, qui représentent 62 % de la variance observée, et de différencier les variables qui définissent le mieux la répartition des observations dans les canaux (Figure 56) :

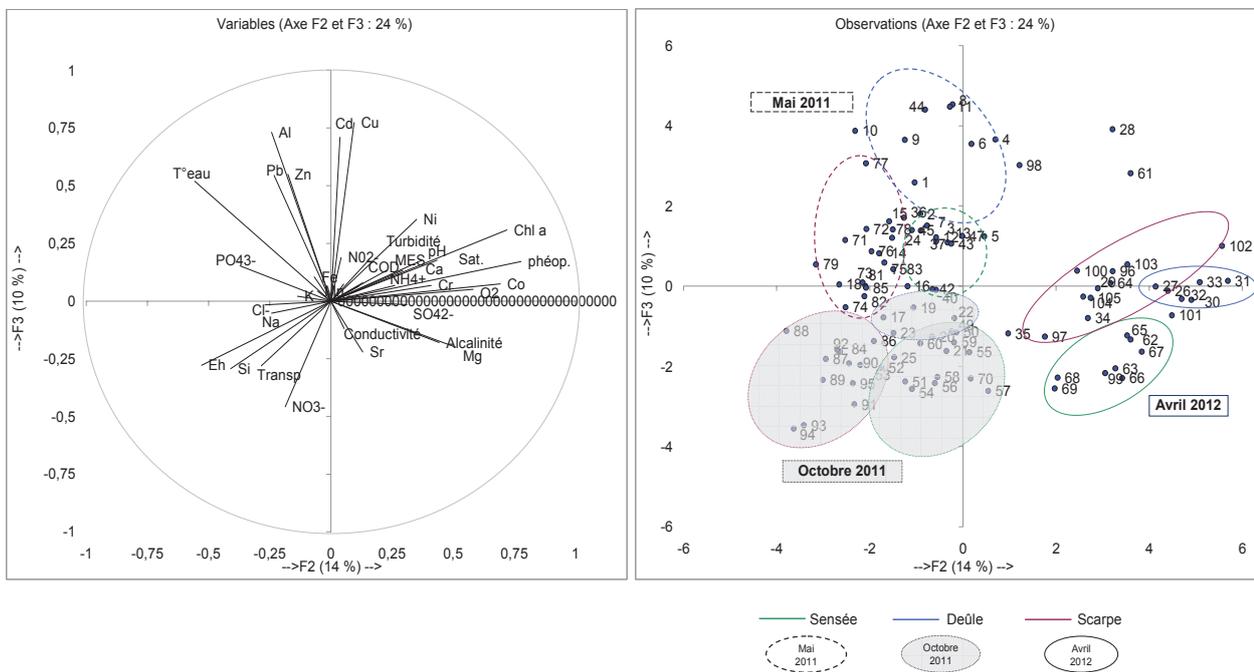
- L'axe 1 (30% de la variance) représente la qualité générale du milieu, déterminée par les éléments majeurs (Ca, K, Na) et les nutriments, la conductivité, le pH,
- L'axe 2 (14%) représente la biomasse algale (Chl *a* et phéopigments), la température de l'eau et la teneur en oxygène.
- L'axe 3 (10%) reflète la pollution métallique de l'eau avec les ETM : Cd, Pb, Cu, Zn, et la pollution par les nitrates.
- Les MES, la turbidité et la transparence se situent sur un 4^{ème} axe (8,5 %), et ne sont donc pas des facteurs déterminants pour caractériser les milieux.

La répartition des observations sur l'axe 1 (Figure 56 a) permet de discriminer chaque canal par la qualité chimique de son milieu, selon l'ordre croissant des concentrations et déclassant les canaux dans l'ordre : Sensée, Deûle, puis Scarpe. L'axe 2 oppose quant à lui les années 2011 et 2012. La Sensée paraît être le canal le plus homogène, avec des observations interannuelles plus rapprochées sur les axes, et plus groupées dans l'espace. L'opposition 2011-2012 apparaît plus clairement pour la Deûle, et plus encore pour la Scarpe.

a



b



Abréviations : Cond. = conductivité ; Trans. = transparence ; phéop. = phéopigments ; Sat. = saturation

Figure 56 : variables et observations de l'ACP exécutée à partir des paramètres chimiques et physico-chimiques mesurés sur les trois canaux, sans inclure les paramètres de navigation, (a) : axes 1 & 2, (b) : axes 2 & 3.

L'axe 3 (Figure 56 b) représenté par la contamination métallique (Pb, Cd, Zn, Cu) regroupe les observations de la campagne de mai 2011 de chaque canal. Les canaux semblent plus sensibles à la pollution en ETM à cette période qu'en octobre 2011 et avril 2012. La Sensée s'oppose plus clairement que les autres canaux aux ETM, soulignant une contamination moins forte de sa colonne d'eau (Cf. Chapitre 4).

L'analyse par ACP permet de distinguer chaque canal en fonction de la qualité physico-chimique et chimique de sa colonne d'eau. Chaque campagne d'échantillonnage, indépendamment du milieu étudié, est ensuite discriminée. Les canaux présentent ainsi chacun leur propre physico-chimie, mais subissent conjointement l'influence saisonnière.

2.1.2. Etude statistique par canal

Les données de chaque canal ont été traitées également par ACP, afin de mettre en évidence les paramètres qui définissent le mieux chaque système aquatique, et de pouvoir comparer les milieux entre eux. Pour chacun des trois canaux, les deux premiers axes expliquent 45 % de la variance observée. Dans le cas de la Sensée (Figure 57 a), les variables se répartissent distinctement sur trois axes :

- L'axe 1 (22 %) définit la qualité générale de l'eau : éléments majeurs (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-}) et oxygène, opposés aux MES et Si,
- L'axe 2 (22 %) est marqué par le développement et la consommation des microalgues : Chl *a* opposée aux nitrates, phosphates et température,
- L'axe 3 (12 %) est représenté par les ETM : Cd, Pb, Al, Ni, Cu, Zn opposés au COD.

Le comportement des variables dans les deux autres canaux n'est pas aussi distinct. La Deûle (Figure 57 b) présente un comportement proche de celui de la Sensée : les éléments majeurs sur le 1^{er} axe (26 %), la biomasse végétale sur le 2nd axe (20 %), mais la turbidité et les MES sur le 3^{ème} axe (10 %) et les ETM répartis sur les trois axes. On trouve par exemple une corrélation positive entre Pb^{2+} et PO_4^{3-} (test de Pearson significatif à 5%), déjà calculée lors des analyses sédimentaires, et probablement en lien avec les apports historiques de minerais. Cette corrélation, mesurée de nouveau dans la colonne d'eau, semble donc confirmer une origine commune et pourrait être une conséquence de la remise en suspension des sédiments.

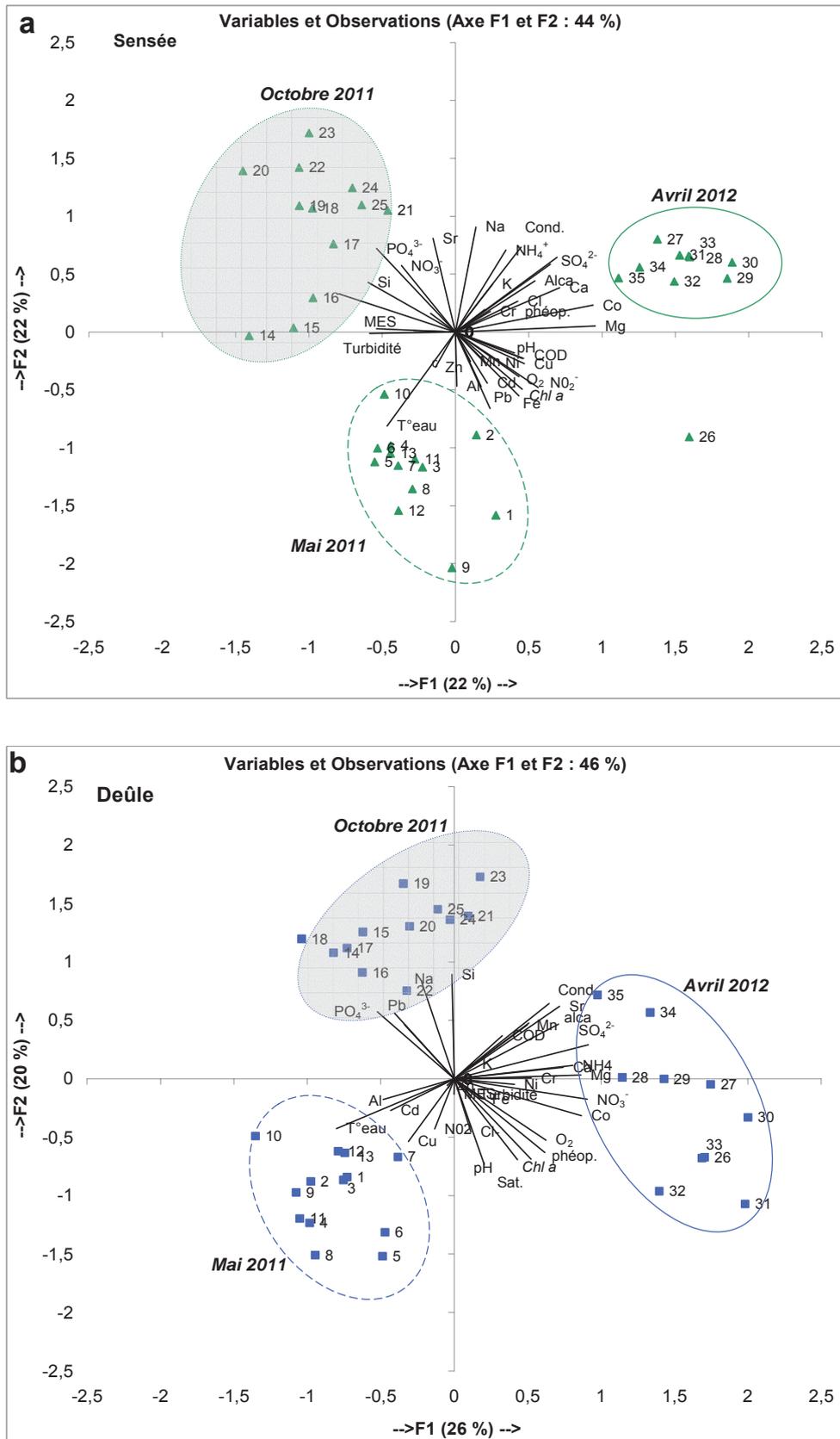


Figure 57 : variables et observations des ACP effectuées sur les données mesurées ponctuellement en 2011 et 2012 sur la Sensée (a) et sur la Deûle (b)

Chapitre 5

La Scarpe (Figure 58) présente une répartition différente de ses variables. L'axe 1 (29 %) porte les éléments majeurs, mais aussi la Chl *a*, les MES et une partie des ETM (Cd, Cr, Co et Ni). Contrairement aux canaux navigués, la chlorophylle n'est ici pas corrélée aux orthophosphates, présents sur le second axe (17 %) également défini par l'ammonium, l'oxygène dissous, Zn et Pb. Dans ce canal, le taux de MES est significativement (Pearson, 5 %) corrélé à NH_4^+ et au COD, et anticorrélé au pH et aux teneurs en O_2 . Ceci suggère que la Scarpe est sensible aux rejets de la station d'épuration de Douai, située à 2,5 km en amont, et que ce milieu est plus soumis à l'anthropisation que les deux autres canaux.

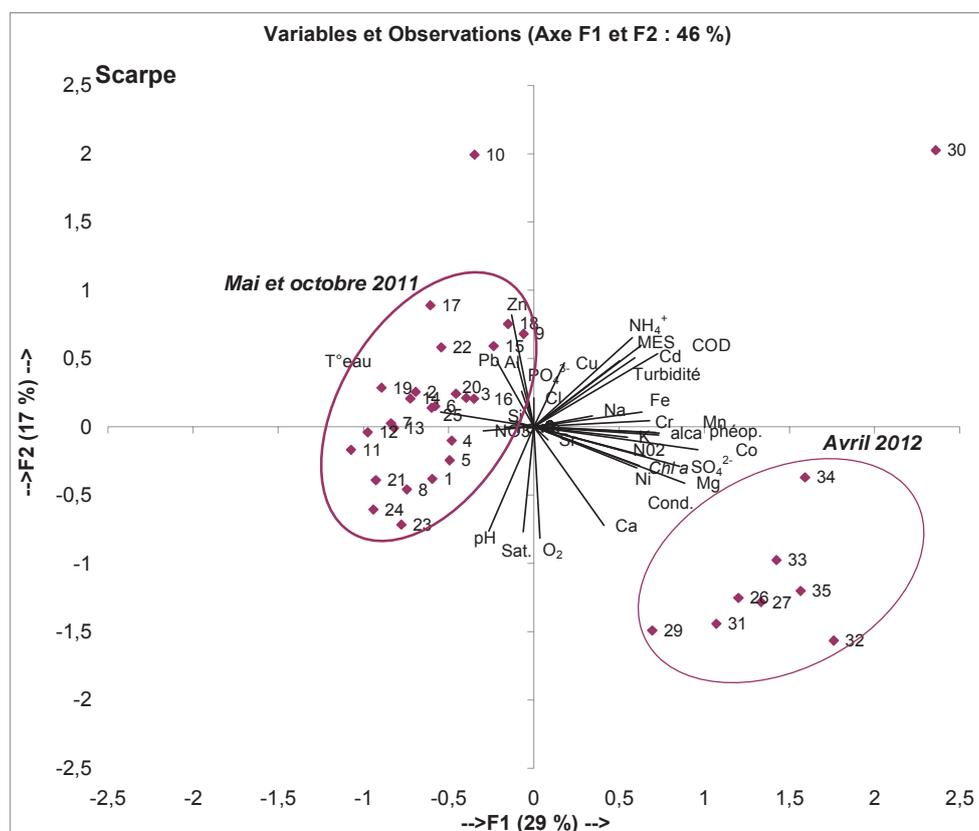


Figure 58 : variables et observations de l'ACP effectuée sur les données mesurées ponctuellement sur la Scarpe en 2011 et 2012

L'analyse canal par canal met également en évidence une opposition entre 2011 et 2012. L'évolution des paramètres chimiques et physico-chimiques de la Sensée et la Deûle semble régie par la biomasse phytoplanctonique. En effet, la campagne de mai 2011 est caractérisée par le développement algal (Chl *a*, oxygène dissous) en lien avec la consommation des

nutriments (PO_4^{3-}). En automne, les stocks de sels nutritifs sont reconstitués (PO_4^{3-} , Si) et en avril 2012, le milieu est de nouveau caractérisé par l'augmentation du taux d'oxygène en lien avec le développement algal, moins important dans le canal de la Sensée. Par ailleurs, la Chlorophylle *a* est toujours corrélée à PO_4^{3-} et NO_3^- dans les canaux de la Sensée et de la Deûle, ce qui est cohérent avec les phénomènes de consommation algale. Au contraire, chlorophylle et phosphates ne sont pas corrélés dans le cas de la Scarpe, ce qui suggère que les apports sont tellement forts qu'ils masquent les phénomènes naturels. Ces résultats impliquent que malgré une navigation forte sur les canaux de la Sensée et de la Deûle, ces deux milieux semblent suivre un comportement assez naturel, à cette échelle d'observation, et par rapport aux paramètres étudiés (pas d'information sur la biomasse animale).

Le trafic fluvial est susceptible d'avoir une influence sur les variations des concentrations en MES, par la remise en suspension du sédiment, et sur les teneurs en oxygène dissous, par le brassage de la colonne d'eau lors du batillage. Or, sur les trois canaux, on note des corrélations significatives (Pearson, 5 %) entre le taux de MES et les phéopigments (Figure 59), et entre l'oxygène dissous et la Chlorophylle *a*. Ceci signifie que certains paramètres, potentiellement impactés par la navigation, sont d'abord influencés par le phytoplancton.

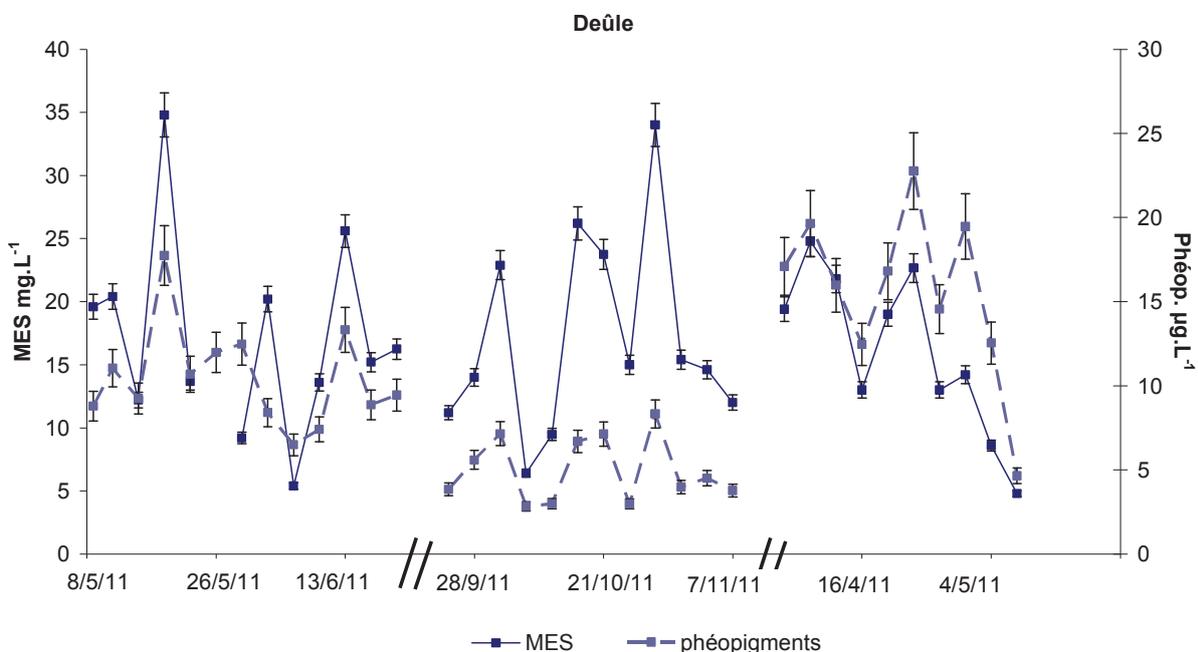


Figure 59 : évolution temporelle des concentrations en MES et phéopigments dans la Deûle en 2011 et 2012

La répartition des observations sur les ACP permet de mettre en évidence que certaines d'entre elles sont isolées de façon répétée sur les trois canaux, comme le 9 juin (point 10) et le 2 novembre 2011 (point 23), sans présenter pour autant de valeurs inhabituelles des paramètres physico-chimiques ou chimiques. Ces deux journées ne sont pas sujettes à des conditions climatiques particulières, et l'origine de cette distinction semble plutôt liée à l'intensité du trafic fluvial : le 9 juin est consécutif à une journée très naviguée (Cf. § 1), tandis que le 2 novembre (week end de la Toussaint) est caractérisé par un trafic moindre. Ces événements sont mis en valeur au lendemain de trafic non coutumier, ce qui suggérerait que les milieux peuvent présenter une résilience aux événements de grande ampleur. Ces observations suggèrent également que la Scarpe, non naviguée, mais connectée en amont au niveau de Douai au canal de dérivation de la Scarpe, pourrait également subir l'influence de la navigation.

L'étude canal par canal a permis de mieux caractériser les milieux étudiés. Elle montre que globalement, Deûle et Sensée présentent un comportement naturel avec une influence de la biomasse phytoplanctonique sur certains paramètres comme la turbidité ou les concentrations en nutriments. Au contraire, la Scarpe semble fortement impactée par une pollution à la fois organique et métallique, qui semble masquer des phénomènes naturels comme la consommation des nutriments par le phytoplancton. L'opposition entre les campagnes de 2011 et de 2012 reste apparente et suggère une qualité d'eau relativement moins bonne en 2012, ce qui est cohérent avec les résultats obtenus par les biomarqueurs Chapitre 4. Certaines observations sont mises en évidence de façon simultanée sur les trois canaux, mais ne semblent pas liées par un phénomène commun comme la météorologie, et pourraient être reliées à une intensité inhabituelle du trafic fluvial.

2.2. Etude statistique des paramètres physico-chimiques et chimiques incluant la navigation

Le traitement statistique par ACP a été reconduit sur les données physico-chimiques et chimiques des canaux, en incluant les paramètres de navigation : tonnage et nombre de péniches quotidiens.

2.2.1. Analyse statistique des données mesurées ponctuellement dans les canaux

2.2.1.1. Cas des canaux de la Deûle et de la Sensée

L'analyse statistique a été renouvelée sur les données des canaux de la Sensée et de la Deûle en tenant compte des paramètres tonnage et nombre de péniches journaliers, et de ces mêmes paramètres enregistrés la veille aux écluses, le trafic fluvial étant susceptible de varier fortement d'un jour à l'autre (Cf. § 1.).

Si l'on ne prend en compte que le trafic fluvial du jour-même du prélèvement, le traitement statistique fait ressortir trois axes, qui expliquent 55 % de la variance observée :

- L'axe 1 (26%) détermine toujours la qualité du milieu, définie par les éléments majeurs, les nutriments PO_4^{3-} et NO_3^- et les ETM,
- L'axe 2 (15%) représente les paramètres de navigation, qui sont significativement corrélés avec la turbidité, les MES et Si, et inversement corrélés à Cu,
- L'axe 3 (15%) oppose la Chl *a*, l'oxygène et le pH aux nutriments et à Si.

La Sensée et la Deûle sont de nouveau nettement portées sur l'axe 1 (Figure 60), en fonction de la qualité de l'eau (et de la pollution métallique). Les observations des deux canaux se répartissent de façon parallèle sur l'axe 2 en fonction de l'intensité de la navigation. Si l'on prend en compte les paramètres de trafic fluvial relevés la veille des prélèvements, on constate que la répartition des variables et la variance des axes ne change pas. Toutefois, on constate que la répartition des observations sur l'axe de navigation est plus significative, et place aux extrémités la date du 28 octobre 2011, qui cumule deux jours de forte navigation, en opposition avec la date du 6 juin 2011 caractérisée par deux jours de trafic très faible.

Les données de chaque canal ont également été traitées séparément :

- **Cas de la Sensée**

Pour le canal de la Sensée, les données de tonnage et les MES sont toujours corrélées. Mais il apparaît également une corrélation significativement négative entre le tonnage et Cd, Pb, Ni, Cu et Zn (r^2 égale en moyenne à $-0,345$). Le nombre de péniches est également inversement corrélé à Pb, et les paramètres de navigation de la veille positivement corrélé aux phosphates ($r^2 = 0,42$).

Les résultats de l'ACP obtenus uniquement à partir des données de la Sensée placent les paramètres de navigation, ainsi que le tonnage de la veille sur le 1^{er} axe (24 %), avec la turbidité, les nutriments, l'oxygène, la Chl *a* et les ETM. Les périodes d'échantillonnage sont une nouvelle fois clairement séparées, avec toujours une opposition marquée entre les années 2011 et 2012. Les deux campagnes de 2011 se placent préférentiellement sur l'axe 1, tandis que la campagne de 2012 se place plutôt sur l'axe 2 (16 %) : la campagne de 2012 semble ici moins impactée par la navigation et au contraire plus sensible à la qualité de l'eau. Un effet météorologique (pluviosité accrue, luminosité plus faible), mis en évidence précédemment, pourrait en être la cause.

- **Cas de la Deûle**

Dans le cas de la Deûle, les liens entre les paramètres chimiques et la navigation sont moins importants. On relève toutefois une anti-corrélation significative entre tonnage et Cd ($-0,339$), et entre nombre de péniches et Cu ($-0,54$). Aucune corrélation n'est cette fois observée avec les orthophosphates, mais un lien négatif entre le tonnage de la veille et la saturation en oxygène est noté. Les paramètres de navigation sont définis sur l'axe 2 et non plus sur le 1^{er} axe comme dans le cas de la Sensée, qui représente toutefois 21 % de la variance observée.

Ainsi, il semble que le tonnage, plutôt que le nombre de péniches, soit responsable de la remise en suspension du sédiment. Des anti-corrélations sont mises en évidence entre les données de navigation et les principaux ETM présents dans les canaux, suggérant une adsorption des éléments dissous aux particules et non un relargage accru dans la colonne d'eau. L'influence du trafic sur les concentrations en oxygène et en orthophosphates n'est pas significative, mais le brassage semble favoriser la dégradation

de la matière organique, dont la minéralisation dans la colonne d'eau est par ailleurs susceptible de favoriser l'augmentation des teneurs en phosphates.

L'impact de la navigation sur les paramètres chimiques semble plus fort pour la Sensée que pour la Deûle, malgré une contamination moindre de la colonne d'eau en ETM et en phosphore du premier canal. Ces résultats mettent également en évidence une incidence de la navigation du jour et de la veille, sur la turbidité des canaux, notamment en cas d'événement de forte/faible ampleur.

2.2.1.2. Cas de la Scarpe

Les trois systèmes hydriques étudiés sont étroitement reliés. En effet, en amont de Douai, le canal de la Sensée rejoint la Scarpe Supérieure (Figure 61). Le canal se sépare ensuite en deux voies d'eau, l'une à grand gabarit (canal de dérivation de la Scarpe) qui sert au trafic fluvial, et une seconde à petit gabarit (Scarpe Moyenne), qui traverse Douai, et qui n'est plus naviguée. A l'aval de Douai, le canal de dérivation se prolonge vers Courcelles-Lès-Lens et devient la Deûle, tandis qu'un second bras se jette dans la Scarpe Inférieure, en direction de Râches, au niveau du port fluvial. La Scarpe possède elle-aussi une écluse sur son parcours, à 3 km en amont de Râches. Cet ouvrage reste toujours fermé en l'absence de navigation, et ne permet donc qu'une évacuation du trop plein vers l'aval. La Scarpe présente ainsi une connexion avec les deux canaux navigués à grand gabarit.

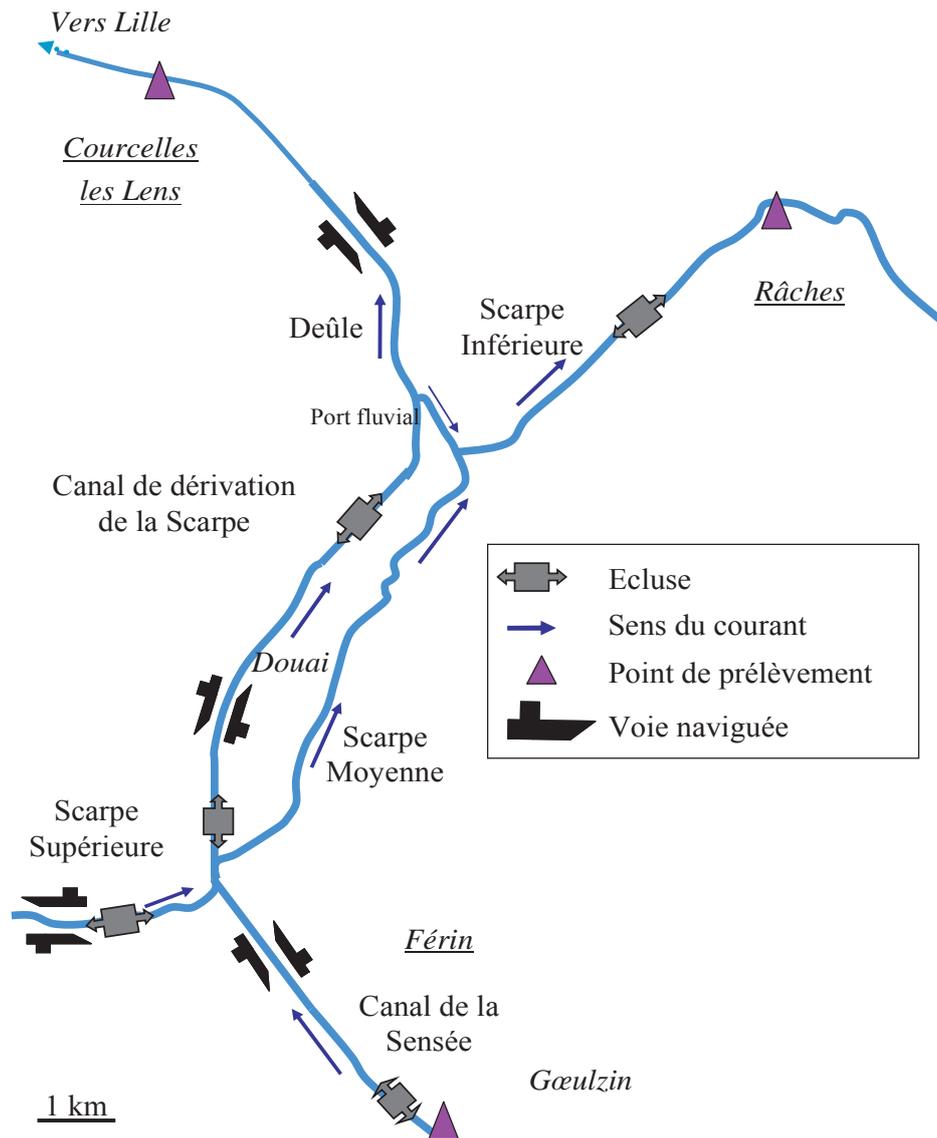


Figure 61 : schéma des relations hydriques entre les trois canaux autour de Douai

Etant donné que le point de mesures sur la Scarpe à Râches est situé à plus de 5 km en aval des écluses de Douai et de Gœulzin, les données chimiques et physico-chimiques mesurées sur la Scarpe ont été confrontées aux données de trafic enregistrées le jour précédent. Des corrélations significatives sont obtenues entre la turbidité mesurée sur la Scarpe et le tonnage journalier enregistré aux écluses situées sur la Sensée et sur la Deûle. Cette analyse met également en évidence des corrélations significatives entre les données de trafic et les concentrations en ETM mesurées dans les eaux de surface de la Scarpe, comme Cd, Pb, Cr, Cu et Zn, tandis qu'une anti-corrélation significative est également obtenue entre les données de la Deûle (tonnage et nombre de péniche) et les teneurs en oxygène dissous de la Scarpe (Tableau 39).

Tableau 39 : valeurs significatives au seuil de 5 % obtenues par le test de corrélation de Pearson, entre les paramètres chimiques et physico-chimiques mesurés sur la Scarpe au jour J et les données de trafic fluvial au jour J-1.

Paramètres mesurés sur la Scarpe	Sensée		Deûle	
	Tonnage	Nb péniches	Tonnage	Nb péniches
Cd ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0,473	0,519	0,493	0,494
Pb ($\mu\text{g.L}^{-1}$)		0,408	0,446	0,593
Cr ($\mu\text{g.L}^{-1}$)		0,375	0,394	0,380
Cu ($\mu\text{g.L}^{-1}$)		0,433		0,457
Zn ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0,349	0,406	0,372	0,449
O ₂ (mg.L^{-1})			- 0,337	- 0,348
Turbidité (FNU)	0,366		0,356	

L'ACP effectuée sur les données relatives à la Scarpe place les paramètres de navigation des autres canaux sur le 1^{er} axe (soit 33 % de la variance). La turbidité et les MES sont corrélés avec le COD sur ce 1^{er} axe, tandis que l'oxygène dissous apparaît sur le 3^{ème} axe (12 % de la variance), opposé au COD et aux ions ammonium. Ceci suggère une contribution de la navigation à un apport de matières en suspension fortement chargées en MO dans la colonne d'eau, dont la dégradation progressive libère du carbone et de l'azote dissous, tout en consommant de l'oxygène.

La répartition des observations sur les axes de l'ACP permet de distinguer quelques cas particuliers avec des coordonnées soit fortement positives, soit fortement négatives, sur l'axe 1, et relatives à des lendemains de trafic intense ou réduit. On distingue par exemple (Tableau 40) les dates du 9 juin et du 2 novembre 2011 comme sur les deux autres canaux, mais aussi les dates du 13 et du 20 avril 2012, caractérisées précédemment par des concentrations anormales (Cf. § 2.1.1). Ainsi, il semble qu'une augmentation du trafic fluvial entraîne, d'après les corrélations observées, une augmentation significative des taux de MES, des concentrations en ETM (Pb, Cd, Zn) ainsi qu'une diminution des teneurs en oxygène dissous dans la Scarpe.

Tableau 40 : exemples d'événements ponctuels sujets à un fort/faible trafic fluvial sur la Deûle et dont les conséquences sont visibles sur la Scarpe

Coordonnée fortement négative sur l'axe 1	Trafic de la veille enregistré à l'écluse de Douai (Deûle)	Coordonnée fortement positive sur l'axe 1	Trafic de la veille enregistré à l'écluse de Douai (Deûle)
9 mai 2011 : lendemain de jour férié (non chômé mais peu chargé)	3500 T – 10 péniches	9 juin 2011 : lendemain de reprise du trafic après 2 jours chômés	19000 T – 76 péniches
13 juin 2011	3400 T – 14 péniches	28 octobre 2011	19300 T – 52 péniches
24 octobre 2011	7500 T – 21 péniches	13 avril 2012	14000 T – 35 péniches
2 novembre 2011 (lendemain de jour férié, non chômé mais peu chargé)	6400 T – 19 péniches	20 avril 2012	18000 T – 46 péniches

Toutefois, un certain nombre d'anciennes écluses qui ne sont plus en service actuellement font obstacle à l'écoulement de la Scarpe Moyenne dans Douai, et en réduisent considérablement le débit de l'eau. La corrélation positive obtenue entre les paramètres de navigation de la Sensée et les paramètres chimiques de la Scarpe peut ainsi être due à un artéfact du fait des conditions de trafic similaires aux écluses de Gœulzin (Sensée) et de Douai (Deûle). Par ailleurs, il ne peut être exclu que le trafic dans le port fluvial (situé à l'embranchement du canal de dérivation de la Scarpe et de la Deûle) probablement proportionnel au trafic sur les canaux, soit responsable des corrélations mesurées.

Il semble ainsi que la connexion indirecte de la Scarpe avec les canaux navigués, en particulier avec la Deûle en aval de Douai, ait des conséquences défavorables sur la qualité physico-chimique et chimique de l'eau, notamment sur les concentrations en ETM. Le trafic fluvial du jour J aurait ainsi un impact à J+1 au niveau de Râches, avec un temps de retard probablement dû à l'éloignement géographique.

2.2.1.3. Focus sur des paramètres particuliers

Il a été observé que le trafic fluvial pouvait avoir une influence sur certains paramètres chimiques, tels que les métaux traces ou les phosphates. Ces éléments font donc l'objet d'un focus spécifique au cours du paragraphe suivant.

- **Evolution des ETM dissous**

Les concentrations en Cu, Zn, Cd et Pb dissous sont bien corrélées entre elles pour la Deûle comme pour la Sensée. Cela signifie que ces ETM semblent avoir un comportement relativement similaire malgré le fait que de nombreuses études aient mis en évidence des différences de propriétés chimiques pouvant être très marquées (Bradl, 2004; Canavan et al., 2007)

L'étroite relation entre Pb, Cd et Zn est ainsi clairement visible tout au long des trois campagnes effectuées en 2011 et 2012 sur la Sensée (Figure 62). Le prélèvement effectué le 6 juin 2011 en l'absence de navigation fait ainsi état de concentrations en ETM inhabituellement élevées. Toutefois, d'autres pics de concentrations, observables début novembre 2011 et début avril 2012 ne semblent pas survenir suite à des périodes de trafic aussi réduit, suggérant qu'un autre facteur peut entraîner de fortes variations de concentrations.

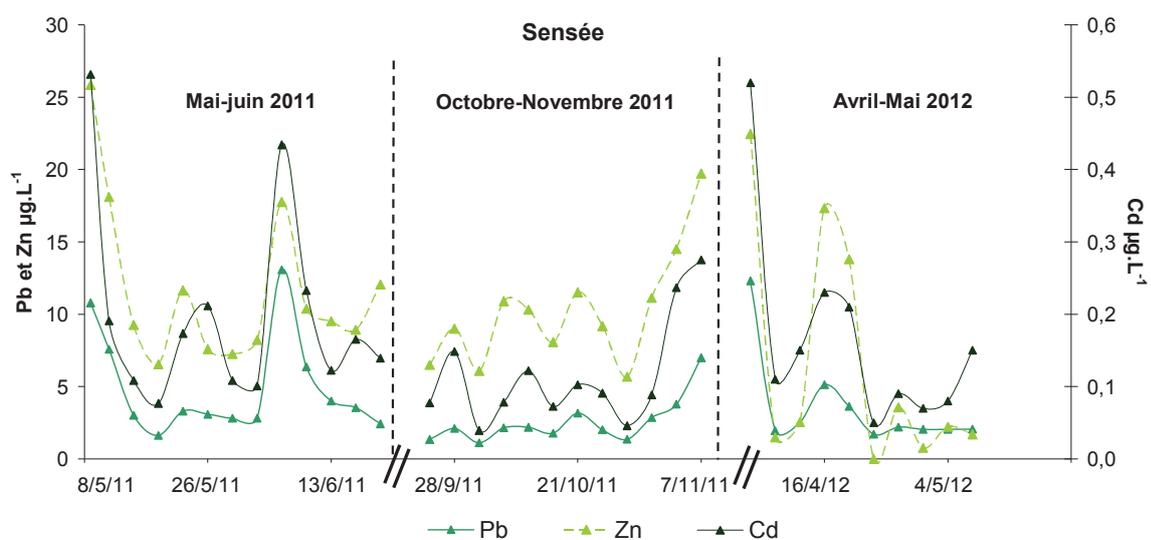


Figure 62 : évolution des concentrations dissoutes en Pb, Zn et Cd dans les eaux de surface de la Sensée pour les campagnes de 2011 et 2012

Si l'on s'intéresse à l'évolution temporelle des concentrations en Cd, Cu, Pb (Figure 63) ou Zn entre canaux, seule une faible corrélation pour Pb entre la Scarpe et la Deûle est observée ($r^2 = 0,31$). Les pics de concentration sont notamment conjointement observés le 9 juin 2011 (lendemain d'une reprise de trafic), le 4 octobre 2011 et le 13 avril 2012 (lendemains de journées pluvieuses et orageuses). Il semble donc que des événements exceptionnels (remises en suspension importantes de sédiments, lessivage rapide des sols pollués proches des canaux (Douay et al., 2009; Mourier et al., 2011; Sterckeman et al., 2006)) puissent être à l'origine d'un relargage de Pb dans la colonne d'eau de la Deûle et de la Scarpe.

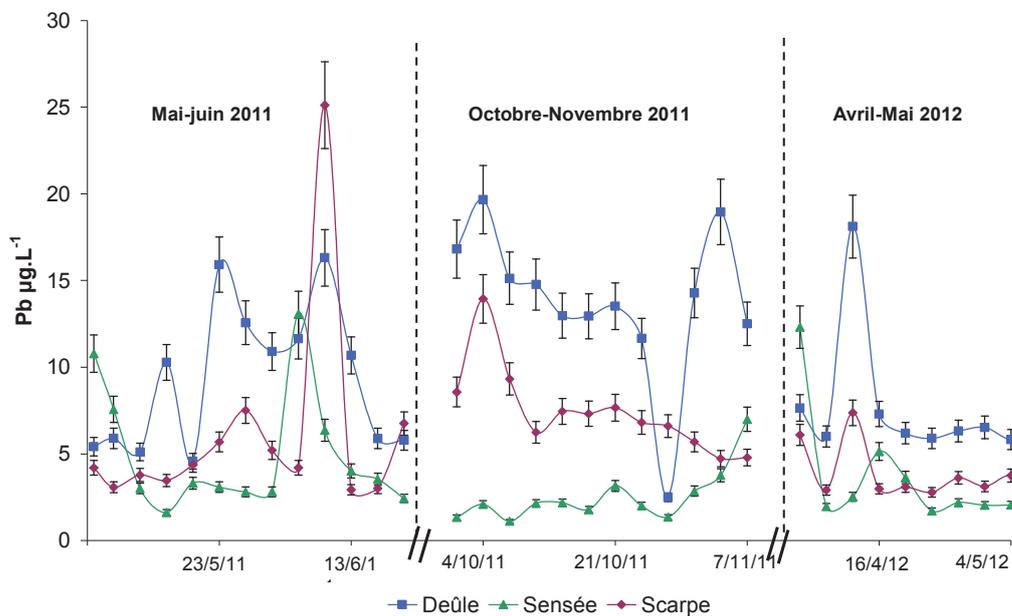


Figure 63 : comparaison des concentrations en Pb dissous dans les eaux de surface des trois canaux pour les campagnes de 2011 et 2012

Aucune incidence de la navigation sur le dépassement des NQE définies pour les ETM n'a pu être mise en évidence. Les valeurs d'OWCTU (Figure 64) ont également été comparées aux paramètres de navigation. Dans la Sensée, l'absence de trafic le 6 juin 2011 se répercute par une valeur maximale de cet indice (2,8) et au contraire, les valeurs minimales d'OWCTU obtenues tout au long du suivi pour la Deûle (0,5) et la Sensée (0,3) coïncident et sont atteintes le 28 octobre 2011, faisant suite à deux jours consécutifs de forte intensité de trafic.

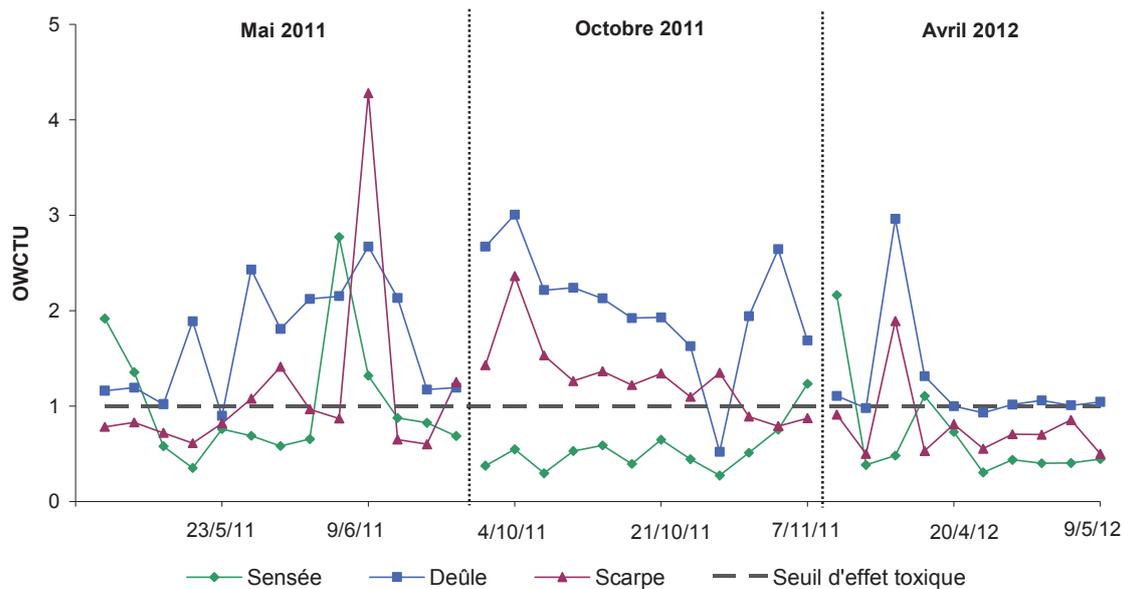


Figure 64 : valeurs d'OWCTU calculées dans les colonnes d'eau des trois canaux au cours du suivi

Les résultats mesurés lors d'événements extrêmes permettent de suggérer que, dans le cas de sédiments peu contaminés (cas de la Sensée uniquement), leur remise en suspension apporte à la masse d'eau plus de sites d'adsorption sur lesquels les ETM pourraient efficacement se fixer, diminuant alors leur disponibilité et leur toxicité. Cependant, aucune tendance particulière avec la navigation tout au long du suivi n'a pu être mise en évidence pour la Deûle ou pour la Sensée. Ces résultats seraient à confirmer à partir de prélèvements plus nombreux dans l'espace et le temps en fonction du trafic fluvial.

- **Evolution des PO_4^{3-}**

Contrairement à ce qui a été observé avec les données historiques AEAP (Cf. Chapitre 4), aucune corrélation n'est ici quantifiable entre les concentrations en orthophosphates de la Deûle et de la Scarpe. Les teneurs sont relativement stables dans la Sensée mais subissent une forte augmentation (par un facteur 5) le 9 juin 2011, le lendemain de la journée de trafic intense (Figure 65). Ce comportement n'est cependant jamais répété, et n'est pas non plus observé dans la Deûle. Aucune corrélation significative n'a pu être mise en évidence entre comportement des orthophosphates et navigation dans les canaux.

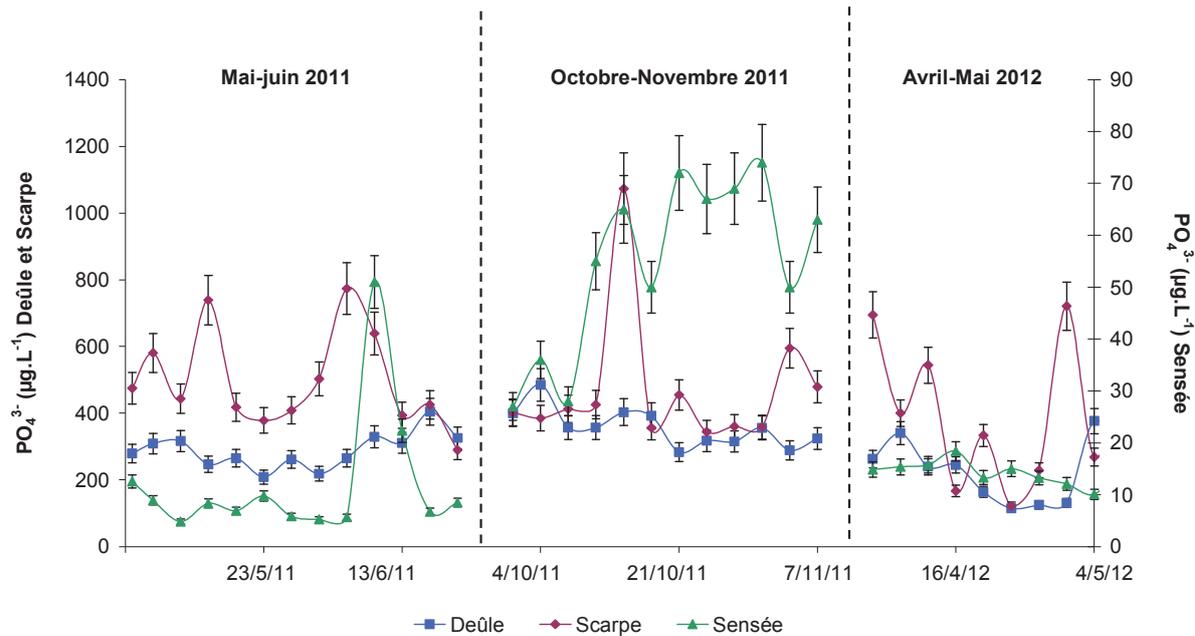


Figure 65 : évolution des concentrations en orthophosphates dissous dans les eaux de surface des trois canaux

L'étude géochimique présentée chapitre 3 a mis en évidence une charge plus ou moins importante en métaux traces et en phosphore dans les sédiments des canaux. L'analyse des données chimiques mesurées sur la colonne d'eau confirme que le passage des péniches entraîne une augmentation de la turbidité et du taux de MES, conséquence de la remise en suspension des particules sédimentaires. Cependant, aucune corrélation majeure entre la navigation et les concentrations en phosphore ou en éléments traces n'a pu être mise en évidence. En effet, les phénomènes de relargage des contaminants dans la colonne d'eau restent généralement faibles, probablement en raison : (i) de la présence de nombreux sites d'adsorption dans la colonne d'eau lors de la remise en suspension des particules sédimentaires ; (ii) de la réoxydation du fer ferreux en fer ferrique qui précipite rapidement et offre un fort pouvoir d'adsorption pour les métaux et le phosphore ; et (iii) de l'affinité naturelle des contaminants pour la phase particulaire, en général peu présents majoritairement dans la fraction échangeable.

La forte affinité des contaminants pour la phase particulaire dans ces canaux — la lixiviation des contaminants dans les MES et particules sédimentaires par l'eau reste très marginale — et les faibles courants des masses d'eau qui ne peuvent pas efficacement exporter la contamination particulaire vers l'aval, expliquent au moins en partie pourquoi les sédiments de surface restent très contaminés.

Ainsi, malgré une charge importante des sédiments en métaux traces et en phosphore, l'impact de la navigation sur la remobilisation de ces éléments et leur incidence sur la qualité de l'eau restent limités, probablement en raison de la géochimie spécifique de ces canaux.

2.2.2. Apports des mesures haute fréquence

La fréquence de mesure des stations automatiques permet dans le cadre de cette étude de travailler à un niveau de résolution temporelle plus réduit. Ces stations ne sont pas équipées pour le dosage des métaux, mais elles ont permis l'enregistrement de données relatives à la turbidité, à l'oxygène, aux phosphates et à la chlorophylle *a* en haute fréquence.

2.2.2.1. Analyses globales

Les données à haute fréquence enregistrées toutes les 10 minutes n'ont pas pu inclure les données journalières moyennes de trafic fluvial pour une analyse par ACP. Ce traitement statistique a toutefois été réalisé à partir des séries temporelles de la Deûle en octobre 2011, de la Sensée en avril 2012 et de la Scarpe en mai 2011, lorsque l'AOA était en fonctionnement.

Sur les trois canaux, la Chlorophylle *a* est systématiquement présente sur le 1^{er} axe, associée aux ions nitrates, ammonium et phosphates. Des différences de répartition des classes algales sont observées, et seront étudiées dans le paragraphe 3 consacré à l'étude du phytoplancton en lien avec la navigation. La turbidité n'apparaît jamais comme un facteur déterminant pour discriminer les milieux et l'oxygène dissous n'est jamais relié à la turbidité, mais est corrélé au phytoplancton, à la température et aux sels nutritifs pour la Deûle et la Sensée. La fréquence des données permet l'établissement d'une corrélation faible, mais significative à 5 %, entre les ions orthophosphates et la turbidité pour la Deûle et la Sensée, respectivement négative et positive. A noter toutefois que les teneurs en orthophosphates sont fortement influencées par la biomasse algale, et que les séries temporelles ont été enregistrées à une période de croissance importante pour la Sensée et au contraire à une période de ralentissement pour la Deûle.

Les données à haute fréquence confirment pour cette première approche le rôle essentiel joué par la biomasse algale sur ces milieux, en particulier sur les variations des teneurs en oxygène dissous et en sels nutritifs, mais ne renseignent pas sur le potentiel relargage de phosphore des particules sédimentaires à courte échelle de temps, en lien avec la navigation dans les canaux.

2.2.2.2. Etudes par paramètre

Suite à cette analyse globale, une seconde approche plus précise a été entreprise : les paramètres susceptibles d'être influencés par la navigation, tels que la turbidité, l'oxygène et les orthophosphates vont être étudiés séparément.

- **Turbidité**

Une corrélation significative entre les données de tonnage et le taux de MES a été observée sur la Deûle et sur la Sensée grâce aux données mesurées ponctuellement. La Figure 66 représente les variations de turbidité en haute fréquence, ainsi que la turbidité moyenne calculée par jour, et le nombre de péniches journalier, sur la Deûle en avril 2012. L'influence de la navigation sur la turbidité est ainsi visible, notamment le 1^{er} mai qui est un jour chômé, et qui ne présente qu'une turbidité minimale équivalente à celle mesurée la nuit, en absence de circulation fluviale.

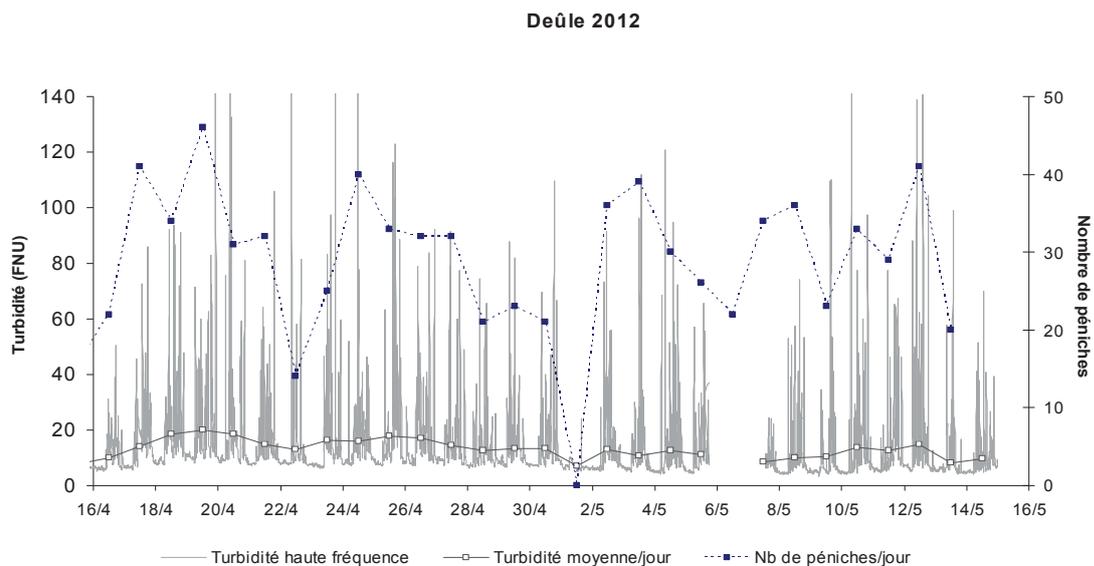


Figure 66 : évolution de la turbidité à haute fréquence ($0,1 \text{ min}^{-1}$) sur le canal de la Deûle

NB : L'absence de données mesurées en haute fréquence entre le 6 et le 8 avril est due à une coupure de courant ponctuelle de la station automatique.

En effet, le trafic fluvial est minimal la nuit (minuit à 6h), ce qui équivaut sur la période suivie par la station à une turbidité moyenne de 7,3 FNU sur la Deûle. Le jour, entre 6h et minuit, cette valeur est double et vaut 15,4 FNU. Le 1^{er} mai, la turbidité moyenne est de 7 FNU, ce qui équivaut donc à la valeur nocturne. La faible et ponctuelle augmentation de turbidité observée sur le graphe est probablement due à la présence d'un bateau de plaisance local, observé à plusieurs reprises lors des campagnes de prélèvement. Ces variations de turbidité en lien avec la navigation ont également été observées sur la Sensée en novembre 2011 avec des valeurs un peu plus élevées (moyennes de 13,1 FNU et 23,1 FNU la nuit et le jour respectivement).

Par ailleurs, on constate que la turbidité varie assez fortement au cours de la journée, et que plusieurs pics sont observables. Ces augmentations ponctuelles sont à mettre en lien avec la fréquence horaire moyenne du trafic en journée (Cf. § 1), qui suit un schéma assez similaire (Figure 67). De fortes valeurs de turbidité peuvent ainsi apparaître de façon ponctuelle pendant plusieurs dizaines de minutes comme c'est le cas notamment le 26 novembre, suite aux passages successifs de plusieurs péniches.

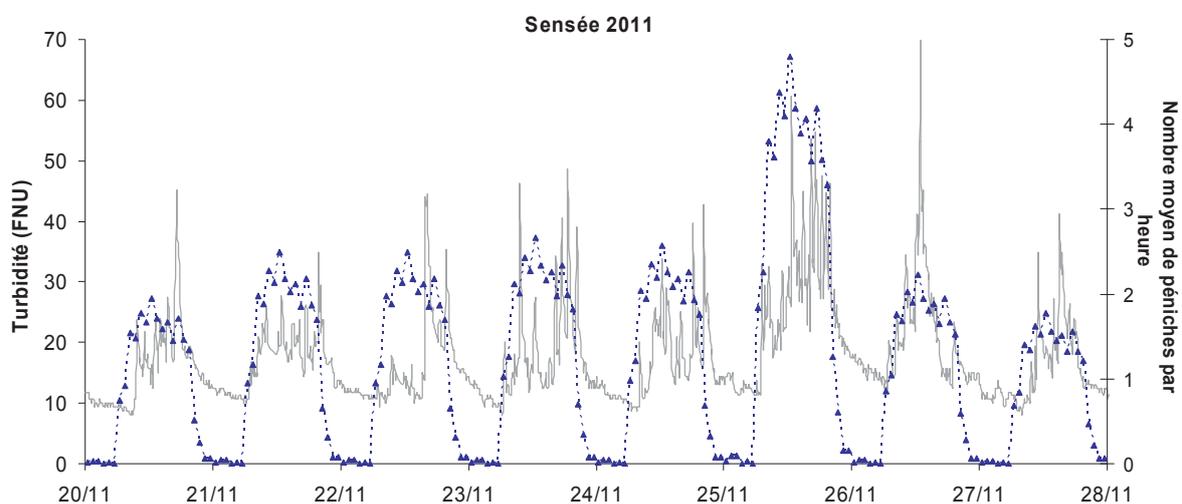


Figure 67 : turbidité et nombre de péniches moyen par heure entre le 20 et le 28 novembre 2011 sur la Sensée

- **Oxygène dissous**

Les données mesurées en haute fréquence ne permettent pas d'établir de corrélation entre la turbidité, qui représente la navigation, et les teneurs en oxygène dissous sur la Deûle ou sur la

Sensée. L'oxygène est toujours bien corrélé au pH, à la température et aux classes algales. Oxygène et COT sont corrélés en décembre 2011 sur la Sensée ($r^2 = 0,42$), lorsque la dégradation de la matière organique consomme de l'oxygène déjà présent en moindre concentration dans le milieu, suite au ralentissement de la production primaire par les microalgues. Cette corrélation n'est pas retrouvée en avril 2012 dans la Deûle ni dans la Sensée, confirmant que cet effet est saisonnier.

Les moyennes et écarts-types journaliers des paramètres chimiques ont été calculés sur la Sensée en 2011, pour être comparables aux données de navigation. On observe une tendance ponctuelle ($r^2 = 0,5$) sur la Sensée pendant une dizaine de jours entre l'écart-type journalier des teneurs en oxygène dissous et le nombre de péniches en novembre 2011 (Figure 68). Lorsque les concentrations algales sont faibles, il semble que l'on puisse observer un impact de la navigation sur les variations de l'oxygène dissous. On peut suggérer qu'un trafic intense entraîne deux effets antagonistes sur les concentrations en oxygène dans les canaux : d'une part, le brassage physique favorise l'introduction d'oxygène dissous dans la colonne d'eau mais d'autre part, la remise en suspension de sédiment engendre la consommation d'une partie de l'oxygène dissous en raison de la réoxydation au moins partielle des phases et espèces réduites du sédiment (notamment les sulfures et l'ammonium) et de la minéralisation du carbone organique sédimentaire remis en suspension.

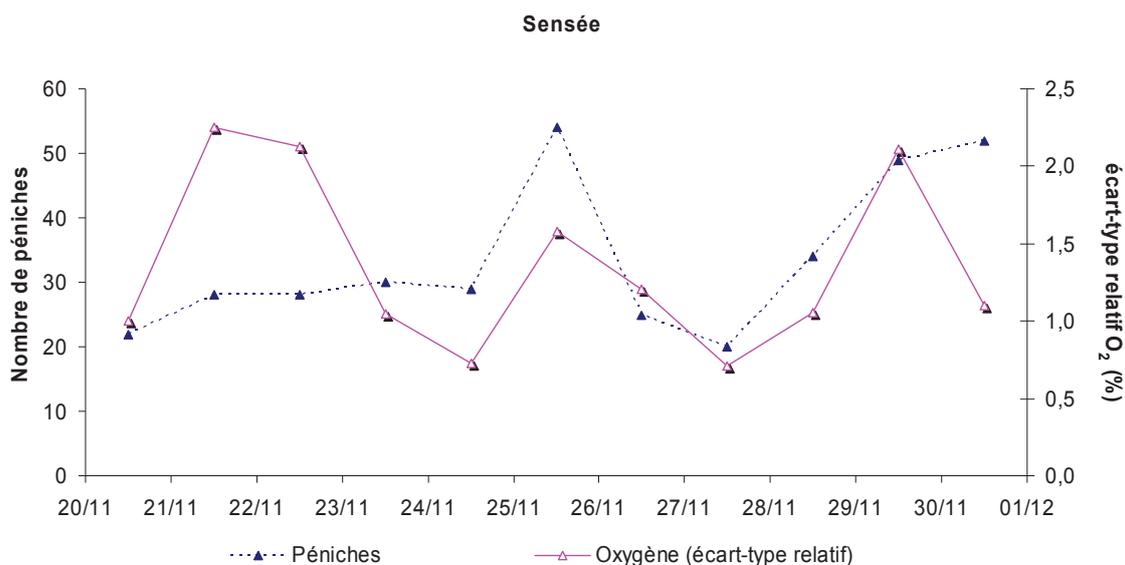


Figure 68 : évolution du nombre de péniches et de l'écart-type en oxygène sur la Sensée en novembre 2011

- PO_4^{3-}

Sur la Sensée, malgré de fortes différences d'intensité du trafic fluvial (de 20 à 52 péniches) entre le 20 novembre et le 1^{er} décembre 2011, aucune variation des concentrations en orthophosphates en lien avec la navigation n'a été observée. Les valeurs mesurées en haute fréquence ne varient pas ou peu et restent proches de la limite de détection. Malgré la remise en suspension récurrente de sédiments contenant du phosphore, il ne semble pas que le trafic fluvial contribue à augmenter les concentrations en orthophosphates dissous dans la colonne d'eau de la Sensée (Figure 69).

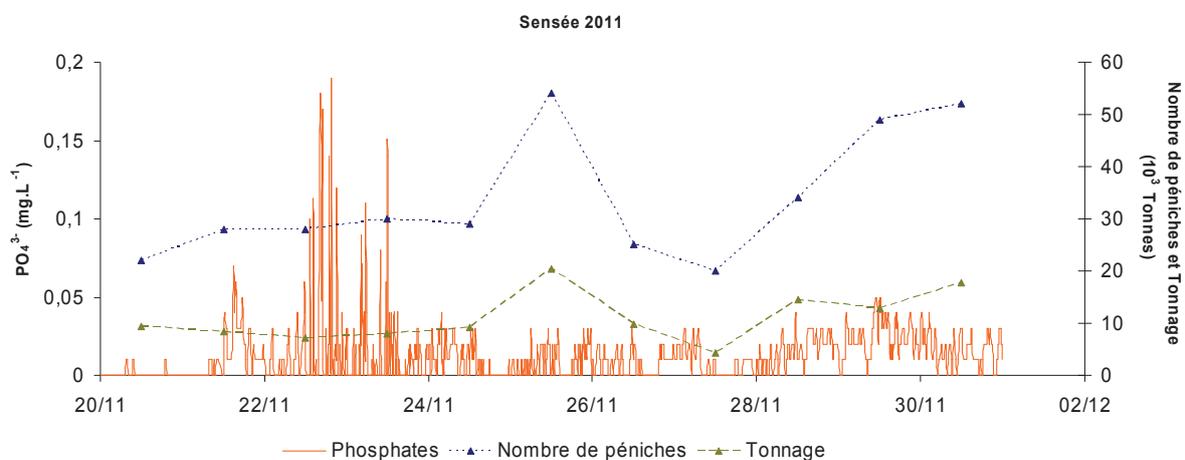


Figure 69 : évolution du nombre de péniches et du tonnage journalier, et des concentrations en orthophosphates dans la Sensée en novembre 2011

Dans la Deûle en avril-mai 2012, les concentrations plus fortes en orthophosphates sont détectables par la station automatique de mesures. Une bonne adéquation entre les données ponctuelles mesurées en laboratoire et les données de la station est observée (Figure 70). Toutefois, le paramètre qui influence le plus les concentrations en orthophosphates semble être le phytoplancton (données non disponibles en haute fréquence pour cette série). En effet, une corrélation forte ($r^2 = 0,64$) est obtenue entre Chl *a* et PO_4^{3-} ponctuels. Aucun lien n'a pu être détecté entre la navigation et les teneurs en nutriments ou encore en oxygène dissous à haute fréquence. Il semble que les paramètres biologiques ont une influence plus forte que la navigation sur les teneurs en phosphates et en oxygène dans la colonne d'eau, et ce malgré des variations fortes de la navigation.

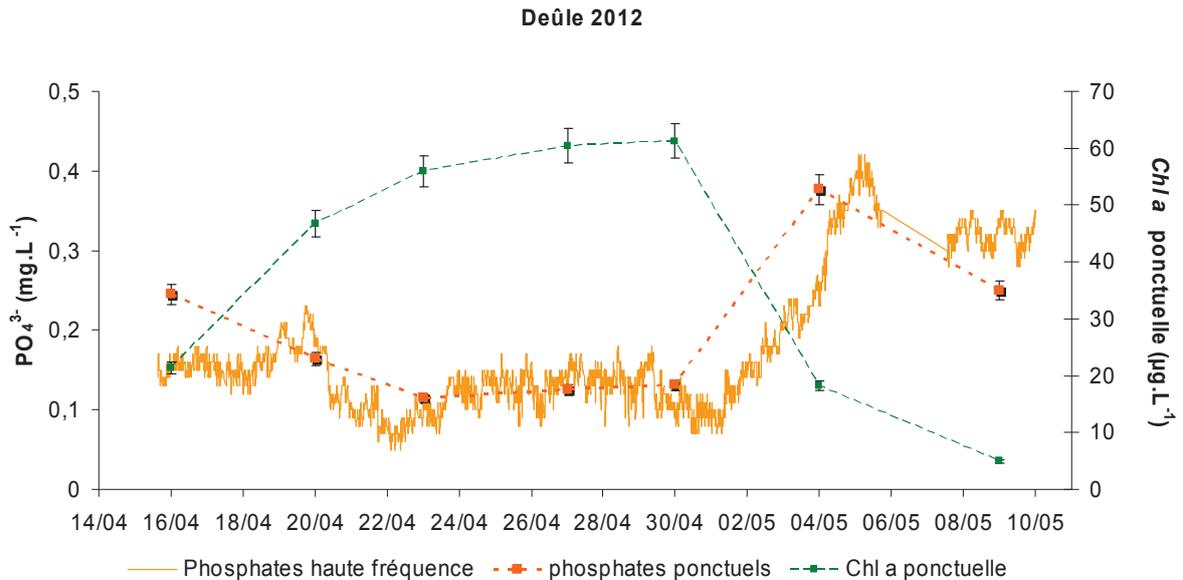


Figure 70 : évolution des concentrations en orthophosphates mesurés ponctuellement et à haute fréquence, et de la Chl *a* mesurée ponctuellement dans la colonne d'eau de la Deûle en avril-mai 2012

En calculant les moyennes journalières à partir des données haute fréquence en PO_4^{3-} , O_2 et turbidité, dans la Deûle entre le 15 avril et le 14 mai, il apparaît une bonne corrélation entre tonnage et turbidité ($r^2 = 0,43$). Deux tendances se distinguent en corrélant le nombre de péniches et les teneurs en orthophosphates : les données se séparent entre deux périodes allant du 15 avril au 1^{er} mai, puis du 2 mai au 14 mai (Figure 71). La corrélation en avril entre tonnage et turbidité est meilleure et atteint ainsi 0,72, et une faible corrélation entre le nombre de péniches et les teneurs en PO_4^{3-} se dégage ($r^2 = 0,3$).

L'incidence de la navigation n'est visible dans la Deûle que lorsque les phosphates sont en faibles concentrations ($\text{PO}_4^{3-} < 0,2 \text{ mg.L}^{-1}$). Ceci est en lien avec le fort développement de la biomasse algale ($60 \mu\text{g.L}^{-1}$) qui consomme ce nutriment et régule sa concentration. En effet, après la chute brutale des concentrations algales le 1^{er} mai, phosphates, chlorophylle et nombre de péniches ne sont plus corrélés. On peut alors suggérer que le stock de PO_4^{3-} dans la colonne d'eau est réapprovisionné par la navigation, en l'absence d'apports extérieurs (pas de précipitations enregistrées par la station de mesure pendant le suivi), mais en faibles concentrations étant donné que le phosphore est peu mobile sur les particules.

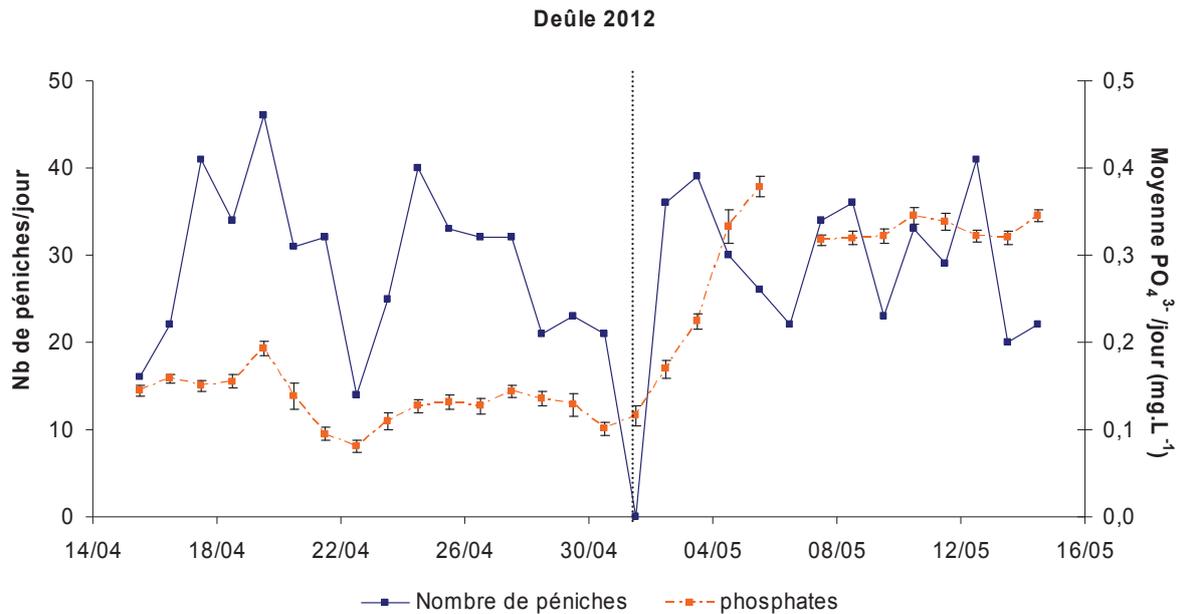


Figure 71 : moyennes journalières des concentrations en orthophosphates (calculées à partir des données haute fréquence) et nombre de péniches par jour sur la Deûle en avril 2012

Il semble ainsi que la consommation des orthophosphates par les organismes chlorophylliens masque en partie les effets dus à la navigation. Ceci pourrait expliquer l'absence ou le peu de pics de ce sel nutritif dans la Sensée, dont les faibles concentrations pourraient être rapidement consommées par la biomasse, voire encore être adsorbées sur les particules dans la colonne d'eau. On peut suggérer que si le phosphore n'était pas aussi bien retenu par les particules sédimentaires, les concentrations dans la colonne d'eau seraient bien supérieures, ainsi que les concentrations algales. Enfin, ceci suggère que les apports en phosphore extérieurs au milieu sont bien plus importants que les apports dus à la remise en suspension par la navigation.

L'analyse des données mesurées en haute fréquence dans les canaux met en évidence l'influence de la navigation, et en particulier du tonnage des péniches, sur la turbidité. Les concentrations en oxygène dissous et en orthophosphates dans la colonne d'eau apparaissent principalement contrôlées par la biomasse algale. Ainsi, la remise en suspension récurrente de particules sédimentaires enrichies en phosphore paraît n'avoir qu'un impact limité sur les concentrations en orthophosphates dans la colonne d'eau, en raison de la géochimie des canaux et d'une régulation par le phytoplancton. L'oxygénation du milieu par le brassage semble également minimale.

Bien que de nombreuses études mettent en avant un l'impact de la remise en suspension du sédiment sur le relargage de contaminants (Kalnejais et al., 2010; Lafabrie et al., 2013; Morgan et al., 2012; Saulnier and Mucci, 1999), il semble finalement que l'incidence de la navigation sur la qualité chimique des milieux canalisés reste relativement limitée dans le bassin Artois-Picardie.

3. Impacts de la navigation sur le phytoplancton

Au cours du paragraphe précédent, l'influence de la navigation sur la turbidité, et dans certaines circonstances, sur les teneurs en oxygène dissous et sur les phosphates a été mise en évidence. Au vu de ce qui précède, il apparaît que la production primaire a un impact important sur le fonctionnement de l'écosystème canal (oxygénation, régulation des concentrations en sels nutritifs...) et qu'elle peut masquer certains effets dus à la navigation. Inversement, il paraît intéressant d'appréhender l'impact de la navigation sur le phytoplancton, en terme de qualité et de diversité.

3.1. Données ponctuelles

Les données ponctuelles sont constituées par les concentrations en Chlorophylle *a* (2 données par semaine pendant les suivis) et par les analyses taxonomiques (4 analyses par canal et par an).

Les ACP n'ont pas permis d'établir de corrélation entre les paramètres de navigation ou la turbidité, et la Chl *a*. Elles ont toutefois montré que la biomasse phytoplanctonique pouvait contribuer aux teneurs en matières en suspension, majoritairement composées de particules sédimentaires minérales.

Le rapport stœchiométrique établi par Redfield (1958) pour le milieu océanique est d'1 mole de phosphore pour 16 moles d'azote. Une étude plus récente (Sterner et al., 2008) a établi un nouveau rapport pour le milieu lacustre compris en moyenne entre 17 et 39. Les données nitrates et phosphates en cours d'eau de l'AEAP pour 2009 et 2008 ont permis de calculer que ce rapport vaut en moyenne 32 pour la période août-septembre dans les canaux du bassin Artois-Picardie. Les rapports calculés pour les trois canaux étudiés sont nettement au-dessus

de ces valeurs, et les rapports les plus forts sont obtenus en mai 2011 dans les eaux du canal de la Sensée, atteignant 4000. En avril 2012, ce rapport approche 1000, soit plus de 10 fois plus que pour les deux autres canaux.

Ces données suggèrent que les nitrates sont en fort excès ou que les concentrations en orthophosphates sont très faibles. Or Deûle et Sensée sont classées en bon état et très bon état respectivement au regard de leurs concentrations en phosphates (Cf. chapitre 4), alors que ces canaux sont situés en zone urbaine et rurale. Le très fort excès de nitrates par rapport aux phosphates est probablement d'origine exogène (apports domestiques et agricoles), les nitrates ne pouvant provenir massivement des sédiments, et suggère que le phosphore pourrait être le facteur limitant de la production algale, limitant ainsi les efflorescences.

La présence de taxons caractéristiques de certains types de pollution (Autréaux-Noppe, 2000) a été relevée sur les huit prélèvements taxonomiques de 2011 et 2012 des canaux étudiés, dont les résultats sont synthétisés Tableau 41.

Tableau 41 : taxons phytoplanctoniques répondant à 3 types de pollution (d'après Autréaux-Noppe, 2000) et proportion (%) de la composition du peuplement pour les trois canaux

Type de pollution	Paramètres associés	Taxons phytoplanctoniques abondants en réponse à la pollution	% de taxons (moyenne 2011-2012)		
			Deûle	Scarpe	Sensée
Organique	COT, NH ₄ ⁺ , DBO ₅ , NO ₃ ⁻	<i>Chlorella</i> , <i>Coelastrum</i> , <i>Tetrastrum</i> , <i>Nitzschia</i> , <i>Chlamydomonas</i> , <i>Pseudanabaena</i> , <i>Ankistrodesmus</i>	6 (3-21)	9 (5-13)	9 (2-17)
Saline	Conductivité, Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻	<i>Monoraphidium circinale</i> , <i>Crucigena tetrapedia</i>	1 (0-4)	2 (0,3-5)	1 (0,3-2)
Trophique	PO ₄ ³⁻ , NO ₃ ⁻	<i>Asterionella</i> , <i>Cyclostephanos</i> , <i>Fragilaria</i> , <i>Nitzschia</i> , <i>Cryptomonas</i>	4 (1-6)	5 (2-10)	4 (1-6)

Les canaux présentent des résultats globalement homogènes. Les espèces caractéristiques de pollution saline sont peu abondantes dans les canaux, entre 0 et 5 % d'abondance, mais un peu mieux représentées sur la Deûle et la Scarpe qui présentent en effet une conductivité ainsi que des teneurs en Cl⁻ et SO₄²⁻ plus fortes que dans la Sensée. En moyenne, les espèces caractéristiques de pollution trophique représentent 4 à 5 % du peuplement algal, et sont légèrement plus abondantes dans la Scarpe qui présente les plus fortes concentrations en nitrates et en phosphates.

Les espèces caractéristiques d'une pollution organique sont essentiellement des Chlorophycées (*Coelastrum sp*, *Tetrastrum sp*), qui est le groupe majoritaire de la composition taxonomique du phytoplancton dans les canaux. Une représentativité plus forte du groupe d'espèces caractéristiques de ce type de pression est observée sur les trois canaux (6 à 9 % de présence), majoritairement due à la présence abondante de *Pseudanabaena sp* en avril 2012, et confirment l'excès de nitrates par rapport aux phosphates dans les canaux. Compte tenu de l'importante charge en phosphore contenue dans les sédiments, ces résultats confortent l'hypothèse d'un faible impact de la remise en suspension de cet élément par la navigation.

Les données ponctuelles de biomasse phytoplanctonique semblent une nouvelle fois homogènes entre les canaux à l'instar des résultats obtenus chapitre 4 sur la composition taxonomique et sur les concentrations cellulaires. Les fortes concentrations en nitrates sont responsables d'une pollution de type organique provenant probablement de l'agriculture et de l'urbanisation, et en partie responsables de la prédominance des algues vertes dans ces milieux canalisés.

3.2. Données haute fréquence

Les données ponctuelles de Chl *a* permettent d'apporter des informations intéressantes sur l'évolution globale des concentrations dans les canaux. La mesure haute fréquence permet quant à elle un plus grand nombre de données avec une excellente résolution temporelle (variations observables à l'échelle de la minute), ce qui devrait permettre de mieux faire le lien avec les paramètres de navigation.

3.2.1. Paramètres explicatifs de la Chlorophylle *a*

Les travaux d'Autréaux-Noppe (2000) portant sur les peuplements phytoplanctoniques des cours d'eau du bassin Artois-Picardie ont mis en évidence l'importance de la durée d'ensoleillement, de la température et des teneurs en nutriments (N, P, Si) sur l'évolution de la biomasse algale. Le débit n'est pas apparu comme un facteur déterminant, malgré son importance dans d'autres études. Par ailleurs, Artigas et Lizon (2010), lors d'une étude

Chapitre 5

portant sur le suivi du phytoplancton dans le canal de la Deûle en avril-mai 2009, ont mis en évidence des facteurs de contrôle à l'échelle mensuelle différents pour les diatomées (nitrates et phosphates), les algues vertes (phosphates et température) et les cryptophycées (turbidité et température).

Une série d'analyses de régressions multiples, en testant la Chlorophylle *a* (ensemble des quatre classes d'algues) en réponse aux paramètres physico-chimiques mesurés en station automatique, a été exécutée sur chacune des trois séries temporelles (Tableau 42). Le taux d'oxygène a été exclu, car il est plutôt une conséquence qu'une cause du développement du phytoplancton, ainsi que la donnée lumière qui n'était pas disponible sur toutes les séries, mais qui n'est pas apparue comme un facteur dominant dans le cas d'une précédente analyse (Artigas and Lizon, 2010).

Les mesures sont enregistrées à des périodes différentes de l'année, mais les canaux navigués présentent des réponses assez similaires : les concentrations en Chl *a* en milieu navigué seraient donc en majeure partie liées à la turbidité, aux concentrations en nitrates et à la température, dans le cas de la Deûle et de la Sensée. La turbidité n'apparaît pas comme un paramètre explicatif dans la Scarpe, mais une forte importance du COT et des ions ammonium dans le développement de la Chl *a* semble être mise en évidence. Ces résultats rejoignent les observations précédemment effectuées, suggérant une influence de la station d'épuration en amont du point de prélèvement sur la qualité de l'eau de la Scarpe au niveau de Râches.

Tableau 42 : principaux paramètres explicatifs de la Chl *a* issus des analyses de régressions multiples effectuées sur les séries temporelles des stations de mesures automatiques

Abréviations : Temp. = température ; COT = Carbone Organique Total

	Scarpe	Deûle	Sensée	
Dates	Mai 2011	Oct.-Nov 2011	Nov-Déc 2011	Avril-Mai 2012
Principaux paramètres explicatifs de la <i>Chl a</i>	COT Temp. NH ₄ ⁺	Turbidité Temp. NO ₃ ⁻	Turbidité Temp. COT	turbidité pH NO ₃ ⁻

Toutefois, les ACP effectuées sur les séries à haute fréquence ont mis en évidence que la turbidité n'intervenait jamais comme principal facteur pour expliquer la variabilité des milieux, et qu'elle se trouve sur les axes secondaires pour la Deûle et la Scarpe (environ 15 % de la variance), et sur le troisième axe pour la Sensée (10 % de la variance). Lors des mesures par AOA dans les canaux, la Chl *a* est représentée majoritairement par les algues vertes, mais ce sont les classes d'algues en moindres concentrations qui sont le mieux corrélées à la turbidité : cyanobactéries et diatomées. Les cryptophycées, pourtant en concentrations équivalentes aux cyanobactéries (Cf. Chapitre 4) sont très peu voire pas du tout corrélées à ce paramètre. La turbidité étant principalement induite par le trafic fluvial dans les canaux navigués, ceci suggère que la navigation n'affecte pas toutes les classes algales de la même façon.

3.2.2. Evolution de la Chlorophylle *a* sur la Deûle et la Sensée

La turbidité et la Chl *a* totale apparaissent très corrélées ($r^2 = 0,62$), en novembre 2011 sur la Sensée (Figure 72). Les deux paramètres évoluent conjointement tout au long du suivi, et présentent des cycles avec une alternance jour/nuit (augmentation le jour et diminution la nuit), en lien avec la croissance algale, mais aussi avec la navigation dont le trafic est plus intense en journée que de nuit.

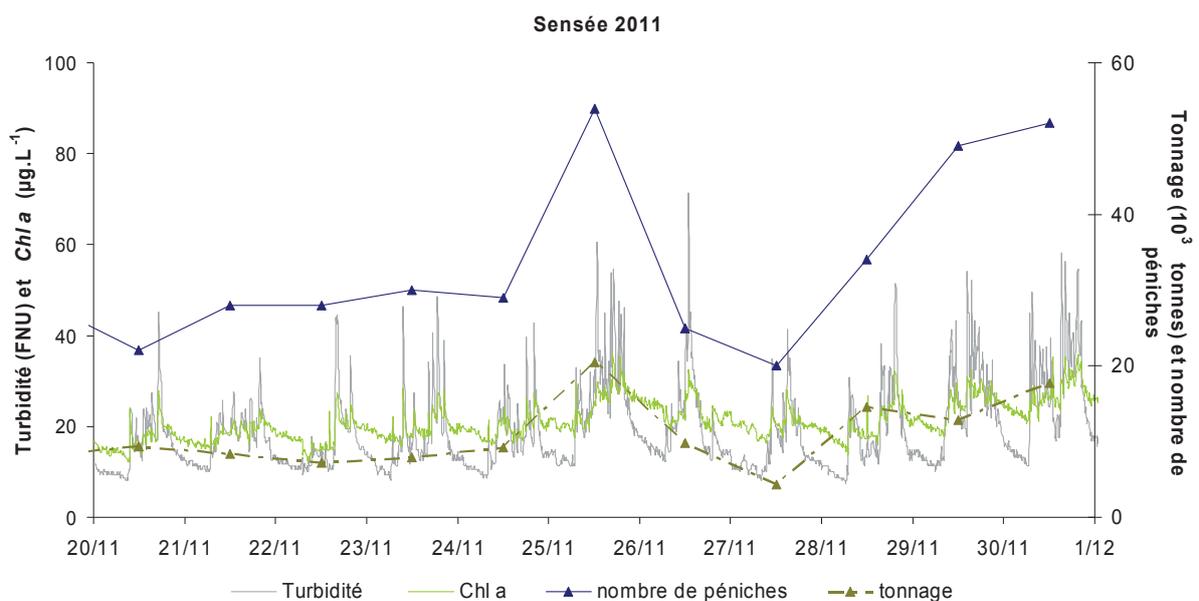


Figure 72 : évolution des concentrations en Chl *a* et de la turbidité sur la Sensée en lien avec le trafic fluvial en novembre 2011

Les moyennes journalières en Chl *a* calculées pour cette courte période d'enregistrement (du 20 novembre au 1^{er} décembre 2011), permettent de mesurer une corrélation positive entre le nombre de péniches et la Chl *a*, meilleure qu'avec le tonnage ($r^2 = 0,63$ contre 0,5). La corrélation est meilleure avec l'écart-type des concentrations en diatomées, signifiant une plus forte intensité de variation de cette classe d'algues lors de forte intensité de trafic fluvial. Les diatomées semblent donc plus influencées par la navigation que les autres classes.

Au contraire, sur la Sensée en avril 2012, aucune corrélation n'est établie entre les paramètres de navigation ou la turbidité et les différentes classes d'algues. Les variations de la biomasse semblent donc être moins influencées par la navigation à cette période de l'année.

Sur la Deûle en 2011, les concentrations en Chl *a* présentent une alternance jour/nuit au début du suivi (octobre). Cette alternance disparaît en novembre lorsque les teneurs en Chl *a* sont inférieures à $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Figure 73). Les concentrations algales sont alors bien corrélées avec la turbidité ($r^2 = 0,48$), mais également avec le tonnage ($r^2 = 0,42$). Une analyse de régression confirme cependant qu'en automne, les variations de turbidité sont expliquées par le tonnage et la Chl *a*. Par ailleurs, les meilleures corrélations avec la turbidité ($r^2 = 0,38$) et avec le tonnage ($r^2 = 0,27$) sont obtenues pour les diatomées. A cette période, les algues vertes dominent le peuplement algal, et les teneurs moyennes en diatomées sont alors comparables à celles des cyanobactéries. Ceci confirme que les diatomées semblent plus influencées par la navigation que les autres classes d'algues. Les diatomées sont en effet peu aptes à la flottaison, et présentent donc un taux de sédimentation plus important que les algues vertes ou encore les cyanobactéries (Reynolds, 1984). Le trafic fluvial contribue donc à remettre en suspension les cellules sédimentées.

De la même façon que l'effet de la navigation est perceptible sur les phosphates en faibles concentrations, l'effet du trafic s'observe également mieux sur les teneurs en phytoplancton en période de faible croissance.

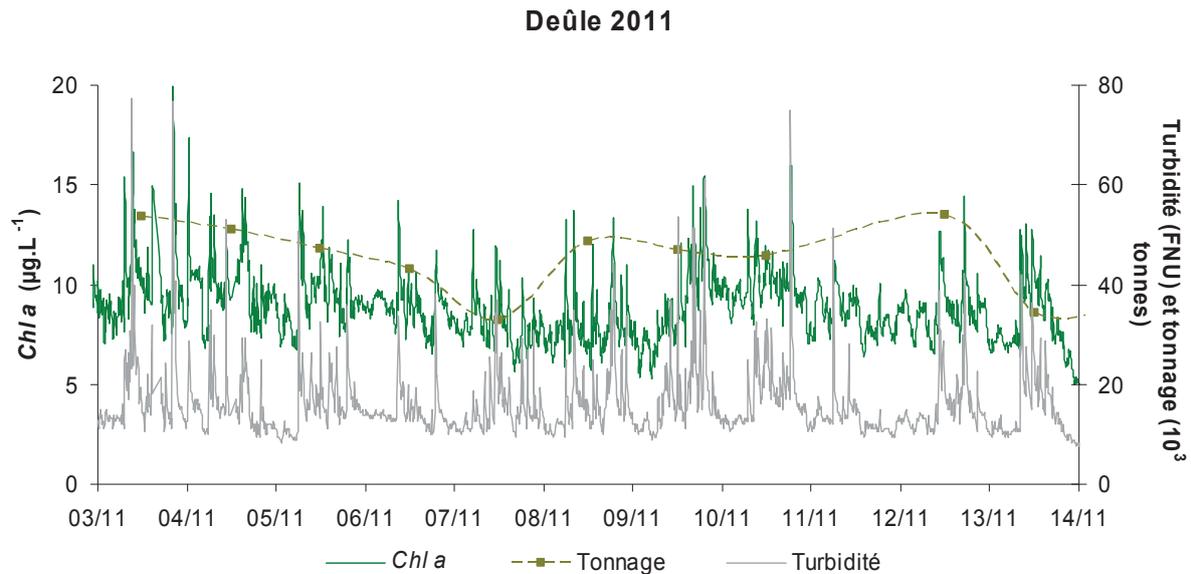


Figure 73 : évolution des concentrations en Chlorophylle *a*, de la turbidité et du tonnage en novembre 2011 sur la Deûle

Sur la Deûle comme sur la Sensée, de fortes corrélations entre les teneurs en *Chl a* et la turbidité sont observées pour le mois de novembre 2011, tandis qu'aucun lien ne réunit ces deux paramètres pendant les périodes de suivi d'avril-mai 2012. Il semble donc que la saison ait un impact plus important que la navigation sur les variations des teneurs en chlorophylle, notamment lors des périodes de fort développement. Au contraire, en hiver, lorsque la biomasse algale et le développement phytoplanctonique sont réduits, les microalgues semblent suivre passivement les mouvements de la colonne d'eau, rythmés par les variations de turbidité imposées par le trafic fluvial. Les diatomées, plus que les autres classes d'algues, semblent mieux répondre à un effet de la navigation par remise en suspension.

3.2.3. Focus sur des événements particuliers

Les suivis à haute fréquence mettent en évidence des chutes ponctuelles des concentrations en Chl *a*. La question se pose de savoir si ces diminutions peuvent ou non être attribuées aux conséquences de l'intensité du trafic fluvial.

Dans la Deûle, l'AOA enregistre à deux reprises des diminutions ponctuelles des concentrations en Chl *a*, le 10 et le 22 octobre (Figure 74). Ces deux dates présentent un trafic fluvial assez proche de la moyenne (environ 30 péniches par jour) : 35 péniches pour 9500 T le 10 octobre et 26 péniches pour 9600 T le 22 octobre. Une corrélation positive a été calculée dans le paragraphe précédent entre les paramètres de navigation et la chlorophylle, mais un effet de la météorologie doit également être pris en compte. On mesure en effet avec un décalage de deux journées, une corrélation positive ($r^2 = 0,26$) entre la température moyenne de l'air enregistrée à Lesquin, et les concentrations moyennes en Chl *a*. Ainsi, les variations extrêmes de la Chl *a* semblent être liées à deux facteurs prépondérants : la météorologie et la navigation.

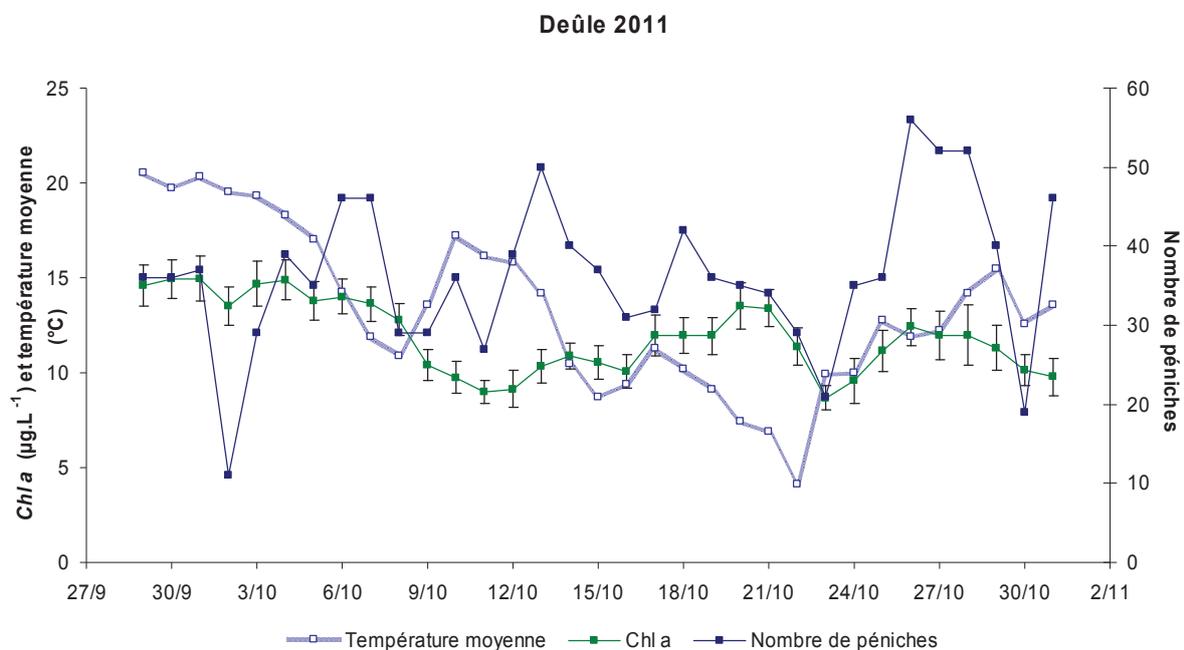


Figure 74 : évolution des concentrations moyennes journalières en Chl *a* (AOA), de la température (station météorologique de Lesquin) et du nombre de péniche dans la Deûle en octobre 2011

Une comparaison similaire a été entreprise sur les canaux en 2012, lorsque les concentrations algales sont plus fortes. On note en effet une coïncidence entre la date du 1^{er} mai, jour chômé aux écluses, et la chute des concentrations ponctuelles en Chl *a*, notamment pour la Deûle dont les teneurs chutent de 70 % entre le 27 avril et le 3 mai 2012. La Scarpe présente également une diminution des concentrations algales, mais plus progressive, avec une diminution de 45 % sur une semaine. Les analyses taxonomiques (Nouchet, 2012) ont également mis en évidence cette diminution de biomasse, avec une décroissance des teneurs en diatomées (75 % de la biomasse) dans les trois canaux.

La chute de concentration en Chl *a* se produit également le 1^{er} mai sur la Sensée. Même si la composition taxonomique est dominée par *Scenedesmus sp*, on constate grâce aux enregistrements de l'AOA une diminution de la proportion de diatomées par un facteur trois sur quelques jours. L'effet saisonnier est probablement ici le principal moteur du changement de composition phytoplanctonique ; en effet, on constate une augmentation des températures moyennes de l'air (mesurées à la station de Lesquin) mais également des températures de l'eau jusqu'au 1^{er} mai, suivies d'une diminution les jours suivants (Figure 75). Les paramètres de navigation ne semblent donc pas être reliés aux classes algales dans ce cas.

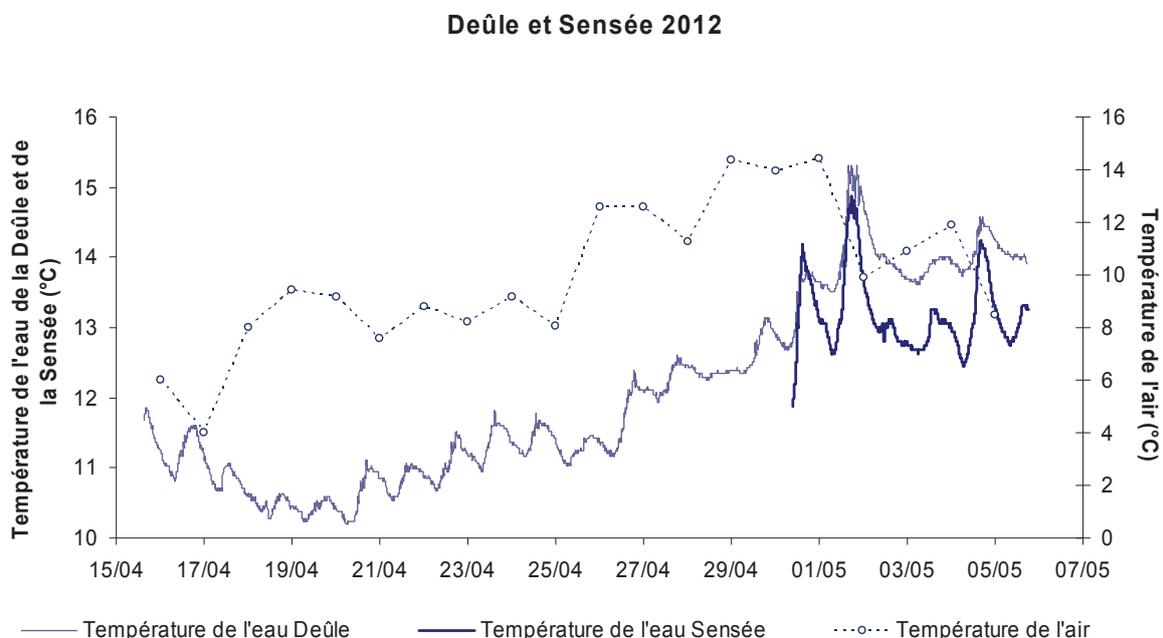


Figure 75 : températures de l'eau relevées dans la Deûle et la Sensée en avril – mai 2012 et températures moyennes journalières de l'air enregistrées à la station météorologique de Lesquin

Les variations du phytoplancton ne sont pas toujours évidentes à expliquer en raison de l'influence de nombreux paramètres, notamment abiotiques comme la météorologie, mais également des relations au sein de la chaîne alimentaire comme l'impact du broutage par le zooplancton, non étudié dans cette étude. Il semble toutefois que le développement du phytoplancton soit conditionné d'abord par les conditions climatiques et que l'évolution de la biomasse paraisse relativement peu influencée par le trafic fluvial à cette échelle. L'influence de la navigation semble opérer au niveau des classes algales, et en particulier sur les diatomées. Leur densité plus importante, en raison de leur squelette siliceux notamment (Fraisse et al., 2013), entraîne leur sédimentation, tandis que la navigation permet leur remise en suspension dans la colonne d'eau.

3.2.4. Cas de la Scarpe

Dans la Scarpe, les cycles de turbidité semblent en décalage avec ceux observés dans les deux autres canaux : la turbidité augmente en fin de journée puis pendant la nuit, jusqu'aux alentours de 6h du matin, avant de diminuer pendant la journée (Figure 76 a). La Chl *a* présente quant à elle un pic journalier, précédemment observé sur les autres canaux, mais également un second, de plus faible intensité, dans la nuit. Bien que la Chl *a* ne semble pas être corrélée à la turbidité dans la journée, l'augmentation de turbidité nocturne semble être la cause de cette légère augmentation des teneurs en chlorophylle la nuit (Figure 76 b). La Scarpe présente en effet une irrégularité des variations de turbidité, et semble être impactée par un phénomène extérieur au cours d'eau. Il a été envisagé l'influence de rejets de la STEP à la sortie de Douai pendant la nuit, ou encore l'influence de la navigation sur le canal de dérivation et dans le port fluvial de la Scarpe.

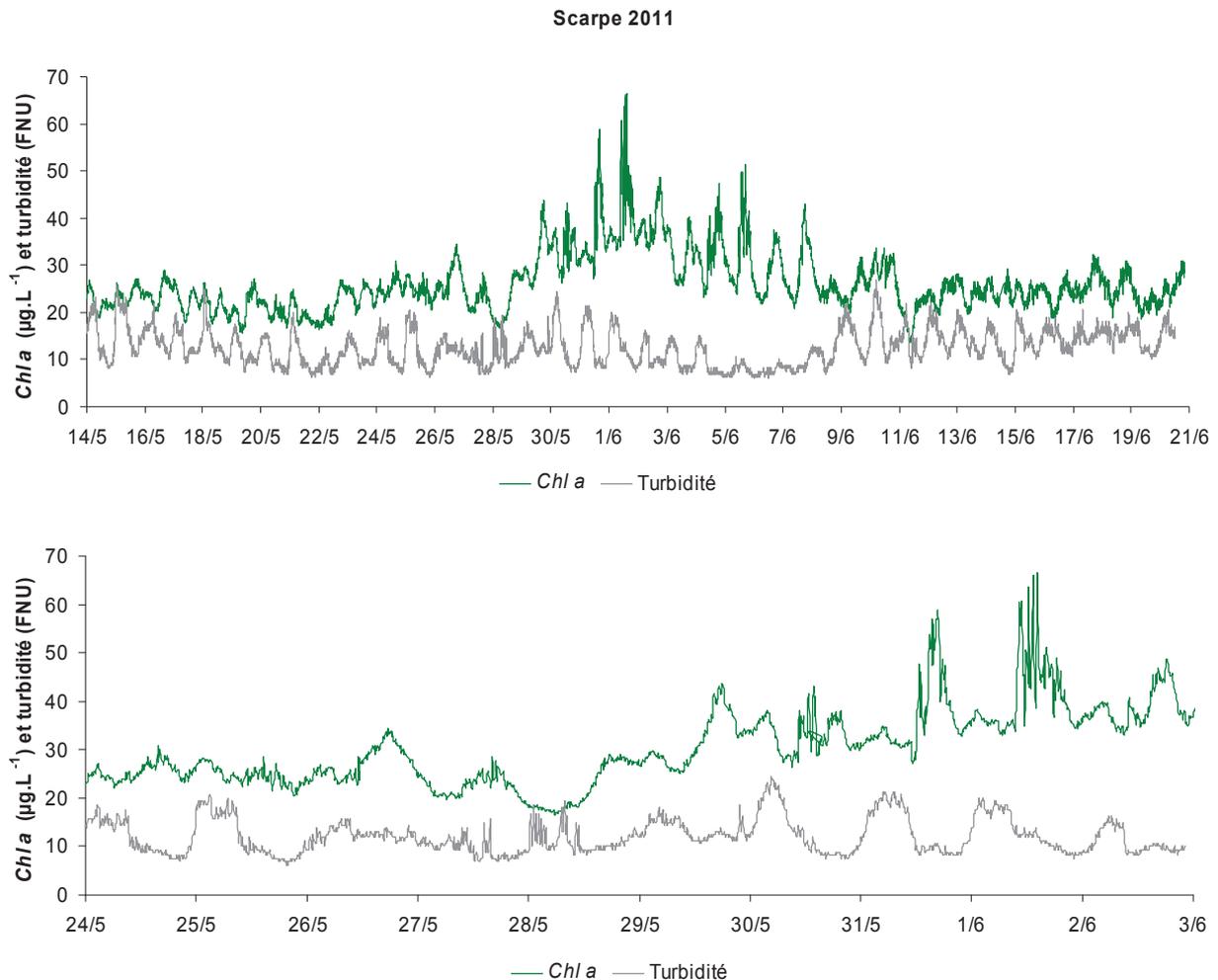


Figure 76 : évolution des concentrations en Chlorophylle *a* et de la turbidité dans la Scarpe entre le 14 juin et le 21 juin 2011 (a) et entre le 24 juin et le 3 juin 2011 (b)

La turbidité n'est cependant pas corrélée aux concentrations en orthophosphates, ammonium, nitrates ou encore COT, ce qui semble ainsi indiquer que la STEP n'est pas responsable des variations de turbidité. Par ailleurs, la turbidité est minimale entre le 5 et le 7 mai 2011 (10 FNU), ce qui correspond à la période de grève des éclusiers sur la Deûle, et à l'absence de trafic fluvial (Figure 77). La turbidité est alors relativement constante et les cycles disparaissent. Pendant cette période, le phytoplancton présente une alternance jour/nuit sans augmentation nocturne. Le 8 mai 2011, le trafic fluvial reprend, et perturbe de nouveau les cycles de la *Chl a*.

Une seconde hypothèse est que l'augmentation nocturne de la Chlorophylle *a* est liée aux apports des stations de relevage. Trois stations sont en effet en service à proximité de Râches afin de limiter les inondations dans cette zone d'affaissement minier. L'eau pompée est

drainée dans des fossés à ciel ouvert, avant d'être acheminée vers le canal de la Scarpe (Allard, 1990; egis-eau, 2012; SETEGUE, 2002). La biomasse algale produite en journée dans ces fossés pourrait ainsi être acheminée dans la Scarpe lors de la mise en fonctionnement nocturne de ces stations et l'évacuation du trop-plein d'eau.

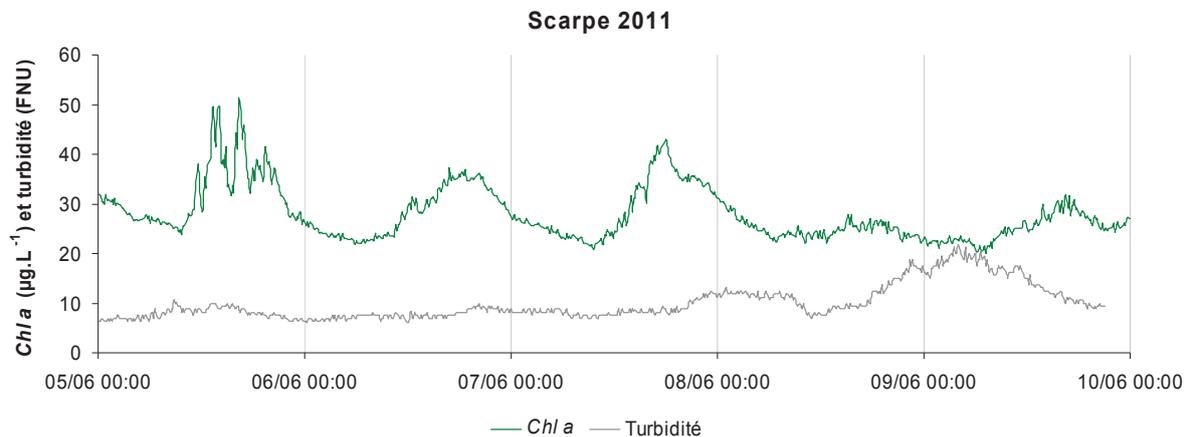


Figure 77 : évolution des concentrations en Chlorophylle *a* et de la turbidité entre le 5 juin et le 10 juin 2011 sur la Scarpe, pendant une période de trafic fluvial nul sur le canal de dérivation

Ainsi, la navigation sur le canal de dérivation de la Scarpe, dont l'influence indirecte sur les paramètres chimiques a été précédemment établie, semble également avoir un impact sur les variations de la turbidité, mais également sur les teneurs en Chlorophylle *a* au niveau de Râches. Ce lien pourrait en outre expliquer en partie la composition taxonomique algale assez proche entre Deûle, Sensée et Scarpe. La présence de stations de relevage évacuant les eaux de pompage dans le canal de la Scarpe peut cependant également être à l'origine des augmentations nocturnes de la Chl *a*.

3.3. Répartition verticale du phytoplancton dans la colonne d'eau lors du passage de péniches

Les conclusions précédentes mettent en avant un effet de la navigation sur la remise en suspension des cellules algales sédimentées dans la colonne d'eau des canaux. Afin d'avoir une meilleure vision de la répartition verticale du phytoplancton, et de voir comment le trafic fluvial peut modifier ce schéma, le fluoroprobe, équivalent portatif de l'AOA, a été utilisé.

Cette sonde a ainsi permis d'évaluer la répartition spatio-temporelle du phytoplancton dans les canaux navigués, avant et suite au passage de péniches, grâce à l'établissement de profils effectués depuis les ponts surplombant les canaux de la Deûle et de la Sensée. Quatre campagnes de mesures ont été réalisées au cours des années 2011 et 2012 (Tableau 43). La Scarpe n'a pas fait l'objet de ce type d'étude, en raison notamment de sa faible profondeur (maximum 1,5 à 2 m).

Tableau 43 : dates et caractéristiques des campagnes de déploiement du fluoroprobe en canal

Date de déploiement	canaux étudiés	Commentaires
17 juin 2011	Deûle, Sensée	- Peu de trafic fluvial pendant les mesures, - Mesure de la turbidité à 2 hauteurs d'eau - Transects verticaux des canaux
30 août 2011	Deûle, Sensée	- Prélèvement taxonomique - Profils horizontaux (défaillance profondimètre)
15 septembre 2011	Deûle	- Profils horizontaux
14 mai 2012	Deûle, Sensée	- Nombreux passages de péniches

La turbidité a été mesurée le 17 juin 2011 à l'aide de la sonde précédemment utilisée pour les campagnes de terrain, en parallèle à l'utilisation du fluoroprobe. La mesure a été réalisée à 5 emplacements du pont sur la Deûle, distants entre eux d'environ 6,6 m, et à 3 endroits du pont sur la Sensée. La Figure 78 présente les résultats de turbidité en surface (environ 30 cm) et à 2 m de profondeur, en l'absence de trafic fluvial. Sur les deux canaux, on observe une turbidité systématiquement plus forte en profondeur qu'en surface. En surface de la Deûle, on constate également que la turbidité n'est pas homogène et diminue depuis la rive gauche vers la rive droite. Ceci n'est pas le cas sur le canal de la Sensée, pourtant orienté géographiquement dans la même direction que le canal de la Deûle. Il ne semble donc pas qu'un facteur météorologique, comme le vent, intervienne sur la turbidité. Une hypothèse à ces différences de concentrations en particules peut être la distribution hétérogène de la biomasse phytoplanctonique (Seuront et al., 2001).

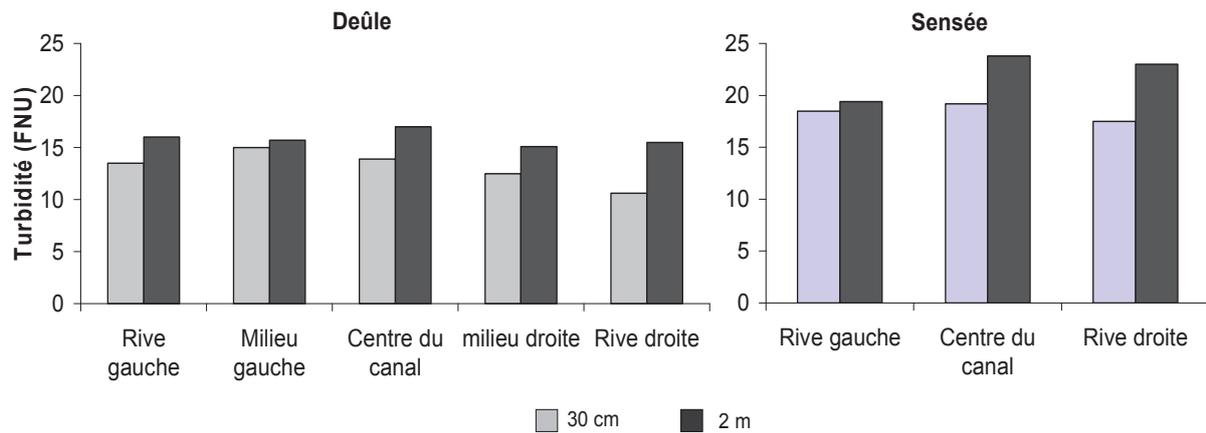


Figure 78 : turbidité mesurée dans les canaux de la Deûle et de la Sensée à 30 cm et à 2m de la surface le 17 juin 2011

Au cours des quatre campagnes effectuées avec le fluoroprobe, le phytoplancton a été marqué par une dominance des algues vertes accompagnées par des diatomées. Les cyanobactéries et les cryptophytes étaient également présentes (Nouchet, 2011; Nouchet, 2012), mais à de faibles concentrations. Les comparaisons des profils ont donc été effectuées sur la base de la concentration en Chl *a* qui représente les teneurs totales en algues (somme des quatre grands groupes algaux détectés par fluorimétrie), des algues vertes et des diatomées, à 50 cm de la surface et à 50 cm du fond des canaux.

Le 17 mai 2011, aucune péniche n'a été observée sur aucun des deux canaux pendant les mesures par fluorimétrie en matinée. Les concentrations moyennes en Chl *a* totale sont sensiblement égales tout au long du transect effectué sur la Deûle ($25 \mu\text{g.L}^{-1}$). Les concentrations sont en général plus fortes en surface qu'au fond de l'eau pour la Chl *a* totale (Figure 79), mais aussi pour les algues vertes et pour les diatomées. Ceci s'explique probablement en partie par un contrôle de la luminosité en surface sur les algues (Domingues et al., 2011), mais également par une variabilité spatiale et temporelle des mesures (environ 45 min nécessaires pour effectuer tous les profils), qui peuvent expliquer la différence entre les deux profils effectués au centre du canal (Figure 79) à quelques minutes d'intervalle (Cf. exemple présenté en Annexe 3). Cette variabilité peut également être due à une distribution hétérogène du phytoplancton (Seuront et al., 2001; Spilmont et al., 2011). En effet, il a été mis en évidence que le milieu dans lequel le phytoplancton évolue n'est pas homogène (Reynolds, 1984), et que la biomasse n'est pas répartie de façon homogène à petite échelle écologique, mais plutôt disposée en patches (Seuront and Spilmont, 2002).

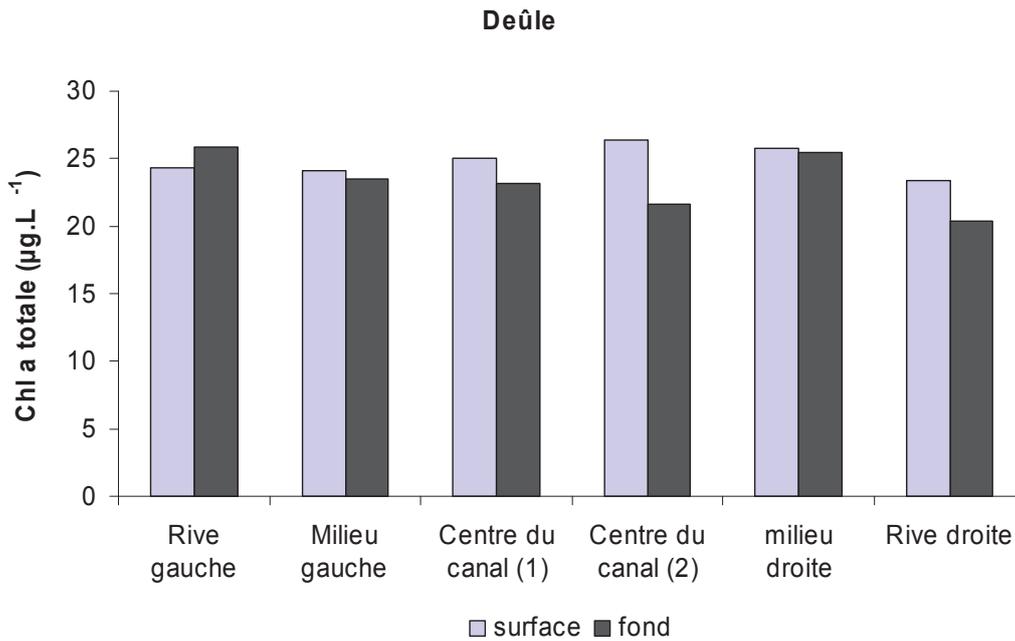


Figure 79 : concentrations en Chl *a* totale moyennées sur 50 cm à proximité de la surface et sur 50 cm à proximité du fond de la colonne d'eau de la Deûle le 17 juin 2011

Sur le canal de la Sensée (Figure 80), les concentrations moyennes sur la hauteur totale de la colonne d'eau sont homogènes d'une rive à l'autre ($43 \mu\text{g.L}^{-1}$ en moyenne). Toutefois, la répartition surface/fond du phytoplancton est plus variable : on observe ainsi une répartition homogène des concentrations sur la rive gauche, et hétérogène sur la rive droite et au centre du canal. Contrairement à la Deûle, des concentrations en algues sont plus fortes au fond qu'en surface de l'eau et présentent un gradient avec une tendance à l'augmentation depuis la rive droite jusqu'à la rive gauche. Un effet profondeur du canal peut être à l'origine de ces résultats, une différence d'un mètre ayant été mesurée entre la profondeur au centre et sur les berges du canal. Toutefois, ces données suggèrent également une sédimentation accrue des particules et donc des cellules algales en l'absence de navigation, ce qui expliquerait ainsi une biomasse plus importante avec la profondeur.

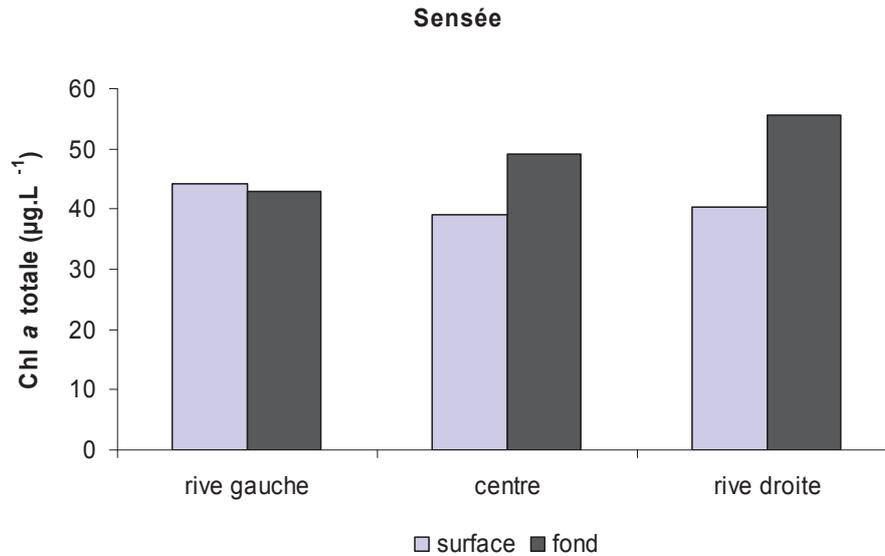


Figure 80 : concentrations en Chl *a* totale moyennées sur 50 cm à proximité de la surface et sur 50 cm à proximité du fond de la colonne d'eau de la Sensée le 17 juin 2011

Les analyses taxonomiques du 20 juin (soit trois jours avant la campagne avec le fluoroprobe) font état d'une biomasse composée majoritairement de diatomées sur la Sensée (*Cyclotella radiosa*, 50 % de la biomasse totale) et d'algues vertes sur la Deûle (*Scenedesmus sp*, 40 % de la biomasse totale). Toutefois, en terme de nombre de cellules par mL mesurées dans les canaux, l'algue verte *Scenedesmus* domine le peuplement dans la Deûle et dans la Sensée.

Les diatomées sont des cellules algales plus lourdes que les algues vertes, ce qui facilite leur sédimentation. En effet, Reynolds (1984) relate une différence de flottabilité entre ces deux classes algales. Les diatomées sont plus aptes à couler que les algues vertes, qui ont souvent une densité proche de celle du milieu aquatique. Leur petite taille leur confère de plus une densité moindre, et leur aptitude à former des colonies agrégées par une gaine mucilagineuse diminue leur densité et ainsi leur vitesse de sédimentation. Le genre *Scenedesmus*, plus abondamment représenté dans la Deûle, est en effet apte à former ce genre de polysaccharides (Liu et al., 2010) et peut présenter une disposition sous forme de patches dérivant de façon hétérogène dans la colonne d'eau.

Un trafic fluvial moins important sur la Sensée que sur la Deûle (respectivement 28 et 36 péniches) a été enregistré. Une remise en suspension moins fréquente dans la Sensée pourrait également générer cette différence de répartition des algues dans la colonne d'eau.

Après le passage d'une péniche à 12h13 sur la Deûle, un profil a été immédiatement réalisé (12h18), et les données ont été comparées avec les mesures enregistrées environ 30 et 40 min plus tôt (Figure 81). Aucune différence n'a pu être mise en évidence dans la répartition des algues (Chl *a* totale, algues vertes et diatomées) sur la hauteur de la colonne d'eau. Les concentrations en surface, au fond et la moyenne sur la hauteur de la colonne d'eau sont sensiblement égales, avec une variabilité maximale de l'ordre de $\pm 5\%$ entre les données. La variabilité temporelle est ici du même ordre de grandeur que la variabilité spatio-temporelle des données mesurées au cours du transect. Il semble ainsi que ces mesures ne permettent pas de mettre en évidence une variabilité de la répartition du phytoplancton à cette échelle de temps et d'espace, en lien avec le trafic fluvial.

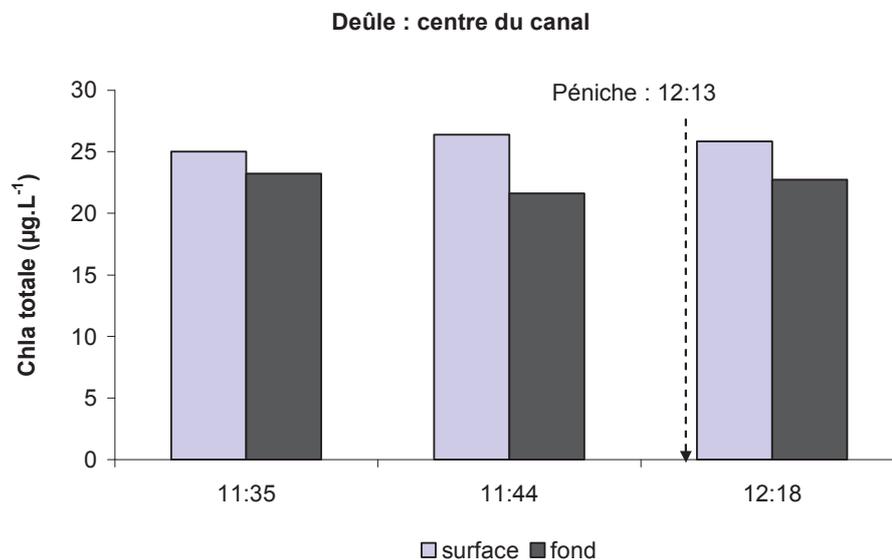


Figure 81 : évolution temporelle des concentrations surface/fond au centre du canal de la Deûle le 17 juin 2011

Des profils de répartition du phytoplancton avec la profondeur ont été de nouveau réalisés le 14 mai 2012 sur les deux canaux navigués. Sur la Deûle (Figure 82), on observe en matinée que les concentrations totales sont globalement plus fortes en profondeur qu'en surface (13,7 et 15,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ respectivement). Ce profil s'inverse toutefois temporairement après le passage d'une péniche à 11h58, puis revient rapidement à l'état initial après le passage d'un second navire, mais accompagné d'une augmentation des concentrations totales (19 $\mu\text{g.L}^{-1}$ à 12h08). Il semble que les péniches entraînent une remise en suspension ponctuelle des cellules sédimentées dans le fond du canal, conduisant ainsi à une brève augmentation des

concentrations algales. En effet, une moyenne globale en Chl *a* de $13,4 \mu\text{g.L}^{-1}$ est mesurée sur les trois profils avant péniche. Les concentrations atteignent ensuite en moyenne $16,7 \mu\text{g.L}^{-1}$, puis diminuent pour recouvrer une valeur proche de la concentration initiale ($13,5 \mu\text{g.L}^{-1}$), environ une dizaine de minutes après le passage des péniches. Le 14 mai 2012, la biomasse de la Deûle est constituée majoritairement par des diatomées (43 % dont principalement *Aulacoseira granulata* et *Stephanodiscus sp*) et des algues vertes (35 %, majoritairement *Scenedesmus sp*). La remise en suspension de diatomées benthiques, déjà observée, peut également interférer lors de la mesure du phytoplancton, conduisant à l'augmentation des concentrations algales dans la colonne d'eau (Lucas, 2003).

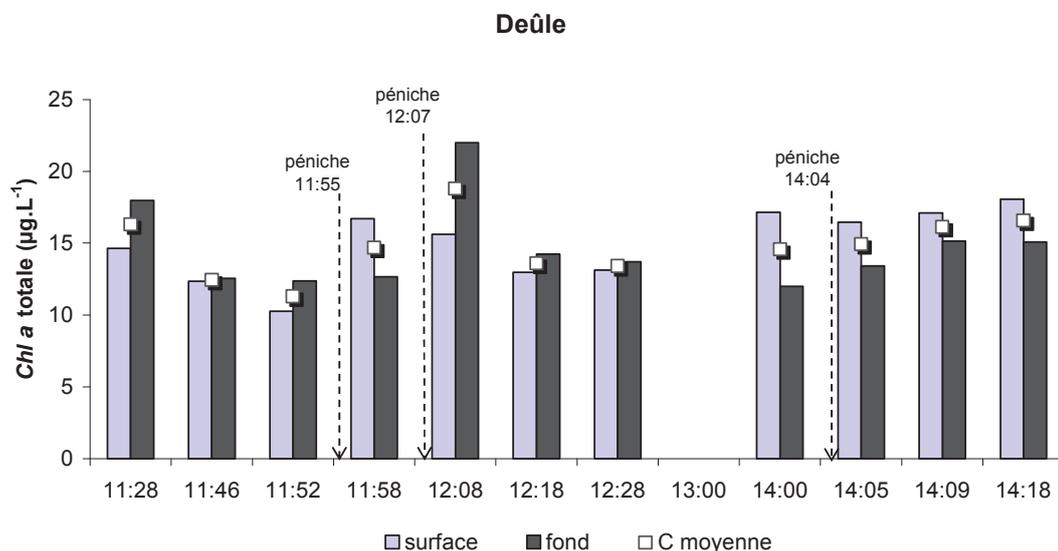


Figure 82 : évolution temporelle des concentrations surface/fond en Chl *a* totale au centre du canal de la Deûle, avant et après passage de péniches le 14 mai 2012

Abréviations : C moyenne = concentration moyenne en Chl *a* totale sur l'ensemble de la colonne d'eau

Dans l'après-midi, quatre profils ont été effectués (Figure 82) : un profil précédant le passage d'une péniche, puis trois profils durant les 15 minutes suivantes. Les concentrations algales sont cette fois plus fortes en surface ($17,2 \mu\text{g.L}^{-1}$) que dans le fond ($13,9 \mu\text{g.L}^{-1}$). Aucune inversion de profil surface/fond n'est observée suite au passage de la péniche de 14h05, mais une tendance à l'augmentation des concentrations mesurées au fond du canal est mesurée pendant les 10 minutes qui suivent le passage de la péniche (augmentation de 25% environ).

Par ailleurs, les concentrations totales ont tendance à augmenter progressivement au cours de la journée : ceci peut être relié à un effet de la croissance algale, en lien avec l'énergie

lumineuse (Domingues et al., 2011) : les cycles journaliers de la Chl *a* ont en effet été précédemment observés par les enregistrements de l'AOA.

Sur la Sensée, on observe, comme dans le cas de la Deûle en matinée, des concentrations en moyenne plus fortes en profondeur (Figure 83). Deux passages de péniches ont été observés, à 15h00 et à 15h28, et ont immédiatement été suivis par une mesure fluorimétrique. Il semble que le trafic fluvial entraîne également une augmentation faible et ponctuelle des concentrations en phytoplancton dans le fond de ce canal.

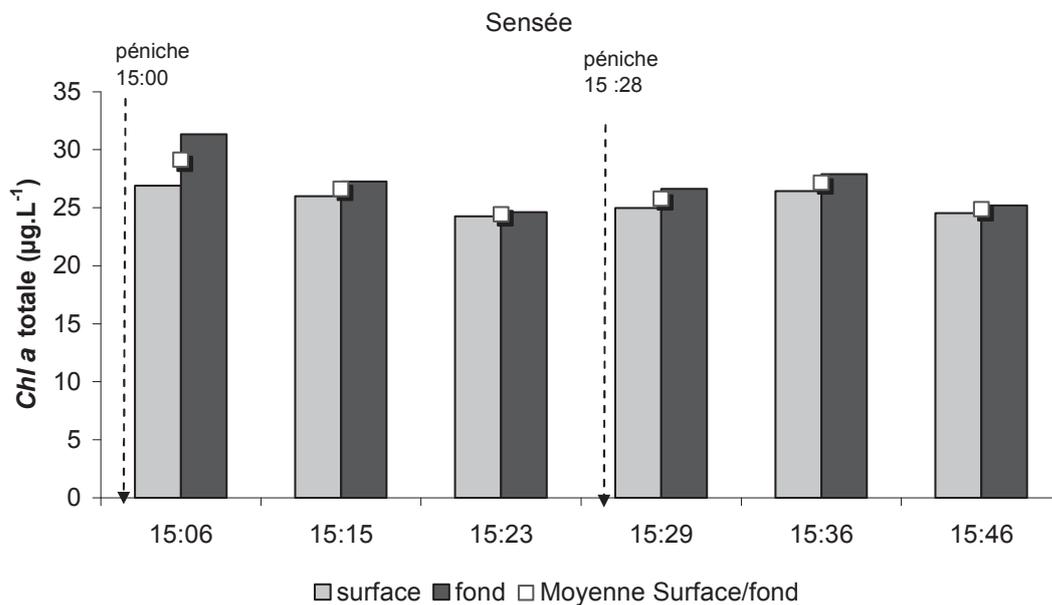


Figure 83 : évolution temporelle des concentrations surface/fond en Chl *a* totale au centre du canal de la Sensée, avant et après passage de péniches, le 14 mai 2012

La Figure 84 représente le pourcentage d'écart des concentrations en Chl *a* totale en surface et en profondeur, et illustre la variation temporelle des teneurs entre deux profils verticaux. On constate ainsi que suite au passage de la péniche de 15h28, les concentrations augmentent immédiatement dans le fond du canal (environ 8 %), puis en surface (5 %), avant de diminuer sur les deux hauteurs ; cette variabilité étant globalement du même ordre de grandeur que celle mesurée sur la Deûle précédemment. Ce phénomène ne semble durer au maximum qu'une dizaine de minutes environ, et est donc assez limité dans le temps, comme dans l'espace.

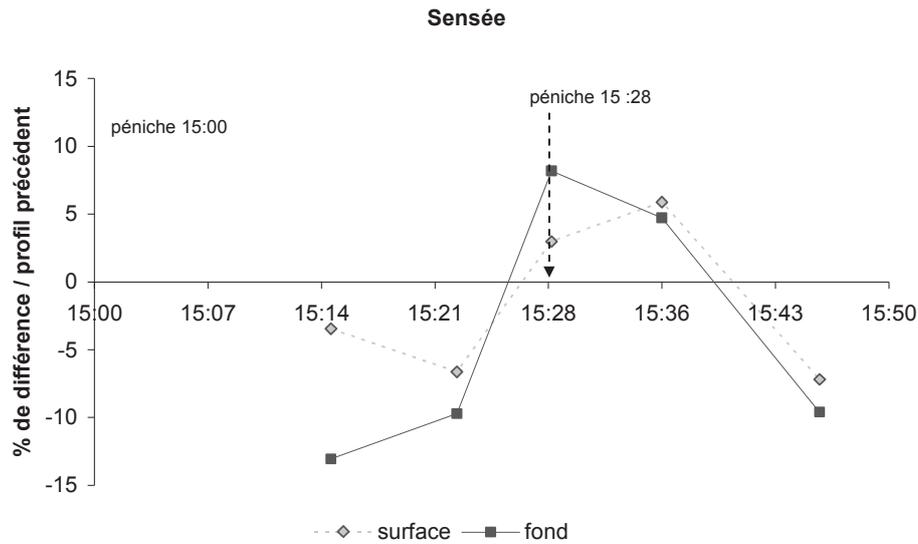


Figure 84 : écarts en % de Chl *a* mesurés entre deux mesures des concentrations en surface (traits pointillés) et au fond (traits pleins) du canal de la Sensée le 14 mai 2012

Etant donné le peu de variations observées sur la répartition des algues sur la hauteur de la colonne d'eau, des séries temporelles à hauteur et emplacement fixes ont également été enregistrées. La Figure 85 présente la série du 15 septembre 2011 de la Deûle, réalisée pendant une trentaine de minutes entre 11h27 et 12h00 à environ 30 cm sous la surface. Cette série temporelle englobe par ailleurs trois passages de péniches, à 11h29, 11h31 et 11h 43.

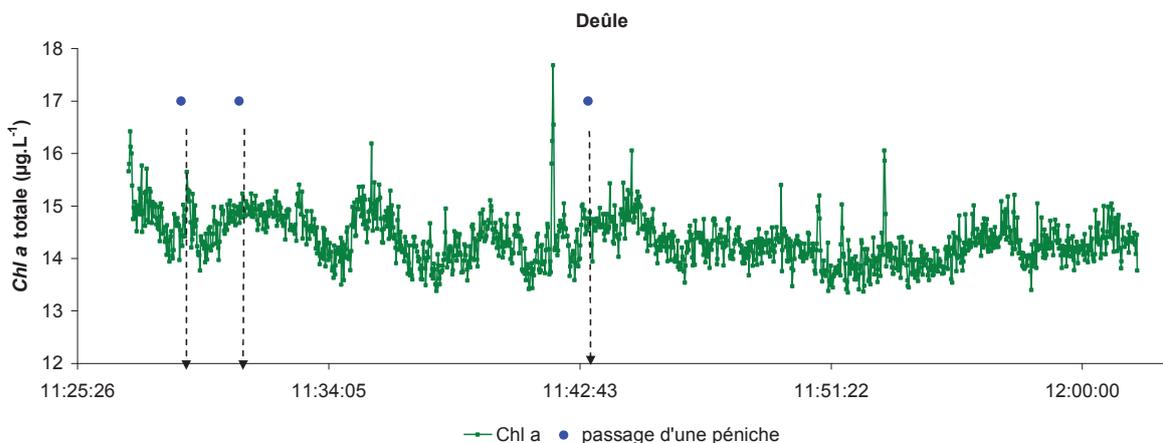


Figure 85 : évolution temporelle des concentrations en algues sur la Deûle le 15 septembre 2011, comprenant 3 passages de péniches

Les concentrations totales en Chl *a* mesurées sur 30 min sont globalement stables ($14,4 \pm 0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$) et ne sont pas soumises à des tendances particulières. Les passages de péniches ne sont pas suivis par de fortes augmentations et/ou diminutions des concentrations. Cet enregistrement procure une vision de la variabilité temporelle du phytoplancton, qui ne semble pas liée à la navigation, mais plutôt à la variabilité biologique. De même qu'en milieu marin, il semble que le phytoplancton ait donc bien une organisation hétérogène à petite échelle spatiale (Seuront and Spilmont, 2002; Seuront et al., 2001). Les variations ponctuelles peuvent être liées à l'advection de cellules biologiques sous forme de patches, constitués probablement en partie par des agrégats cellulaires, d'où les différences de concentrations observées.

La navigation, à travers la remise en suspension des particules, semble avoir un effet plus marqué sur les diatomées que sur les algues vertes, sans qu'il soit réellement possible de déterminer si ces algues sont influencées de façon positive ou négative. Les analyses taxonomiques ont mis en évidence une présence plus importante des diatomées dans la Scarpe, non naviguée, que dans la Deûle et la Sensée. L'enrichissement en sels nutritifs conjugué à une faible hauteur d'eau dans la Scarpe est probablement à l'origine d'un plus fort développement des diatomées dans ce canal (Chan et al., 2002). Bien que des corrélations positives aient été mesurées entre paramètres de navigation et Si (Cf. § 2.2.1.1.), cet élément semble pourtant limitant pour le développement des diatomées, notamment dans le cas de la Sensée où des cellules molles ont été observées. La présence des diatomées a été décrite dans les grandes rivières, où elles abondent plus particulièrement en hiver et en automne, lorsque les températures sont plus faibles, mais surtout que le milieu, plus turbide et mieux brassé, leur est plus favorable (Fraisie et al., 2013; Huisman et al., 2004; Sabater et al., 2008; Tornés et al., 2013). Suivant ces observations, on peut supposer que la navigation devrait être plutôt favorable aux diatomées. Mais la remise en suspension génère également des taux de matières en suspension parfois conséquents, qui peuvent assombrir le milieu et/ou relarguer des contaminants, susceptibles de réduire l'activité photosynthétique (Lafabrie et al., 2013; Verpecht and Pattiaratchi, 2010). Une vitesse du courant trop importante est également susceptible d'avoir un effet inhibitif sur la croissance du phytoplancton (Feipeng et al., 2013).

L'utilisation du fluoroprobe a mis en évidence une hétérogénéité de la répartition du phytoplancton en canal, à petite échelle spatio-temporelle. Il semble ainsi que les cellules algales s'agglomèrent entre elles, expliquant notamment cette disposition dans la

colonne d'eau sous forme de patches, entraînés par le courant et remis en suspension par le trafic fluvial. La capacité des algues à se regrouper et à produire des polymères modifiant la viscosité peut être une des causes des différences de flottabilité observées entre les classes algales (Le et al., 2012; Seuront et al., 2006), mais il semble surtout que l'aptitude propre aux différentes classes d'algues à résister à la sédimentation (Reynolds, 1984) joue un rôle prépondérant dans la colonne d'eau en milieu navigué. Ainsi, les diatomées, plus denses, ont tendance à couler plus rapidement et à être remises en suspension par le trafic fluvial, mais il reste toutefois impossible de déterminer si cette influence est bénéfique ou néfaste au développement de ces algues.

4. Conclusion

Au cours de ce chapitre, l'impact de la navigation sur les paramètres chimiques et sur le phytoplancton dans les canaux a été examiné.

Dans un premier temps, les données mesurées ponctuellement dans les trois canaux ont été traitées sans inclure la navigation. La qualité chimique de l'eau permet de discriminer les trois milieux, dans l'ordre déclassant Sensée, Deûle puis Scarpe. On note une opposition entre les deux campagnes de 2011 et la campagne de 2012, cette dernière étant plutôt caractérisée par le développement de la biomasse chlorophyllienne, mais également par une qualité d'eau globalement moins bonne. Les deux canaux navigués, Deûle et Sensée, semblent suivre un comportement assez naturel et caractéristique des grandes rivières européennes, contrairement à la Scarpe qui apparaît très influencée par la pollution, issue des rejets urbains notamment.

Dans un second temps, les données mesurées dans les canaux ont été confrontées à deux paramètres de navigation, le tonnage et le nombre de péniches journaliers, enregistrés aux écluses situées sur la Deûle et sur la Sensée. Un trafic comparable a été enregistré sur les deux canaux, avec une circulation moyenne d'environ trente péniches par jour. De fortes variations d'intensité de trafic ont été observées d'un jour à l'autre, liées à des événements exceptionnels (jours fériés par exemple) ; les données chimiques ont donc été confrontées aux paramètres de navigation enregistrés le jour et la veille des échantillonnages.

Dans le cas des deux canaux navigués (Deûle et Sensée), la discrimination des deux milieux s'effectue d'abord par la qualité chimique de l'eau, puis par l'intensité de la navigation. Le trafic fluvial apparaît comme étant le principal contributeur aux teneurs en MES dans l'eau de surface, et la turbidité est principalement expliquée par le tonnage des péniches. Le brassage dû à la navigation ne semble pas favoriser l'oxygénation du milieu, mais contribue plutôt à favoriser la dégradation de la matière organique et la réoxydation d'espèces réduites. Les concentrations en orthophosphates et en ETM dissous dans la colonne d'eau ne semblent pas être impactées de façon majeure par le trafic fluvial, malgré la remise en suspension récurrente de sédiments enrichis en ces éléments. Ces résultats confirment la bonne capacité de rétention des sédiments, et mettent en évidence une faible incidence du trafic fluvial sur la qualité chimique de l'eau de ces canaux.

Le trafic au niveau de la gare fluviale de Douai, reflet de la navigation sur le canal de la Deûle, semble avoir une répercussion en aval, sur la qualité chimique de l'eau de la Scarpe, et en particulier sur les teneurs en ETM, aux lendemains de forte/faible intensité de trafic.

Les données mesurées en haute fréquence par les stations automatiques mettent en évidence le rôle essentiel joué par le phytoplancton sur les teneurs en oxygène dissous et en phosphates dans la colonne d'eau. La résolution temporelle plus fine permet cette fois d'observer un rôle limité de la navigation sur l'oxygénation de l'eau et sur le relargage d'orthophosphates en faibles concentrations. L'activité biologique semble ainsi masquer en partie les effets dus à la navigation.

L'étude de la composition phytoplanctonique met en évidence une forte représentativité des algues vertes dans les canaux, probablement en lien avec le fort excès de nitrates et la faible disponibilité des phosphates et du silicium, en particulier dans la Sensée, ce qui limite le développement des diatomées. La turbidité semble avoir une influence sur les variations du phytoplancton en automne et en hiver, quand les concentrations algales sont faibles et que les diatomées dominent. Une influence plus forte de la navigation sur cette classe d'algues que sur les algues vertes a par ailleurs été mise en évidence.

Le fluoroprobe, utilisé dans cette étude pour observer la répartition verticale des algues lors du passage des péniches montre que la répartition des algues est hétérogène et se répartit sous forme de patches, en l'absence de navigation. La perturbation mesurée après le passage des péniches ne semble pas générer une variabilité très supérieure à celle mesurée naturellement. La navigation semble cependant permettre la remise en suspension des cellules sédimentées,

Chapitre 5

et notamment celles des diatomées, moins aptes à se maintenir dans la colonne d'eau du fait de leur densité supérieure. Pour autant, ces analyses ne permettent pas de définir si la navigation a un effet favorable ou défavorable sur les communautés algales.

Conclusion générale & Perspectives

Conclusion générale et perspectives

Les rivières du bassin Artois-Picardie ont été fortement modifiées au cours du 19^{ème} siècle afin de faciliter le trafic fluvial. Un grand nombre de ces rivières a été canalisé et des liaisons entre canaux ont été creusées, créant des milieux artificiels navigables. Les activités industrielles au cours des deux derniers siècles et la forte urbanisation ont entraîné la contamination importante des sols et des sédiments d'une partie du bassin en métaux, polluants organiques et phosphore. Dans le contexte d'atteinte du bon potentiel pour ces rivières canalisées, l'intensification progressive du trafic fluvial soulevait la problématique de la contamination de la colonne d'eau par la remise en suspension de ces sédiments pollués.

Pour tenter de répondre à cette question, trois canaux du bassin ont été sélectionnés en fonction de l'intensité du trafic fluvial et de la contamination des sédiments : la Deûle à Courcelles-lès-Lens, la Sensée à Gœulzin et la Scarpe à Râches. Chacun de ces trois sites a fait l'objet d'un suivi ponctuel au cours de plusieurs campagnes réparties sur deux ans et portant sur la mesure et l'analyse de paramètres physico-chimiques et chimiques de l'eau et des sédiments. Un suivi haute fréquence a également été mis en place avec le concours de l'Agence de l'Eau Artois-Picardie qui a mis à disposition ses stations de mesures automatiques. L'impact sur la biologie a été évalué par le biais du suivi du phytoplancton et par la mise en œuvre de la technique d'encagement sur gammars développée à IRSTEA Lyon.

Les analyses géochimiques ont mis en évidence des différences majeures de contamination des sédiments entre les canaux. La Sensée apparaît peu contaminée, contrairement à la Deûle et à la Scarpe qui sont fortement enrichies en phosphore et en ETM, notamment en Cd, Cu, Pb et Zn. Contrairement à la Sensée, ces deux canaux présentent une importante contamination plus en profondeur, reflétant la pollution issue des activités industrielles passées. Les calculs d'équilibre et les analyses de spéciation ont cependant mis en évidence que malgré cette forte charge, les sédiments des trois canaux piègent efficacement les contaminants, grâce notamment à la formation de sulfures. Dans les eaux interstitielles, de faibles teneurs ont été mesurées, limitant également un potentiel relargage à l'interface eau-sédiment par diffusion et/ou dilution.

Conclusion générale et perspectives

Dans les eaux de surface, des différences importantes ont été mesurées entre les trois milieux pour la turbidité, l'oxygène dissous et les nutriments. Les teneurs en ETM dissous dans la colonne d'eau des trois canaux sont très proches et relativement faibles comparées aux fortes concentrations mesurées dans les particules sédimentaires. La concentration labile, mesurée par DGT, est également faible et comparable d'un site à l'autre. L'indice de toxicité chimique OWCTU indique cependant que l'eau de la Deûle présente un risque de toxicité quasi permanent pour les organismes, en raison de ses teneurs élevées en Pb notamment. Ce risque se vérifie avec des dépassements des NQE pour Pb, Cd, Zn et Cu qui entraînent un mauvais état chimique et écologique de la Deûle et de la Scarpe, et un mauvais état écologique de la Sensée.

Les mesures de bioaccumulation sur l'espèce de gammare *G. fossarum* confirment ce risque pour le plomb par une accumulation très importante, lors des trois campagnes et sur les trois sites indifféremment. Elles ne confirment pas ce risque pour les autres ETM. Les autres biomarqueurs, production d'AChE et comportement alimentaire ne présentent une inhibition qu'en 2012, sans rapport avec la navigation. Les outils chimiques et biologiques donnent des réponses parfois différentes. Les gammares semblent plus adaptés dans le cas présent à l'évaluation de l'état chimique que les NQE, qui ne tiennent pas compte des interactions entre substances et des mécanismes mis en place par les organismes en présence de contamination.

Les analyses statistiques réalisées sur les données ponctuelles permettent de discriminer les trois canaux selon la qualité physico-chimique et chimique de leur colonne d'eau, la Sensée étant de meilleure qualité que la Deûle, elle-même de meilleure qualité que la Scarpe. Le tonnage et le nombre de péniches journaliers permettent de mettre en évidence un faible impact global de la navigation sur la chimie des milieux à cette échelle d'observation. La navigation contribue à la remise en suspension de fortes concentrations de particules en suspension chargées en ETM et en phosphore. Le relargage de ces éléments dans la colonne d'eau, et donc l'incidence de la navigation sur l'état chimique restent cependant limités, grâce à la géochimie particulière de ces canaux et à la dureté importante de l'eau, liée aux teneurs en calcium.

Il n'a pas pu être mis en évidence de rôle de la navigation sur les teneurs en oxygène et en sels nutritifs, principalement impactés par le développement du phytoplancton particulièrement marqué en 2012. La biomasse algale est globalement comparable d'un point de vue quantitatif entre les trois canaux. Les algues vertes dominent les peuplements dans la Deûle et dans la

Sensée. Dans la Scarpe, une proportion plus importante de diatomées est enregistrée, probablement en lien avec les apports en azote et phosphore plus conséquents issus des rejets anthropiques. Les algues sont dans l'ensemble plus influencées par les variations climatiques que par la navigation. Celle-ci permet cependant une remise en suspension des diatomées, qui ont tendance à sédimenter plus rapidement en raison de leur squelette siliceux. Les données haute fréquence permettent d'identifier des cycles journaliers avec un pic de concentration le jour, indépendamment de la navigation. L'impact global de la navigation sur les variations du phytoplancton apparaît relativement limité. Il en va autrement pour le périphyton et les diatomées benthiques pour lesquelles un impact de la navigation et du batillage a été observé (Cf. Annexe 4). La navigation peut en effet influencer de façon à la fois positive et négative la valeur de l'Indice Biologique Diatomées, seul indicateur actuellement utilisé pour l'évaluation de l'état écologique en canal. Il semblerait judicieux d'approfondir l'étude de l'impact de la navigation sur les peuplements algaux. D'une part, la navigation doit être prise en compte pour l'évaluation de l'état écologique, ce qui n'est actuellement pas le cas, d'autre part, ce rôle de la navigation devra être anticipé pour la mise au point du futur indice phytoplancton grand cours d'eau applicable en canal.

Pour le phytoplancton comme pour les paramètres physico-chimiques, la résolution temporelle bien supérieure obtenue par les stations automatiques offre une vision bien plus fine de l'évolution des milieux aquatiques et permet l'enregistrement d'événements exceptionnels et fugaces, qui par leur ampleur peuvent modifier temporairement le fonctionnement des milieux naturels. Aucune relation entre métaux traces et navigation n'a pu être mise en évidence au cours de cette étude, mais le développement d'une station de monitoring voltampérométrique spécifique aux métaux a toutefois permis de mettre en évidence des phénomènes de relargage en lien avec la navigation (Superville et al., 2013; Superville et al., 2014)

Le grand nombre de données acquises par la haute fréquence justifie également la nécessité de définir des outils de traitement de données. Un modèle est en cours de développement (Lefebvre and Rousseeuw, 2013; Rousseeuw et al., 2013) et a été expérimenté sur les séries haute fréquence des canaux étudiés dans le cadre de cette thèse, mais n'a pas permis de mettre en évidence d'effet de la navigation, en partie en raison de ruptures dans les séries de données. Cette application prouve que l'exploitation des mesures en haute fréquence nécessite obligatoirement l'obtention de séries complètes. Un nouvel essai sur une série temporelle

complète de la Deûle enregistrée en 2009 dans le cadre du partenariat AEAP-Lille1 est en cours.

Si les mesures sur la fraction dissoute révèlent de faibles concentrations, les particules remises en suspension sont vraisemblablement très chargées en ETM et en phosphore (Superville et al., 2014), et peuvent être ingérées par les organismes aquatiques comme les gammares, mais aussi par d'autres groupes faunistiques, qu'il conviendrait de ne pas oublier. Le bon état chimique, actuellement basé sur des analyses dans le dissous, ne reflète pas forcément une absence de risque pour la biologie, et met en avant la nécessité de développer de nouveaux supports d'analyses, concernant les particules et les colloïdes.

Les analyses biologiques menées dans le cadre de cette thèse ont mis en évidence une toxicité très limitée des sédiments pour les organismes dans la colonne d'eau, notamment grâce aux calculs d'IT et d'IWCTU. Des recherches parallèles menées à l'Université de Mons ont mis en évidence l'impact de la contamination métallique de nos trois canaux sur les communautés bactériennes, avec le développement de gènes de résistances aux métaux chez ces organismes (Roosa, 2013; Roosa et al., en préparation). Ces résultats montrent qu'à défaut de s'exprimer dans la colonne d'eau, la toxicité peut s'exprimer dans les sédiments. C'est pourquoi une évaluation de la toxicité a été mise en œuvre en partenariat avec IRSTEA Lyon sur l'analyse de la bioaccumulation chez les chironomes, organismes vivant au contact des sédiments. Elle fait suite à une étude récente portant sur la déformation des mâchoires de chironomes en lien avec la contamination métallique, qui n'ont pas abouti à des résultats significatifs (Arambourou, 2013).

Enfin, la navigation de nuit dans les canaux reste exceptionnelle. On peut toutefois supposer que la mise en place d'une circulation nocturne est susceptible de modifier les conclusions obtenues dans cette étude. La respiration des organismes chlorophylliens la nuit s'accompagne d'une diminution des teneurs en oxygène et du pH notamment, ainsi qu'une baisse indépendante de la température. La conjonction de la modification des conditions physico-chimiques et de la remise en suspension par le trafic nocturne de particules chargées en contaminants pourrait ainsi conduire à une dissolution accrue des carbonates et à des processus de désorption, susceptibles de générer un relargage important de contaminants dans la colonne d'eau.

Liste des Figures et Tableaux

Liste des Figures

Figure 1 : représentation schématique des interactions entre les compartiments de l'écosystème canalisé.....	25
Figure 2 : consommation des oxydants au cours des mécanismes de la diagenèse précoce, d'après (Dodds, 2002; Jézéquel and Viollier, 2007).....	31
Figure 3 : schéma simplifié des interactions entre les cycles du fer, du soufre, et du phosphore à l'interface eau-sédiment, d'après Kleeberg, 2012.....	34
Figure 4 : principe de l'évaluation du bon état d'une masse d'eau (AEAP, 2010).....	39
Figure 5 : localisation et illustration des 3 sites de suivi et des stations du Réseau de Contrôle de Surveillance de l'Agence de l'Eau les plus proches.....	48
Figure 6 : localisation des points de prélèvements et emplacement de la station automatique de mesure AEAP durant les suivis, sur la Deûle, la Sensée et la Scarpe.....	55
Figure 7 : représentations de DGT : a : schéma du montage des 3 couches sur un support DGT sonde ; b : DGT sonde montée sur support ; c : déploiement de sondes DGT dans des carottes sédimentaires ; d : DGT piston pour mesures sur eau.....	57
Figure 8 : étapes de préparation du gel diffusif et des résines pour la fabrication des DGT chelex et DGT AgI, d'après les protocoles décrits par Lesven (2008).....	58
Figure 9 : schématisation du protocole d'extraction séquentielle des métaux, d'après Rauret et al, 1998.....	65
Figure 10 : schéma récapitulatif des prélèvements et analyses physico-chimiques sur eau et sur sédiment.....	70
Figure 11 : station automatique de mesures déployée sur la Scarpe à Râches en mai 2011....	71
Figure 12 : illustration de 6 systèmes d'encagement (chacun contenant 20 gammares et des feuilles d'aulne).....	76
Figure 13 : nombre d'individus et de systèmes utilisés par marqueur (campagne de mai 2011).....	77
Figure 14 : illustration des 2 sondes fluorimétriques (BBE Moldaenke) déployées dans les canaux.....	82
Figure 15 : représentation schématique du facteur d'enrichissement (FE) pour Cd, Cu, Pb et Zn dans les sédiments de surface des canaux étudiés (abréviations : am : amont ; av : aval) .	89
Figure 16 : représentation graphique des concentrations en AVS et CRS dans les sédiments de surface des 3 canaux étudiés.....	94
Figure 17 : répartition des concentrations en phosphore (échangeable : fraction NaOH-P ; apatitique : fraction HCl et organique : fraction résiduelle) dans les sédiments de surface (0-3 cm) des 3 canaux.....	96
Figure 18 : évolutions du pH et Eh en 2011 (traits pleins) et 2012 (pointillés) dans les 3 canaux suivis.....	99
Figure 19 : types d'évolution des apports de contaminants métalliques en fonction de la profondeur et du temps (enfouissement sédimentaire). Abréviations : BdF = Bruit de Fond géochimique.....	101
Figure 20 : exemples de profils de facteurs d'enrichissements en contaminants métalliques, normalisés par rapport à Al, et rapportés aux types proposés Figure 19.....	102
Figure 21 : représentation graphique de la moyenne du facteur Igéo, calculé à partir des données 2011 et 2012 et des valeurs du fond géochimique proposées par Sterckeman et al (2006).....	104

Figure 22 : répartition des ETM dans les 4 fractions sédimentaires, d'après l'extraction séquentielle proposée par Rauret et al. (2008) dans les 3 canaux pour Cd, Pb et Zn. Fraction 1 : échangeable + carbonates ; fraction 2 : oxydes et sulfures volatils ; fraction 3 : matière organique et sulfures plus réfractaires ; fraction 4 : fraction résiduelle.....	107
Figure 23 : représentation du RAC (Risk Assessment Code) pour les 3 canaux, calculé sur les 2 premiers cm de la colonne sédimentaire	108
Figure 24 : évolution des concentrations en AVS et en CRS (mg S.kg^{-1}) avec la profondeur dans les sédiments des 3 canaux, en 2011 et en 2012.....	110
Figure 25 : schéma réactionnel probable aboutissant à la formation des AVS et des CRS dans les sédiments de la Deûle, de la Scarpe et de la Sensée. Abréviations : BSR = Bactéries Sulfato-réductrices ; Me = métal.....	111
Figure 26 : représentation graphique du rapport AVS/CRS exprimé par rapport au fer pour la Deûle, la Sensée et la Scarpe.....	112
Figure 27 : répartition du phosphore avec la profondeur dans les sédiments des canaux.....	115
Figure 28 : évolution des concentrations en carbone organique dissous (COD) et de l'alcalinité avec la profondeur en 2011 et 2012, dans les 3 canaux.....	116
Figure 29 : évolution en profondeur des concentrations en orthophosphates, ammonium, manganèse et fer en 2011 et en 2012 dans les eaux interstitielles des 3 canaux.....	118
Figure 30 : évolution des concentrations en Pb, Cd, Zn et Cu ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dans les eaux interstitielles des canaux en 2012.....	121
Figure 31 : évolution des teneurs en sulfures (2011) et en sulfates (2011 et 2012) dans les eaux interstitielles des canaux	123
Figure 32 : évolution de l'indice de toxicité IWCTU dans les eaux interstitielles des canaux en 2012.....	127
Figure 33 : évolution des concentrations totales et labiles en Pb, Zn et Cd ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dans les eaux interstitielles en fonction de la profondeur	128
Figure 34 : précipitations mensuelles en 2011 et 2012 relevées à la station de Lesquin (59), données MétéoFrance.....	137
Figure 35 : concentrations en orthophosphates mesurées sur eau brute entre 2002 et 2009 dans le cadre du suivi AEAP sur la Deûle à Courrière (77 000), de la Sensée à Férin (46 000) et de la Scarpe à Râches (39000).....	146
Figure 36 : concentrations moyennes et écarts-types sur 2011 et 2012 des ETM (Cd, Co, Cu, Cr, Ni, Pb et Zn) calculés pour la colonne d'eau des 3 canaux.....	151
Figure 37 : concentrations moyennes et écarts-types des ETM calculés pour chaque campagne dans la colonne d'eau des 3 canaux	153
Figure 38 : a - Substances de l'état chimique, catégorie métaux lourds ; b - substances de l'état écologique, catégories polluants spécifiques non synthétiques. Calcul effectué sur la base des prélèvements effectués au cours des 3 campagnes, entre 2011 et 2012 sur les 3 canaux.....	155
Figure 39 : évolution des concentrations en Chl <i>a</i> sur les 3 canaux en 2011 et 2012.....	160
Figure 40 : représentation graphique des 5 classes d'algues sur les 3 canaux en 2011 et 2012, d'après Nouchet, 2011 et Nouchet, 2012	165
Figure 41 : évolution des concentrations des classes algales mesurées dans les canaux avec l'AOA, dans la Scarpe (mai-juin 2011), la Deûle (octobre-novembre 2011) et la Sensée (novembre-décembre 2011 et avril-mai 2012).....	170
Figure 42 : représentation graphique des taux de survie des gammares après exposition dans les 3 canaux à T1 (après une semaine d'exposition) et à T2 (après 2 semaines d'exposition) en mai et octobre 2011 et en avril 2012.....	175
Figure 43 : Facteur d'Inhibition (FI %) de l'alimentation des gammares exposés dans les canaux lors des 3 campagnes	177

Figure 44 : résultats de l'activité AChE des gammares exposés dans les 3 canaux en mai et octobre 2011, et en avril 2012 pour les 2 populations d'organismes.	178
Figure 45 : labilité des ETM calculée à partir des données DGT et total dissous dans la Scarpe au mois de mai 2011.	180
Figure 46 : concentrations labiles en ETM mesurées par DGT dans l'eau de surface des 3 canaux en avril 2012.	181
Figure 47 : concentrations en ETM ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) mesurées dans les gammares de la Bourbre et de la Rhônelle à T0 (avril 2012).	182
Figure 48 : concentrations en ETM mesurées dans les gammares exposés en mai et octobre 2011 dans les 3 canaux, après une semaine d'exposition (T1) et après 2 semaines d'exposition (T2).	183
Figure 49 : concentrations en ETM mesurées dans les gammares issus de la Bourbre (traits pleins) et issus de la Rhônelle (traits hachurés) en avril 2012, après une semaine d'exposition (T1) et après 2 semaines d'exposition (T2).	184
Figure 4.50 : moyennes et écarts-types des facteurs de bioconcentration (BCF) calculés à partir des résultats obtenus pour les 3 campagnes de 2011 et 2012, pour les trois canaux, pour la 1 ^{ère} et la 2 ^{ème} semaine d'exposition.	187
Figure 51 : biodisponibilité des ETM en fonction de la compétition ionique et des concentrations en carbone organique dissous (COD), d'après Peters, 2011.	188
Figure 52 : comparaison des BCF pour les gammares issus de la Bourbre et des gammares issus de la Rhônelle calculés pour la 1 ^{ère} semaine d'exposition en avril 2012.	190
Figure 53 : fréquence par tranche horaire (%) du trafic fluvial au cours des 3 campagnes de prélèvement effectuées sur la Deûle.	200
Figure 54 : nombre de péniches circulant par jour sur le canal de la Deûle (écluse de Douai) et sur le canal de la Sensée (écluse de Gœulzin).	201
Figure 55 : méthodologie de traitement des données au cours du chapitre 5.	202
Figure 56 : variables et observations de l'ACP exécutée à partir des paramètres chimiques et physico-chimiques mesurés sur les trois canaux, sans inclure les paramètres de navigation, (a) : axes 1 & 2, (b) : axes 2 & 3.	205
Figure 57 : variables et observations des ACP effectuées sur les données mesurées ponctuellement en 2011 et 2012 sur la Sensée (a) et sur la Deûle (b).	207
Figure 58 : variables et observations de l'ACP effectuée sur les données mesurées ponctuellement sur la Scarpe en 2011 et 2012.	208
Figure 59 : évolution temporelle des concentrations en MES et phéopigments dans la Deûle en 2011 et 2012.	209
Figure 60 : variables et observations de l'ACP Deûle/Sensée incluant des paramètres de navigation.	212
Figure 61 : schéma des relations hydriques entre les trois canaux autour de Douai.	215
Figure 62 : évolution des concentrations dissoutes en Pb, Zn et Cd dans les eaux de surface de la Sensée pour les campagnes de 2011 et 2012.	218
Figure 63 : comparaison des concentrations en Pb dissous dans les eaux de surface des trois canaux pour les campagnes de 2011 et 2012.	219
Figure 64 : valeurs d'OWCTU calculées dans les colonnes d'eau des trois canaux au cours du suivi.	220
Figure 65 : évolution des concentrations en orthophosphates dissous dans les eaux de surface des trois canaux.	221
Figure 66 : évolution de la turbidité à haute fréquence ($0,1\text{ min}^{-1}$) sur le canal de la Deûle.	223
Figure 67 : turbidité et nombre de péniches moyen par heure entre le 20 et le 28 novembre 2011 sur la Sensée.	224

Figure 68 : évolution du nombre de péniches et de l'écart-type en oxygène sur la Sensée en novembre 2011	225
Figure 69 : évolution du nombre de péniches et du tonnage journalier, et des concentrations en orthophosphates dans la Sensée en novembre 2011	226
Figure 70 : évolution des concentrations en orthophosphates mesurés ponctuellement et à haute fréquence, et de la Chl <i>a</i> mesurée ponctuellement dans la colonne d'eau de la Deûle en avril-mai 2012	227
Figure 71 : moyennes journalières des concentrations en orthophosphates (calculées à partir des données haute fréquence) et nombre de péniches par jour sur la Deûle en avril 2012... ..	228
Figure 72 : évolution des concentrations en Chl <i>a</i> et de la turbidité sur la Sensée en lien avec le trafic fluvial en novembre 2011	233
Figure 73 : évolution des concentrations en Chlorophylle <i>a</i> , de la turbidité et du tonnage en novembre 2011 sur la Deûle.....	235
Figure 74 : évolution des concentrations moyennes journalières en Chl <i>a</i> (AOA), de la température (station météorologique de Lesquin) et du nombre de péniche dans la Deûle en octobre 2011	236
Figure 75 : températures de l'eau relevées dans la Deûle et la Sensée en avril – mai 2012 et températures moyennes journalières de l'air enregistrée à la station météorologique de Lesquin	237
Figure 76 : évolution des concentrations en Chlorophylle <i>a</i> et de la turbidité dans la Scarpe entre le 14 juin et le 21 juin 2011 (a) et entre le 24 juin et le 3 juin 2011 (b).....	239
Figure 77 : évolution des concentrations en Chlorophylle <i>a</i> et de la turbidité entre le 5 juin et le 10 juin 2011 sur la Scarpe, pendant une période de trafic fluvial nul sur le canal de dérivation.....	240
Figure 78 : turbidité mesurée dans les canaux de la Deûle et de la Sensée à 30 cm et à 2m de la surface le 17 juin 2011	242
Figure 79 : concentrations en Chl <i>a</i> totale moyennées sur 50 cm à proximité de la surface et sur 50 cm à proximité du fond de la colonne d'eau de la Deûle le 17 juin 2011	243
Figure 80 : concentrations en Chl <i>a</i> totale moyennées sur 50 cm à proximité de la surface et sur 50 cm à proximité du fond de la colonne d'eau de la Sensée le 17 juin 2011	244
Figure 81 : évolution temporelle des concentrations surface/fond au centre du canal de la Deûle le 17 juin 2011	245
Figure 82 : évolution temporelle des concentrations surface/fond en Chl <i>a</i> totale au centre du canal de la Deûle, avant et après passage de péniches le 14 mai 2012	246
Figure 83 : évolution temporelle des concentrations surface/fond en Chl <i>a</i> totale au centre du canal de la Sensée, avant et après passage de péniches, le 14 mai 2012.....	247
Figure 84 : écarts en % de Chl <i>a</i> mesurés entre deux mesures des concentrations en surface (traits pointillés) et au fond (traits pleins) du canal de la Sensée le 14 mai 2012	248
Figure 85 : évolution temporelle des concentrations en algues sur la Deûle le 15 septembre 2011, comprenant 3 passages de péniches	248

Liste des tableaux

Tableau 1 : outils indicateurs de l'état biologique, principales caractéristiques des protocoles et commentaires quant à leur applicabilité en canal.....	41
Tableau 2 : historique des concentrations en métaux mesurés dans les sédiments de la Deûle, de la Sensée et de la Scarpe : moyennes des données du RCS de l'AEAP entre 2004 et 2007 comparées aux valeurs du fond géochimique défini par Sterckeman et al. (2002).....	50
Tableau 3 : organisation des 3 campagnes de suivi et de prélèvements sur les 3 canaux en 2011 et 2012.....	51
Tableau 4 : caractéristiques des sondes de terrain.....	53
Tableau 5 : valeurs de référence du sédiment standard BCR 684 et concentrations obtenues après application du protocole proposé par Ruban et al. (2001).....	61
Tableau 6 : valeurs de référence en ETM pour les sédiments certifiés, et valeurs mesurées en laboratoire.....	64
Tableau 7 : application du protocole (Pueyo et al., 2008; Rauret et al., 1998) au sédiment certifié BCR 601, et résultats obtenus.....	66
Tableau 8 : méthodes et protocoles de dosage de ions orthophosphate, ammonium et nitrite par spectrophotométrie.....	68
Tableau 9 : liste des isotopes utilisés pour le dosage des ETM par ICP-MS et principales interférences polyatomiques, d'après May and Wiedmeyer (1998).....	70
Tableau 10 : paramètres mesurés par les stations automatiques de mesures et principales caractéristiques.....	72
Tableau 11 : groupes identifiés par fluorimétrie, principales espèces présentes dans les cours d'eau Européens et longueur d'onde d'excitation, d'après Artigas et Lizon (2009) (Artigas and Lizon, 2009).....	82
Tableau 12 : comparaison des concentrations moyennes en ETM (mg.kg^{-1}) mesurées dans les canaux avec les valeurs du fond géochimique régional (d'après Sterckeman et al, 2006), du SEQ eau (2003) et de l'Arrêté du 9 août 2006.....	91
Tableau 13 : concentrations totales mesurées (en mg.kg^{-1}) dans les sédiments de surface de la Deûle à Métaleurop au laboratoire Géosystèmes depuis 2004.....	91
Tableau 14 : tableau récapitulatif de l'évolution des contaminants métalliques dans les sédiments de la Deûle, de la Sensée et de la Scarpe, normalisés par rapport à l'aluminium. 103	
Tableau 15 : pourcentage de carbone organique (Corg) mesuré dans les sédiments des 3 canaux en fonction de la profondeur, en 2011 et 2012.	113
Tableau 16 : détermination du canal présentant un enrichissement maximal pour quelques paramètres mesurés dans les particules sédimentaires et dans les eaux interstitielles.....	122
Tableau 17 : dureté moyenne et valeurs minimales, maximales et moyennes de l'IWCTU calculées dans les eaux interstitielles pour Cu, Zn, Cd et Pb.....	127
Tableau 18 : pourcentages de labilité ($\pm 10\%$) en surface du sédiment (0-2 cm) pour Zn, Cd et Pb dans les 3 canaux.....	129
Tableau 19 : valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques pour les 3 campagnes effectuées en 2011 et 2012.....	136
Tableau 20 : moyennes, écarts-types et valeurs minimales et maximales des paramètres physico-chimiques mesurées dans les 3 canaux pendant les 3 campagnes d'échantillonnage (mai-juin et octobre-novembre 2011, avril-mai 2012).....	139
Tableau 21 : valeurs moyennes, minimales, maximales et écarts-types des paramètres physico-chimiques mesurés à haute fréquence dans les 3 canaux par les stations de mesures automatiques.....	142
Tableau 22 : moyennes par campagne et moyennes globales des principaux éléments majeurs dosés dans la colonne d'eau de chaque canal.....	145

Tableau 23 : moyennes globales et saisonnières des anions PO_4^{3-} , NO_2^- , NO_3^- , Cl^- et SO_4^{2-} , du cation NH_4^+ et du carbone organique dissous pour les masses d'eau des 3 canaux.....	148
Tableau 24 : état physico-chimique de la Deûle, de la Scarpe et de la Sensée d'après les classes de qualité définies par la DCE, sur la base des calculs des Percentiles 90	149
Tableau 25 : concentrations moyennes, minimales, maximales et écarts-types en orthophosphates, ammonium, nitrates et COT, d'après les mesures haute fréquence enregistrées par les stations automatiques.....	150
Tableau 26 : concentrations mesurées à la sortie de la station d'épuration de Douai (STEP sortie) à 2,5 km en amont de Râches, et concentrations mesurées au laboratoire en amont (-50 m) et en aval (+ 1100 m) du pont à Râches.....	157
Tableau 27 : moyennes et variance des concentrations en nutriments, éléments majeurs et ETM dans les eaux de surface des zones étudiées sur les 3 canaux (Scarpe en 2011, Deûle et Sensée en 2012).....	158
Tableau 28 : principales caractéristiques du phytoplancton dans les canaux en 2011 et en 2012, d'après Nouchet, 2011 et Nouchet, 2012.	162
Tableau 29 : tableau comparatif des cyanobactéries présentes dans les 8 prélèvements effectués sur les canaux en 2011 et 2012 : espèces, % de représentativité par rapport au peuplement algal et nombre de taxons identifiés	167
Tableau 30 : dates des campagnes de mesures haute fréquence de la Chlorophylle <i>a</i> par l'AOA sur les 3 canaux	168
Tableau 31 : concentrations moyennes, minimales, maximales et écarts-types calculés au cours des suivis du phytoplancton avec l'AOA sur les canaux.....	169
Tableau 32 : dates des 3 campagnes d'exposition des gammars dans les canaux en 2011 et 2012.....	172
Tableau 33 : concentrations en éléments azotés, phosphorés, éléments majeurs et ETM mesurées lors des prélèvements des 2 populations de gammars en mars 2012 dans les rivières Rhônelle (Famars, 59) et Bourbre (Bourgoin, 38). Mesures sur eau filtrée avec incertitude de 10% sur les valeurs.....	173
Tableau 34 : valeurs seuils de contamination en ETM ($\mu\text{g.g}^{-1}$) établies par rapport aux gammars de la Bourbre et définies par IRSTEA (Besse et al. 2013)	182
Tableau 35 : comparaison des concentrations accumulées en ETM pour <i>G. fossarum</i> et des teneurs dans les sédiments pour quelques études de cas et pour les trois canaux étudiés	186
Tableau 36 : concentrations en Pb ($\mu\text{g.L}^{-1}$) et en COD (mg.L^{-1}) dans la colonne d'eau des canaux pendant chaque campagne d'exposition	188
Tableau 4.37 : intensité moyenne du trafic fluvial pendant les 15 jours de chacune des trois campagnes d'exposition des gammars dans les canaux	192
Tableau 38 : données moyennes du trafic fluvial aux écluses de Gœulzin (Sensée) et Douai (Deûle) pendant les périodes d'échantillonnage	200
Tableau 39 : valeurs significatives au seuil de 5 % obtenues par le test de corrélation de Pearson, entre les paramètres chimiques et physico-chimiques mesurés sur la Scarpe au jour J et les données de trafic fluvial au jour J-1.....	216
Tableau 40 : exemples d'événements ponctuels sujets à un fort/faible trafic fluvial sur la Deûle et dont les conséquences sont visibles sur la Scarpe	217
Tableau 41 : taxons phytoplanctoniques répondant à 3 types de pollution (d'après Autréaux-Noppe, 2000) et proportion (%) de la composition du peuplement pour les trois canaux....	230
Tableau 42 : principaux paramètres explicatifs de la Chl <i>a</i> issus des analyses de régressions multiples effectuées sur les séries temporelles des stations de mesures automatiques.....	232
Tableau 43 : dates et caractéristiques des campagnes de déploiement du fluoroprobe en canal	241

Références bibliographiques

Références bibliographiques

- Adam O. (2008) Impact des produits de traitement du bois sur les amphipodes *Gammarus pulex* (L.) et *Gammarus fossarum* (K.) : approches chimique, hydro-écologique et écotoxicologique., Laboratoire de Chrono-Environnement, Université de Franche-Comté, Besançon. pp. 253.
- AEAP. (2010) Les "micropolluants" dans les eaux superficielles du bassin Artois-Picardie, annuaire et bilan des états chimique et écologique sur la base des données 2007, Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai. pp. 255.
- AESN. (2009) Les métaux dans le bassin de la Seine, comprendre d'où proviennent et comment circulent les métaux dans un bassin versant fortement exposé aux pressions humaines, Agence de l'Eau Seine-Normandie, Nanterre. pp. 57.
- AFNOR. (1999a) Qualité de l'eau. Dosage des nitrites. Méthode par spectrométrie d'absorption moléculaire.
- AFNOR. (1999b) Essais des Eaux. Dosage de l'azote ammoniacal. Norme NF T 90-015 Qualité de l'eau. pp. 157-162.
- AFNOR. (2002) NF T 90-390 Avril 2002 - Qualité de l'eau - Détermination de l'indice oligochètes de bioindication des sédiments (IOBS).
- AFNOR. (2003) NF T 90-395 Octobre 2003 - Qualité de l'eau - Détermination de l'indice biologique macrophytique en rivière (IBMR).
- AFNOR. (2004) NF T 90-350 Mars 2004 - Qualité de l'eau - Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN).
- AFNOR. (2005) Qualité de l'eau. Dosage du phosphore. Méthode spectrométrique au molybdate d'ammonium., AFNOR, Saint-Denis La Plaine Cedex.
- AFNOR. (2006) Qualité de l'eau - Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl), NF EN 15204.
- AFNOR. (2007) NF T 90-354 Décembre 2007 - qualité de l'eau - Détermination de l'Indice Biologique Diatomées (IBD).
- AFNOR. (2011) NF T90-344 Juillet 2011 - Qualité de l'eau - Détermination de l'indice poissons rivière (IPR).
- Alary C., Lemière B., Haouche-Belkessam L. (2011) Granulométrie et contamination comparées des sédiments des voies navigables en Wallonie et Nord de la France, enjeux pour la valorisation. Mines et Carrières 181:25-33.
- Ali M.M., Murphy K.J., Langendorff J. (1999) Interrelations of river ship traffic with aquatic plants in the River Nile, Upper Egypt. Hydrobiologia 415:93-100.
- Allard J.F. (1990) Stations de relevage du bassin minier, étude documentaire, BRGM Nord Pas de Calais, Lezennes. pp. 81.
- Almas A.R., Lombnaes P., Sogn T.A., Mulder J. (2006) Speciation of Cd and Zn in contaminated soils assessed by DGT-DIFS, and WHAM/Model VI in relation to uptake by spinach and ryegrass. Chemosphere 62:1647-1655.
- Alonso A., De Lange H.J., Peeters E.T.H.M. (2009) Development of a feeding behavioural bioassay using the freshwater amphipod *Gammarus pulex* and the Multispecies Freshwater Biomonitor. Chemosphere 75:341-346.
- Alvarez-Iglesias P., Rubio R. (2012) Early diagenesis of organic-matter-rich sediments in a ria environment: Organic matter sources, pyrites morphology and limitation of pyritization at depth. Estuarine, Coastal and Shelf Science 100:113-123.

- Amiard J.C., Geffard A., Amiard-Triquet C., Crouzet C. (2007) Relationship between the lability of sediment-bound metals (Cd, Cu, Zn) and their bioaccumulation in benthic invertebrates. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 72:511-521.
- Aminot A., Kérouel R. (2004) *Hydrologie des écosystèmes marins. Paramètres et analyses.* Ed. Ifremer.
- Andren C.M., Eriksson Wiklund A.-K. (2013) Response of *Gammarus pulex* and *Baetis rhodani* to acid episodes in humic brooks. *Sciences of the total environment* 463-464:690-699.
- Anschutz P., Chaillou G., Lecroart P. (2007) Phosphorus diagenesis in sediment of the Thau Lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 72:447-456.
- Arambourou H. (2013) Stress toxique et variations de forme chez *Chironomus riparius* (Insecte, Diptère), Laboratoire régional de l'ouest Parisien et Laboratoire Interdisciplinaire des Environnements Continentaux (CNRS UMR 7360), Université de Lorraine, .
- Artigas L.F., Lizon F. (2009) Rapport final de synthèse - Convention n°6967800 : "Etude Mesures Deûle 2009", Université du Littoral Côte d'Opale, Université Lille1-Sciences et Technologies, Agence de l'Eau Artois-Picardie. pp. 22.
- Artigas L.F., Lizon F. (2010) Rapport final de synthèse - Convention n°6967800 : "Etude Mesures Deûle 2009", Université du Littoral Côte d'Opale, Université Lille1-Sciences et Technologies, Agence de l'Eau Artois-Picardie. pp. 22.
- Autréaux-Noppe K. (2000) Contribution méthodologique à la mise en place d'un réseau de surveillance des peuplements phytoplanctoniques des eaux courantes. Etude des variabilités des communautés aux petites échelles., Laboratoire d'écologie numérique, Université des Sciences et Technologies de Lille, Villeneuve d'Ascq.
- Balistrieri L.S., Nimick D.A., Mebane C.A. (2012) Assessing time-integrated dissolved concentrations and predicting toxicity of metals during diel cycling in streams. *Sciences of the total environment* 425:155-168.
- Bartlett R., Mortimer R.J.G., Morris K. (2008) Anoxic nitrification: Evidence from Humber Estuary sediments (UK). *Chemical Geology* 250:29-39.
- Besse J.F., Geffard O., Coquery M. (2011) Développement d'une méthodologie pour l'amélioration du suivi chimique des eaux continentales - Etat de l'art sur les approches de biosurveillance et application dans le cadre de la DCE, CEMAGREF Lyon. pp. 100.
- Besse J.F., Geffard O., Coquery M. (2012) Relevance and applicability of active biomonitoring in continental waters under the Water Framework Directive. *Trends in Analytical Chemistry* 36:113-127.
- Besse J.F., Coquery M., Lopes R.J., Chaumot A., Budzinski H., Labadie P., Geffard O. (2013) Caged *Gammarus fossarum* (Crustacea) as a robust tool for the characterization of bioavailable contamination levels in continental waters : Towards the determination of threshold values. *Water research* 47:650-660.
- Bickel S.L., Malloy Hammond J.D., Tang K.W. (2011) Boat-generated turbulence as a potential source of mortality among copepods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 401:105-109.
- Billon G. (2001) *Géochimie des métaux et du soufre dans les sédiments des estuaires de la Seine et de l'Authie*, Université des Sciences et Technologies de Lille, Villeneuve d'Ascq. pp. 230.
- Bishop M. (2008) Displacement of epifauna from seagrass blades by boat wake. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 354:111-118.

- Bloor M.C., Blanks C.J. (2006) An evaluation of mixed species in -situ and ex-situ feeding assays : the altered response of *Asellus aquaticus* and *Gammarus pulex*. *Environment International* 32:22-27.
- Boets P., Holguin G.J.E., Lock K., Goethals P. (2012) Data-driven habitat analysis of the Ponto-Caspian amphipod *Dikerogammarus villosus* in two invaded regions in Europe. *Ecological Informatics* in press.
- Boquené G., Galgani F. (2004) Les marqueurs biologiques des effets des polluants : l'acétylcholinérestérase, Plouzané.
- Boughriet A., Proix N., Billon G., Recourt P., Ouddane B. (2007) Environmental impacts of heavy metal discharges from a smelter in Deûle-canal sediments (northern France): concentration levels and chemical fractionation. *Water, Air, and Soil Pollution* 180:83-95.
- Boughriet A., Laureyns J., Recourt P., Sobanska S., Billon G., Ouddane B., Bremard C. (2004) Raman and SEM/EDS Microanalysis of an Environmental Lead Ore. *European microscopy and analysis* 18:17-19.
- Bouquerel J. (2008) Les canaux : des milieux privilégiés pour les macroinvertébrés invasifs. Etude de la région Nord/Pas de Calais. Rapport d'études, Agence de l'Eau Artois-Picardie et Université des Sciences et Technologies de Lille1, Laboratoire d'Ecologie Numérique et d'Ecotoxicologie. pp. 81.
- Bradl H.B. (2004) Adsorption of heavy metal ions on soils and soil constituents. *Journal of colloid and Interface Science* 277:1-18.
- Buatier M.D., Sobanska S., Elsass F. (2001) TEM-EDX investigation on Zn- and Pb-contaminated soils. *Applied Geochemistry* 16:1165-1177.
- Bundschuh M., Zubrod J.P., Klemm P., Elsaesser D., Stang C., Schulz R. (2013) Effects of peak exposure scenarios on *Gammarus fossarum* using field relevant pesticides mixtures. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 95:137-143.
- Bunusevac. (2010) Renaturation des cours d'eau, restauration des habitats, Gouvernement du Grand Duché de Luxembourg, Ministère de l'environnement, Ministère de l'intérieur et de l'aménagement du territoire., Luxembourg. pp. 99.
- Campanha M.B., Moreira A.B., Bisinoti M.C. (2012) Metal fluxes at the sediment-water interface in rivers in the Turvo/Grande drainage basin, Sao Paulo State, Brazil. *Journal of soils and sediments, special issue* 12:1508-1516.
- Canavan R.W., Van Cappellen P., Zwolsman J.J.G., van den Berg G.A., Slomp C.P. (2007) Geochemistry of trace metals in a fresh water sediment: Field results and diagenetic modeling. *Sciences of the total environment* 381:263-279.
- CEMAGREF. (2009) Protocole expérimental d'échantillonnage des "macro-invertébrés" en cours d'eau profond, appui scientifique à la Mise en oeuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau. pp. 19.
- CEMAGREF. (2010) Protocole standardisé d'échantillonnage et de conservation du phytoplancton en grand cours d'eau applicable aux réseaux de mesure DCE, document du Groupe de Travail DCE-ESC, version 2, décembre 2010, Cemagref et DREAL Lorraine. pp. 19.
- CETMEF. (2000) Définition des fonctionnalités écologiques des berges des canaux pour la navigation - application à leur végétalisation-. *Voies Navigables de France, Centre d'Etudes Techniques Maritimes et Fluviales*, Paris. pp. 68.
- Chan T.U., Hamilton D.P., Robson B.J., Hodges B.R., Dallimore C. (2002) Impacts of hydrological changes on phytoplankton succession in the Swan River, Western Australia. *Estuaries* 25:1406-1415.

- Chandesris A., Canal J., Bougon N., Coquery M. (2013) Détermination du fond géochimique pour les métaux dissous dans les eaux continentales. Rapport final., IRSTEA. pp. 65p + Annexes (231 p.).
- Charriau A. (2009) Etude de la contamination organique et métallique associée aux sédiments du district hydrographique international de l'Escaut, Ecole Doctorale Sciences de la matière, du rayonnement et de l'environnement, Université Lille1, Villeneuve d'Ascq. pp. 220.
- Chiffolleau J.-F., Auger D., Chartier E., Grouhel A. (2003) Dosage de certains métaux traces (Ag, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, V, Zn) dans les organismes marins par absorption atomique, Plouzané.
- Clozel-Leloup B., Théveniaut H., Laperche V., Jezequel P., Pedroletti V. (2001) Utilisation du signal magnétique des sols comme outil de cartographie de terrain de pollution métallique : test méthodologique. Etude réalisée dans le cadre du PRC Nord - Pas de Calais, BRGM. pp. 103.
- Cold A., Forbes V.E. (2004) Consequences of a short pulse of pesticides exposure for survival and reproduction of *Gammarus pulex*. *Aquatic Toxicology* 67:287-299.
- Coulaud R., Geffard O., Xuereb B., Lacaze E., Quéau H., Garric J., Charles S., Chaumot A. (2011) *In situ* feeding assay with *Gammarus fossarum* (Crustacea): Modelling the influence of confounding factors to improve water quality biomonitoring. *Water research* 45:6417-6429.
- Dabrin A., Durand C.L., Garric J., Geffard O., Ferrari B.J.D., Coquery M. (2012) Coupling geochemical and biological approaches to assess the availability of cadmium in freshwater sediment. *Sciences of the total environment* 424:308-315.
- Davison W., Zhang H. (1994) *In situ* speciation measurements of trace components in natural waters using thin films gels. *Nature* 367:546-548.
- De Jonge M., Blust R., Bervoets L. (2010) The relation between Acid Volatile Sulfides (AVS) and metal accumulation in aquatic invertebrates : Implications of feeding behavior and ecology. *Environmental pollution* 158:1381-1391.
- De Jonge M., Van de Vijver B., Blust R., Bervoets L. (2008) Responses of aquatic organisms to metal pollution in a lowland river in Flanders : A comparison of diatoms and macroinvertebrates. *Sciences of the total environment* 407:615-629.
- De Lange H.J., Noordoven W., Murk A.J., Lürling M., Peeters E.T.H.M. (2006) Behavioural responses of *Gammarus pulex* (Crustacea, Amphipoda) to low concentrations of pharmaceuticals. *Aquatic Toxicology* 78:209-216.
- Dedourge-Geffard O., Palais F., Biagianti-Risbourg S., Geffard O., Geffard A. (2009) Effects of metals on feeding rates and digestive enzymes in *Gammarus fossarum* : An *in situ* experiment. *Chemosphere* 77:1569-1576.
- Deng Z.-Q., Singh V.P. (2002) Optimum channel pattern for environmental sound training and management of alluvial rivers. *Ecological Modelling* 154:61-74.
- Di Toro D.M., Mahony J.D., Hansen D.J., Scott K.J., Carlson A.R., Ankley G.T. (1992) Acid Volatile Sulfide predicts the acute toxicity of cadmium and nickel in sediments. *Environmental Science and Technology* 26:96-101.
- DIREN. (2008) Cahier de grand paysage régional : paysages des belvédères artésiens et des vaux de Scarpe et de Sensée, atlas des paysages de la région Nord-Pas-de-Calais, Direction Régionale de l'Environnement Nord Pas de Calais, Lille. pp. 28.
- Dodds W.K. (2002) *Freshwater ecology, concepts and environmental applications* Academic Press, San Diego, California.
- Domingues R.B., Anselmo T.P., Barbosa A.B., Sommer U., Galvao H.M. (2011) Light as a driver of phytoplankton growth and production in the freshwater tidal zone of a turbid estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 91:526-535.

- Douay F., Pruvot V., Wateriot C., Fritsch C., Fourrier H., Loriette A., Bidar B., Grand C., De Vaufleury A., Scheifler R. (2009) Contamination of woody habitat soils around a former lead smelter in the North of France. *Sciences of the total environment* 407:5564-5577.
- Druaut A.E., Logan J.B., Mastin M.C. (2011) Channel evolution on the dammed Elwha River, Washington, USA. *Geomorphology* 127:71-87.
- Duquesne S., Riddle M., Schulz R., Liess M. (2000) Effects of contaminants in the Antarctic environment - potential of the gammarid crustacean *Paramorea walkeri* as a biological indicator for Antarctic ecosystems based in toxicity and bioaccumulation of copper and cadmium. *Aquatic Toxicology* 49:131-143.
- Eaton J.W., Hatcher D.R. (2002) Impact of Navigation on Wildlife : a feasibility study on creating a methodology for the impact assessment of river navigations, R&D Technical Report W3-001/TR1, University of Liverpool and Environment Agency, Liverpool. pp. 47.
- egis-eau. (2012) Etude hydraulique détaillée des zones inondables protégées par les stations de relevage des eaux, rapport Regroupement Bassin Versant n°2 (RBV2), Guyancourt. pp. 88.
- Feipeng L., Haiping Z., Yiping Z., Yihua X., Ling C. (2013) Effect of flow velocity on phytoplankton biomass and composition in a freshwater lake. *Sciences of the total environment* 447:64-71.
- Felten V., Charmantier G., Mons R., Geffard A., Rousselle P., Coquery M., Garric J., Geffard O. (2008) Physiological and behavioural responses of *Gammarus pulex* (Crustacea : Amphipoda) exposed to cadmium. *Aquatic Toxicology* 86:413-425.
- Ferdelman T., Fossing H., Brüchert V. (2011) Sediment Biogeochemistry Methods used in BONUS : Baltic Gas, Aarhus University, Aarhus C, Denmark. pp. 26.
- Fialkowski W., Rainbow P. (2006) The discriminatory power of two biomonitors of trace metal bioavailabilities in freshwater streams. *Water research* 40:1805-1810.
- Flück R. (2012) Surveillance de la qualité des sédiments en Suisse : état actuel des méthodes disponibles et mise en place de recommandations, rapport final, Centre Suisse d'écotoxicologie appliquée, Lausanne. pp. 34.
- Forrow D.M., Maltby L. (2000) Toward a mechanistic understanding of contaminant-induced changes in detritus processing in streams : Direct and indirect effects on detritivore feeding. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19:2011-2106.
- Fraisse S., Bormans M., Lagadeuc Y. (2013) Morphofunctional traits reflect differences in phytoplankton community between rivers of contrasting flow regime. *Aquatic Ecology* 47:315-327.
- Gabel F. (2012) Impacts of ship-induced waves on benthic macroinvertebrates, Humboldt-Universität zu Berlin, Berlin. pp. 125.
- Gabel F., Garcia X.-F., Brauns M., Sukhodolov A., Leszinski M., Pusch M. (2008) Resistance to ship-induced waves of benthic invertebrates in various littoral habitats. *Freshwater Biology* 53:1567-1578.
- Gabel F., Pusch M., Breyer P., Burmester V., Walz N., Garcia X.-F. (2011) Differential effect of wave stress on the physiology and behaviour of native versus non-native benthic invertebrates. *Biological Invasions* 13:1843-1853.
- Gabelle C. (2006) Etude de la contamination des sédiments par les métaux dans les canaux et rivières du Nord de la France, Lille1 Sciences et Technologies. pp. 253.
- Gagné F., Blaise C., Pellerin J. (2005) Altered exoskeleton composition and vitellogenesis in the crustacean *Gammarus sp.* collected at polluted sites in the Saguenay Fjord, Quebec, Canada. *Environmental Research* 98:89-99.

- Gagnon C., Mucci A., Pelletier E. (1995) Anomalous accumulation of acid volatile sulphides (AVS) in a coastal marine sediment, Saguerney Fjord, Canada. *Geochimica et Cosmochimica acta* 59:2663-2675.
- Geffard A., Quéau H., Dedourge O., Biagianti-Risbourg S., Geffard O. (2007) Influence of biotic and abiotic factors on metallothionein level in *Gammarus pulex*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C* 145:632-640.
- Geffard A., Sartelet H., Garric J., Biagianti-Risbourg S., Delahaut L., Geffard O. (2010) Subcellular compartmentalization of cadmium, nickel and lead in *Gammarus fossarum* : comparison of methods. *Chemosphere* 78:822-829.
- Gerber E., Krebs C., Murell C., Moretti M., Rockin R., Schaffner U. (2008) Exotic invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. *Biological conservation* 141:646-654.
- Ghermandi A., Vandenberghe V., Benedetti L., Bauwens W., Vanrolleghem P.A. (2009) Model-based assessment of shading effect by riparian vegetation on river water quality. *Ecological engineering* 35:92-104.
- Grangeon T., Legout C., Esteves M., Gratiot N., Navratil O. (2012) Variability of the particle size of suspended sediment during highly concentrated floods events in a small mountainous catchment. *Journal of soils and sediments, special issue* 12:1549-1558.
- Gustafsson J.P. (2011) Visual Minterq, Royal Institute of Technology, Department of Land and Water Resources Engineering, Stockholm, Suède.
- Haus N., Zimmermann S., Wiegand J., Sures B. (2007) Occurrence of platinum and additional traffic related heavy metals in sediments and biota. *Chemosphere*.
- Hejda M., Pysek P. (2006) What is the impact of *Impatiens glandulifera* on species diversity on invaded riparian vegetation. *Biological conservation* 132:143-152.
- Huisman J., Sharples J., Stroom J.M., Visser P.M., Kardinaal W.E.A., Verspagen J.M.H., Sommeijer B. (2004) Changes in turbulent mixing shift competition for light between phytoplankton species. *Ecology* 85:2960-2970.
- IFEN. (2004) L'environnement en Nord-Pas-de-Calais, Les cahiers régionaux de l'environnement, Institut Français de l'Environnement, Orléans.
- INERIS. (2009) Biodisponibilité et spéciation : bilan sur les modèles BLM, rapport final d'étude DRC-09-102844-02073A, in: a. Convention ONEMA-INERIS 2008 (Ed.). pp. 36.
- Inoue T., Nakamura Y. (2012) Response of benthic soluble reactive phosphorus transfer rates to step changes in flow velocity. *Journal of soils and sediments, special issue* 12:1559-1567.
- Issartel J., Boulo V., Wallon S., Geffard O., Charmantier G. (2010) Cellular and molecular osmoregulatory responses to cadmium exposure in *Gammarus fossarum* (Crustacea, Amphipoda). *Chemosphere* 81:701-710.
- Izydorczyk K., Carpentier C., Mrowczynski J., Wagenvoort A., Jurczak T., Tarczynska M. (2009) Establishment of an Alert Level Framework for cyanobacteria in drinking water resources by using the Algae Online Analyser for monitoring cyanobacterial *chlorophyll a*. *Water research* 43:989-996.
- Jézéquel D., Viollier E. (2007) Echanges biogéochimiques à l'interface eau-sédiment : application aux nutriments et aux métaux, Colloque Hydroécologie, Tours. pp. 57.
- JO. (1992) Loi n°92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau.
- JO. (2006) LOI n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques (1).
- JOCE. (2000) Directive 2000/60/CE du Parlement Européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, in: Journal officiel des Communautés européennes (Ed.).

- JOUE. (2008) Directive 2008/105/CE du Parlement Européen et du Conseil du 16 décembre 2008 établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau, modifiant et abrogeant les directives du Conseil 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE, 86/280/CEE et modifiant la directive 2000/60/CE, in: Journal officiel de l'Union européenne (Ed.).
- JOUE. (2009) Directive 2009/90/CE de la commission du 31 juillet 2009 établissant, conformément à la directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil, des spécifications techniques pour l'analyse chimique et la surveillance de l'état des eaux, in: Journal officiel de l'Union européenne (Ed.).
- Jung H.-B., Yun S.-T., Kwon J.-S., Zheng Y. (2012) Role of iron colloids in copper speciation during neutralization in a coastal acid mine drainage, South Korea: Insight from voltammetric analyses and surface complexation modelling. *Journal of Geochemical Exploration* 112:244-251.
- Kadlecova M. (2011) Contamination mercurique des sédiments et cours d'eau du Nord de la France et de la République Tchèque, Université Lille1 et Université Technologique de Brno. pp. 251.
- Kalnejais L.H., Martin W.R., Bothner M.H. (2010) The release of dissolved nutrients and metals from coastal sediments due to resuspension. *Marine Chemistry* 121:224-235.
- Khan F.R., Irving J.R., Bury N.R., Hogstrand C. (2011) Differential tolerance of two *Gammarus pulex* populations transplanted from different metallogenic regions to a polymetal gradient. *Aquatic Toxicology* 102:95-103.
- Kleeberg A., Köhler A., Hupfer M. (2012) How effectively does a single or continuous iron supply affect the phosphorus budget of aerated lakes. *Journal of soils and sediments* 12:1593-1603.
- Kleeberg A., Herzog C., Hupfer M. (2013) Redox sensitivity of iron in phosphorus binding does not impede lake restoration. *Water research* 47:1491-1502.
- Lacaze E., Devaux A., Mons R., Bony S., Garric J., Geffard A., Geffard O. (2011) DNA damage in caged *Gammarus fossarum* amphipods: A tool for freshwater genotoxicity assessment. *Environmental pollution* 159:1682-1691.
- Lafabrie C., Garrido M., Leboulanger C., Cecchi P., Grégori G., Pasqualini V., Pringault O. (2013) Impact of contaminated-sediment resuspension on phytoplankton in the Biguglia lagoon (Corsica, Mediterranean Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 130:70-80.
- Lagadic L., Caquet T., Amiard J.-C., Ramade F. (1998) Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement.
- Laperche V., Dictor M.C., Clozel-Leloup B., Baranger P. (2004) Guide méthodologique du plomb, appliqué à la gestion des sites et des sols pollués. pp. 136.
- Laviale M. (2008) Effets des polluants sur les communautés périphytiques naturelles, apport des mesures de fluorescence chlorophyllienne en lumière modulée (PAM), Université Lille1, Villeneuve d'Ascq. pp. 211.
- Le E., Park C., Hiibel S. (2012) Investigation of the effect of growth from low to high biomass concentration inside a photobioreactor on hydrodynamic properties of *Scenedesmus obliquus*. *Journal of Energy Resources Technology* 134.
- Lebrun J.D., Perret M., Uher E., Tusseau-Vuillemin M.-H., Gourlay-Francé C. (2011) Waterborne nickel bioaccumulation in *Gammarus pulex*: comparison of mechanistic models and influence of water cationic composition. *Aquatic Toxicology* 104:161-167.
- Leclere J., Belliard J., Oberdorff T. (2012) Young-of-the-year fish assemblages as indicators of anthropogenic disturbances in large tributaries of the Seine River Basin (France). *Hydrobiologia* 694:99-116.

- Lefebvre A., Rousseeuw K. (2013) MAREL Carnot : Rapport n°7 : Bilan d'une surveillance à haute fréquence en zone côtière sous influence anthropique (Boulogne-sur-Mer). bilan de l'année 2012, in: E. Ifremer (Ed.), Boulogne-sur-Mer. pp. 27.
- Leitao M., Couté A. (2005) Guide pratique des cyanobactéries planctoniques du Grand Ouest de la France Agence de l'eau Seine-Normandie, Honfleur.
- Lenzi M. (2010) Resuspension of sediment as a method for managing shallow eutrophic lagoons, review. *Journal of Ecology and the Natural Environment* 2:230-234.
- Lenzi M., Finioia M.G., Persia E., Comandi S., Gargiulo V., Solari D., Gennaro P., Porrello S. (2005) Biogeochemical effects of disturbance in shallow water sediment by macroalgae harvesting boat. *Marine Pollution Bulletin* 50:512-519.
- Lenzi M., Birardi F., Calzolari R., Finioia M.G., Marcone F., Nocciolini S., Roffilli R., Sgroi S., Solari D. (2010) Hypertrophic lagoon management by sediment disturbance. *Marine Pollution Bulletin* 61:189-197.
- Lesven L. (2008) Devenir des éléments traces métalliques au sein du sédiment, un compartiment clé de l'environnement aquatique, Ecole doctorale des Sciences de la Matière, du Rayonnement et de l'Environnement, Université des Sciences et Technologies de Lille, Villeneuve d'Ascq. pp. 167 p.
- Lesven L., Gao Y., Billon G., Leermakers M., Ouddane B., Fischer J.-C., Baeyens W. (2008) Early diagenetic processes aspects controlling the mobility of dissolved trace metals in three riverine sediment columns. *Sciences of the total environment* 407:447-459.
- Lesven L., Lourino-Cabana B., Billon G., Proix N., Recourt P., Ouddane B., Fischer J.-C., Boughriet A. (2005) Water-quality diagnosis and metal distribution in a strongly polluted zone of Deûle River (Northern France). *Water Air Soil Pollution* 198:31-44.
- Lille1, AEAP. (2013a) Problématique des échanges eau-sédiment dans les systèmes aquatiques, Plaquette technique n°2, Université Lille1, Villeneuve d'Ascq.
- Lille1, AEAP. (2013b) Nouvelles techniques de surveillance des milieux aquatiques, Plaquette technique n°1, Université Lille1, Villeneuve d'Ascq.
- Liu W.X., Coveney R.M., Chen J.L. (2003) Environmental quality assessment on a river system polluted by mining activities. *Applied Geochemistry* 18:749-764.
- Liu Y., Wang W., Zhang M., Xing P., Yang Z. (2010) PSII-efficiency, polysaccharides production, and phenotypic plasticity of *Scenedesmus obliquus* in response to changes in metabolic carbon flux. *Biochemical Systemics and Ecology* 38:292-299.
- Lotty D. (2012) Etude-bilan sur la présence de pesticides dans les cours d'eau du bassin Artois-Picardie, Agence de l'Eau Artois-Picardie, Institut National supérieur des sciences agronomiques de l'alimentation et de l'environnement et Université de Bourgogne, Douai. pp. 80.
- Lourino-Cabana B. (2010) Comportement des éléments traces métalliques (ETM) dans deux systèmes aquatiques soumis à des activités minières et sidérurgiques, Université Lille1 Sciences et Technologies. pp. 277.
- Lourino-Cabana B., Lesven L., Charriau A., Billon G., Ouddane B., Boughriet A. (2011) Potential risks of metal toxicity in contaminated sediments of Deûle River in Northern France. *Journal of Hazardous Materials* 186:2129-2137.
- Lucas H.C. (2003) Observations of resuspended diatoms in the turbid tidal edge. *Journal of Sea Research* 50:301-308.
- MacNeil C., Dick J.T.A., Bigsby E., Elwood R.W., Montgomery W.I., Gibbins C.N., Kelly D.W. (2002) The validity of the *Gammarus* : *Asellus* ratio as an index of organic pollution : abiotic and biotic influences. *Water research* 36:75-84.
- Maltby L. (1995) Sensitivity of the crustaceans *Gammarus pulex* (L.) and *Asellus aquaticus* (L.) to short-term exposure to hypoxia and unionized ammonia : observations and possible mechanisms. *Water research* 29:781-787.

- Martin L. (2001) Fonctionnement écologique de la Seine à l'aval de la station d'épuration d'Achères : données expérimentales et modélisation bidimensionnelle, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, Paris.
- May T.W., Wiedmeyer R.H. (1998) A table of polyatomic interferences in ICP-MS. *Atomic Spectroscopy* 19:150-155.
- MEDD. (2004) Circulaire DE/MAGE/BEMA 04/N 18 n° 2004-08 DCE du 23/12/04 relative à la constitution et la mise en oeuvre du réseau de sites de référence pour les eaux douces de surface (cours d'eau et plans d'eau) en application de la directive 2000/60/DCE du 23 octobre 2000 du Parlement et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.
- MEDD. (2005a) Circulaire DCE 2005/11 relative à la typologie nationale des eaux de surface (cours d'eau, plans d'eau, eau de transition et eaux côtières) en application de la directive 2000/60/DCE du 23 octobre 2000 du Parlement et du Conseil établissant un cadre pour la politique communautaire dans le domaine de l'eau.
- MEDD. (2005b) Circulaire DCE n° 2005-12 du 28/07/05 relative à la définition du "bon état" et à la constitution des référentiels pour les eaux douces de surface (cours d'eau, plans d'eau), en application de la directive européenne 2000/60/DCE du 23 octobre 2000, ainsi qu'à la démarche à adopter pendant la phase transitoire (2005-2007).
- MEDD, Agences de l'Eau. (2003) Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau, grilles d'évaluation SEQ-eau (version 2). pp. 40.
- MEDDE. (2008) Circulaire DCE n° 2008/26 du 25 février 2008 relative à la constitution et à la mise en oeuvre du programme de surveillance (contrôles opérationnels) pour les eaux douces de surface (cours d'eau, canaux et plans d'eau). ces des pressions diffuses et hydromorphologiques.
- MEDDE. (2010a) Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R.2012-10, R.2012-11 et R.212-18 du code de l'environnement, JORF n°0046 du 24 février 2010.
- MEDDE. (2010b) Arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R.212-22 du code de l'environnement.
- MEDDE. (2010c) Arrêté du 8 juillet 2010 modifiant l'arrêté du 15 décembre 2009 fixant certains seuils et critères mentionnés aux articles 5.512-33 et R.512-54 du code de l'environnement.
- MEDE. (2012) Guide relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau), in: d. D. d. e. d. l. E. Ministère de l'Ecologie, Direction générale de l'Aménagement, du Logement et de la Nature (Ed.), La Défense. pp. 84.
- Metzger E. (2004) Processus de transfert benthique du cadmium dans deux écosystèmes côtiers, la Baie de Sepetiba (Brésil-RJ) et l'Etang de Thau (France-34). Université Paris 7- Denis Diderot, Paris. pp. 202.
- Meysman F.J.R., Middelburg J.J. (2005) Acid-Volatile sulfide (AVS) - A comment. *Marine Chemistry* 97:206-212.
- Morgan B., Rate A.W., Burton E.D. (2012) Water chemistry and nutrient release during the resuspension in FeS-rich sediments in a eutrophic estuarine system. *Sciences of the total environment* 432:47-56.
- Morse J.W., Luther III G.W. (1999) Chemical influences on trace metal-sulfide interactions in anoxic sediments. *Geochimica et Cosmochimica acta* 63:3373-3378.
- Mourier B., Fritsch C., Dhivert E., Gimbert F., Coeurdassier M., Pauget B., de Vaufleury A., Scheifler R. (2011) Chemical extractions and predicted free ion activities fail to estimate metal transfer from soil to field land snails. *Chemosphere* 85:1057-1065.

- Müller G. (1981) Die Schwermetallbelastung des Sedimente des Neckars und seiner Nebenflüsse: eine Bestandsaufnahme. *Chemiker Zeitung* 105:157-164.
- Mulliss R.M., Revitt D.M., Shutes R.B.E. (1996) A statistical approach for the assessment of the toxic influences on *Gammarus pulex* (Amphipoda) and *Asellus aquaticus* (Isopoda) exposed to urban aquatic discharges. *Water research* 30:1237-1243.
- Murphy K.J., Eaton J.W. (1983) Effects of pleasure boat traffic on macrophyte growth in navigable canals. *Journal of applied ecology* 20:713-729.
- Nagrodski A., Raby G.D., Hasler C.T., Taylor M.K., Cooke S.J. (2012) Fish stranding in freshwater systems : Sources, consequences, and mitigation. *Journal of environmental Management* 103:133-141.
- Neal C., House W.A., Jarvie H.P., Neal M., Hill L., Wickham H. (2006) The water quality of the river Dun and the Kennet and Avon Canal. *Journal of hydrology* 330:155-170.
- Neal C., Martin E., Neal M., Hallett J., Wickham H.D., Harman S.A., Armstrong L.K., Bowes M.J., Wade A.J., Keay D. (2010) Sewage effluent clean-up reduces phosphorus but not phytoplankton in lowland chalk stream (River Kennet, UK) impacted by water mixing from adjacent canal. *Sciences of the total environment* 408:5306-5316.
- Nealson K.H. (1997) Sediment bacteria: Who's there, what are they doing, and what's new? *Annual review of Earth and Planetary Sciences* 25:403-434.
- Nemati K., Kartini Abu Bakar N., Radzi Abas M., Sobhanzadeh E. (2011) Speciation of heavy metals by modified BCR sequential extraction procedure in different depths of sediments from Sungai Buloh, Selangor, Malaysia. *Journal of Hazardous Materials* 192:402-410.
- Nouchet N. (2011) Suivi du phytoplancton de trois cours d'eau d'Artois-Picardie, Aquascop et Agence de l'Eau Artois-Picardie, Angers. pp. 14.
- Nouchet N. (2012) Evolution du phytoplancton de trois cours d'eau d'Artois-Picardie, avril à mai 2012, Etude n° 7216, Aquascop et Agence de l'Eau Artois-Picardie, Angers. pp. 15.
- Ouddane B. (1990) Comportement des éléments majeurs et mineurs dans un milieu soumis à des gradients physico-chimiques marqués : cas de l'estuaire de la Seine, Thèse de doctorat, Université Lille1 Sciences et Technologies. pp. 272.
- Paquin P.R., Gorsuch J.W., Apte S., Batley G.E., Bowles K.C., Campbell P.G.C., Delos C.G., Di Toro D.M., Dwyer R.L., Galvez F., Gensemer R., Goss G.G., Hogstrand C., Janssen C.R., McGeer J.C., Naddy R.B., Playle R.C., Santore R.C., Schneider U., Stubblefield W.A., Wood C.M., Wu K.B. (2002) The biotic ligand model : a historical overview. *Comparative Biochemistry and Physiology* 133:3-35.
- Pearson W.H., Skalski J.R. (2011) Factors affecting stranding of juvenile salmonids by wakes from ship passage in the lower Columbia River. *River Research and Applications* 27:926-936.
- Penczak T., O'Hara K. (1998) Accuracy of fish population estimates in a navigation canal with heavy traffic. *Fisheries Research* 35:191-198.
- Peters A. (2011) Biotic Ligand Model, application to data poor metals, Assessing Ecotoxicological impacts using LCIA, INERIS workshop on LCIA, Creil. pp. 18.
- Peters A., Merrington G., Brown B. (2009) Using biotic ligand models to help implement environmental quality standards for metals under the Water Framework Directive, Science Report, in: E. Agency (Ed.), Bristol. pp. 93.
- Peters A., Merrington G., de Schampelaere K., Delbeke K. (2011) Regulatory consideration of bioavailability for metals: simplification of input parameters for the chronic copper biotic ligand model. *Integrated environmental assessment and management* 7:437-444.

- Prato E., Parlapiano I., Biandolino F. (2013) Sublethal effects of copper on some biological traits of the amphipod *Gammarus aequicauda* reared under laboratory conditions. *Chemosphere* in press.
- Prygiel E., Lesven L., Billon G. (2012) Contrôle d'enquête sur l'étang du Vignoble (Valenciennes) : évaluation des échanges eau-sédiments pour le phosphore et les éléments métalliques, Université Lille1 et Agence de l'Eau Artois-Picardie, Villeneuve d'Ascq. pp. 62.
- Prygiel E., Charriau A., Descamps R., Billon G. (2011) Impact d'un traitement à la paille d'orge sur le développement des cyanobactéries dans l'étang du Pont Rouge au Quesnoy, Université Lille1 et Agence de l'Eau Artois-Picardie, Villeneuve d'Ascq. pp. 47.
- Prygiel E., Charriau A., Descamps R., Prygiel J., Ouddane B., Billon G. (2013) On the biogeochemistry of a hypertrophic pond; implementation and efficiency evaluation of an algistic treatment based on barley straw. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* in press.
- Prygiel J., Leitao M. (1994) Cyanophycean blooms in the reservoir of Val Joly (Northern France) and their development in downstream rivers. *Hydrobiologia* 289:85-96.
- Pueyo M., Mateu J., Rigol A., Vidal M., Lopez-Sanchez J.F., Rauret G. (2008) Use of the modified three-step sequential extraction procedure for the study of trace element dynamics in contaminated soils. *Environmental pollution* 152:330-341.
- Radovic J.R., Rial D., Lyons B.P., Harman C., Vinas L., Beiras R., Readman J.W., Thomas K.V., Bayona J.M. (2012) Post-incident monitoring to evaluate environmental damage from shipping incidents: Chemical and biological assessments. *Journal of environmental Management* 109:136-153.
- Rapaglia J., Zaggia L., Ricklerfs K., Gelinas M., Bokuniewicz H. (2011) Characteristics of ships' depression waves and associated sediment resuspension in Venice Lagoon, Italy. *Journal of Marine Systems* 85:45-56.
- Rauret G., Lopez-Sanchez J.F., Sahuquillo A., Rubio R., Davison C., Ure A., Quevauviller P. (1998) Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials. *Journal of environmental monitoring* 1:57-61.
- Redfield A. (1958) The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist* 46:205-221.
- Reynolds C.S. (1984) *The ecology of freshwater phytoplankton*, Cambridge.
- Richardson T.L., Lawrenz E., Pinckney J.L., Guajardo R.C., Walker E.A., Paerl H.W., MacIntyre H. (2010) Spectral fluorimetric characterization of phytoplankton community composition using the Algae Online Analyser. *Water research* 44:2461-2472.
- Roosa S. (2013) Bacterial communities in metal contaminated sediments, link between bioavailability, resistance and structure of the community, Service de Protéomique et de microbiologie, Université de Mons, Mons. pp. 224.
- Roosa S., Wattiez R., Prygiel E., Lesven L., Billon G., Gillan D.C. (en préparation) Bacterial resistance genes and metal bioavailability in contaminated sediments. Submitted to *Environmental Pollution*.
- Roulier J.-L., Tusseau-Vuillemin M.-H., Coquery M., Geffard O., Garric J. (2008) Measurement of dynamic mobilization of trace metals in sediments using DGT and comparison with bioaccumulation in *Chironomus riparius* : First results of an experimental study. *Chemosphere* 70:925-932.

- Rousseuw K., Poisson Caillault E., Lefebvre A., Hamad D. (2013) Monitoring system of phytoplankton blooms by using unsupervised classifier and time modeling, IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium, Melbourne, Australia.
- Ruban V., Lopez-Sanchez J.F., Pardo P., Rauret G., Muntau H., Quevauviller P. (2001) Development of an harmonised phosphorus extraction procedure and certification of a sediment reference material. *Journal of Environmental monitoring* 3:121-25.
- Sabater S., Artigas J., Duran C., Pardos M., Romani A.M., Tornés E., Ylla I. (2008) Longitudinal development of chlorophyll and phytoplankton assemblages in a regulated large river (The Ebro river). *Sciences of the total environment* 404:196-206.
- Sabra N.Y. (1998) Biosolubilisation des métaux lourds à partir de sédiments pollués, Génie Enzymatique, Bioconversions et Microbiologie, Université de technologie de Compiègne, Compiègne. pp. 232.
- Saulnier I., Mucci A. (1999) Trace metal remobilization following the resuspension of estuarine sediments: Saguenay Fjord, Canada. *Applied Chemistry* 15:191-210.
- Schaller J. (2013) Invertebrates shredder as a factor controlling the fixation potential for metals/metalloids in organic matter during decay. *Ecological engineering* 53:200-204.
- Schaller J., Mkandawire M., Gert Dudel E. (2010) Heavy metals and arsenic fixation into freshwater organic matter under *Gammarus pulex* L. influence. *Environmental pollution* 158:2454-2458.
- Schaller J., Dharamshi J., Gert Dudel E. (2011) Enhanced metal and metalloid concentrations in the gut system comparing to remaining tissues of *Gammarus pulex* L. *Chemosphere* 83:627-631.
- Schippers A., Jorgensen B.B. (2001) Oxidation of pyrite and iron sulfide by manganese dioxide in marine sediments. *Geochimica et Cosmochimica acta* 65:915-922.
- Schvevov N., Amin O. (2011) Biochemical response of amphipods (*Gammarid : Paramorea*) in a sediment laboratory exposure from Ushuaia Bay, Beagle Channel. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74:394-402.
- SETEGUE. (2002) Etude hydraulique de surface du secteur inondable d'Escarpelle, atlas cartographique, SETEGUE et Agence de l'Eau Artois-Picardie. pp. 23.
- Seuront L., Spilmont N. (2002) Self-organized criticality in intertidal microphytobenthos patch patterns. *Physica A* 313:513-539.
- Seuront L., Schmitt F., Lagadeuc Y. (2001) Turbulence intermittency, small-scale phytoplankton patchiness and encounter rates in plankton: where do we go from here? *Deep Sea Research I*:1199-1215.
- Seuront L., Vincent D., Mitchell J.G. (2006) Biologically induced modification of seawater viscosity in the Eastern English Channel during a *Phaeocystis globosa* spring bloom. *Journal of Marine Systems* 61:118-133.
- Simon E. (2012) Etude des mécanismes de mobilité des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques contaminants des sédiments fluviaux, Ecoles des mines de Douai, Département Génie Civil et Environnemental et Université Lille1, Lille1, Villeneuve d'Ascq. pp. 152.
- Souben J., Loiseau J., Roger M.-C. (2012) Dynamique de colonisation des voies navigables du bassin de la Seine par *Chelicorophium curvispinum* (Crustacea: Amphipoda). *Hydroécologie Appliquée*. DOI: 10.1051/hydro/2012051.
- Spilmont N., Seuront L., Meziane T., Welsh D.T. (2011) There's more to the picture than meets the eye: Sampling microphytobenthos in a heterogeneous environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 95:470-476.
- Stahlberg C., Bastviken D., Svensson B.H., Rahm L. (2006) Mineralisation of organic matter in coastal sediments at different frequency and duration of resuspension. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*.

- Sterckeman T., Douay F., Baize D., Fourrier H., Proix N., Schwartz C. (2006) Trace elements in soils developed in sedimentary materials from Northern France. *Geoderma* 136:912-929.
- Sterner R.W., Andersen T., Elser J.J., Hessen D.O., Hood J.M., E. M., J. U. (2008) Scale-dependant carbon : nitrogen : phosphorus seston stoichiometry in marine and freshwaters. *Limnology and Oceanography* 53:1169-1180.
- Sundby B., Gobeil C., Silverberg N., Mucci A. (1992) The phosphorus cycle in coastal marine sediments. *Limnology and Oceanography* 37:1129-1145.
- Superville P.-J., Pizeta I., Omanovic D., Billon G. (2013) Identification and on-line monitoring of reduced sulphur species (RSS) by voltammetry in oxic waters. *Talanta* 112:55-62.
- Superville P.-J., Prygiel E., Magnier A., Lesven L., Bayens W., Ouddane B., Dumoulin D., Billon G. (2014) Daily variations of Zn and Pb concentrations in the Deûle River in relation to the resuspension of heavily polluted sediments. *Science of the Total Environment* 470-471:600-607.
- Syndicat mixte du SCoT du Douaisis. (2004) Synthèse de l'état initial de l'environnement, diagnostics, politiques, enjeux, Syndicat mixte du SCoT du Douaisis, Douai. pp. 64.
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M., Usseglio-Polatera P. (2000) Invertébrés d'eau douce - systématique, biologie, écologie CNRS éditions, Paris.
- Tilghman A., Garric J., Coquery M. (2009) La mesure des contaminants dans le biote : avantages et inconvénients pour la surveillance chimique du milieu continental, in: C. d. p. O.-C.-s. polluantes (Ed.), Lyon. pp. 56.
- Tipping E. (1998) Humic Ion-Binding Model VI : an improved description of the interactions of protons and metal ions with humic substances. *Aquatic Geochemistry* 4:3-48.
- Tockner K., Pusch M., Gessner J., Wolter C. (2011) Domesticated ecosystems and novel communities: challenges for the management of large rivers. *Ecohydrology and Hydrobiology* 11:167-174.
- Tornés E., Pérez M.C., Duran C., Sabater S. (2013) Reservoirs override seasonal variability of phytoplankton communities in a regulated Mediterranean river. *Sciences of the total environment*. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.04.086.
- Tremolieres M. (1988) Deoxygenating effect and toxicity of ground-up dried coniferous needles and deciduous leaves of canadian trees in water : A preliminary study in comparison with litter of european trees. *Water research* 22:21-28.
- Urien N., Lebrun J., Uher E., Gourlay-Francé C. (2013) Modélisation des facteurs physiologiques et chimiques contrôlant la bioaccumulation du plomb (Pb) chez *Gammarus pulex* : application au bassin versant de la Seine, Colloque 2013 du PIREN-Seine, Paris. pp. 43.
- USEPA. (2004) The incidence and severity of sediment contamination in surface waters of the United States, national sediment quality surveys: second edition, United States Environmental Protection Agency, Office of Science and Technology, Standards and Health Protection Division, Washington. pp. 280.
- Van Eetvelde V., Antrop M. (2005) The significance of landscape relic zones in relation to soil conditions, settlement pattern and territories in Flanders. *Landscape and Urban Planning* 70:127-141.
- van Griethuysen C., Gillissen F., Koelmans A.A. (2002) Measuring acid volatile sulphide in floodplain lake sediments: effect of reaction time, sample size and aeration. *Chemosphere* 47:395-400.
- Vellinger C., Felten V., Sornom P., Rousselle P., Beisel J.-N., Usseglio-Polatera P. (2012) Behavioural and physiological responses of *Gammarus pulex* exposed to cadmium and

- arsenate at three temperatures : individual and combined effects. PLoS ONE 7:e39153. DOI: 10.1371.
- Verpecht F., Pattiaratchi C. (2010) On the significance of wind event frequency for particulate resuspension and light attenuation in coastal waters. *Continental Shelf Research* 30:1971-1982.
- VNF. (2009) Schéma directeur régional des terrains de dépôt, Voies Navigables de France, Direction régionale du Nord - Pas de Calais, Lille. pp. 65.
- VNF. (2011) Observatoire régional du transport fluvial, bassin du Nord-Pas de Calais, rapport annuel 2011, Voies Navigables de France, direction régionale du Nord Pas de Calais, Lille. pp. 48.
- Weber A., Lautenbach S., Wolter C. (2012) Improvement of aquatic vegetation in urban waterways using protected artificial shallows. *Ecological engineering* 42:160-167.
- Willby N.J. (2000) Impacts on boat traffic on canal wildlife : an assessment of management options, The Millenium Link, The rehabilitation of the Forth & Clyde and Union canals, George Fleming. pp. 173.
- Willby N.J., Eaton J.W. (1996) Backwater habitats and their role in nature conservation on navigable waterways. *Hydrobiologia* 340:333-338.
- Wolter C. (2001) Conservation of fish species diversity in navigable waterways. *Landscape and Urban Planning* 2001:135-144.
- Xuereb B. (2009) Développement de marqueurs de neurotoxicité et de perturbations endocrines chez l'amphipode d'eau douce *Gammarus fossarum*, UFR Sciences Fondamentales et Appliquées, Université de Metz, Metz. pp. 346.
- Xuereb B., Lefèvre E., Garric J., Geffard O. (2009a) Acetylcholinesterase activity in *Gammarus fossarum* (Crustacea Amphipoda): linking AChE inhibition and behavioural alteration. *Aquatic Toxicology* 94:114-122.
- Xuereb B., Chaumot A., Mons R., Garric J., Geffard O. (2009b) Acetylcholinesterase activity in *Gammarus fossarum* (Crustacea Amphipoda). Intrinsic variability, reference levels, and a reliable tool for field surveys. *Aquatic Toxicology* 93:225-233.
- Yu G.B., Liu Y., Yu S., Wu S.C., Leung A.O.W., Luo X.S., Xu B., Li H.B., Wong M.H. (2011) Inconsistency and comprehensiveness of risk assessments for heavy metals in urban surface sediments. *Chemosphere* 85:1080-1087.
- Zebracki M. (2008) Devenir des polluants métalliques associés aux sédiments contaminés dans un cours d'eau en relation avec la dynamique sédimentaire., Université Paris-Sud XI, Paris.

Annexes

Annexes

Annexe 1 : données relatives aux compartiments sédimentaires (Chapitre 3).....	286
Annexe 1.1 : Concentrations en éléments majeurs et éléments traces métalliques mesurées dans les sédiments le long des profils sur les 3 canaux.....	286
Annexe 1.2 : Valeurs de référence (Val. Réf.) en mg.kg^{-1} , et facteurs d'enrichissement (FE) normalisés par rapport à l'aluminium pour les sédiments de surface de la Scarpe (R), de la Deûle (D) et de la Sensée (F)	287
Annexe 1.3 : Concentrations en S0 mesurées dans les sédiments de surface des 3 canaux (profils en long).....	287
Annexe 1.4 : Concentrations en SEM, AVS et CRS mesurées dans les sédiments de surface des 3 canaux, et calculs des indices de toxicité (IT) et des degrés de sulfuration (DOS) et de pyritisation (DOP)	288
Annexe 1.5 : Spéciation du phosphore particulaire dans les sédiments de surface des 3 canaux : concentrations en phosphore total (PT), phosphore inorganique (NaOH-P et HCl-P) et phosphore organique (P résiduel).....	289
Annexe 1.6 : mesures du potentiel rédox et du pH dans les colonnes sédimentaires des canaux en 2011 et en 2012	290
Annexe 1.7 : Concentrations en éléments majeurs et en éléments traces métalliques mesurées avec la profondeur dans les sédiments des 3 canaux	291
Annexe 1.8 : Calcul des facteurs d'enrichissement associés aux concentrations en ETM mesurés dans les sédiments avec la profondeur dans les canaux, d'après les valeurs du fond géochimique régional proposées par Sterckeman et al. (2006).....	292
Annexe 1.9 : Concentrations en ETM mesurées dans les sédiments en profondeur à partir des extractions séquentielles.....	293
Annexe 1.10 : Concentrations en AVS, CRS et SEM et calculs des indices IT, DOS et DOP pour les sédiments de surface des canaux en 2011 et en 2012.....	295
Annexe 1.11 : Concentrations en Phosphore total (P total), en phosphore inorganique (NaOH-P et HCl-P) et en phosphore organique (P résiduel) mesurées dans les sédiments des canaux en 2011	296
Annexe 1.12 : Pourcentages d'humidité/porosité, et concentrations en anions, COD, alcalinité, éléments majeurs et ETM mesurées dans les eaux interstitielles des 3 canaux en 2011 et en 2012.....	297
Annexe 1.13 : Valeurs de l'indice IWCTU calculé dans les eaux interstitielles des canaux avec la profondeur en 2012	298
Annexe 1.14 : Concentrations labiles en Zn, Cd et Pb mesurées dans les eaux interstitielles des canaux en 2012 par la technique DGT.....	299
Annexe 1.15 : Tableau de synthèse des concentrations (moyennes sur 10 cm) en éléments majeurs, en ions et en ETM mesurés dans le compartiment sédimentaire des 3 canaux en 2011 et en 2012	300

Annexe 2 : Données relatives à la qualité de la colonne d'eau (Chapitre 4).....	301
Annexe 2.1 : Paramètres physico-chimiques mesurés dans les canaux pour chaque campagne d'échantillonnage	301
Annexe 2.2 : Valeurs de l'indice OWCTU calculé dans les eaux de surface des canaux au cours des campagnes de 2011 et 2012	303
Annexe 2.3 : Limites de quantification (Géosystèmes) des ETM, concentrations moyennes et maximales mesurées dans les canaux au cours des trois campagnes par comparaison avec les NQE définies pour les substances de l'état chimique (a) et les substances de l'état écologique (b)	304
Annexe 2.4 : analyses taxonomiques du phytoplancton : résultats des comptages cellulaires en cell.mL-1, d'après Nouchet, 2011 et 2012	305
Annexe 2.5 : Concentrations labiles mesurées par DGT dans la colonne des canaux et pourcentages de labilité, pour la Scarpe en mai 2011 (a) et pour les trois canaux en avril 2012 (b)	306
Annexe 2.6 : Taux de survie (a), taux d'alimentation et d'inhibition du comportement alimentaire (b) et dosages de l'AChE (c) obtenus à partir des mesures sur <i>G. fossarum</i> engagés au cours des trois campagnes d'exposition de 2011 et 2012	307
Annexe 2.7 : concentrations en ETM mesurées dans les gammars avant exposition (T0), après une semaine (T1) et deux semaines (T2) d'exposition dans les canaux pour chaque campagne.....	308
Annexe 3 : Illustration de la répartition verticale hétérogène du phytoplancton dans le canal de la Deûle.....	309
Annexe 4 : Etude de l'impact de la navigation sur les valeurs de l'IBD appliqué en milieu canalisé (poster et communication orale présentés lors du colloque de l'ADLaF en Septembre 2011 à Boulogne-sur-Mer).....	310
Annexe 5 : Publication scientifique.....	318

Annexe 1 : données relatives aux compartiments sédimentaires (Chapitre 3)**Annexe 1.1 : Concentrations en éléments majeurs et éléments traces métalliques mesurées dans les sédiments le long des profils sur les 3 canaux**

			Al	Ca	Fe	K	Mg	Na	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Sc	Zn	
			g.kg ⁻¹						mg.kg ⁻¹									
Profils	Deûle 2012	D1 (+1,5 km)	26,9	73,2	23,1	12,1	4,7	23,0	43,4	7,8	72,2	82,2	379	21,8	950	4,4	2681	
		D2 (+500m)	30,8	51,3	32,9	13,3	6,6	19,8	296,9	12,2	90,2	201,8	390	24,7	8162	4,6	6066	
		D3	34,5	84,1	21,0	11,0	6,1	4,0	29,0	6,5	80,8	92,3	380	17,4	1681	6,2	3008	
		D4 (-500m)	15,1	55,4	22,8	11,7	3,3	23,7	24,7	7,1	73,6	74,3	276	19,0	636	2,1	3174	
		D5 (-1,35km)	14,3	48,1	21,8	10,3	3,4	21,0	42,3	6,7	80,3	95,2	280	18,8	719	1,3	3087	
	Sensée 2012	F1(-500m)	14,9	92,2	13,3	9,6	2,5	28,4	2,2	4,6	43,6	11,3	196	10,9	138	1,0	289	
		F2 (-200m)	12,4	103,0	14,0	9,1	2,4	27,1	1,7	5,2	40,1	11,9	199	12,9	98	0,6	270	
		F3	18,8	124,1	10,3	7,0	3,0	3,9	1,7	3,5	35,7	22,5	178	8,3	82	3,3	507	
		F4 (+200m)	14,1	125,4	12,6	9,2	3,0	29,4	2,4	5,0	47,2	25,9	212	13,3	106	1,2	530	
	Scarpe 2011	R 1 (+1,1km)	39,4	85,2	24,8	11,8	5,4	4,0	91,7	7,7	74,0	157	274	20,7	639	6,8	2225	
		R 2 (+600m)	39,0	83,9	24,3	12,0	5,5	4,3	50,8	7,4	75,1	164	284	20,7	701	6,9	2077	
		R 3 (+300m)	37,3	79,7	23,6	11,7	5,2	4,3	38,7	7,2	70,4	153	292	19,9	857	6,5	1903	
		R 4 (+200m)	35,0	73,3	21,1	10,8	4,7	4,0	38,7	6,5	68,0	131	249	18,6	469	6,1	1696	
		R 5 (+150m)	37,6	75,9	22,2	11,9	5,1	4,4	41,7	7,1	71,5	135	239	20,1	441	6,6	1763	
		R 7 (+50m)	27,1	57,4	16,5	8,1	3,7	2,9	33,1	5,2	50,5	101	194	14,2	350	4,8	1395	
		R 8	37,9	71,0	22,5	12,2	4,9	4,6	33,1	6,8	68,7	125	240	18,4	466	6,6	1775	
		R 9 (-50m)	37,8	73,3	22,3	12,2	5,0	4,6	35,4	6,6	68,3	129	233	18,2	453	6,4	1771	
	Scarpe 2012	R7 (+50m)	18,7	60,1	23,1	11,0	3,7	23,9	57,4	7,9	67,1	126	241	23,0	316	2,3	1746	
		R9 (-50m)	14,0	47,9	22,6	11,7	2,4	28,7	32,9	7,4	65,9	110	230	20,8	315	1,7	1643	

Annexe 1.2 : Valeurs de référence (Val. Réf.) en mg.kg^{-1} , et facteurs d'enrichissement (FE) normalisés par rapport à l'aluminium pour les sédiments de surface de la Scarpe (R), de la Deûle (D) et de la Sensée (F)

* Valeurs de référence en mg.kg^{-1} , d'après Sterckeman, et al. (2006); ** FE calculés par rapport aux concentrations mesurées par l'AEAP aux points du RCS.

	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Val. Ref. (mg.kg^{-1})*	0,53	7,6	44	14,5	17,9	41,8	75,9
FE normalisé							
Courrières (+8km)**	1151,3		3,2	30,4	3,8	243,5	184,2
D1 (+1,5 km)	155,0	1,9	3,1	10,7	2,3	43,0	66,8
D2 (+500m)	924,4	2,7	3,4	23,0	2,3	322,2	131,9
D3 (0)	80,6	1,3	2,7	9,4	1,4	59,2	58,4
D4 (-500m)	157,3	3,2	5,6	17,3	3,6	51,3	141,1
D5 (-1,35km)	283,3	3,1	6,5	23,3	3,7	61,1	144,3
Flers (-11 km)**	106,2		2,8	34,5	2,7	93,3	196,3
Férin (-1,5km)**	7,9	2,5	1,8	3,8	2,9	12,8	17,2
F1(-500m)	14,1	2,0	3,4	2,7	2,1	11,2	13,0
F2 (-200m)	12,9	2,8	3,7	3,4	3,0	9,6	14,6
F3 (0)	8,8	1,2	2,2	4,2	1,3	5,3	18,1
F4 (+200m)	16,2	2,4	3,9	6,4	2,7	9,1	25,2
R 1 (+1,1km)	223,3	1,3	2,2	14,0	1,5	19,7	37,8
R 2 (+600m)	125,1	1,3	2,2	14,7	1,5	21,9	35,8
R 3 (+300m)	99,8	1,3	2,2	14,4	1,5	28,0	34,2
R 4 (+200m)	106,3	1,2	2,2	13,2	1,5	16,3	32,5
R 5 (+150m)	106,5	1,3	2,2	12,6	1,5	14,3	31,5
Râches (-100 m)**	203,0		2,1	28,5	2,4	26,3	62,1
R 7 (+50m)	117,0	1,3	2,2	13,1	1,5	15,7	34,5
R 8 (0)	83,7	1,2	2,1	11,6	1,4	15,0	31,4
R 9 (-50m)	90,0	1,2	2,1	12,0	1,4	14,6	31,4

Annexe 1.3 : Concentrations en S^0 mesurées dans les sédiments de surface des 3 canaux (profils en long)

	S^0 mgS.kg^{-1}	CRS	Proportion S^0 dans les CRS
D1 (+1,5 km)	6,4	719	0,9%
D2 (+500m)	7,1	1526	0,5%
D4 (-500m)	5,3	559	0,9%
D5 (-1,35km)	5,4	1321	0,4%
F1(-500m)	8,3	235	3,4%
F2 (-200m)	6,5	163	3,8%
F4 (+200m)	5,3	171	3,0%
R 5 (+150m)	10,4	555	1,8%
R 7 (+50m)	5,4	555	1,0%
R 8 (0)	7,6	512	1,5%
R 9 (-50m)	7,0	661	1,0%

Annexe 1.4 : Concentrations en SEM, AVS et CRS mesurées dans les sédiments de surface des 3 canaux, et calculs des indices de toxicité (IT) et des degrés de sulfuration (DOS) et de pyritisation (DOP)

		Fe	Cd	Co	Cu mg.kg ⁻¹	Ni	Pb	Zn	SEM mmol.kg ⁻¹	AVS mmol.kg ⁻¹	CRS mmol.kg ⁻¹	AVS/CRS	IT SEM/AVS	Log(IT)	DOS	DOP
Deûle 2012	D1 (+1,5 km)	1939	9,6	0,8	11,0	2,4	148	247	4,8	7,3	11,2	0,65	0,66	-0,18	0,40	0,24
	D2 (+500m)	4179	66,0	1,3	1,2	3,6	816	1028	20,4	35,1	23,8	1,47	0,58	-0,24	0,60	0,24
	D3	2091	4,4	0,8	8,2	2,4	145	262	4,9	8,0	11,6	0,70	0,61	-0,2	0,4	0,2
	D4 (-500m)	2498	7,1	0,9	4,3	2,4	138	431	7,4	15,9	8,7	1,82	0,47	-0,33	0,46	0,16
	D5 (-1,35km)	3145	12,3	1,1	3,1	3,1	168	582	9,9	28,9	19,7	1,46	0,34	-0,46	0,64	0,26
Sensée 2012	F1(-500m)	1777	0,18	0,8	2,3	1,8	34	42	0,9	4,8	3,7	1,30	0,19	-0,73	0,24	0,10
	F2 (-200m)	1785	0,18	0,8	2,4	1,6	24	46	0,9	3,9	2,6	1,52	0,23	-0,64	0,19	0,07
	F3	1717	0,2	0,8	2,8	1,9	47	50	1,1	4,0	3,7	1,09	0,27	-0,6	0,2	0,1
	F4 (+200m)	1500	0,2	0,7	2,4	1,6	26	42	0,8	3,6	2,7	1,37	0,23	-0,6	0,2	0,1
Scarpe 2011	R 1 (+1,1km)	2476	26,2	0,8	18,5	1,9	109	568	9,8	14,9	9,9	1,51	0,66	-0,2	0,5	0,2
	R 2 (+600m)	2330	15,0	0,7	31,4	1,8	115	489	8,7	8,7	9,5	0,92	1,00	0,00	0,36	0,19
	R 3 (+300m)	2282	10,8	0,7	24,8	1,7	173	499	9,0	11,5	8,9	1,28	0,78	-0,11	0,41	0,18
	R 4 (+200m)	2514	14,1	0,7	13,6	1,9	102	491	8,4	15,5	8,6	1,81	0,54	-0,3	0,5	0,2
	R 5 (+150m)	2420	14,1	0,7	17,3	1,9	84	477	8,2	12,6	8,6	1,46	0,65	-0,19	0,41	0,17
	R 7 (+50m)	2291	17,4	0,7	9,8	1,7	83	557	9,3	15,7	8,7	1,81	0,59	-0,23	0,49	0,17
	R 8	2402	10,8	0,7	19,2	1,9	92	484	8,3	12,4	8,0	1,55	0,67	-0,2	0,4	0,2
R 9 (-50m)	2329	11,6	0,7	12,6	1,8	87	465	7,9	13,2	10,3	1,29	0,59	-0,23	0,45	0,20	
Scarpe 2012	R7 (+50m)	2556	13,9	0,8	11,9	2,1	71	417	7,1	20,8	10,9	1,91	0,34	-0,47	0,56	0,19
	R9 (-50m)	2531	9,3	0,8	13,7	2,0	80	447	7,6	14,9	9,5	1,58	0,51	-0,3	0,4	0,2

Annexe 1.5 : Spéciation du phosphore particulaire dans les sédiments de surface des 3 canaux : concentrations en phosphore total (PT), phosphore inorganique (NaOH-P et HCl-P) et phosphore organique (P résiduel)

		PT	NaOH-P	HCl-P	P résiduel
		mg.kg ⁻¹			
Deûle 2012	D1 (+1,5 km)	1609	795	501	314
	D2 (+500m)	2480	1746	665	69
	D3	1926	653	727	547
	D4 (-500m)	1623	796	513	313
	D5 (-1,35km)	1835	881	630	324
Sensée 2012	F1(-500m)	579	174	244	161
	F2 (-200m)	576	175	286	115
	F3	880	151	271	459
	F4 (+200m)	574	213	259	102
Scarpe 2011	R 1 (+1,1km)	2962	1211	882	869
	R 2 (+600m)	3053	1496	926	631
	R 3 (+300m)	3005	1403	874	728
	R 4 (+200m)	3201	1360	891	950
	R 5 (+150m)	3165	1300	848	1017
	R 7 (+50m)	4023	1422	918	1683
	R 8	2753	1251	763	739
	R 9 (-50m)	3487	1312	778	1397

Annexe 1.6 : mesures du potentiel rédox et du pH dans les colonnes sédimentaires des canaux en 2011 et en 2012

Deûle 2011		
Prof (cm)	Eh (mV)	pH (u.pH)
0	168	8,70
-1	-50	8,05
-2	-128	7,58
-3	-185	7,24
-4	-190	7,06
-5	-209	7,12
-6	-250	7,07
-7	-205	7,19
-8	-222	7,17
-9	-200	7,21
-10	-212	7,24

Deûle 2012		
Prof (cm)	Eh (mV)	pH (u.pH)
ES*	110	7,85
0	-99	7,49
-1	-113	7,05
-2	-163	7,18
-3	-113	7,15
-4	-150	7,17
-5	-197	7,20
-6	-225	7,25
-7	-232	7,26
-8	-222	7,30
-9	-229	7,30
-10	-226	7,41

Scarpe 2011		
Prof (cm)	Eh (mV)	pH (u.pH)
0	106,7	7,64
-1	-165,8	7,4
-2	-145	7,46
-3	-212	7,42
-4	-180	7,33
-5	-224	7,44
-6	-226	7,27
-7	-240	7,13
-8	-224	7,0
-9	-214	7,0
-10	-219	7,03

Scarpe 2012		
Prof (cm)	Eh (mV)	pH (u.pH)
ES	25	8,18
0	-108	7,61
-1	-221	7,55
-2	-245	7,35
-3	-250	7,47
-4	-241	7,35
-5	-267	7,31
-6	-364	7,25
-7	-359	7,24
-8	-262	7,18
-9	-305	7,14
-10	-309	7,17

Sensée 2011		
Prof (cm)	Eh (mV)	pH (u.pH)
0	238	8,34
-1	-130	8,05
-2	-139	8,17
-3	-184	7,99
-4	-198	8,08
-5	-206	8,04
-6	-188	7,97
-7	-182	7,99
-8	-180	7,94
-9	-172	7,88
-10	-205	7,94

Sensée 2012		
Prof (cm)	Eh (mV)	pH (u.pH)
ES	29	8,30
-1	-134	7,20
-2	-130	7,56
-3	-172	7,91
-4	-173	8,03
-5	-162	7,89
-6	-179	7,74
-7	-176	7,74
-8	-177	7,74
-9	-98	7,74
-10	-167	7,79

*ES : Eau Surnageante

Annexe 1.7 : Concentrations en éléments majeurs et en éléments traces métalliques mesurées avec la profondeur dans les sédiments des 3 canaux

	Prof. cm	Éléments majeurs (g.kg ⁻¹)						Éléments traces métalliques (µg.kg ⁻¹)								
		Al	Ca	Fe	K	Mg	Na	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	
Extractions totales ETM 2011	Deûle	-0,5	34,3	85,9	20,2	11,0	5,7	4,1	29,2	7,3	84	108	456	20,7	915	2814
		-1,5	36,2	91,7	21,2	11,6	6,0	4,3	28,6	6,8	86	108	452	20,5	926	2661
		-3	32,9	82,6	19,4	10,7	5,4	3,9	29,9	6,7	80	106	429	19,5	814	2639
		-5	33,8	85,3	19,7	10,7	5,5	4,1	34,7	6,8	81	108	439	21,2	959	2939
		-7	34,4	82,5	20,7	10,8	5,7	3,9	45,2	7,8	80	112	359	22,2	1422	2983
	-9	36,5	81,8	22,5	10,8	6,0	3,6	80,1	8,8	95	162	427	26,8	2898	3915	
	Sensée	-0,5	22,9	126,4	12,1	8,5	3,3	4,6	1,1	4,9	48	14,2	260	13,0	122	355
		-1,5	23,0	126,2	12,2	8,5	3,2	4,7	0,9	4,9	49	14,6	258	13,2	106	330
		-3	23,6	132,7	12,4	8,8	3,4	4,8	1,0	5,2	50	14,6	264	13,5	129	328
		-5	26,5	129,8	14,9	9,6	3,8	4,8	1,2	5,8	48	18,6	287	16,2	168	311
		-7	26,2	137,8	14,9	9,3	3,8	4,5	1,1	6,0	48	18,5	287	16,0	161	301
	-9	25,3	141,1	14,4	9,0	3,6	4,4	1,1	6,1	47	16,9	282	16,4	152	287	
	Scarpe	-0,5	33,7	74,6	20,1	10,8	4,5	4,5	37,6	8,3	75	183	307	24,8	329	1792
		-1,5	33,9	73,2	20,4	10,7	4,4	4,4	39,3	8,4	74	182	294	24,8	333	1826
		-3	35,8	80,0	21,2	10,7	4,8	4,0	78,5	9,0	78	195	297	28,6	355	2047
		-5	36,2	89,9	21,7	10,2	5,1	3,4	117,1	10,6	81	203	312	28,9	338	2143
		-7	36,3	75,2	22,2	10,3	4,9	3,6	93,3	9,4	100	248	302	31,8	442	3287
	-9	38,1	61,4	22,2	9,8	4,8	3,1	84,4	11,4	100	461	300	49,8	352	3515	
Extractions totales ETM 2012	Deûle	-0,5	30,6	73,7	18,9	9,9	5,5	3,7	25,8	5,6	71	91	375	15,3	1584	2880
		-1,5	38,5	94,5	23,0	12,1	6,6	4,4	32,2	7,4	90	94	384	19,5	1778	3135
		-3	25,3	62,5	15,6	8,1	4,3	3,0	23,4	4,7	56	62	238	13,0	1067	2191
		-5	36,3	88,3	22,9	12,5	6,3	4,7	40,5	6,1	81	85	319	17,1	1761	3163
		-7	33,1	82,1	22,1	12,1	6,1	4,6	44,8	6,4	78	86	302	17,4	1861	3100
	-9	37,9	85,9	22,1	12,3	6,5	4,8	45,3	6,5	78	87	299	17,1	1930	3289	
	Sensée	-0,5	21,4	145,1	11,8	8,1	3,4	4,4	2,1	4,1	39	24,9	204	9,5	81	578
		-1,5	16,2	103,2	8,8	6,0	2,6	3,3	1,4	2,9	32	20,0	152	7,2	82	435
		-3	18,1	119,2	11,7	7,3	3,1	4,0	1,8	4,0	35	24,1	193	9,3	130	512
		-5	24,2	156,1	13,2	9,1	3,8	4,9	1,2	4,5	43	14,5	230	10,9	90	362
		-7	26,0	135,9	14,0	9,3	3,9	5,0	1,0	4,9	45	12,3	227	11,6	86	305
	-9	24,8	157,4	14,4	10,0	4,1	5,3	1,0	4,6	45	17,3	234	11,9	90	276	
	Scarpe	-0,5	33,2	69,1	21,7	11,4	4,7	4,8	37,1	7,4	72	127	256	20,2	418	1851
		-1,5	36,3	94,9	26,0	11,4	6,0	3,7	116,1	8,5	78	157	295	22,8	447	2285
		-3	32,3	70,4	23,2	11,9	4,8	5,0	35,2	7,3	75	129	275	20,2	445	1862
-5		39,2	75,6	23,7	12,1	5,1	4,9	42,3	7,7	73	136	264	21,1	473	2014	
-7		31,7	74,9	21,3	10,3	4,9	3,9	75,7	7,3	69	129	240	20,2	394	1886	
-9	36,2	94,3	26,0	11,4	6,0	3,7	117,8	8,4	79	159	299	23,6	462	2280		

Annexe 1.8 : Calcul des facteurs d'enrichissement associés aux concentrations en ETM mesurés dans les sédiments avec la profondeur dans les canaux, d'après les valeurs du fond géochimique régional proposées par Sterckeman et al. (2006)

		Prof.	Al	Ca	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		cm	50,9	0,53	7,6	44	14,5	17,9	41,8	75,9
			Valeurs de référence (mg.kg ⁻¹)							
Facteurs d'enrichissement 2011	Deûle	-0,5	0,67	8,45	1,4	2,8	11,0	1,7	32,4	54,9
		-1,5	0,71	75,8	1,3	2,8	10,5	1,6	31,2	49,3
		-3	0,65	82,3	1,4	2,8	11,3	1,7	30,1	53,8
		-5	0,66	98,5	1,3	2,8	11,2	1,8	34,5	58,2
		-7	0,68	125,3	1,5	2,7	11,4	1,8	50,3	58,2
	-9	0,72	210,8	1,6	3,0	15,5	2,1	96,7	72,0	
	Sensée	-0,5	0,45	4,5	1,4	2,4	2,2	1,6	6,5	10,4
		-1,5	0,45	3,7	1,4	2,5	2,2	1,6	5,6	9,6
		-3	0,46	3,9	1,5	2,5	2,2	1,6	6,6	9,3
		-5	0,52	4,4	1,5	2,1	2,5	1,7	7,8	7,9
		-7	0,52	4,1	1,5	2,1	2,5	1,7	7,5	7,7
	-9	0,50	4,0	1,6	2,2	2,3	1,8	7,3	7,6	
	Scarpe	-0,5	0,66	107,1	1,6	2,6	19,1	2,1	11,9	35,6
		-1,5	0,67	111,3	1,7	2,5	18,8	2,1	12,0	36,1
		-3	0,70	210,7	1,7	2,5	19,1	2,3	12,1	38,4
-5		0,71	311,1	2,0	2,6	19,7	2,3	11,4	39,7	
-7		0,71	246,5	1,7	3,2	24,0	2,5	14,8	60,7	
-9	0,75	212,7	2,0	3,0	42,5	3,7	11,2	61,9		
Facteurs d'enrichissement 2012	Deûle	-0,5	0,60	80,8	1,2	2,7	10,4	1,4	63,0	63,1
		-1,5	0,76	80,5	1,3	2,7	8,6	1,4	56,3	54,6
		-3	0,50	88,8	1,2	2,6	8,6	1,5	51,4	58,1
		-5	0,71	107,1	1,1	2,6	8,3	1,3	59,0	58,4
		-7	0,65	130,0	1,3	2,7	9,1	1,5	68,4	62,8
	-9	0,74	114,9	1,1	2,4	8,1	1,3	62,0	58,2	
	Sensée	-0,5	0,42	9,3	1,3	2,1	4,1	1,3	4,6	18,1
		-1,5	0,32	8,3	1,2	2,3	4,3	1,3	6,2	18,0
		-3	0,36	9,5	1,5	2,2	4,7	1,5	8,8	19,0
		-5	0,48	4,9	1,2	2,1	2,1	1,3	4,5	10,0
		-7	0,51	3,7	1,3	2,0	1,7	1,3	4,0	7,9
	-9	0,49	3,7	1,2	2,1	2,4	1,4	4,4	7,5	
	Scarpe	-0,5	0,65	107,4	1,5	2,5	13,4	1,7	15,3	37,4
		-1,5	0,71	307,2	1,6	2,5	15,2	1,8	15,0	42,2
		-3	0,63	104,7	1,5	2,7	14,1	1,8	16,8	38,7
-5		0,77	103,7	1,3	2,2	12,2	1,5	14,7	34,4	
-7		0,62	229,0	1,5	2,5	14,3	1,8	15,1	39,8	
-9	0,71	312,6	1,6	2,5	15,5	1,9	15,5	42,2		

Annexe 1.9 : Concentrations en ETM mesurées dans les sédiments en profondeur à partir des extractions séquentielles**Sensée**

Sensée	Prof cm	Cd	Co	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
		mg.kg ⁻¹							
Etape 1	-0,5	0,05	0,25	0,05	0,38	35,6	0,30	1,59	10,1
	-1,5	0,05	0,19	0,05	0,10	33,7	0,27	0,69	5,5
	-3	0,05	0,18	0,05	0,10	34,5	0,26	1,13	5,4
	-5	0,05	0,21	0,05	0,23	38,0	0,28	0,60	6,2
	-7	0,05	0,22	0,05	0,10	44,3	0,29	0,61	6,6
	-9	0,05	0,21	0,05	0,10	49,3	0,27	0,54	6,2
Etape 2	-0,5	0,20	0,40	1,15	970	16,0	1,00	26,2	38,7
	-1,5	0,05	0,05	0,05	897	30,5	0,05	33,3	43,2
	-3	0,05	0,05	0,05	676	25,8	0,05	30,6	38,9
	-5	0,10	0,05	0,02	400	21,4	0,40	6,9	31,7
	-7	0,05	0,05	0,05	679	29,8	0,05	16,4	36,1
	-9	0,05	0,05	0,05	1042	36,6	0,05	24,2	45,1
Etape 3	-0,5	0,17	0,35	2,0	142	2,3	0,88	6,6	70,0
	-1,5	0,19	0,38	3,2	139	2,9	1,00	12,8	71,6
	-3	0,31	1,03	4,7	247	6,0	1,72	28,8	117,7
	-5	0,26	1,01	10,7	316	12,5	1,63	36,2	120,7
	-7	0,25	0,90	4,5	362	7,7	1,78	23,8	103,3
	-9	0,23	0,81	4,0	218	6,6	1,61	7,1	90,0
Etape 4	-0,5	0,30	0,71	1,9	3220	15,8	2,1	3,1	16,9
	-1,5	0,30	0,98	2,8	3750	20,4	2,5	3,1	18,7
	-3	0,30	1,63	4,4	5328	32,8	4,3	29,0	50,8
	-5	0,30	1,86	7,9	6404	40,4	4,7	24,1	53,0
	-7	0,30	1,92	4,5	5770	36,6	5,2	26,7	32,9
	-9	0,30	1,80	4,5	5659	32,9	4,9	33,2	30,4

Deûle

Scarpe	Prof cm	Cd	Co	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
		mg.kg ⁻¹							
Etape 1	-0,5	1,88	0,18	0,27	10,7	23,2	0,33	2,31	129
	-1,5	1,76	0,05	0,05	6,8	30,2	0,37	1,60	138
	-3	1,43	0,05	0,05	17,9	35,7	0,36	1,27	159
	-5	2,45	0,27	0,05	26,3	31,2	0,57	4,91	202
	-7	0,24	0,05	0,05	708,5	32,7	0,69	0,64	61
	-9	0,31	0,05	0,05	342,0	36,8	0,59	0,67	71
Etape 2	-0,5	4,7	0,19	12,3	1113	6,0	0,60	58	113
	-1,5	6,3	0,05	15,9	1583	9,0	0,05	73	157
	-3	10,1	0,05	15,6	2289	8,2	0,05	93	240
	-5	11,2	0,30	15,8	1881	7,5	1,05	104	260
	-7	28,6	0,05	0,8	504	3,6	0,05	84	468
	-9	32,2	0,05	0,8	1399	9,8	0,05	88	461
Etape 3	-0,5	0,93	0,32	15,6	237	2,3	0,94	3,92	48
	-1,5	0,92	0,34	15,5	236	2,5	1,02	3,98	50
	-3	1,18	0,52	23,3	230	2,7	1,25	5,48	67
	-5	1,51	0,63	29,7	292	3,2	1,62	7,36	81
	-7	2,02	0,33	18,0	159	1,3	0,67	7,11	57
	-9	5,11	0,74	39,3	505	3,4	1,63	15,69	158
Etape 4	-0,5	0,30	0,77	5,4	2215	10,5	2,3	4,5	19
	-1,5	0,30	0,78	6,1	2577	12,0	2,7	5,3	22
	-3	0,30	1,34	9,1	3449	21,5	4,0	9,1	33
	-5	0,30	1,43	10,1	3902	23,6	4,4	9,9	37
	-7	0,30	1,07	8,8	3070	11,3	3,4	9,1	24
	-9	0,30	1,22	9,2	3682	17,8	4,1	13,0	32

Scarpe

Deûle	Prof cm	Cd	Co	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Etape 1	-0,5	0,98	0,05	0,05	24,4	52,2	0,52	16,0	111
	-1,5	0,85	0,05	0,05	11,5	43,5	0,52	17,2	113
	-3	0,42	0,05	0,05	83,8	62,1	0,63	12,1	91
	-5	0,17	0,05	0,05	30,3	65,0	0,46	5,3	72
	-7	0,24	0,05	0,05	26,3	36,4	0,37	9,5	49
	-9	0,16	0,05	0,05	119,6	74,0	0,50	5,3	72
Etape 2	-0,5	7,8	0,25	4,16	1367	32,1	1,00	225	190
	-1,5	11,3	0,05	5,46	1623	25,4	0,05	292	289
	-3	17,8	0,05	6,04	2221	20,1	1,93	403	457
	-5	17,2	0,47	6,61	2264	27,1	2,32	421	516
	-7	28,0	0,05	5,27	2160	27,1	2,42	756	597
	-9	39,8	0,05	2,49	2435	32,1	3,41	765	861
Etape 3	-0,5	4,1	0,58	22,6	258	4,3	1,4	35	673
	-1,5	5,2	0,87	32,8	401	5,7	3,9	53	834
	-3	6,4	0,93	34,7	406	6,0	2,3	44	971
	-5	10,4	1,64	57,4	793	11,2	4,3	103	1545
	-7	9,2	1,45	49,6	669	8,6	3,1	155	1248
	-9	14,1	1,36	70,0	695	8,8	3,4	322	1430
Etape 4	-0,5	0,36	1,42	6,9	4352	18,6	3,5	67	89
	-1,5	0,37	1,55	8,6	5137	24,2	5,2	86	102
	-3	0,70	1,92	12,2	6112	28,5	5,0	113	153
	-5	0,50	1,92	10,8	6101	29,5	5,3	117	130
	-7	1,51	2,03	14,9	6868	33,2	5,8	202	339
	-9	1,29	2,05	14,3	6420	33,8	6,2	181	262

Annexe 1.10 : Concentrations en AVS, CRS et SEM et calculs des indices IT, DOS et DOP pour les sédiments de surface des canaux en 2011 et en 2012

	Prof cm	Fe	Cd	Co	Cu	Ni	Pb	Zn	SEM mmol.kg ⁻¹	AVS mg.kg ⁻¹	AVS mmol.kg ⁻¹	CRS mg.kg ⁻¹	CRS mmol.kg ⁻¹	AVS/CRS	IT	Log(IT)	DOS	DOP
Sensée 2011	-0,5	1508	0,1	0,7	2,7	1,9	32	45	0,94	172,6	5,4	197,1	3,1	1,75	0,17	-0,76	0,28	0,10
	-1,5	1657	0,2	0,7	3,5	1,4	41	68	1,34	157,7	4,9	204,9	3,2	1,54	0,27	-0,57	0,25	0,10
	-3	1171	0,1	0,5	2,1	1,5	20	33	0,66	146,2	4,6	169,7	2,6	1,72	0,15	-0,84	0,31	0,11
	-5	1654	0,1	0,6	2,3	1,8	29	43	0,87	203,0	6,3	211,8	3,3	1,92	0,14	-0,86	0,29	0,10
	-7	2228	0,2	0,8	2,9	1,9	44	57	1,18	172,3	5,4	195,4	3,0	1,76	0,22	-0,66	0,20	0,07
	-9	2272	0,2	0,8	3,1	1,8	38	53	1,09	171,6	5,4	176,5	2,8	1,94	0,20	-0,69	0,19	0,06
Sensée 2012	-0,5	1663	0,25	0,8	2,9	1,9	46	46	1,01	112,1	3,5	250,3	3,9	0,90	0,29	-0,54	0,22	0,12
	-1,5	1772	0,22	0,8	2,7	1,9	49	53	1,14	147,4	4,6	228,8	3,6	1,29	0,25	-0,60	0,23	0,10
	-3	2159	0,29	0,9	3,2	1,9	43	88	1,66	205,3	6,4	248,5	3,9	1,65	0,26	-0,59	0,24	0,09
	-5	2026	0,22	0,9	2,9	2,2	35	49	1,01	192,0	6,0	256,8	4,0	1,50	0,17	-0,77	0,25	0,10
	-7	2340	0,24	1,0	3,0	2,5	40	54	1,13	163,4	5,1	161,8	2,5	2,02	0,22	-0,65	0,17	0,06
	-9	2731	0,30	1,0	3,1	2,6	66	58	1,33	303,4	9,5	269,3	4,2	2,25	0,14	-0,85	0,26	0,08
Deûle 2011	-0,5	2205	9,2	0,8	8,5	3,8	261	381	7,38	283,0	8,8	722,7	11,3	0,78	0,84	-0,08	0,40	0,22
	-1,5	1889	8,0	0,6	6,5	1,9	177	307	5,76	386,0	12,0	683,4	10,7	1,13	0,48	-0,32	0,51	0,24
	-3	2569	13,8	0,7	4,0	2,3	294	433	8,28	361,8	11,3	480,4	7,5	1,51	0,73	-0,13	0,35	0,14
	-5	2257	9,2	0,7	6,1	2,1	206	354	6,64	367,9	11,5	568,8	8,9	1,29	0,58	-0,24	0,41	0,18
	-7	2530	13,2	0,8	3,8	2,4	320	391	7,76	506,1	15,8	952,1	14,8	1,06	0,49	-0,31	0,51	0,25
	-9	3208	28,8	0,9	3,2	3,1	488	720	13,75	666,8	20,8	866,5	13,5	1,54	0,66	-0,18	0,48	0,19
Deûle 2012	-0,5	1928	4,33	0,7	7,0	2,2	157	254	4,84	269,0	8,4	845,5	13,2	0,64	0,58	-0,24	0,45	0,28
	-1,5	2253	4,51	0,8	9,4	2,6	133	270	5,01	246,9	7,7	638,5	10,0	0,77	0,65	-0,19	0,35	0,20
	-3	2768	5,57	0,9	5,2	2,4	188	288	5,50	441,9	13,8	1079,1	16,8	0,82	0,40	-0,40	0,46	0,25
	-5	2429	4,49	0,9	10,3	2,8	121	276	5,07	265,2	8,3	781,8	12,2	0,68	0,61	-0,21	0,37	0,22
	-7	3275	7,34	1,0	11,3	3,3	346	362	7,52	348,4	10,9	770,7	12,0	0,90	0,69	-0,16	0,32	0,17
	-9	3363	11,34	1,1	7,2	3,1	319	432	8,43	458,8	14,3	865,6	13,5	1,06	0,59	-0,23	0,38	0,18
Scarpe 2011	-0,5	1125	5,4	0,4	18,9	1,1	42	226	4,03	316,6	9,9	434,3	6,8	1,46	0,41	-0,39	0,62	0,25
	-1,5	1843	8,4	0,6	29,0	1,7	67	364	6,46	214,7	6,7	320,5	5,0	1,34	0,97	-0,02	0,31	0,13
	-3	2272	10,0	0,7	21,2	2,1	78	425	7,34	266,2	8,3	208,7	3,3	2,65	0,88	-0,05	0,26	0,07
	-5	1946	9,7	0,7	21,0	3,0	72	396	6,88	511,5	16,0	839,8	13,1	1,22	0,43	-0,36	0,61	0,27
	-7	2619	25,0	0,8	13,6	3,1	89	526	8,98	756,5	23,6	692,3	10,8	2,19	0,38	-0,42	0,60	0,19
	-9	2490	27,1	0,7	7,0	2,3	77	491	8,29	830,0	25,9	803,6	12,5	2,07	0,32	-0,49	0,67	0,22
Scarpe 2012	-0,5	2512	8,73	0,8	17,7	2,1	74	414	7,10	303,4	9,5	478,1	7,5	1,27	0,75	-0,12	0,32	0,14
	-1,5	2395	8,26	0,7	18,3	2,0	70	394	6,78	235,9	7,4	513,6	8,0	0,92	0,92	-0,04	0,30	0,16
	-3	2548	8,97	0,8	13,4	2,4	77	422	7,17	522,3	16,3	558,6	8,7	1,87	0,44	-0,36	0,46	0,16
	-5	2806	10,59	0,8	11,7	2,4	88	473	7,99	626,5	19,5	654,0	10,2	1,92	0,41	-0,39	0,49	0,17
	-7	2959	12,43	0,9	13,1	2,7	100	537	9,08	545,7	17,0	648,9	10,1	1,68	0,53	-0,27	0,43	0,16
	-9	3141	21,87	1,0	14,0	3,0	81	497	8,47	658,8	20,5	679,4	10,6	1,94	0,41	-0,38	0,47	0,16

Annexe 1.11 : Concentrations en Phosphore total (P total), en phosphore inorganique (NaOH-P et HCl-P) et en phosphore organique (P résiduel) mesurées dans les sédiments des canaux en 2011

2011	Profondeur	P total	NaOH-P	HCl-P	P résiduel
	cm	mg.kg ⁻¹			
Deûle	-0,5	1826	648	692	486
	-1,5	1811	911	737	163
	-3	1766	832	811	123
	-5	1821	1037	833	0
	-7	1980	1185	799	0
	-9	2346	1347	839	160
Sensée	-0,5	664	115	297	252
	-1,5	617	141	326	150
	-3	551	126	318	107
	-5	514	166	375	0
	-7	580	180	399	1
	-9	555	186	346	23
Scarpe	-0,5	2750	1350	1160	240
	-1,5	2792	1395	1184	213
	-3	2680	1385	1208	87
	-5	2673	1420	1329	0
	-7	2577	1360	1535	0
	-9	6727	2498	2200	2029

Annexe 1.12 : Pourcentages d'humidité/porosité, et concentrations en anions, COD, alcalinité, éléments majeurs et ETM mesurées dans les eaux interstitielles des 3 canaux en 2011 et en 2012

	Prof cm	Humidité %	Porosité %	PO ₄ ³⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	COD	Alcalinité mmol.L ⁻¹	Al	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	Ca	Fe	Mn	Mg	Na	K	Si
				mg.L ⁻¹							µg.L ⁻¹							mg.L ⁻¹							
Deûle 2011	-0,5	76,1	89,0	2,9	10,5	44,5	47,2	5,7	5,51	-	-	-	-	-	-	-	-	-	138,1	1,6	0,5	9,2	35,7	8,2	10,5
	-1,5	71,0	85,9	12,4	26,6	21,6	49,0	10,0	7,68	-	2,0	2,0	10,8	2,6	7,6	0,5	9,3	-	154,2	5,9	0,8	10,5	30,6	9,5	16,5
	-3	66,3	82,1	21,7	60,2	5,5	47,1	10,0	12,60	41,3	2,4	3,5	16,4	2,4	5,5	0,4	9,0	-	223,4	12,3	1,2	15,3	34,0	13,1	22,7
	-5	61,2	78,8	22,3	112,5	4,4	48,1	20,2	11,61	19,3	1,6	3,6	14,1	1,6	3,4	0,2	4,8	-	230,9	9,7	0,9	15,4	34,7	13,9	23,0
	-7	56,3	75,5	20,1	124,5	4,0	47,3	23,0	10,34	17,9	1,4	4,3	14,7	1,5	1,1	0,2	3,8	-	227,7	7,6	0,6	15,6	35,3	14,7	22,5
	-9	53,4	73,4	15,3	129,2	2,2	46,5	20,6	13,79	-	25,4	1,6	5,1	17,0	1,7	35,1	0,5	5,4	-	233,7	7,8	0,6	16,3	36,5	15,4
Deûle 2012	-0,5	73,6	87,5	7,3	9,0	0,1	25,9	50,8	5,4	8,18	25,1	3,4	2,2	18,5	1,9	8,0	0,3	7,6	181,0	8,5	1,4	13,5	26,1	10,1	11,3
	-1,5	63,5	80,3	10,8	12,9	1,3	8,7	51,6	4,5	12,47	28,9	3,6	2,4	19,4	2,3	5,6	0,3	6,8	224,4	14,8	1,5	16,2	27,3	12,3	14,9
	-3	60,7	74,9	11,5	29,9	0,2	5,9	50,7	6,4	14,97	54,4	3,8	3,1	24,3	4,0	14,3	0,6	17,7	295,1	22,7	2,6	20,5	30,0	15,1	17,6
	-5	57,6	75,6	13,6	47,3	0,1	0,7	50,9	10,0	12,00	39,3	3,6	3,9	29,7	3,2	9,2	0,4	9,0	323,4	17,3	2,2	23,3	30,9	18,8	18,6
	-7	56,3	75,4	17,5	56,3	0,7	3,0	51,2	10,1	9,00	27,8	3,2	3,0	21,3	2,6	6,7	0,4	7,9	281,5	13,7	1,3	21,2	29,6	16,6	18,3
	-9	55,0	73,7	10,4	61,4	n.a.	n.a.	25,7	10,6	12,44	9,1	2,6	2,1	14,4	1,4	1,1	0,2	2,7	222,8	9,4	0,9	16,7	28,4	13,6	18,8
Sensée 2011	-0,5	68,5	85,4	0,1	0,6	34,3	41,5	7,6	2,57	-	-	-	-	-	-	-	-	-	77,9	0,1	0,3	7,4	16,9	3,6	8,6
	-1,5	60,2	79,8	1,1	4,6	30,1	43,1	6,4	2,69	-	1,6	0,6	5,4	4,2	25,3	0,4	11,0	-	75,5	0,9	0,4	6,9	17,1	3,7	10,3
	-3	52,9	74,6	3,7	16,9	9,1	41,2	5,2	2,83	-	10,7	1,2	19,6	-	-	-	2,8	-	80,5	5,2	0,6	6,8	17,3	4,8	22,6
	-5	47,4	71,3	3,7	22,7	2,1	40,7	6,6	4,31	-	-	-	-	-	-	-	-	-	80,8	8,5	0,8	7,0	16,8	5,9	29,0
	-7	46,5	70,0	4,0	32,4	1,9	41,0	6,9	2,93	-	0,5	1,4	4,3	1,7	0,1	0,0	11,1	-	86,0	8,5	1,0	7,5	16,2	6,0	28,6
	-9	45,1	68,3	4,2	33,6	<2	41,7	7,1	4,80	-	0,5	1,3	3,8	1,1	-0,9	0,0	7,8	-	83,0	9,2	1,0	7,1	16,6	5,7	29,7
Sensée 2012	-0,5	76,3	90,2	0,1	1,3	0,1	16,9	41,6	4,3	4,83	6,2	2,8	1,2	5,7	0,8	2,2	0,0	0,9	99,3	0,4	0,8	9,2	14,3	4,6	10,0
	-1,5	69,0	80,7	0,1	2,9	0,1	9,9	44,0	4,3	4,60	22,3	2,6	1,4	6,3	1,2	4,1	0,1	4,5	106,2	3,0	0,9	9,4	14,6	5,2	14,1
	-3	65,3	81,2	0,8	7,0	n.a.	8,1	42,3	7,3	4,16	12,2	2,6	1,2	6,3	0,9	0,1	0,0	1,9	115,6	2,8	0,8	9,9	15,1	5,9	15,5
	-5	57,4	76,9	3,7	15,5	0,2	3,1	42,4	8,1	4,94	46,1	2,8	2,0	8,0	1,6	1,9	0,1	6,7	141,2	8,0	1,1	11,8	16,0	6,7	20,8
	-7	55,1	74,5	3,3	21,3	0,2	2,5	42,5	9,3	7,67	18,7	2,3	1,2	7,7	1,4	2,2	0,0	3,8	134,0	4,8	1,0	11,4	16,7	7,0	19,5
	-9	51,2	70,5	3,0	25,7	0,3	2,0	42,5	6,9	6,28	23,0	2,3	0,9	6,6	1,2	4,8	0,1	4,9	130,8	2,7	0,8	11,5	15,7	5,8	17,5
Scarpe 2011	-0,5	79,7	89,3	3,8	1,3	53,4	67,5	5,1	3,54	17,7	0,5	1,2	6,8	1,3	15,4	0,2	4,1	-	93,1	0,2	0,1	7,4	44,3	7,5	5,6
	-1,5	79,0	88,8	7,2	2,2	56,1	76,6	3,8	3,92	13,0	0,4	1,1	6,4	1,3	10,7	0,1	1,8	-	95,7	0,3	0,2	7,6	46,9	7,8	7,0
	-3	75,2	86,5	7,2	3,1	54,7	79,4	6,7	4,35	-	1,4	0,8	5,9	4,0	23,8	0,6	5,2	-	94,6	0,8	0,1	7,2	49,4	7,8	8,0
	-5	75,9	86,5	22,1	10,1	16,4	79,2	6,4	4,96	-	3,1	1,1	7,9	5,4	21,6	0,8	5,6	-	117,6	2,5	0,2	8,9	48,2	9,0	14,5
	-7	72,7	84,4	26,1	15,5	4,6	74,1	7,7	6,99	27,7	0,9	1,3	6,7	1,7	4,4	0,6	1,7	-	134,4	2,1	0,2	10,6	45,3	9,9	18,7
	-9	75,3	83,9	30,3	46,2	2,3	70,6	9,7	8,98	-	-	-	-	-	-	-	-	-	143,2	1,9	0,3	12,1	47,8	10,9	21,3
Scarpe 2012	-0,5	83,2	91,0	8,0	4,2	0,7	61,2	66,9	7,6	6,51	14,7	2,6	1,2	8,0	1,3	4,6	0,2	1,4	-	2,0	0,3	11,6	35,9	10,6	8,6
	-1,5	75,3	86,7	4,3	3,8	0,2	42,7	53,0	6,1	6,62	12,6	2,6	1,0	7,1	1,3	4,7	0,2	1,3	117,5	1,3	0,2	11,4	34,3	9,8	9,1
	-3	75,5	86,3	4,8	5,2	0,2	40,9	66,0	5,1	6,78	38,5	3,3	0,9	6,5	3,0	16,6	0,7	4,1	118,1	1,6	0,2	11,2	34,9	10,0	10,8
	-5	72,0	86,5	7,2	15,1	0,3	33,6	65,9	6,8	7,01	37,6	2,9	0,9	6,6	2,8	12,2	0,6	3,6	118,0	1,7	0,2	11,1	34,8	9,2	11,3
	-7	72,9	86,1	20,0	36,7	n.a.	16,9	65,2	13,4	9,13	34,7	2,9	1,3	7,0	2,7	14,0	0,7	3,8	118,9	1,9	0,2	10,8	35,1	9,4	14,3
	-9	75,2	87,1	16,7	65,8	0,1	7,9	64,3	12,2	9,07	33,4	2,9	1,6	7,2	2,6	17,3	1,5	3,6	120,0	2,2	0,2	10,8	36,1	10,3	17,3

Annexe 1.13 : Valeurs de l'indice IWCTU calculé dans les eaux interstitielles des canaux avec la profondeur en 2012

	Prof.	Dureté	Cu		Zn		Cd		Pb		Somme
	cm	mg.L ⁻¹	FCV	IWCTU	FCV	IWCTU	FCV	IWCTU	FCV	IWCTU	IWCTU
Deûle	1	350	33,1	0,08	320,5	0,07	2,6	0,13	9,5	1,20	1,48
	-0,5	507	45,5	0,04	440,3	0,02	3,4	0,09	13,9	0,54	0,69
	-1,5	626	54,4	0,04	527,5	0,01	4,0	0,07	17,2	0,39	0,52
	-3	821	68,6	0,06	665,1	0,02	4,9	0,13	22,5	0,79	0,99
	-5	903	74,4	0,04	721,6	0,01	5,2	0,07	24,6	0,36	0,49
	-7	789	66,3	0,04	643,3	0,01	4,7	0,09	21,6	0,37	0,50
	-9	625	54,3	0,03	526,3	0,00	4,0	0,04	17,2	0,16	0,22
Sensée	1	292	28,4	0,07	274,5	0,03	2,3	0,22	7,9	0,49	0,80
	-0,5	286	27,8	0,03	269,1	0,01	2,2	0,01	7,7	0,12	0,17
	-1,5	304	29,3	0,04	283,5	0,01	2,3	0,05	8,2	0,54	0,65
	-3	329	31,4	0,03	303,9	0,00	2,5	0,01	9,0	0,22	0,26
	-5	401	37,2	0,04	359,7	0,01	2,9	0,02	11,0	0,61	0,68
	-7	381	35,6	0,04	344,6	0,01	2,8	0,01	10,4	0,37	0,42
	-9	374	35,0	0,03	338,8	0,01	2,7	0,02	10,2	0,48	0,55
Scarpe	1	370	34,7	0,09	336,1	0,08	2,7	0,24	10,1	0,44	0,84
	-0,5	354	33,4	0,04	323,4	0,01	2,6	0,09	9,7	0,15	0,29
	-1,5	340	32,3	0,04	312,6	0,02	2,5	0,08	9,3	0,14	0,27
	-3	341	32,4	0,09	313,0	0,05	2,5	0,28	9,3	0,44	0,87
	-5	340	32,3	0,09	312,6	0,04	2,5	0,23	9,3	0,39	0,74
	-7	341	32,4	0,08	313,5	0,04	2,6	0,27	9,3	0,41	0,81
	-9	344	32,6	0,08	315,5	0,05	2,6	0,59	9,4	0,39	1,11

Annexe 1.14 : Concentrations labiles en Zn, Cd et Pb mesurées dans les eaux interstitielles des canaux en 2012 par la technique DGT

	Prof.	Zn	Cd	Pb		Prof.	Zn	Cd	Pb		Prof.	Zn	Cd	Pb
	cm	$\mu\text{g.L}^{-1}$				cm	$\mu\text{g.L}^{-1}$				cm	$\mu\text{g.L}^{-1}$		
Deûle 2012	2	82,1	0,4	1,0	Sensée 2012	1,5	8,1	0,027	0,324	Scarpe 2012	2	15,1	0,2	0,3
	1,5	32,6	0,2	0,6		1	8,4	0,048	0,126		1,5	18,9	0,2	0,3
	1	17,1	0,1	0,7		0,5	3,4	0,014	0,029		0,5	30,2	0,5	1,2
	0	12,9	0,1	0,5		0	3,6	0,009	0,024		0	10,6	0,3	1,0
	-0,5	24,9	0,1	0,8		-0,5	3,7	0,009	0,038		-0,5	10,2	0,3	2,1
	-1	9,0	0,1	1,7		-1	2,7	0,006	0,008		-1	5,7	0,3	0,4
	-1,5	7,7	0,1	0,9		-1,5	2,7	0,013	0,009		-1,5	3,6	0,1	0,4
	-2	2,1	0,0	0,4		-2	1,8	0,001	0,014		-2	1,9	0,1	0,2
	-2,5	6,4	0,1	1,0		-2,5	2,1	0,005	0,007		-2,5	3,3	0,1	0,3
	-3	8,8	0,1	1,2		-3	2,4	0,012	0,056		-3	2,2	0,1	0,0
	-3,5	31,1	0,3	3,8		-3,5	2,4	0,006	0,011		-3,5	3,2	0,2	0,6
	-4	13,2	0,2	3,2		-4	1,5	0,004	0,019		-4	2,1	0,1	0,2
	-4,5	28,0	0,2	1,9		-4,5	1,5	0,002	0,034		-4,5	3,4	0,1	0,3
	-5	21,5	0,2	3,3		-5	1,6	0,004	0,019		-5	15,4	0,2	1,4
	-5,5	14,5	0,2	3,2		-5,5	1,3	0,002			-5,5	3,2	0,1	0,5
-6	24,1	0,3	4,0	-6	3,4	0,006	0,079	-6	9,0	0,2	0,4			
-6,5	33,2	0,7	8,7	-6,5	0,9	0,001	0,060	-6,5	6,6	0,2	1,1			
-7	56,5	0,4	12,4	-7	1,3	0,004	0,023	-7	4,6	0,2	0,5			
-7,5	17,1	0,3	2,8	-7,5	2,1	0,006	0,078	-7,5	7,8	0,3	1,0			
-8	44,9	0,5	2,7	-8	2,2	0,007	0,062	-8	24,9	0,8	3,6			
-8,5	27,5	0,4	5,3	-8,5	2,4	0,009		-8,5	9,1	0,3	1,1			
-9	56,7	0,4	4,7	-9	6,7	0,011	0,049	-9	24,3	0,7	3,9			
-9,5	31,3	0,3	8,0	-9,5	1,6	0,002	0,001	-9,5	26,7	1,0	4,3			
-10	19,8	0,2	5,3	-10	13,9	0,159	0,049	-10	13,3	0,4	1,7			

Annexe 1.15 : Tableau de synthèse des concentrations (moyennes sur 10 cm) en éléments majeurs, en ions et en ETM mesurés dans le compartiment sédimentaire des 3 canaux en 2011 et en 2012

Moyennes sur 10 cm		Deûle		Sensée		Scarpe		
		2011	2012	2011	2012	2011	2012	
<i>Physico-chimie</i>		pH	7,3	7,2	8,0		7,3	7,3
		Eh (mV)	-185	-209	-178	-157	-205	-282
<i>Eaux interstitielles</i>	<i>ETM</i> $\mu\text{g.L}^{-1}$	Cd	0,36	0,36	nd	0,05	0,72	0,65
		Co	3,69	2,77	nd	1,33	1,52	1,16
		Cu	1,95	2,58	nd	1,19	2,75	2,28
		Cr	1,80	3,33	nd	2,55	1,26	2,85
		Pb	6,46	8,60	nd	3,79	3,67	2,97
		Zn	10,5	7,5	nd	2,6	15,2	11,5
	<i>nutriments</i> mg.L^{-1}	PO_4^{3-}	15,8	11,9	2,8	1,8	16,1	10,2
		NH_4^+	77,3	36,1	18,5	12,3	13,1	21,8
		NO_3^-	nd	0,48	nd	0,18	nd	0,30
		SO_4^{2-}	13,7	8,9	15,5	7,1	31,3	33,9
		Cl ⁻	47,5	46,8	41,5	42,6	74,6	63,5
	<i>COD</i>	14,9	7,8	6,7	6,7	6,6	8,5	
	mmol.L^{-1}	Alcalinité	10,3	11,5	3,4	5,4	5,5	7,5
	<i>Ions majeurs</i> mg.L^{-1}	Ca	214	255	81	121	113	119
		Fe	8,7	14,4	5,4	3,6	1,3	1,8
		Mn	0,81	1,64	0,68	0,88	0,18	0,20
		Mg	14,6	18,5	7,1	10,5	9,0	11,2
Na		34,2	28,7	16,8	15,4	47,0	35,2	
K		13,3	14,4	4,9	5,9	8,8	9,9	
<i>Sédiments</i>	<i>Concentrations totales des majeurs</i> mg.kg^{-1}	Al	34700	33600	24600	21800	35700	34500
		Ca	85000	81100	132300	136100	75800	79900
		Fe	20600	20776	13500	12300	21300	23700
		Mn	427	320	273	207	302	271
		Mg	5712	5889	3517	3475	4736	5257
		Na	3992	4172	4616	4492	3852	4315
		K	11000	11100	8960	8300	10400	11500
	<i>Concentrations totales des ETM</i> mg.kg^{-1}	Cd	41,3	35,3	1,0	1,4	75,0	70,7
		Co	7,4	6,1	5,5	4,1	9,5	7,7
		Cu	117	84	16	19	245	140
		Cr	84	76	49	40	85	74
		Ni	21,8	16,6	14,7	10,1	31,5	21,4
		Pb	1322	1664	140	93	358	440
		Zn	2992	2960	319	411	2435	2030
	P	1925	1974	580	874	3367	3181	
	mg.kg^{-1}	COP	4,4	3,9	2,4	2,7	7,7	6,6
		SEM	8,3	6,1	1,0	1,2	7,0	7,8
		AVS	429	338	171	187	550	589
		CRS	712	830	193	236	550	589
	<i>Indice toxicité</i>	Log IT	-0,21	-0,24	-0,73	-0,67	-0,29	-0,26

Annexe 2 : Données relatives à la qualité de la colonne d'eau (Chapitre 4)**Annexe 2.1 : Paramètres physico-chimiques mesurés dans les canaux pour chaque campagne d'échantillonnage****Campagne de mai- juin 2011**

Deûle	Mai - juin 2011												
	09-mai	12-mai	16-mai	19-mai	23-mai	26-mai	30-mai	02-juin	06-juin	09-juin	13-juin	16-juin	20-juin
Heure du prélèvement	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Température air (°C)	32	18	16	17	18,5	nd	26	27	20	18,5	20,6	17,2	15
Température eau (°C)	19	19,1	17,6	18	19	19	19	19,2	20,6	19,9	18,8	19,3	18,1
Conductivité ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	631	635	611	619	624	711	620	615	640	625	625	627	700
Oxygène dissous (mg.L^{-1})	10,0	7,3	7,9	8,1	11,6	10,5	9,4	10,3	7,2	5,4	8,9	8,2	nd
Saturation (%)	108,0	78,9	83,0	87,0	120,0	114,2	105,0	108,0	81,8	61,8	96,0	90,0	nd
pH (u.pH)	8,04	7,9	8,05	8,06	8,29	8,15	8,06	8,12	8,08	8	8,1	8,02	8,1
Eh (mV)	180	120	115	135	202	160	198	118	164	209	230	165	nd
Turbidité (FNU)	14	25	9,6	11	11	36	14	21	4,9	14,2	20,1	14,3	18,5
Transparence (m)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

Sensée	Mai - juin 2011												
	09-mai	12-mai	16-mai	19-mai	23-mai	26-mai	30-mai	02-juin	06-juin	09-juin	13-juin	16-juin	20-juin
Heure du prélèvement	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Température air (°C)	32	18,3	16	17,2	18,5	nd	29	31	20	27,7	20,4	17,5	15,1
Température eau (°C)	19,7	19,8	18,4	18,9	19,2	19,5	19,6	19,7	21,2	20,7	20,1	20,5	19
Conductivité ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	549	530	508	508	495	567	504	497	509	497	490	489	535
Oxygène dissous (mg.L^{-1})	10,7	9,5	9,4	9,43	11,7	10,7	12,16	13,7	9,4	8,08	11,02	13,27	nd
Saturation (%)	115	104	120	100,5	126	120	133	140	106	88,3	123,1	148,5	nd
pH (u.pH)	8,05	8,07	8,02	8,03	7,93	7,97	8,03	8,13	8,01	8,05	8,19	8,09	8,07
Eh (mV)	151	157	128	140	162	163	146	126	164	191	180	180	nd
Turbidité (FNU)	14	16,3	17	19	15,8	17,7	11,7	17,4	8,9	25,3	13	17,4	20,5
Transparence (m)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

Scarpe	Mai - juin 2011												
	09-mai	12-mai	16-mai	19-mai	23-mai	26-mai	30-mai	02-juin	06-juin	09-juin	13-juin	16-juin	20-juin
Heure du prélèvement	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Température air (°C)	28,3	21,3	16	18,3	18,5	nd	31	30,3	19,9	28	23	16,6	15,6
Température eau (°C)	21,7	19,9	17,2	18,6	18,8	19	21	20,6	20,9	19,6	18,6	19,8	17,9
Conductivité ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	824	689	704	767	768	872	721	786	889	658	626	671	725
Oxygène dissous (mg.L^{-1})	8,9	6,7	6,2	6,9	8,3	6,4	10,18	11	4,18	7,06	9,02	7,3	9,03
Saturation (%)	105	72	65	73,8	88	68,3	114	nd	47,8	77,6	97,7	80,6	96
pH (u.pH)	7,96	7,9	7,81	7,87	7,97	7,92	7,94	8,21	7,74	7,94	7,94	7,9	8,04
Eh (mV)	102,8	125	108,7	135,4	114,8	195	127	123	117	148	140	153	nd
Turbidité (FNU)	5,7	10,1	11,8	8,7	7,4	9,92	7,89	7,07	5,8	13,3	11,1	13,6	14
Transparence (m)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

Septembre- Novembre 2011

Deûle	Septembre - Novembre 2011													
	28-sept	04-oct	07-oct	11-oct	14-oct	17-oct	19-oct	21-oct	24-oct	28-oct	02-nov	04-nov	07-nov	10-nov
Heure du prélèvement	nd	9:30	10:10	9:40	15:44	9:40	16:00	9:45	9:25	9:35	14:25	14:40	9:50	8:45
Température air (°C)	17,3	16,7	14,2	14,9	nd	12	15,1	7	7,6	13,6	nd	13,9	11,6	nd
Température eau (°C)	17,5	18,4	16,7	15,7	15,3	14	13,3	12,2	10,8	11,4	12,4	12,9	12,8	11,8
Conductivité (µS.cm ⁻¹)	704	721	718	694	710	733	726	735	741	749	770	767	755	768
Oxygène dissous (mg.L ⁻¹)	6,5	7,0	7,4	7,1	6,7	5,2	6,8	7,8	8,7	8,2	9,3	8,5	6,9	8,4
Saturation (%)	64,5	74,6	75,5	71,7	67,4	50,7	67,2	72,0	79,7	74,9	88,2	81,4	67,8	71,4
pH (u.pH)	7,83	7,78	7,85	7,86	7,88	7,77	7,75	7,88	8,03	7,93	7,98	8,02	7,91	7,85
Eh (mV)	212	200	231	194	250	227	nd	304	187	307	400	290	275	230
Turbidité (FNU)	12,4	17,5	22,4	8,2	8,88	nd	nd	22	15	45,6	15,8	14,5	10,9	21,6
Transparence (m)	nd	nd	nd	nd	0,9	0,7	nd	0,65	0,95	0,5	0,8	1	1	nd

Sensée	Septembre - Novembre 2011													
	28-sept	04-oct	07-oct	11-oct	14-oct	17-oct	19-oct	21-oct	24-oct	28-oct	02-nov	04-nov	07-nov	10-nov
Heure du prélèvement	nd	10:00	10:42	10:20	16:20	10:27	17:00	10:35	10:05	10:20	16:05	15:35	10:30	09:30
Température air (°C)	23,1	17,1	14,4	15,4	15	13,5	11,2	9	nd	11,2	nd	15,2	11,5	nd
Température eau (°C)	17,5	18,9	17,6	16,2	15,8	14,1	13,9	12,5	10,9	10,8	12	12,7	12,6	11,9
Conductivité (µS.cm ⁻¹)	513	526	534	541	551	573	584	587	595	612	630	627	632	645
Oxygène dissous (mg.L ⁻¹)	7,1	9,7	9,0	6,9	7,8	6,3	8,5	7,9	8,8	10,2	10,9	9,6	8,4	8,0
Saturation (%)	74,3	103,0	94,4	69,8	78,0	61,2	83,0	74,4	83,9	93,1	103,0	93,0	79,0	73,8
pH (u.pH)	7,76	7,74	7,74	7,78	7,83	7,85	7,8	7,91	8,08	8,08	8,07	8,07	7,99	7,88
Eh (mV)	207	250	254	188	272	277	nd	326	160	270	201	225	185	271
Turbidité (FNU)	33	13,7	12,5	8,2	14,1	19,9	nd	40,5	8,5	21,5	20,6	15	10,7	13,3
Transparence (m)	nd	nd	nd	nd	0,9	0,85	nd	0,65	1,1	0,7	0,55	1,1	1	nd

Scarpe	Septembre - Novembre 2011													
	28-sept	04-oct	07-oct	11-oct	14-oct	17-oct	19-oct	21-oct	24-oct	28-oct	02-nov	04-nov	07-nov	10-nov
Heure du prélèvement	nd	10:30	11:20	nd	17:00	11:05	17:42	11:20	10:51	11:00	17:00	16:10	11:05	10:00
Température air (°C)	21	16,7	13,2	15,5	15	nd	nd	11	11,2	12,6	nd	14	11,1	nd
Température eau (°C)	18,3	18,5	16,2	15,9	16,1	13,7	13,8	11,9	10,9	12,4	13,5	14,1	12,9	12,2
Conductivité (µS.cm ⁻¹)	783	809	820	726	895	765	923	830	819	806	905	880	777	838
Oxygène dissous (mg.L ⁻¹)	6,3	7,6	7,5	5,2	6,8	5,8	6,4	6,5	8,1	5,7	8,6	7,5	6,5	6,7
Saturation (%)	65,6	82,8	76,6	54,0	67,4	55,3	61,1	65,5	76,4	50,9	84,3	77,0	61,4	63,8
pH (u.pH)	7,76	7,77	7,81	7,52	7,67	7,78	7,67	7,84	7,93	7,86	7,92	7,95	7,86	7,85
Eh (mV)	170	200,5	215	220	260	275	nd	258	183	290	260	275	239	285
Turbidité (FNU)	8,5	9,92	12,3	13,8	10,2	12,7	nd	10,8	7,05	8,01	4,46	3,9	9,3	5,9
Transparence (m)	nd	nd	nd	nd	0,9	nd	nd	1	1,15	1,05	1,2	1,5	1	nd

Avril- mai 2012

Deûle	Avril - mai 2012												
	06-avr	10-avr	13-avr	16-avr	18-avr	20-avr	23-avr	25-avr	27-avr	30-avr	02-mai	04-mai	09-mai
Heure du prélèvement	9:05	9:45	9:35	9:30	16:00	10:30	9:37	15:00	9:25	9:55	14:15	10:15	13:40
Température air (°C)	10	9	10,3	11,3	10,9	10,7	10,7	11	10,9	14,9	13	12	nd
Température eau (°C)	12,1	11,5	11	10,3	10,2	10	10,7	11	11,7	12,5	13,7	13,6	14,4
Conductivité (µS.cm ⁻¹)	754	762	758	746	760	751	743	747	706	715	710	737	723
Oxygène dissous (mg.L ⁻¹)	14,1	8,4	10,1	10,4	12,1	11,9	13,9	13,1	13,0	10,8	9,6	7,0	8,5
Saturation (%)	131,0	79,0	92,7	94,1	111,6	109,2	128,0	122,2	124,0	104,3	92,9	68,4	83,0
pH (u.pH)	8,11	7,89	7,87	8,02	8,22	8,13	8,16	8,26	8,36	8,2	8,24	7,9	7,8
Eh (mV)	25	56	94	105	97	105	98	97	nd	210	136	149	129
Turbidité (FNU)	22	22,9	21	10,3	33	14	22,7	24,8	9,45	11,3	12,9	6,5	3
Transparence (m)	0,75	0,65	0,65	1	nd	0,7	0,7	nd	0,8	0,7	nd	>1	>1

Sensée	Avril - mai 2012												
	06-avr	10-avr	13-avr	16-avr	18-avr	20-avr	23-avr	25-avr	27-avr	30-avr	02-mai	04-mai	09-mai
Heure du prélèvement	10:05	10:45	11:13	10:20	17:00	11:23	10:15	16:15	10:20	12:05	15:15	11:40	14:20
Température air (°C)	nd	nd	10,4	7,8	8,8	10,4	9,8	10,5	12	nd	11,8	12	nd
Température eau (°C)	12	11,6	11,1	10,6	10,2	10,1	10,5	10,6	10,9	12,8	13,2	13	14,5
Conductivité (µS.cm ⁻¹)	632	622	623	622	619	618	613	604	597	588	562	577	577
Oxygène dissous (mg.L ⁻¹)	15,7	9,7	11,0	10,5	11,5	12,2	13,0	12,4	12,4	10,4	9,3	8,4	6,7
Saturation (%)	146,8	92,4	102,2	94,4	106,8	111,7	119,4	114,9	113,7	100,0	89,1	80,0	66,2
pH (u.pH)	8,15	8,04	8	8,05	7,86	7,96	7,97	8,12	8,23	8,16	8,11	8	nd
Eh (mV)	32	58	94	101	104	121	81	88	nd	142	146	135	119
Turbidité (FNU)	16,4	13,4	9,15	8,54	12	10,9	12,7	16,3	13,3	6,11	16,1	9	13,1
Transparence (m)	1	0,95	1	1	nd	0,9	0,9	nd	0,8	1,15	nd	1,1	1,2

Scarpe	Avril - mai 2012												
	06-avr	10-avr	13-avr	16-avr	18-avr	20-avr	23-avr	25-avr	27-avr	30-avr	02-mai	04-mai	09-mai
Heure du prélèvement	10:52	11:25	11:40	10:50	18:00	12:10	10:55	18:15	10:50	11:20	16:30	11:05	15:30
Température air (°C)	11	10,4	11,3	8,3	9,2	11	11	10,9	12,4	17,6	11,6	12	nd
Température eau (°C)	11,9	11,4	10,9	10,6	10,5	10,8	11,5	11,5	12,9	14,5	14	13,7	16,1
Conductivité (µS.cm ⁻¹)	921	992	833	847	905	939	870	876	898	853	844	855	915
Oxygène dissous (mg.L ⁻¹)	13,7	8,3	1,5	11,0	12,1	3,5	12,7	12,0	12,3	10,1	7,6	6,5	8,5
Saturation (%)	127,5	78,0	13,5	98,3	112,9	32,0	118,0	113,0	117,0	95,4	74,0	64,0	87,6
pH (u.pH)	8,12	7,87	7,28	7,94	8,12	7,38	8,06	7,87	8,18	8,06	7,83	7,72	46mv
Eh (mV)	52	-50	76	115	109	97	86	101	nd	102	153	143	126
Turbidité (FNU)	33	6,88	33,8	7,43	8,2	26,8	11	11,2	10,4	9,81	10,4	8,5	8,24
Transparence (m)	0,95	0,9	0,3	1	nd	0,35	0,75	nd	0,75	0,75	nd	0,87	0,9

Annexe 2.2 : Valeurs de l'indice OWCTU calculé dans les eaux de surface des canaux au cours des campagnes de 2011 et 2012

Valeurs en italique = OWCTU supérieur à 1

		<i>Sensée</i>	<i>Deûle</i>	<i>Scarpe</i>
Mai-juin 2011	09-mai-11	1,92	1,16	0,78
	12-mai-11	1,36	1,19	0,83
	16-mai-11	0,58	1,02	0,72
	19-mai-11	0,35	1,89	0,61
	23-mai-11	0,76	0,90	0,82
	26-mai-11	0,69	2,43	1,08
	30-mai-11	0,58	1,81	1,41
	02-juin-11	0,65	2,12	0,97
	06-juin-11	2,77	2,15	0,87
	09-juin-11	1,32	2,67	4,28
	13-juin-11	0,88	2,13	0,65
	16-juin-11	0,82	1,17	0,60
	20-juin-11	0,69	1,19	1,25
Octobre- novembre 2011	28-sept-11	0,37	2,67	1,43
	04-oct-11	0,55	3,01	2,36
	07-oct-11	0,30	2,21	1,53
	11-oct-11	0,53	2,24	1,26
	14-oct-11	0,59	2,13	1,37
	17-oct-11	0,39	1,92	1,22
	21-oct-11	0,65	1,93	1,34
	24-oct-11	0,44	1,63	1,10
	28-oct-11	0,27	0,52	1,35
	02-nov-11	0,51	1,94	0,89
	04-nov-11	0,75	2,64	0,79
07-nov-11	1,23	1,69	0,87	
Avril-mai 2012	6-avr.-12	2,16	1,11	0,91
	10-avr.-12	0,38	0,98	0,50
	13-avr.-12	0,48	2,96	1,89
	16-avr.-12	1,11	1,31	0,53
	20-avr.-12	0,73	1,00	0,81
	23-avr.-12	0,30	0,93	0,55
	27-avr.-12	0,44	1,02	0,71
	30-avr.-12	0,40	1,06	0,70
	4-mai-12	0,40	1,01	0,85
9-mai-12	0,44	1,04	0,50	
	moyenne	0,77	1,68	1,10
	maximum	2,77	3,01	4,28
	minimum	0,27	0,52	0,50

Annexe 2.3 : Limites de quantification (Géosystèmes) des ETM, concentrations moyennes et maximales mesurées dans les canaux au cours des trois campagnes par comparaison avec les NQE définies pour les substances de l'état chimique (a) et les substances de l'état écologique (b)

(a)

Substances de l'état chimique- catégorie métaux lourds

Deûle	Quantifications		Concentrations moyennes			Concentrations maximales			Etat final
	LQ ppb	nombre	NQE MA	Valeur	Etat	NQE CMA	Valeur	Etat	
Cd	0,01	35	0,25	0,38		1,5	0,91		Mauvais
Pb	0,05	35	7,2	10,36			19,67		
Hg	non dosé		0,05	n.d.		0,07	n.d.		
Ni	0,1	35	20	3,78			9,66		
Sensée									Bon
Cd	0,01	35	0,25	0,16		1,5	0,53		
Pb	0,05	35	7,2	3,74			3,74		
Hg	non dosé		0,05	n.d.		0,07	n.d.		
Ni	0,1	35	20	2,25			2,25		
Scarpe									Mauvais
Cd	0,01	35	0,25	0,30		1,5	0,95		
Pb	0,05	35	7,2	5,90			25,13		
Hg	non dosé		0,05	n.d.		0,07	n.d.		
Ni	0,1	35	20	4,48			19,82		

(b)

Substances de l'état écologique - polluants spécifiques non synthétiques

Deûle	Quantifications		Concentrations moyennes				Etat final
	LQ ppb	nombre	NQE MA	bdf	valeur	Etat	
Zn	0,5	35	7,8+bdf	3,0	38,3		Mauvais
Cu	0,1	35	1,4+bdf	0,7	3,2		
Cr	0,1	35	3,4+bdf	0,2	1,6		
As	0,1	25	4,2+bdf	0,2	0,8		
Sensée							Mauvais
Zn	0,5	35	7,8+bdf	3,0	9,8		
Cu	0,1	35	1,4+bdf	0,7	2,4		
Cr	0,1	35	3,4+bdf	0,2	1,1		
As	0,1	25	4,2+bdf	0,2	0,6		
Scarpe							Mauvais
Zn	0,5	35	7,8+bdf	3,0	31,2		
Cu	0,1	35	1,4+bdf	0,7	2,6		
Cr	0,1	35	3,4+bdf	0,2	1,3		
As	0,1	25	4,2+bdf	0,2	0,9		

Annexe 2.4 : analyses taxonomiques du phytoplancton : résultats des comptages cellulaires en cell.mL⁻¹, d'après Nouchet, 2011 et 2012

	cell.mL ⁻¹	Cyanobactéries	Chlorophytes	Diatomées	Cryptophytes	Autres
Deûle	16 mai 2011	146	7571	1098	190	0
	20 juin 2011	260	13705	1078	597	13
	30 août 2011	1571	6280	719	431	18
	28 septembre 2011	1557	4831	399	664	21
	20 avril 2012	0	4564	8821	274	411
	27 avril 2012	3432	5840	9083	220	376
	4 mai 2012	446	3990	1966	68	38
	14 mai 2012	70	2667	339	233	45

	cell.mL ⁻¹	Cyanobactéries	Chlorophytes	Diatomées	Cryptophytes	Autres
Sensée	16 mai 2011	0	21441	2401	868	0
	20 juin 2011	594	23125	3218	1237	150
	30 août 2011	7953	14996	1049	443	75
	28 septembre 2011	3591	17490	1779	378	72
	20 avril 2012	1913	6003	3149	263	660
	27 avril 2012	1479	5818	2159	251	383
	4 mai 2012	210	6018	843	24	14
	14 mai 2012	200	6402	1285	52	6

	cell.mL ⁻¹	Cyanobactéries	Chlorophytes	Diatomées	Cryptophytes	Autres
Scarpe	16 mai 2011	0	6334	0	539	77
	20 juin 2011	257	11211	994	1183	13
	30 août 2011	3765	12823	2815	961	65
	28 septembre 2011	319	2988	1871	536	14
	20 avril 2012	4 368	2 088	5549	51	34
	27 avril 2012	1 560	4 965	9087	1249	314
	4 mai 2012	937	3 108	4069	188	230
	14 mai 2012	71	5 530	4768	816	125

Annexe 2.5 : Concentrations labiles mesurées par DGT dans la colonne des canaux et pourcentages de labilité, pour la Scarpe en mai 2011 (a) et pour les trois canaux en avril 2012 (b)**(a) Résultats des DGT déployés dans la Scarpe en mai 2011**

<i>Scarpe</i>	<i>Unité</i>	<i>Date (2011)</i>	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	Fe
[libre DGT]	$\mu\text{g.L}^{-1}$	9-mai	0,11	0,8	1,0	27	0,11	0,6	10
[Total dissous]			0,55	3,3	2,7	32	0,19	4,2	104
% labilité			20	25	37	86	58	14	10
[libre DGT]	$\mu\text{g.L}^{-1}$	12-mai	0,09	0,6	0,7	23	0,12	0,9	10
[Total dissous]			0,53	2,5	6,0	32	0,22	3,1	83
% labilité			17	25	12	71	52	28	12
[libre DGT]	$\mu\text{g.L}^{-1}$	16-mai	0,14	1,1	1,0	27	0,10	1,0	17
[Total dissous]			0,50	3,1	2,1	36	0,18	3,8	108
% labilité			27	36	49	75	59	25	16
[libre DGT]	$\mu\text{g.L}^{-1}$	19-mai	0,11	0,6	0,8	14	0,06	0,7	9
[Total dissous]			0,41	2,3	1,3	25	0,14	3,5	77
% labilité			26	26	61	57	46	21	12
[libre DGT]	$\mu\text{g.L}^{-1}$	23-mai	0,09	0,9	0,7	18	0,05	0,5	12
[Total dissous]			0,53	3,5	2,4	36	0,23	4,4	108
% labilité			17	27	32	50	22	12	11
[libre DGT]	$\mu\text{g.L}^{-1}$	26-mai	0,08	0,6	0,4	11	0,04	0,4	11
[Total dissous]			0,53	5,5	4,1	37	0,21	5,7	72
% labilité			16	11	10	30	18	7	15

(b) Résultats des DGT déployés dans les trois canaux en avril 2012

18-25 avril 2012		Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
[libre DGT] $\mu\text{g.L}^{-1}$	Deûle	0,05	0,03	0,9	0,5	6	0,02	0,3
[Total dissous] $\mu\text{g.l}$		1,8	1,00	4,2	2,9	42	0,30	6,5
% labilité		3	3	21	17	13	6	4
[libre DGT]	Sensée	0,1	0,05	1,1	0,7	10	0,32	0,3
[Total dissous]		0,6	0,80	2,4	4,7	10	0,15	3,2
% labilité		18	6	44	15	107	211	9
[libre DGT]	Scarpe	0,1	0,11	1,2	0,6	11	0,03	0,1
[Total dissous]		5,4	1,20	5,4	2,4	21	0,30	3,0
% labilité		2	9	22	27	52	10	5

Annexe 2.6 : Taux de survie (a), taux d'alimentation et d'inhibition du comportement alimentaire (b) et dosages de l'ACHe (c) obtenus à partir des mesures sur *G. fossarum* engagés au cours des trois campagnes d'exposition de 2011 et 2012

(a) Taux de survie

	Taux de survie %							
	Mai 2011		Octobre 2011		Avril 2012			
	T1	T2	T1	T2	T1	T2	T1	T2
					Bourbre		Rhônelle	
Deûle	86,7	80	98	93	97	85	100	98
Sensée	92,5	87,5	94	93	98	84	96	89
Scarpe	-	-	98	94	97	81	95	91

(b) Taux d'alimentation ou Feeding Rate (FR) et Facteur d'inhibition (FI)

	Campagne	Canal	FR mesuré	FR prédit	FI %	Significativité du test de vraisemblance (5%)
			mm ² .gam ⁻¹ .j ⁻¹	mm ² .gam ⁻¹ .j ⁻¹		
T1	Mai 2011	Sensée	35,1	38,9	9,7	non
		Deûle	26,0	37,5	30,9	non
		Scarpe	-	-	-	-
	Octobre 2011	Sensée	27,8	25,3	-9,9	non
		Deûle	27,8	24,9	-11,7	non
		Scarpe	33,2	25,5	-30,1	non
	Avril 2012 Bourbre	Sensée	12,6	22,6	44,3	oui
		Deûle	13,4	22,8	41,0	oui
		Scarpe	18,7	24,4	23,1	oui
	Avril 2012 Rhônelle	Sensée	10,0	22,6	55,9	oui
		Deûle	8,1	22,8	64,4	oui
		Scarpe	17,6	24,4	27,7	oui

	Campagne	Canal	FR mesuré	FR prédit	FI %	Significativité du test de vraisemblance (5%)
			mm ² .gam ⁻¹ .j ⁻¹	mm ² .gam ⁻¹ .j ⁻¹		
T2	Mai 2011	Sensée	36,5	38,5	5,2	non
		Deûle	32,5	37,2	12,6	non
		Scarpe	-	-	-	-
	Octobre 2011	Sensée	30,1	24,5	-22,9	non
		Deûle	28,2	25,2	-11,7	non
		Scarpe	22,5	27,5	18,2	oui
	Avril 2012 Bourbre	Sensée	13,7	25,4	46,1	oui
		Deûle	15,2	26,1	41,8	oui
		Scarpe	17,6	28,3	37,8	oui
	Avril 2012 Rhônelle	Sensée	15,7	25,4	38,3	oui
		Deûle	19,4	26,1	25,7	oui
		Scarpe	28,4	28,3	-0,2	non

(c) Dosages de l'activité AChE chez les gammarex

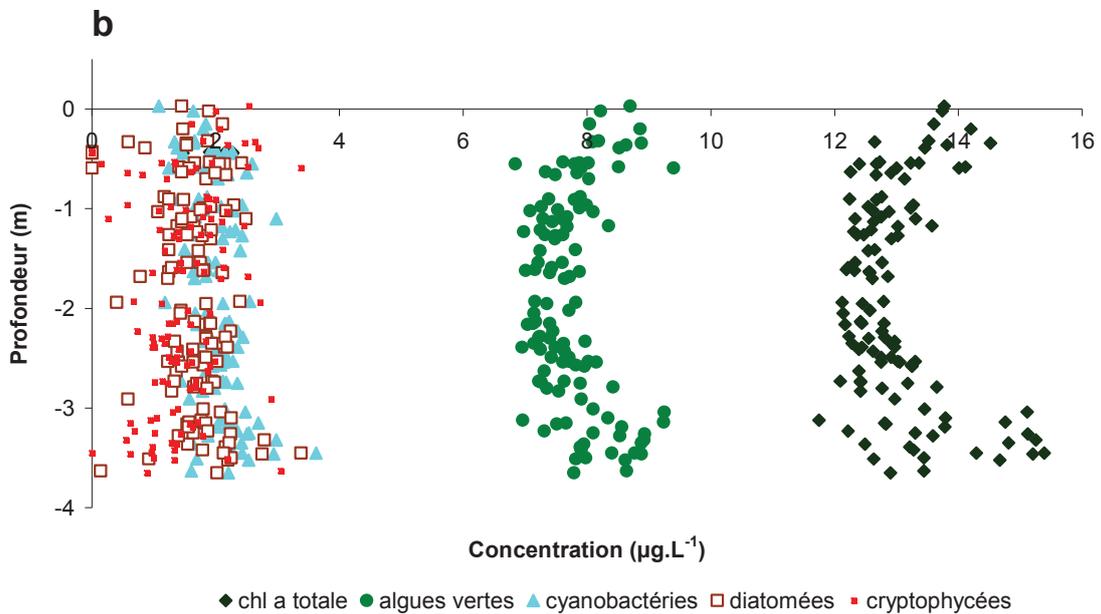
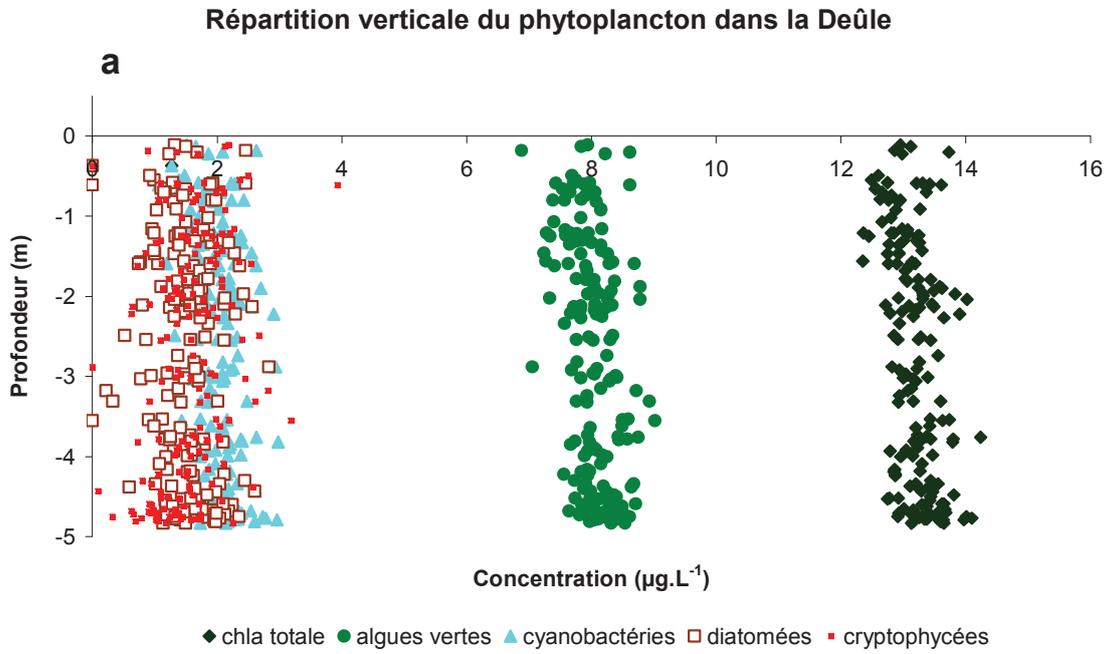
AChE (nmol.L ⁻¹)	Sensée		Deûle		Scarpe	
	Moyenne	écart-type	Moyenne	écart-type	Moyenne	écart-type
Mai 2011	8,4	0,6	9,1	1,0	-	-
Octobre 2011	10,0	0,6	10,8	0,6	10,0	0,8
Avril 2012 Bourbre	5,7	0,5	7,3	0,5	6,8	0,6
Avril 2012 Rhônelle	5,2	0,7	6,6	0,5	6,0	1,3

Annexe 2.7 : concentrations en ETM mesurées dans les gammars avant exposition (T0), après une semaine (T1) et deux semaines (T2) d'exposition dans les canaux pour chaque campagne

			Cu	Zn	Cd	Pb	Co	Cr	
Rhône	To	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	43,30	41,67	0,09	0,20	0,17	0,09	
Bourbre	To		54,05	41,11	0,08	0,26	0,17	0,14	
Seuil contamination			73,90	84,70	0,30	0,40	0,50	0,90	
Mai 2012	Deûle	T1	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	58,02	54,30	0,23	3,48	0,29	0,73
	Deûle	T2		66,38	51,17	0,17	3,69	0,22	0,80
	Sensée	T1		55,10	48,61	0,13	2,35	0,37	0,56
	Sensée	T2		61,39	44,59	0,13	1,22	0,26	0,63
octobre 2011	Deûle	T1	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	55,64	69,21	0,17	3,44	0,28	1,20
	Deûle	T2		58,23	48,30	0,10	1,26	0,21	0,76
	Sensée	T1		61,15	52,10	0,11	2,41	0,36	0,75
	Sensée	T2		55,36	46,10	0,08	1,51	0,26	0,58
	Scarpe	T1		64,98	58,11	0,15	1,63	0,26	0,79
	Scarpe	T2		63,19	53,13	0,13	1,52	0,22	0,73
Avril 2012	Deûle Bourbre	T1	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	55,87	46,88	0,18	2,42	0,28	0,37
	Deûle Bourbre	T2		70,76	57,29	0,16	1,68	0,25	0,23
	Deûle Rhône	T1		59,65	63,77	0,40	3,09	0,30	0,52
	Deûle Rhône	T2		71,42	66,75	0,25	4,31	0,30	0,59
	Sensée Bourbre	T1		60,05	43,09	0,10	1,51	0,34	0,33
	Sensée Bourbre	T2		63,42	47,00	0,07	0,62	0,29	0,17
	Sensée Rhône	T1		56,21	51,05	0,13	2,76	0,46	0,60
	Sensée Rhône	T2		55,41	56,23	0,12	2,44	0,44	0,82
	Scarpe Bourbre	T1		59,71	47,90	0,42	1,64	0,31	0,34
	Scarpe Bourbre	T2		68,09	49,71	0,45	1,25	0,26	0,25
	Scarpe Rhône	T1		55,85	56,27	0,70	2,30	0,36	0,42
	Scarpe Rhône	T2		64,77	52,61	0,46	1,78	0,38	0,20

Annexe 3 : Illustration de la répartition verticale hétérogène du phytoplancton dans le canal de la Deûle

Profils enregistrés par le fluoroprobe le 30 août dans la Deûle à 10h30 (a) et à 10h50 (b)



Annexe 4 : Étude de l'impact de la navigation sur les valeurs de l'IBD appliqué en milieu canalisé (poster et communication orale présentés lors du colloque de l'ADLaF en Septembre 2011 à Boulogne-sur-Mer)

1. Introduction

En 2010, une étude préliminaire menée par l'Agence de l'Eau (non publiée) portant sur l'ensemble des stations du bassin Artois-Picardie a mis en évidence que la qualité physico-chimique et les notes IBD étaient systématiquement plus mauvaises en canaux qu'en rivières. Les sédiments du bassin étant fortement chargés en phosphore, l'hypothèse d'une origine sédimentaire par remise en suspension et relargage de cet élément dans les eaux de surface des canaux via le trafic fluvial est suggérée. Les canaux constituent en effet un moyen de transport commercial conséquent et en 2011, environ 12 Mt de marchandises ont transité en Nord-Pas de Calais (VNF, 2011). Pour compléter cette première étude, un nouvel examen des données des stations en milieu canalisé a été effectué afin de déterminer si la navigation et/ou le gabarit pouvaient avoir une influence sur la composition des peuplements diatomiques et la valeur de l'IBD.

2. Matériel et méthodes

2.1. Définition des sites d'études pour la base de données

L'étude a porté sur 78 stations situées en milieu canalisé du bassin ayant fait l'objet d'un suivi de la qualité biologique (IBD) et physico-chimique en 2007, 2008 et 2009. Le même prestataire ayant assuré systématiquement les analyses diatomiques ou chimiques au cours de ces trois années, on peut exclure un biais « opérateur » et ainsi réduire l'erreur analytique associée.

A chaque canal a été attribué un indice de navigation et un indice de gabarit, dont la valeur est comprise entre 0 et 3 (Tableau 1).

Tableau 1 : valeurs et définitions des codes gabarit et navigation attribuées aux canaux du bassin

* correspond à une rivière aménagée et canalisée ne faisant pas l'objet de navigation

Code gabarit	Valeur	Code navigation
pas de gabarit*	0	non navigué
petit gabarit (freycinet)	1	plaisance
moyen gabarit	2	usage économique
grand gabarit	3	

2.2. Traitement des résultats

Les résultats ont été analysés par le biais d'analyses statistiques, ACP et ANOVA, exécutées à l'aide du logiciel Minitab. Une carte du bassin représentant les indices de gabarit et de navigation a été établie avec l'aide de l'AEAP et VNF (Figure 1).

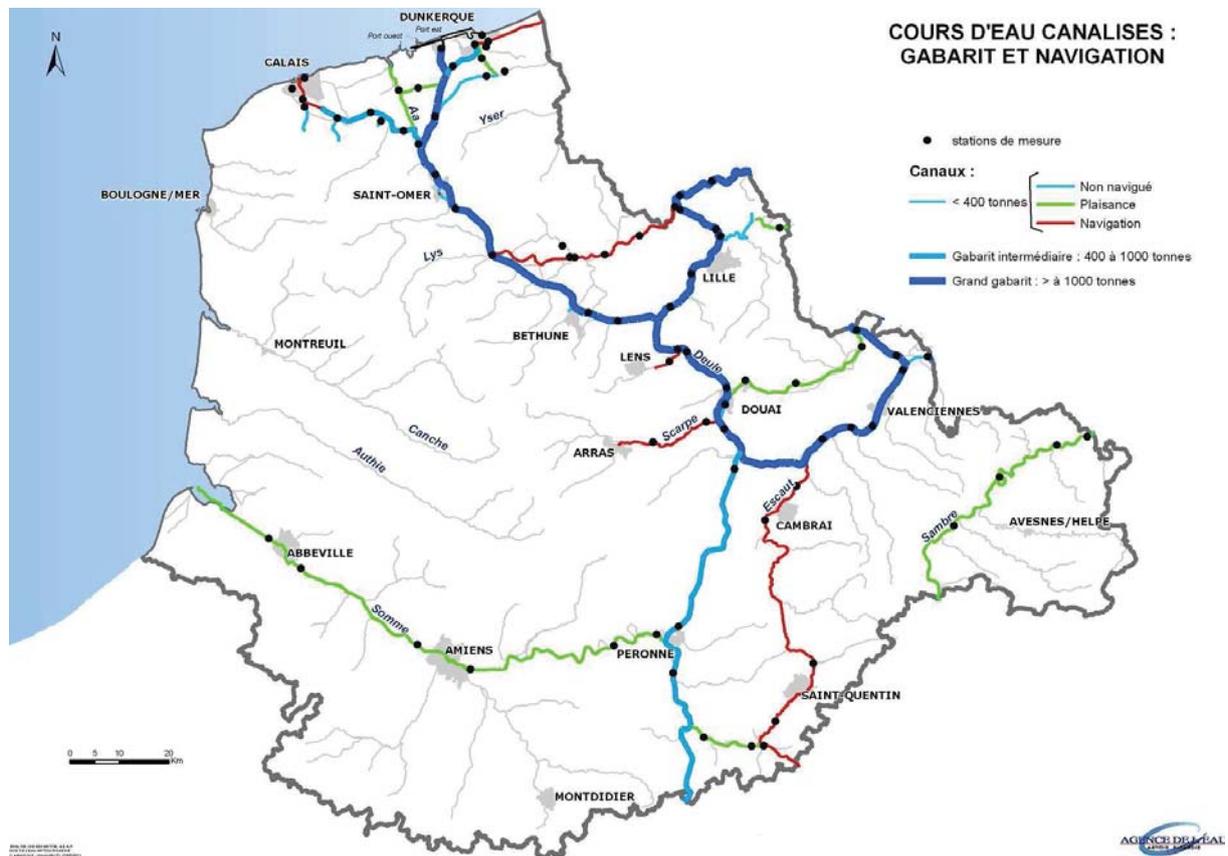


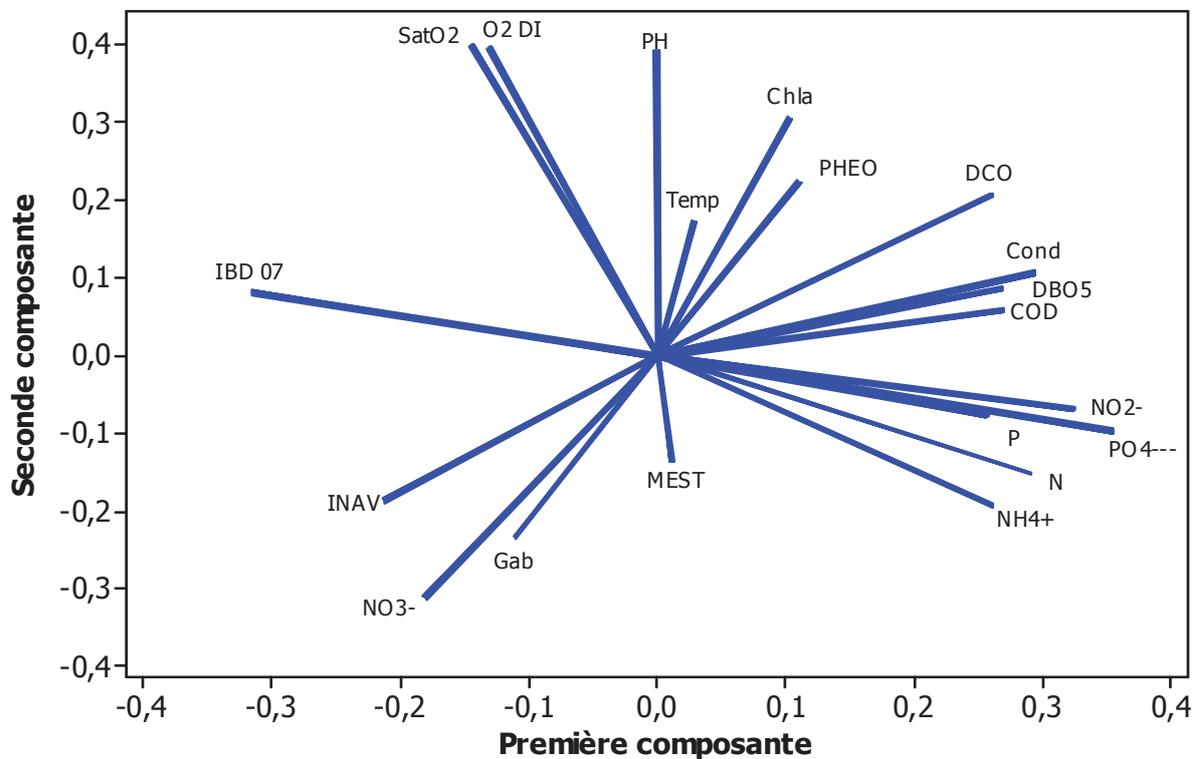
Figure 1 : gabarit et navigation sur les canaux du bassin Artois-Picardie

3. Résultats

3.1. Traitement statistique

Les données biologiques (IBD), physico-chimiques et chimiques, et les indices de gabarit et de navigation attribués à chaque milieu, ont été traités par ACP. Les résultats sont globalement identiques pour les trois années étudiées, et mettent en évidence une opposition entre l'IBD, les nutriments (à l'exception des nitrates) et la matière organique : le 1^{er} axe traduit en effet la qualité générale de l'eau, en opposition avec les valeurs de l'IBD. L'axe 2 traduit un phénomène de consommation par le phytoplancton, en opposant la Chlorophylle *a* aux nitrates (Figure 2), tandis que le 3^{ème} axe présente une corrélation positive entre le gabarit des canaux, la fréquence du trafic fluvial, et le taux de matières en suspension. Ces résultats confirment une influence du trafic fluvial sur la physico-chimie des canaux, mais l'ACP ne

permet pas d'établir de corrélation significative entre les notes IBD et les deux indices liés à la navigation.



Abréviations : INAV = indice de navigation ; Gab = indice de gabarit ; PHEO = phéopigments ; Temp = température ; Cond = conductivité ; COD = carbone organique dissous ; sat O2 = saturation en oxygène dissous

Figure 2 : Analyse en Composantes Principales illustrant la répartition des variables mesurées sur les 78 stations « canaux » en 2007

Les résultats des ANOVA sont également reproductibles d'une année sur l'autre et présentent des résultats significatifs pour les trois années étudiées ($p < 5\%$), entre IBD et indices de gabarit, ainsi qu'entre IBD et indices de navigation (Tableau 2), indiquant que la navigation et le gabarit des canaux ont bien un impact sur la valeur des notes IBD.

Tableau 2 : Résultats des analyses ANOVA effectuées en 2007, 2008 et 2009 à partir des notes IBD et des indices gabarit/navigation

		IBD 2007	IBD 2008	IBD 2009
Indice gabarit	f	7,07	8,96	5,11
	p	<0,1%	<0,1%	3%
Indice navigation	f	11,68	11,29	6,67
	p	<0,1%	<0,1%	2%

La valeur des notes IBD étant déterminée sur la base de la composition taxonomique du prélèvement, un impact de la navigation au niveau des listes floristiques a été investigué.

3.2. Etude de la composition floristique

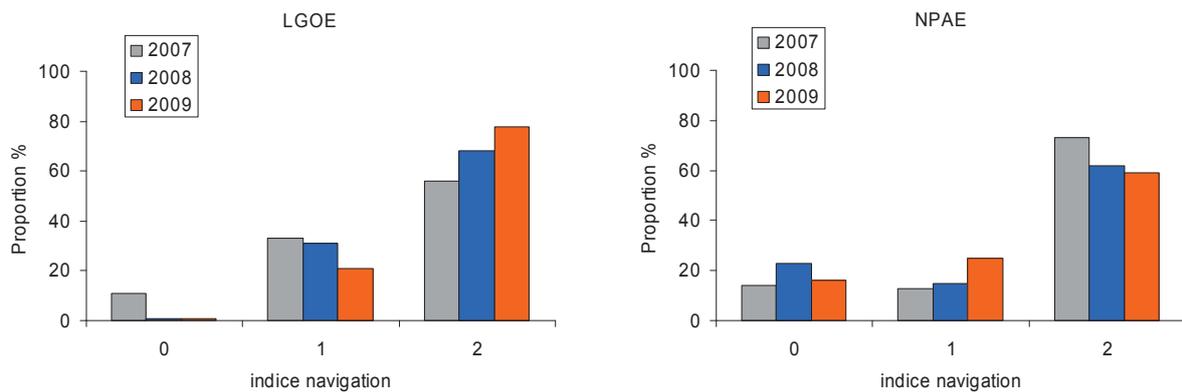
En raison du nombre de taxons diatomiques très important (450 à plus de 500 espèces contribuant au calcul de l'indice), la composition floristique de l'IBD a été examinée au travers d'espèces cibles, comme les diatomées *Luticola goeppertiana* (LGOE) et *Nitzschia palea* (NPAE). La première est réputée aérophile et assez résistante à la pollution et pourrait donc être favorisée par le batillage, tandis que la seconde est considérée comme indicatrice des zones d'autoépuration. D'autres espèces plutôt indicatrices de qualité des eaux ont également été étudiées, d'après les profils écologiques définis in Agences de l'Eau et Cemagref (2000):

- des espèces polluo-sensibles : *Navicula cryptotenella* (NCTE), *Achnantheidium minutissimum* (ADMI), *Navicula tripunctata* (NTPT), *Amphora pediculus* (APED) et *Rhoicosphenia abbreviata* (RABB),
- des taxons polluo-résistants : *Nitzschia palea* (NPAL) et *Nitzschia amphibia* (NAMP) et *Cocconeis placentula* (CPL),
- quelques espèces planctoniques : *Aulacoseira granulata* (AUGR), *Stephanodiscus hantzschii* (SHAN), *Stephanodiscus hantzschii tenuis* (SHTE) et *Melosira varians* (MVAR),
- une espèce à la fois planctonique et benthique, *Cyclotella meneghiniana* (CMEN).

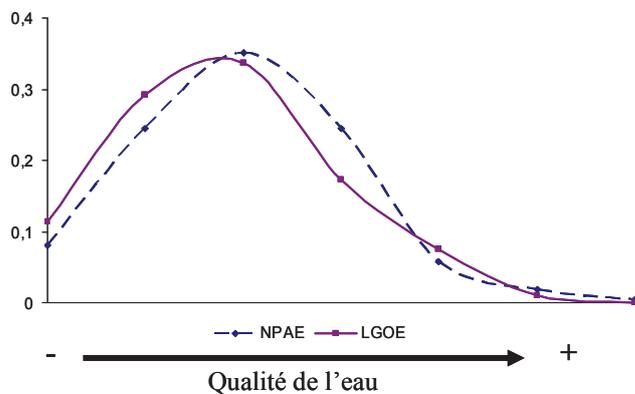
Le but est ici de déterminer si la composition diatomique varie selon l'importance de la navigation dans les canaux. Les proportions de ces taxons par indice de navigation ont donc été calculées pour les trois années.

Les proportions de LGOE et NPAE sont abondantes et même majoritaires dans les canaux navigués (indice 2 > 60%), et au contraire peu abondantes dans les canaux non navigués ou faisant l'objet d'une navigation de plaisance (Figure 3a). Les profils écologiques de ces deux espèces sont assez semblables, et de forme excentrée vers la gauche, indiquant que ces taxons sont plutôt présents dans les milieux de qualité d'eau médiocre (Figure 3b). Leur forte présence dans les canaux navigués tend donc à influencer la note IBD de façon négative.

a)



b)

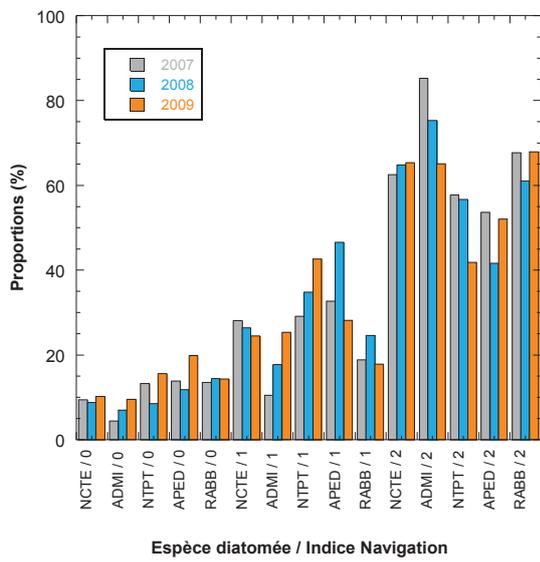


Avec les indices de navigation : 0 = non navigué ; 1 = plaisance ; 2 = navigation à usage commercial

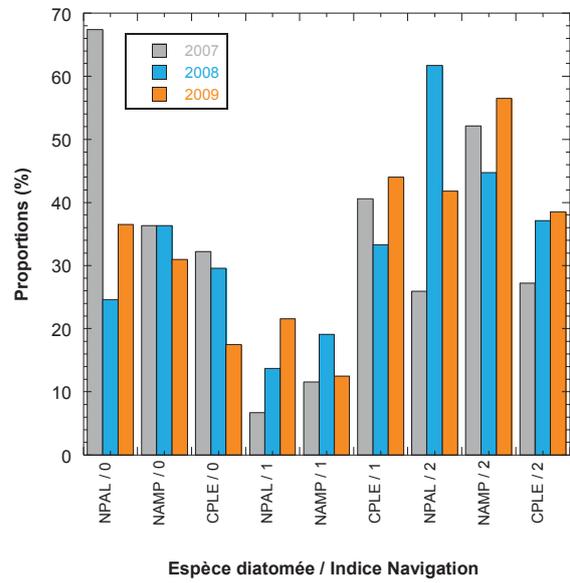
Figure 3 : a) Histogramme des abondances de la diatomée LGOE (*Luticola Goeppertiana*) et NPAE en fonction de l'indice de navigation et de l'année ; b) profil écologique des 2 espèces

Les espèces NCTE, ADMI, NTPT, APED et RABB semblent elles-aussi être fortement impactées par la navigation (Figure 4a), et sont également majoritairement présentes dans les milieux navigués pour le commerce (indice 2 > 60 %). Contrairement à LGOE et NPAE, ces espèces sont des indicatrices de milieux mésotrophes et sont de type polluo-sensibles. Leur présence tend donc plutôt à influencer l'IBD vers des notes positives.

(a)



(b)



Avec les indices de navigation : 0 = non navigué ; 1 = plaisance ; 2 = navigation à usage commercial

Figure 4 : histogramme des abondances des diatomées NCTE, ADMI, NTPT, APED et RABB (a) et de NPAL, NAMP et CPLE (b) dans les canaux en fonction de l'indice de navigation et de l'année

Au contraire, les espèces résistantes à la pollution ne présentent pas de répartition liée à l'intensité de la navigation sur l'ensemble de stations (Figure 4b). A titre d'exemple, NPAL est présente à 43 % à la fois dans les canaux non navigués (indice 0) et dans les canaux navigués à usage commercial (indice 2).

Concernant les espèces planctoniques, on constate que la présence d'AUGR, SHAN et MVAR est également liée à l'intensité de la navigation (Figure 5a), mais que SHTE et CMEN ont une répartition dans les canaux indépendante du trafic fluvial (5b). Les profils écologiques de AUGR et SHAN sont de type résistant à la pollution, tandis que MVAR est une espèce qui y est sensible (Figure 5c). Une nouvelle fois, on constate que la navigation peut influencer à la fois des taxons polluo sensibles ou polluo résistants et donc jouer de façon positive ou négative sur la valeur finale de la note IBD.

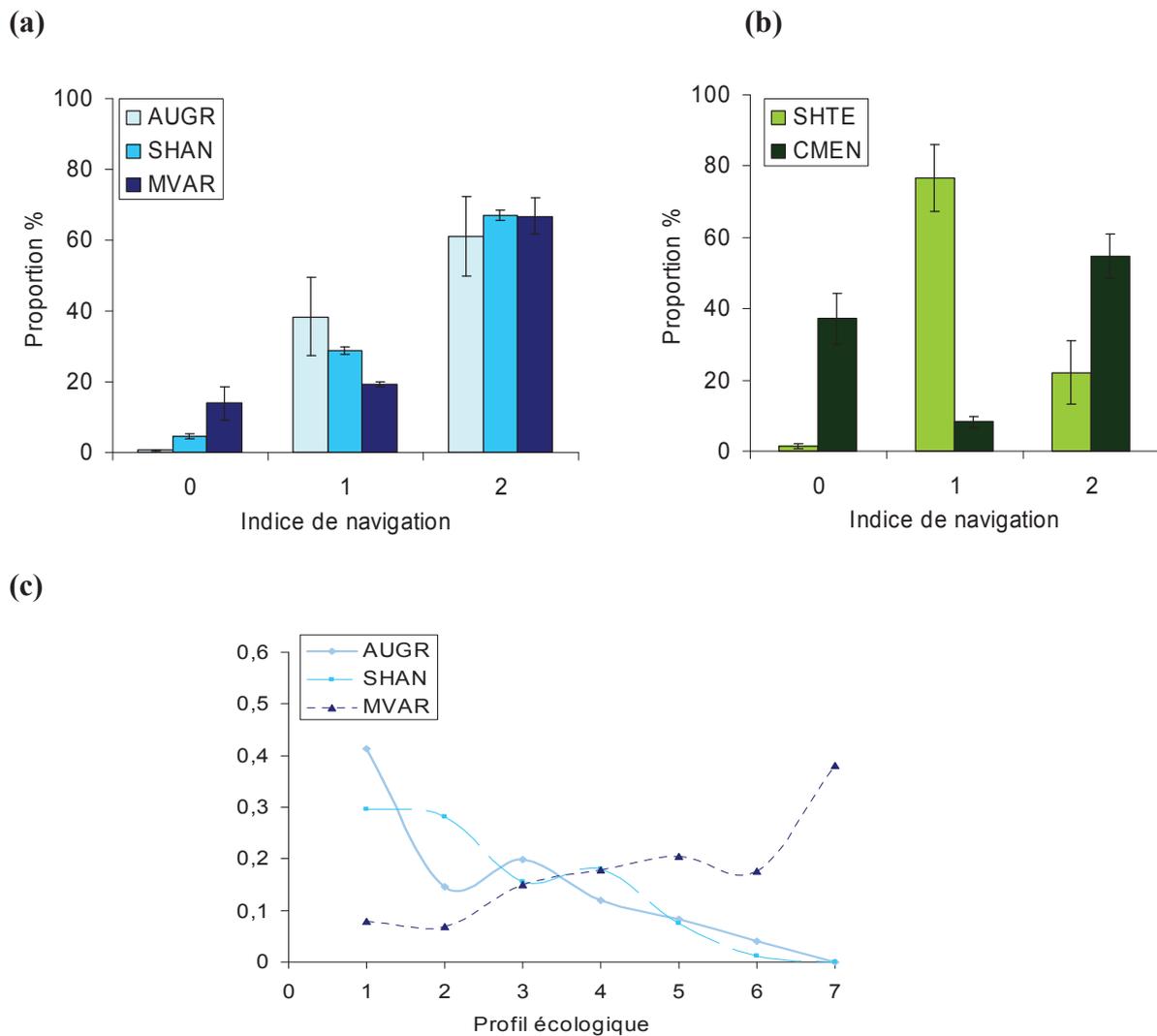


Figure 5 : histogramme des abondances des diatomées AUGR, SHAN, MVAR (a), SHTE et CMEN (b) dans les canaux en fonction de l'indice de navigation et moyennées sur les trois années et profils écologiques de AUGR, SHAN et MVAR (c)

Ainsi, la navigation semble avoir un impact sur la composition diatomique des canaux. La navigation peut favoriser des taxons à forte affinité pour l'oxygène dissous du fait du brassage et de l'oxygénation des eaux (ex. ADMI), ces taxons contribuant à faire augmenter l'IBD. Elle peut dans le même temps favoriser des taxons aérophiles du fait du batillage (ex. LGOE) qui par leur caractère polluo-résistant vont contribuer à diminuer la note IBD.

Au final, la navigation peut favoriser à la fois des espèces qui peuvent augmenter ou baisser la note IBD.

4. Conclusion

Cette étude démontre que l'IBD est influencé de façon significative par la navigation et par le gabarit des canaux. Il est possible que la navigation agisse en favorisant la présence de certaines espèces diatomiques. Cependant, cette étude ne permet pas de savoir si dans l'ensemble, les taxons favorisés vont influencer positivement ou négativement les valeurs de l'IBD. Une étude plus poussée serait donc nécessaire afin de déterminer quel réel impact peut avoir la navigation sur les taxons diatomiques. Enfin, si cet impact est important, il sera peut-être envisageable de définir une grille d'évaluation de la qualité de l'eau spécifique aux canaux, et de compléter cette étude par une analyse des diatomées du phytoplancton, dont un indice est actuellement en cours de définition.

Bibliographie

Agences de l'Eau et CEMAGREF, 2000. Guide méthodologique pour la mise en œuvre de l'Indice Biologique Diatomées, éd. Les Agences de l'Eau, 340 p.

VNF, 2011. Observatoire régional du transport fluvial, bassin du Nord-Pas de Calais, rapport annuel 2011, Voies Navigables de France, direction régionale du Nord Pas de Calais, Lille, 48 p.

Annexe 5 : Publication scientifique

Prygiel E, Charriau A, Descamps R, Prygiel J, Ouddane B, Billon, G. 2013 Efficiency evaluation of an algistatic treatment based on barley straw in a hypertrophic pond. Journal of Environmental Engineering and Landscape Management, doi: 10.3846/16486897.2013.801847

(TEEL)artides/TEEL801847/TEEL_A_801847_O3d[x] 27-06-2013 3:1:46



JOURNAL OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING AND LANDSCAPE MANAGEMENT

ISSN 1648-6897 print/ISSN 1822-4199 online

2013 Volume 00(00): 1-13

doi: 10.3846/16486897.2013.801847

EFFICIENCY EVALUATION OF AN ALGISTATIC TREATMENT BASED ON BARLEY STRAW IN A HYPERTROPHIC POND

Emilie Prygiel^a, Adeline Charriau^{a,b}, Romain Descamps^a, Jean Prygiel^{a,c},
Baghdad Ouddane^a, Gabriel Billon^a

^aGéosystèmes, UMR 8217 CNRS – University Lille 1, Villeneuve d'Ascq, France

^bResearch Group on Water, Soil and the Environment EA 4330, Faculty of Sciences and Technology,
University of Limoges, France

^cArtois-Picardie Water Agency, Douai, France

Submitted 16 Oct. 2012; accepted 30 Apr. 2013

AQ1

Abstract. Eutrophication processes were closely examined in a hypertrophic pond that was subjected to a barley straw treatment to inhibit cyanobacteria blooms. A phytoplankton activity was present from February to November 2010 with Chlorophyll *a* concentrations that ranged between 8 and 83 $\mu\text{g L}^{-1}$. The good oxygenation of the pond provided by primary production all along the year seems to maintain an oxic layer at the top of the sedimentary column. A high-frequency monitoring of algal development pointed out the end of the diatom bloom at the end of April and the growth of green algae from beginning of May. One month later, the development of cyanobacteria supplanted other algae several times. The implementation of barley straw does not seem to hinder the growth of cyanobacteria in June, August and September and do not promote the development of other algae potentially favoured by such a treatment. As a consequence, a barley straw treatment does not seem to be really appropriate for this kind of ponds in Northern France and more tests should still be undertaken to prove its real efficiency.

Keywords: eutrophic pond; sediment; nutrients; phytoplankton; environment monitoring; barley straw.

Reference to this paper should be made as follows: Prygiel, E.; Charriau, A.; Descamps, R.; Prygiel, J.; Ouddane, B.; Billon, G. 2013. Efficiency evaluation of an algistatic treatment based on barley straw in a hypertrophic pond, *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* xx(xx): xx–xx. doi: 10.3846/16486897.2013.801847

Introduction

Input of an excess of nutrients, especially phosphorus in relative closed systems, where water flow is low and water residence time is high, can result in algal proliferations and particularly cyanobacteria blooms (Bai *et al.* 2009; Kisand 2005). In Europe, the most common cyanobacteria genera are *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Nodularia* and *Nostoc*. Although primary production necessitates at least carbon dioxide, nitrate, phosphate and silicate, it has been generally observed in freshwater ponds where nitrate and/or phosphate are the main limiting factors of algal development. More precisely, in hypertrophic lakes/ponds, where phosphate can reach high concentrations, phosphorus cannot be efficiently removed from water bodies with gaseous species (H_2P) and is progressively accumulated in sediments, and to a lesser extent in water (Cao *et al.* 2011; Xiang, Zhou 2011). Nitrate can, therefore, be the limiting nutrient permitting the proliferation of heterocystous cyanobacteria (O'Neil *et al.* 2012, and references therein), even if other

interacting hydrodynamic and climatic parameters also play a key role in such excessive algal development (mixing conditions, sunlight, food web structure, water temperature, transparency and residence time) (Khan, Ansari 2005). In freshwater environments, when nitrogen becomes the limiting factor (that is generally characterised by the molar ratio N/P lower than 16) and nitrate concentrations drop down to 50–100 $\mu\text{g L}^{-1}$, another source of nitrogen, like atmospheric N_2 , becomes necessary for algal development, especially in summer when light and temperature are optimal. In this case, only heterocystous cyanobacteria such as *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Nodularia* and *Nostoc* are able to assimilate N_2 (Paerl *et al.* 2006).

Several preventive actions and curative treatments, including the reduction of nutrient loadings from the catchment, the spreading of copper sulphate and limestone, and sediment dredging, may be applied to limit cyanobacteria blooms (Le Jeune *et al.* 2006). In the 1990s, a promising technique based on barley straw

Corresponding author: Gabriel Billon
E-mail: gabriel.billon@univ-lille.fr

Copyright © 2013 Vilnius Gediminas Technical University (VGTU) Press
www.tandfonline.com/teel



decomposition was developed and applied successfully in several water bodies (Brownlee *et al.* 2003; O hUallacháin, Fenton 2010; Purcell *et al.* 2013). Both the way of action and the long-term efficiency of such a treatment are controversial (Hagström *et al.* 2010): the decomposition of the lignin present in straw produces polyphenolic compounds that have an algistatic effect on several cyanobacteria and other algae as well (Ferrier *et al.* 2005; Pęczuła 2013), whereas several phytoplankton species seem to be stimulated (Ferrier *et al.* 2005; Grover *et al.* 2007). Another hypothesis proposed by Everall and Lees (1997) and Iredale *et al.* (2012) is the production of hydrogen peroxide during the photo-oxidation of a particular type of lignin present in barley straw, and which is highly toxic towards phytoplankton.

The present work aims at studying the response of a hypertrophic lake (Pont-Rouge Pond, located in Northern France in the Artois-Picardie watershed) subjected to an algistatic treatment using barley straw. In this area, numerous ponds and lakes have experienced an increase in the frequencies of these blooms, in particular with the development of *Microcystis* and *Planktothrix* (Willame, Hoffmann 2005). As a consequence, harmful algal blooms threaten economic activities and appear as a crucial issue in terms of water quality degradation and human health (Newcombe *et al.* 2012). A chemical and biological monitoring was performed in 2010, before and during the treatment, to highlight its potential impact on algal development, and particularly on cyanobacteria proliferations. The fate of phosphorus, and to a lesser extent nitrogen, was in parallel closely examined in the water column and surface sediments; chemical redox indicators were additionally taken into account to predict the possible mobilisation of phosphate at the water-sediment interface during anoxic periods. Finally, this biogeochemical approach permits us to better understand the phytoplankton cycle in a hypertrophic pond and to point out the difficulties to fight against eutrophication processes.

1. Materials and methods

1.1. Location and presentation of the site

The Pont-Rouge Pond is a 13 ha water area located in the city of Le Quesnoy (Northern France, see Fig. 1). This pond was used in the past as a defence structure, with still existing ramparts, and is nowadays dedicated to leisure activities, including fishing and swimming. The pond is not a fully closed system, considering that it receives water from a small stream (L'Ecaillon stream, in the south-eastern part of the pond) during the rains, and that a water lock (north-western part of the pond) allows maintaining a constant water level. The average depth of the pond is 1.92 m with a maximal depth of 3 m. The volume of the pond has been estimated to be 240,000 m³ with an average

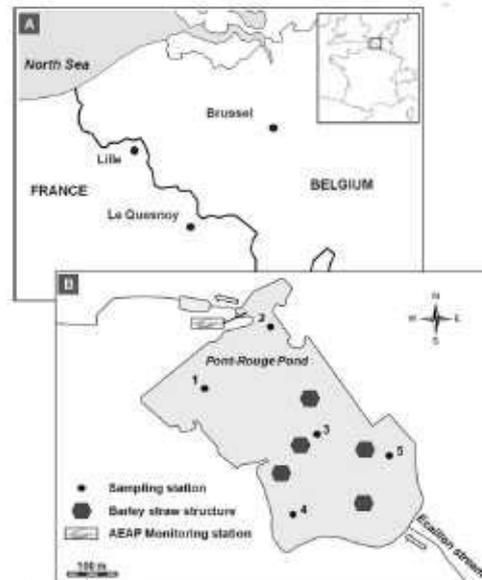


Fig. 1. Location of the city of Le Quesnoy (A) and map of the Pont-Rouge Pond including the location of sampling stations, barley straw structures and the monitoring station (B)

flowing-through time approximately equal to 39 days. Cyanobacteria blooms were noticed for the first time in the 1990s. To fight against these proliferations, several preventive actions or treatments have been tested, such as chemical treatments with copper sulphate (1990), alumina sulphate (1991) and calcium salts (2006), reduction of phosphorus inputs (1994–1995), sediment dredging (2000) and implementation of oxygenation structures. However, an increase in the frequency of these blooms was registered, often with the presence of *Anabaena* sp., *Aphanizomenon* sp., *Aphanothece* sp. and *Planktothrix agardhii*.

1.2. Biogeochemical sampling and analysis

Five sampling stations were defined in the pond to monitor physico-chemical, chemical and biological parameters in the overlying water and sediments from February to November 2010 (Fig. 2).

Dissolved oxygen, conductivity, pH and turbidity were measured *in situ* by using a WTW multimeter (Oxi 340) connected to appropriate electrodes and a turbidimeter (Hach Lange, TSS portable). A Secchi disk was also used to evaluate water transparency.

For each station, water samples, collected in acid pre-cleaned bottles, were filtered on cellulose acetate membranes (Alltech, 0.45 μm) and immediately frozen until nutrient analyses. For the determination of metal concentrations, 100 μL of ultrapure nitric acid (Merck) were immediately added to 10 mL of filtered samples

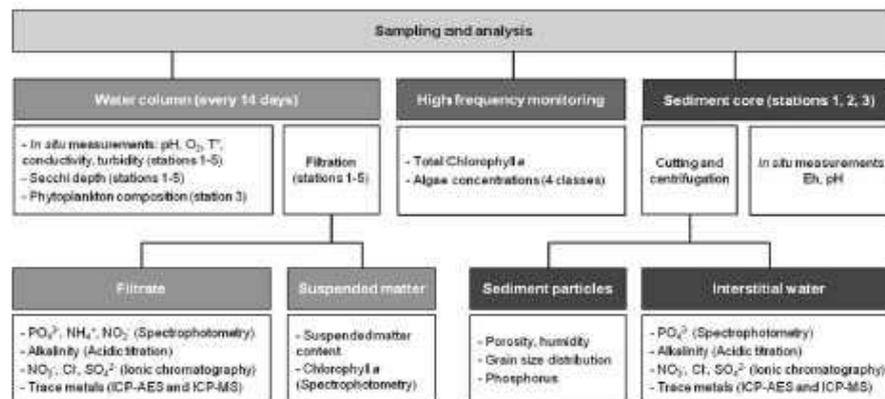


Fig. 2. Sampling and analysis design for water, sediment and phytoplankton

that were kept at 4°C until elemental analyses. Dissolved orthophosphate (also called DRP: PO_4^{3-}), ammonium and nitrite concentrations were determined according to standard spectrophotometric methods proposed by the International Organisation for Standardisation (ISO).

Measurements were performed using a spectrophotometer (Varian Cary 300 Scan UV-Visible) with a 5-cm length sample cuvet. The limits of detection (LOD) were $10 \mu\text{g L}^{-1}$ for PO_4^{3-} and $2 \mu\text{g L}^{-1}$ for NH_4^+ and NO_2^- . Nitrate contents were determined using an ionic chromatography (Dionex Ion Pac AS 18) with an LOD of 0.1 mg L^{-1} . Alkalinity was estimated by titration (Metrohm 736 GP Titrino) with a 0.02 M hydrochloric acid solution ($\text{LOD} = 0.2 \text{ mmol L}^{-1}$). Dissolved iron and manganese concentrations were measured in acidified water samples by ICP-AES (Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectroscopy) (Varian Vista Pro, axial view), with an LOD of 0.01 and 0.05 mg L^{-1} , respectively. Suspended matters collected on glass fibre membranes (Whatman GF/F, $0.7 \mu\text{m}$) were immediately frozen until the determination of Chlorophyll *a* (Chl-*a*) concentrations. Briefly, filters were crushed into centrifugation tubes in the presence of 10 mL of a mixture acetone-Milli-Q water (90-10, v/v), stored overnight at 4°C, and then centrifuged at 3000 rpm for 15 min. Chl-*a* was measured in the supernatant using the previously mentioned spectrophotometer at the wavelength of 665 nm.

Sediment samplings were carried out in stations 1, 2 and 3 in spring 2010 (04 March, 01 April and 20 April, respectively). At each station, 2 sediment cores were carefully collected using 35-cm-long Perspex tubes. The first one was used to assess directly in the field the profiles *versus* depth of pH and redox potential by using a glass electrode (Toledo Mettler, penetration type) and a platinum electrode (Toledo Mettler), respectively, both combined with a Ag/AgCl,

[KCl] = 3 M, reference electrode. In the laboratory, the second core was dedicated to the analysis of iron, manganese, nitrate and phosphate concentrations in pore waters, as well as the water percentage, porosity, granulometric distribution and phosphorus contents in bulk sediment. For that purpose, the second core was sliced in 2-cm thick slices under a nitrogen atmosphere inside a glove box. A part of these sliced sediments was kept in plastic bags previously purged with N_2 for solid analyses and the remaining part was centrifuged (2500 rpm for 20 min) in order to recover supernatant waters. Centrifuge tubes were returned to the N_2 flushed glove box, where pore waters were filtered with cellulose acetate membranes (Alltech, $0.45 \mu\text{m}$) and immediately acidified with ultra-pure nitric acid ($100 \mu\text{L}$ in 10 mL of pore water). Dissolved iron and manganese concentrations were measured as previously described. Total phosphorus concentrations in sedimentary particles were measured by spectrophotometry after the following extraction procedure. Briefly, dried sediments were first pyrolysed at 450°C during 24 hours to mineralise phosphorus bound to organic matter. 200 mg of sediment particles were then attacked with 3.5 M hydrochloric acid during 24 hours at room temperature. The leaching solution was thereafter filtrated at $0.45 \mu\text{m}$ and analysed by spectrophotometry after the formation of an antimony-phosphomolybdate complex, subsequently reduced in the presence of ascorbic acid. A standard sediment (CRM 684) was used to validate the protocol and the recovery was found to be better than 90%. Granulometric distributions were evaluated with a laser granulometer (laser Malvern Mastersizer 2000).

1.3. High-frequency phytoplankton monitoring

An Algae Online Analyser (AOA, BBE Moldaenke) was deployed from May to June 2010 to record at a high frequency (1 measurement every 10 min) the

evolution of phytoplankton. The AOA was embedded in the Artois-Picardie Water Agency (AEAP) monitoring station located in the northern part of the pond just upstream from the water lock (see Fig. 1). The pump allowing a continuous water sampling was immersed to a depth of 50 cm. This autonomous fluorometer measures the concentrations of total Chl-*a* and four classes of algae (*Chlorophyceae*, *Bacillariophyceae*, *Cyanophyceae* and *Cryptophyceae*) thanks to five light emitting diodes (450, 252, 570, 590 and 610 nm) exciting the characteristic pigments of phytoplankton groups. Additionally, in order to get a more accurate view of the phytoplankton composition, 1 L of water was sampled twice a month, at 30-cm depth in the middle of the pond (Fig. 1, station 3). 5 mL of lugol were immediately added to preserve algae before qualitative and quantitative analyses.

1.4. Thermodynamic equilibrium calculations

The visual Minteq software version 2.61 (Gustafsson 2012) was used to calculate the saturation index of calcite in the overlying water (Eqn 1):

$$SI = \log \frac{\{Ca^{2+}\}\{CO_3^{2-}\}}{K_s} \quad (1)$$

where $\{Ca^{2+}\}$ and $\{CO_3^{2-}\}$ are the activities of Ca^{2+} and CO_3^{2-} species at the thermodynamic equilibrium, and K_s the solubility product of $CaCO_3$. Calculations were undertaken from the following input data: pH, alkalinity, temperature values and the concentrations of Ca^{2+} , NO_3^- , Mg^{2+} , Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} and PO_4^{3-} components.

1.5. Barley straw treatment procedure

The amount of barley straw (*Hordeum vulgare*) has been calculated from the surface of the pond according to CEH (2004), 3 tons of straw being necessary to achieve the recommended value of 50 g of straw per m^2 . Barley straw was introduced in 150 loosely packed rolls that were prepared on site using a tree-wrapping machine and 3 km of tubular netting. Rolls were then attached on five anchorage floating structures. Additionally, 50 buoys were added to insure the flotation of the rolls and to permit the degradation of barley straw under aerobic conditions during the monitoring experiment (Waybright et al. 2009). Barley straw was introduced in the pond in the beginning of May 2010.

2. Results and discussion

2.1. Physico-chemical characterisation of the overlying water

The physico-chemical parameters recorded in the overlying water show a good homogeneity between the five stations during the monitoring experiment

(Table 1). Temperature values increase from 5.8°C in late February to a maximum of 24.8°C in July, then decreasing back to 9.7°C in November. Conductivity values range from 400 to 480 $\mu S\ cm^{-1}$ during the experiment with maxima occurring in July, because of higher temperatures and lower rainfalls compared to winter time. The whole water body of the Pont-Rouge Pond is generally well oxygenated with a supersaturation during daytime throughout the year, with the exceptions of July and August when saturation dropped down to 80% (Table 1). However, these measurements were done twice a month and one cannot exclude short anoxic events during a few days, particularly close to the water-sediment interface.

pH values ranged between 7.7 and 8.8, in accordance with the carbonate-rich geological background. pH evolution during the monitoring period was probably mostly related to the primary production that consumed dissolved CO_2 in the daytime and released it during the night. However, hydrogen carbonate concentrations were generally constant with alkalinity values in the range of 1.6–2.8 mmol L^{-1} (Table 1). The lowest alkalinity values on 20 May, 4 June and 18 August corresponded to higher levels of ammonium, nitrate and nitrite, revealing organic matter degradation processes.

Finally, the values of turbidity (4.9–29.6 FNU) and water transparency (0.4–1.3 m) (Table 1) indicated that light did not penetrate deep into the water column. Therefore, this shallow euphotic zone would tend to enhance the development of cyanobacterial species adapted to low luminosity, for instance, *Planktothrix* sp. (Schwaderer et al. 2011; von Sperling et al. 2008).

2.2. Geochemical properties of sediments

Porosity and water contents in surface sediments were relatively high with values equal to 80% and 90%, respectively. In deeper depths, sediments were settled with significant differences according to the sampling sites: at 10-cm depth, the water percentage was 72% in station 2 and only 27% at station 3. Granulometric distributions were also estimated and pointed out a heterogeneity of sediments, dominated by clay particles (size < 4 μm), followed by silty particles (4 < size < 63 μm). The sandy fraction was negligible in all sampling sites with less than 1% of the total fraction.

Redox potential values (given against the reference $Ag/AgCl, [KCl] = 3\ M$ electrode) were positive above the water-sediment interface and dropped drastically in the first 4 cm of the sedimentary column with an amplitude of 400–700 mV (Fig. 3). These profiles indicate clearly that early diagenetic processes mediated by bacterial activity occurred in sediments. For the aquatic ecosystem of the Pont-Rouge Pond, the sediment pool acts as a bioreactor consuming quantitatively dissolved oxygen

Table 1. Physico-chemical and chemical parameters monitored in the overlying water from February to November 2010: average values for the 5 stations and relative standard deviations for these 5 results (RSD, in%)

	26-Feb		25-Mar		15-Apr		28-Apr		20-May		4-Jun		18-Jun		1-Jul	
	Avg	RSD	Avg	RSD	Avg	RSD										
Water temperature (°C)	5.8	1.2	11.3	1.2	11.4	2.1	15.7	1.6	17.2	3.4	20.1	1.5	19.0	0.6	24.8	0.2
Conductivity ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	417	1.3	438	0.3	406	5.9	423.0	0.3	450.0	0.2	444.0	0.3	449.0	0.6	465.0	0.3
Dissolved oxygen (mg L^{-1})	14.9	2.3	14.0	3.0	11.7	5.0	9.8	3.9	10.5	1.6	8.9	5.0	9.3	9.4	8.8	17.4
Saturation (%)	125	6.1	130	2.7	133	3.5	121	1.3	130	2.5	120	5.0	123	8.7	128	17.5
PH	8.1	0.4	8.0	0.4	8.6	1.8	8.8	1.0	8.2	0.9	8.3	1.2	8.6	0.3	8.4	0.8
Turbidity (FNU)	*	*	*	*	14.2	17.8	9.3	27.0	5.0	20.4	5.6	39.3	*	*	7.1	18.6
Transparency (m)	*	*	*	*	0.5	20.0	0.7	11.3	1.2	10.3	1.3	16.5	0.6	0.0	1.0	9.3
Alkalinity (mmol L^{-1})	2.4	4.8	2.3	5.1	2.6	4.9	2.5	7.3	1.7	7.6	1.9	4.9	2.8	4.6	2.6	17.2
	13-Jul		22-Jul		18-Aug		26-Aug		9-Sep		22-Sep		11-Oct		15-Nov	
	Avg	RSD	Avg	RSD	Avg	RSD										
Water temperature (°C)	24.4	0.4	22.6	1	18.6	0.5	19.9	0.6	17.9	0.6	16.6	1.1	15.1	1.7	9.7	2.9
Conductivity ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	482	0.3	483	0.2	415	14.3	438	0.2	433	0.3	427	0.7	427	0.2	401	1.7
Dissolved oxygen (mg L^{-1})	5.5	9.7	5.4	3.5	4.8	7.9	8.1	5.2	8.3	15.8	9.0	5.7	10.1	7.3	12.0	5.6
Saturation (%)	80	8.2	78	2.6	78	7.7	107	5.8	107	15.9	113	6.1	125	10	104	4.9
PH	8.0	0.7	8.1	0.6	8.2	2.0	8.2	1	8.1	0.3	8.5	1.1	8.3	0.3	7.7	0.7
Turbidity (FNU)	15.3	16.3	18.2	4.3	*	*	16.1	16.1	11.6	6.6	11.3	34.6	9.7	4.7	27.2	13.7
Transparency (m)	0.7	16.9	0.6	4.7	0.5	0	0.6	10.6	0.7	0	0.8	15.3	0.8	3.5	0.4	10.6
Alkalinity (mmol L^{-1})	2.7	22.9	2.4	16.9	1.6	12.1	2.0	10.6	2.1	7.2	2.4	3.1	2.3	2.3	2.4	3.8

*data not available

[TEEL]_artides/TEEL801847/TEEL_A_801847_O3d[x] 27-06-2013 3:4:47

6

E. Prygiel et al. Efficiency evaluation of an algostatic treatment based on barley straw...

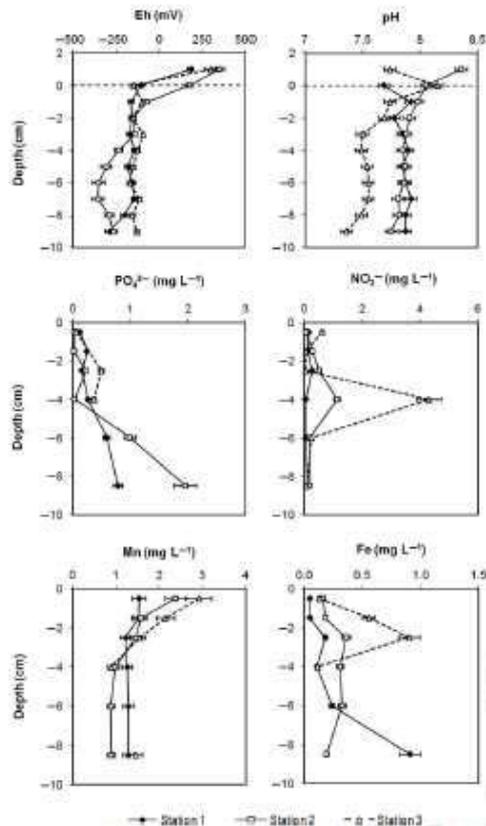


Fig. 3. Depth profiles of Eh (in mV vs. Ag/AgCl), pH and concentrations (in mg L⁻¹) of nitrate, phosphate, iron and manganese in the dissolved phase of sedimentary pore waters (sampling stations 1, 2 and 3). Negative values in the y-axis correspond to depths in the sediment core

present close to the water-sediment interface. Just below, the consumption of oxygen by bacterial biomass, i.e. the biologically mediated reduction of nitrate, manganese and iron (hydr)oxides, occurred in sediment. The production of Mn²⁺ and Fe²⁺ in pore waters was clearly evidenced with concentrations much higher than in overlying waters: 880–2900 mg L⁻¹ for Mn compared to 2–60 μg L⁻¹ in overlying waters, and 45–4900 mg L⁻¹ for Fe compared to 10–98 μg L⁻¹ in overlying waters (Fig. 3).

As predicted by thermodynamic data, the Mn (hydr)oxides reduction occurs at higher redox potential than that of Fe (hydr)oxides, explaining the high concentrations of Mn²⁺ observed at 0.5 cm depth, whereas Fe²⁺ concentrations started to increase significantly from 1- to 2-cm depth. These profiles also indicated that the oxic and hypoxic conditions, related

to biodegradable organic matter mineralisation processes, were probably restricted to the very upper layers of sediments and that phosphate release may occur quickly in case of anoxic processes at the water-sediment interface (see Section 2.3).

2.3. Nitrogen and phosphorus behaviour in relation with algal development

In the Pont-Rouge Pond, Chl-*a* concentrations ranged from 8 to 83 μg L⁻¹ during the monitoring experiment (Table 1). In February and November, values remained relatively high of around 35 μg L⁻¹, explaining at least partly why phosphate was consumed all along the year without any regeneration during winter time (see thereafter). Significant decrease in Chl-*a* values took place after maxima observed in mid-April and in mid-June, indicating a quick degradation of primary production. However, phaeopigments (Phaeo) concentrations did not increase significantly during these periods and the ratio Chl-*a* / Phaeo remained higher than 1. Generally, it seems that primary production is active all along the year with a continuous recycling of dead organisms. In these conditions, sudden input of detrital material that would consume quantitatively and quickly dissolved oxygen was rather limited. As a consequence, no anoxia bound to the mineralisation of freshly died algal cells has been noticed.

The evolution of phytoplankton composition was determined from March to October 2010 (Fig. 4). In March 2010, phytoplankton was dominated by flagellated *Chrysophyceae* (class of *Chromophyceae*), and particularly by the species *Etkena* sp. In spring, centric diatoms (mostly represented by *Stephanodiscus* sp) colonised the pond. At the same time, green algae started developing, with a predominance of *Ankara lanceolata* in May. From June, cyanobacteria were detected, sometimes at high density: *Aphanizomenon* sp. dominated three times the algal population (04 June 2010, 17 July 2010 and 22 July 2010) and *A. flos-aquae* development resulted in a scum on 4 June at the surface of the pond. At the end of summer, *Aphanocapsa* sp, *Coelomonon* sp and *Anabaena* sp were punctually the main algal species. Finally, a minimal diversity (12 taxons) was measured in May–June, whereas a maximal diversity of 56 taxons was observed at the end of August.

Although a regular manual sampling was carried out monthly, or even every two weeks, allows the observation of some changes in algal species and their concentrations, the dynamic of the phytoplankton behaviour can only be evidenced by an increasing number of measurements. The high-frequency monitoring using the Algae Online Analyser (AOA, BBE moldaenke) confirmed the end of the diatom blooms in late April (Fig. 5) followed by a clear water period with low Chl-*a* values. From the beginning of May, an increase of green algae

[TEEL]artides/TEEL801847/TEEL_A_801847_O_3d[fx] 27-06-2013 3:4:47

Journal of Environmental Engineering and Landscape Management, 2013, 00(00): 1–13

7

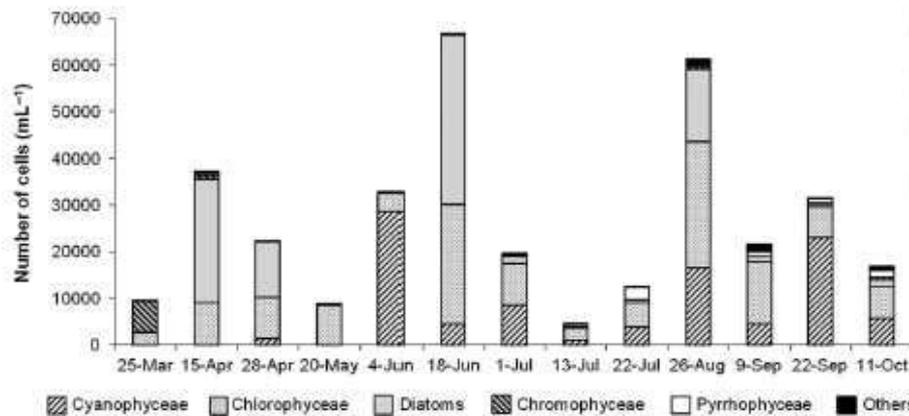


Fig. 4. Evolution of phytoplankton main groups in the overlying water of the Pont-Rouge Pond: *Cyanophyceae*, *Chlorophyceae*, *Diatoms*, *Chromophyceae* (without *Diatoms*), *Pyrrophyceae* and others (included *Euglenophyceae* and undetermined species)

was recorded (with higher Chl-*a* concentrations). On 24 May, cyanobacteria started to develop and from 4 June, their concentrations ($10 \mu\text{g L}^{-1}$) were higher than those of green algae (approximately $3 \mu\text{g L}^{-1}$) leading to a visible bloom of *Aphanizomenon flos-aquae*. This sharp view of algal succession clearly evidenced that the growth rate of each algal species took place at the timescale of the day. For instance, diatoms and cyanobacteria species were only significantly detected over approximately 1–2 weeks in May and June 2010 and their amounts were multiplied by 10–20 within 2–3 days. These quick evolutions can be linked to the grazing pressure by zooplankton and other invertebrates, the change of physico-chemical conditions and/or weather, although no direct correlation has been established between these primary production events and luminosity, rainfall and/or temperature during the high-frequency monitoring.

2.3.1. Nitrogen

Nitrate, ammonium and nitrite were recorded periodically in the 5 sampling stations at 50 cm below water surface (Table 2). Concentrations were homogeneous in the whole pond, with the exceptions of periods characterised by low concentrations or bloom events. Nitrate concentrations decreased progressively between February and April to values below 0.1 mg L^{-1} . Between May and August, erratic variations were observed with maximal concentrations similar to those recorded in winter.

As a consequence, the development of algal species during spring was followed by punctual nitrification processes. For instance, a green algae rapid growth occurred at the end of May–beginning of June. The mineralisation of the phytoplankton biomass resulted in a release of ammonium rapidly oxidised in

nitrate due to the presence of dissolved oxygen. This process resulted also in the production of nitrite with concentrations raising 0.2 mg L^{-1} . These high contents corresponded to an enrichment of approximately 10 times the background nitrite concentrations.

However, the increases of nitrite and ammonium concentrations were limited because of an efficient oxygenation of the pond during all seasons. Between June and September, nitrate concentrations remained low indicating that this nutritive salt could limit algal development (see thereafter). In pore-water sediments, nitrate was quantitatively consumed and concentrations dropped generally down to the LOD ($\text{LOD} = 0.1 \text{ mg L}^{-1}$) within the first centimetre. However, some local maxima were observed probably due to bioturbation and local nitrification processes. Overall, the results clearly showed that the sediments did not act as a source of nitrate for the pond water column, but rather as a denitrification reactor producing gaseous di-nitrogen (N_2) by the bacterial activity as mentioned previously (Mortimer *et al.* 2004).

2.3.2. Phosphorus

In shallow water bodies, where the water depth does not exceed a few metres (including rivers, ponds and lakes), phosphorus cycle is dependent on a multitude of biogeochemical parameters both in the water column and in surface sediments.

In these environments, the recycling of DRP in the water column during winter is barely observed and more complex pathways are rather proposed to explain the behaviour of phosphorus and its link with primary production (House 2003). In the Pont-Rouge Pond, DRP concentrations were lower in winter than in summer (Table 2), suggesting an input of phosphate from sediment to the overlying water. As phosphorus

{TEEL}articles/TEEL801847/TEEL_A_801847_O3d[x] 27-06-2013 3:4:54

Journal of Environmental Engineering and Landscape Management, 2013, 00(00): 1–13

9

Table 2. Concentrations of nitrate, nitrite, ammonium, phosphate, iron and manganese (in $\mu\text{g L}^{-1}$) in the overlying water from February to November 2010: average values for the 5 stations and relative standard deviations for these 5 results (RSD, in%)

	Avg	RSD	Avg	RSD	Avg	RSD	Avg	RSD	Avg	RSD	Avg	RSD	Avg	RSD	Avg	RSD
	26-Feb		25-Mar		15-Apr		28-Apr		20-May		4-Jun		18-Jun		1-Jul	
NO_3^- ($\mu\text{g L}^{-1}$)	6099	10.3	3274	11.6	472	25.7	275	82.9	1070	6.5	2245	100.1	207	38.8	182	16.9
NH_4^+ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	41	66.6	21	7.5	26	12.4	16	8.9	216	8.6	51	11.8	19	33.6	15	18.9
NO_2^- ($\mu\text{g L}^{-1}$)	10	29.5	20	9.2	3	31.3	3	38.3	47	13.3	33	7.0	<2		11	29.1
PO_4^{3-} ($\mu\text{g L}^{-1}$)	46	18.4	31	105.1	19	27.8	11	22.9	60	12.2	92	14.2	153	18.9	118	13.9
Fe ($\mu\text{g L}^{-1}$)	32	16.0	24	10.2	22	3.2	21	11.6	25	26.4	63	14.4	26	14.1	22	15.8
Mn ($\mu\text{g L}^{-1}$)	5	31.7	5	46.3	2	23.2	2	13.8	12	42.2	62	24.2	15	24.1	22	27.9
	13-Jul		22-Jul		18-Aug		26-Aug		9-Sep		22-Sep		11-Oct		15-Nov	
NO_3^- ($\mu\text{g L}^{-1}$)	117	24.5	144	21.4	378	6.6	99	0.0	101	0.0	188	42.6	100	0.0	3845	27.5
NH_4^+ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	39	18.4	22	13.3	166	9.5	10	21.7	18	51.2	18	56.6	12	28.5	79	5.9
NO_2^- ($\mu\text{g L}^{-1}$)	21	13.3	14	19.6	55	22.9	35	31.0	8	7.8	6	24.9	4	60.9	37	17.1
PO_4^{3-} ($\mu\text{g L}^{-1}$)	382	4.3	280	4.4	122	10.7	94	9.5	178	2.5	100	23.5	100	0.0	262	16.5
Fe ($\mu\text{g L}^{-1}$)	19	12.0	17	5.7	9	26.6	21	42.8	11	26.0	7	38.0	15	7.5	98	21.1
Mn ($\mu\text{g L}^{-1}$)	31	44.5	77	43.8	88	6.6	64	41.1	<1	<1	<1	<1	<1		12	39.8

(TP) concentrations in sedimentary particles revealed that concentrations were maximal close to the water interface at around $1.0\text{--}1.2\text{ g kg}^{-1}$, and decreased with depth down to $0.6\text{--}0.8\text{ mg kg}^{-1}$, depending on the sampling station (data not shown). These profiles indicated that the (hydr)oxides layer (and probably to a lesser extent carbonates' minerals) present in surface sediments accumulated efficiently a large amount of DRP, resulting in strong opposite gradient of dissolved DRP and TP concentrations in the sediment column (Anschutz *et al.* 2007; Kleeberg *et al.* 2010). The high amount of exchangeable phosphate at the water-sediment interface can be considered in this system as a temporal sink for phosphorus, but also as a potential source of DRP for the pond in case of anoxic processes. Anoxic sediment resuspension (for instance, by bioturbation) or degradation of detrital organic matter after a phytoplankton bloom could consume quantitatively the remaining oxygen present in sediment, and particularly that contained in iron (hydr)oxides, leading to a quick release of DRP in overlying water (Palmer-Felgate *et al.* 2011, and references therein).

Previous studies pointed out the scavenging of DRP excessive input by calcite co-precipitation (House 2003). According to Merz-Preiß and Riding (1999), this generally occurs when calcite saturation indexes ($\text{SI}_{\text{calcite}}$) are higher than 0.8. In this study, $\text{SI}_{\text{calcite}}$ punctually reached values higher than 1; CO_2 consumption by the photosynthetic activity resulted in a pH enhancement favourable for CaCO_3 precipitation. However, no significant correlation was found between $\text{SI}_{\text{calcite}}$ and DRP concentrations and a direct precipitation of DRP with Ca was also possible since hydroxyapatite SI was generally positive. Nevertheless, as the concentration of DRP remained much lower

than 4.8 mg L^{-1} , the crystal nucleation of apatite phases did not occur easily (Plant, House 2002). These findings suggest that, in the overlying waters, the chemical control of DRP mobility by Ca minerals should probably not be the main process. Note further that, despite the high primary production occurring in the pond, dissolved phosphate concentrations were generally higher than $50\text{--}100\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ and the $[\text{NO}_3^-]/[\text{PO}_4^{3-}]$ ratio values were higher than 16 until beginning of June, and then dropped down to 5. From this time, nitrate became the limiting factor and its low concentrations ($<100\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$) resulted in the relative limitation of algal development that gave heterocystous cyanobacteria the opportunity to grow because of their ability to assimilate gaseous di-nitrogen. However, DRP concentrations in the pond still increased during this period, suggesting a significant release of dissolved phosphate from sediments due to anoxic processes at the water-sediment interface (Lake *et al.* 2007; Xie *et al.* 2003). That occurs particularly after an algal bloom when high amounts of detrital organic matter settled onto surface sediments and are degraded by bacterial activity.

2.4. Impact of the barley straw treatment

In the Artois-Picardie watershed, cyanobacteria blooms were limited due to relatively bad weather conditions occurring in this period. For instance, the monthly average air temperatures were 19.3°C in June, 20.2°C in July, 17.0°C in August and 14.5°C in September. As for precipitation, rainy periods occurred mainly in August with 132 mm of water equivalent against 29 , 67 and 75 mm in June, July and September, respectively. Additionally, it has been shown that, during the monitoring period, blooms were limited in time and a two-week

sampling frequency was not sufficient to account for all of them in the Pont-Rouge Pond.

According to CEH (2004), the effects of barley straw strongly depend on water temperature. For an average temperature higher than 20°C, the effect of straw degradation starts within 4–5 weeks after its watering and the renewing of the treatment is necessary after 4–6 months. For temperatures lower than 20°C, the degradation of straw is slower and the effect on phytoplankton, probably linked to the production of polyphenols, starts 8–10 weeks after its watering. The renewing of straw is, in this latter case, recommended after 8–10 months. In our study, the temperature of the overlying water was on average equal to 18.5°C in May–June 2010 that would promote an algistatic action of the straw from the beginning of July. This action would also end approximately on December 2010 because of an average temperature between July and October of 19°C.

In the beginning of June, the bloom of *A. flos aquae* cannot be stopped, or at least hampered, by the degradation of straw. The development of this species and that of *Anabaena* sp as well is however known to be inhibited by barley straw decomposition (Brownlee et al. 2003; Rajabi et al. 2010) and in July, they completely disappeared. However, in October, *Anabaena* sp reappeared and dominated the algal population. Overall, the diversity of the cyanobacteria species was poor from April to June (1–2 species) and strongly increased in the beginning of July when six species were registered, although the decomposition of barley straw should have hampered the development of cyanobacteria. However, this richness disappeared quickly and only one species, *Aphanizomenon* sp dominated in summer. In the literature (Brownlee et al. 2003; Rajabi et al. 2010), this species should have been inhibited by barley straw decomposition that was not the case in this pond.

The values of Chl-*a* concentrations and number of cells per mL were also monitored every two weeks in the pond (Figs 4 and 5). A maximum of both parameters was observed in the middle of June (Chl-*a* = 72 µg L⁻¹ and 66,800 cell mL⁻¹) and the values dropped down quickly to approximately 25 µg L⁻¹ of Chl-*a* and 12,600 cell mL⁻¹ from the middle of July to the end of August. Although the effect of barley straw decomposition cannot be totally excluded, the bad weather conditions in July and August may be the main factors limiting algal development. Indeed, the increase of irradiance at the end of August resulted in a quick increase of Chl-*a* concentrations by a factor 2.

The algal species present in 2010 have already been observed for several years (*Anabaena* sp in 1990 and 2003, *Aphanizomenon* sp in 2003, 2004 and 2005), but some others were totally absent this year (for instance, *Plankthotrix agardhii*). The interpretation of the data is however not so trivial: barley straw has indeed an algistatic effect on some species like

Microcystis, *Anabaena* or *Aphanizomenon* sp. (Brownlee et al. 2003; Rajabi et al. 2010), while it may stimulate the development of some others, for instance, *Anabaena cylindrica* or *Oscillatoria* (Rajabi et al. 2010). Additionally, several studies counteracted these findings, especially concerning *Microcystis* sp (Ferrier et al. 2005; O hUallacháin, Fenton 2010). In parallel, the monitoring of phytoplankton carried out in the Artois-Picardie basin (data not shown) has clearly shown that in 2010, *A. flos-aqua* was never observed in other ponds, while *Aphanizomenon* sp was strongly present in summer, like in the Pont-Rouge Pond.

In a more technical and operational point of view, the introduction of barley straw treatment in water bodies of this size appears to be difficult. Indeed, the packaging and deployment of barley straw on the pond required a total workforce estimated to 250 hours per year. The choice of the location of the straw rolls was also not optimised because the pond is used for leisure activities and it was not possible to spread the rolls everywhere. The preservation of barley straw rolls at the water surface was operated by the use of 50 buoys and 5 anchorage floating structures that finally were not sufficient enough to ensure the complete flotation of straw. Furthermore, the degradation of barley straw was not as rapid as predicted in previous studies (CEH 2004). It was shown that the degradation occurred within three to four months, while in our case, a significant quantity of straw remained after seven months of deployment. This relatively low degradation rate may be due to the swelling of the straw and to the high suspended matter levels in the pond resulting in the rapid covering of straw by particles. Altogether, this could have limited the penetration of oxygen (average concentration measured inside the bales was approximately 6 mg L⁻¹) and UV-light and thus the efficiency of the treatment (Boylan, Morris 2003). Moreover, the treatment appeared to be more efficient when applied with finely chopped straw (2-mm size) (Iredale et al. 2012). In that case, a dosage of 5 g L⁻¹ (dry weight) was sufficient to observe an inhibitory activity. However, it must be highlighted that this value largely exceeds our field dosage (approximately 12.5 g m²). Another weak point was the monitoring of barley straw degradation due to the unknown operating conditions which lead to the release of algistatic compounds. For instance, polyphenolic compounds are not easy to measure at trace levels and the spectrophotometric method we tested (Grubešić et al. 2005) on several samples was not sensitive enough.

Conclusion

1. Small and shallow floodplain ponds are very reactive environments characterised by intense exchanges between sediments, interstitial water and open water. This kind of pond is very

{TEEL} articles/TEEL801847/TEEL_A_801847_O_3d[x] 27-06-2013 3:4:55

Journal of Environmental Engineering and Landscape Management, 2013, 00(00): 1–13

11

common in Northern France and large and specific attention has been paid to this problem because of phytoplankton developments and particularly harmful cyanobacteria blooms, which have consequences both on aquatic environments and water usage.

2. Numerous algal treatments have been tested for more than 20 years in the Pont-Rouge Pond (Le Quesnoy city) but remained unsuccessful. In 2010–2011, the efficiency of the treatment based on barley straw presented in this paper, was not clearly evidenced and the question arose on the interest of barley straw to help fighting against algae and cyanobacteria for large ponds, especially because they require enormous investments in terms of means and time.

3. The persistence of an algal activity, including during the winter period, allowed a high oxygen content in the water column and thus the presence of Fe and Mn oxides at the water-sediment interface that prevent sediment phosphorus release.

4. The development of cyanobacteria blooms from early June did not result in anoxia due to the rapid and effective recycling of organic matter. However, the mineralisation capacities of the pond could be overpassed if algae blooms become larger and more frequent and, consequently, a phosphorus release from sediment could occur as its concentration is about 1 g kg^{-1} dry weight.

5. For small and shallow flood plain ponds, it is therefore essential to take into account both the phosphorus internal load and sediment-water phosphorus exchange dynamics when defining water phosphorus thresholds as required by the EU water Framework Directive.

Acknowledgements

This study was supported by the cooperation agreement between the Artois-Picardie French Water Agency and the University of Lille 1. The authors thank the town council of Le Quesnoy, Espace Naturel Lille Métropole (ENLM) and the local fishing association for their logistic help during the preparation and deployment of barley straw. The technical help of Michel Arold (French Water Agency), Olivier Boulinguez and Damien Comblez (ENLM), and Christine Grae (University of Lille 1) were also appreciated. We dedicate this work to our colleague, Guy Thoumelin, who contributed to the supervision of this project until his sudden death in April 2010.

References

Anschutz, P.; Chaillou, G.; Lecroart, P. 2007. Phosphorus diagenesis in sediment of the Thau Lagoon, *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 72(3): 447–456. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2006.11.012>

Bai, X. L.; Ding, S. M.; Fan, C. X.; Liu, T.; Shi, D.; Zhang, L. 2009. Organic phosphorus species in surface sediments of a large, shallow, eutrophic lake, Lake Taihu, China, *Environmental Pollution* 157: 2507–2513. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2009.03.018>

Boylan, J. D.; Morris, J. E. 2003. Limited effects of barley straw on algae and zooplankton in a midwestern pond, *Lake and Reservoir Management* 19(3): 265–271. <http://dx.doi.org/10.1080/07438140309354091>

Brownlee, E. F.; Sellner, S. G.; Selner, K. G. 2003. Effects of barley straw (*Hordeum vulgare*) on freshwater and brackish phytoplankton and cyanobacteria, *Journal of Applied Phycology* 15(6): 525–531. <http://dx.doi.org/10.1023/b:japh.0000004353.15684.25>

Cao, Z.; Zhang, X.; Ai, N. 2011. Effect of sediment on concentration of dissolved phosphorus in the Three Gorges Reservoir, *International Journal of Sediment Research* 26(1): 87–95. [http://dx.doi.org/10.1016/S1001-6279\(11\)60078-4](http://dx.doi.org/10.1016/S1001-6279(11)60078-4)

CEH. 2004. *Information Sheet 1: Control of algae with barley straw*. Wallingford, UK: Centre for Ecology and Hydrology.

Everall, N. C.; Lees, D. R. 1997. The identification and significance of chemicals released from decomposing barley straw during reservoir algal control, *Water research* 31(3): 614–620. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00291-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00291-6)

Ferrier, M. D.; Butler Sr, B. R.; Terlizzi, D. E.; Lacouture, R. V. 2005. The effects of barley straw (*Hordeum vulgare*) on the growth of freshwater algae, *Bioresour. Technology* 96(16): 1788–1795. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2005.01.021>

Grover, J. P.; Baker, J. W.; Ureña-Boeck, F.; Brooks, B. W.; Errera, R. M.; Roelke, D. L.; Kiesling, R. L. 2007. Laboratory tests of ammonium and barley straw extract as agents to suppress abundance of the harmful alga *Prymnesium parvum* and its toxicity to fish, *Water Research* 41(12): 2503–2512. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2007.03.025>

Grubešić, R. J.; Vuković, J.; Kremer, D.; Vladimir-Knežević, S. V. 2005. Spectrophotometric method for polyphenols analysis: Prevalidation and application on *Plantago L.* species, *Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis* 39(3–4): 837–842. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jpba.2005.05.004>

Gustafsson, J. P. 2012. Visual MINTEQ, version 2.61. <http://www2.lwr.kth.se/English/OurSoftware/vminteq/index.html>

Hagström, J. A.; Sengco, M. R.; Villareal, T. A. 2010. Potential methods for managing *Prymnesium parvum* blooms and toxicity, with emphasis on clay and barley straw: a review, *Journal of the American Water Resources Association* 46(1): 187–198. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.2009.00402.x>

House, W. A. 2003. Geochemical cycling of phosphorus in rivers, *Applied Geochemistry* 18(5): 739–748. [http://dx.doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00158-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00158-0)

Iredale, R. S.; McDonald, A. T.; Adams, D. G. 2012. A series of experiments aimed at clarifying the mode of action of

{TEEL} articles/TEEL801847/TEEL_A_801847_O3d[x] 27-06-2013 3:4:56

12

E. Prygiel et al. Efficiency evaluation of an algistic treatment based on barley straw...

- barley straw in cyanobacterial growth control, *Water Research* 46(18): 6095–6103.
- Khan, F.; Ansari, A. 2005. Eutrophication: an ecological vision, *The Botanical Review* 71(4): 449–482.
http://dx.doi.org/10.1663/0006-8101(2005)071%5B0449:EAEV%5D2.0.CO;2
- Kisand, A. 2005. Distribution of sediment phosphorus fractions in hypertrophic strongly stratified Lake Verevi, *Hydrobiologia* 547: 33–39.
http://dx.doi.org/10.1007/s10750-005-4141-2
- Kleeberg, A.; Herzog, C.; Jordan, S.; Hupfer, M. 2010. What drives the evolution of the sedimentary phosphorus cycle?, *Limnologia – Ecology and Management of Inland Waters* 40(2): 102–113.
http://dx.doi.org/10.1016/j.limno.2009.11.001
- Lake, B. A.; Coolidge, K. M.; Norton, S. A.; Amirbahman, A. 2007. Factors contributing to the internal loading of phosphorus from anoxic sediments in six Maine, USA, lakes, *Science of The Total Environment* 373(2–3): 534–541.
http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.021
- Le Jeune, A.-H.; Charpin, M.; Deluchat, V.; Briand, J.-F.; Lenain, J.-F.; Baudu, M.; Amblard, C. 2006. Effect of copper sulphate treatment on natural phytoplanktonic communities, *Aquatic Toxicology* 80(3): 267–280.
http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2006.09.004
- Merz-Preiß, M.; Riding, R. 1999. Cyanobacterial tufa calcification in two freshwater streams: ambient environment, chemical thresholds and biological processes, *Sedimentary Geology* 126(1–4): 103–124.
http://dx.doi.org/10.1016/S0037-0738(99)00035-4
- Mortimer, R. I. G.; Harris, S. D.; Krom, M. D.; Freitag, T. E.; Prosser, J. I.; Barnes, J.; Anschutz, P.; Hayes, P. J.; Davies, I. M. 2004. Anoxic nitrification in marine sediments, *Marine Ecology Progress Series* 276: 37–51.
http://dx.doi.org/10.3354/meps276037
- Newcombe, G.; Chorus, I.; Falconer I.; Lin, T. F. 2012. Cyanobacteria: Impacts of climate change on occurrence, toxicity and water quality management, *Water Research* 46(5): 1347–1348.
http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.047
- O’Neil, J. M.; Davis, T. W.; Burford, M. A.; Gobler, C. J. 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change, *Harmful Algae* 14: 313–334.
http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2011.10.027
- Ó hUallacháin, D.; Fenton, O. 2010. Barley (*Hordeum vulgare*)-induced growth inhibition of algae: a review, *Journal of Applied Phycology* 22(5): 651–658.
http://dx.doi.org/10.1007/s10811-009-9492-z
- Paerl, H. W.; Fulton, R. S.; Granéli, E.; Turner, J. T. 2006. Ecology of Harmful Cyanobacteria, In Granéli, E., Turner, J. T., (Eds.), *Ecology of Harmful Algae*. Berlin: Springer Verlag, pp. 95–109.
http://dx.doi.org/10.1007/978-3-540-32210-8
- Palmer-Felgate, E. J.; Mortimer, R. I. G.; Krom, M. D.; Jarvie, H. P.; Williams, R. J.; Spraggs, R. E.; Stratford, C. J. 2011. Internal loading of phosphorus in a sedimentation pond of a treatment wetland: effect of phytoplankton crash, *Science of the Total Environment* 409: 2222–2232.
http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.02.034
- Pęczuła, W. 2013. Influence of barley straw (*Hordeum vulgare L.*) extract on phytoplankton dominated by *Scenedesmus* species in laboratory conditions: the importance of the extraction duration. *Journal of Applied Phycology*.
http://dx.doi.org/10.1007/s10811-012-9900-7
- Plant, L. J.; House, W. A. 2002. Precipitation of calcite in the presence of inorganic phosphate, *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 203(1–3): 143–153.
http://dx.doi.org/10.1016/S0927-7757(01)01089-5
- Purcell, D.; Parsons, S. A.; Jefferson, B.; Holden, S.; Campbell, A.; Wallen, A.; Chipps, M.; Holden, B.; Ellingham, A. 2013. Experiences of algal bloom control using green solutions barley straw and ultrasound, an industry perspective, *Water and Environment Journal*.
http://dx.doi.org/10.1111/wj.1747-6593.2012.00338.x
- Rajabi, H.; Filizadeh, Y.; Soltani, M.; Fotokian, M. H. 2010. The use of barley straw for controlling of cyanobacteria under field application, *Journal of Fisheries and Aquatic Science* 5(5): 394–401.
http://dx.doi.org/10.3923/jfas.2010.394.401
- Schwaderer, A. S.; Yoshiyama, K.; Pinto, P. d. T.; Swenson, N. G.; Klausmeier, C. A.; Litchman, E. 2011. Eco-evolutionary differences in light utilization traits and distributions of freshwater phytoplankton, *Limnology and Oceanography* 56(2): 589–598.
http://dx.doi.org/10.4319/lo.2011.56.2.0589
- von Sperling, E.; da Silva Ferreira, A. C.; Nunes Ludolf Gomes, L. 2008. Comparative eutrophication development in two Brazilian water supply reservoirs with respect to nutrient concentrations and bacteria growth, *Desalination* 226(1–3): 169–174.
http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2007.02.105
- Waybrigt, T. J.; Terlizzi, D. E.; Ferrier, M. D. 2009. Chemical characterisation of the aqueous algistic fraction of barley straw (*Hordeum vulgare*) inhibiting *Microcystis aeruginosa*, *Journal of Applied Phycology* 21: 333–340.
http://dx.doi.org/10.1007/s10811-008-9373
- Willame, R.; Hoffmann, L. 2006. Les cyanobactéries (algues bleues) responsables d’efflorescences dans les eaux stagnantes. Aspects systématiques-écologiques-toxicologiques. Centre de Recherches Gabriel Lippmann, 125 p.
http://www.eau-artois-picardie.fr/IMG/BaseDoc/aegis/871/B%2010727.pdf. (in French)
- Xiang, S. L.; Zhou, W. B. 2011. Phosphorus forms and distribution in the sediments of Poyang Lake, China, *International Journal of Sediment Research* 26(2): 230–238.
http://dx.doi.org/10.1016/S1001-6279(11)60089-9
- Xie, L. Q.; Xie, P.; Tang, H. J. 2003. Enhancement of dissolved phosphorus release from sediment to lake water by *Microcystis* blooms: an enclosure experiment in a hyper-eutrophic, subtropical Chinese lake, *Environmental Pollution* 122(3): 391–399.
http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00305-6

Impact des remises en suspension du sédiment liées au trafic fluvial en rivières canalisées sur l'état des masses d'eau. Application au bassin Artois-Picardie.

La canalisation et la création de canaux de liaison, destinées à faciliter le développement industriel et les échanges commerciaux ont entraîné une forte pollution historique ainsi qu'une artificialisation de milieux naturels, désormais soumis aux objectifs de bon potentiel. La remise en suspension par le trafic fluvial des sédiments pose la question de son impact sur la qualité des eaux et sur l'atteinte des objectifs d'état. L'étude de la qualité chimique des sédiments et de l'eau de trois canaux du Nord de la France, la Deûle, la Sensée (naviguées) et la Scarpe (non naviguée) montre que ceux-ci présentent des concentrations variables en P et en ETM (globalement Deûle ~ Scarpe > Sensée), ces derniers restant globalement bien piégés par les sulfures dans les sédiments. Même si les concentrations en ETM dissous restent relativement faibles par rapport aux concentrations enregistrées dans les sédiments, elles peuvent parfois excéder les normes de qualité environnementales de la DCE. La labilité de ces ETM estimée par les DGT s'avère faible y compris pour Pb qui est cependant accumulé de façon importante par les gammares encagés déployés sur les trois sites. La navigation ne semble jouer qu'un rôle limité sur l'enrichissement de la colonne d'eau en métaux et en phosphore dissous, ainsi que sur l'oxygénation des eaux de surface. Le phytoplancton apparaît avoir une influence plus importante que la navigation sur l'évolution de ces milieux. Finalement, l'impact de la navigation sur la qualité chimique de l'eau reste limité en raison de la géochimie singulière du bassin Artois-Picardie.

Mots-clés : navigation, qualité de l'eau, sédiments fluviaux, éléments traces métalliques, phosphore, phytoplancton, gammares, DGT

Impact of sediment resuspension events due to boat traffic in channelled river on the water bodies quality. Study case of the Artois-Picardie basin

Rivers channelization and creation of linking channels to facilitate industrial development and trade have led to a strong historical pollution and artificialization of aquatic environments that are now subjected to good potential status objectives. Sediment resuspension by navigation, its impact on water quality and the achievement of status are the main concern of this thesis. Sediment and water chemical quality of three channels of Northern France have been studied: the Deûle River, the Sensée River (both navigated) and the Scarpe River (not navigated). The rivers have varying concentrations of P and ETM (overall Deûle ~ Scarpe > Sensée), which are generally well trapped with sulfides in sediments. Although the concentrations of dissolved ETM remain relatively low compared to the levels recorded in the sediment, they can sometimes exceed the environmental quality standards of the WFD. Lability of these ETM estimated by DGT is weak, even for Pb which is however significantly accumulated by caged gammarids deployed on the three sites. The navigation seems to play a limited role in the enrichment of the water column in dissolved metals and phosphorus, as well as the oxygenation of surface waters. Phytoplankton appears to have a greater influence on the evolution of these environments. Finally, the impact of navigation on the chemical quality of the water remains limited due to the peculiar geochemistry of the Artois-Picardie basin.

Keywords: navigation, water quality, freshwater sediments, trace metals, phosphorus, phytoplankton, gammarid, DGT