



**HAL**  
open science

# Dynamique des masses d'eaux côtières libanaises soumises à l'impact d'un fleuve.

Myriam Ghsoub

► **To cite this version:**

Myriam Ghsoub. Dynamique des masses d'eaux côtières libanaises soumises à l'impact d'un fleuve..  
Océanographie. Université de Perpignan, 2019. Français. NNT : 2019PERP0026 . tel-02522909

**HAL Id: tel-02522909**

**<https://theses.hal.science/tel-02522909v1>**

Submitted on 28 Mar 2020

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



# THÈSE

Pour obtenir le grade de  
Docteur

Délivré par  
**UNIVERSITE DE PERPIGNAN VIA DOMITIA**

Préparée au sein de l'école doctorale **ED305**  
Et de l'unité de recherche **CEFREM**

Spécialité :

**Océanologie**

Présentée par

**GHSOUB Myriam**

**Dynamique des masses d'eaux côtières libanaises  
soumises à l'impact d'un fleuve**

Soutenue le **27 Septembre 2019** devant le jury composé de

**Mme. Béatrice MARIN,**  
Professeur, Université de Reims

Rapporteur

**M. Jean-Luc PROBST,**  
Professeur, INP, Toulouse

Rapporteur

**M. Wolfgang LUDWIG,**  
Professeur, Université de Perpignan -Via Domitia

Directeur

**M. Gaby KHALAF,**  
Professeur, CNRS-L, Centre National des Sciences Marines

Co-directeur

**M. Thierry COURP,**  
Maitre de conférences, Université de Perpignan -Via Domitia

Examineur

**M. Milad FAKHRI,**  
Chercheur associé, CNRS-L, Centre National des Sciences Marines

Examineur



## **REMERCIEMENTS**

Je remercie tout d'abord le CNRS Libanais spécifiquement le Secrétaire Général, Mr Mouïñ HAMZE, qui m'a accordé le financement de la thèse.

Je remercie de même très profondément le directeur du Centre National des Sciences Marines, Mr Milad FAKHRI pour m'avoir accueilli au sein du laboratoire et pour toute son aide et sa contribution pour la réussite de ce travail. Depuis mon stage de master 2, il continu à être un appui solide, je lui exprime ma grande gratitude.

Mes remerciements s'adressent aussi à mon aimable co-directeur Mr. Gaby KHALAF. Je suis très reconnaissante pour ses indispensables conseils. J'adresse ainsi mes remerciements à mon directeur principal Mr. Wolfgang LUDWIG, qui a accepté de m'accueillir dans son unité de recherche et à Mr. Thierry COURP pour son engagement continu.

Mes remerciements s'adressent ensuite à Mme Béatrice MARIN et Mr Jean Luc PROBST, pour l'effort et le temps qu'ils ont consacré pour être rapporteurs de thèse.

Je remercie très chaleureusement tous les membres du Centre National des Sciences Marines, avec qui j'ai passé ces dernières années dans une ambiance de famille. De même, je remercie l'équipe du CANA-CNRS (navire océanographique), pour son aide lors des missions d'échantillonnages. J'adresse mes remerciements à tous les personnels du Laboratoire CEFREM. Je remercie, Mme Roselyne BUSCAIL, Mr Dominique AUBERT, Mr Bruno CHARRIERE et Mr Christophe MENNITTI pour leur aide scientifique et pour leur gentillesse.

J'aimerais de même exprimer mes plus sincères remerciements pour mon cher professeur Mr. Alexandre SURSOCK, pour sa gentillesse et ses précieuses instructions.

Un grand dernier merci à ma petite famille et à mon mari pour leur support continu.

## **Dynamique des masses d'eaux côtières libanaises soumises à l'impact d'un fleuve**

### **Résumé**

Le but principal de cette étude est de comprendre le fonctionnement de la zone interface, continuum terre-mer au Liban. Suite à l'anthropisation spécifiquement la construction des barrages, les apports du fleuve vers la mer en termes de quantité et qualité, sont modifiés de nos jours. Le fleuve Ibrahim, ayant le débit le plus important parmi les fleuves libanais, interrompu par trois barrages, a été choisi comme étude de cas représentant les fleuves côtiers libanais. Les différents paramètres retenus ont permis de dégager des résultats intéressants. Au niveau de l'eau de surface marine le panache fluvial est décelé par l'étude des paramètres hydrologiques des masses d'eaux superficielles.

Les résultats montrent aussi que l'apport fluvial est le contributeur principal en nutriments au niveau de la région côtière durant la saison humide, élucidé par les teneurs en nitrates et silice dissoute. D'autre part, le transfert des particules de la zone côtière vers le large, à travers la pente continentale, se fait par l'intermédiaire de couches néphéloïdes.

L'origine des sédiments et de leurs constituants est mise en relief en analysant plusieurs paramètres sédimentaires. La combinaison des paramètres granulométriques et géochimiques organiques et inorganiques et l'application des tests statistiques a permis de distinguer entre deux environnements de dépôt. (1) Les environnements littoraux ( $\leq 30$  m) ou zone de « bypass » où le sable fin et la matière organique autochtone dominant. (2) Les environnements profonds ( $\geq 60$  m) ou zones de dépôts où la fraction fine et la matière organique allochtone dominant.

Sur l'ensemble du suivi **l'état chimique** de l'eau du fleuve au niveau des deux stations échantillonnées, déduit des teneurs en nutriments et macrofaune benthique, est considéré comme **bon à très bon** d'après les normes internationales. Finalement, l'analyse des éléments traces métalliques confirme la faible contribution anthropique dans les stations marines et fluviales échantillonnées malgré la densité de population croissante au niveau de la région côtière Libanaise.

**Mots clés :** Méditerranée orientale, Liban, fleuve Ibrahim, zone côtière, paramètres hydrologiques, granulométrie, matière organique, éléments traces métalliques, terres rares, macro invertébrés-benthiques.

## **Dynamics of Lebanese coastal waters subjected to the impact of a river**

### **Abstract**

The main purpose of this study is to understand the functioning of the coastal zone, land-sea continuum in Lebanon. Following the construction of dams, the contributions of the river towards the sea in terms of quantity and quality, are modified nowadays. The Ibrahim river, having the highest flow among the Lebanese rivers, interrupted by three dams, was chosen as a case study representing the Lebanese coastal rivers. The various parameters retained made it possible to obtain interesting results.

At sea surface water level, the river plume is detected by studying the hydrological parameters of surface water.

The results also show that the river is the main nutrient contributor in the coastal region during the wet season, elucidated by the nitrate and dissolved silica contents. On the other hand, the transfer of particles from the coastal zone to the open sea, across the continental slope, takes place through the nepheloid layers.

The origin of sediments and their constituents is highlighted by analyzing several sediment parameters. The combination of organic and inorganic particle size and geochemical parameters and the application of statistical tests made it possible to distinguish between two deposition environments. (1) Coastal environments ( $\leq 30$  m) or "bypass" area where fine sand and autochthonous organic matter dominate. (2) Deep environments ( $\geq 60$  m) or deposit areas where the fine fraction and allochthonous organic matter dominate.

The ecological state of the river water at the two sampled stations, deduced from the contents of nutrients and benthic macrofauna, is considered good to very good according to international standards. Finally, the analysis of metallic trace elements confirms the low anthropogenic contribution in the marine and river stations despite the increasing density of the population in the Lebanese coastal region.

**Key words:** Eastern Mediterranean, Lebanon, Ibrahim River, coastal zone, hydrological parameters, granulometry, organic matter, trace metals, rare earth elements, benthic macro invertebrates.

## Table des matières

<b>Liste des abréviations</b>	15
<b>Liste des figures</b>	16
<b>Liste des tableaux</b>	23
<b>Chapitre 1 : Introduction générale</b>	26
1. Paramètres hydrologiques	29
2. Nutriments	30
3. Granulométrie des sédiments	33
4. Géochimie organique	35
5. Géochimie inorganique	36
5.1. Eléments traces métalliques (ETM) :	36
5.2. Terres rares (REE) :	38
6. Bactériologie	39
7. Macro-invertébrés benthiques	39
8. Objectifs de l'étude	40
<b>Chapitre 2 : Matériels et Méthodes</b>	45
1. Zone d'étude	46
1.1. Mare Medi Terra (Mer méditerranée)	46
1.2. Liban	47
1.2.1. Géographie et topographie	47
1.2.2. Démographie	53
1.2.3. Lithologie et géologie	53

1.2.4. Climatologie	53
1.2.5. Ressources hydriques	54
1.3. Fleuve Ibrahim	57
1.3.1. Géologie et occupation du sol du bassin versant Ibrahim	59
1.3.2. Composition granulométrique et teneur en matière organique du bassin versant Ibrahim	61
1.3.3. Débits	63
2. Echantillonnage	66
2.1. Echantillonnage fluvial	66
2.1.1. Echantillonnage de l'eau	67
2.1.2. Macro-invertébrés	68
2.1.3. Sédiments et matières en suspension	69
2.2. Echantillonnage marin	69
2.2.1. Echantillonnage de l'eau	69
2.2.1.1. Transect longitudinal M1 à M6	69
2.2.1.2. Paramètres hydrologiques des eaux marines superficielles (transects continus)	70
2.2.1.3. Profils CTD (domaine marin)	71
2.2.2. Echantillonnage du sédiment	71
2.2.3. Macro-invertébrés benthiques	73

2.3.	Paramètres et méthodes d'analyse	76
2.3.1.	Analyse de l'eau	76
2.3.1.1.	Paramètres hydrologiques (sonde CTD):	76
2.3.1.2.	Les nutriments	77
2.3.1.3.	Bactériologie	78
2.4.	Traitement des sédiments et méthodes d'analyses	79
2.4.1.	Granulométrie	79
2.4.2.	Carbone Organique (CO)	85
2.4.3.	Azote total (NT)	86
2.4.4.	Rapports Isotopiques $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$	86
2.4.5.	Matière Organique Labile	87
2.4.6.	Pigments Photosynthétiques	89
2.4.7.	Phosphate total :	91
2.4.8.	Métaux traces	92
2.5.	Traitement des données de la macrofaune	94
2.5.1.	Cours d'eau	94
2.5.1.1.	Indice biotique	94
2.5.1.2.	Indice de diversité de Shannon et Weaver ( $I_d$ ) (Shannon and Weaver, 1948)	94



2.5.2. Zone côtière	95
2.5.2.1. Analyses statistiques	95
2.5.2.2. Rapport polychètes/amphipodes (BPA)	95
2.6. Analyses statistiques :	96
<b>Chapitre 3 : Interaction Terre-Mer</b>	98
<b>Partie 1 : Caractéristiques physico-chimiques des eaux fluviales et marines</b>	99
1. Caractéristiques physico-chimiques des eaux fluviales	100
1.1. Température	100
1.2. Nutriments	101
2. Domaine marin	105
2.1. Caractéristiques physico-chimiques des eaux marines	105
2.1.1. Evolution de la température	105
2.1.2. Evolution de la salinité	106
2.1.3. Evolution de la conductivité	107
2.1.4. Evolution de la turbidité	108
2.1.5. Evolution de la chlorophylle	109
2.2. Nutriments	110
2.3. Analyse en composante principale	114

2.4. Distribution spatiale et temporelle des eaux marines superficielles en face de l'embouchure du fleuve Ibrahim	117
2.4.1. Mai 2017	117
2.4.2. Août 2017	122
2.4.3. Novembre 2017	128
2.4.4. Décembre 2017	133
2.5. Distribution spatiale et temporelle des eaux marines de la côte vers le large	138
Conclusion	147
<b>Partie 2 : Etude granulométrique des sédiments</b>	148
Introduction	149
1. Grain Moyen :	149
2. Écart type (tri) :	152
3. Asymétrie :	153
4. Kurtosis :	154
5. Variations spatiales des paramètres granulométrique	155
6. Diagrammes bivariés :	156
6.1. Grain Moyen et écart type	156
6.2. Grain Moyen et Asymétrie	157

6.3. Ecart-type et Asymétrie	158
6.4. Grain Moyen, Écart-type et Asymétrie vs Kurtosis	160
7. Diagramme CM :	162
8. Analyse linéaire discriminante (LDA)	164
9. Variation saisonnière des paramètres granulométriques	168
9.1. Différences saisonnières pour les stations profondes $\geq 60$ m	168
9.2. Différences saisonnières pour les stations littorales $\leq 30$ m	169
10. Analyse en composante principale (ACP)	172
Conclusion	175
<b>Partie 3 : Origine et état de dégradation de la matière organique dans les sédiments</b>	176
Introduction	177
1. Distribution du carbone organique et de l'azote total	177
2. Pigments photosynthétiques et matière organique labile	179
3. Rapport protéines/glucides et niveau trophique	186
4. Source de matière organique dans les sédiments	187
4.1. Rapport C/N	187
4.2. $\delta^{15}\text{N}$	190
4.3. $\delta^{13}\text{C}$ et distribution de la fraction terrestre	191

5. Distribution des phosphates	194
6. Distribution spatiale des paramètres de géochimie organique	196
7. Analyse en composante principale (ACP)	197
8. Variations saisonnières des paramètres biogéochimiques	201
8.1. Différences saisonnières aux stations littorales $\leq 30$ m	201
8.2. Différences saisonnières aux stations profondes $\geq 60$ m	205
Conclusion	208
<b>Partie 4 : Géochimie inorganique des sédiments marins et fluviaux</b>	209
1. Eléments majeurs	210
2. REE	213
2.1. Normalisation par rapport à des références internationales et locales	215
2.2. Normalisation par rapport à l'UCC	216
2.3. Normalisation par rapport au Shales (NASC et PAAS)	217
2.4. Normalisation par rapport aux Chondrites	219
2.5. Normalisation par rapport à une Référence locale	221
2.6. Distribution spatiale des terres rares	222
2.7. Analyse en composante principale (ACP)	226
2.8. Fractionnement des REE : Rapports et distribution spatiale	229

2.8.1. Rapport La/Yb	230
2.8.2. Influence des facteurs granulométrie et matière organique	231
2.9. Provenance des sédiments marins côtiers	234
2.9.1. Normalisation au matériel fluvial	234
2.9.2. Rapports La/Nd vs La/Sm	237
2.9.3. Rapports LREE/HREE et La/Yb	238
2.9.4. La/Yb vs Gd/Yb	240
Conclusions	241
<b>Chapitre 4 : Etat écologique et niveau trophique</b>	242
<b>Partie 1 : Qualité de l'eau fluvial et marine</b>	243
1. Cours d'eau	244
1.1. Nutriments	244
1.2. Classification de l'état physico-chimique du fleuve Ibrahim	246
1.3. Bactériologie	248
1.3.1. Origine de la pollution fécale : Rapport FC/FS	251
1.4. Analyse en composante principale	252
2. Domaine marin	255
2.1. Bactériologie	255
2.2. Etat écologique	256

2.3. Statut trophique	258
<b>Partie 2 : Ampleur de la contamination métallique</b>	<b>260</b>
1. Eléments traces métalliques (ETM)	261
1.1. Distribution Spatiale et temporelle	262
1.2. Analyse en composante principale (ACP)	266
1.3. Evaluation de la contamination	270
1.3.1. Facteur de contamination (CF)	271
Comparaison par rapport à l'UCC	272
Comparaison par rapport à une référence locale	273
1.3.2. Indice de géo accumulation (I géo)	274
1.3.3. Facteur d'enrichissement (EF)	277
Comparaison par rapport à l'UCC	278
Comparaison par rapport à une référence Locale	280
1.3.4. Indice de pollution sédimentaire (IPS)	281
1.3.5. Indice écologique (ERL/ ERM)	282
<b>Partie 3 : Etude des macro-invertébrés benthiques du fleuve Ibrahim et de la zone interface cours d'eau-Mer</b>	<b>287</b>
Introduction	288
1. Macro-invertébrés du fleuve Ibrahim	288
1.1. Indice de diversité de Shannon et Weaver	292
1.2. Indice biotique	292

2. Macrofaune marine	292
<hr/>	
2.1. Analyse en composante principale (ACP)	298
<hr/>	
2.2. Différence saisonnière (Abondance des macro-invertébrés benthiques)	300
<hr/>	
2.3. Rapport polychètes/amphipodes (BPA)	301
<hr/>	
Conclusion du chapitre 4	302
<hr/>	
<b>Chapitre 5 : Synthèse, conclusions et perspectives</b>	305
<hr/>	
<b>Bibliographies</b>	313
<hr/>	
<b>Annexes</b>	325
<hr/>	
<b>Annexe 1 : Statistique (Granulométrie)</b>	335
<hr/>	
<b>Annexe 2 : Statistique (Géochimie organique)</b>	327
<hr/>	
<b>Annexe 3 : Eléments majeurs</b>	329
<hr/>	
<b>Annexe 4 : Terres rares</b>	331
<hr/>	
<b>Annexe 5 : Résultats ETM</b>	332
<hr/>	
<b>Annexe 6: Article 1: River signature over coastal area (Eastern Mediterranean): Grain size and geochemical analyses of sediments</b>	335

## Liste des abréviations

**ACP** : Analyse en composantes principales  
**BNL** : Bottom Nepheloid Layer  
**BPA** : Rapport amphipodes, polychètes  
**CF (Chapitre 1)** : Coliformes fécaux  
**CF (Chapitre 4)** : Facteur de contamination  
**CHO**: Glucides  
**CO**: Carbone organique  
**CNRS-L** : Conseil National de la Recherche Scientifique-Liban  
**CNSM** : Centre National des Sciences Marines  
**Dim 1** : Première dimension de l'ACP  
**Dim 2** : Deuxième dimension de l'ACP  
**EF** : Facteur d'enrichissement  
**EO** : Transect Est-Ouest  
**ETM** : Eléments traces métalliques  
**Ft** : Fraction terrestre du carbone organique  
**HREE** : Terres rares lourdes  
**I géo** : Indice de géoaccumulation  
**INL** : Intermediate Nepheloid Layer  
**IPS** : Indice de pollution sédimentaire  
**LOM** : Matière organique labile  
**LPD** : Lipides  
**LREE** : Terres rares légères  
**Mes** : Matières en suspension  
**NE** : Direction du vent Nord-Est  
**NS** : Transect Nord-Sud  
**NT** : Azote total  
**PRT**: Protéines  
**REE**: Terres rares  
**SE**: Direction du vent Sud-Est  
**SF**: Streptocoques fécaux  
**SNL**: Surface Nepheloid Layer  
**UCC**: Croute terrestre



## Liste des figures

Figure 1: Cadre de l'étude et différentes parties de la thèse .....	42
Figure 2: Zone d'étude : Bassin oriental de la Mer Méditerranée .....	47
Figure 3: Carte topographique du Liban (CNRS).....	48
Figure 4: Direction et vitesse des courants de surface dans la zone d'étude.....	50
Figure 5: Carte Bathymétrique du Liban (Croisière Shalimar 2003 IFREMER-IPGP-CNRS) .....	52
Figure 6: Rivières libanaises (CNRS 2005) .....	56
Figure 7: Bassin versant Ibrahim (à gauche) et localisation spatiale des barrages, des centrales électriques et des stations d'échantillonnage (R1, R2 et R3) sur le bassin versant Ibrahim (à droite) (Khalaf, 1984). .....	58
Figure 8: Profil longitudinal de l'Ibrahim avec les trois secteurs (Khalaf, 1984).....	58
Figure 9: Carte QGIS représentant la géologie du bassin Versant Ibrahim (Centre de Télédétection Libanais NCRS/CNRS-L) .....	60
Figure 10: Carte QGIS représentant le mode d'occupation du sol au niveau du bassin Versant Ibrahim (Centre de Télédétection Libanais NCRS/CNRS-L).....	60
Figure 11: Carte QGIS représentant le pourcentage du sable au niveau du bassin Versant Ibrahim (Centre de Télédétection Libanais NCRS/CNRS-L).....	61
Figure 12: Carte QGIS représentant le pourcentage de la fraction limoneuse au niveau du bassin Versant Ibrahim (Centre de Télédétection Libanais NCRS/CNRS-L) .....	62
Figure 13: Carte QGIS représentant le pourcentage de la fraction argileuse au niveau du bassin Versant Ibrahim (Centre de Télédétection Libanais NCRS/CNRS-L).....	62
Figure 14: Carte QGIS représentant le pourcentage de la matière organique au niveau du bassin Versant Ibrahim (Centre de Télédétection Libanais NCRS/CNRS-L) .....	63
Figure 15: Débit du fleuve Ibrahim (Septembre 2015-Aout 2018).....	65
Figure 16: Echantillonnage des macro-invertébrés benthiques (fleuve Ibrahim).....	68
Figure 17: Tri et identification des macro-invertébrés benthiques du cours d'eau Ibrahim .....	68
Figure 18 : Répartition des transects pour le suivi des eaux superficielles marines.....	71
Figure 19: Distribution spatiale des stations d'échantillonnage au niveau de la zone marine côtière en face de l'embouchure du Fleuve Ibrahim. ....	72
Figure 20: Echantillonnage des macro-invertébrés benthiques (Eau côtière) .....	74
Figure 21: Tri et identification des macro-invertébrés benthiques de la zone côtière .....	74
Figure 22: Analyseur de distribution à granulométrie laser (Partica LA-950V2) .....	79
Figure 23: Etapes de l'analyse granulométrique par l'analyseur de distribution à granulométrie laser.....	80
Figure 24 : Différentes étapes de l'analyse de la matière organique .....	85
Figure 25 : Différentes étapes de l'analyse des glucides .....	87
Figure 26 : Différentes étapes de l'analyse des lipides.....	88
Figure 27 : Différentes étapes de l'analyse des protéines .....	89
Figure 28 : Etapes de l'analyse des pigments photosynthétiques.....	90
Figure 29 : Etapes de l'analyse des phosphates .....	91
Figure 30: Etapes de la minéralisation .....	93

Figure 31: Variation spatio-temporelle de la température de l'eau au niveau des stations fluviales de mai 2015 à août 2017 en relation avec le débit du fleuve. ....	101
Figure 32: Variation spatio-temporelle de la teneur en nitrates au niveau des stations fluviales en relation avec les débits.....	102
Figure 33: Variation spatio-temporelle de la teneur en nitrites au niveau des stations fluviales en relation avec les débits.....	103
Figure 34: Variation spatio-temporelle de la teneur en ortho phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ , mg/l) des stations fluviales en relation avec les débits .....	104
Figure 35: Variation spatio-temporelle de la teneur en silice dissoute ( $\text{SiO}_2$ , mg/l) au niveau des stations fluviales en relation avec les débits .....	104
Figure 36: Evolution spatio-temporelle de la température de l'eau de surface le long du transect central des stations marines.....	106
Figure 37: Evolution spatio-temporelle de la salinité de l'eau de surface le long du transect central des stations marines.....	107
Figure 38: Evolution spatio-temporelle de la conductivité de l'eau de surface le long du transect central des stations marines.....	108
Figure 39: Evolution spatio-temporelle de la turbidité de l'eau de surface le long du transect central des stations marines.....	109
Figure 40: Evolution spatio-temporelle des teneurs en chlorophylle de l'eau de surface le long du transect central des stations marines .....	110
Figure 41: Evolution spatio-temporelle des teneurs en nitrates de l'eau de surface le long du transect central des stations marines .....	111
Figure 42: Evolution spatio-temporelle des teneurs en nitrites de l'eau de surface le long du transect central des stations marines .....	112
Figure 43: Evolution spatio-temporelle des teneurs en ortho-phosphates de l'eau de surface le long du transect central des stations marines .....	112
Figure 44: Evolution spatio-temporelle des teneurs en silice dissoute de l'eau de surface le long du transect central des stations marines .....	113
Figure 45: Distribution des variables et des stations étudiées 2016-2017 .....	114
Figure 46: Matrice de corrélation N=12 K=10.....	116
Figure 47: Variation spatiale de la température des eaux de surface (0-0.5m de profondeur) en face de l'embouchure du fleuve Ibrahim (mai 2017). La flèche jaune représente la direction et l'intensité du vent (8 nœuds).....	118
Figure 48: Variation spatiale de la salinité des eaux de surface (0-0.5m de profondeur) en face de l'embouchure du fleuve Ibrahim (mai 2017). La flèche jaune représente la direction et l'intensité du vent (8 nœuds).....	119
Figure 49: Variation spatiale de la turbidité des eaux de surface (0-0.5 m) en face de l'embouchure du fleuve Ibrahim (mai 2017). La flèche jaune représente la direction et l'intensité du vent (8 nœuds).....	120
Figure 50: Distribution des variables de l'ACP (mai 2017) .....	121
Figure 51: Matrice de corrélation Spearman (mai 2017) .....	121

Figure 52:Variation spatiale de la température au niveau de l'eau de surface (0-0.5m de profondeur de la région étudiée (août 2017). La flèche jaune représente la direction et l'intensité du vent (7 nœuds).....	123
Figure 53:Variation spatiale de la salinité au niveau de l'eau de surface (0-0.5 m de profondeur) de la région étudiée (août 2017). La flèche jaune représente la direction et l'intensité du vent (7 nœuds). .....	124
Figure 54: Variation spatiale de la turbidité au niveau de l'eau de surface (0-0.5 m de profondeur) de la région étudiée (août 2017). La flèche jaune représente la direction et l'intensité du vent (7 nœuds). .....	125
Figure 55:Distribution des variables de l'ACP (Aout 2017).....	126
Figure 56:Matrice de corrélation Spearman (Aout 2017).....	127
Figure 57: Variation spatiale de la température au niveau de l'eau de surface (0-0.5m de profondeur) de la région étudiée (Novembre 2017). L'intensité des vents (2 nœuds) et leur orientation sont représentées par la flèche jaune. ....	128
Figure 58: Variation spatiale de la salinité au niveau de l'eau de surface de la région étudiée (Novembre 2017). L'intensité des vents (6 nœuds) et leur orientation sont représentées par la flèche jaune. ....	129
Figure 59: Variation spatiale de la turbidité au niveau de l'eau de surface de la région étudiée (Novembre 2017). L'intensité des vents (2 nœuds) et leur orientation sont représentées par la flèche jaune. ....	130
Figure 60: Distribution des variables de l'ACP (Novembre 2017).....	131
Figure 61: Matrice de corrélation Spearman (Novembre 2017).....	132
Figure 62: Variation spatiale de la température au niveau de l'eau de surface de la région étudiée (Décembre 2017). L'intensité des vents (4 nœuds) et leur orientation sont représentées par la flèche jaune.....	133
Figure 63: Variation spatiale de la salinité au niveau de l'eau de surface de la région étudiée (Décembre 2017). L'intensité des vents (4 nœuds) et leur orientation sont représentées par la flèche jaune. ....	134
Figure 64: Variation spatiale de la turbidité au niveau de l'eau de surface de la région étudiée (Décembre 2017). L'intensité des vents (12 nœuds) et leur orientation sont représentées par la flèche jaune. ....	135
Figure 65: Distribution des variables de l'ACP (Décembre 2017).....	136
Figure 66: Matrice de corrélation Spearman (Décembre 2017).....	137
Figure 67: Profils verticaux de température relevés le 23 janvier 2017 face à l'embouchure du fleuve Ibrahim. ....	139
Figure 68: Profils verticaux de salinité relevés le 23 janvier 2017 face à l'embouchure du fleuve Ibrahim.....	140
Figure 69: Profils verticaux de turbidité relevés le 23 janvier 2017 face à l'embouchure du fleuve Ibrahim.....	141
Figure 70: Profils verticaux de température relevés le 16 mai 2017 face à l'embouchure du fleuve Ibrahim. ....	142
Figure 71: Profils verticaux de salinité relevés le 16 mai 2017 face à l'embouchure du fleuve Ibrahim.....	143

Figure 72: Profils verticaux de turbidité relevés le 16 mai 2017 face à l'embouchure du fleuve Ibrahim.....	144
Figure 73: Profils verticaux de température relevés le 2 août 2017 face à l'embouchure du fleuve Ibrahim. ....	145
Figure 74: Profils verticaux de salinité relevés le 2 août 2017 face à l'embouchure du fleuve Ibrahim.....	145
Figure 75: Profils verticaux de turbidité relevés le 2 août 2017 face à l'embouchure du fleuve Ibrahim.....	146
Figure 76: Distribution granulométrique des sédiments au niveau des stations M1, M6, M200, Mes1 et R1 .....	150
Figure 77: Diagramme ternaire: Distribution granulométrique des sédiments.....	151
Figure 78: Distribution spatiale de grain moyen des sédiments au niveau de la zone d'étude.....	152
Figure 79: Distribution spatiale du Tri granulométrique des sédiments au niveau de la zone d'étude.....	153
Figure 80: Distribution spatiale de l'asymétrie granulométrique des sédiments au niveau de la zone d'étude .....	154
Figure 81: Distribution spatiale du Kurtosis granulométrique des sédiments au niveau de la zone d'étude.....	155
Figure 82: Grain Moyen en fonction du Tri dans la zone d'étude.....	157
Figure 83: Grain Moyen en fonction de l'asymétrie dans la zone d'étude.....	158
Figure 84: Ecart-type en fonction de l'asymétrie dans la zone d'étude.....	159
Figure 85: Grain Moyen en fonction du Kurtosis dans la zone d'étude.....	160
Figure 86: Ecart-type en fonction du Kurtosis dans la zone d'étude.....	161
Figure 87: Asymétrie en fonction du Kurtosis dans la zone d'étude.....	162
Figure 88: Graphiques CM.....	163
Figure 89: Y3 en fonction de Y2 au niveau de la zone d'étude.....	165
Figure 90: Y4 en fonction de Y3 au niveau de la zone d'étude.....	166
Figure 91: Distribution spatiale de Y3 au niveau de la zone d'étude.....	167
Figure 92: Distribution spatiale de Y4 au niveau de la zone d'étude.....	167
Figure 93: Distribution du grain moyen (stations $\geq 60$ m) selon les mois.....	169
Figure 94: Distribution du grain moyen (stations $\leq 30$ m) selon les mois.....	170
Figure 95: Distribution du Tri granulométrique (stations $\leq 30$ m) selon les mois.....	170
Figure 96: Distribution de Y3 (stations $\leq 30$ m) selon les mois.....	171
Figure 97: Distribution de Y4 (stations $\leq 30$ m) selon les mois.....	171
Figure 98: Matrice de corrélation entre les différents paramètres granulométriques.....	173
Figure 99: Distribution des paramètres granulométriques et des stations.....	174
Figure 100: Distribution spatiale du carbone organique dans les sédiments de la région marine étudiée.....	178
Figure 101: Distribution spatiale de l'azote total dans les sédiments de la région marine étudiée .....	179
Figure 102: Distribution spatiale de la chlorophylle-a au niveau des sédiments de la région marine étudiée .....	180

Figure 103: Distribution spatiale des phéopigments au niveau des sédiments de la région marine étudiée .....	181
Figure 104: Distribution spatiale des glucides au niveau des sédiments de la région marine étudiée.....	183
Figure 105: Distribution spatiale des protéines au niveau des sédiments de la région marine étudiée.....	183
Figure 106 : Distribution spatiale des lipides au niveau des sédiments de la région marine étudiée.....	184
Figure 107 : Distribution spatiale de la fraction organique labile au niveau des sédiments de la région marine étudiée .....	185
Figure 108: Distribution spatiale et temporelle du rapport élémentaire C/N .....	190
Figure 109: Distribution du $\delta^{15}\text{N}$ .....	191
Figure 110: Distribution spatiale du $\delta^{13}\text{C}$ dans les sédiments de la région marine étudiée.....	192
Figure 111: Distribution spatiale de la fraction organique terrestre dans les sédiments de la région marine étudiée .....	194
Figure 112: Distribution spatiale du phosphate total dans les sédiments de la région marine étudiée.....	195
Figure 113: Matrice de corrélation des différents paramètres N=38 K=36.....	199
Figure 114 : Graphe des individus et des Variables de l'ACP .....	201
Figure 115 : Distribution saisonnière du CO (stations $\leq 30$ m) .....	202
Figure 116: Distribution saisonnière des glucides (stations $\leq 30$ m).....	203
Figure 117 : Distribution saisonnière des lipides (stations $\leq 30$ m).....	203
Figure 118: Distribution saisonnière de la fraction organique labile (stations $\leq 30$ m).....	204
Figure 119 : Distribution saisonnière de la chlorophylle (stations $\leq 30$ m).....	204
Figure 120 : Distribution saisonnière des phéopigments (stations $\leq 30$ m).....	205
Figure 121 : Distribution saisonnière des protéines (stations $\geq 60$ m).....	206
Figure 122 : Distribution saisonnière de la fraction organique labile (stations $\geq 60$ m).....	206
Figure 123 : Distribution saisonnière des lipides (stations $\geq 60$ m).....	207
Figure 124 : Distribution saisonnière de l'azote total (stations $\geq 60$ m).....	207
Figure 125:Teneurs en éléments majeurs au niveau du site étudié.....	212
Figure 126:Distribution spatiale des éléments Na, Mg, K et Al ayant une différence significative entre les stations .....	213
Figure 127:Diagramme de distribution des REE .....	214
Figure 128:Diagramme de distribution des REE (Moyenne).....	214
Figure 129:Diagramme de distribution des REE normalisés par rapport à l'UCC (Moyenne) ..	217
Figure 130:Diagramme de distribution des REE normalisés par rapport au NASC (Moyenne)	218
Figure 131:Diagramme de distribution des REE normalisés par rapport au PAAS (Moyenne)	219
Figure 132:Diagramme de distribution des REE normalisés par rapport aux chondrites (Moyenne).....	220
Figure 133:Diagramme de distribution des REE normalisés par rapport à une référence Locale (Moyenne).....	221
Figure 134:Distribution spatiale des REE, LREE, et du rapport LREE/HREE .....	225

Figure 135:Matrice de corrélation N=23 K=21 $r = 0.359$ ( $p < 0.05$ ) ; $r = 0.492$ ( $p < 0.01$ ) ; $r = 0.621$ ( $p < 0.001$ ) .....	228
Figure 136:Distribution spatiale du rapport La/Yb .....	230
Figure 137 : Corrélation entre La/Yb et CO (%).....	231
Figure 138 : Corrélation entre La/Yb et Grain Moyen (Phi).....	232
Figure 139 : Corrélation entre La/Sm et CO (%) .....	232
Figure 140 : Corrélation entre La/Sm et Grain Moyen (Phi) .....	233
Figure 141 : Corrélation entre La/Nd et CO (%) .....	233
Figure 142 : Corrélation entre La/Nd et Grain Moyen (Phi) .....	234
Figure 143:Normalisation des REE dans les sédiments marins par rapport aux sédiments du barrage (R3) .....	235
Figure 144:Normalisation des REE dans les sédiments marins par rapport à Mes2 .....	235
Figure 145:Normalisation des REE dans les sédiments marins par rapport à Mes1 .....	236
Figure 146:Diagramme La/Sm vs La/Nd .....	237
Figure 147:Diagramme LREE vs HREE .....	239
Figure 148:Diagramme La/Yb vs LREE/HREE.....	239
Figure 149:Diagramme La/Yb vs Gd/Yb.....	241
Figure 150: Variation spatio-temporelle de la teneur en P-PO <sub>4</sub> au niveau des stations fluviales par rapport aux valeurs seuils de Skoulikidis et al. (2006).....	247
Figure 151:Variation spatio-temporelle de la teneur en N-NO <sub>3</sub> au niveau des stations fluviales par rapport aux valeurs seuils de Skoulikidis et al. (2006).....	248
Figure 152:Variation spatio-temporelle de la teneur en N-NO <sub>2</sub> au niveau des stations fluviales par rapport aux valeurs seuils de Skoulikidis et al. (2006).....	248
Figure 153:Distribution des variables des stations étudiées (ACP) au niveau du fleuve Ibrahim .....	253
Figure 154:Matrice de corrélation N=9 K=7 ( $r = 0.729$ ( $p < 0.05$ ) ; $r = 0.882$ ( $p < 0.01$ ) ; $r = 0.963$ ( $p < 0.001$ )) La couleur rouge signale une corrélation négative alors que la couleur bleue montre une corrélation positive. L'Astérisx indique le degré de significativité de la corrélation. P-values (0, 0.001, 0.01, 0.05, 0.1, 1) $\Leftrightarrow$ symboles ("****", "***", "**", ".", " ")......	253
Figure 155:Variation temporelle de la chlorophylle au niveau de l'eau de la région étudiée par rapport à la classification de Simboura et al., (2005).....	257
Figure 156:Variation temporelle de l'indice de statut trophique par rapport au phosphore total au niveau de l'eau de la région étudiée.....	259
Figure 157:Variation temporelle de l'indice de statut trophique par rapport à la chlorophylle-a au niveau de l'eau de la région étudiée.....	259
Figure 158:Distribution spatiale des éléments Pb, Cd, Cu, V ayant une différence significative entre les stations.....	263
Figure 159 :Matrice de corrélation N=29 K=27 $r = 0.323$ ( $p < 0.05$ ) ; $r = 0.445$ ( $p < 0.01$ ) ; $r = 0.567$ ( $p < 0.001$ ) .....	268
Figure 160 :Graphe représentant la distribution des individus et des variables par rapport aux deux dimensions de l'ACP .....	269
Figure 161 : Graphe représentant la distribution des variables par rapport aux deux dimensions de l'ACP.....	270

Figure 162:Distribution du Facteur de Contamination calculé par rapport à l'UCC .....	273
Figure 163:Distribution du Facteur de Contamination calculé par rapport à une référence locale .....	274
Figure 164:Distribution spatiale de l'indice de géo accumulation.....	276
Figure 165 : Distribution spatiale des teneurs du facteur d'enrichissement normalisées par rapport à l'UCC .....	279
Figure 166:Distribution spatiale des teneurs du facteur d'enrichissement normalisées par rapport à une référence locale .....	280
Figure 167:Distribution spatiale des valeurs de l'IPS .....	282
Figure 168:Distribution des teneurs du chrome par rapport à l'ERL et l'ERM .....	284
Figure 169:Distribution des teneurs du cuivre par rapport à l'ERL et l'ERM .....	284
Figure 170:Distribution des teneurs du zinc par rapport à l'ERL et l'ERM .....	285
Figure 171:Distribution des teneurs du cadmium par rapport à l'ERL et l'ERM .....	285
Figure 172:Distribution des teneurs du plomb par rapport à l'ERL et l'ERM .....	286
Figure 173:Distribution spatio-temporelle des macro-invertébrés au niveau de la zone marine étudiée.....	294
Figure 174:Distribution de la densité des individus des macro-invertébrés au niveau de la zone marine étudiée. ....	295
Figure 175:Matrice de corrélation entre les parametres granulométrique et géochimique du sédiment et la diversité des taxons de la macrofaune (r= 0.729 (p<0.05) ; r=0.882 (p<0.01) ; r=0.963 (p<0.001)) .....	299
Figure 176:Matrice de corrélation entre les parametres granulométrique et géochimique du sédiment et la diversité des taxons de la macrofaune (r= 0.729 (p<0.05) ; r=0.882 (p<0.01) ; r=0.963 (p<0.001)) .....	300
Figure 177:Distribution du nombre d'individus selon les 2 saisons.....	301
Figure 178: Schéma de synthèse du fonctionnement du continuum terre-mer en face de l'embouchure du fleuve Ibrahim .....	307

## Liste des tableaux

Tableau 1: Distribution du débit et contribution des sources karstiques entre septembre 2017 et août 2018.....	66
Tableau 2: Coordonnées et caractéristiques morpho-dynamiques des deux stations fluviales R1 et R2.....	67
Tableau 3: Paramètres et méthodes d'analyse de l'eau de la rivière.....	67
Tableau 4: Localisation des stations d'échantillonnage au niveau de la zone côtière du fleuve Ibrahim (Nord de Beirut).....	70
Tableau 5: Paramètres et méthodes de l'analyse de l'eau dans le domaine marin.....	70
Tableau 6: Description des stations d'échantillonnage .....	73
Tableau 7: Campagnes d'échantillonnages fluviales et marins dans la zone d'étude .....	75
Tableau 8: Echelle et terminologie adoptée par « GRADISTAT » pour le grain moyen .....	81
Tableau 9: Mesures logarithmiques selon Folk and Ward (1957) dans (Blott and Pye, 2001) ...	82
Tableau 10: Les fonctions linéaires discriminantes pour distinguer les environnements et les processus de dépôt.....	84
Tableau 11: Classification des valeurs de l'Indice Biotique .....	94
Tableau 12: Test de Kruskal-Wallis pour étudier la significativité de la différence entre les dates et entre les sites.....	105
Tableau 13: Contributions des variables aux deux dimensions de l'ACP.....	115
Tableau 14: Données météorologiques de vitesse et direction du vent et des débits du fleuve Ibrahim durant les campagnes de terrain .....	117
Tableau 15: Contributions des variables aux deux dimensions de l'ACP (mai 2017).....	120
Tableau 16: Contributions des variables aux deux dimensions de l'ACP (Aout 2017) .....	125
Tableau 17: Contributions des variables aux deux dimensions de l'ACP (Novembre 2017) ....	131
Tableau 18: Contributions des variables aux deux dimensions de l'ACP (Décembre 2017) ....	136
Tableau 19: Résultats du test de Kruskal Wallis entre les sites.....	156
Tableau 20: Résultats du test de Kruskal Wallis entre les dates d'échantillonnages .....	168
Tableau 21: Contributions des variables aux deux dimensions retenues de l'ACP .....	174
Tableau 22: Résultats biochimiques.....	182
Tableau 23: Résultats du test de Kruskal Wallis pour les paramètres biogéochimiques entre les sites .....	196
Tableau 24: Contributions des variables aux deux dimensions retenues de l'ACP .....	198
Tableau 25: Anomalies de Ce et Eu par rapport au Chondrites, UCC, NASC, PAAS et la source du Fleuve Ibrahim .....	222
Tableau 26: Teneurs des REE, LREE, HREE et les valeurs du rapport LREE/HREE .....	223
Tableau 27: Contributions des variables aux deux dimensions retenues de l'ACP.....	226
Tableau 28: Rapports La/Yb, La/Sm, Tb/Yb.....	229
Tableau 29: Rapport La/Yb à partir des données brutes et normalisées par rapport à Chondrites, UCC, NASC, PAAS et source du Fleuve.....	229
Tableau 30: Résultats de l'analyse des nutriments de l'eau du Fleuve Ibrahim.....	244
Tableau 31: Système de classification des eaux de surfaces de Skoulikidis et al. (2006) .....	246
Tableau 32: Résultats de l'analyse bactériologique de l'eau du fleuve Ibrahim .....	250



Tableau 33: Origine de la pollution fécale d'après le rapport quantitatif CF/SF (Borrego and Romero, 1982).....	251
Tableau 34: Contributions des variables aux deux dimensions de l'ACP .....	252
Tableau 35 : Résultats de l'analyse bactériologique de l'eau de la région côtière .....	255
Tableau 36: Types des eaux côtières méditerranéennes d'après l'UE (Décision 2013/480/EU) Applicable au phytoplancton seulement .....	256
Tableau 37: Echelle de qualité adaptée pour les eaux du bassin Est de la méditerranée basée sur les teneurs de chlorophylle a (Simboura et al., 2005).....	256
Tableau 38: Echelle de l'indice du statut trophique (IST) proposée par Carlson, (1977) .....	258
Tableau 39 : Contributions des variables aux deux dimensions retenues de l'ACP.....	267
Tableau 40: Classification du facteur de contamination .....	272
Tableau 41: Classes de l'indice de géo accumulation .....	275
Tableau 42: Classification des valeurs du facteur d'enrichissement.....	278
Tableau 43: Facteur pondérateur des éléments.....	281
Tableau 44: Classification des valeurs de l'IPS.....	281
Tableau 45: Teneurs des ETM et l'ERL et ERM associés.....	283
Tableau 46: Liste faunistique des macro-invertébrés benthiques au niveau du cours d'eau Ibrahim. IB= Indice biotique de Verneaux et Tuffery (1967) ; ID= Indice de diversité de Shannon et Weaver (1948) .....	290
Tableau 47: Photographies représentatives de certains taxons étudiés .....	295
Tableau 48: Liste faunistique des macro-invertébrés benthiques au niveau de la zone marine interface Ibrahim .....	297
Tableau 49: Contributions des variables aux deux dimensions de l'ACP.....	299
Tableau 50: Rapport polychètes/amphipodes (BPA).....	302

*"Celui qui attend que tout danger soit écarté pour mettre les voiles, ne prendra jamais la mer", **Thomas Fuller***

# Chapitre 1

---

## Introduction générale

*« Origine de la vie, facteur incontournable de la croissance, l'eau est la potion magique de la nature et de ses couleurs » (Catafago and Jaber, 2001)*

Depuis toujours, les mers abritent la plus grande diversité d'organismes vivants allant du premier échelon trophique représenté par le phytoplancton arrivant aux baleines géantes. Ces écosystèmes aquatiques ayant un rôle majeur dans l'émergence et l'évolution des civilisations, ont longtemps fourni des services ainsi que de nombreuses ressources vivantes (Tait, 1981).

Les 71% de la surface terrestre constitués d'eau de mer regroupent plusieurs environnements, y compris, les environnements côtiers. Même s'ils ne représentent que 18% de l'océan mondial, ils sont le siège de la production, du stockage, du transfert et du transport de la matière d'origine naturelle et/ou anthropique. Ils apportent près de 90% de la production halieutique mondiale, étant le siège de 25% de la production primaire globale et attirent actuellement près de 50% de la population humaine, soit 2,5 milliards d'habitants, qui vivent à moins de 150 km. Ce sont des zones de transition entre les écosystèmes purement terrestres et les écosystèmes purement marins, des zones d'interactions intenses où règnent de forts gradients biogéochimiques ainsi qu'une forte dissipation d'énergie, constituant un puit de sédiments et de nutriment et largement influencés par les apports terrestres. Ces zones sont alors un endroit où vont se rencontrer différents types d'écosystèmes caractérisés par diverses particularités climatiques, géomorphologiques et démographiques, et par la dynamique des processus physiques, chimiques et biologiques (Tait, 1981; Dumas, 2014 ; Ramesh et al., 2015).

Ces écosystèmes vulnérables sont les zones les plus exposées aux pressions anthropiques d'origines diverses. Cependant, les connaissances scientifiques à ce niveau sont désarticulées. Bien que la communauté scientifique dispose de tas d'informations sur les villes, les fleuves et les côtes ; leurs interactions sont relativement

peu documentées. Cette interaction entre terre et mer est contrôlée au niveau des écosystèmes côtiers par plusieurs facteurs environnementaux d'origine naturelle et anthropique. Au niveau de ces zones, le gradient de salinité et le flux d'eau douce affectent les communautés planctoniques par divers facteurs physico-chimiques. D'autre part, les activités anthropiques humaines et le développement économique, démographique, industriel et urbain causent des effets négatifs sur l'écosystème aquatique, altérant le biotope et affectant la biocénose. Les estuaires et les zones côtières présentent alors des sites d'études intéressants se caractérisant par une productivité biologique élevée et fournissant des habitats aux ressources de la pêche commerciale (Ramesh et al., 2015. ; Markogianni et al., 2017 ; Franklin et al., 2018 ; Wu et al., 2019).

Plusieurs projets scientifiques ont été mis en place, à l'échelle internationale, au niveau de ces zones clés. Entre autres, citons le projet « Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone » (LOICZ) qui a présenté la zone côtière comme étant un compartiment d'une importance particulière de point de vue biogéochimique et même socio-économique plutôt qu'une simple frontière géographique entre terre et mer. L'objectif principal de tels projets scientifiques est généralement d'aboutir à une gestion durable des écosystèmes côtiers. Cela est possible via un processus par étapes qui commence par **surveiller** et **comprendre le fonctionnement global** de ces zones pour pouvoir **anticiper** et par conséquent, faire face aux pressions locales et aux changements globaux qui contribuent ensemble au changement côtier (Ramesh et al., 2015).

Ainsi, la surveillance de la qualité des eaux douces et des eaux côtières est devenue une problématique mondiale. La qualité des eaux côtières est étroitement liée à la qualité des eaux fluviales à travers les apports en nutriments et en matières en suspension d'origine fluviale. Par la suite, la surveillance régulière des ions et des contaminants est importante pour maintenir la qualité de l'eau au niveau des différents écosystèmes (Alahi and Mukhopadhyay, 2018 ; Liu et al., 2018). Pourtant, afin de réussir à surveiller efficacement un écosystème aquatique donné, les analyses sédimentaires sont plus convenables que celles de l'eau. Les sédiments constituent plus qu'un biotope. Ils constituent une source importante de nutriments pour les producteurs et les consommateurs primaires qui sont à leur tour des sources de nutriments pour les maillons et les échelons secondaires considérés comme des ressources économiques importantes (Hanif et al., 2016). Les sédiments peuvent accumuler des nutriments et des polluants à travers plusieurs années, permettant ainsi, de suivre la distribution spatio-temporelle de leurs caractéristiques biogéochimiques (Cheriyana et al., 2015).

## 1. Paramètres hydrologiques

**La température** est l'un des paramètres fondamentaux au niveau de l'étude hydrologique et la caractérisation des masses d'eaux. En fait, ce paramètre est fortement lié à d'autres paramètres tels que la salinité et l'oxygène dissous et contrôle les cycles biologiques. La **salinité** comme la température affecte la densité de l'eau, c'est un paramètre essentiel dans l'étude de la circulation océanique et la distinction entre les masses d'eaux d'origines différentes comme par exemple les zones littorales impactées par les apports d'eaux douces. En fait, au niveau des eaux marines et océaniques, la

salinité est proche de 35‰ alors qu’au niveau des eaux douces la salinité est presque nulle. Par conséquent, au niveau des zones de mélange entre les eaux d’origine marine et ceux d’origine continentale, le gradient de salinité est généralement entre 0 et 35. Contrôlant la majorité des processus biologiques, **l’oxygène dissous** est l’un des paramètres indispensables dans les écosystèmes aquatiques. Il est étroitement lié à la température et la salinité d’une part, à la photosynthèse et la respiration, d’autre part. La **turbidité** est une mesure de la transparence de l’eau en fonction de l’atténuation de la lumière, donc largement affectée par la teneur en particules en suspension. Les apports des fleuves ainsi que la remise en suspension du sédiment, affectent alors la flore et la faune aquatique. La quantification de la biomasse du phytoplancton au niveau d’un écosystème aquatique est possible grâce à la mesure de la **chlorophylle**. Ce paramètre est indispensable à la photosynthèse et lié aux différents paramètres hydrologiques tels que l’oxygène dissous, la turbidité et les nutriments (“Ifremer Environnement,” 2019).

## 2. Nutriments

Les nutriments englobent l’ensemble des composés indispensables à la nutrition et par suite au développement des phytoplanctons. Ces composés peuvent être d’origine naturelle (roches, sols, décomposition végétale et déjections animales) et/ou anthropique (activités agricoles, industrielles et urbaines) (“Ifremer Environnement,” 2019). Azote, phosphore et silicium sont des macroéléments indispensables pour les écosystèmes aquatiques.

Nitrates ( $\text{NO}_3^{2-}$ ), nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) et ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) sont les trois formes dissoutes les plus courantes de l’élément azote. Les ions **nitrates** (forme finale de l’oxydation de l’azote) peuvent avoir comme origine le lessivage des sols agricoles et/ou les réactions

d'oxydation de l'azote ammoniacal et des nitrites, alors que l'ammonium peut provenir des stations d'épurations et des zones d'élevage. Les **nitrites** sont considérés comme des formes intermédiaires lors de l'oxydation de l'ammonium en nitrates. De même, les rejets industriels et les eaux usées sont considérées comme des sources anthropiques de nitrates affectant négativement les écosystèmes des eaux douces et marines (Hébert and Légaré, 2000; Khalaf et al., 2009 ; Alahi and Mukhopadhyay, 2018).

D'autre part, le **phosphore** est considéré comme un élément nutritif essentiel affectant la productivité des écosystèmes aquatiques. Présent dans la colonne d'eau sous sa forme dissoute d'ortho-phosphate directement assimilable par la flore aquatique, le phosphore est également considéré comme le principal facteur limitant de la croissance des algues dans les zones côtières. Cependant, un apport excessif d'origine anthropique de phosphore peut résulter des rejets industriels, agricoles et municipaux et par la suite provoquer une croissance anormale de la flore aquatique (Hébert and Légaré, 2000).

Finalement, **la silice dissoute** est l'un des paramètres les plus étudiés par les biologistes car ce paramètre est considéré comme un élément nutritif indispensable avec les phosphates et les nitrates. Cet élément est généralement d'origine naturelle provenant essentiellement de l'altération des roches et n'est que faiblement influencée par l'activité humaine. De même, la silice entre dans la composition du squelette de certaines espèces phytoplanctoniques comme les diatomées et les radiolaires et sa concentration est plus importante au niveau des eaux douces et des eaux néritiques qu'au niveau des eaux profondes et des eaux de surfaces océaniques. D'autre part, lors du développement phytoplanctonique printanier, les concentrations en silice dissoute



s'abaissent et deviennent indécélables. Le flux de silice étant généralement constant, la problématique réside dans l'équilibre entre les concentrations des éléments azote, phosphore et silice affectant la biodiversité phytoplanctonique côtières, surtout les diatomées et même pouvant causer l'eutrophisation au niveau des eaux douces et néritiques (Garnier et al., 2010).

Les apports fluviaux en nutriments stimulent généralement la productivité primaire. Les teneurs en nutriments, spécifiquement en azote et en phosphore, constituent des facteurs clés affectant la biomasse et la biodiversité du phytoplancton. Ainsi, un apport modéré en nutriments, notamment phosphore (P) et azote (N), peut être positif au niveau des écosystèmes marins stimulant la production primaire. Cependant, tout excès affectera négativement le cycle biogéochimique et les écosystèmes aquatiques. Il peut causer l'eutrophisation par le biais de la prolifération accrue des algues toxiques et la dominance d'une seule espèce, perturbant ainsi l'équilibre de l'écosystème. D'autre part, concernant la silice, contrairement à l'azote et au phosphore, cet élément n'est pas encore considéré entrainer à l'eutrophisation. La teneur en silice est en diminution progressive suite à la construction des barrages résultant en un état de déséquilibre entre ces trois nutriments (Garnier et al., 2010 ; Chowdhury et al., 2017 ; Rao et al., 2018 ; Wu et al., 2019).

Dans le cas de la mer Méditerranée, les ions  $\text{PO}_4^{3-}$  et  $\text{NO}_3^-$  sont tous les deux présents en faible quantité en comparaison avec l'océan Atlantique étant donné que le flux d'eau atteignant la Méditerranée par l'intermédiaire du détroit de Gibraltar est essentiellement constitué par des eaux de surface atlantiques pauvres en nutriments (Krom et al., 1991).

### 3. Granulométrie des sédiments

La granulométrie est largement appliquée au niveau des études environnementales car elle révèle l'origine des sédiments ainsi que leurs mécanismes de transport et de dépôt. En fait, la composition granulométrique des sédiments est étroitement liée aux conditions énergétiques et hydrodynamiques régissant les environnements de dépôts (Zhong et al., 2017) partant du fait que chaque environnement est décrit par ses propres caractéristiques granulométriques (Baiyegunhi et al., 2017). Cette distribution granulométrique est de même influencée par plusieurs facteurs tels que la distance par rapport au rivage, l'origine des particules, les conditions climatiques, la topographie et les mécanismes de transport (Abuodha, 2003).

Les premières études ont été effectuées, entre autres, par Folk (1954), Folk and Ward (1957), Friedman (1962), Passega (1964), Sahu (1964) et Visher (1969). De même, des études récentes ont été réalisées par Kumar et al. (2015), Baiyegunhi et al. (2017), Padhi et al. (2017), ...

Les résultats granulométriques sont généralement représentés sous forme de courbes de pourcentage en fonction de la taille. De même, des descriptifs statistiques sont calculés pour mieux représenter les données granulométriques obtenues. Les paramètres statistiques les plus utilisés dans ce genre d'analyse sont : le grain moyen (la moyenne calculée), l'écart type, l'asymétrie et le kurtosis (Baiyegunhi et al., 2017).

- Le **grain moyen** (moyenne) reflète généralement la tendance centrale ou la taille moyenne des sédiments. Partant du fait que les sédiments sont généralement constitués de particules de tailles différentes, la moyenne est le paramètre le plus simple pour caractériser granulométriquement les sédiments

par une valeur unique. De même, ce paramètre fournit des informations sur les conditions énergétiques régissant le milieu étudié. La différence de grain moyen entre les différents échantillons est attribuée aux différentes conditions énergétiques entre les zones de dépôt (Baiyegunhi *et al.*, 2017; Padhi *et al.*, 2017).

- Le **tri granulométrique** reflète le degré de dispersion des données autour de la tendance centrale de la courbe (la moyenne). En d'autres termes, le tri correspond à **l'écart type** de la moyenne. C'est une mesure de l'uniformité de la distribution granulométrique reflétant ainsi les fluctuations des conditions énergétiques et hydrodynamiques régissant le milieu de dépôt. L'écart-type dépend de la taille des sédiments ainsi que du mode et de la durée du transport et les variations du tri entre différents échantillons peuvent être attribuées à la différence de turbidité et de conditions hydrodynamiques (Grenier, 2014; Baiyegunhi *et al.*, 2017; Padhi *et al.*, 2017).
- **L'Asymétrie « Skewness »** est utilisée pour différencier entre la distribution symétrique d'une part et la présence d'une queue plus grossière (négative) ou plus fine (positive) (si les grains sont plus grossiers ou plus fins que la valeur moyenne), d'autre part. C'est un indicateur de brassage des sous-populations de sédiments. L'asymétrie indique donc la prédominance de sédiments grossiers ou fins. Lorsque l'asymétrie est négative « asymétrie grossière », la moyenne de l'échantillon est plutôt plus proche du pôle grossier. Par contre, lorsque la valeur de l'asymétrie est positive « asymétrie fine », la moyenne de

l'échantillon est plus proche du pôle fin (Grenier, 2014; Ramesh *et al.*, 2015; Manivel *et al.*, 2016; Baiyegunhi *et al.*, 2017; Padhi *et al.*, 2017).

- Le **Kurtosis** décrit le pic de la distribution (courbe) granulométrique, en se basant sur la comparaison de la dispersion entre la partie centrale de la courbe et sa queue. Il correspond au coefficient d'aplatissement de la courbe granulométrique (Grenier, 2014 ; Baiyegunhi *et al.*, 2017). Ce paramètre statistique est utilisé pour évaluer le tri de la queue par rapport au centre de la courbe (Manivel *et al.*, 2016). Les distributions plus pointues sont dites « Leptokurtiques ». Elles présentent un meilleur tri au niveau du centre de la courbe contrairement aux courbes aplaties dites « Platikurtiques ». La distribution est dite « Mesokurtique » lorsqu'il existe un tri uniforme entre la queue de la courbe et sa partie centrale (Baiyegunhi *et al.*, 2017).

#### 4. Géochimie organique

En milieu côtier, le transport et le dépôt de la matière organique-constituent une part importante des cycles biogéochimiques (Spano *et al.*, 2014 ; Li *et al.*, 2016). La matière organique à travers tous ses aspects joue un rôle central dans les écosystèmes marins en tant que ressource alimentaire potentielle (Fabiano and Danovaro, 1994). En fait, sa concentration dans les dépôts superficiels reflète la quantité de nourriture disponible pour les communautés benthiques. Cependant, des concentrations élevées de matière organique dans les sédiments peuvent conduire à un appauvrissement en oxygène et donc affecter négativement la faune marine. D'autre part, la concentration de matière organique varie avec les caractéristiques sédimentaires (nature et taille des grains) et elle est qualitativement divisée en deux fractions : une fraction réfractaire (matière

organique complexe) lentement décomposée constituant une perte au niveau de la chaîne alimentaire et une fraction labile rapidement décomposée constituant la seule fraction disponible pour les consommateurs. Partant de ce fait, l'analyse de la matière organique totale uniquement conduit à une surestimation de la disponibilité de la nourriture. Par conséquent, l'analyse de la composition biochimique de la matière organique s'avère essentielle (Fichez, 1991 ; Fabiano and Danovaro, 1994 ; Cividanes et al., 2002).

De plus, l'étude de la signature isotopique de la matière organique du sédiment marin peut servir à tracer son origine. L'azote et le carbone présents dans les sédiments des zones interfaces peuvent avoir différentes origines terrestres et/ou marines, naturelles et/ou anthropiques (phytoplancton, matière organique du sol, débris de végétaux terrestres, eaux usées... ; Spano et al., 2014 ; Li et al., 2016). Pour élucider l'origine ainsi que le degré de dégradation de la matière organique, le rapport élémentaire (C/N) ainsi que les isotopes stables de l'azote et du carbone ( $\delta^{15}\text{N}$  et  $\delta^{13}\text{C}$ , respectivement) sont largement utilisés. Généralement, la matière organique terrestre est appauvrie en  $\delta^{15}\text{N}$  et  $\delta^{13}\text{C}$  par rapport à la matière organique marine. Cependant, en raison de la complexité de ces deux éléments au niveau des zone de transition, la fiabilité de la détermination des origines peut être améliorée en utilisant plusieurs indices (Li et al., 2016).

## **5. Géochimie inorganique**

### **5.1. Eléments traces métalliques (ETM) :**

Actuellement, les effluents industriels et urbains comportant des produits chimiques toxiques et éliminés sans aucun traitement préalable affectent les cours d'eaux (Hanif et al., 2016). Ces polluants atteignant le milieu marin s'accumulent dans le sédiment et

seront ensuite transférés à la biocénose aquatique et en fonction de l'ampleur de la contamination, infecter ces organismes marins et même parfois les humains qui en consomment (Orani et al., 2018).

Parmi les polluants, les éléments traces métalliques (ETM) constituent un problème majeur au niveau des écosystèmes aquatiques en raison de leur toxicité, leur persistance, ainsi que leur bioaccumulation potentielle et leur transfert à travers les maillons trophiques. Ces éléments traces peuvent avoir une origine naturelle géologique liée à la roche mère, à son altération et à son érosion ainsi que des sources anthropiques (déchets solides, effluents non traités d'origine urbaine, industrielle et agricole) pouvant être acheminés par les fleuves vers les écosystèmes côtiers (Hanif et al., 2016). D'autre part, la granulométrie et la minéralogie des sédiments sont parmi les facteurs qui régissent le transport, la distribution et les teneurs des métaux traces. Ces derniers montrent des affinités importantes pour la fraction argileuse et les oxydes de fer et de manganèse (Jurina et al., 2015). De même, la matière organique joue un rôle particulier car elle peut véhiculer ces éléments traces. En effet, toute étude portant sur la concentration et la distribution des métaux traces au niveau des zones côtières doit s'accompagner d'études physico-chimiques et organiques du sédiment (Jurina et al., 2015).

Les analyses des ETM dans les sédiments ont été inclus dans le programme de suivi et de surveillance des écosystèmes marins à l'échelle internationale. Ainsi, de nombreuses études conduites au niveau des zones de transition Terre-Mer portent sur la distribution spatio-temporelle des teneurs en ETM, pour caractériser le transport et le dépôt de ces métaux. Citons par exemple les travaux menés au niveau du Delta du

Fleuve Neretva (Mer Adriatique) par Jurina et al. (2015) et en mer de Chine par Chen et al. (2016) et Xu et al. (2018).

## **5.2. Terres rares (REE) :**

Les études portant sur les teneurs et la distribution des terres rares sont largement appliquées au niveau des écosystèmes fluviaux et marins et représentent un outil fiable pour tracer l'origine de la matière et étudier les processus contrôlant le dépôt des sédiments (Jung et al., 2012 ; Orani et al., 2018). On peut citer en exemple les travaux sur les fleuves Changjiang et Huanghe par Zhu et al. (1997) ; Wang and Liu (2000) et Yang et al. (2002), sur la mer Jaune et la mer de Chine par Zhao et al. (1990) et Li and Li (2001) mentionnés par Yang et al. (2003) et plus récemment sur le Golfe du Lion (Bassin Occidental de la Méditerranée) par Roussiez et al. (2013) et Dumas et al. (2014) qui ont permis, grâce aux REE, de déterminer la provenance de la matière transportée et déposée.

Les terres rares appartiennent à la famille des lanthanides allant de La à Lu. Ces éléments sont caractérisés par les mêmes propriétés physico-chimiques : faible solubilité, trivalents à l'exception du Ce et de Eu qui peuvent être affectés par le degré d'oxydation et de réduction du milieu. Les lanthanides sont divisés en deux groupes : les terres rares légères (LREE : de La à Sm) et les terres rares lourdes (HREE : de Gd à Lu). Des références comme les chondrites et les shales peuvent être utilisées pour la normalisation des teneurs en terres rares (Rezaee et al., 2009). D'autre part, une corrélation forte existe entre la granulométrie, la minéralogie et les sources de sédiments (roche mère), d'une part et les teneurs en terres rares dans les sédiments, d'autre part (Jung et al., 2012).

La composition en terres rares des sédiments peut parfois différer de la roche mère d'origine à cause de l'altération chimique (He et al., 2015). Le degré d'altération des sédiments, reflétant généralement l'effet du transport, peut être évalué à partir des compositions en éléments majeurs et traces et si ces effets s'avèrent très dominants, l'usage des terres rares comme traceur de l'origine des sédiments sera peu efficace (He et al., 2015).

## 6. Bactériologie

L'analyse bactériologique et spécifiquement celle des coliformes et des streptocoques fécaux dans les eaux douces et côtières est utilisée pour déceler et quantifier la pollution fécale. Cette contamination fécale provoque de nombreuses épidémies humaines entre autres la dysenterie, choléra et fièvre typhoïdes. Ces bactéries fécales proviennent généralement des excréments humains et animaux issus des rejets d'eaux usées non ou mal préalablement traitées ainsi que de l'usage du fumier et le lessivage des sols agricoles (Hébert et Légaré, 2000 ; Larif et al., 2013 ; Ouhmidou and Chahlaoui, 2015).

## 7. Macro-invertébrés benthiques

D'après Tagliapietra and Sigovini, (2010), le zoo-benthos est classé en fonction de sa taille en 3 groupes principaux :

- 1- "Micro benthos" <0,063 mm ;
- 2- « Méiobenthos » 0,063–1,0 (ou 0,5) mm ;
- 3- « **Macro benthos** » > 1,0 (ou 0,5) mm et, parfois, méga benthos > 10,0 mm.

Les macro invertébrés benthiques jouent un rôle important dans les écosystèmes aquatiques car ils constituent un lien entre la production primaire (puisqu'ils se nourrissent de phytoplancton) et les niveaux trophiques supérieurs tels que les poissons et d'autres



organismes (constituant leurs ressources alimentaires ; Tagliapietra and Sigovini, 2010). Par conséquent, les communautés d'invertébrés benthiques sont directement affectées par les conditions environnementales et leur étude permet de surveiller et de détecter les perturbations telles que la contamination par des matières organiques et les niveaux toxiques de contaminants chimiques (Grall and Coic, 2006). En effet, en raison de leur mobilité réduite, ils ne sont pas capables d'échapper à la perturbation contrairement aux poissons et autres espèces mobiles. Leur structure communautaire reflète le type et le niveau de stress rencontrés puisqu'ils ont des réponses spécifiques à chaque perturbation. Parmi les paramètres biologiques, la composition et l'abondance des macro-invertébrés benthiques permettent l'étude de l'état écologique des eaux marines et des cours d'eaux. Sédentaires, à longévité élevée et jouant un rôle fondamental dans le réseau trophique servant de proies aux poissons et aux oiseaux, les macro-invertébrés benthiques sont largement utilisés dans le monitoring des écosystèmes fluviaux, estuariens, et côtiers (Grall and Coic, 2006 ; Desroy et al., 2010)

## **8. Objectifs de l'étude**

Le concept de continuum côtier (terre-mer) fut le sujet de plusieurs études exécutées à l'échelle mondiale (Mohan, 2000 ; Ramaswamy et al., 2008 ; He et al., 2010 ; Rajganapathi et al., 2013; Spano et al., 2014 ; Kulkarni et al., 2015; Ramesh et al., 2015 ; Li et al., 2016 ; Abballe and Chivas, 2017 ; Padhi et al., 2017; Zhong et al., 2017; Wang et al., 2018 ; Winogradow and Pempkowiak, 2018) et en Méditerranée occidentale spécifiquement au niveau du Golfe du Lion (Roussiez et al., 2011 ; 2012 ; 2013 ; Higuera, 2014 ; Dumas et al., 2014 ; 2015 ; Pruski et al., 2019). Moins d'études sont

entreprises au niveau de la Méditerranée orientale plus spécifiquement au Liban, citons par exemple Karageorgis et al., 2000 sur la côte grecque et Fakhri et al., 2008 ; 2018 sur la côte libanaise. En effet, la majorité des études sont focalisées sur les bassins versants des fleuves libanais : fleuve "El Kabir" par Thomas et al., (2005) ; fleuve "El Bared" par Khalaf et al., (2009) ; fleuve "Al Jaouz" par Nakhlé, (2003) et Khalaf et al., (2007) ; fleuve "Antelias" par Saad et al., (2004a) ; fleuve "Damour" et "Awali" par Saad et al., (2004b); fleuve "Hasbani-Wazzani" par Tarabay, (2011) et le plus long fleuve libanais "Litani" par Nehme et al., (2014) et Mcheik et al., (2015). De même, plusieurs études sont exécutées sur le bassin versant du fleuve Ibrahim par Khalaf, (1984); Korfali and Davies, (2003); Nakhlé, (2003); Assaker, (2016) et El Najjar et al., (2019).

Ce projet de recherche vise à étudier l'apport fluvial et ses effets en milieu marin. Pour le faire, le fleuve Ibrahim (Nord de Beyrouth, Liban) et sa zone côtière adjacente sont choisies. Étant l'un des plus grands fleuves côtiers libanais, caractérisé par le débit le plus élevé (408 millions de m<sup>3</sup>/an) (Fitzpatrick et al., 2001 ; Assaker, 2016), il sera intéressant de choisir ce fleuve comme une étude de cas pour estimer les apports et examiner leur variation spatio-temporelle sur la côte libanaise. Les principaux objectifs de cette thèse sont :

- Caractériser **la signature fluviale** en domaine marin côtier
- Décrire **l'impact des apports fluviaux** sur l'écosystème marin
- Identifier les **processus de transfert** et les **environnements de dépôts** sédimentaires côtiers
- Tracer les **sources de la matière** minérale et organique au niveau des sédiments marins,

- Déduire le **niveau trophique** et estimer **l'ampleur de la contamination** pour déduire l'état **écologique** de l'écosystème fluvial et marin.

Le diagramme de la Figure 1 synthétise le cadre de l'étude et résume les différentes parties de la thèse selon ces deux axes principaux.

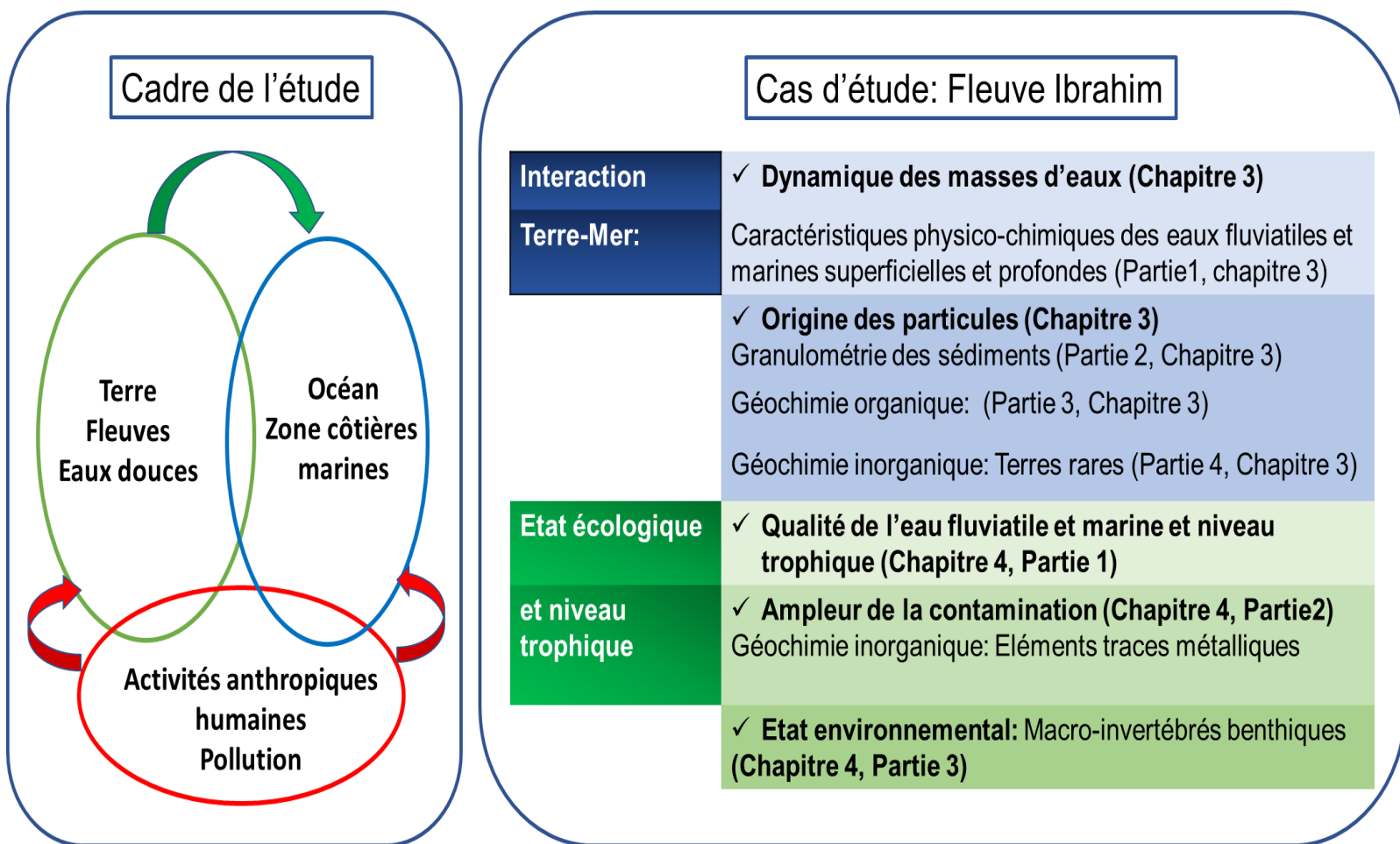


Figure 1: Cadre de l'étude et différentes parties de la thèse

Après ce présent chapitre d'introduction générale (**Chapitre 1**), le manuscrit de la thèse sera divisé comme suit :

Le **chapitre 2** sera dédié à la présentation du site d'étude, l'échantillonnage et les méthodes d'analyses expérimentales et statistiques sous le nom de **Matériels et Méthodes**.

Ensuite, les principaux résultats et discussions seront regroupés selon les deux axes de la thèse et présentés en deux chapitres **chapitre 3** et **chapitre 4** (Figure 1) :

Le **chapitre 3** intitulé **Interaction terre-Mer** est divisé en 4 parties :

La **partie 1** traite les variations spatio-temporelles des facteurs physico-chimiques de l'eau fluviale et marine afin de suivre l'extension du panache fluviale et de mettre en relief l'impact des apports fluviaux sur l'écosystème côtier marin adjacent.

La **partie 2** aborde la distribution spatio-temporelle de la granulométrie des sédiments afin de pouvoir discriminer les différents environnements et processus de dépôts, détecter la signature fluviale au niveau de la zone d'interface marine et tracer l'origine des sédiments marins côtiers.

Dans la **partie 3**, les sources de matière organique déposée au niveau des sédiments marins sont déterminées, par la suite la proportion de matière organique terrigène est estimée. De même, le devenir et le degré de dégradation de la matière organique, la fraction labile et le niveau benthique trophique sont étudiés.

Dans la **partie 4**, la signature des terres rares est utilisée afin de tracer l'origine des sédiments marins côtiers et suivre la dispersion des MES d'origine fluviale dans le domaine marin.

Le **chapitre 4** intitulé **Etat écologique et niveau trophique** est divisé en 3 parties :

La **partie 1** traite les variations spatio-temporelles des teneurs en éléments nutritifs, en chlorophylle et en coliformes et streptocoques fécaux dans l'eau fluviale et marine pour estimer la qualité écologique de ces deux écosystèmes.

Dans la **partie 2**, les teneurs en éléments traces métalliques dans les sédiments marins et fluviaux et leur distribution spatiale sont examinées pour évaluer l'ampleur de la contamination marine et fluviale (lorsqu'elle existe) en se basant sur des indices spécifiques.

La **partie 3** traite la diversité, l'abondance et la distribution des macro-invertébrés benthiques pour la détermination de l'état écologique du fleuve et de la zone côtière et révéler l'impact des apports fluviaux sur la communauté benthique côtière.

Finalement, les principales synthèses, conclusions et perspectives sont représentées dans le **chapitre 5**.

# Chapitre 2

---

## Matériels et Méthodes

## 1. Zone d'étude

### 1.1. Mare Medi Terra (Mer méditerranée)

La mer Méditerranée (Figure 2) est située entre trois continents : l'Europe, l'Afrique et l'Asie. Intercontinentale, d'où son appellation « *Mare medi terra* » en latin qui signifie « mer au milieu des terres » (Doglioli, 2014).

Ne représentant que 1% de l'océan mondial, la mer Méditerranée est une mer semi-fermée s'étendant sur 2.5 Mkm<sup>2</sup> et ayant une profondeur moyenne de 1500 m. De ce fait, les échanges entre le bassin méditerranéen et l'océan sont restreints, et par conséquent, la mer Méditerranée est fortement influencée par les apports continentaux d'eau douce. Les gradients de salinité et de température influencent la circulation de l'eau. Cependant, au niveau de ce bassin, l'évaporation excède les apports fluviaux et les précipitations, résultant en un bilan négatif et une salinité plus importante que celle des océans (Doglioli, 2014 ; Dumas, 2014 ; Higuera, 2014).

Le bassin méditerranéen est caractérisé par un plateau continental réduit, des faibles étendues, empêchant le développement des marées. Il se divise en deux bassins séparés par le détroit siculo-tunisien : le bassin Occidental et le bassin Oriental. Par ailleurs, le transfert des particules sédimentaires du plateau continental vers les bassins profonds est favorisé par les faibles largeurs de la plateforme continentale et par la présence de 518 canyons-sous-marins (Doglioli, 2014 ; Higuera, 2014).

De faibles concentrations en nutriments et en chlorophylle caractérisent ce bassin oligotrophe spécifiquement au niveau de la méditerranée orientale présentant un statut ultra-oligotrophe et limité en phosphore (Weber et al., 2004 ; PAM/PNUE, 2012).



Figure 2: Zone d'étude : Bassin oriental de la Mer Méditerranée

## 1.2. Liban

### 1.2.1. Géographie et topographie

Situé au niveau du bassin oriental de la Méditerranée, le Liban, avec une superficie de 10452 Km<sup>2</sup>, est dominé par des zones montagneuses. Il est bordé au Nord et à l'Est par la Syrie, à l'Ouest par la Méditerranée et au sud par la Palestine (MOE/UNDP, 2011).

Une plaine côtière (zone littorale) étroite se situe au pied du versant ouest du Mont Liban.

À l'intérieur, deux barrières montagneuses parallèles, « le versant Est du Mont-Liban » et « Ouest de l'Anti-Liban », limitent la plaine de la Bekaa (Catafago and Jaber, 2001) (Figure 3).



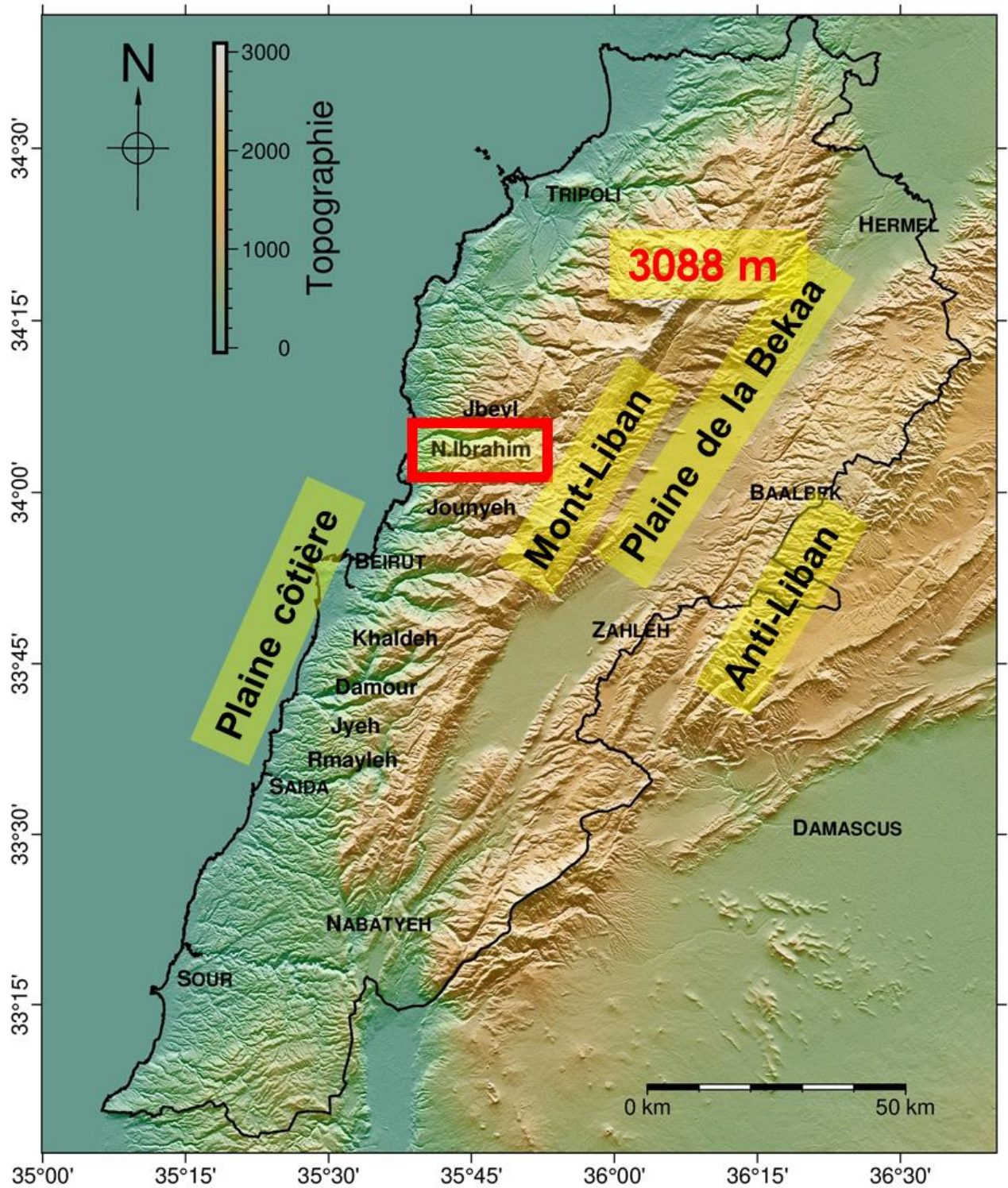


Figure 3: Carte topographique du Liban (CNRS)

## Côte Libanaise

Situé à la base de la chaîne du mont Liban, le littoral libanais de 220 km de long, se caractérise par un plateau continental étroit avec une largeur moyenne de 3-5 km et une profondeur moyenne de 20-40 m (Emery et al., 1966; Goedicke, 1973). Parallèlement au mont Liban, le plateau continental est orienté du Sud-Ouest vers le Nord-Est et sa limite ouest est définie par une forte pente à 100-200 m.

La dynamique des masses d'eaux côtières est régie principalement par les vents de Sud-ouest (Abboud-Abi Saab et al., 2004). Au niveau du plateau, la circulation générale des eaux de surfaces, est de direction Sud-Nord (Figure 4). Cependant, les vents et les courants marins côtiers résultants de la circulation générale et de la géographie locale influencent aussi la distribution des particules en suspension et des sédiments (Weber et al., 2004 ; Abi Ghanem, 2008). En effet, la présence de la chaîne du Mont-Liban fait que la direction de l'air continental et maritime soit vers le NE, mais ces vents peuvent changer de direction chaque jour. Les courants côtiers libanais ne sont que des embranchements des courants généraux du large qui sont affectés par la topographie du littoral et le relief du plateau continental, se dirigeant perpendiculairement à la côte, vers l'Est selon une circulation anticyclonique (Abi Ghanem, 2008) (Figure 4).

Ouverte et sans abri, la côte libanaise est soumise aux vents dominants et à la houle. Même par temps calme, une houle régulière caractérise les eaux de surface libanaises spécialement observées en été, et en hiver l'action des vagues brutale et violente active les érosions mécaniques de la côte (Nakhlé, 2003).

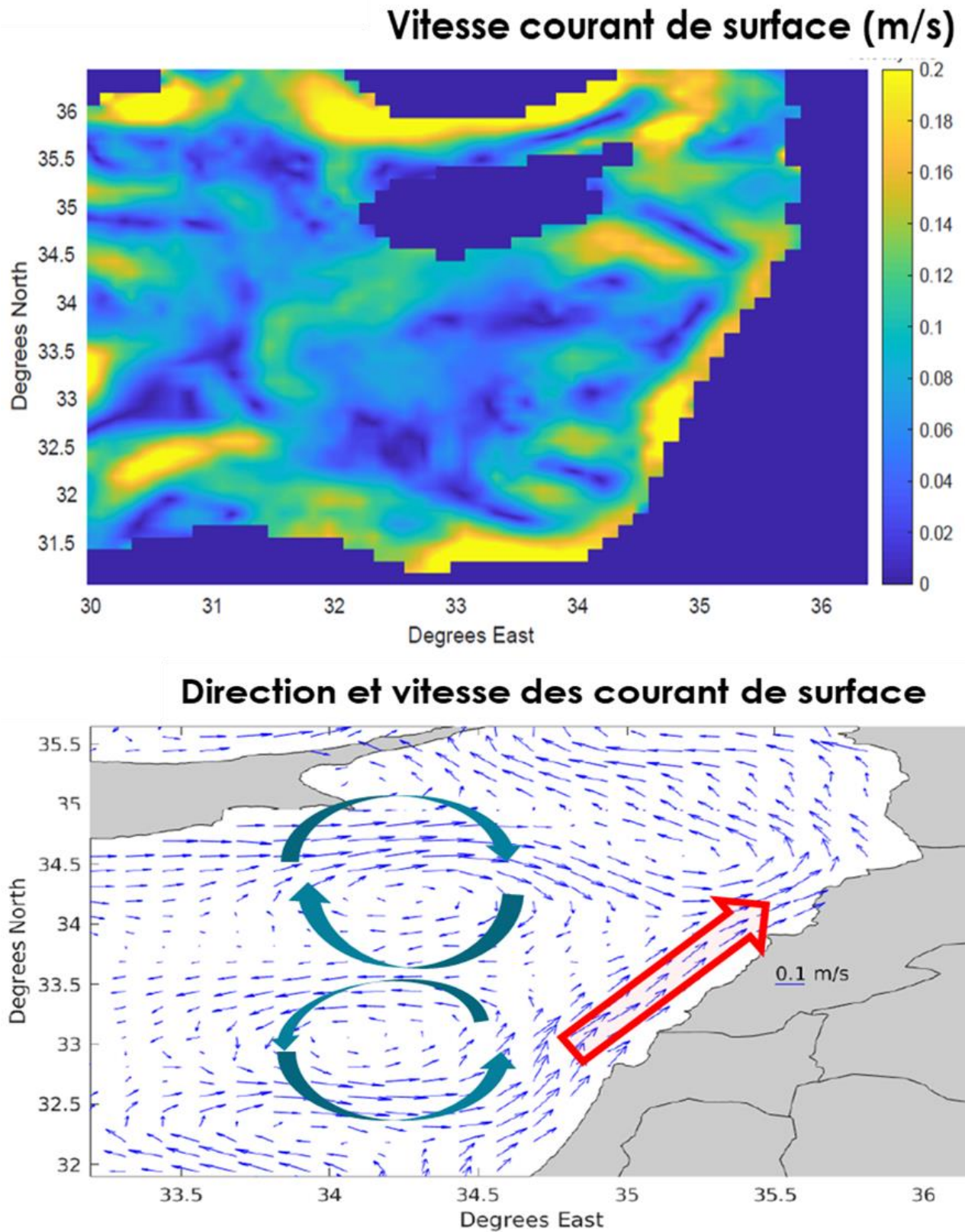


Figure 4: Direction et vitesse des courants de surface dans la zone d'étude

Actuellement, la source principale de sédiments au niveau du plateau continental étant l'érosion du continent, les particules sédimentaires atteignant la zone côtière sont riches en carbonates (Abi Ghanem, 2008).

Par ailleurs, au niveau du plateau continental, plusieurs canyons sous-marins sont identifiés ayant soit une origine tectonique, ou étant simplement des prolongements des vallées et des fleuves continentaux comme par exemple au niveau de la région du Mont Liban entre Beyrouth et Batroun. Ces canyons sont alors considérés comme des pièges à particules terrestres qui sont transportées directement à 1500 m de profondeur à cause de leur position très avancée dans le plateau continental étroit (Figure 5) (Elias, 2006 dans Abi Ghanem, 2008).

De nos jours, la zone côtière libanaise est soumise à une surexploitation et à plusieurs sources de pollution tels que les effluents industriels, agricoles et urbains. Quatre ports commerciaux, 15 ports de pêche et diverses industries sont situés le long du littoral libanais. De plus, environ 53 exutoires d'eaux usées sont identifiés le long de la côte libanaise qui ne s'étendent que sur quelques mètres. Le littoral libanais est également affecté par des décharges et des dépotoirs à proximité des grandes villes telles que Dora, Borj Hammoud, Tripoli, Sydon et Tyre qui détruisent les écosystèmes côtiers par leurs déchets solides et leur lixiviat (MOE/UNDP/ECODIT, 2011).

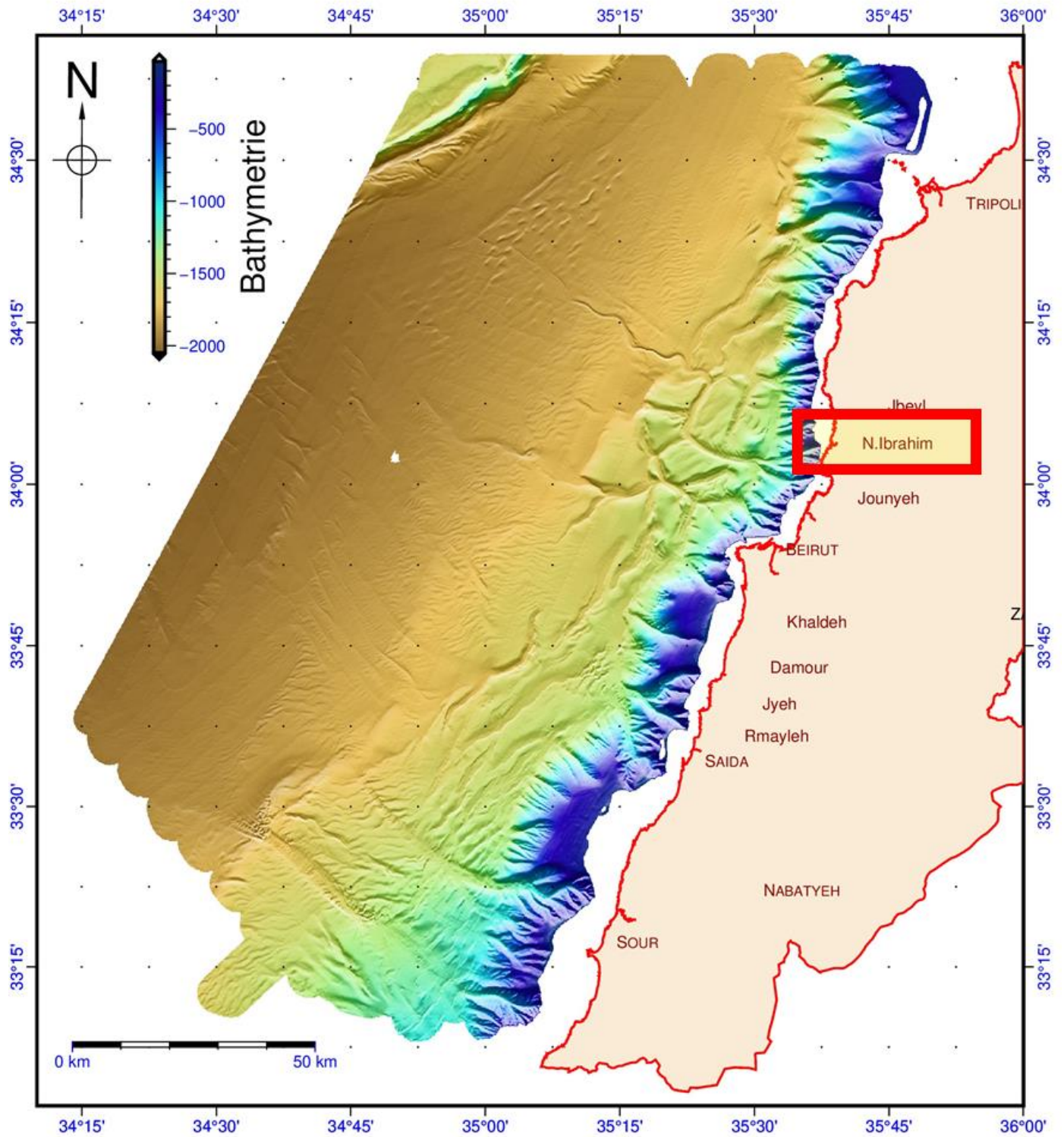


Figure 5: Carte Bathymétrique du Liban (Croisière Shalimar 2003 IFREMER-IPGP-CNRS)

### 1.2.2. Démographie

La population Libanaise a augmenté considérablement ces dernières années et a atteint en 2004, 4.29 millions habitants dont la majorité s'est installée au niveau de la zone côtière (MOE/UNDP, 2011).

### 1.2.3. Lithologie et géologie

Faisant partie de la plateforme carbonatée de la méditerranée orientale, les roches carbonatées des formations géologiques du Jurassique et du Quaternaire dominent les sous-sols libanais spécifiquement au niveau de la façade Ouest du Mont Liban. Des terrains volcaniques et des grès du crétacé inférieur sont aussi présents mais l'affleurement des roches carbonatées sont les seuls à atteindre le littoral (dolomie :  $\text{Ca Mg}(\text{CO}_3)_2$ , calcaires et marno-calcaires) (Fevret and Sanlaville, 1965 ; Abi Ghanem, 2008). Ces couches calcaires couvrant 60% du territoire libanais, sont considérées comme étant les plus importantes zones de stockage des ressources hydriques. Par suite, les sous-sols libanais sont caractérisés par une perméabilité importante due à la karstification des terrains (Catafago and Jaber, 2001).

### 1.2.4. Climatologie

Le Liban jouit d'un climat doux caractéristique de la zone tempérée de la Méditerranée Orientale. Une alternance d'hivers doux et pluvieux, influencés par les vents d'Ouest, et d'étés secs et chauds affectés par le mousson Asiatique régit le climat libanais. Mais la topographie du Liban aboutit à un climat spécial et unique. En fait, un climat maritime régit les zones côtières et l'Ouest du pays tandis que le versant Est se caractérise par un climat plus ou moins continental (MOE/UNDP, 2011).

Concernant les précipitations, elles dépendent de l'altitude et des saisons, avec 20% en automne, 50% en hiver et 30% au printemps. Des précipitations importantes ont lieu entre octobre et mars suivies par quatre mois secs s'étalant de juin à septembre durant lesquels la disponibilité en eau est très restreinte. Des différences dans la distribution spatiale des précipitations sont enregistrées au Liban, majoritairement affectées par la topographie. Les moyennes annuelles de précipitations varient entre 700 mm dans la vallée de la Bekaa et 1210 mm au Mont Liban. Quant au niveau des zones côtières, les moyennes varient entre 600 et 1100 mm (Catafago and Jaber, 2001 ; MOE/UNDP, 2011).

D'autre part, le climat méditerranéen et la topographie du pays influencent la zone côtière libanaise. Un certain nombre de fleuves côtiers (Figure 6), se déchargent dans la mer tout le long de la côte avec une amplitude qui varie selon les saisons et l'ampleur des précipitations. L'effet de ces apports fluviaux varie en fonction des caractéristiques et de la géomorphologie de la zone côtière (Abboud-Abi Saab et al., 2012).

### **1.2.5. Ressources hydriques**

#### **Cours d'eau**

Au Liban, plus de 2000 sources et 40 cours d'eau génèrent un flux annuel moyen de 8600 millions de m<sup>3</sup>. Mais seulement environ 2600 millions de m<sup>3</sup> des eaux de surface et souterraines sont considérées potentiellement disponibles à cause des pertes par évapotranspiration et par l'écoulement vers les pays voisins (MOE/UNDP, 2011). Parmi ces fleuves, 14 sont côtiers (El Kabir, Oustouan, Araqa, El Bared, Abou Ali, El Jawz, Ibrahim, El Kalb, Antelias, Beyrouth, Damour, Awali, Zahrani, Kasmieh) prenant

naissance des sources situées au niveau du Mont-Liban et se déversant directement dans la Mer Méditerranée (Khalaf, 2012) (Figure 6).

Ces fleuves côtiers libanais sont divisés en trois secteurs : supérieur, intermédiaire et inférieur. Ils sont régis par un régime d'écoulement torrentiel caractérisé par des débits élevés entre janvier et mai de la période de fortes pluies alors que des faibles débits ont lieu entre juin et novembre pendant la saison sèche. Le débit des rivières a diminué de 246 millions m<sup>3</sup>/an en 1965 à environ 186 millions m<sup>3</sup>/an en 2005. Le suivi des débits des rivières est pris en charge par Litani River Authority (LRA). Les fleuves Litani, Ibrahim et El Assi sont caractérisés par le plus haut débit (MOE/UNDP, 2011).

La température de l'eau des cours d'eau est affectée par la température ambiante. Une augmentation de température est généralement observée entre l'amont et l'aval. En outre, les effluents domestiques et anthropiques se déversant sans un traitement préalable dans les cours d'eau affectent généralement la turbidité et l'oxygène dissous (Khalaf, 2012). En ce qui concerne la chimie de l'eau, les eaux douces libanaises sont dominées par l'élément calcium (Ca) et l'élément magnésium (Mg). Cette composition hydro chimique est liée aux roches des aquifères principalement constituées de dolomite et de magnésite (Houry and El Jeblawi, 2007 ; Khalaf, 2012). Des barrages ont été construits au niveau des cours d'eau pour satisfaire les besoins en eau suite à l'essor démographique et industriel au niveau de la côte libanaise. Malgré les effets positifs des barrages au niveau du secteur économique, leur construction a affecté négativement l'écosystème côtier suite à la réduction des apports d'eau douce et des nutriments (Abboud-Abi Saab et al., 2012).



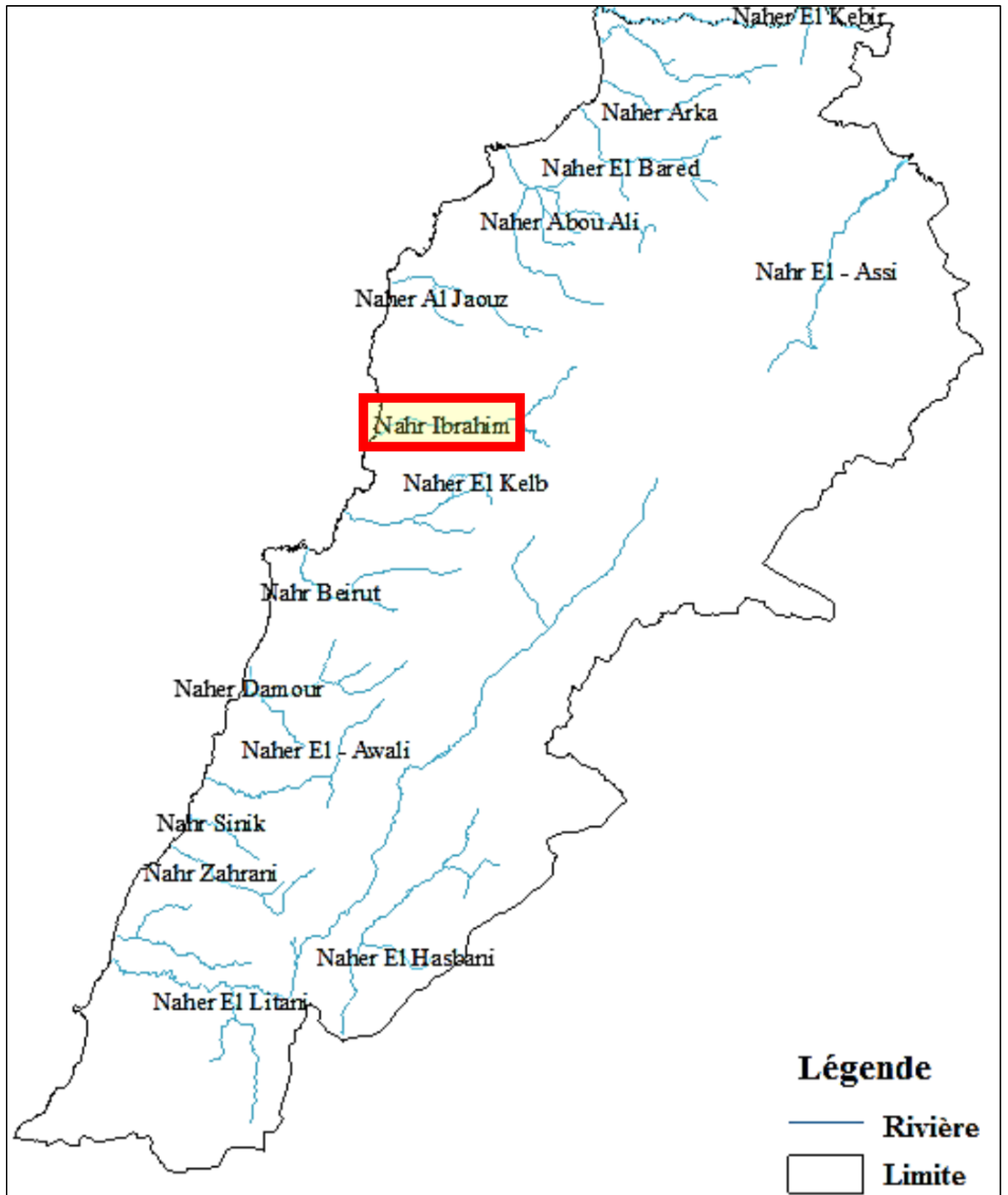


Figure 6: Rivières libanaises (CNRS 2005)

## Eaux souterraines

Les eaux souterraines ont pour origine la fonte des neiges en plus des infiltrations des précipitations renforcées par la présence des fissures au niveau du calcaire le long de la côte libanaise. Mais, ces ressources tendent à s'épuiser suite à leur surexploitation afin de satisfaire les besoins en eaux (MOE/UNDP, 2011).

### 1.3. Fleuve Ibrahim

Le fleuve Ibrahim nommé aussi fleuve Adonis est un fleuve côtier libanais, alimenté par deux sources principales : La source el Rouais à 1300 m d'altitude (débit : 6.6 m<sup>3</sup>/s) et la source d'Afqa à 1200 m d'altitude (débit de 5.2 m<sup>3</sup>/s) (Figure 7)

Le fleuve Ibrahim, de 27 Km de long, se jette dans la mer à 25 km au nord de Beyrouth, alimenté par un bassin versant à relief accentué et se caractérisant par un écoulement permanent. Ce fleuve présente le débit le plus élevé des fleuves côtiers libanais de 500 Mm<sup>3</sup>/an. Les précipitations et la fonte des neiges sont les sources principales de l'eau au niveau de ce fleuve, en plus des sources. En effet, des chutes de neige ont lieu entre novembre et avril, cependant, la neige peut persister au niveau des altitudes très élevées jusqu'à août (Assaker, 2016).

Le fleuve Ibrahim est caractérisé par un régime torrentiel, ayant un débit élevé entre Janvier et Juin (période de pluie). Ce fleuve peut être divisé en trois parties avec des valeurs de pentes différentes (Figure 8): 14% au niveau du cours supérieur, 3% au niveau du cours intermédiaire et 2.5% au niveau du cours inférieur. Par ailleurs, il est interrompu par trois barrages qui alimentent trois centrales hydroélectriques le long de son cours d'eau. L'eau est canalisée d'un barrage à un autre affectant le débit du fleuve (Khalaf, 1984).

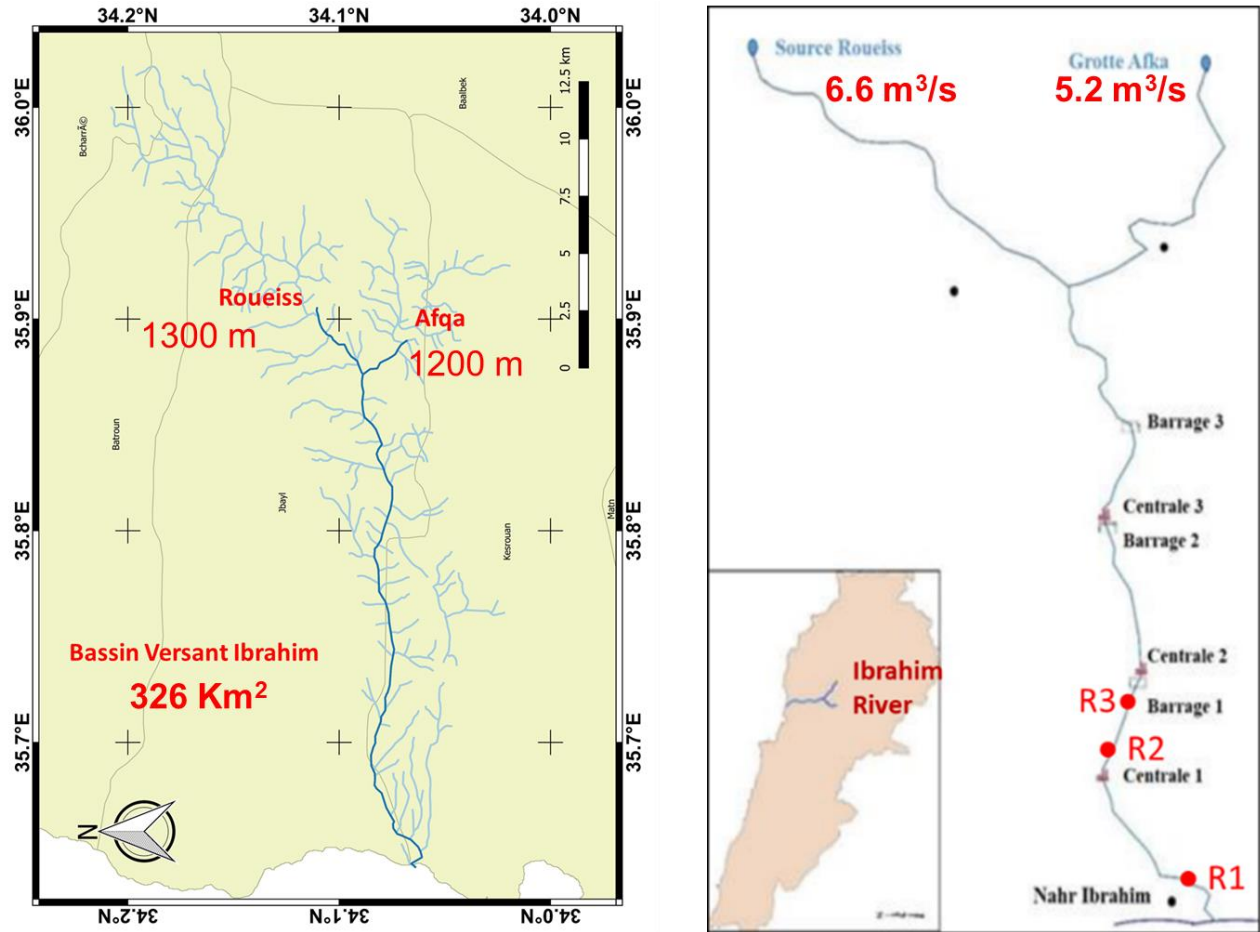


Figure 7: Bassin versant Ibrahim (à gauche) et localisation spatiale des barrages, des centrales électriques et des stations d'échantillonnage (R1, R2 et R3) sur le bassin versant Ibrahim (à droite) (Khalaf, 1984).

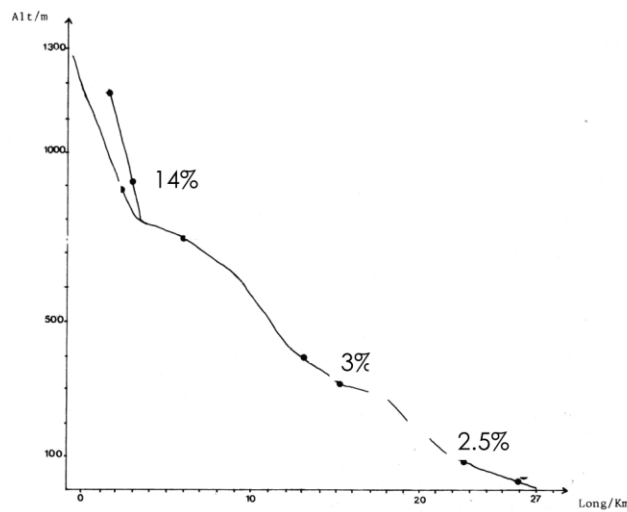


Figure 8: Profil longitudinal de l'Ibrahim avec les trois secteurs (Khalaf, 1984).

Le bassin versant Ibrahim couvre une superficie de 326 Km<sup>2</sup>. Il est bordé par les bassins de Litani et Yammoune à l'Est, et par les bassins d'Al Jaouz et d'El Kalb au Nord et au Sud respectivement. Environ 200 sources karstiques caractérisées par différents régimes hydrologiques sont identifiées au niveau du bassin versant Ibrahim, dont 70% au-dessus de 900 m d'altitude et dont la majorité sont saisonnières (Assaker, 2016).

En se basant sur les données fournies par le Centre de Télédétection Libanais (CNRS-L), des cartes QGIS portant des informations sur la géologie, l'occupation du sol, le pourcentage d'argile, de limon, de sable et de matière organique au niveau du bassin versant sont représentées dans Figure 9 à Figure 14

### **1.3.1. Géologie et occupation du sol du bassin versant Ibrahim**

Concernant la géologie de ce bassin versant, des roches volcaniques, des marnes, des grès et des schistes sont présents. Cependant, presque 80% de la surface est couverte par le calcaire appartenant à différentes formations géologiques (Cénomaniens et Jurassique ...) (Figure 9).

Les terrains amont, caractérisés par les pentes maximales, sont dominés par des terrains non productifs, de sols et de roches nues. D'autre part, la surface boisée regroupant les forêts de chênes, de pins, de genévriers, de cèdres et de cyprès, les forêts mixtes, la végétation arbustive et les zones incendiées, constitue environ 37%. La végétation herbacée et les terrains agricoles ne représentent que 7.8% de la surface du bassin (Figure 10)

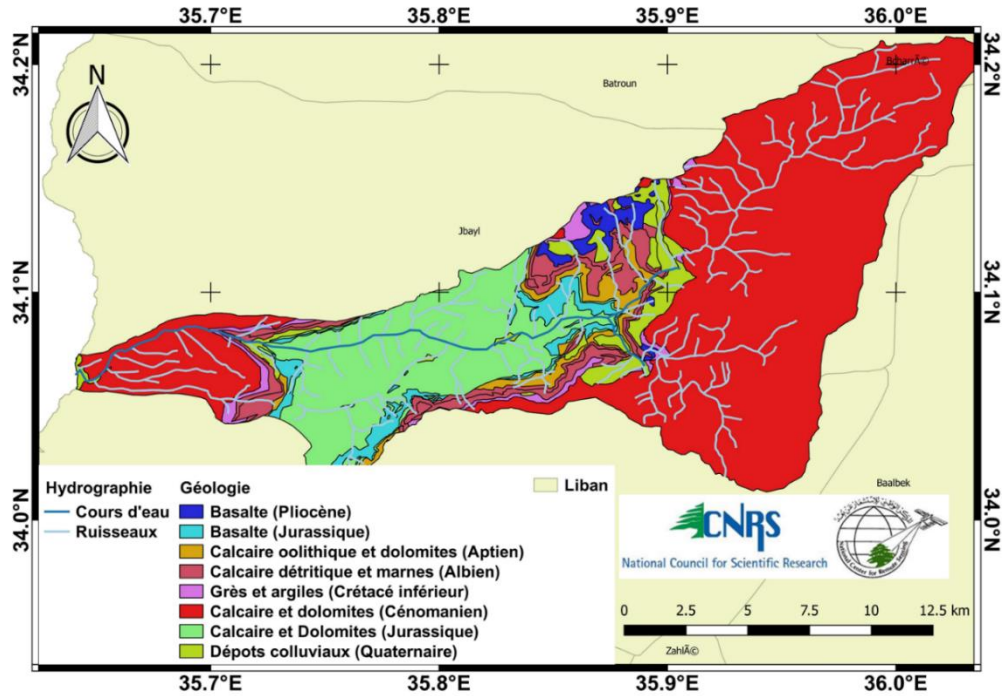


Figure 9: Carte QGIS représentant la géologie du bassin Versant Ibrahim (Centre de Télédétection Libanais NCRS/CNRS-L)

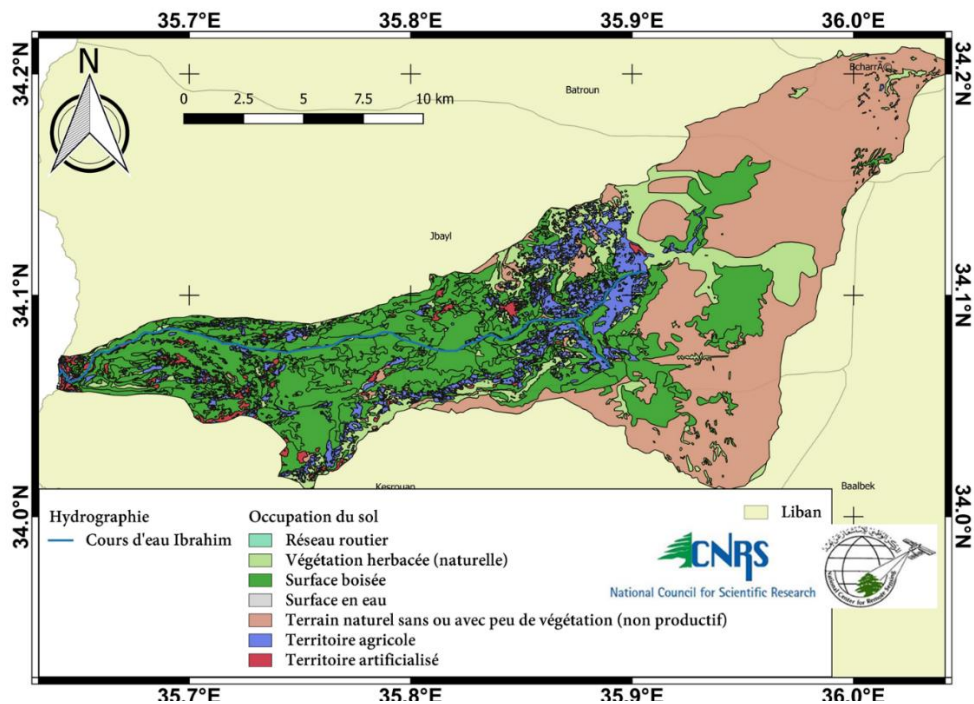


Figure 10: Carte QGIS représentant le mode d'occupation du sol au niveau du bassin Versant Ibrahim (Centre de Télédétection Libanais NCRS/CNRS-L)

### 1.3.2. Composition granulométrique et teneur en matière organique du bassin versant Ibrahim

Concernant la distribution granulométrique au niveau des sols du bassin versant Ibrahim, les sables constituent la fraction dominante (75%) spécifiquement au niveau des parties intermédiaire et inférieure (Figure 11 à Figure 14)

Les teneurs en matière organique des sols sont inférieures à 8.5% associées avec les fractions limoneuses et argileuses Figure 12 à Figure 14

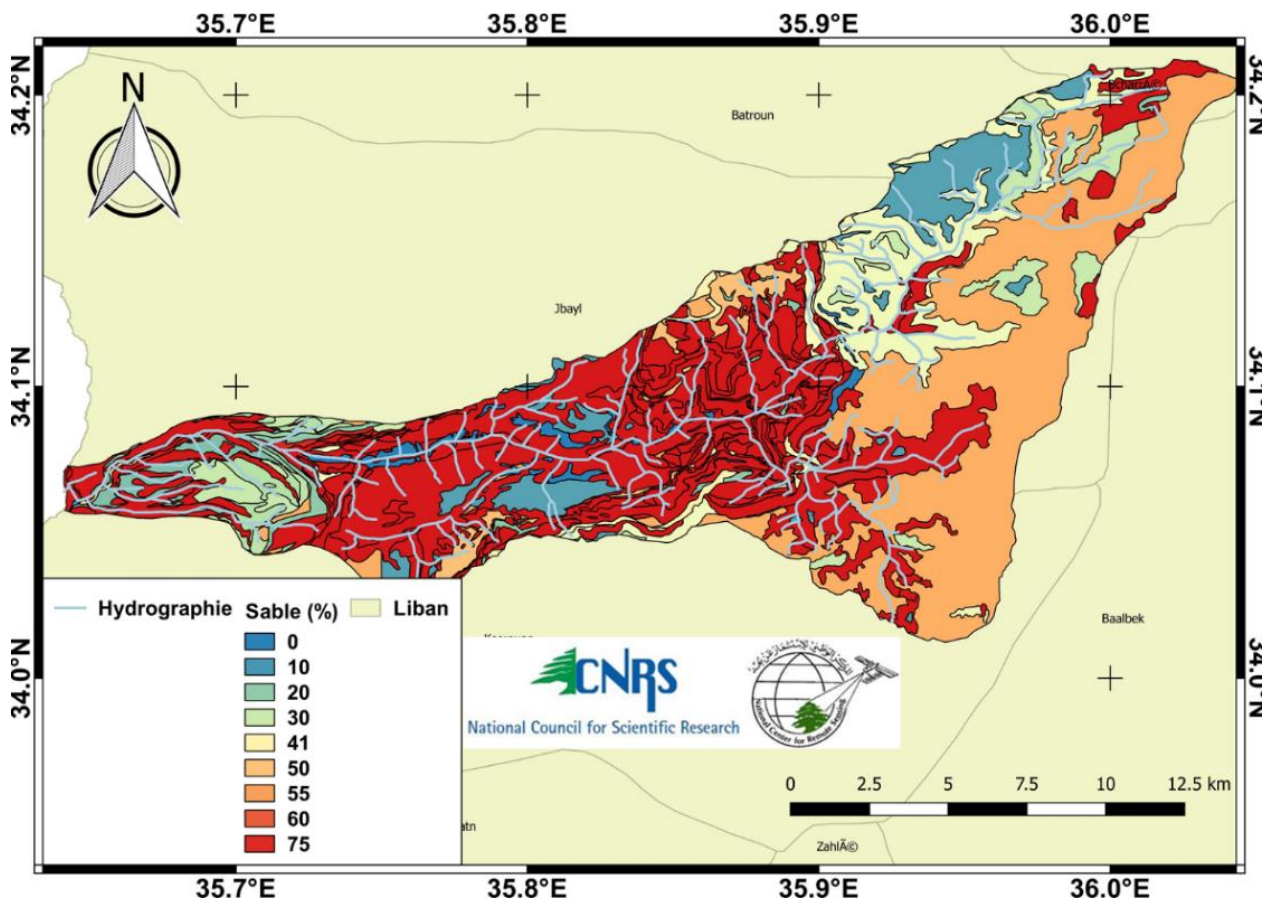


Figure 11: Carte QGIS représentant le pourcentage du sable au niveau du bassin Versant Ibrahim (Centre de Télédétection Libanais NCRS/CNRS-L)

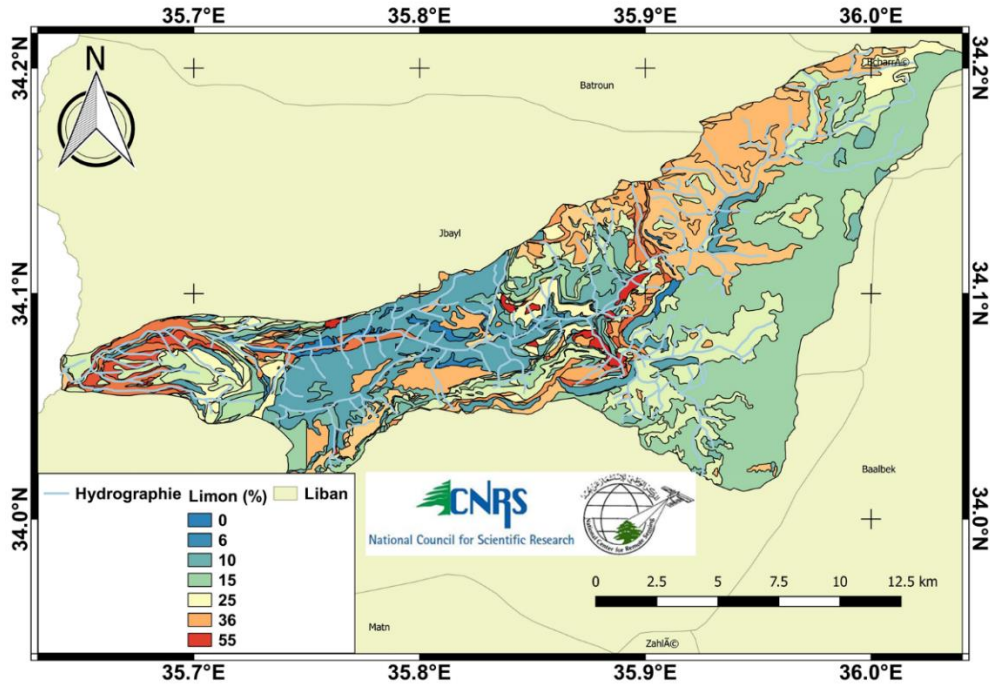


Figure 12: Carte QGIS représentant le pourcentage de la fraction limoneuse au niveau du bassin Versant Ibrahim (Centre de Télédétection Libanais NCRS/CNRS-L)

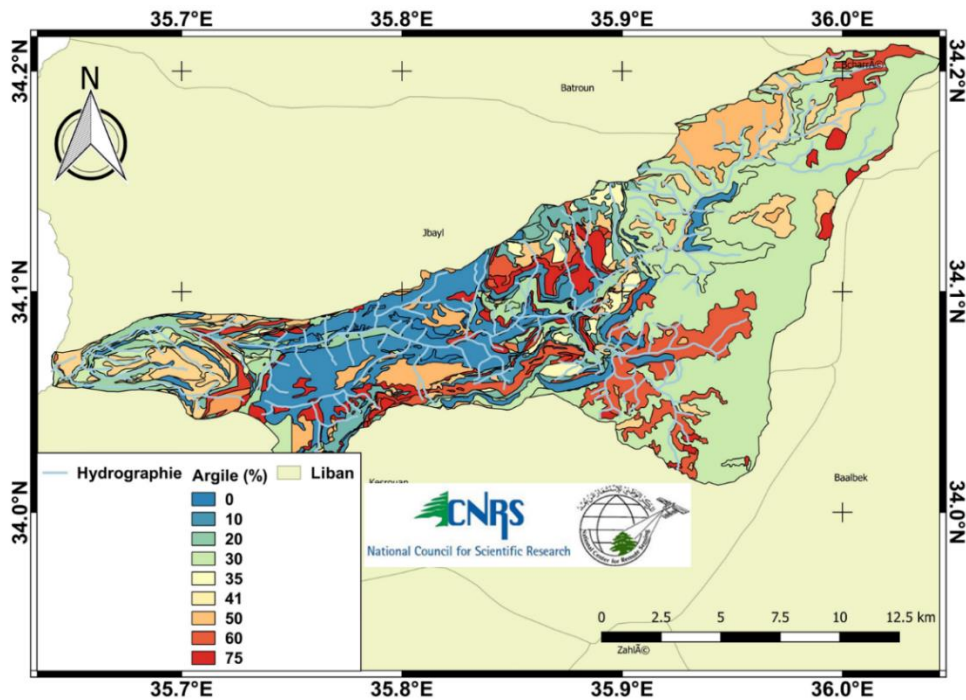


Figure 13: Carte QGIS représentant le pourcentage de la fraction argileuse au niveau du bassin Versant Ibrahim (Centre de Télédétection Libanais NCRS/CNRS-L)

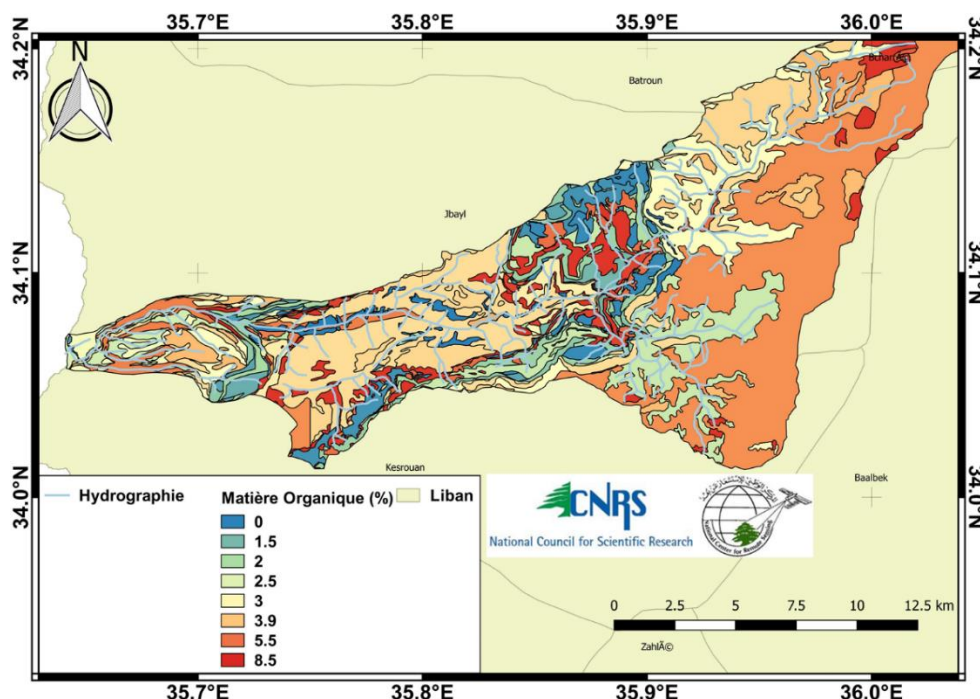


Figure 14: Carte QGIS représentant le pourcentage de la matière organique au niveau du bassin Versant Ibrahim (Centre de Télédétection Libanais NCRS/CNRS-L)

### 1.3.3. Débits

Les données de débits sont récoltées régulièrement par l'Autorité du fleuve du Litani (LRA) et les valeurs durant la période d'étude d'avril 2016 à avril 2018 sont présentées dans la Figure 15

La moyenne du débit annuel du fleuve Ibrahim varie d'une année à l'autre en fonction de la pluviométrie et de l'enneigement.

Entre septembre 1991 et août 2012, le débit moyen annuel était de 10.88 m<sup>3</sup>/s. Par contre, durant les années de l'étude, les valeurs du débit annuel enregistrées sont inférieures à 10.88 m<sup>3</sup>/s (Figure 15). En 2015-2016, le débit annuel a chuté à 5.39 m<sup>3</sup>/s alors qu'en 2016-2017, il repasse à 8.7 m<sup>3</sup>/s suivi d'une autre diminution en 2017-2018 à 5.09 m<sup>3</sup>/s. Par conséquent, les années d'étude entre septembre 2015 et août 2018 présentent un déficit hydrique.



Au cours des années de l'étude, les valeurs maximales du débit ont lieu entre décembre et mai. Un premier pic est enregistré entre décembre et janvier (Janvier 2016, décembre 2016 et décembre 2017 pour les années 2015-2016, 2016-2017 et 2017-2018 respectivement) d'une amplitude qui varie entre les années. Ce pic reflète les premières précipitations de l'année.

Un second pic est signalé en mars 2016, avril 2017 et janvier/février 2018 pour les années 2015-2016, 2016-2017 et 2017-2018 respectivement associé à la fonte des neiges (Figure 15).

Pour l'année 2017-2018, nous avons estimé la variation du pourcentage de contribution des deux sources karstiques Afqa et Roueiss (Tableau 1). On remarque que les apports souterrains karstiques constituent la principale source d'eau au niveau du fleuve Ibrahim. En effet, durant les crues, un phénomène de stockage prend place alors qu'en période d'étiage, les nappes se déchargent au niveau du fleuve (Assaker, 2016).

Pour l'année étudiée 2017-2018 : les sources karstiques sont les contributeurs principaux voire exclusif à l'alimentation du cours d'eau Ibrahim, pour la période de septembre-novembre 2017 et juillet-août 2018 alors que de décembre 2017 à juin 2018, le fleuve est aussi alimenté par les précipitations (ruissellement) et les apports atmosphériques (Assaker, 2016).

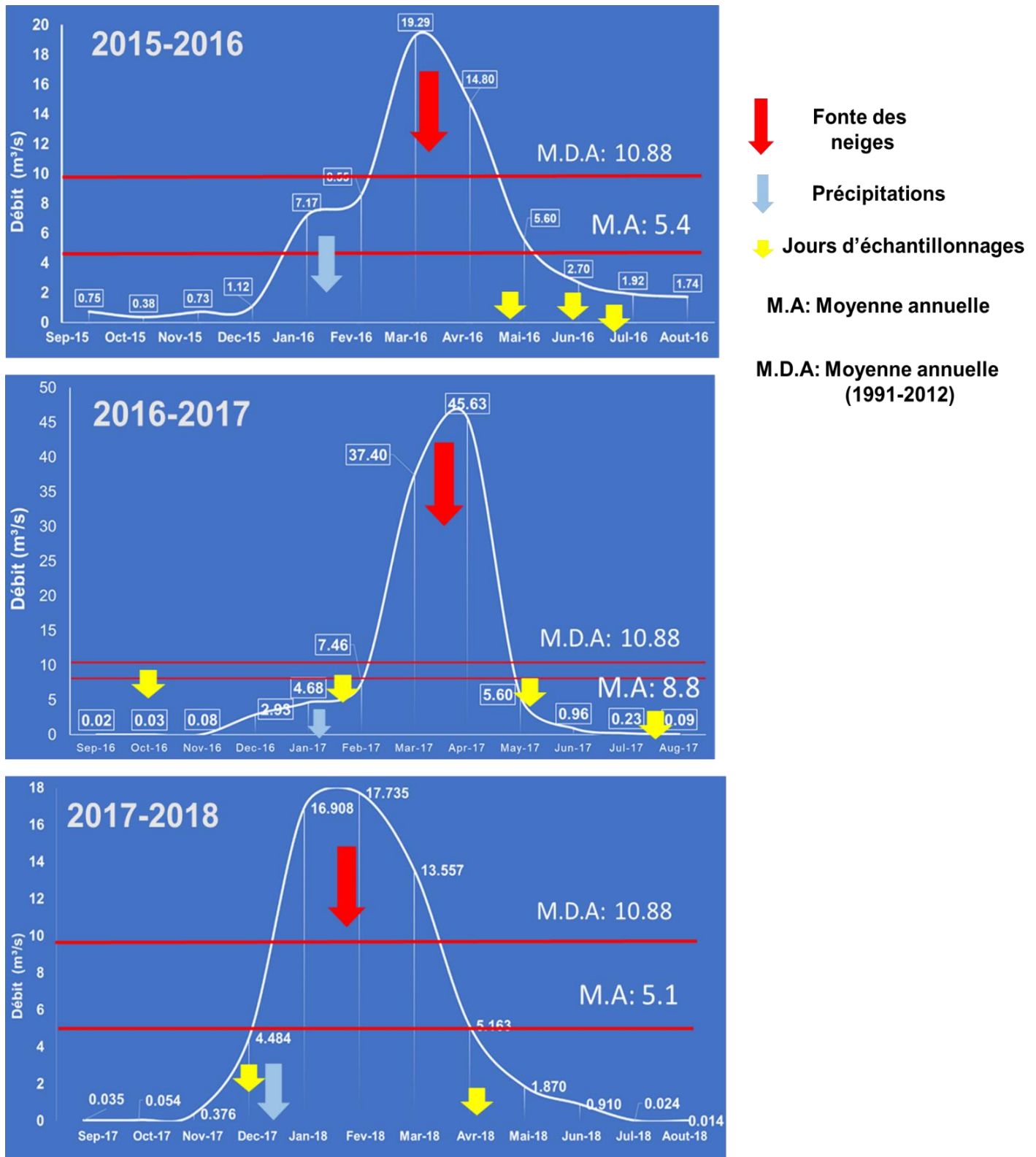


Figure 15: Débit du fleuve Ibrahim (Septembre 2015-Aout 2018)

Tableau 1: Distribution du débit et contribution des sources karstiques entre septembre 2017 et août 2018

<i>Année</i> 2017-2018	<b>Débit Afqa (m<sup>3</sup>/s)</b>	<b>Débit Roueiss (m<sup>3</sup>/s)</b>	<b>Débit Embouchure (m<sup>3</sup>/s)</b>	<b>Contribution des sources (%)</b>	<b>Ibrahim- (Afqa+Roueiss)</b>
<b>Septembre</b>	0.072	0.067	0.035	100	-0.11
<b>Octobre</b>	0.082	0.131	0.054	100	-0.16
<b>Novembre</b>	0.126	0.42	0.376	100	-0.17
<b>Décembre</b>	0.667	1.122	4.484	39.89	2.69
<b>Janvier</b>	2.432	2.181	16.908	27.28	12.29
<b>Février</b>	7.947	6.008	17.735	78.689	3.78
<b>Mars</b>	7.297	3.945	13.557	82.926	2.32
<b>Avril</b>	2.614	1.293	5.163	75.68	1.26
<b>Mai</b>	0.768	0.636	1.87	75.05	0.47
<b>Juin</b>	0.382	0.266	0.91	71.245	0.26
<b>Juillet</b>	0.19	0.102	0.024	100	-0.27
<b>Août</b>	0.105	0.069	0.014	100	-0.16

## 2. Echantillonnage :

### 2.1. Echantillonnage fluvial

Cinq campagnes d'échantillonnage sur le cours d'eau Ibrahim au niveau de deux stations (R1, R2 : Tableau 2, Figure 7) sont exécutées, s'étalant sur une période d'un an (2016-2017) : 18-05-2016, 14-07-2016, 9-11-2016 ,27-02-2017 et 3-08-2017.

La station R1 est située à environ 300 m en amont de l'embouchure (largeur du lit : 15 m) faisant face à deux restaurants alors que la station R2 est située directement en aval de la première centrale électrique sous un pont routier (largeur du lit : 8 m). Le lit du fleuve est caractérisé par la présence de gros galets émoussés et de blocs émergents.

Tableau 2: Coordonnées et caractéristiques morpho-dynamiques des deux stations fluviales R1 et R2

<i>Stations</i>	<i>R1</i>	<i>R2</i>
<i>Coordonnées</i>	34°03.866'N 35°38.679'E	34°04.970'N 35°40.993'E
<i>Altitude (m)</i>	0	82
<i>Pente (%)</i>	0.1	2
<i>Substrat</i>	Sable Gravier fin	Blocs et Rochers Graviers et sable

Au niveau de ces deux stations fluviales, l'échantillonnage d'eau et de macro-invertébrés benthiques a été réalisé.

### 2.1.1. Echantillonnage de l'eau

Les échantillons d'eaux destinés à l'analyse microbiologique sont prélevés dans des flacons en verre Pyrex stériles munis d'un bouchon à vis et enrobé de papier aluminium pour les protéger de la lumière. Les échantillons destinés aux analyses chimiques, sont prélevés dans des flacons en polyéthylène.

Les paramètres étudiés dans l'eau du fleuve sont détaillés dans le Tableau 3.

Tableau 3: Paramètres et méthodes d'analyse de l'eau de la rivière

<b>Paramètre</b>	<b>Méthode</b>
<b>Nitrites</b>	(Bendschneider and Robinson, 1952)
<b>Nitrates</b>	(Strickland and Parsons, 1968) Modifiée par (Grashoff et al., 1983)
<b>Phosphates</b>	(Murphy and Riley, 1962)
<b>Silice dissoute</b>	(Mullin and Riley, 1956)
<b>Température</b>	Thermomètre électrique
<b>Bactériologie (coliformes et streptocoques fécaux)</b>	Filtration sur membranes (OMS/PNUE, 1995)

### 2.1.2. Macro-invertébrés

Le prélèvement des macro-invertébrés benthiques au niveau des deux stations du cours d'eau Ibrahim a été réalisé sauf pour la date 27-2-2017. Il a été effectué en utilisant un filet " Surber " d'une largeur de 25 cm, à vide de maille 0.5 mm (Figure 16). Le filet est placé en face du courant, le fond est racle sur une longueur de 50 cm, devant le filet, de façon à entrainer les organismes à l'intérieur du filet. Plusieurs prélèvements sont effectués (8 et plus) de façon à couvrir une surface de 1 m<sup>2</sup> en essayant de représenter tous les types de faciès. Ensuite, les échantillons sont ramenés au laboratoire et conservés dans de l'alcool 70% afin d'être triés et identifiés (Figure 17).



Figure 16: Echantillonnage des macro-invertébrés benthiques (fleuve Ibrahim)



Figure 17: Tri et identification des macro-invertébrés benthiques du cours d'eau Ibrahim

### **2.1.3. Sédiments et matières en suspension**

Des échantillons de sédiments du cours inférieur du fleuve Ibrahim juste en amont de la confluence (R1), et au niveau du premier barrage (R3) (barrage 1 : Figure 7) le 20 et 28-10-2017 respectivement. Des matières en suspension du cours inférieur du fleuve Ibrahim de la station R1 (Mes 1, Mes 2) sont également prélevés le 22 et 23-11-2017 lors d'une première crue pour avoir des comparaisons plus fiables.

## **2.2. Echantillonnage marin**

Dix campagnes d'échantillonnage marin ont été réalisées pendant deux ans entre avril 2016 et avril 2018 : 26-04-2016, 20-06-2016, 29-07-2016, 17-10-2016, 23-01-2017, 16-05-2017, 2-08-2017, 9-11-2017, 12-12-2017 et 4-04-2018.

### **2.2.1. Echantillonnage de l'eau**

#### **2.2.1.1. Transect longitudinal M1 à M6**

Pendant les échantillonnages du 26-04-2016, 20-06-2016, 29-07-2016, 17-10-2016, 23-01-2017, 16-05-2017, 12-12-2017 et 4-04-2018. Des échantillons d'eau marine de surface (0 m) ont été pris de 4 stations en suivant un transect longitudinal de l'embouchure vers le large qui couvre les profondeurs comprises entre 10 et 60 m (stations M1, M2, M3, M6) (Tableau 4, Figure 19).

Les échantillons d'eaux destinés à l'analyse microbiologique sont prélevés dans des flacons en verre Pyrex stériles munis d'un bouchon à vis et enrobé de papier aluminium pour les protéger de la lumière. Les échantillons destinés aux analyses chimiques, sont prélevés dans des flacons en polyéthylène.

Les paramètres étudiés dans l'eau du fleuve sont détaillés dans le Tableau 5

Tableau 4: Localisation des stations d'échantillonnage au niveau de la zone côtière du fleuve Ibrahim (Nord de Beirut)

Stations	Profondeur (m)	Latitude N	Longitude E	Distance de la côte (m)	Transect
M1	10	34°03.834'	35°38.332'	301	Milieu
M2	20	34°03.839'	35°38.112'	647	Milieu
M3	30	34°03.836'	35°37.979'	858	Milieu
M6	60	34° 03.849'	35° 37.769	1171	Milieu

Tableau 5: Paramètres et méthodes de l'analyse de l'eau dans le domaine marin

Paramètre	Méthode
<b>Nitrates et nitrites</b>	(Strickland and Parsons, 1968) Modifiée par (Grashoff et al., 1983)
<b>Phosphates</b>	(Murphy and Riley, 1962)
<b>Silice dissoute</b>	(Mullin and Riley, 1956)
<b>O2 dissous</b>	Sonde CTD
<b>Température</b>	Sonde CTD
<b>Conductivité</b>	Sonde CTD
<b>Chlorophylle-a</b>	Sonde CTD
<b>Turbidité</b>	Sonde CTD
<b>Bactériologie (coliformes et streptocoques fécaux)</b>	Filtration sur membranes (OMS/PNUE, 1995)

### 2.2.1.2. Paramètres hydrologiques des eaux marines superficielles (transects continus)

Parallèlement aux transect M1 à M6, des mesures des paramètres hydrologiques des eaux superficiels en continu au niveau de la zone marine côtière sont collectées entre mai et décembre 2017 (16-5-2017, 2-8-2017, 9-11-2017 et 12-12-2017 successivement). La sonde CTD utilisée est tractée à 1 m de profondeur sur le côté du bateau suivant une grille composée de transects NS parallèles à la côte et EO (Figure 18).



Figure 18 : Répartition des transects pour le suivi des eaux superficielles marines

### 2.2.1.3. Profils CTD (domaine marin)

Des profils CTD au niveau de la zone marine côtière sont collectés pendant un an, entre janvier et décembre 2017 (23-01-2017, 16-05-2017, 2-08-2017, 12-12-2017 successivement), en suivant un transect longitudinal vers le large qui couvre 6 stations comprises entre 10 et 200 m (stations M1, M2, M3, M6, M100, M200) (Figure 19).

### 2.2.2. Echantillonnage du sédiment :

Des échantillons de sédiments de la zone marine côtière sont collectés pendant deux ans entre avril 2016 et avril 2018 (le 26-4-2016, 20-6-2016, 29-7-2016, 17-10-2016, 23-1-2017, 16-5-2017, 2-8-2017, 12-12-2017 et 4-4-2018), en suivant trois transects : Le premier transect longitudinal vers le large couvre les stations comprises entre 10 et 200 m (stations M1, M2, M3, M6, M100, M150, M200). Le deuxième transect transversal parallèle à la côte couvre les stations situées à 20 m de profondeur (stations S2, M2, N2)



et le troisième transect, aussi transversal, mais couvre les stations à 60 m de profondeur (stations S6, M6, N6) (Figure 19, Tableau 6).

Les échantillons de sédiments sont pris à l'aide d'une benne Van-Veen à bord du bateau scientifique libanais "CANA-CNRS. La couche superficielle (0-1 cm) de sédiments est séparée et transférée dans des sacs en plastique puis congelée à -20°C au laboratoire du NCMS-CNRS Liban. Les échantillons de sédiments sont pris en duplicatas.

Signalons que lors des trois premières campagnes 26-4-2016, 20-6-2016, 29-7-2016, la profondeur maximale échantillonnée était de 30 m (stations M1, M2, M3, N2, S2). A partir de 17-10-2016, les 3 stations de 60 m (stations S6, M6, N6) ont été ajoutées et à partir de 12-12-2017 les stations au-delà de 100 m ont été échantillonnées (stations M100, M150, M200).

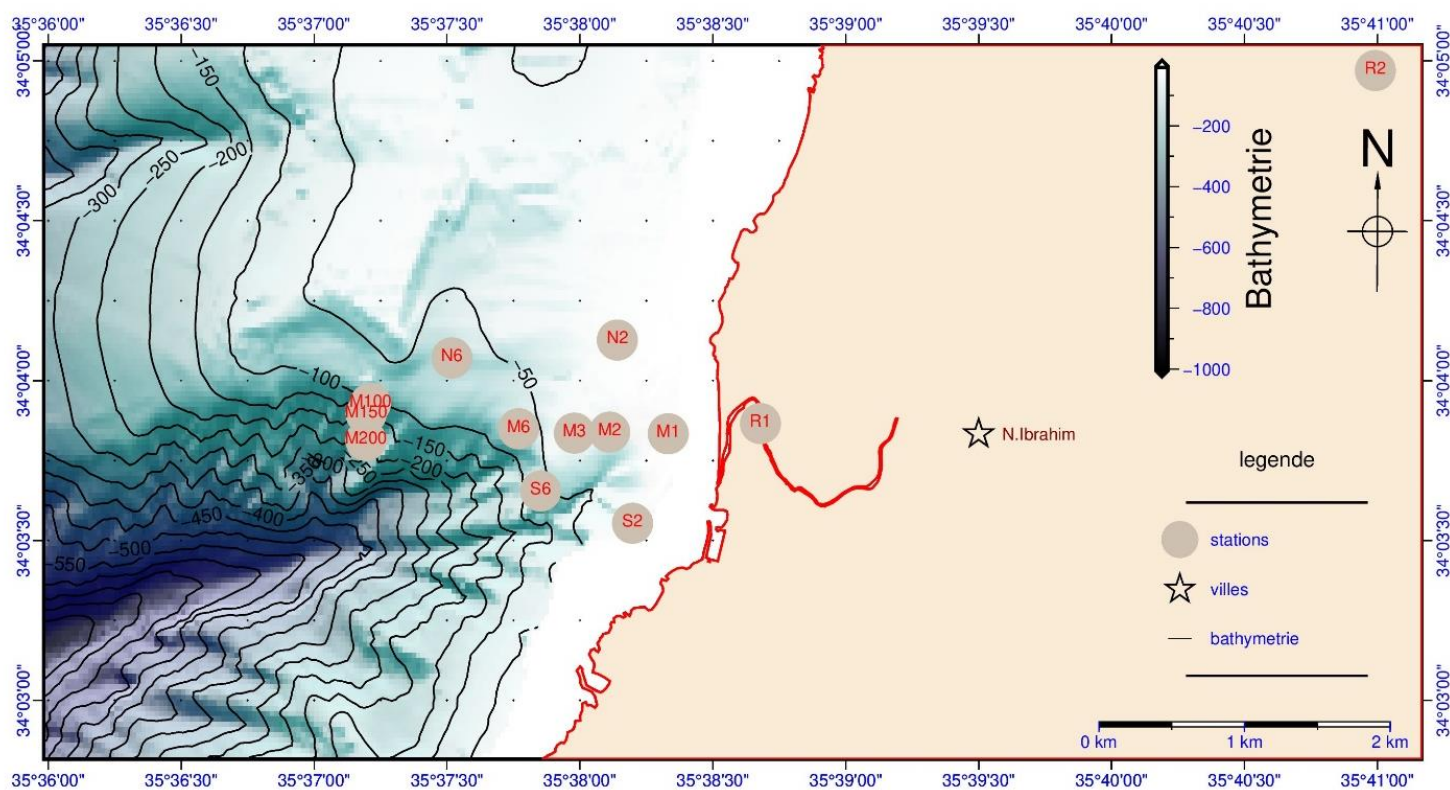


Figure 19: Distribution spatiale des stations d'échantillonnage au niveau de la zone marine côtière en face de l'embouchure du Fleuve Ibrahimi.

Tableau 6:Description des stations d'échantillonnage

Description	Stations	Profondeur	Transect	Coordonnées
Sédiments marins de surface	M1	10 m	Milieu	34.06390 ° N 35.63887 ° E
	M2	20 m	Milieu	34.06398 ° N 35.63520 ° E
	M3	30 m	Milieu	34.06393 ° N 35.63298 ° E
	M6	60 m	Milieu	34.06416 ° N 35.62949 ° E
	M100	100 m	Milieu	34.06548 ° N 35.62020 ° E
	M150	150 m	Milieu	34.06493 ° N 35.61993 ° E
	M200	200 m	Milieu	34.06355 ° N 35.61992 ° E
	N2	20 m	Nord	34.06878 ° N 35.63568 ° E
	N6	60 m	Nord	34.06786 ° N 35.62531 ° E
	S2	20 m	Sud	34.05923 ° N 35.63663 ° E
	S6	60 m	Sud	34.06091 ° N 35.63086 ° E

### 2.2.3. Macro-invertébrés benthiques

Des bennes Van-Veen ont été utilisées pour l'échantillonnage d'un volume déterminé de sédiment qui a été soumis au tri pour séparer les macro-invertébrés benthiques durant les campagnes d'échantillonnages 29-7-2016, 17-10-2016, 23-1-2017 et 16-5-2017 en suivant un transect longitudinal vers le large qui couvre les stations comprises entre -10 et -60 m (stations M1, M2, M3, M6). Les échantillons sont tamisés à l'aide d'un tamis de 1 mm d'ouverture de mailles à bord du bateau CANA-CNRS en utilisant de l'eau à basse pression (Figure 20). Le matériel tamisé est ensuite transféré dans un conteneur approprié et fixé dans de l'éthanol à 70% pour le tri et l'identification à l'aide d'un stéréoscope dans les laboratoires du NCMS (Figure 21). Les organismes sont ensuite

triés et transférés dans différents conteneurs en fonction des principaux groupes taxonomiques tels que les polychètes, les bivalves, les gastéropodes, les amphipodes, les autres crustacés... Dans cette étude, seuls les grands groupes taxonomiques seront pris en compte.



Figure 20: Échantillonnage des macro-invertébrés benthiques (Eau côtière)

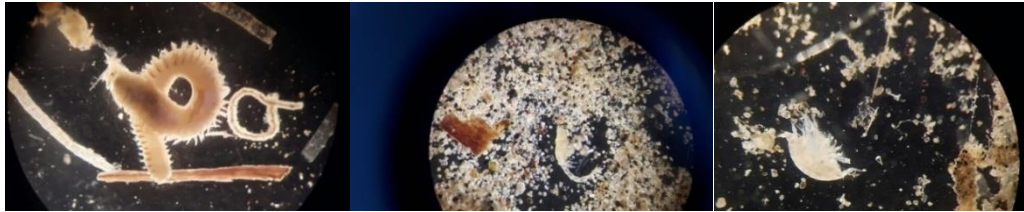


Figure 21: Tri et identification des macro-invertébrés benthiques de la zone côtière

Le Tableau 7 résume tous les échantillonnages fluviaux et marins. La couleur bleue pour les échantillonnages marins et la couleur verte pour les campagnes fluviales.

Tableau 7: Campagnes d'échantillonnages fluviatiles et marins dans la zone d'étude

Dates	Stations et profondeurs	Echantillons
26-4-2016	Nord : 20m Milieu : 10m 20m 30m Sud : 20m	Eau Sédiments Macrofaune
18-5-2016	R1, R2	Eau et macrofaune
20-6-2016	Nord : 20m Milieu : 10m 20m 30m Sud: 20m	Eau Sédiments Macrofaune
14-7-2016	R1, R2	Eau et macrofaune
29-7-2016	Nord : 20m Milieu : 10m 20m 30m Sud : 20m	Eau Sédiments Macrofaune
17-10-2016	Nord : 20m 60m Milieu : 10m 20m 30m 60m Sud : 20m 60m	Eau Sédiments Macrofaune
9-11-2016	R1, R2	Eau et macrofaune
23-1-2017	Nord : 20m 60m Milieu : 10m 20m 30m 60m Sud : 20m 60m	Eau Sédiments Macrofaune Profils verticaux CTD
27-2-2017	R1, R2	Eau et macrofaune
16-5-2017	Nord : 20m 60m Milieu : 10m 20m 30m 60m 100m 150m 200m Sud : 20m 60m	Eau , Sédiments, Macrofaune Profils verticaux CTD Transect CTD côte - large
2-8-2017	Nord : 60m Milieu : 60m Sud : 60m	Eau et sédiments Profils verticaux CTD Transect CTD côte - large
4-8-2017	R1, R2	Eau et Macrofaune
20-10-2017	R1	Sédiments
28-10-2017	R3	Sédiments
9-11-2017	Transects cote-large	Transect CTD côte - large
22-11-2017 et 23-11-2017	R1	Matières en suspension
12-12-2017	Milieu : 10m 20m 30m 60m 100m 150m 200m	Eau et sédiments et Transect CTD côte - large
4-4-2018	Milieu : 10m 20m 30m 60m 100m 150m 200m	Eau et sédiments

## 2.3. Paramètres et méthodes d'analyse

### 2.3.1. Analyse de l'eau

#### 2.3.1.1. Paramètres hydrologiques (sonde CTD):

Les paramètres hydrologiques présentés au niveau de cette étude sont mesurés directement à l'aide d'une sonde CTD Idronaut OCEAN SEVEN 316Plus qui mesure pression, température et conductivité.

La marge de pression mesurée est entre 0 et 2000 dbar avec une précision de 0.05% et une résolution de 0.002 %. Concernant le capteur de température (thermomètre très rapide en platine), la marge détectée est entre -3 et +50 °C avec une précision de 0.002 °C et une résolution de 0.0002 °C. Pour le capteur de conductivité (cellule en quartz), la marge de détection est entre 0 et 70 mS/cm avec une précision de 0.003 mS/cm et une résolution de 0.0003 mS/cm. Les propriétés fondamentales de l'eau de mer tel que la salinité (obtenue à partir de la conductivité) peuvent être obtenus en appliquant des algorithmes appropriés "Algorithms for computation of fundamental properties of sea water". D'autre part, la chlorophylle est mesurée par le capteur « Seapoint Chlorophyll Fluoremeter », dont la limite minimale de détection est de 0.02 µg/L. Le capteur de turbidité est le « Seapoint Turbidity Meter », il mesure la turbidité en détectant la lumière dispersée par les particules en suspension dans l'eau, ce capteur est réglé pour une réponse constante au standard Formazine. La turbidité est mesurée en Unités de Turbidité Formazine (FTU).

### 2.3.1.2. Les nutriments

#### Nitrites

La concentration des nitrites dans l'eau a été déterminée suivant la méthode de Bendschneider et Robinson, (1952), 50 ml de l'échantillon d'eau sont placés dans un Erlenmeyer de 100 ml avec 1 ml de chlorure d'ammonium concentré ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) et 1 ml du réactif 1 (solution de Sulfanilamide) et agité. Après 5 minutes, 1 ml de réactif 2 (N-naphtyl éthylènediamine) est ajouté, une couleur rose apparaît. 30 minutes plus tard, l'absorbance est lue par un spectrophotomètre "Biochrom Libra" à 543 nm en utilisant une cuve de 10 cm. Les résultats sont déduits par rapport à une courbe standard.

#### Nitrates

La concentration des nitrates dans l'eau est déterminée suivant la méthode de Strickland et Parsons, (1968) modifiée par Grashoff et al., (1983). Cette méthode est basée sur la détermination du nombre total de nitrites obtenus après la réduction des ions nitrates sur une colonne de cadmium. 100 ml de l'échantillon sont placés dans un Erlenmeyer de 150 ml avec 3 ml de chlorure d'ammonium concentré et ensuite mélangés. 5 ml de cette solution sont versés dans la colonne pour réduire les risques d'interférences des échantillons successifs, suivis par le reste de l'échantillon. Les 30 premiers ml sont jetés. Un cylindre gradué de 50 ml est rincé avec quelques millilitres de l'effluent et 50 ml de l'échantillon sont finalement collectées. Ensuite, 1 ml de réactif 1 (solution de Sulfanilamide) est ajouté suivi de réactif 2 (N-naphtyl éthylènediamine) cinq minutes plus tard. Une couleur rose apparaît. 30 minutes plus tard, l'absorbance est lue par un spectrophotomètre "Biochrom Libra" à 543 nm et les résultats sont déduits par rapport à une courbe standard.  $[\text{Nitrates}] = [\text{Total nitrites}] - [\text{nitrites}]$

### **Ortho phosphate**

La teneur en ortho phosphate est déterminée suivant la méthode de Murphy et Riley, (1962), 50 ml de l'échantillon sont placés dans un Erlenmeyer de 100 ml avec 5 ml de réactif (100 ml de solution de molybdate d'ammonium ; 250 ml acide sulfurique (5N) ; 100 ml de solution d'acide ascorbique ; 50 ml de solution d'antimonyl tartrate de potassium). L'absorbance est ensuite lue par un spectrophotomètre "Biochrom Libra" à 885 nm et comparée à une courbe standard.

### **Silice**

L'analyse de la silice est effectuée suivant la méthode de Mullin and Riley, (1956), basée sur un dosage colorimétrique suite à la réduction du complexe silicomolybdique résultant en une coloration bleue intense.

10 ml du réactif 1 (Para molybdate d'ammonium) sont introduits dans un erlenmeyer en plastique de 100 ml ensuite on ajoute 25 ml de l'échantillon et on mélange. Après 10 à 30 min, on ajoute 15 ml du réactif 2 (métol-sulfite, acide oxalique, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, eau distillée). Après 3h, l'absorbance est lue par un spectrophotomètre "Biochrom Libra" à 810 nm et comparée à une courbe standard.

#### **2.3.1.3. Bactériologie**

La méthode d'analyse utilisée pour le traitement des échantillons est la filtration sur membranes (OMS/PNUE, 1995). Cette méthode permet la concentration des bactéries avant leur culture et consiste à préparer une série de dilutions à partir d'échantillons d'eau pris en conditions stériles. Des quantités aliquotes de cette série de dilution sont filtrées à travers des membranes filtrantes porosité 0.45µm (Millipore). Ces membranes de

filtration sont déposées à la surface d'une gélose m-FC coulée en boîte fermentative de pétri et incubées à 44.5° C pendant 24 h pour les CF et sur gélose KF- Streptocoques incubées à 36° ± 1 pendant 48 h pour les SF.

## 2.4. Traitement des sédiments et méthodes d'analyses

### 2.4.1. Granulométrie

Les échantillons de sédiments sont séchés à 45 °C, la fraction inférieure à 2 mm est utilisée pour les analyses granulométriques pour éviter d'endommager l'analyseur. L'analyse granulométrique a été réalisée à l'aide d'un analyseur de distribution à granulométrie laser (Partica LA-950V2) (Figure 22) à la « [Plateforme de Recherche et d'Analyse en Sciences de l'Environnement](#) » (Université Libanaise).

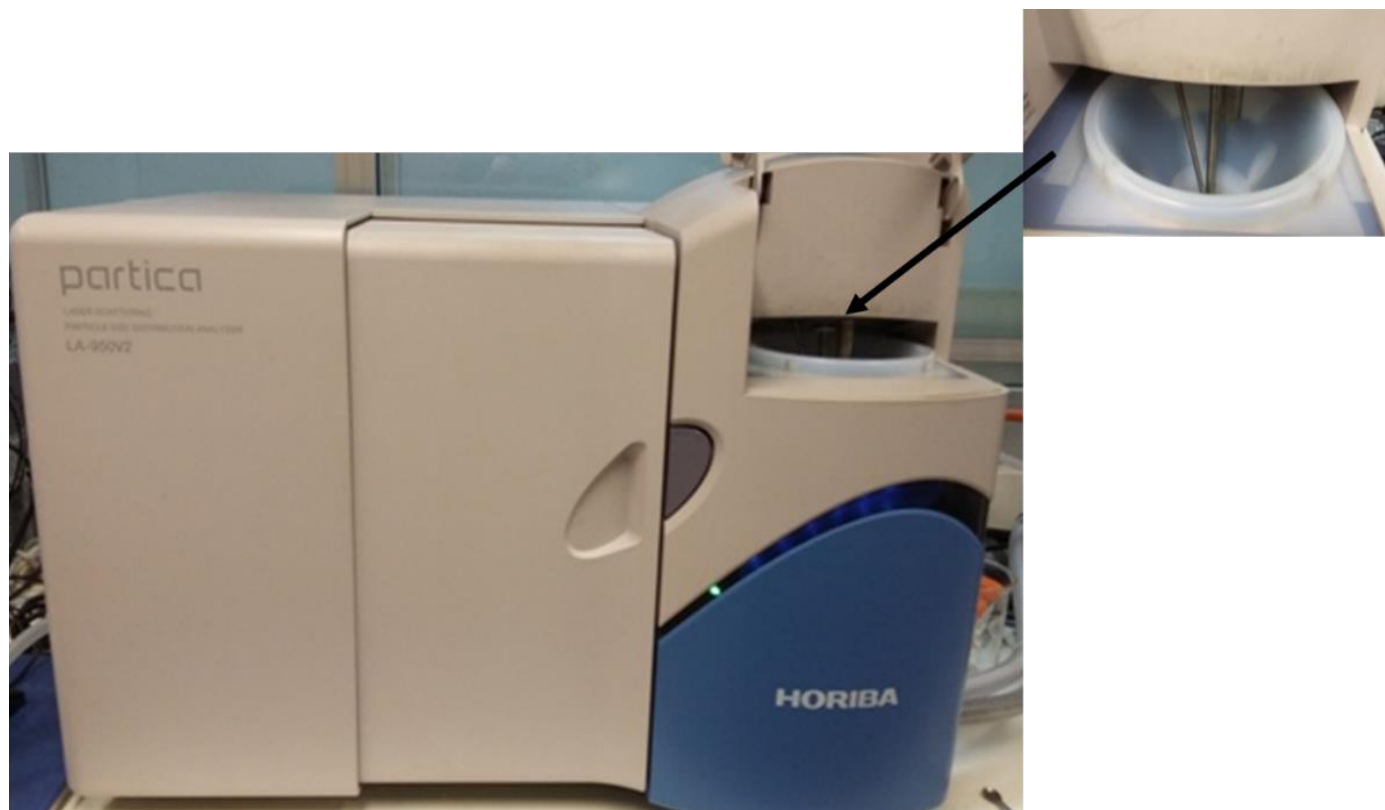


Figure 22: Analyseur de distribution à granulométrie laser (Partica LA-950V2)



Cet analyseur permet d'effectuer une analyse rapide de la distribution granulométrique basée sur la diffraction laser. La marge détectée par cet analyseur est comprise entre 10 nm et 3000 µm fournissant des mesures précises. En fait, toute la procédure peut durer de 3 à 4 minutes par échantillon, les étapes étant résumées dans le diagramme ci-dessous (Figure 23).

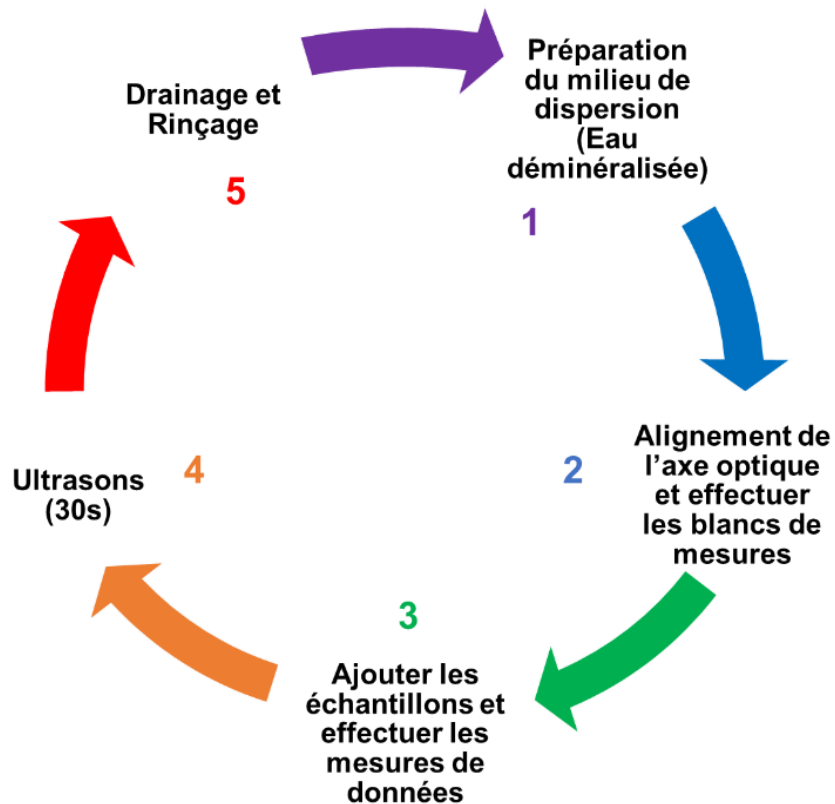


Figure 23: Etapes de l'analyse granulométrique par l'analyseur de distribution à granulométrie laser

Les résultats granulométriques obtenus par diffraction laser sont d'abord intégrés dans le logiciel « GradistatV8.0 » qui permet une analyse rapide des statistiques de la taille des grains arithmétiquement, géométriquement (unités métriques) et logarithmiquement (unités logarithmiques : phi). Cette dernière unité est la plus utilisée par les

sédimentologues afin de faciliter la présentation graphique. L'unité métrique (mm) de la taille des grains est convertie en phi (unité logarithmique) suivant la formule suivante :  $\Phi = -\log_2 D$ , avec Phi : Diamètre du grain en (phi) et D : diamètre du grain en (mm) (Blott and Pye, 2001; Baiyegunhi et al., 2017).

Le logiciel « GradistatV8.0 » est intégré dans une feuille de calcul « Excel », permettant à la fois d'obtenir les résultats sous forme de tableaux et de graphes et des paramètres statistiques descriptives tels que le grain moyen (la moyenne), le tri (écart type), l'asymétrie ou « Skewness », et le Kurtosis en se basant sur les équations proposées par Folk and Ward, (1957) (Tableau 8) étant les plus adoptées pour la comparaison entre les sédiments. De même, une gamme de valeurs centiles cumulatives (la taille du grain au cours de laquelle un certain pourcentage des grains sont plus gros) est calculée, à savoir  $D_{10}$ ,  $D_{50}$ ,  $D_{90}$  (Blott and Pye, 2001).

Tableau 8: Echelle et terminologie adoptée par « GRADISTAT » pour le grain moyen

<b>PHI (<math>\Phi</math>)</b>	<b>D (MM OU MICRONS)</b>	<b>TERMINOLOGIE DESCRIPTIVE</b>
<b>-6 &lt; <math>\Phi</math> &lt; -5</b>	32<d< 64 mm	Graviers très grossiers
<b>-5 &lt; <math>\Phi</math> &lt; -4</b>	16<d< 32 mm	Gravier grossier
<b>-4 &lt; <math>\Phi</math> &lt; -3</b>	8<d< 16 mm	Gravier Moyen
<b>-3 &lt; <math>\Phi</math> &lt; -2</b>	4<d< 8 mm	Gravier Fin
<b>-2 &lt; <math>\Phi</math> &lt; -1</b>	2<d< 4 mm	Gravier très fin
<b>-1 &lt; <math>\Phi</math> &lt; 0</b>	1<d< 2 mm	Sable très grossier
<b>0 &lt; <math>\Phi</math> &lt; 1</b>	0.5 <d< 1 mm	Sable grossier
<b>1 &lt; <math>\Phi</math> &lt; 2</b>	250<d< 500 microns	Sable moyen
<b>2 &lt; <math>\Phi</math> &lt; 3</b>	125<d< 250 microns	Sable fin
<b>3 &lt; <math>\Phi</math> &lt; 4</b>	63<d< 125 microns	Sable très fin
<b>4 &lt; <math>\Phi</math> &lt; 5</b>	31<d< 63 microns	Limon très grossier
<b>5 &lt; <math>\Phi</math> &lt; 6</b>	16<d< 31 microns	Limon grossier
<b>6 &lt; <math>\Phi</math> &lt; 7</b>	8<d< 16 microns	Limon moyen
<b>7 &lt; <math>\Phi</math> &lt; 8</b>	4<d< 8 microns	Limon fin
<b>8 &lt; <math>\Phi</math> &lt; 9</b>	2<d< 4 microns	Limon très fin
<b><math>\Phi</math> &gt; 9</b>	d<2 microns	Argile

Tableau 9: Mesures logarithmiques selon Folk and Ward (1957) dans (Blott and Pye, 2001)

Paramètre	Formule
<b>Grain Moyen (Moyenne)</b>	$M = (\phi_{16} + \phi_{50} + \phi_{84}) / 3$
<b>Ecart type (<math>\sigma</math>)</b>	$\sigma = (\phi_{84} - \phi_{16} / 4) + (\phi_{95} - \phi_5 / 6.6)$
<b>Symétrie (SK)</b>	$SK = [(\phi_{16} + \phi_{84} - 2\phi_{50}) / 2(\phi_{84} - \phi_{16})] + [(\phi_5 + \phi_{95} - 2\phi_{50}) / 2(\phi_{95} - \phi_5)]$
<b>Kurtosis (KG)</b>	$KG = (\phi_{95} - \phi_5) / 2.44 (\phi_{75} - \phi_{25})$

Paramètre	Ecart type ( $\sigma$ )		Asymétrie (SK)		Kurtosis (KG)	
<b>Classes</b>	Très bien trié	$\sigma < 0.35$	Asymétrie très positive	$0.3 < SK < 1$	Très Platikurtique	$KG < 0.67$
	Bien trié	$0.35 < \sigma < 0.5$	Asymétrie positive	$0.1 < SK < 0.3$	Platikurtique	$0.67 < KG < 0.9$
	Moyennement bien trié	$0.5 < \sigma < 0.7$	Symétrique	$-0.1 < SK < 0.1$	Mésokurtique	$0.9 < KG < 1.11$
	Moyennement trié	$0.7 < \sigma < 1$	Asymétrie négative	$-0.3 < SK < -0.1$	Leptokurtique	$1.11 < KG < 1.5$
	Mal trié	$1 < \sigma < 2$	Asymétrie très négative	$-1 < SK < -0.3$	Très Leptokurtique	$1.5 < KG < 3$
	Très mal trié	$2 < \sigma < 4$			Extrêmement Leptokurtique	$KG > 3$
	Extrêmement mal trié	$\sigma > 4$				

Le logiciel R studio est utilisé pour générer un **diagramme ternaire** entre la fraction fine, sable fin et sable grossier. De même, des **diagrammes bivariés** sont tracés pour visualiser la relation entre les paramètres mentionnés ci-dessus en utilisant le logiciel « IBM SPSS 20 ».

De plus, des graphiques présentant le tracé d'un paramètre statistique par rapport à un autre (par exemple grain moyen par rapport à l'écart type ou l'asymétrie) peut être utilisé pour mieux visualiser les données et distinguer entre plusieurs environnements. Par ailleurs, pour une distinction plus robuste et plus sophistiquée des environnements et des processus de dépôt, l'utilisation des statistiques multivariés comme l'ACP et les fonctions linéaires discriminantes est recommandée (Baiyegunhi et al., 2017).

**Le diagramme de Passega** (Passega, 1964) ou le diagramme CM est également utilisé pour révéler les forces hydrodynamiques qui régissent le transport et le dépôt des sédiments au niveau de la zone étudiée. Il consiste à tracer «C » ( $\mu\text{m}$ ) : valeur du  $D_{99}$  la plus grossière en fonction de la valeur «M » ( $\mu\text{m}$ ) :  $D_{50}$  : la valeur médiane sur une échelle logarithmique.

**Les fonctions linéaires discriminantes (LDF)** (Tableau 10) (Sahu, 1964) est une méthode quantitative généralement utilisée pour différencier entre les environnements et les milieux de dépôt. Cette méthode est basée sur le fait que chaque environnement de dépôt est caractérisé par ses conditions énergétiques particulières reflétées par la distribution granulométrique des sédiments. Les formules du grain moyen (M), la variance ( $r^2$ ), l'asymétrie (SK) et le kurtosis (KG) proposées par (Folk and Ward, 1957) sont les

meilleurs adaptées (indépendantes les unes des autres et ne nécessitent pas que les distributions soient normales) (Sahu, 1964).

Tableau 10: Les fonctions linéaires discriminantes pour distinguer les environnements et les processus de dépôt.

<p>“Processus éolien” et “Environnement littoral”  <math>Y_{\text{éolien/littoral}}</math></p>	<p><math>Y_1 = -3.5688M + 3.7016r^2 - 2.0766SK + 3.1135KG</math>            (Eq.1)</p>	<p><math>Y_1 &gt; -2.7411</math> réfère à l'environnement littoral alors que <math>Y_1 &lt; -2.7411</math> réfère au processus éolien.</p>
<p>Environnements “littoral” et “Marin peu profond”  <math>Y_{\text{littoral/marin}}</math></p>	<p><math>Y_2 = 15.6534M + 65.7091r^2 + 18.1071SK + 18.5043KG</math>            (Eq.2)</p>	<p><math>Y_2 &gt; 63.3650</math> dénote la présence d'un environnement marin peu profond alors que <math>Y_2 &lt; 63.3650</math> désigne l'environnement littoral.</p>
<p>“Environnement marin peu profond” et “processus fluvial”  <math>Y_{\text{fluvial/marin}}</math></p>	<p><math>Y_3 = 0.2852M - 8.7604r^2 - 4.8932SK + 0.0428KG</math>            (Eq.3)</p>	<p><math>Y_3 &gt; -7.4190</math> : indique la présence d'un environnement marin peu profond alors que <math>Y_3 &lt; -7.4190</math> dénote l'occurrence d'un processus fluvial.</p>
<p>“Processus fluvial” and “Courant de turbidité”  <math>Y_{\text{turbidité/fluvial}}</math></p>	<p><math>Y_4 = 0.7215M - 0.4030r^2 + 6.7322Sk + 5.2927KG</math>            (Eq.4)</p>	<p><math>Y_4 &lt; 9.8433</math> réfère au courant de turbidité alors que <math>Y_4 &gt; 9.8433</math> dénote l'occurrence d'un processus fluvial.</p>

En utilisant ces fonctions discriminantes, il est alors possible de discriminer les mécanismes (éolien, marin, fluvial et courant de turbidité) et les environnements de déposition (marine peu profonde et agitée) (Sahu, 1964). En fait, une fois que ces équations seront appliquées à un échantillon ou à une population donnée, l'environnement ou le mécanisme de dépôt peut être déduit selon que la valeur obtenue, si elle tend vers le premier ou le second environnement (Sahu, 1964).

Au niveau de cette étude on s'intéresse aux équations  $Y_2$ ,  $Y_3$ ,  $Y_4$ .

Avant les analyses suivantes, les échantillons de sédiment sont séchés à 47 °C jusqu'à poids constant, puis tamisés à l'aide d'un tamis à vide de mailles de 2 mm. Les échantillons sont ensuite broyés à l'aide d'un broyeur planétaire à billes « PM 200 RETSCH » dans les laboratoires CEFREM, en France.

### 2.4.2. Carbone Organique (CO)

Le carbone organique total est analysé suivant la méthode de titrage simple approuvée par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (M.A., 2010). Le CO est exprimé en % du poids sec de l'échantillon avec une précision de 20% et une limite de détection de 0,1%.

Les étapes du mode opératoire sont résumées dans la figure suivante (Figure 24).

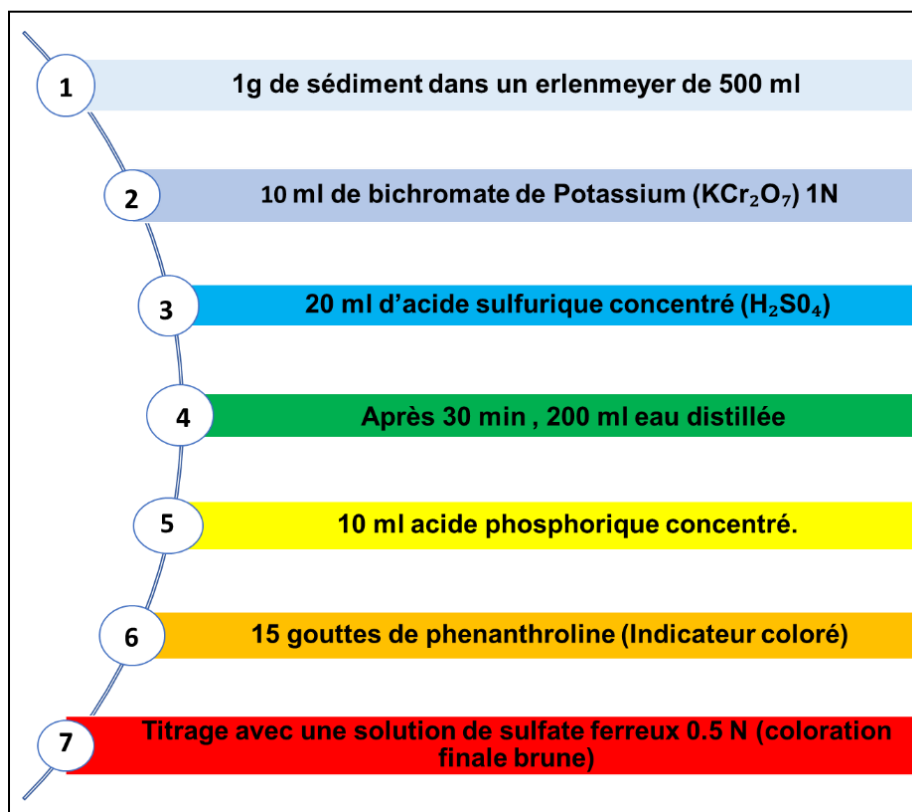


Figure 24 : Différentes étapes de l'analyse de la matière organique

Le pourcentage du carbone organique est ensuite déterminé en appliquant l'équation suivante :

$$\%CO = [(A-B) \cdot 10 \cdot 0.004 \cdot 100] / (P \cdot A), \text{ avec}$$

A : Volume du sulfate ferreux utilisé pour le blanc (ml)

B : Volume du sulfate ferreux utilisé pour l'échantillon (ml)

P : Poids de l'échantillon (g)

Finalement le pourcentage de la matière organique est déduit :  $\%MO = \%C \cdot 1.724$

### 2.4.3. Azote total (NT)

L'Azote total est mesuré par combustion en utilisant un analyseur élémentaire (Elementar Vario MAX CN). Les étalonnages sont réalisés avec une norme certifiée « Soil », NT est exprimé en % du poids sec de l'échantillon avec une précision de 5 à 10% en fonction de la concentration.

### 2.4.4. Rapports Isotopiques $\delta^{13}C$ et $\delta^{15}N$

Les échantillons sont décarbonatés par attaque acide (trois ajouts répétés de HCl (2N) : à chaque fois lavage à l'eau désionisée froide et centrifugation pour éliminer le surnageant) avant d'être lyophilisés. Après traitement, environ 10 à 30 mg de chaque échantillon sec sont pesés dans une capsule en étain pour les analyses du rapport isotopique du carbone organique et de l'azote à l'aide d'un analyseur élémentaire « Eurovector 3000 » couplé à un spectromètre de masse « Isoprime » (EA-IRMS). Les valeurs de  $\delta^{13}C$  et  $\delta^{15}N$  sont exprimées en notation  $\delta$  en tant qu'écart par rapport au matériel de référence standard en parties pour milles (‰) :

$$\delta^{13}C = [(^{13}C/^{12}C) \text{ échantillon} / (^{13}C/^{12}C) \text{ standard} - 1] \cdot 1000$$

$$\delta^{15}N = [(^{15}N/^{14}N) \text{ échantillon} / (^{15}N/^{14}N) \text{ standard} - 1] \cdot 1000$$

Ainsi une valeur négative indique l'épuisement et une valeur positive indique l'enrichissement des isotopes plus lourds en comparaison à ceux plus légers par rapport aux standards d'abondance naturelle (normes internationales : Standards Pee Dee Belemnite (PDB) et N<sub>2</sub> atmosphérique pour C et N, respectivement). Tous les échantillons sont analysés deux fois et la précision analytique est de 0,2‰.

### 2.4.5. Matière Organique Labile

Les glucides (CHO) sont mesurés selon la méthode colorimétrique de Brink et al., (1960) (Figure 25). L'absorbance des produits est mesurée par spectrophotométrie à 625 nm (absorbance maximale) et comparés à une courbe d'étalonnage réalisée avec un standard de glucose (précision de la mesure 8%).

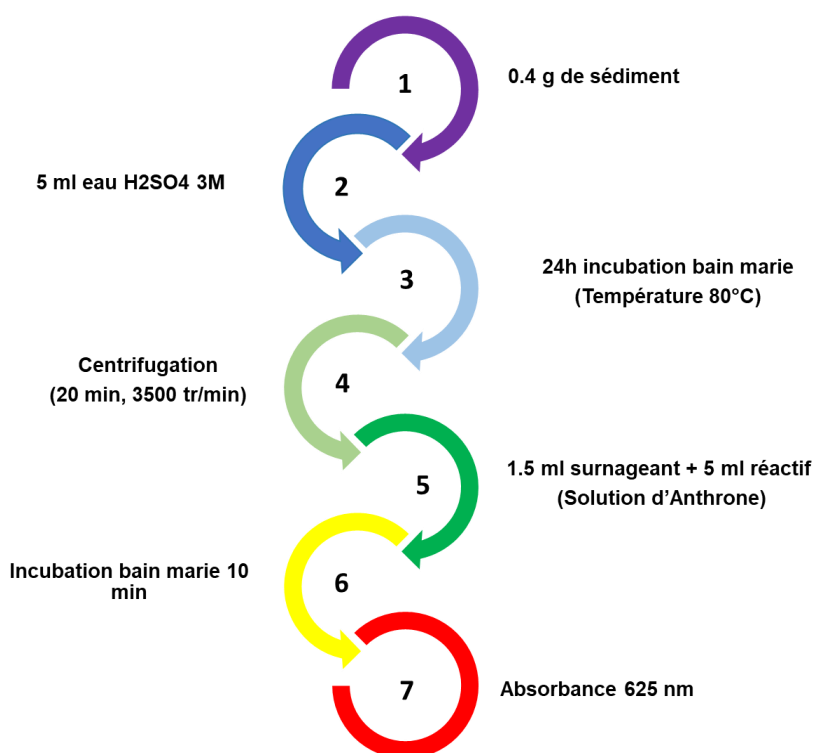


Figure 25 : Différentes étapes de l'analyse des glucides



Les lipides (LPD) sont mesurés par la méthode colorimétrique de Barnes and Blackstock, (1973) (Figure 26). L'absorbance des produits est mesurée par spectrophotométrie à une longueur d'onde de 520 nm et les concentrations sont calculées en comparaison à une courbe d'étalonnage réalisée avec un standard de cholestérol (précision de la mesure 10%).

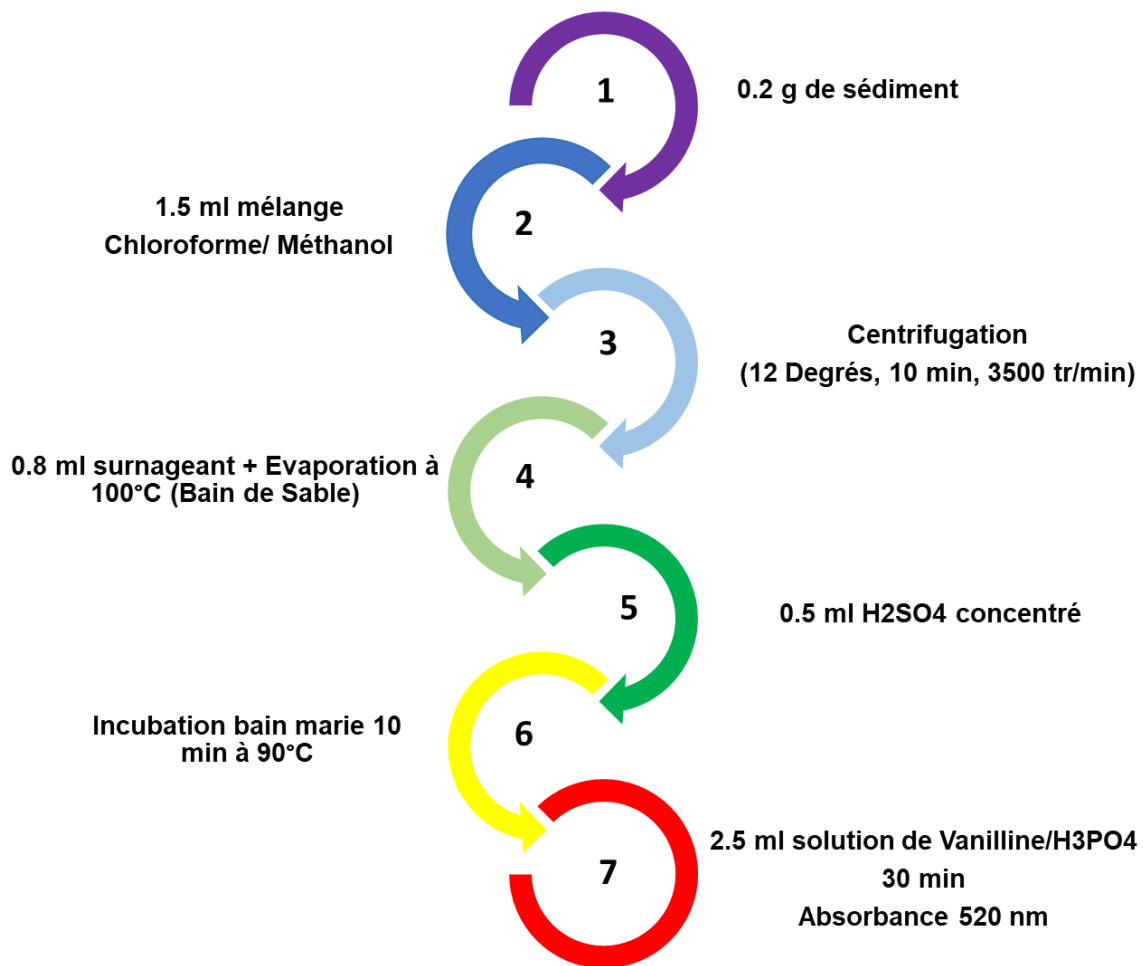


Figure 26 : Différentes étapes de l'analyse des lipides

Les protéines (PRT) sont dosées en appliquant la méthode colorimétrique de Stevenson and Cheng, (1970) (Figure 27). L'absorbance des produits est lue à 570 nm, et comparée

à une courbe d'étalonnage réalisée avec un standard de L-alanine (précision de la mesure 15%).

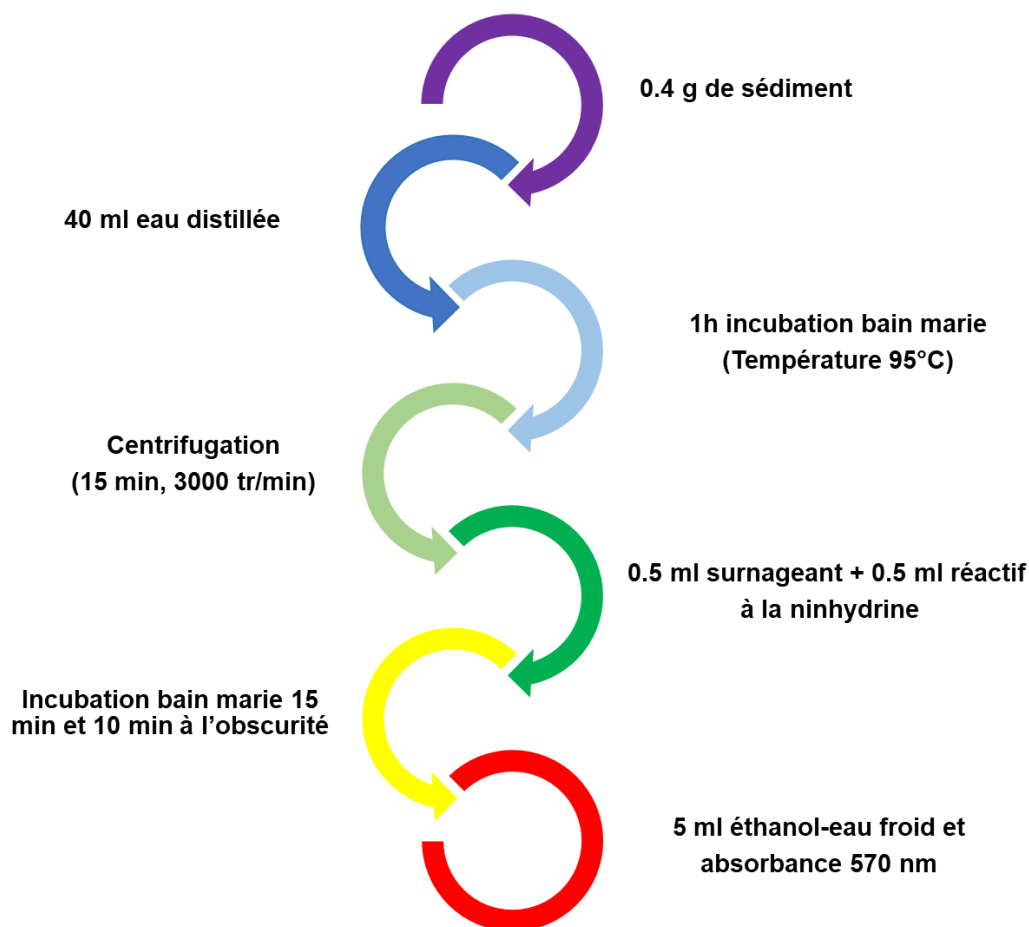


Figure 27 : Différentes étapes de l'analyse des protéines

La fraction labile de la matière organique (LOM) est la somme de CHO, PRT et LPD et sa proportion est exprimée en pourcentage du carbone organique total (COT) (CLOM/COT%) après la conversion de CHO, PRT et LPD en équivalents carbone en utilisant les facteurs de conversion de 0,40, 0,49 et 0,75, respectivement (Fabiano and Danovaro, 1994 dans Tselepides et al., 2000).

#### 2.4.6. Pigments Photosynthétiques

La chlorophylle-a et les phéopigments sont extraits selon la méthode décrite par Lorenzen (1967) modifiée par Magni et al. (2000). Les étapes sont résumées dans la Figure 28.

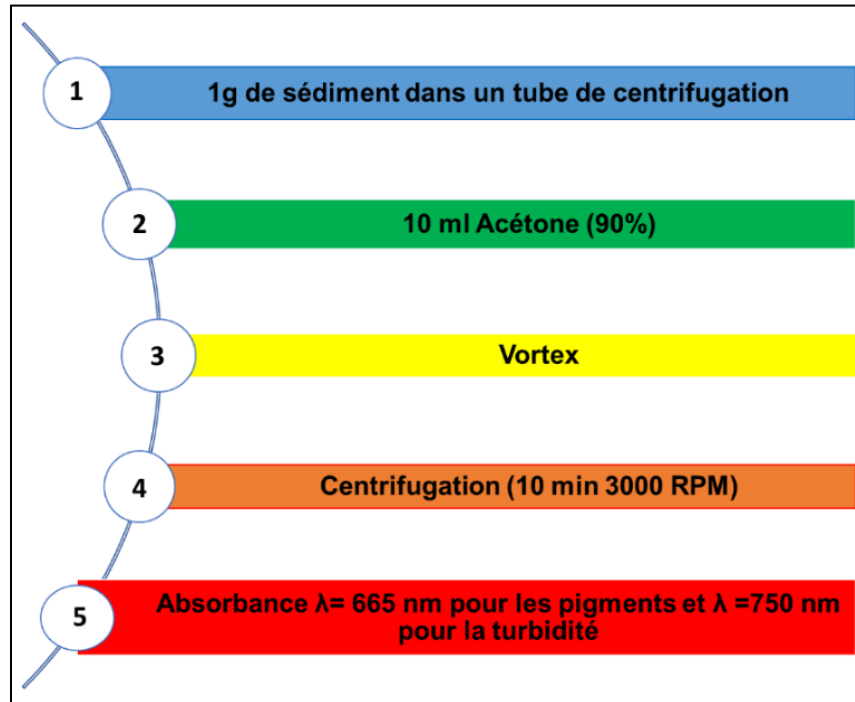


Figure 28 : Etapes de l'analyse des pigments photosynthétiques

L'absorbance est ensuite lue à l'aide d'un spectrophotomètre (Biochrom Libra) avant acidification pour la chlorophylle-a et après acidification en ajoutant 0.5ml HCl 10N pendant 2 à 3 minutes pour les phéopigments. L'acétone 90% est utilisée comme blanc. La précision analytique est de  $\pm 5\%$ .

$$\text{Equations: [Chlorophyll-a] } (\mu\text{g/g}): (26.7 \cdot (\text{Ana665} - \text{Aa665}) \cdot 10) / (P \cdot 4)$$

$$[\text{Phaeopigments}] (\mu\text{g/g}): (26.7 \cdot (1.7 \cdot \text{Aa665} - \text{Ana665}) \cdot 10) / (P \cdot 4)$$

Avec : Ana 665 : Absorbance avant Acidification : (Abs665-Abs750) ;

Aa665 : Absorbance après acidification : (Abs665-Abs750) ;

P : Poids de l'échantillon ; 10 : volume du solvant (Acétone) ; 4 : 4cm trajet optique (cuvette 4cm).

#### 2.4.7. Phosphate total :

Les échantillons de sédiments sont placés dans des coupelles en porcelaine et brûlés à 550°C pendant 2 heures et 30 minutes dans un four de type thermolyne 1500. Ensuite l'extraction du phosphate est exécutée selon la méthode décrite par Aspila et al., (1976) dont les étapes sont résumées dans la Figure 29, l'analyse est faite selon la méthode colorimétrique de Murphy and Riley, (1962).

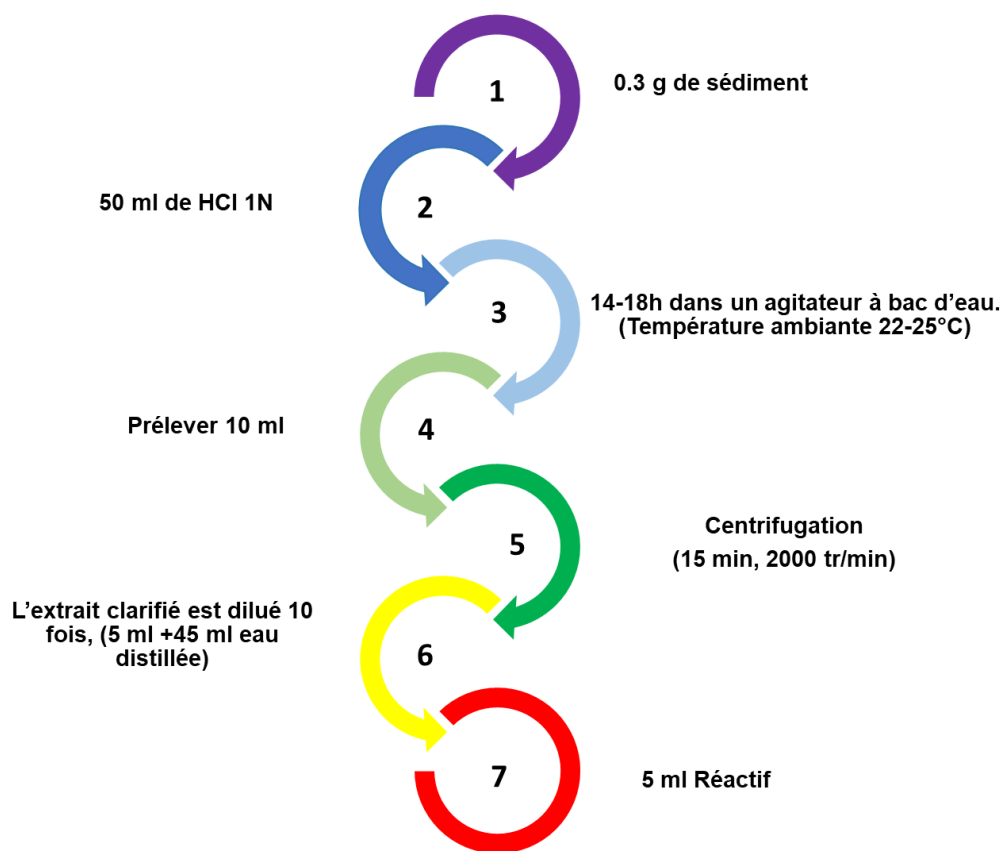


Figure 29 : Etapes de l'analyse des phosphates

Le réactif consiste en 100 ml de solution de molybdate d'ammonium ; 250 ml acide sulfurique (5N) ; 100 ml de solution d'acide ascorbique ; 50 ml de solution d'antimonyl tartrate de potassium. Ensuite, l'absorbance est lue ( $\lambda=885$  nm) à l'aide d'un spectrophotomètre pour obtenir la teneur en phosphate total.

#### **2.4.8. Métaux traces**

Avant l'analyse, les échantillons de sédiment ont été séchés à 47 °C jusqu'à poids constant, puis tamisés à l'aide d'un tamis de 2 mm de diamètre pour constituer l'échantillon de référence débarrassé des éléments grossiers. A partir de cet échantillon de référence, une aliquote a été prélevée pour réaliser un second tamisage à 63  $\mu\text{m}$ . En effet, la fraction inférieure à 63 microns est classiquement utilisée pour les analyses des éléments traces métalliques en raison de leur affinité pour la fraction fine du sédiment (Morillo et al., 2004). Ensuite, les échantillons de sédiment ont été broyés à l'aide d'un broyeur planétaire à billes « PM 200 RETSCH » au laboratoire CEFREM. Les traitements géochimiques décrits ci-après ont été réalisés en salle blanche (classe 1000) afin d'éviter toute contamination de l'air ambiant. La première étape est la minéralisation (Figure 30).

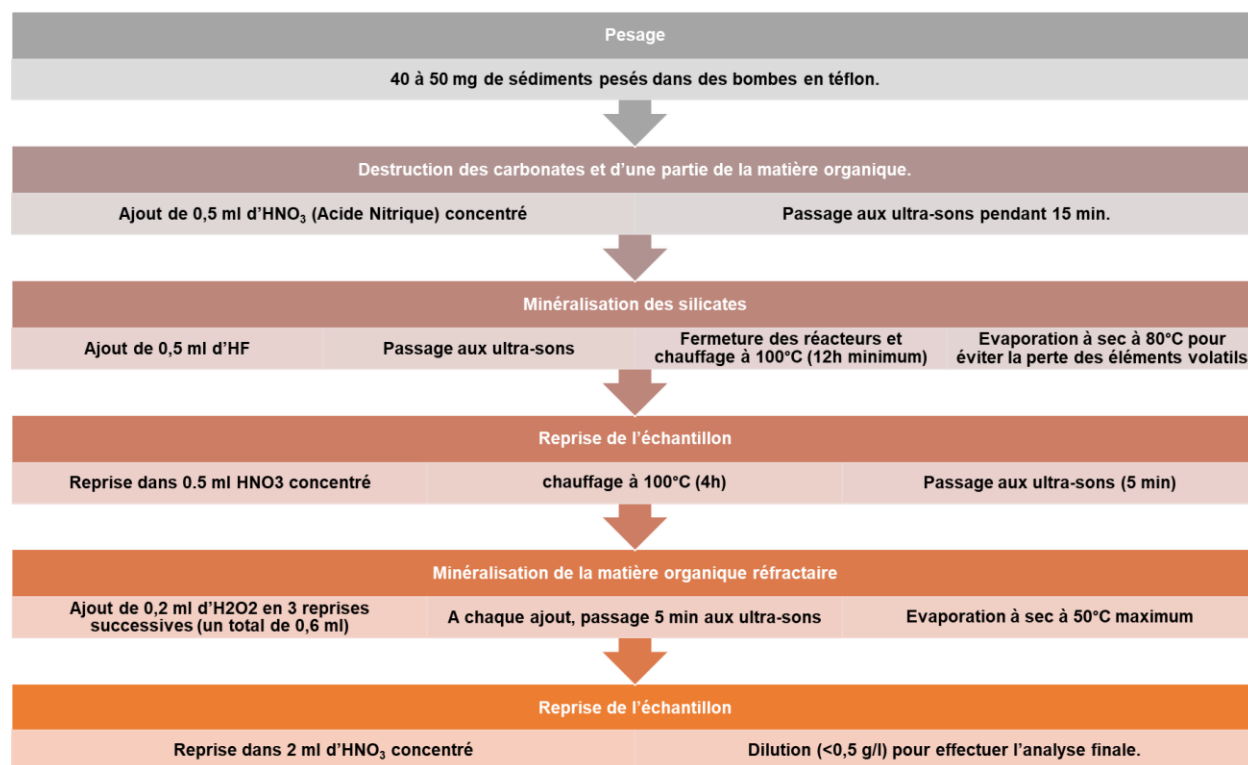


Figure 30: Etapes de la minéralisation

Tous les acides utilisés sont de haute qualité : « Suprapur, Merck, Fluka... ».

### Analyses par ICP-MS

Les teneurs en éléments majeurs, traces et terres rares ont été mesurées par ICP-MS (Inductively Coupled Plasma-Mass Spectroscopy) (modèle Agilent 7000x) au laboratoire CEFREM de Perpignan. Afin de valider la procédure analytique de minéralisation, le standard international MESS-4 a subi le même protocole de minéralisation que les échantillons. Les valeurs enregistrées ont été comparées aux intervalles de confiance des teneurs certifiées. Dans la majorité des cas les écarts à la valeur certifiée étaient inférieurs à 5% excepté pour l'Aluminium (11%), Li, V et Cu (7%), Pb et Cr (10%) et Ni (13%). Les blancs d'analyse n'ont révélé aucune contamination.

## 2.5. Traitement des données de la macrofaune

### 2.5.1. Cours d'eau

#### 2.5.1.1. Indice biotique

L'application de cet indice biotique permet d'évaluer la qualité biologique du cours d'eau Ibrahim en se basant sur la richesse et la diversité des macro-invertébrés benthiques. En fait, au niveau d'un milieu aquatique donné, tout déséquilibre (pollution, facteurs physiques...) résultera en une disparition de taxons sensibles qui seront remplacés par d'autres opportunistes et adaptés à cette nouvelle situation (Khalaf, 2003). Le développement d'un ensemble de facteurs écologiques dans un milieu donné, qui entraîne une perturbation de la biocénose installée initialement correspond à la stratégie "r" (Khalaf et al., 2007).

La valeur de l'indice biotique varie entre 0 et 10 suivant la classification suivante (Tableau11).

Tableau11: Classification des valeurs de l'Indice Biotique

Classe	1	2	3	4	5
Indice	1-2-3	3-4	5-6	7-8	9-10
Pollution	Très élevée	Elevée	Moyenne	Faible	Nulle
Etat écologique	Mauvais	Médiocre	Moyen	Bon	Très Bon

#### 2.5.1.2. Indice de diversité de Shannon et Weaver ( $I_d$ ) (Shannon and Weaver, 1948):

L'indice de diversité est déterminé en fonction de la diversité et de l'abondance relative. Plus la diversité est riche, et l'équitabilité entre les divers taxons en termes d'abondance

relative est assurée, la communauté benthique sera plus stable. Le degré de cette stabilité peut être déterminé en appliquant l'indice de diversité suivant :

$H_d = \sum (-p_i \log p_i)$  avec,  $p_i$  : abondance relative de chaque taxon.

Les valeurs de cet indice s'échelonnent entre 0 et 4, la stabilité est reflétée par les valeurs élevées par contre des valeurs inférieures à 2 traduisent l'état perturbé (Khalaf, 2003).

## **2.5.2. Zone côtière**

### **2.5.2.1. Analyses statistiques**

L'analyse multivariée utilisée au niveau du groupe peut être utile pour différencier les structures des différentes communautés benthiques et donc les différents états des écosystèmes.

Une analyse de variance (ANOVA) a été utilisée afin de tester les différences entre les saisons pour les densités et les taxons. Afin de lier les analyses géochimiques et biochimiques aux données sur la faune de la zone côtière marine d'Ibrahim, un ACP est exécuté en se servant du logiciel statistique R.

### **2.5.2.2. Rapport polychètes/amphipodes (BPA)**

Les crustacés et en particulier les amphipodes sont connus pour leur importance dans les milieux marins et estuariens et sont caractérisés par leur sensibilité à la pollution puisqu'ils sont absents des zones touchées et réapparaissent lorsque les conditions environnementales sont rétablies. Ces organismes sont fortement affectés par les faibles niveaux d'enrichissement organique et d'hydrocarbures, tandis que les polychètes et certaines autres espèces sont plus tolérants aux niveaux de contamination élevés. En



fait, la densité des polychètes et d'autres groupes opportunistes augmente dans les environnements contaminés, tandis que l'abondance des amphipodes diminue en réponse à l'enrichissement organique. Par conséquent, les indices de qualité benthique ont été développés en utilisant le rapport général entre les amphipodes sensibles et les annélides opportunistes (polychètes) pour s'échapper à la taxonomie spécifique nécessitant une expertise taxonomique coûteuse (Andrade and Renaud, 2011 ; Dauvin et al., 2016). Cet indice est le rapport entre l'abondance des polychètes dans un échantillon et l'abondance des amphipodes.

$BPA = \log_{10} [fp / (fa + 1) + 1]$ . Avec fp: la fréquence des polychètes et fa: la fréquence des amphipodes. Les valeurs sont comprises entre 0 et  $\log_{10} 2 = 0,301$  (Dauvin et al., 2016).

Dans cette étude, les sommes des polychètes et des amphipodes des échantillons choisis pour chaque station d'échantillonnage ont été calculées. Ensuite, le ratio est calculé en divisant le nombre de polychètes par celui des amphipodes pour chaque date échantillonnée.

## 2.6. Analyses statistiques :

Le test de Shapiro-Wilk est d'abord effectué pour tester la normalité de la distribution. Pour les paramètres dont les distributions suivent la loi Normale le test d'ANOVA est appliqué, et pour ceux ne suivant pas la loi normale, le test de Kruskal-Wallis (test alternative à ANOVA pour les distributions non normales) est réalisé pour tester la significativité de la différence entre les stations d'une part et les dates d'échantillonnages d'autre part. Les tests statistiques multivariées dont l'analyse en composante principales

(ACP) fait partie, sont largement utilisés dans les études environnementales de l'eau au niveau des écosystèmes fluviaux et marins. En fait, l'ACP a pour but de réduire plusieurs paramètres complexes en un nombre restreint de facteurs. Généralement, les deux premiers facteurs (composantes principales) qui englobent la majorité de l'information et donc le maximum de variances sont pris en compte. En plus, pour aboutir à une meilleure représentation et une efficacité maximale, les paramètres ou variables qui contribuent le moins à ces deux facteurs sont écartées. Ensuite, l'interprétation est fonction des coefficients de corrélation entre les paramètres et les composantes. D'autre part, les relations entre les paramètres sont déduites à partir des coefficients de corrélation de rang de Spearman et finalement le groupement des paramètres entre eux et avec la distribution spatiale ou temporelle des stations sera possible (Liu et al., 2018; Rao et al., 2018). Les analyses statistiques sont effectuées en utilisant le logiciel « R studio ».

# Chapitre 3

---

## Interaction Terre-Mer

*"En suivant le fleuve, on parvient à la mer",*  
Plaute

# Partie 1

---

## **Caractéristiques physico-chimiques des eaux fluviales et marines**

Cette partie vise à examiner la variation spatio-temporelle des caractéristiques de l'eau au niveau du fleuve Ibrahim (Nord de Beyrouth, Liban) et de la zone côtière adjacente, ayant pour but de mettre en relief l'impact des apports fluviaux au niveau de l'écosystème côtier marin adjacent.

## 1. Caractéristiques physico-chimiques des eaux fluviales

### 1.1. Température

Les variations spatio-temporelles de la température de l'eau des deux stations fluviales sont représentées sur la Figure 31 en relation avec le débit du fleuve.

Les valeurs de température s'échelonnent entre 15 et 30°C. L'évolution temporelle est marquée par un rythme saisonnier. La température de l'eau du fleuve est largement affectée par la température de l'air. Les valeurs de température enregistrées durant le mois d'août sont significativement supérieures à celles enregistrées durant les deux autres mois (mai, novembre) (p-value du test statistique de Kruskal Wallis : 0.008\*\*).

La température de l'eau des fleuves libanais augmente normalement d'hiver en été en terme de variations temporelles saisonnières d'une part et spatialement de l'amont vers l'aval en s'éloignant de la source d'autre part (Khalaf, 1984).

Dans les deux stations fluviales échantillonnées, une légère diminution de température est observée au niveau de la station située la plus en amont (R2) mais ces valeurs ne présentent pas de différences significatives (p-value du test statistique de Kruskal Wallis : 0.755 > 0.05).

D'autre part, entre les mois d'échantillonnage, la température minimale est mesurée lorsque la valeur du débit est la plus importante (durant le mois de mai) alors

que la température maximale est enregistrée durant le mois d'août lorsque la valeur du débit est minimale (Figure 31).

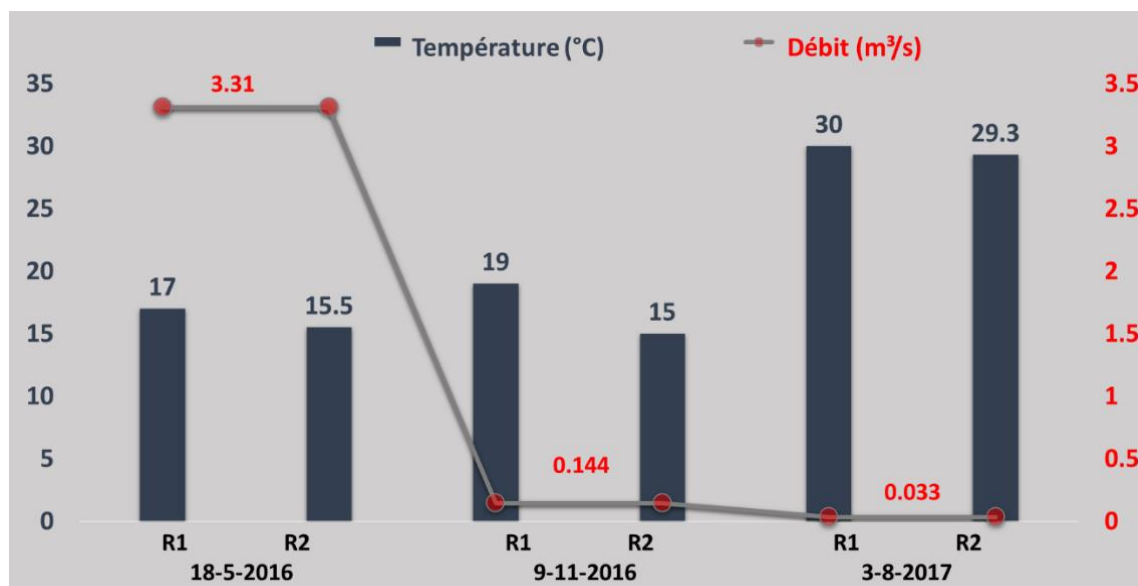


Figure 31: Variation spatio-temporelle de la température de l'eau au niveau des stations fluviales de mai 2015 à août 2017 en relation avec le débit du fleuve.

## 1.2. Nutriments

Les distributions spatio-temporelles des nutriments (ortho-phosphates, nitrites, nitrates et silice dissoute) au niveau de l'eau du cours d'eau Ibrahim sont présentées dans les Figure 32 à Figure 35.

Concernant les concentrations moyennes en **nitrates** dans l'eau des deux stations du cours d'eau Ibrahim durant les deux années d'échantillonnage, les teneurs varient entre 1.14 et 3.2 mg/l (Figure 32). Les teneurs maximales sont observées au niveau de la station R2 pendant les mois de juillet et de novembre (2.37 et 3.2 mg/l respectivement). Suite à l'analyse statistique, aucune différence significative n'est signalée ni entre les sites ni entre les dates d'échantillonnage (p-value : 0.179 et 0.456 respectivement). La relation entre le débit et les teneurs en nitrates n'est pas évidente. Les concentrations

des ions nitrates semblent être affectées par plusieurs facteurs environnementaux physico-chimiques et biologiques entre autres, la production primaire masquant les variations saisonnières.

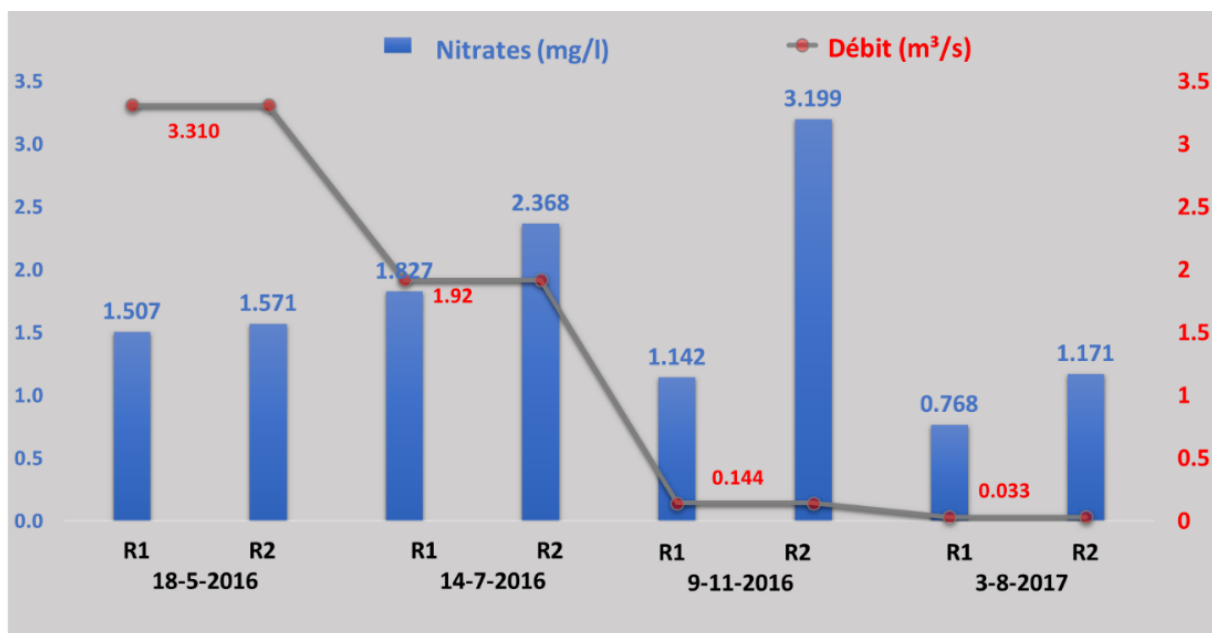


Figure 32: Variation spatio-temporelle de la teneur en nitrates au niveau des stations fluviales en relation avec les débits.

Les teneurs en **nitrites**, fluctuant entre 0.005 et 0.043 mg/l, sont très faibles au niveau du cours d'eau Ibrahim (Figure 33). Les tests statistiques ne montrent aucune différence significative ni entre les sites ni entre les dates d'échantillonnage (p-value : 0.146 et 0.226 respectivement). Concernant la relation entre les ions nitrites et le débit du fleuve, elle est comparable à celle de la température. Les teneurs minimales sont mesurées lorsque la valeur du débit est la plus importante (durant le mois de mai) alors que les teneurs maximales sont enregistrées durant le mois d'août lorsque la valeur du débit est minimale.

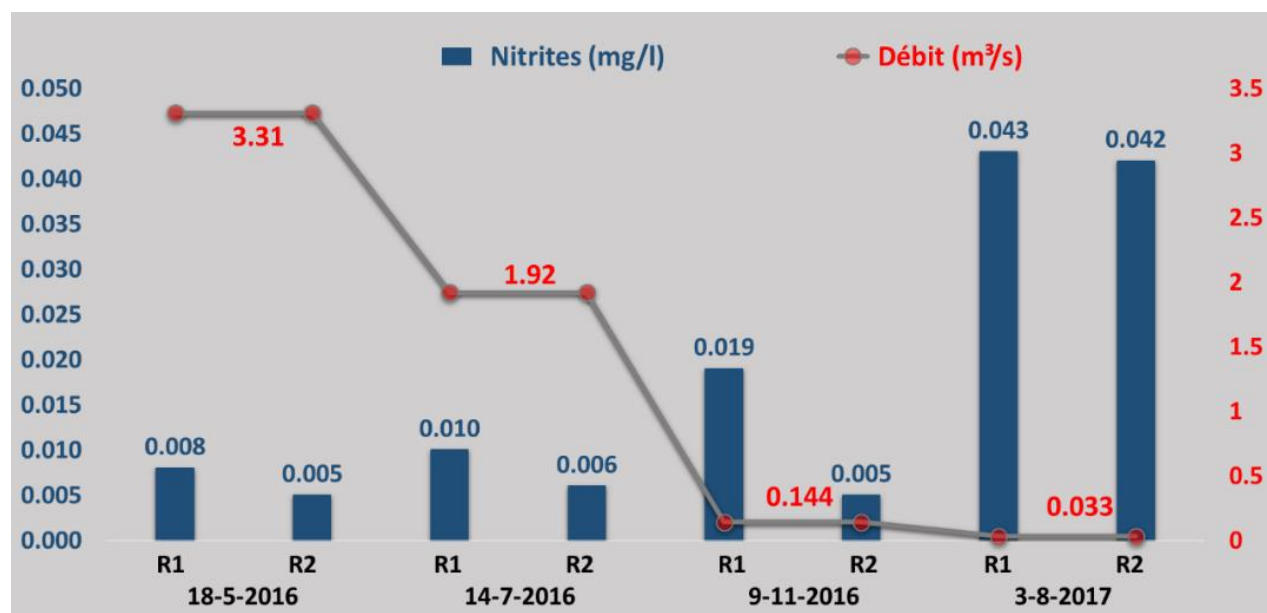


Figure 33: Variation spatio-temporelle de la teneur en nitrites au niveau des stations fluviales en relation avec les débits

Les concentrations en **ortho phosphates** sont très faibles au niveau du cours d'eau Ibrahim, oscillant entre 0.001 et 0.041 mg/l (Figure 34).

Les analyses statistiques ne révèlent aucune différence significative entre les stations ( $p$ -value=0.681). Par contre, entre les dates d'échantillonnage, le mois d'août présente des teneurs significativement plus élevées que pendant les autres mois ( $p$ -value=0.044\*).

Concernant la relation entre les teneurs des ortho-phosphates et le débit du fleuve, les teneurs maximales enregistrées durant l'échantillonnage d'août correspondent au débit le plus faible. Les teneurs en ortho-phosphates diminuent lorsque le débit augmente faisant exception lors du passage de l'échantillonnage du mois de mai à celui de juillet présentant les teneurs minimales.



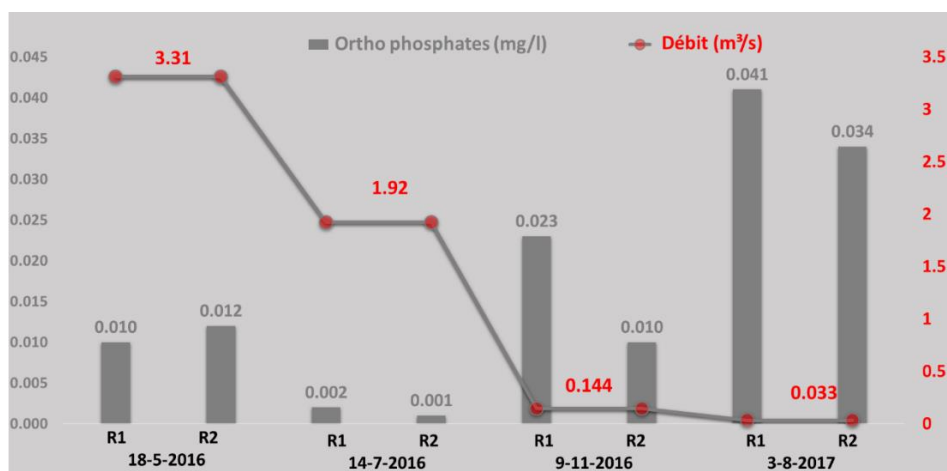


Figure 34: Variation spatio-temporelle de la teneur en ortho phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ , mg/l) des stations fluviales en relation avec les débits

La teneur en **silice** dissoute au niveau du cours d'eau Ibrahim fluctue entre 1.2 et 3.6 mg/l (Figure 35). Les valeurs sont proches de celles des nitrates mais largement supérieures à celles du phosphate, ce qui suggère que la silice et les nitrates ne sont pas des facteurs limitants pour la production primaire au niveau de ce cours d'eau contrairement au phosphate. Statistiquement parlant, la différence n'est pas significative entre les stations ( $p$ -value= 0.552) ni entre les dates d'échantillonnage ( $p$ -value=0.06). D'autre part, la teneur en silice dissoute semble diminuer lorsque le débit diminue.

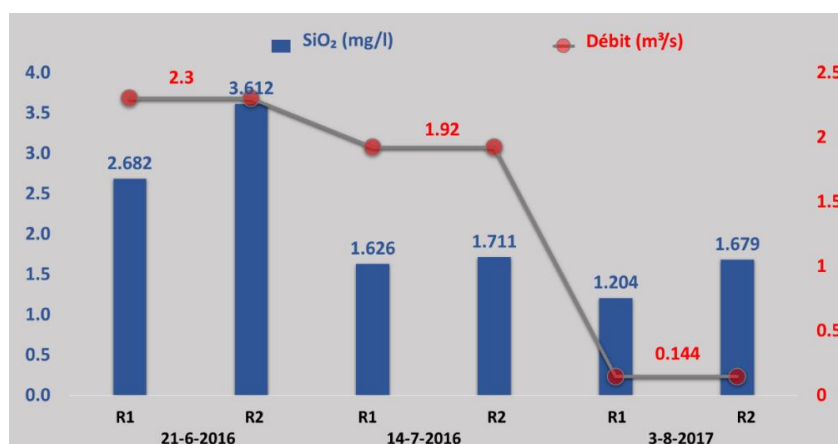


Figure 35: Variation spatio-temporelle de la teneur en silice dissoute ( $\text{SiO}_2$ , mg/l) au niveau des stations fluviales en relation avec les débits

## 2. Domaine marin

### 2.1. Caractéristiques physico-chimiques des eaux marines

Au niveau de l'eau de surface (0 m) de la zone marine, durant toute la période de l'étude (Avril 2016 à Avril 2018), nous ne notons pas de différences significatives dans les paramètres physico-chimiques entre les différents sites étudiés (M1, M2, M3 ET M6) ( $p$ -value > 0.05 :Tableau 12) par la suite, les valeurs moyennes (moyenne des différents sites pour chaque date) seront utilisées pour l'interprétation.

Tableau 12: Test de Kruskal-Wallis pour étudier la significativité de la différence entre les dates et entre les sites.

\* : Différence significative

	<i>Date</i>	<i>Site</i>
<i>Nitrites</i>	0.022*	0.84
<i>Nitrates</i>	0.007**	0.9
<i>Ortho phosphates</i>	0.009*	0.793
<i>CF</i>	0.567	0.4678
<i>SF</i>	0.102	0.465
<i>Température</i>	0.004**	0.931
<i>SiO2</i>	0.01*	0.967
<i>Chlorophylle</i>	0.043*	0.675
<i>Turbidité</i>	0.008**	0.834
<i>Salinité</i>	0.008**	0.891
<i>Conductivité</i>	0.004**	0.974

#### 2.1.1. Evolution de la température

Durant les deux années de suivi, la température de l'eau de surface marine oscillait entre 18.2 et 30.7 °C (Figure 36). Toutefois, une différence significative est signalée entre les différentes dates d'échantillonnages ( $p$ -value : 0.004\*\*,Tableau 12). Les teneurs maximales (26.5, 27, 30 et 30.7 °C) sont enregistrées durant la saison sèche (faibles

débits) en été (les mois d'octobre, juin, juillet et août respectivement) alors que les valeurs minimales (18, 19 et 22 °C) ont lieu pendant la saison humide (débit maximal durant les mois de janvier, avril, décembre et mai respectivement). L'augmentation de température de l'eau peut être attribuée à l'augmentation de la température de l'air en passant de l'hiver en été.

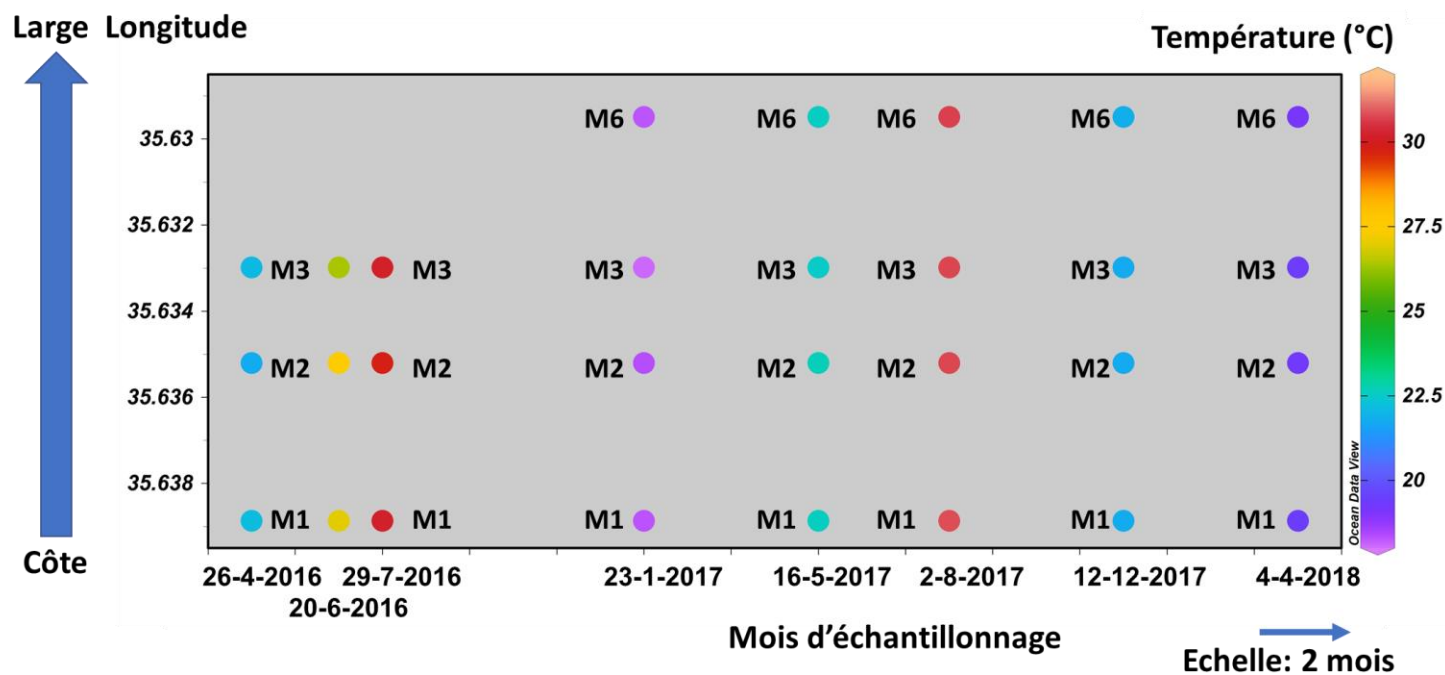


Figure 36: Evolution spatio-temporelle de la température de l'eau de surface le long du transect central des stations marines

### 2.1.2. Evolution de la salinité

La salinité des eaux marines au niveau du site étudié varie entre 37.8-39.5 PSU (Figure 36). La relation entre la salinité et le débit du fleuve est évidente. La différence est significative entre les deux saisons (p-value : 0.008\*\*, Tableau 12). Les teneurs maximales de salinité (39.3-39.5 PSU) sont enregistrées en saison sèche de faible débit

(mois d'octobre, juillet et août) alors que les valeurs minimales de salinité (37.8 et 38.9 PSU) ont lieu pendant la saison humide (les mois de janvier et avril) associé avec un débit plus important.

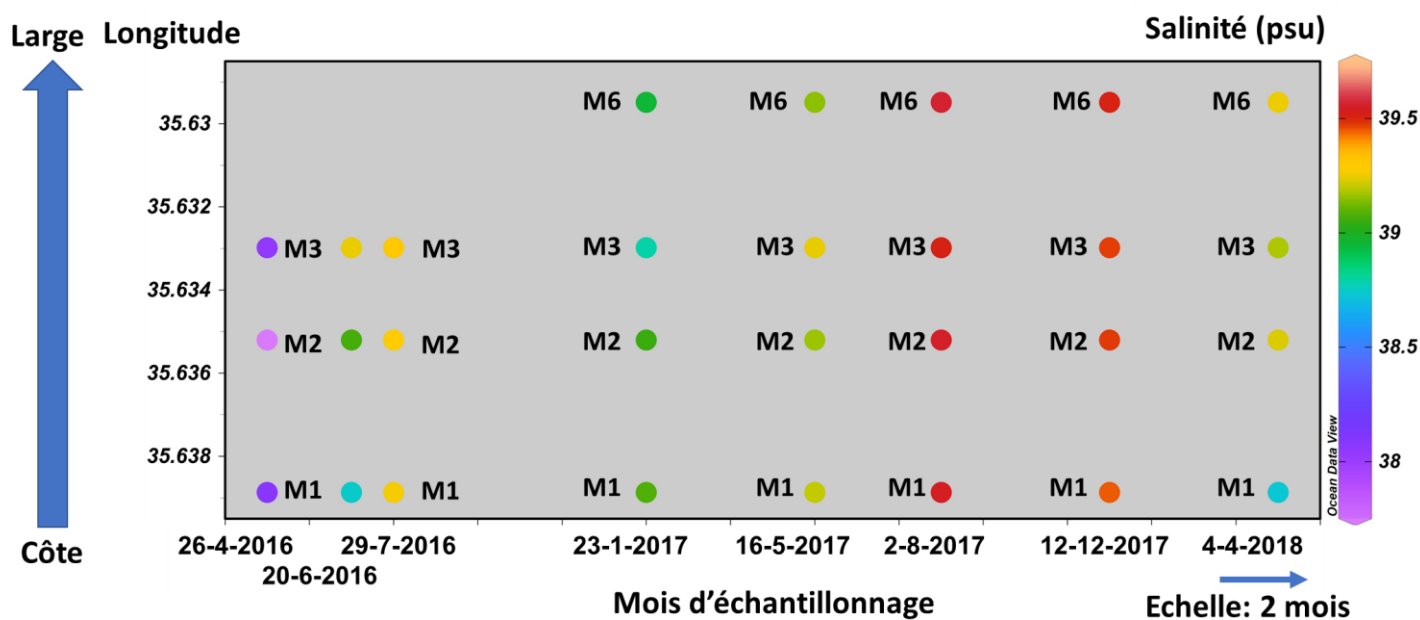


Figure 37: Evolution spatio-temporelle de la salinité de l'eau de surface le long du transect central des stations marines

### 2.1.3. Evolution de la conductivité

La conductivité (50.7-65.8 mS/cm) (Figure 38), évolue dans le même sens que la salinité et la température. La différence est significative entre les deux saisons ( $p$ -value : 0.008\*\*, Tableau 12). Les teneurs maximales (64.6 et 65.8 mS/cm) sont enregistrées durant la période estivale de faible débit (mois de juin, juillet et août) alors que les valeurs minimales (50.7 à 55.4 mS/cm) ont lieu pendant la saison humide (mois de janvier, avril et mai) associé avec un fort débit.

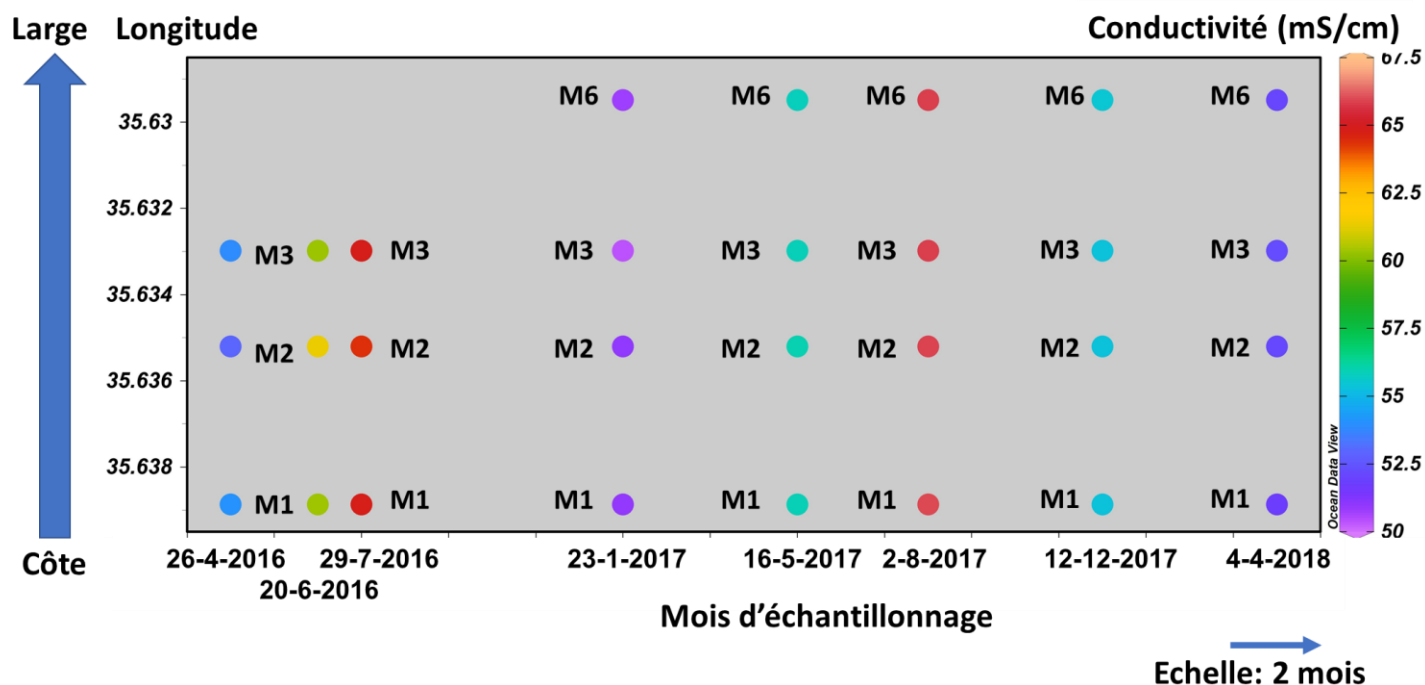


Figure 38: Evolution spatio-temporelle de la conductivité de l'eau de surface le long du transect central des stations marines

#### 2.1.4. Evolution de la turbidité

Les valeurs de turbidité s'échelonnent entre 0.33 et 0.77 FNU (Figure 39). Une différence significative est signalée entre les dates d'échantillonnages spécifiquement entre les deux saisons sèches et humides avec l'exception du mois d'août 2017 et d'avril 2018 (p-value : 0.008\*\*, Tableau 12). Les teneurs maximales sont enregistrées durant la saison humide (mois d'avril 2016 et janvier 2017) alors que les valeurs minimales ont lieu pendant la saison sèche (mois de mai et de juin 2016). L'augmentation de la turbidité pendant la saison des pluies est probablement due aux apports fluviaux par ruissellement.

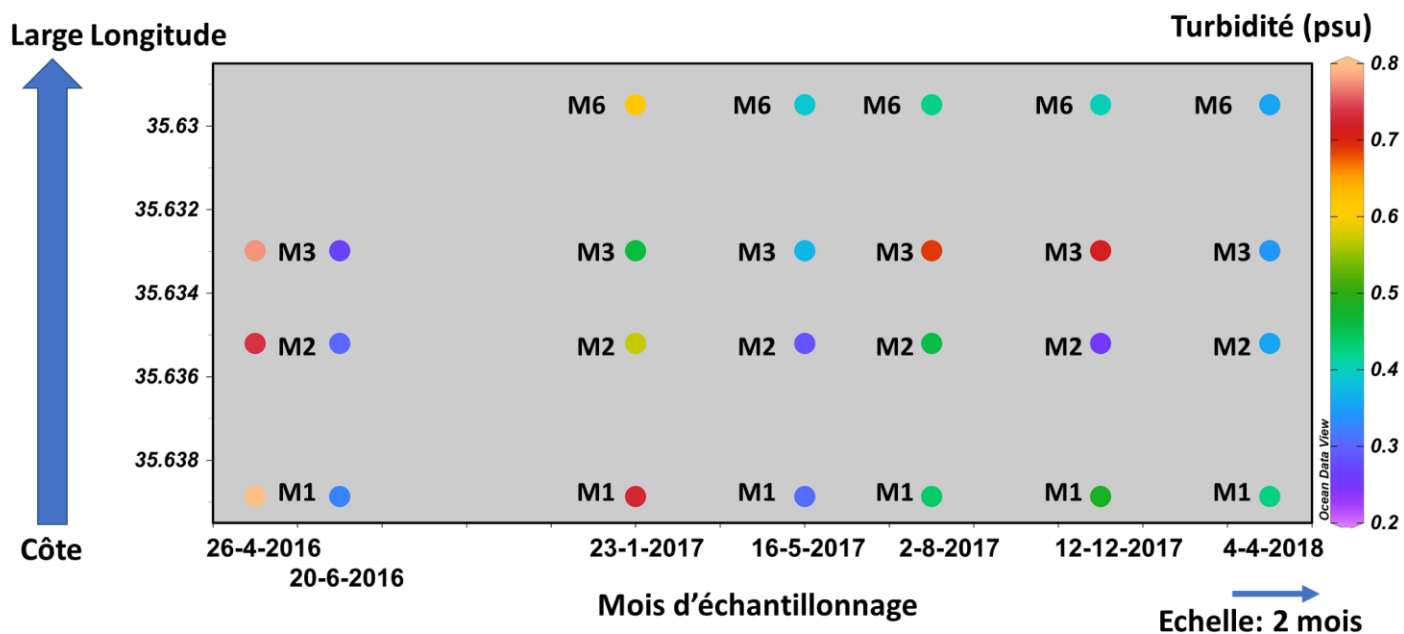


Figure 39: Evolution spatio-temporelle de la turbidité de l'eau de surface le long du transect central des stations marines

### 2.1.5. Evolution de la chlorophylle

Les teneurs en chlorophylle-a varient entre 0.13 et 0.59  $\mu\text{g/l}$  (Figure 40). Une différence significative est signalée entre les dates d'échantillonnages ( $p$ -value : 0.043\*\*, Tableau 12). La chlorophylle est affectée par divers facteurs hydrologiques, la turbidité d'une part, dont la distribution est opposée à celle de la chlorophylle et la température d'autre part, dont la distribution évolue dans le même sens que celui de la chlorophylle. Malgré le fait que la relation entre le débit et les teneurs en chlorophylle ne soit pas évidente durant tous les mois d'échantillonnage, durant les mois de janvier 2017 et avril 2018 caractérisés par des forts débits et des températures faibles, les teneurs en chlorophylle sont faibles. D'autre part, en avril et juin 2016, les teneurs en chlorophylle-a sont importantes, ce qui est probablement dû au bloom printanier (Lakkis, 2018).

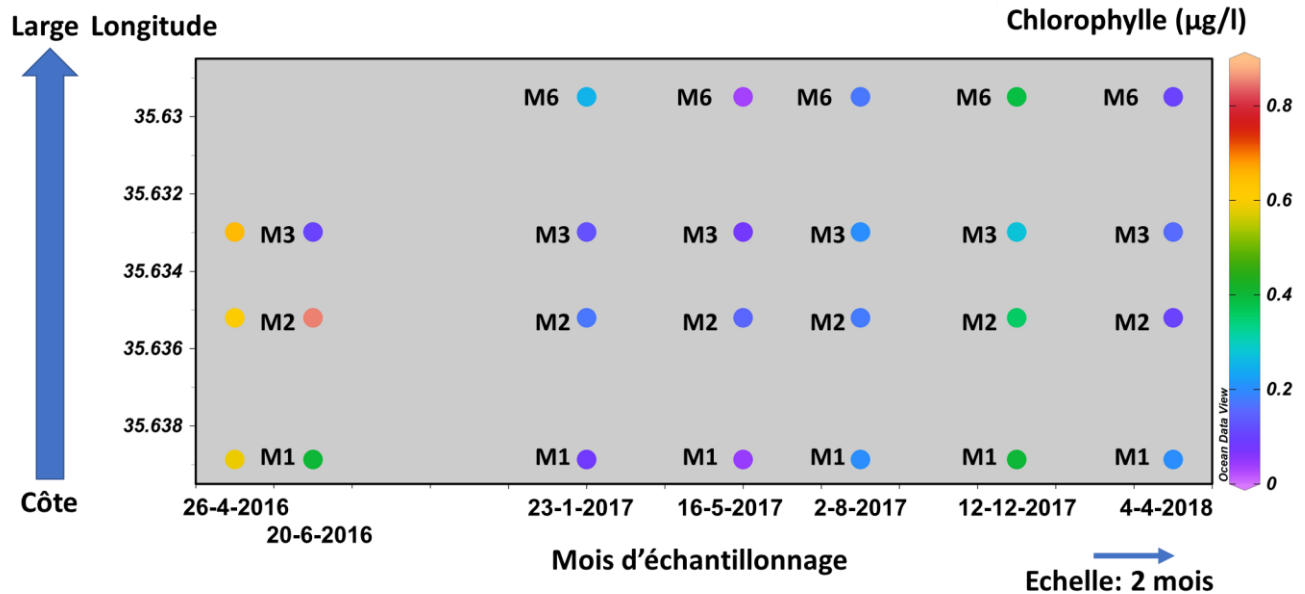


Figure 40: Evolution spatio-temporelle des teneurs en chlorophylle de l'eau de surface le long du transect central des stations marines

Les résultats obtenus et présentés ci-dessus reflètent la complexité des relations entre les paramètres hydrologiques étudiés.

## 2.2. Nutriments

Les concentrations moyennes de **nitrate**s au niveau de la zone marine côtière fluctuent entre 0.01 et 0.23 mg/l (Figure 41). Les teneurs maximales en nitrates sont enregistrées durant les mois d'avril 2016 et janvier 2017 caractérisés par des forts débits et la teneur minimale est enregistrée durant le mois de juillet 2016 caractérisé par un faible débit. Cependant, durant le mois d'octobre 2016, la teneur en nitrate est importante malgré le fait que le débit soit minimal et durant le mois de mai 2017 et d'avril 2018, les teneurs en nitrates sont faibles malgré le fait que le débit soit important. Durant ces mois, plusieurs facteurs entrent en jeu, probablement, l'épuisement des nutriments après le bloom printanier et la régénération des nutriments en octobre.

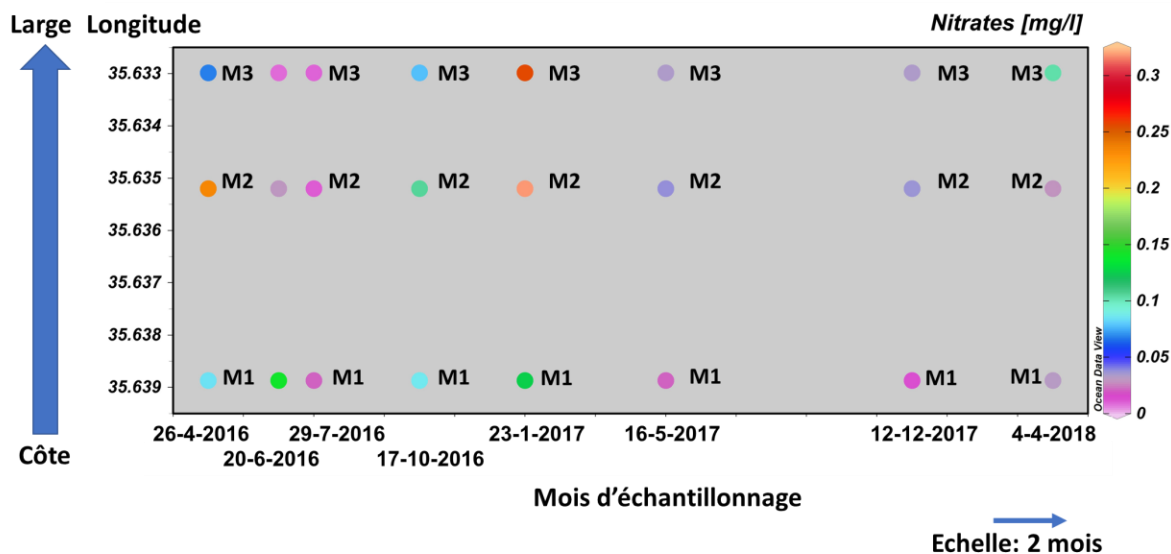


Figure 41: Evolution spatio-temporelle des teneurs en nitrates de l'eau de surface le long du transect central des stations marines

Des faibles concentrations en **nitrites** sont signalées au niveau des stations d'échantillonnages d'eau de mer fluctuant entre 0.001 et 0.027 mg/l (Figure 42). La distribution des nitrites et la relation avec le débit ne suit pas une tendance particulière. Les teneurs légèrement supérieures en octobre sont probablement associées aux teneurs en nitrates et la régénération des nutriments en automne.

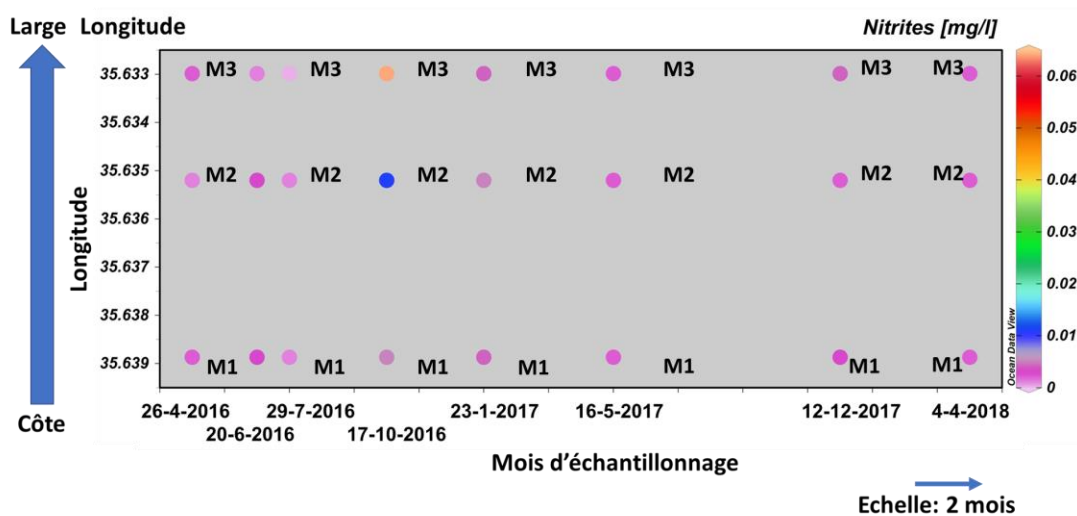




Figure 42: Evolution spatio-temporelle des teneurs en nitrites de l'eau de surface le long du transect central des stations marines

Les teneurs en ortho phosphates au niveau de l'eau de mer sont très faibles s'échelonnant entre 0.002 et 0.015 mg/l (Figure 43) et ne suivent pas une tendance particulière et la relation avec le débit du fleuve n'est pas évidente.

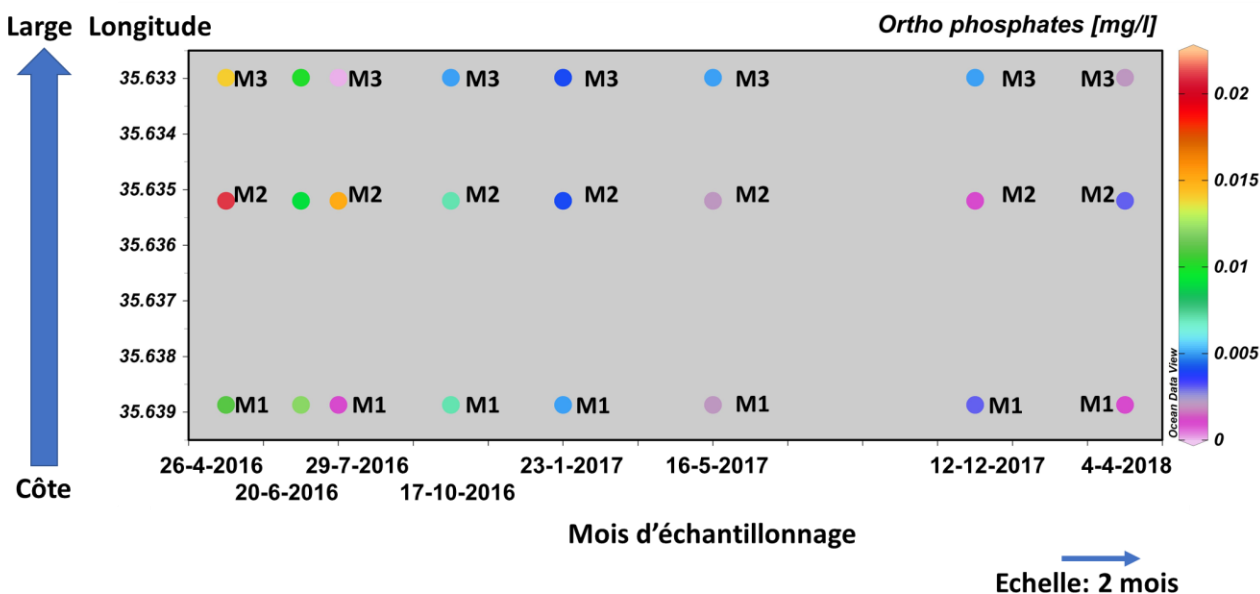


Figure 43: Evolution spatio-temporelle des teneurs en ortho-phosphates de l'eau de surface le long du transect central des stations marines

Les teneurs en silice dissoute au niveau de l'eau marine côtière varient entre 0.013 et 0.181 mg/l (Figure 44). Les teneurs maximales sont enregistrées durant le mois de janvier 2017 caractérisé par des forts débits et les teneurs minimales sont enregistrées durant les mois de juillet et d'octobre 2016 caractérisés par un débit minimal. Cependant, durant le mois de mai 2017, les teneurs en silice dissoute sont faibles malgré que le débit soit important. Durant ces mois, probablement, l'épuisement des nutriments après le bloom printanier entre en jeu.

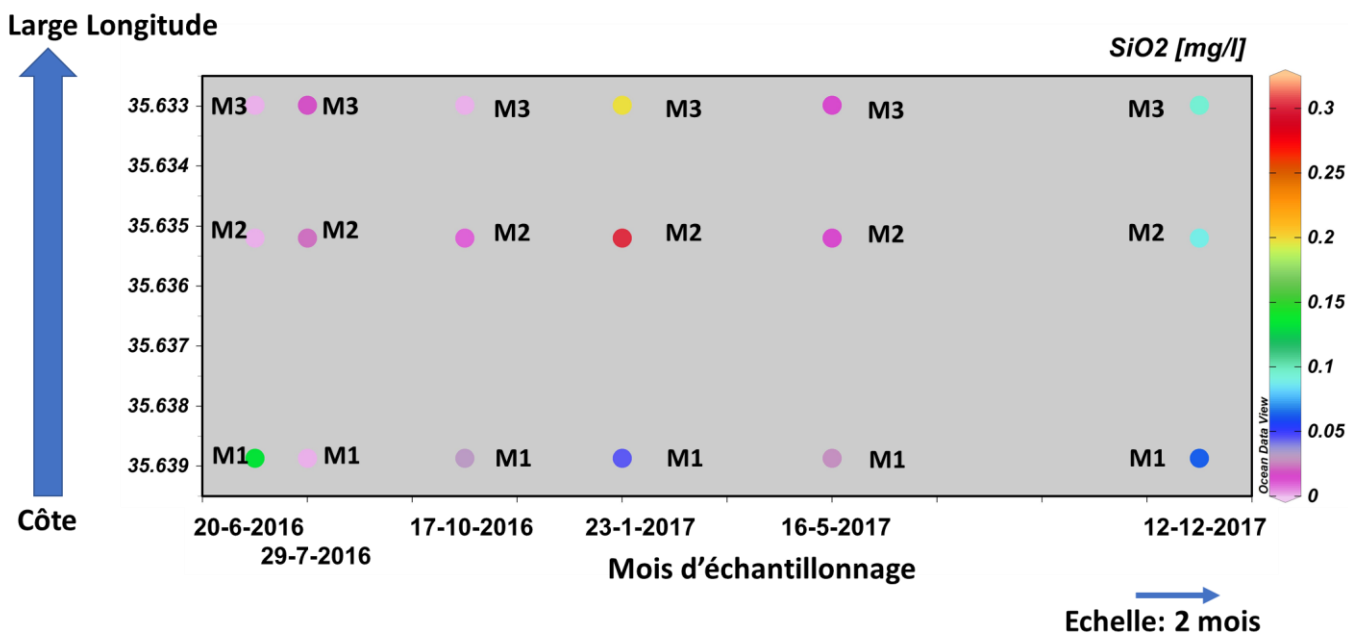


Figure 44: Evolution spatio-temporelle des teneurs en silice dissoute de l'eau de surface le long du transect central des stations marines

La distribution spatiale des nutriments étudiés ci-dessus ne montre pas de différence significative entre les stations (Tableau 12). La différence significative est signalée entre les dates d'échantillonnage (Tableau 12) plus précisément entre la saison sèche (mois de juin et juillet) et la saison humide (mois de décembre et janvier).

Les teneurs maximales de nitrites ont lieu durant le mois d'octobre alors qu'une augmentation significative des teneurs de nitrates et silice est observée durant la saison humide (mois de janvier, avril, décembre) et sont probablement dues aux apports fluviaux et au débit élevé du fleuve Ibrahim alors que pour les phosphates, la distribution semble être affectée par les échanges benthiques (Franklin et al., 2018; Rao et al., 2018).

### 2.3. Analyse en composante principale

Une analyse en composante principale et une matrice de corrélation Spearman sont effectuées afin d'élucider les relations entre les différents paramètres étudiés au niveau de la région côtière Ibrahim et par suite mettre en évidence l'effet du fleuve sur les caractéristiques physico-chimiques de l'eau superficielle marine.

L'ACP est effectuée sur 12 individus et 9 variables.

75.8% de l'information est représentée par les deux premières dimensions (Dim1 : 51.7% et Dim2 : 24.1%) (Figure 45).

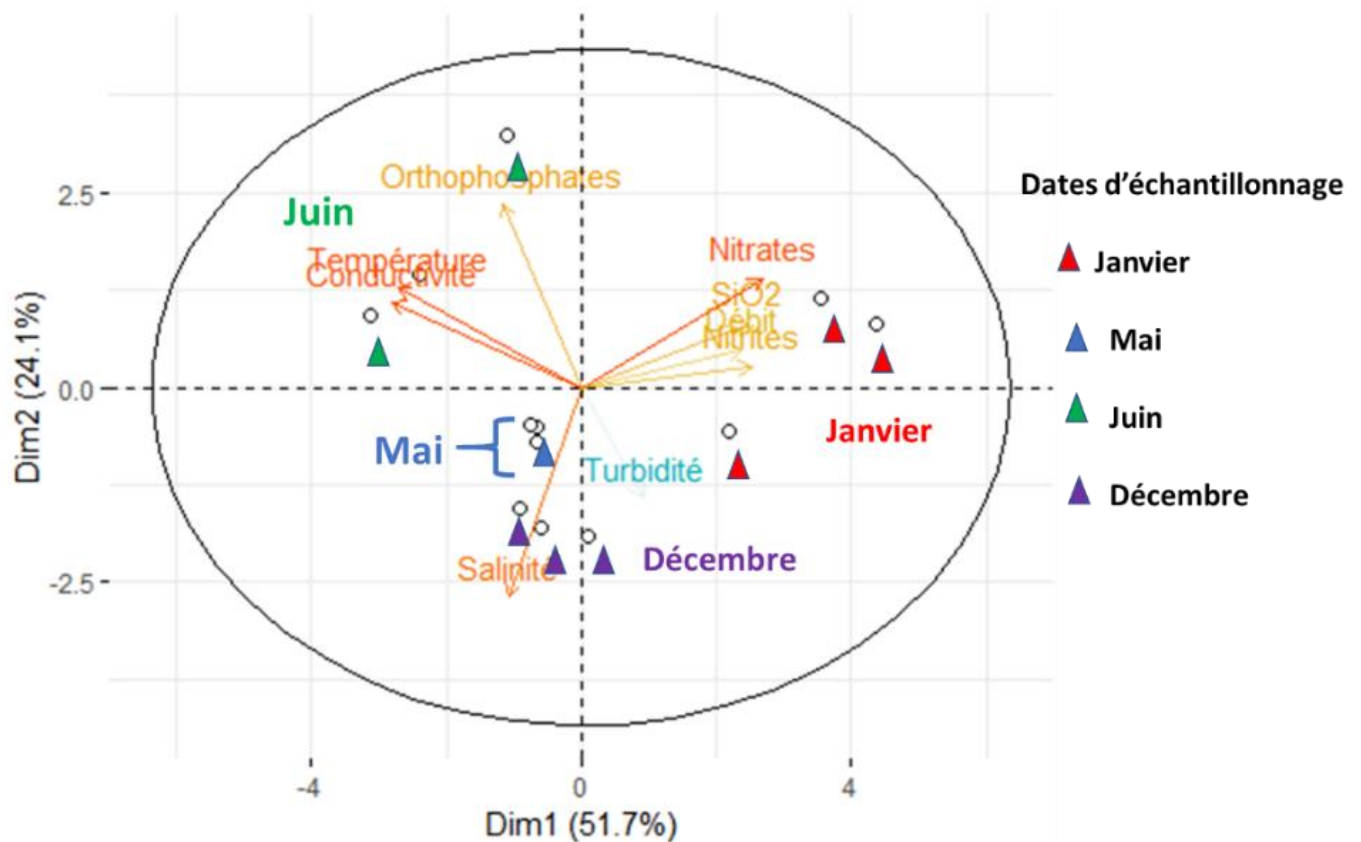


Figure 45: Distribution des variables et des stations étudiées 2016-2017

Le facteur 1, contribuant à 51.7% de la variance totale, est caractérisé par une contribution positive des nitrites, nitrates, silice et débit du fleuve (Tableau 13, Figure 45) et une contribution négative de la température et la conductivité, ce facteur pouvant représenter l'effet du fleuve. D'autre part, le facteur 2 contribuant à 24.1% de la variance totale est caractérisé par la contribution positive des ortho phosphates et négative de la salinité.

La corrélation positive entre les paramètres nitrates, nitrites et silice d'un côté et le débit du Fleuve (Figure 45 et Figure 46) confirme que l'eau douce et donc l'apport fluvial est le contributeur principal pour ces nutriments ayant donc la même origine (Rao et al., 2018) au niveau de la région côtière étudiée caractérisant les stations d'échantillonnage durant la saison humide (janvier).

Tableau 13: Contributions des variables aux deux dimensions de l'ACP

La couleur rose signale une corrélation négative alors que la couleur bleue montre une corrélation positive.

	<i>Dimension 1</i>	<i>Dimension 2</i>
<i>Température</i>	-0.885	0.416
<i>Conductivité</i>	-0.91	0.351
<i>Salinité</i>	-0.349	-0.874
<i>Turbidité</i>	0.299	-0.459
<i>Nitrites</i>	0.825	0.088
<i>Nitrates</i>	0.87	0.455
<i>Ortho phosphates</i>	-0.377	0.765
<i>Silice</i>	0.806	0.267
<i>Débit</i>	0.773	0.159

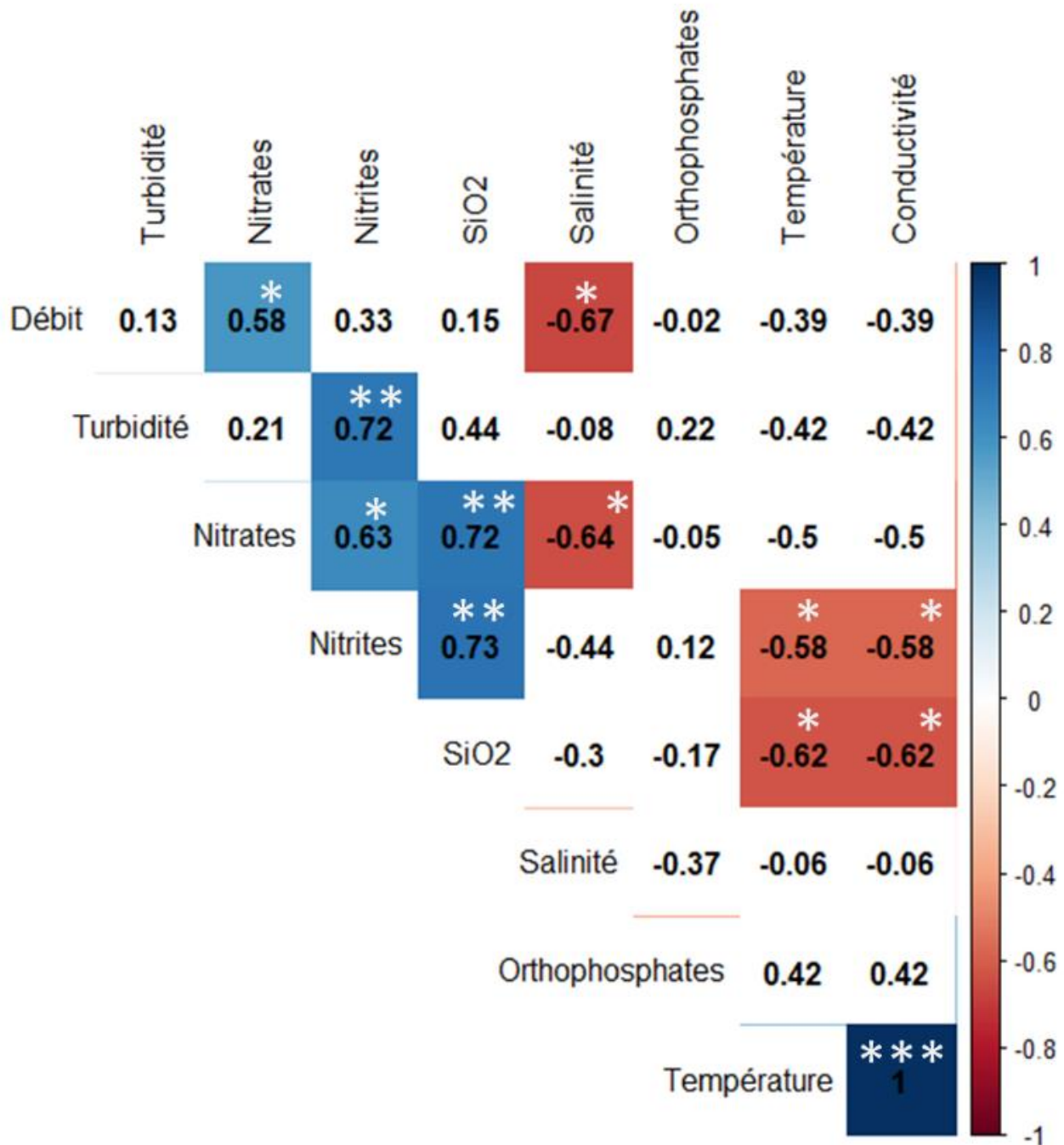


Figure 46: Matrice de corrélation N=12 K=10

La couleur rouge signale une corrélation négative alors que la couleur bleue montre une corrélation positive.

L'Astéris indique le degré de significativité de la corrélation. P-values (0, 0.001, 0.01, 0.05, 0.1, 1) <=> symboles ("\*\*\*", "\*\*", "\*", ".", " ").

## 2.4. Distribution spatiale et temporelle des eaux marines superficielles en face de l'embouchure du fleuve Ibrahim

La signature des fleuves dans la zone marine côtière est souvent marquée par une modification des paramètres hydrologiques en surface. Les eaux fluviales dessalées présentent une flottabilité supérieure à celle de l'eau de mer dont la salinité, en particulier dans le bassin de méditerranée orientale, peut atteindre 38 PSU. D'autres paramètres comme la turbidité et la fluorescence peuvent aussi être de bons indicateurs de l'impact des fleuves sur la zone marine. Afin de suivre et caractériser le panache fluvial dans la région marine en face de l'embouchure du fleuve Ibrahim, nous avons examiné l'évolution des différents paramètres relevés avec une sonde CTD durant 4 campagnes de terrain en 2017. Parallèlement à l'analyse des cartes de distribution spatiale, une ACP est effectuée pour chaque date d'échantillonnage.

Tableau 14: Données météorologiques de vitesse et direction du vent et des débits du fleuve Ibrahim durant les campagnes de terrain

<b>Date</b>	<b>Direction du vent</b>	<b>Vitesse (Knots)</b>	<b>Débit (m<sup>3</sup>/s)</b>	<b>Température Fleuve R1 (°C)</b>
<b>16-5-2017</b>	<b>NNE-SSW</b>	<b>8</b>	<b>4.66</b>	<b>17</b>
<b>2-8-2017</b>	<b>SW-NE</b>	<b>7</b>	<b>0.03</b>	<b>30</b>
<b>9-11-2017</b>	<b>NW-SE</b>	<b>2</b>	<b>0.08</b>	<b>19</b>
<b>12-12-2017</b>	<b>SE-NW</b>	<b>4</b>	<b>1.65</b>	<b>-</b>

### 2.4.1. Mai 2017

La Figure 47 révèle la présence d'une masse d'eau froide superficielle (0-0.5m) prenant sa source au niveau du fleuve Ibrahim. Cet apport d'eau légèrement plus froide que l'eau

de mer semble être affecté par la direction du vent dominant. En effet, l'eau froide issue du fleuve (4.66 m<sup>3</sup>/s) et s'étend vers le sud-ouest dans le sens de la dérive générale et le vent de N-NE.

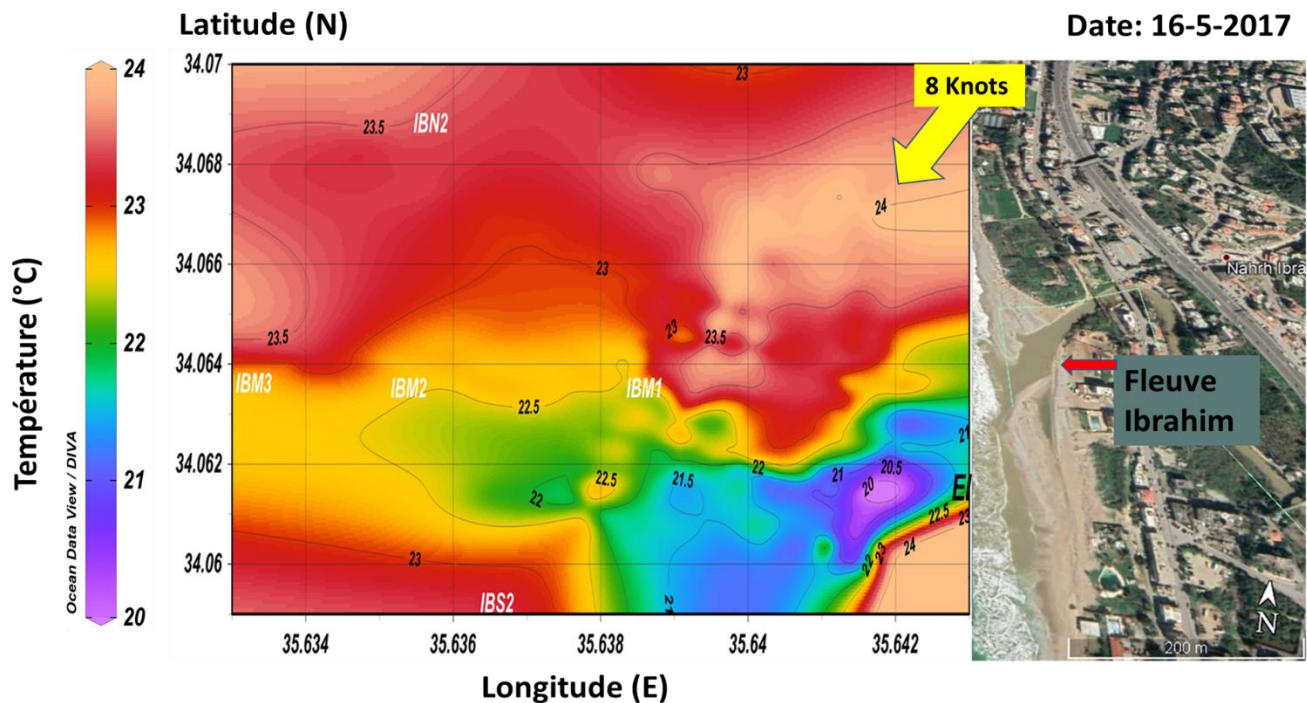


Figure 47: Variation spatiale de la température des eaux de surface (0-0.5m de profondeur) en face de l'embouchure du fleuve Ibrahim (mai 2017). La flèche jaune représente la direction et l'intensité du vent (8 nœuds).

La distribution de la salinité (Figure 48) est conforme à ce que nous venons de voir pour la température des eaux de surface. Les plus faibles valeurs de salinité sont localisées à proximité de l'embouchure du fleuve et leur extension ne concerne que la partie sud de la zone d'étude. Comme précédemment on peut attribuer cette distribution à l'effet du vent sur les masses d'eau superficielles. Au cours de l'année 2017 ce sont les valeurs de salinité les plus faibles enregistrées (28 psu).

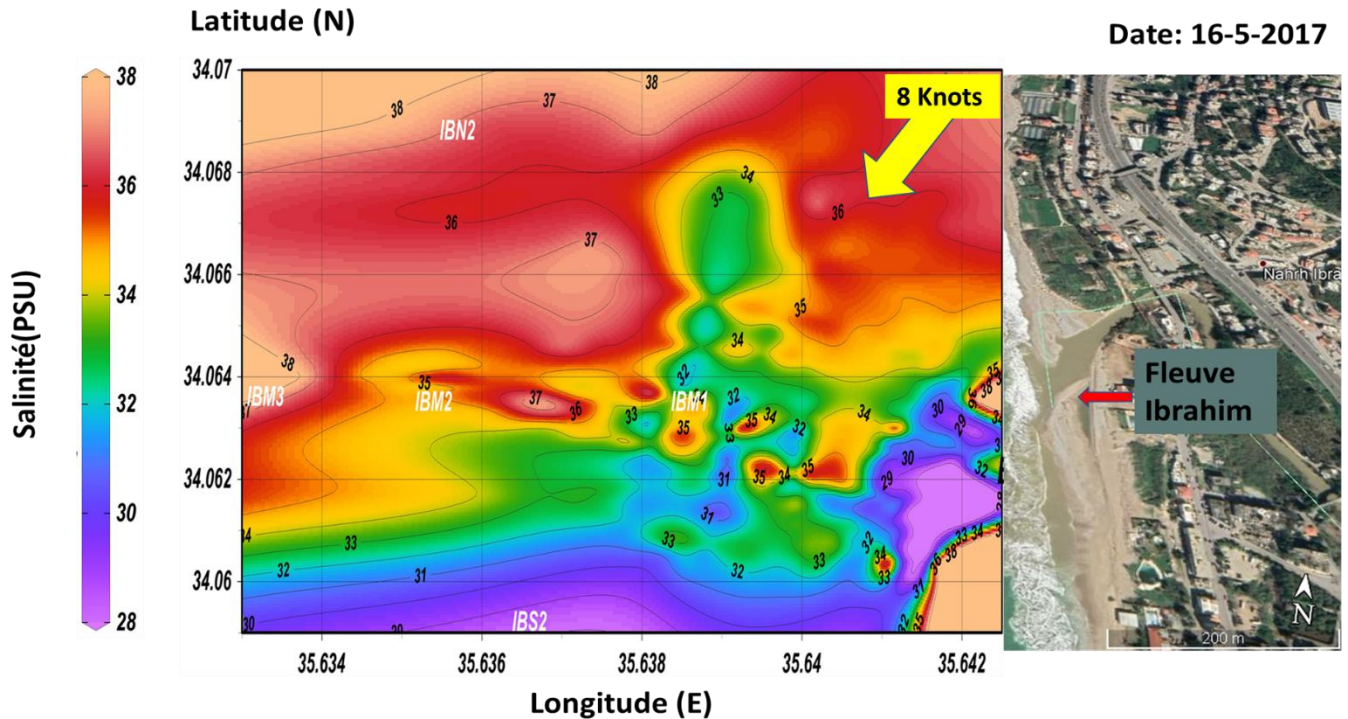


Figure 48: Variation spatiale de la salinité des eaux de surface (0-0.5m de profondeur) en face de l'embouchure du fleuve Ibrahim (mai 2017). La flèche jaune représente la direction et l'intensité du vent (8 nœuds).

La turbidité des eaux côtières de surface (Figure 49) présente des valeurs très faibles proches de celle du mois de décembre. On note une augmentation des valeurs de turbidité à côté de l'embouchure, mais cette dernière reste très limitée aux petits fonds et son extension le long de la côte est faible. Le vent de nord-est bien que de faible intensité (8 nœuds) semble suffisant pour influencer le plume de surface alimenté par le fleuve et s'étendant vers le sud. Généralement ces couches superficielles appelées « couches néphéloïdes superficielles » sont peu épaisses (quelques centimètres à quelques décimètres) et donc facilement contrôlées par les vents et les courants associés.



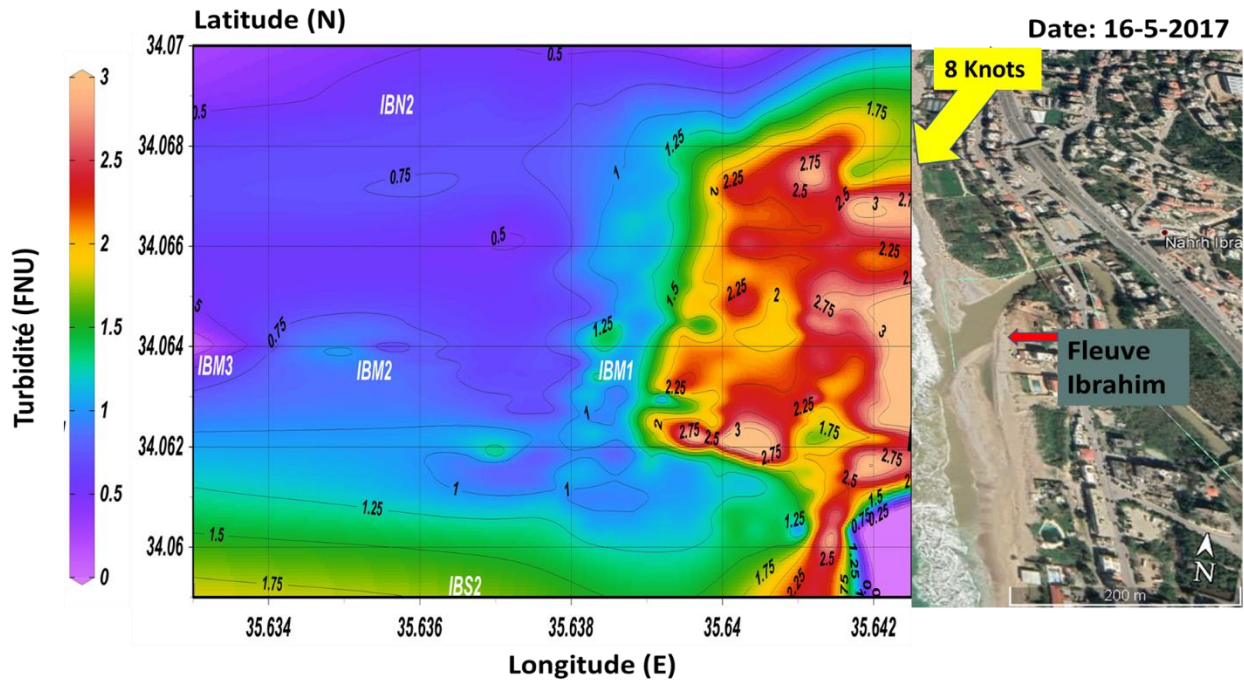


Figure 49: Variation spatiale de la turbidité des eaux de surface (0-0.5 m) en face de l'embouchure du fleuve Ibrahim (mai 2017). La flèche jaune représente la direction et l'intensité du vent (8 nœuds).

L'ACP est effectuée sur 1661 individus et 6 variables. 79.7% de l'information est représentée par les deux premières dimensions (Dim1 : 59.7% et Dim2 : 20%) (Figure 50).

Tableau 15: Contributions des variables aux deux dimensions de l'ACP (mai 2017)

La couleur rose signale une corrélation négative alors que la couleur bleue montre une corrélation positive.

	<i>Dimension</i> 1	<i>Dimension</i> 2
<i>Température</i>	0.906	0.148
<i>Salinité</i>	0.915	0.25
<i>pH</i>	-0.795	-0.395
<i>Turbidité</i>	-0.413	0.773
<i>Latitude</i>	0.624	-0.216
<i>Longitude</i>	-0.663	0.675

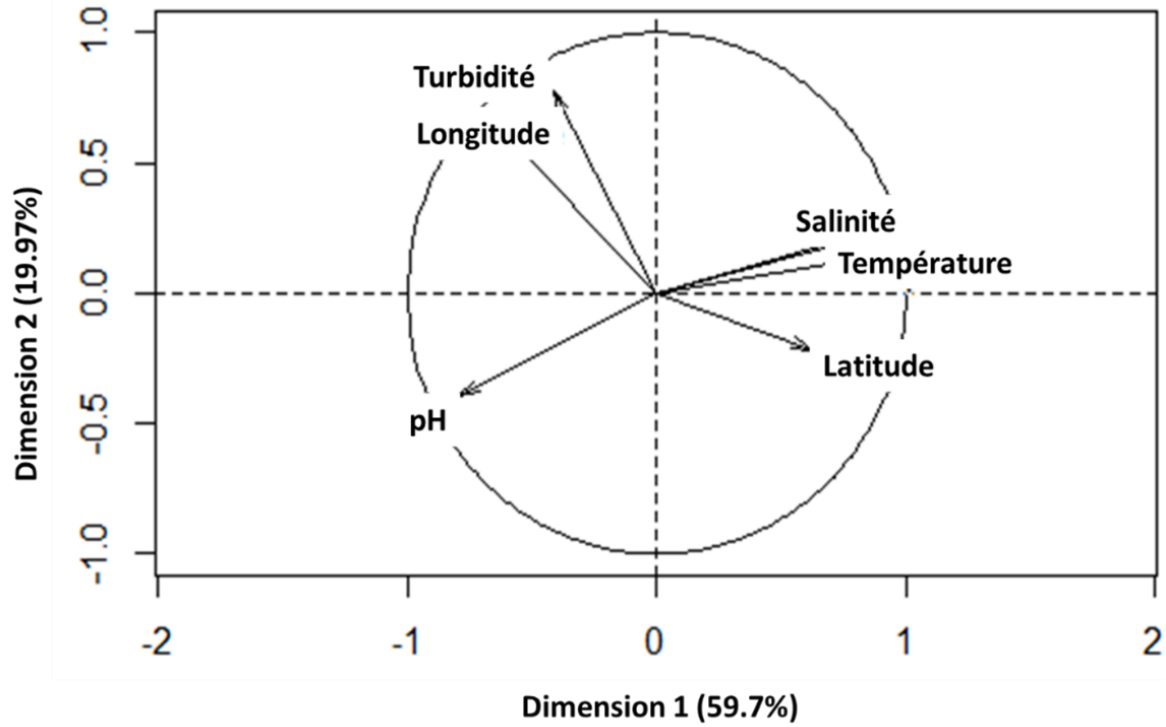


Figure 50: Distribution des variables de l'ACP (mai 2017)

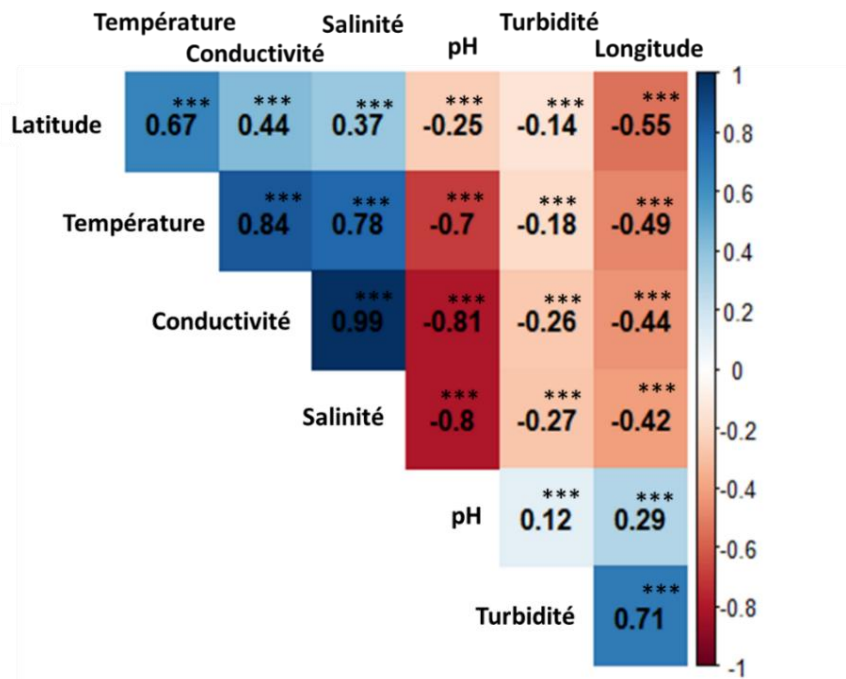


Figure 51:Matrice de corrélation Spearman (mai 2017)

La couleur rouge signale une corrélation négative alors que la couleur bleue montre une corrélation positive.

L'Astérix indique le degré de significativité de la corrélation. P-values (0, 0.001, 0.01, 0.05, 0.1, 1) <=> symboles ("\*\*\*\*", "\*\*\*", "\*\*", ".", " ").

Le facteur 1 contribuant à 59.7% de la variance totale, est caractérisé par une contribution positive de la température, la salinité et la latitude Nord et une contribution négative de la turbidité, la longitude et le pH (Tableau 15, Figures Figure 50 ; Figure 51).

La corrélation positive entre les paramètres tels que la température, la salinité et la latitude (Figures Figure 50 ; Figure 51) caractérise l'eau de mer qui est corrélée négativement avec la turbidité et la longitude caractérisant le panache fluvial. Le panache fluvial durant le mois de mai 2017, est caractérisé par des températures, salinités plus faibles que l'eau de mer et une turbidité plus élevée. L'effet du panache est dilué de la cote vers le large (Longitude) et du Sud au Nord (Latitude), plus marqué à côté de l'embouchure (longitude est) et au Sud.

#### **2.4.2. Août 2017**

Au mois d'août 2017, les eaux de la mer Méditerranée qui bordent la côte libanaise sont chaudes et peuvent atteindre par endroit 31,5 °C. Face à l'embouchure du fleuve Ibrahim, on retrouve des zones où l'eau de surface est chaude et qui ne présentent pas de structures particulières. On observe seulement face à l'embouchure du fleuve des cellules chaudes dont les surfaces progressent vers le nord (Figure 52). A cette période les débits du fleuve sont très faibles (0.03 m<sup>3</sup>/s) et l'impact de ces derniers sur la zone côtière semble extrêmement limité.

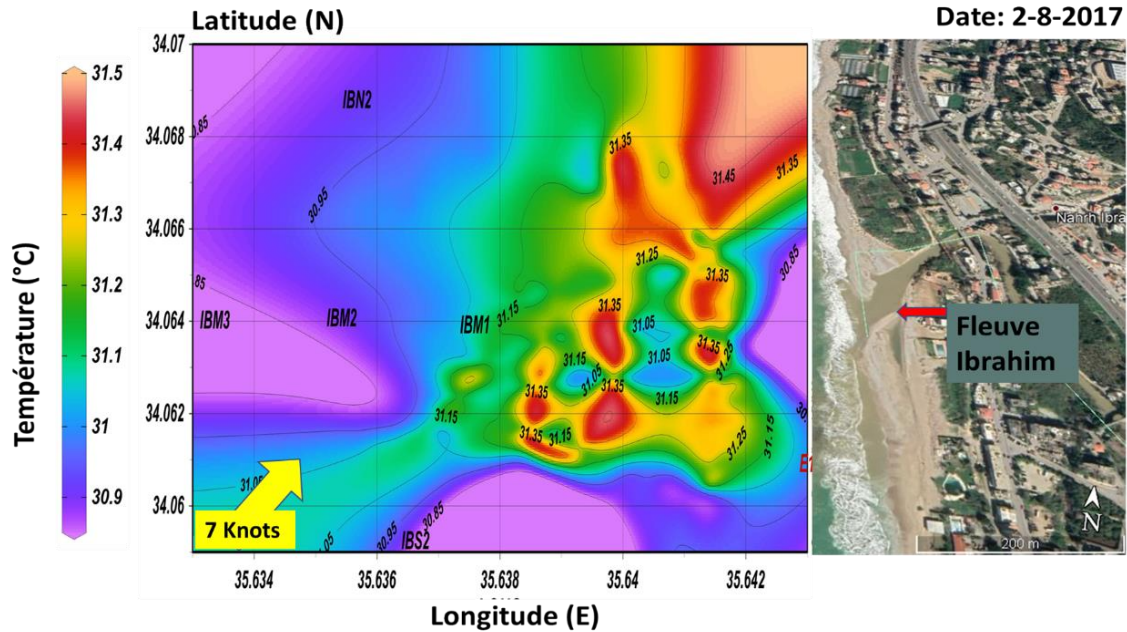


Figure 52: Variation spatiale de la température au niveau de l'eau de surface (0-0.5m de profondeur de la région étudiée (août 2017). La flèche jaune représente la direction et l'intensité du vent (7 nœuds).

La distribution de la salinité des eaux superficielles face à l'embouchure du fleuve Ibrahim (Figure 53) présente des valeurs très élevées, proches de 40 psu. Ce sont pour le bassin méditerranéen oriental les valeurs que l'on rencontre généralement pendant la période estivale. Néanmoins, proche des côtes, on note une baisse significative de la salinité. Cette dessalure peut être liée aux faibles débits des fleuves côtiers. Le courant venant du sud-est favorise le maintien des eaux littorales près de la côte et leur étalement vers le nord.

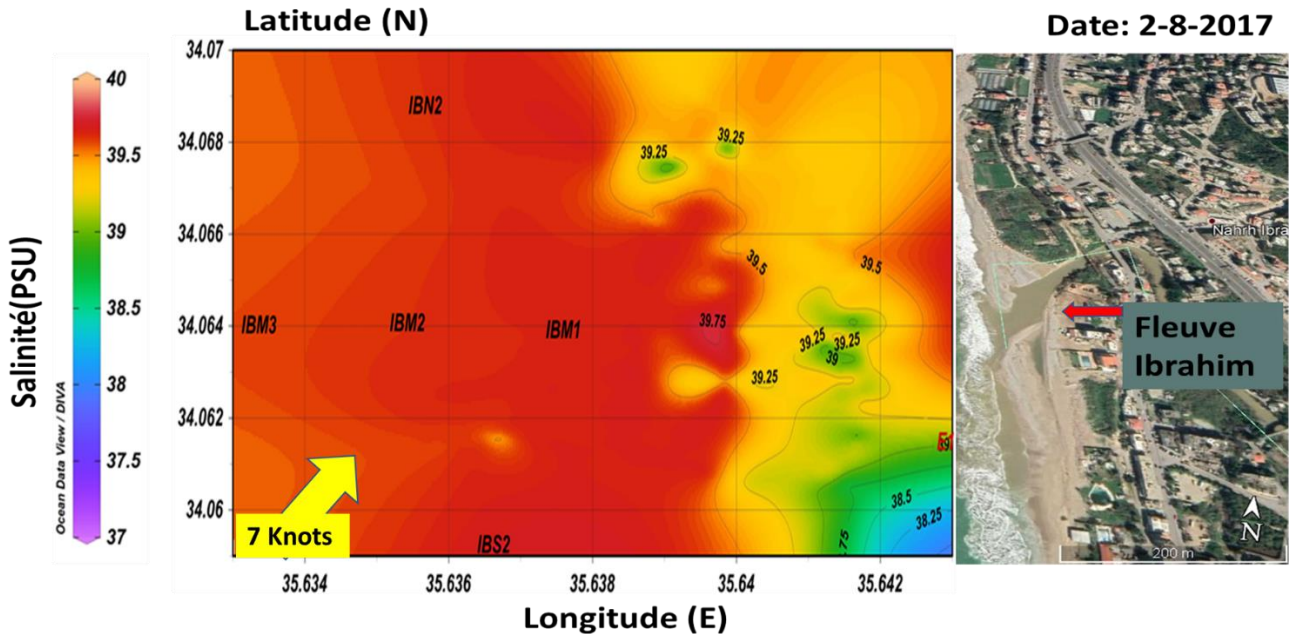


Figure 53: Variation spatiale de la salinité au niveau de l'eau de surface (0-0.5 m de profondeur) de la région étudiée (août 2017). La flèche jaune représente la direction et l'intensité du vent (7 nœuds).

La turbidité des eaux en août 2017 est élevée à proximité de la côte ayant des valeurs proches de 15 FNU mais reste faible au large (Figure 54). Nous avons vu que l'apport en eau et en matières en suspension par le fleuve était limité à cette période, ce qui laisse penser que cette augmentation de turbidité des eaux peut être liée à du développement planctonique ou à la remise en suspension des sédiments dans les zones de faible profondeur.

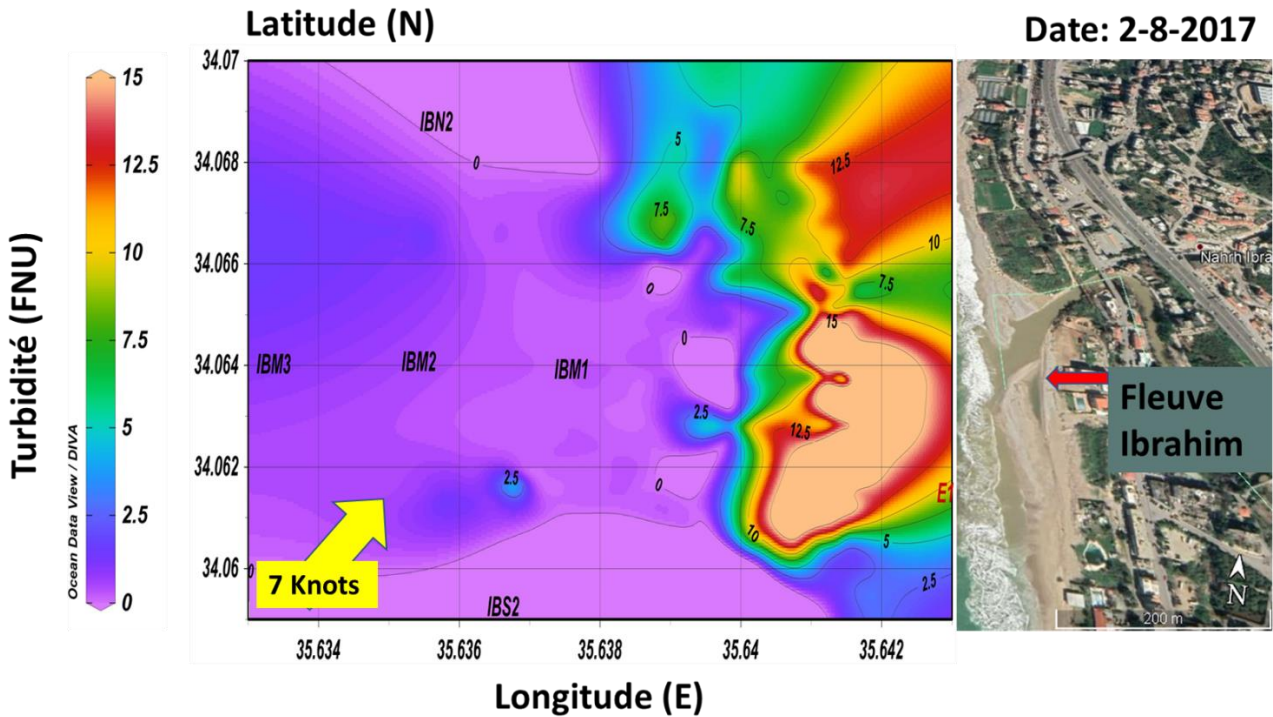


Figure 54: Variation spatiale de la turbidité au niveau de l'eau de surface (0-0.5 m de profondeur) de la région étudiée (août 2017). La flèche jaune représente la direction et l'intensité du vent (7 nœuds).

L'ACP est effectuée sur 2994 individus et 7 variables. 79.84% de l'information est représentée par les deux premières dimensions (Dim1 : 55.13% et Dim2 : 24.7%) (Figure 55).

Tableau 16: Contributions des variables aux deux dimensions de l'ACP (Aout 2017)

La couleur rose signale une corrélation négative alors que la couleur bleue montre une corrélation positive.

	<i>Dimension 1</i>	<i>Dimension 2</i>
<i>Température</i>	0.098	0.962
<i>Conductivité</i>	0.862	0.321
<i>Salinité</i>	0.884	-0.057
<i>Oxygène dissous</i>	0.758	0.517
<i>pH</i>	-0.795	-0.039
<i>Turbidité</i>	-0.782	0.363
<i>Longitude</i>	-0.729	0.547

Le facteur 1 contribuant à 55.13% de la variance totale, est caractérisé par une contribution positive de la salinité, la conductivité et une contribution négative de la turbidité, la longitude et le pH (Tableau 16, Figure 55 ; Figure 56). La variable latitude a été écartée puisque sa contribution est faible. D'autre part, le facteur 2 contribuant à 24.7% de la variance totale, est caractérisé par une contribution positive de la température.

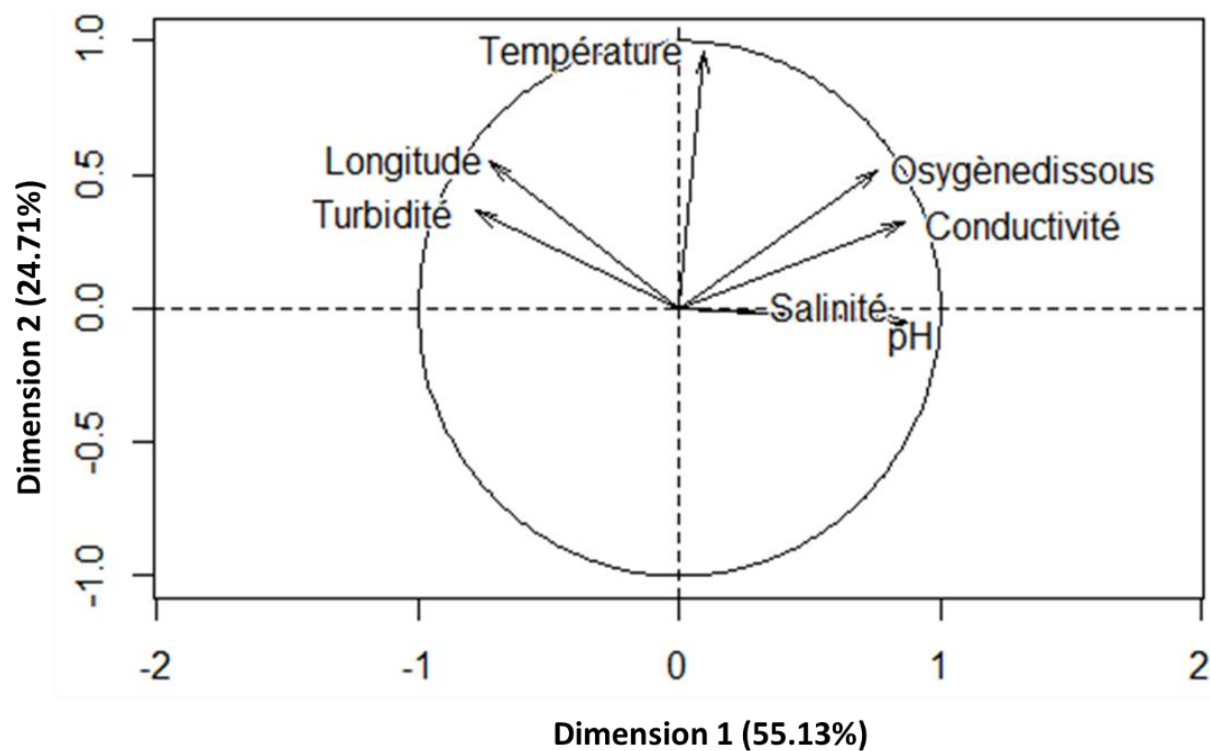


Figure 55: Distribution des variables de l'ACP (Aout 2017)

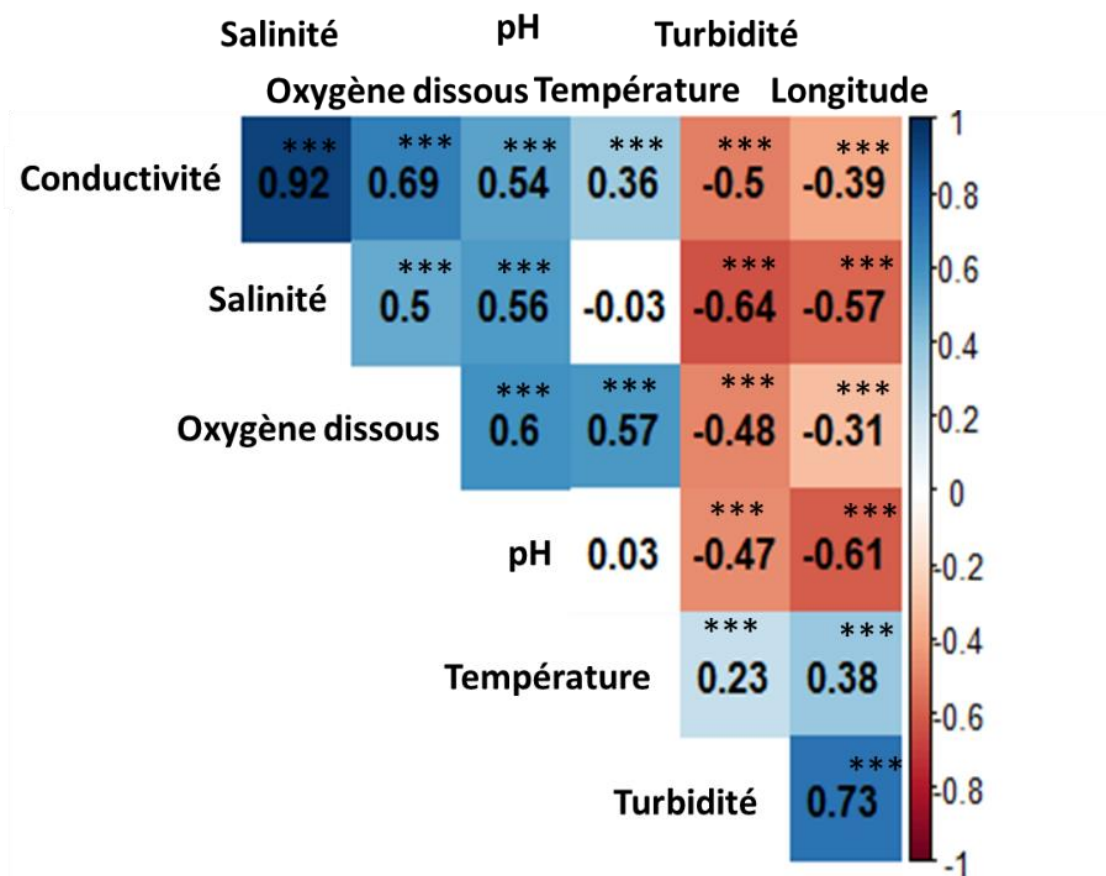


Figure 56:Matrice de corrélation Spearman (Aout 2017)

La couleur rouge signale une corrélation négative alors que la couleur bleue montre une corrélation positive.

L'Astéris indique le degré de significativité de la corrélation. P-values (0, 0.001, 0.01, 0.05, 0.1, 1)  $\Leftrightarrow$  symboles ("\*\*\*", "\*\*", "\*", ".", "").

La corrélation positive entre les paramètres turbidité et longitude est maintenue durant le mois d'aout caractérisant le panache fluvial et corrélé négativement avec la salinité, conductivité, pH et oxygène dissous. Durant ce mois, le paramètre température est de même corrélé avec la turbidité et la longitude. Par suite, le suivi du panache fluvial est compliqué et décrit seulement par la baisse de salinité et de conductivité à côté de l'embouchure en association avec l'augmentation de turbidité. Durant ce mois, la



température et la latitude ne présente aucune indication, et le panache est restreint et très proche de l'embouchure.

### 2.4.3. Novembre 2017

Pendant la mission du 9 novembre 2017, le vent (2 nœuds) et les débits du fleuve (0,08 m<sup>3</sup>/s) sont faibles. La structure thermique des masses d'eau présente une forte homogénéité avec des températures qui oscillent entre 24,6 et 24,9 °C et on n'observe pas de structures particulières liées au faible déversement des eaux froides (19°C) du fleuve en mer (Figure 57).

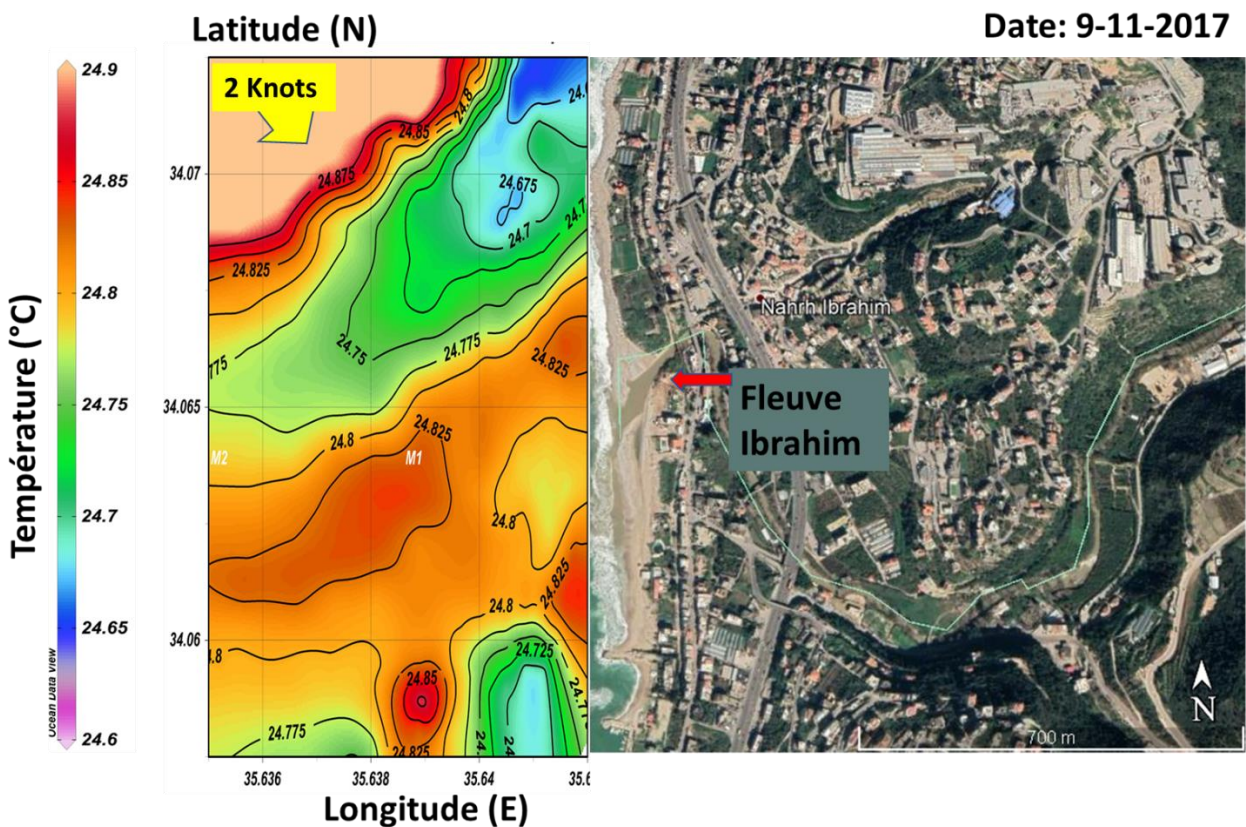


Figure 57: Variation spatiale de la température au niveau de l'eau de surface (0-0.5m de profondeur) de la région étudiée (Novembre 2017). L'intensité des vents (2 nœuds) et leur orientation sont représentées par la flèche jaune.

La distribution de la salinité des eaux de surface est conforme à celle des températures, avec des valeurs très élevées pouvant atteindre 39,8 PSU et des zones de dessalure limitées au niveau de l'embouchure et plus au sud de cette dernière (Figure 58).

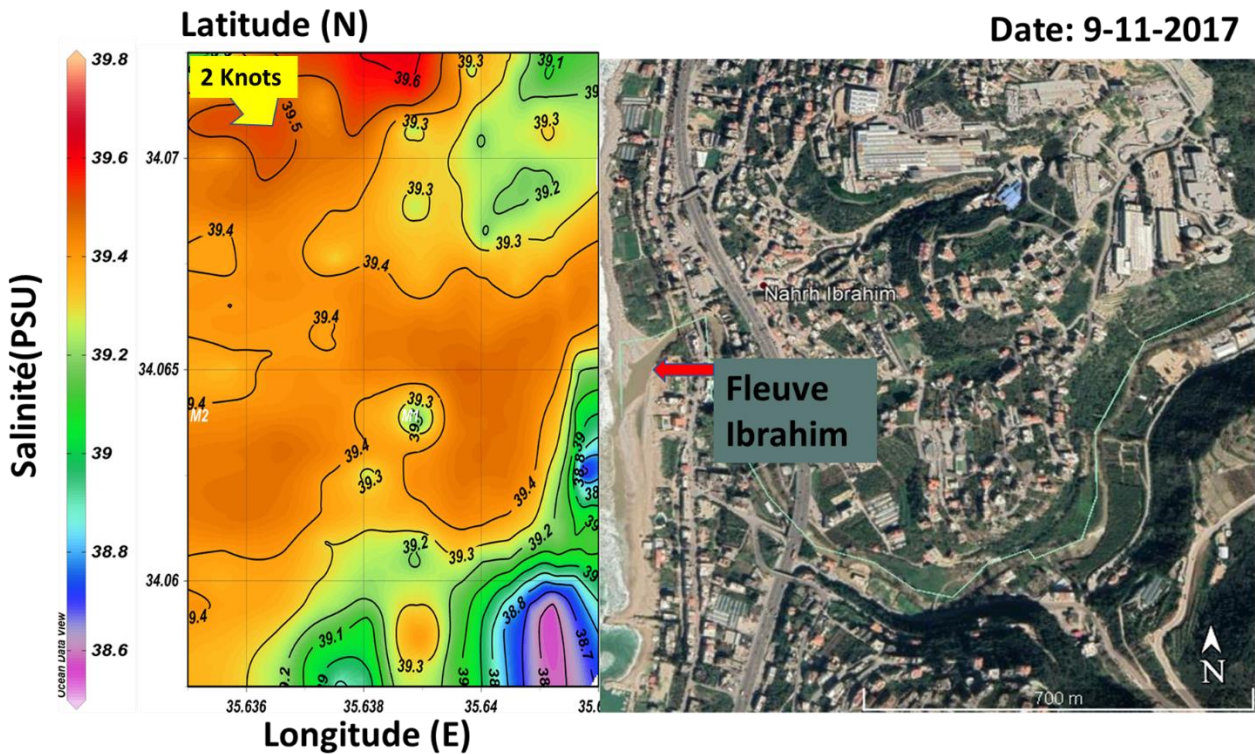


Figure 58: Variation spatiale de la salinité au niveau de l'eau de surface de la région étudiée (Novembre 2017). L'intensité des vents (6 nœuds) et leur orientation sont représentées par la flèche jaune.

En ce mois de novembre 2017, la turbidité des eaux marines enregistre des fortes valeurs. Deux zones sont particulièrement affectées, la zone côtière située à proximité immédiate de l'embouchure et au sud de celle-ci (Figure 59). La faible dynamique des masses d'eau pourrait expliquer une telle distribution qui sera vérifiée lors de l'analyse des profils verticaux de ce même paramètre.

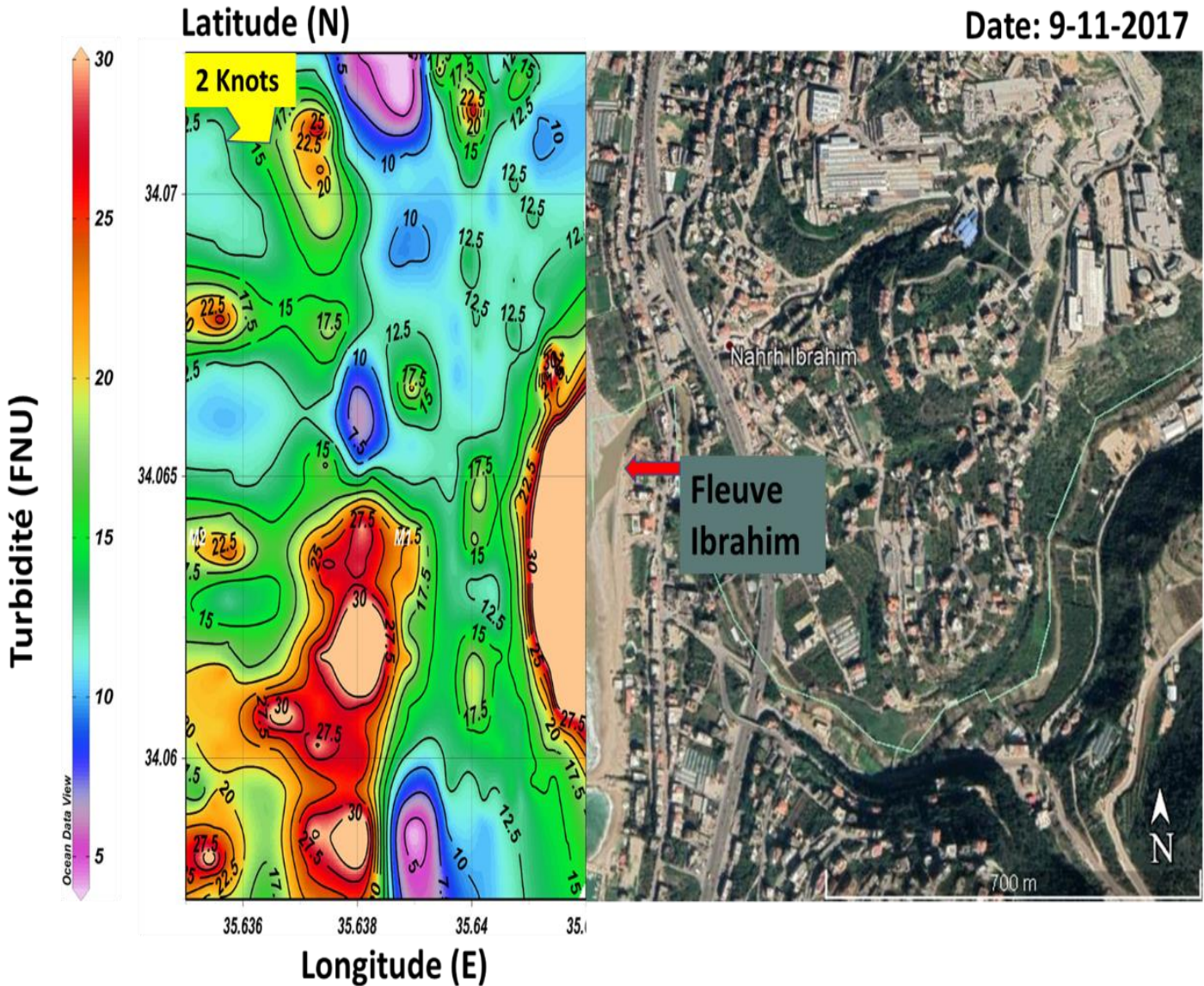


Figure 59: Variation spatiale de la turbidité au niveau de l'eau de surface de la région étudiée (Novembre 2017). L'intensité des vents (2 nœuds) et leur orientation sont représentées par la flèche jaune.

L'ACP est effectuée sur 6565 individus et 7 variables. 61.15% de l'information est représentée par les deux premières dimensions (Dim1 : 37.87% et Dim2 : 23.28%) (Figure 60).

Tableau 17: Contributions des variables aux deux dimensions de l'ACP (Novembre 2017)

La couleur rose signale une corrélation négative alors que la couleur bleue montre une corrélation positive.

	<i>Dimension 1</i>	<i>Dimension 2</i>
<b>Température</b>	0.581	-0.459
<b>Conductivité</b>	0.635	0.103
<b>Salinité</b>	0.921	0.195
<b>Sels dissous (TDS)</b>	0.921	0.197
<b>Oxygène dissous</b>	-0.189	0.854
<b>Latitude</b>	0.215	0.67
<b>Longitude</b>	-0.361	0.392

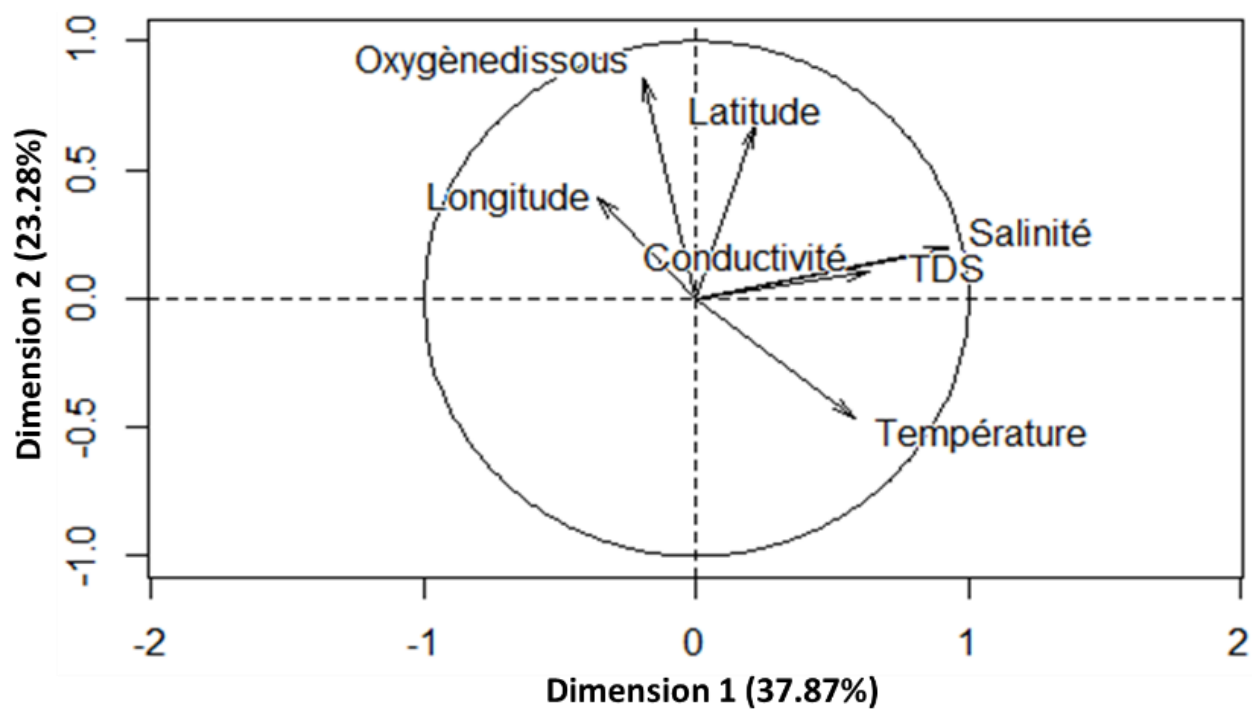


Figure 60: Distribution des variables de l'ACP (Novembre 2017)

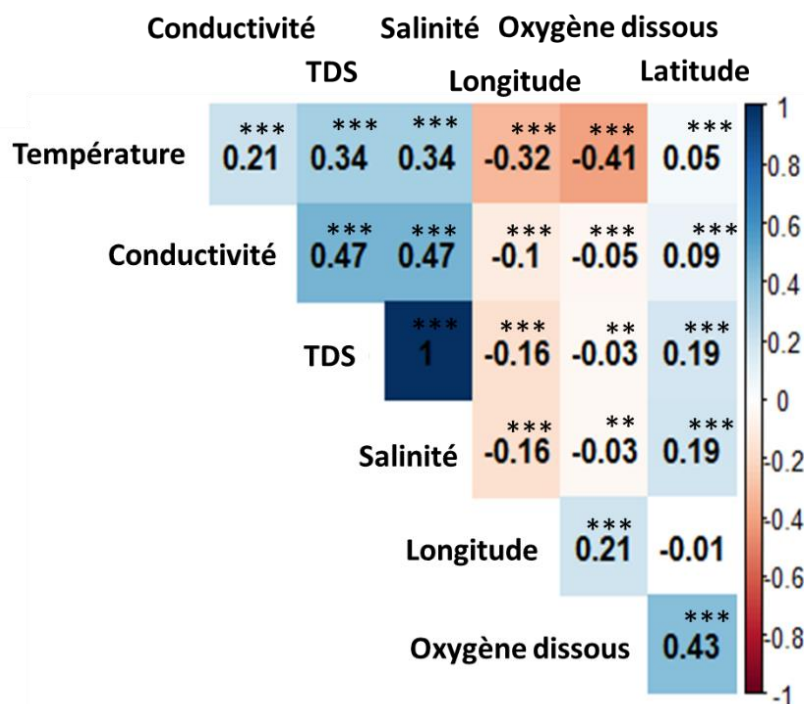


Figure 61: Matrice de corrélation Spearman (Novembre 2017)

La couleur rouge signale une corrélation négative alors que la couleur bleue montre une corrélation positive.

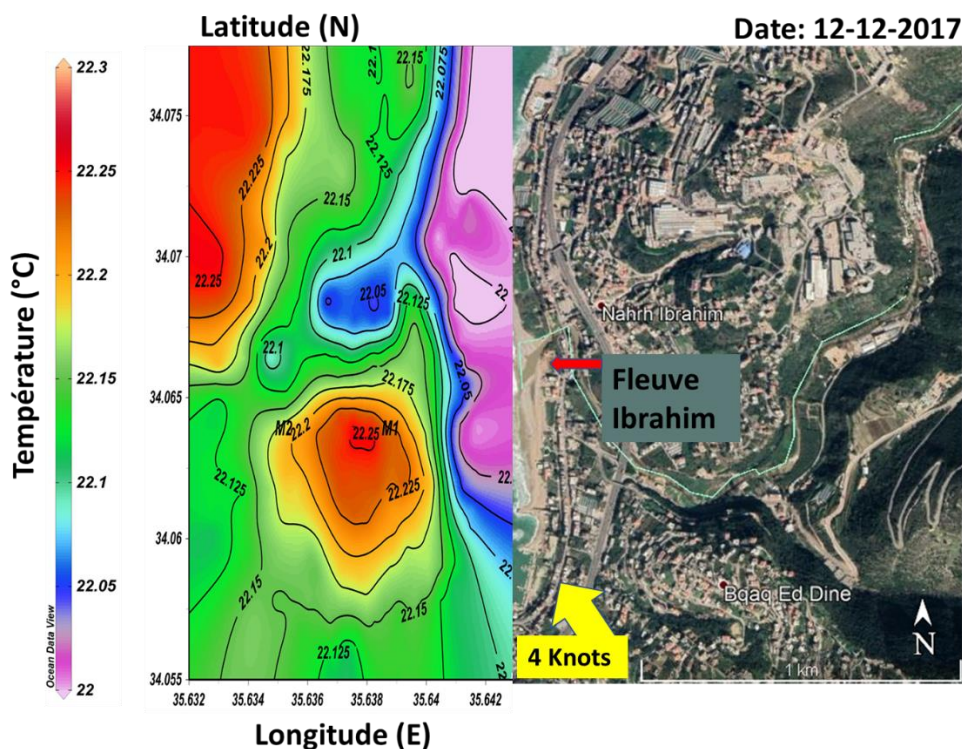
L'Astérix indique le degré de significativité de la corrélation. P-values (0, 0.001, 0.01, 0.05, 0.1, 1)  $\Leftrightarrow$  symboles ("\*\*\*", "\*\*", "\*", ".", " ").

Le facteur 1 contribuant à 37.9% de la variance totale, est caractérisé par une contribution positive de la température, salinité, TDS, conductivité et une contribution négative de la longitude (Tableau 17 ; Figure 60, Figure 61). La variable turbidité a été écartée puisque sa contribution est faible. D'autre part, le facteur 2 contribuant à 23.3% de la variance totale, est caractérisé par une contribution positive de la latitude, oxygène et longitude et une contribution négative de la température. La corrélation positive entre les paramètres température, salinité, conductivité et latitude caractérise l'eau de mer et corrélé négativement avec la longitude caractérisant la proximité à la côte. Par suite, le panache fluvial durant le mois de Novembre est aussi caractérisé par des températures, salinités

et conductivités plus faibles que l'eau de mer. L'effet du panache est dilué de la cote vers le large (Longitude) et plus marqué à côté de l'embouchure (longitude est) et au Sud. Durant ce mois, la turbidité ne présente aucune indication.

#### 2.4.4. Décembre 2017

En cette période de fin d'année, le fleuve Ibrahim est sorti de sa période d'étiage avec des valeurs de débit de  $1,65 \text{ m}^3/\text{s}$ . Le vent de sud-est domine avec une vitesse de 4 nœuds. La température des eaux de surface de l'ordre de  $22^\circ\text{C}$  se rapproche des températures estivales. On remarque bien sur la Figure 62 les eaux froides plaquées le long de la côte prenant source au niveau de l'embouchure du fleuve et s'étalant vers le nord.



La distribution de la salinité des eaux est marquée globalement par un gradient de salinité de la côte vers le large et de la présence de deux zones dessalées situées de part et d'autre de l'embouchure du fleuve Ibrahim (Figure 63).

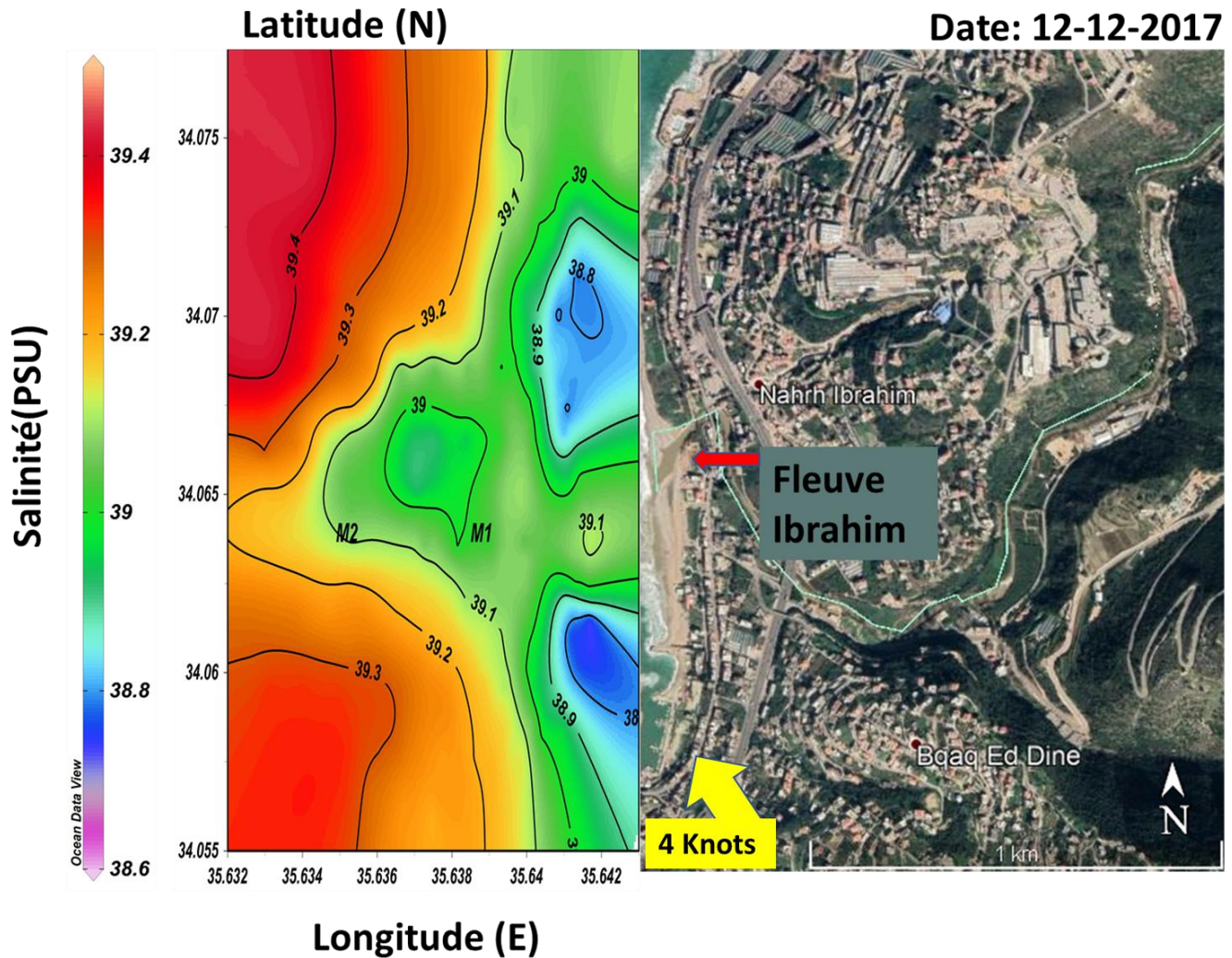


Figure 63: Variation spatiale de la salinité au niveau de l'eau de surface de la région étudiée (Décembre 2017). L'intensité des vents (4 nœuds) et leur orientation sont représentées par la flèche jaune.

Malgré les faibles turbidités des eaux côtières en décembre 2017, la Figure 64 montre la zone d'influence du panache des eaux du fleuve face à son embouchure. Le faible étalement en direction du nord peut être lié aux vents du sud-est et à la faible stratification des masses d'eau. Plus au large on trouve localement des zones turbides de faible extension qui peuvent résulter de la dynamique des eaux superficielles.

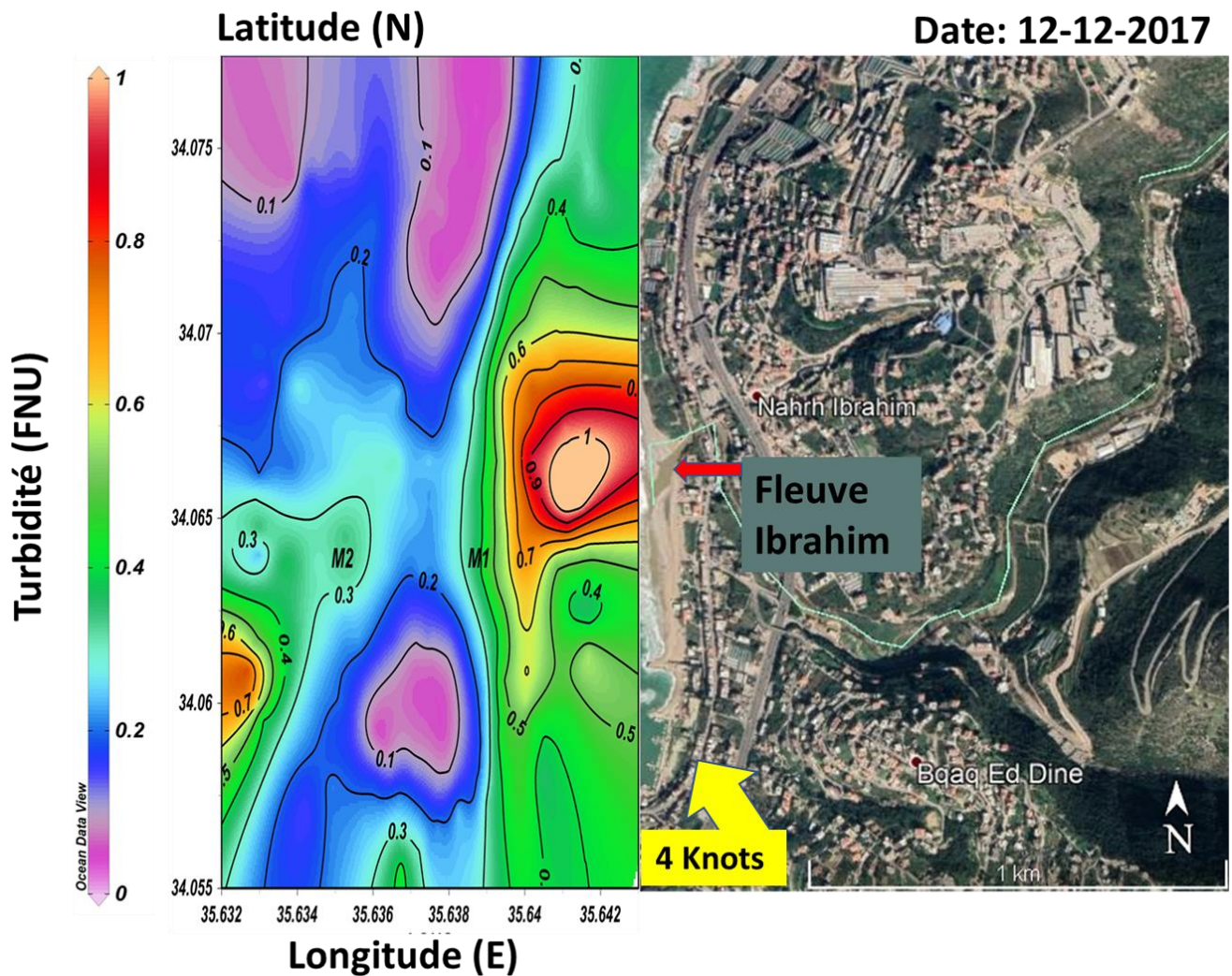


Figure 64: Variation spatiale de la turbidité au niveau de l'eau de surface de la région étudiée (Décembre 2017). L'intensité des vents (12 nœuds) et leur orientation sont représentées par la flèche jaune.



L'ACP est effectuée sur 353 individus et 8 variables. 69.6% de l'information est représentée par les deux premières dimensions (Dim1 : 51.11% et Dim2 : 18.5%) (Figure 65).

Tableau 18: Contributions des variables aux deux dimensions de l'ACP (Décembre 2017)

La couleur rose signale une corrélation négative alors que la couleur bleue montre une corrélation positive.

	<b>Dimension 1</b>	<b>Dimension 2</b>
<b>Température</b>	0.526	-0.350
<b>Conductivité</b>	0.942	0.262
<b>TDS</b>	0.878	0.439
<b>Salinité</b>	0.876	0.443
<b>Oxygène dissous</b>	-0.630	0.519
<b>pH</b>	-0.413	0.747
<b>Turbidité</b>	-0.556	0.257
<b>Longitude</b>	-0.715	0.079

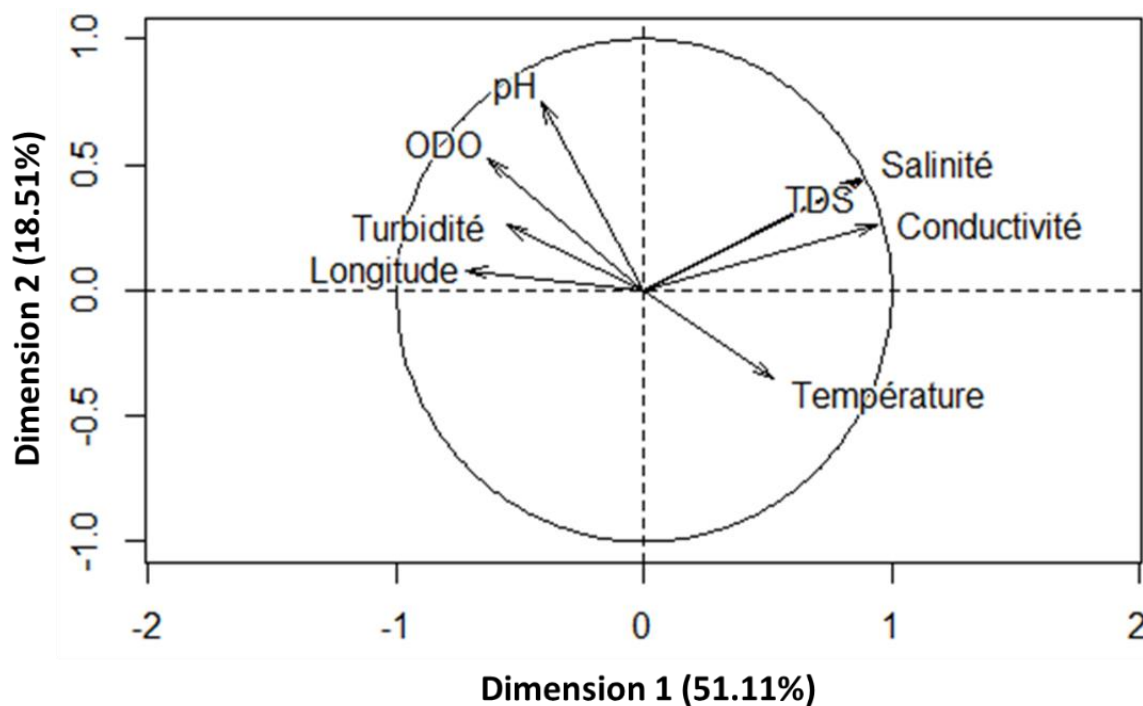


Figure 65: Distribution des variables de l'ACP (Décembre 2017)

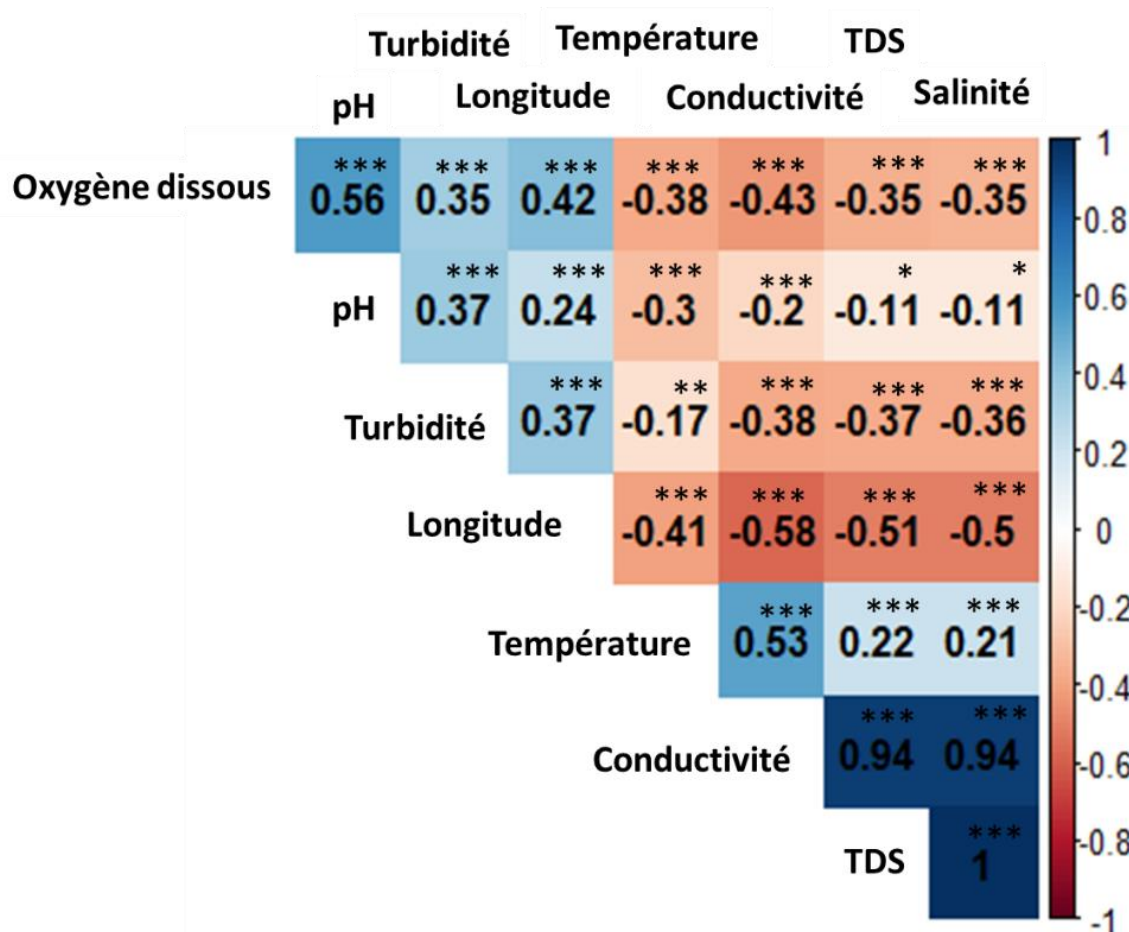


Figure 66: Matrice de corrélation Spearman (Décembre 2017)

La couleur rouge signale une corrélation négative alors que la couleur bleue montre une corrélation positive.

L'Astéris indique le degré de significativité de la corrélation. P-values (0, 0.001, 0.01, 0.05, 0.1, 1)  $\Leftrightarrow$  symboles ("\*\*\*", "\*\*", "\*", ".", " ").

Le facteur 1 contribuant à 51.11% de la variance totale, est caractérisé par une contribution positive de la température, la salinité, la conductivité et TDS et une contribution négative de la turbidité et la longitude, oxygène et pH (Tableau 18, Figure 65, Figure 66). La variable latitude est écartée durant ce mois. Durant ce mois la discrimination est visible en fonction de la longitude représentant la proximité à la côte.

Le panache fluvial est caractérisé par des température, salinité et conductivité plus faible que l'eau de mer et une turbidité plus élevée.

En résumé, le panache fluviale du fleuve Ibrahim est caractérisé par une faible température, salinité et une forte turbidité qui permet de le suivre en surface.

Ce panache s'avère être affecté par l'ampleur du débit d'une part et par la vitesse et l'intensité du vent dominant d'autre part. Il reste cantonné à proximité de l'embouchure durant la majorité des dates d'échantillonnages.

### **2.5. Distribution spatiale et temporelle des eaux marines de la côte vers le large**

Le but de cette partie est d'étudier à partir de l'analyse de profils verticaux réalisés avec une sonde multi-paramètre Idronaut OCEAN SEVEN 316Plus, les caractéristiques de la colonne d'eau depuis les petits fonds littoraux jusque dans la pente continentale. Lors des premières missions, les stations échantillonnées sont restées limitées au plateau avec des profondeurs de 60 m pour les stations les plus profondes. Par la suite, les transects comprenaient des stations jusqu'à 200 m de profondeur. Cette approche doit permettre de comprendre comment les particules d'origines terrigènes ou planctoniques transitent en milieu marin et sédimentent.

Les couches néphéloïdes sont des zones turbides au niveau de la colonne d'eau ayant des valeurs de turbidité supérieures à celles trouvées dans l'eau claire avoisinante. Ces couches peuvent être retrouvées en surface sous forme d'un « plume » de faible épaisseur (SNL : Surface Nepheloid Layer), proches du fond (BNL : Bottom Nepheloid Layer) et parfois au milieu de la colonne d'eau en association avec la stratification de

cette dernière et en particulier en lien avec la densité (INL : Intermediate Nepheloid Layer) (Chronis et al., 2000).

Des études ont été effectuées en mer Méditerranée au large du delta du Rhône, et en Grèce (Durrieu de Madron et al., 1992; Durrieu de Madron, 1994; Lorenzoni et al., 2009). Plus récemment une synthèse a été publiée dans la thèse de Wilson (2016), reprenant les articles de référence de McCave (1986) et de Hickey (1995).

Les relevés de température présentent des répartitions conformes à ce que nous avons vu pour les eaux superficielles c'est-à-dire la présence de cellules de petites tailles dont la répartition est liée à la dynamique des eaux côtières. Sur la Figure 67, on note la présence d'eaux légèrement plus chaudes (18,3°C) en surface sur les stations 20 m et 60 m, mais la station la plus côtière (10 m) et la station 30 m ne présentent pas de réchauffement de la masse d'eau en surface mais au contraire une légère baisse des températures. En profondeur la température des eaux est homogène proche de 18,2°C

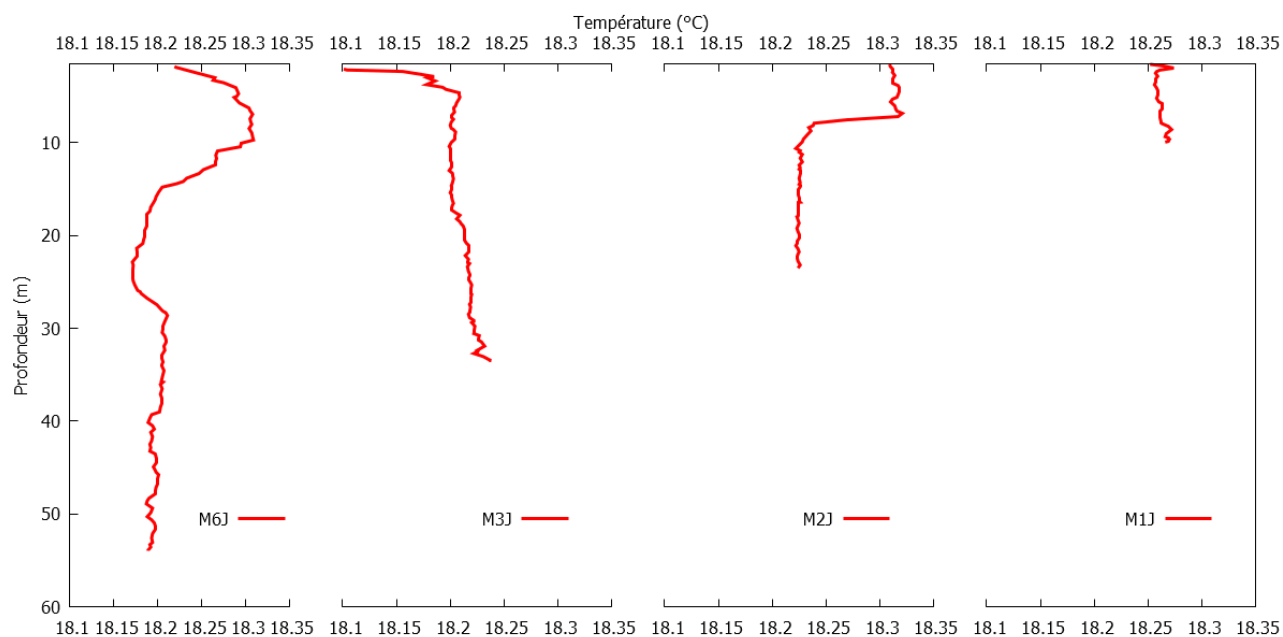


Figure 67: Profils verticaux de température relevés le 23 janvier 2017 face à l'embouchure du fleuve Ibrahim.

La distribution des salinités (Figure 68) est plus homogène que la température. Les valeurs élevées sont caractéristiques de la Méditerranée orientale, mais on constate une légère dessalure des eaux superficielles que l'on peut attribuer à la dispersion des eaux douces de faible densité du fleuve en mer. A partir de 10 à 15 m de profondeur la salinité devient constante.

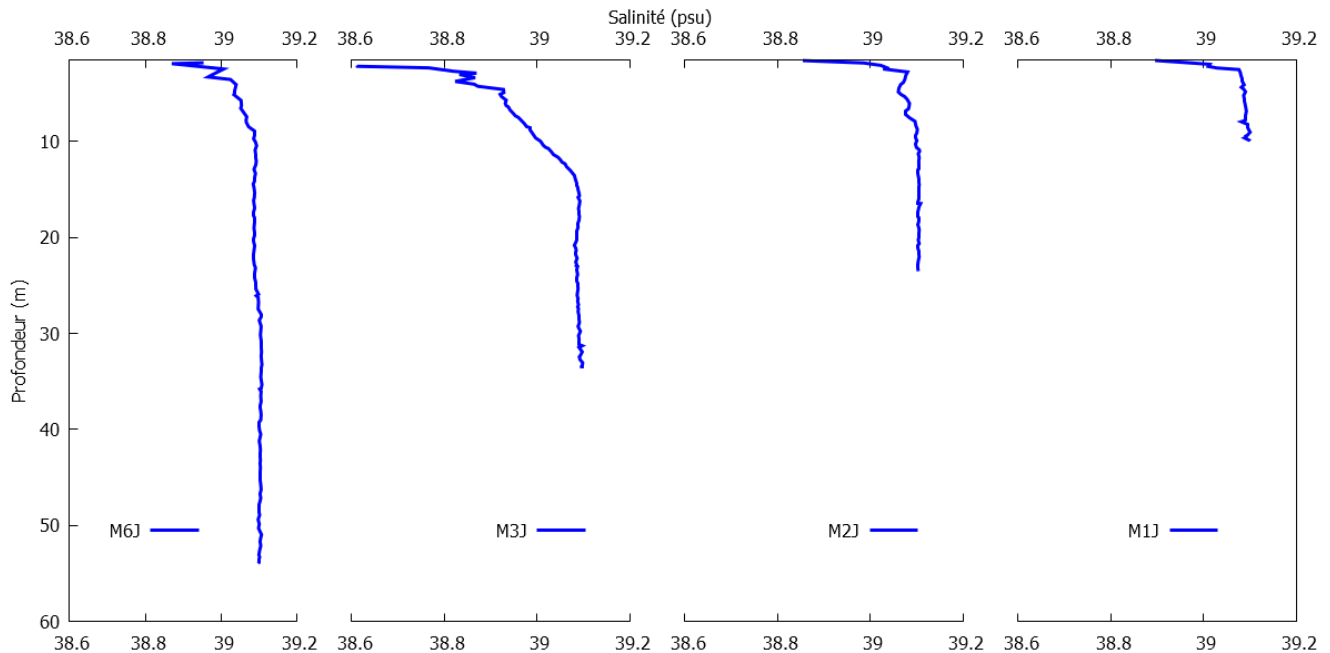


Figure 68: Profils verticaux de salinité relevés le 23 janvier 2017 face à l'embouchure du fleuve Ibrahim.

Les courbes de la Figure 69 montrant la distribution de la turbidité en janvier 2017 sont relativement bruitées. Néanmoins on observe des augmentations significatives de turbidité à l'approche du fond sur l'ensemble des stations situées sur le plateau continental. Ces couches néphéloïdes benthiques prennent naissance à proximité du littoral et s'écoulent vers le large en donnant naissance à des couches néphéloïdes intermédiaires au niveau de la station la plus au large.

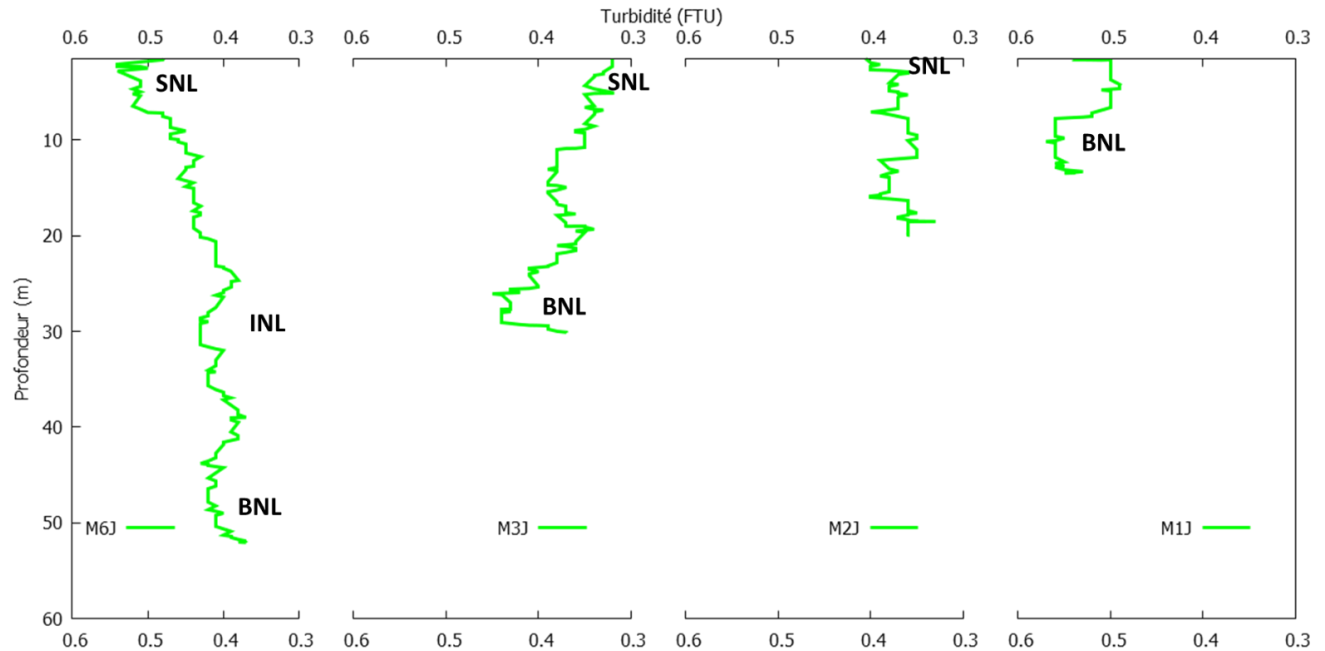


Figure 69: Profils verticaux de turbidité relevés le 23 janvier 2017 face à l'embouchure du fleuve Ibrahim.

Au printemps 2017 (mai 2017), les eaux de la Méditerranée Orientale commencent à se réchauffer en surface et atteignent presque 23°C. La limite supérieure des eaux profondes plus froides est située à 65 m de profondeur au large et reste visible près de la côte jusqu'à la station 20 m (Figure 70). Cette disposition particulière peut s'expliquer par la proximité de la tête du canyon qui favorise « l'upwelling » des eaux profondes vers la côte, soit par l'écoulement d'eau froide et donc plus dense côtière vers la pente continentale.

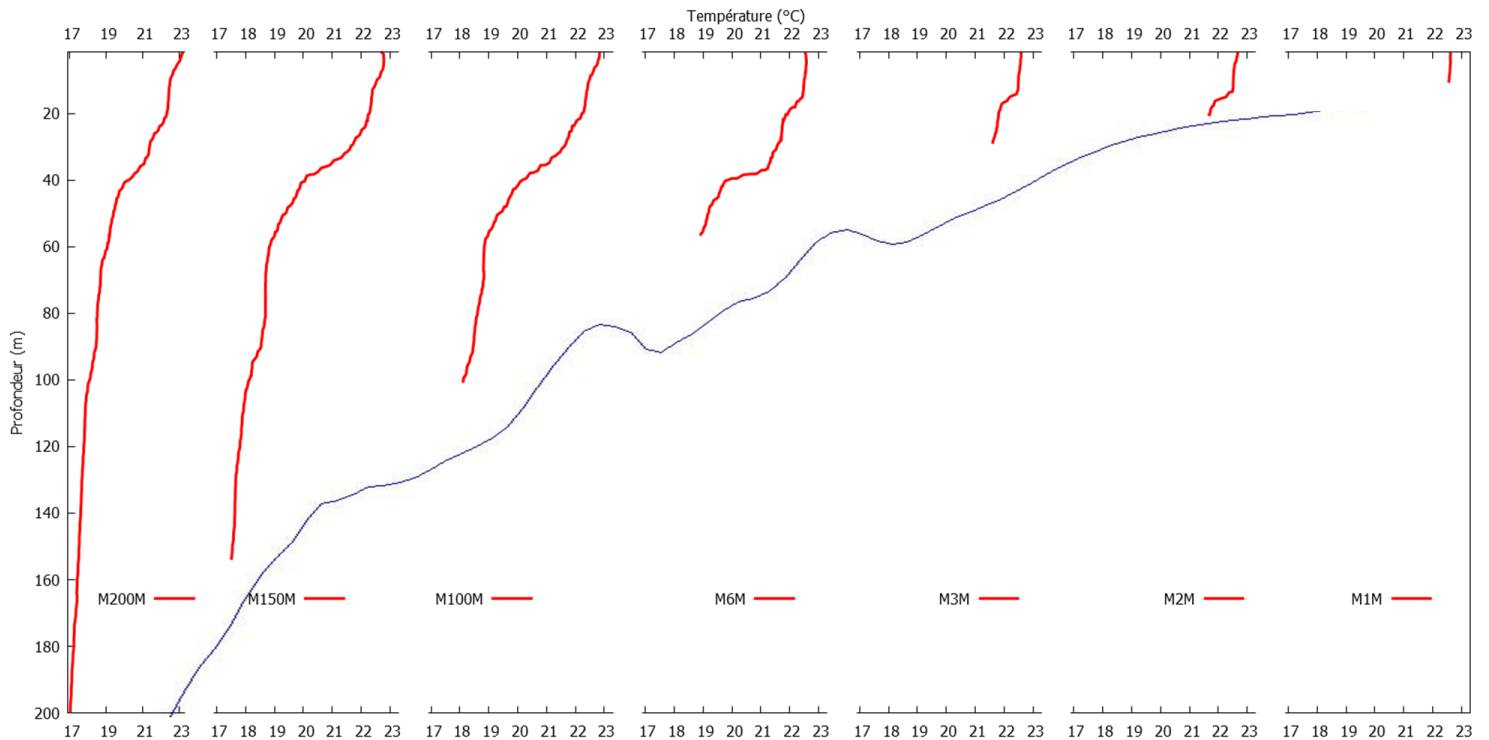


Figure 70: Profils verticaux de température relevés le 16 mai 2017 face à l'embouchure du fleuve Ibrahim.

Les profils de salinité de la Figure 71 semblent confirmer la seconde hypothèse car nous observons dès 20 mètres de profondeur une couche dessalée à proximité du fond qui se retrouve ensuite au niveau des stations les plus profondes aux alentours de 65 m de profondeur.

L'origine bien qu'incertaine d'une telle masse d'eau peut être fluviale, puisque les eaux du fleuve alimentées par la fonte des neiges est plus froide que les eaux marines. Une autre possibilité serait une origine karstique car de nombreuses résurgences sous-marines sont présentes le long du littoral libanais.

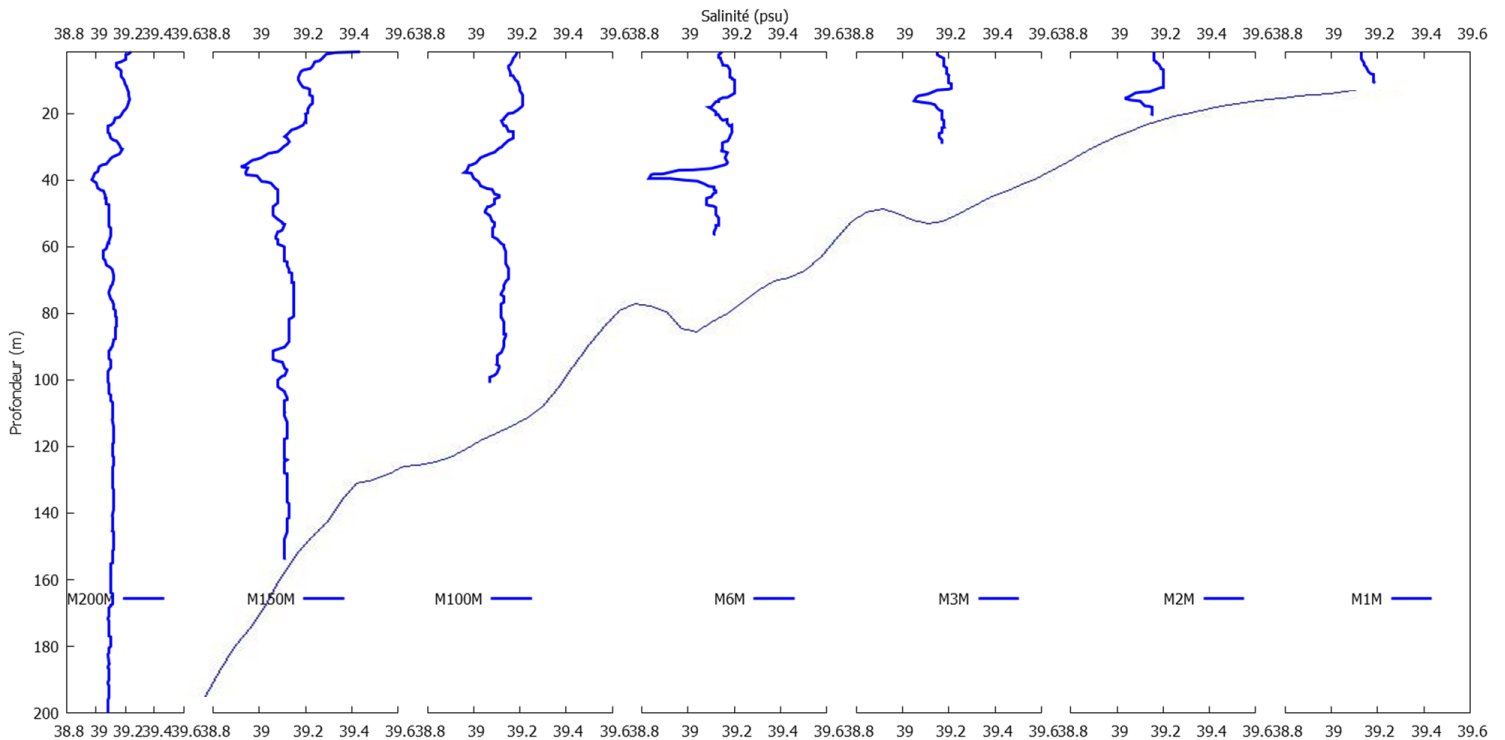


Figure 71: Profils verticaux de salinité relevés le 16 mai 2017 face à l'embouchure du fleuve Ibrahim.

La distribution de la turbidité des eaux (Figure 72) est très intéressante puisqu'on remarque la présence de nombreuses couches néphéloïdes en surface dans la colonne d'eau et à proximité du fond. Cette distribution est liée au contrôle de la densité des eaux sur les flux et la sédimentation des matières en suspension. On note une bonne continuité entre les structures turbides littorales et profondes ce qui démontre l'existence d'un transfert côte-large des particules d'origines lithogènes ou biogènes



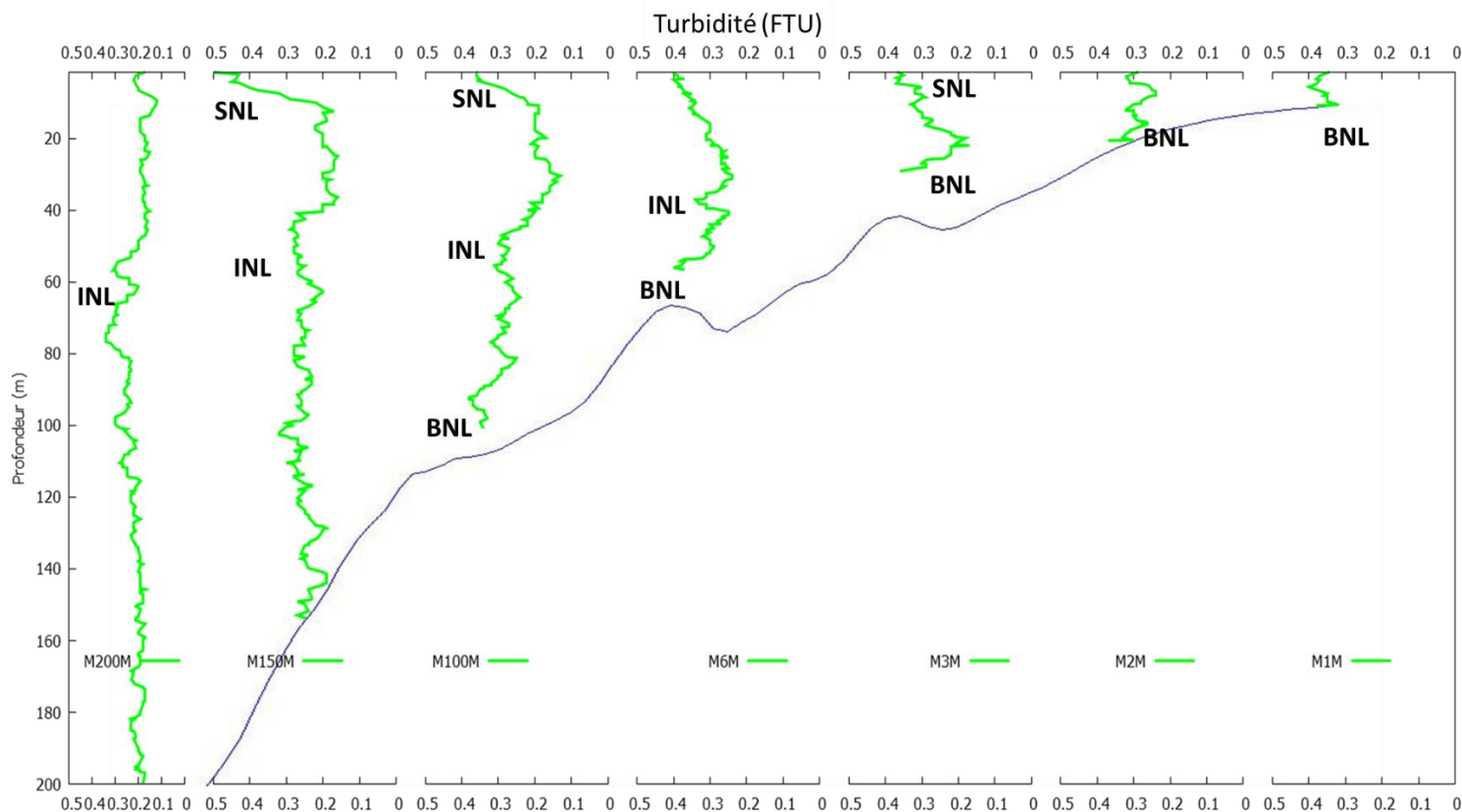


Figure 72: Profils verticaux de turbidité relevés le 16 mai 2017 face à l'embouchure du fleuve Ibrahim.

En période estivale les eaux superficielles sont très chaudes (30°C) et sont limitées à leur base aux alentours de 30 m de profondeur par une thermocline saisonnière (Figure 73). De 30 à 100 m la température diminue progressivement pour atteindre 16 °C à 200 m de profondeur, ce qui reste relativement chaud pour le bassin méditerranéen.

La distribution de la salinité de la Figure 74 est conforme à ce que nous venons de décrire concernant les températures. Sur le profil situé le plus au large on retrouve les 3 masses d'eau décrites précédemment : une masse d'eau homogène très salée (40 psu) superficielle surmontant une couche comprise entre 30 et 130 m où la salinité décroît progressivement, et enfin la couche profonde seulement identifiable sur le profil le plus au large où la salinité des eaux atteint 39,7 psu.

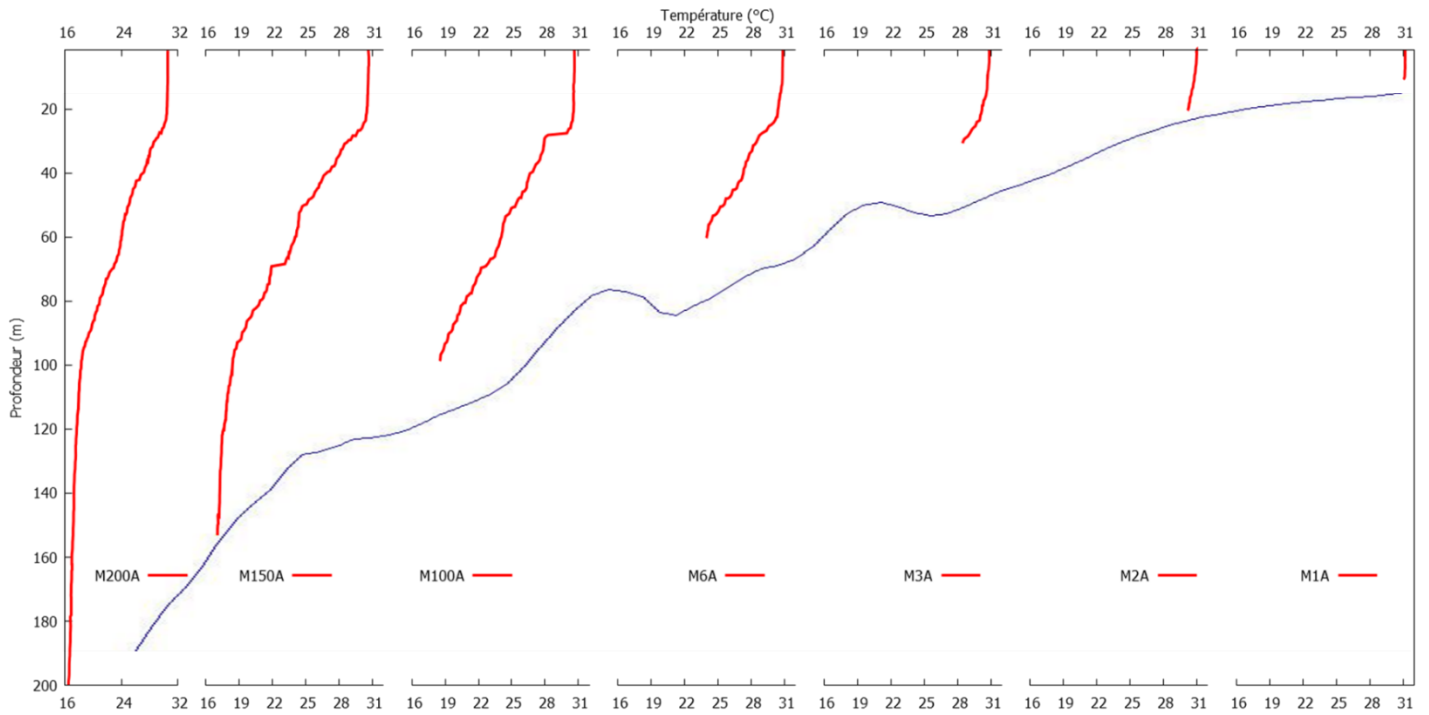


Figure 73: Profils verticaux de température relevés le 2 août 2017 face à l'embouchure du fleuve Ibrahim.

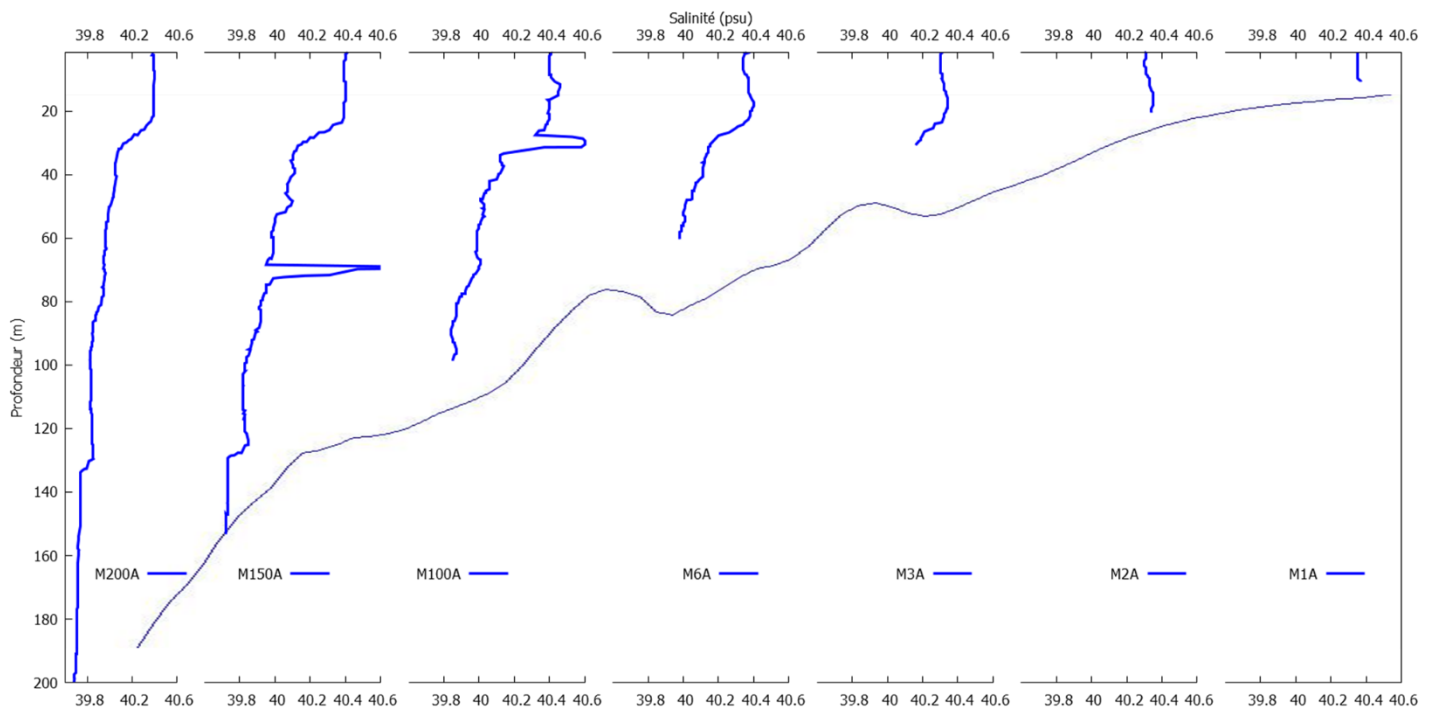


Figure 74: Profils verticaux de salinité relevés le 2 août 2017 face à l'embouchure du fleuve Ibrahim.

La répartition de la turbidité des masses d'eau durant la période estivale est comparable à celle du printemps par le nombre de structures néphéloïdes présentes à celle du printemps (Figure 75). Les structures (SNL, INL et BNL) sont encore mieux marquées car les gradients de densité sont plus nets et limitent les transferts verticaux de matière et favorisent l'accumulation des particules aux interfaces des différentes couches. On retrouve en particulier les INLs bien développées sur les stations situées en bordure de plateforme et dans certaines stations côtières comme celle située à 20 m où le néphéloïde benthique se transforme en couche néphéloïde intermédiaire.

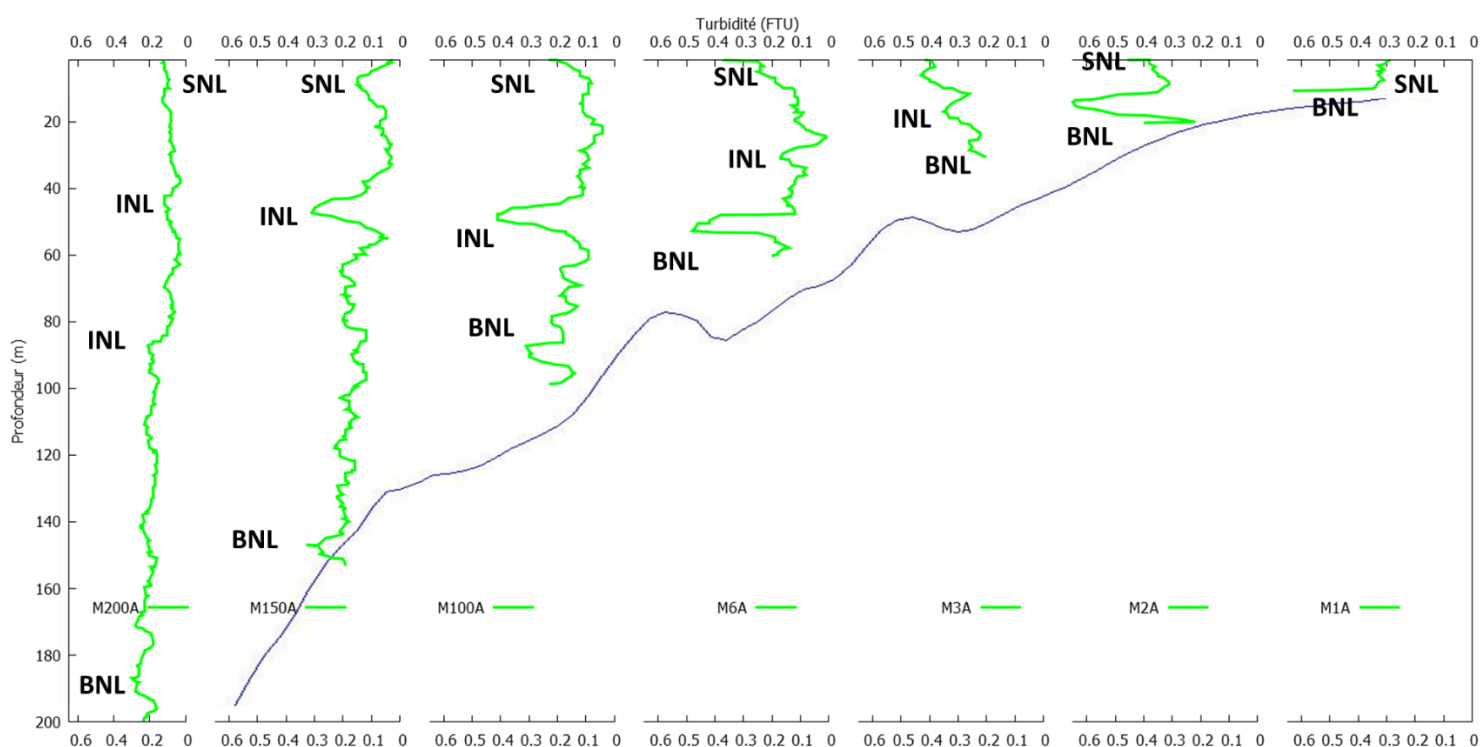


Figure 75: Profils verticaux de turbidité relevés le 2 août 2017 face à l'embouchure du fleuve Ibrahim.

Au niveau des couches néphéloïdes, la variation de la turbidité dans la colonne d'eau est plus importante que la variation temporelle, ce qui est le cas au niveau du site étudié avec l'occurrence de couches de turbidité profondes stables de l'ordre de 0.4 FNU et qui se

retrouvent pendant toutes les dates d'échantillonnage. Les teneurs de turbidité observées au niveau des BNL au large de l'embouchure sont supérieures à celles enregistrées au niveau du Nord-Est de la mer Egée (40 mFTU à 200 mFTU en surface : 0.04 à 0.2 FTU) par Durrieu de Madron et al., (1992).

### **Conclusion**

Au niveau de la zone marine côtière Ibrahim, la corrélation positive entre les nitrates, nitrites et silicates et le débit du Fleuve confirme que l'apport fluvial est le contributeur principal pour ces nutriments au niveau de la région côtière étudié plus prononcé durant la saison humide.

Les paramètres hydrologiques mesurés au niveau des masses d'eaux superficielles mettent en relief le panache fluvial, un gradient de température et de salinité qui évolue de la côte vers le large, avec les plus faibles valeurs près de l'embouchure. D'autre part, une diminution de la turbidité est enregistrée de la côte vers le large.

Finalement, les profils CTD montrent des couches néphéloïdes probablement liées aux apports du fleuve Ibrahim et contribuant au transport du matériel terrestre avec des teneurs maximales de turbidité au niveau des SNL près de l'embouchure et des couches BNL près du fond qui se maintiennent et se retrouvent pendant toutes les dates d'échantillonnages.

## **Partie 2**

---

# **Etude granulométrique des sédiments**

## Introduction

Les objectifs de cette partie du projet de recherche sont :

- 1) Etudier la distribution-spatio-temporelle de la granulométrie au niveau des sédiments de la zone étudiée.
- 2) Distinguer entre les différents environnements et processus de dépôts ayant lieu au niveau de la zone d'étude.
- 3) Détecter la signature fluviatile au niveau de la zone marine interface et tracer l'origine des sédiments marins côtiers.

### 1. Grain Moyen :

La taille moyenne des grains est calculée et représentée en unité logarithmique ( $\Phi$ ). La Figure 76 représente la distribution granulométrique de 5 échantillons différents. Une augmentation de la taille moyenne des grains ( $\Phi$ ) est observée vers le large, passant des sédiments sableux aux sédiments limoneux dominant au niveau des stations profondes (Figure 76 ; Figure 77 ; Figure 78). Les stations M1, M2, M3, N2 et S2 proches du littoral, situées entre 10 et 30 m de profondeur sont principalement composées de sable fin (63-250  $\mu\text{m}$ ) à 90% comme le montre le diagramme ternaire (Figure 77), alors que les stations situées entre 60 et 200 m de profondeur sont principalement constituées de fraction fine (<63  $\mu\text{m}$ ) ; de 70 à 90% ; stations : M6, N6, S6, M100, M150, M200.

La distribution spatiale des données granulométriques est visualisée à l'aide du logiciel « QGis 2.18 ». Les échantillons de la zone où la profondeur est  $\geq 60$  m présentent une taille de grain plus fine, en fait la teneur en fraction fine des sédiments augmente lorsque l'énergie s'affaiblit.

En règle générale, la sédimentation est affectée par les différentes conditions énergétiques et hydrodynamiques au niveau de l'environnement étudié, la dominance de la taille grossière (ici sable fin) dénote des conditions de haute énergie alors que la dominance de la fraction fine (ici limon) dénote la dominance des conditions énergétiques faibles (Amarjouf *et al.*, 2014; Baiyegunhi *et al.*, 2017; Padhi *et al.*, 2017).

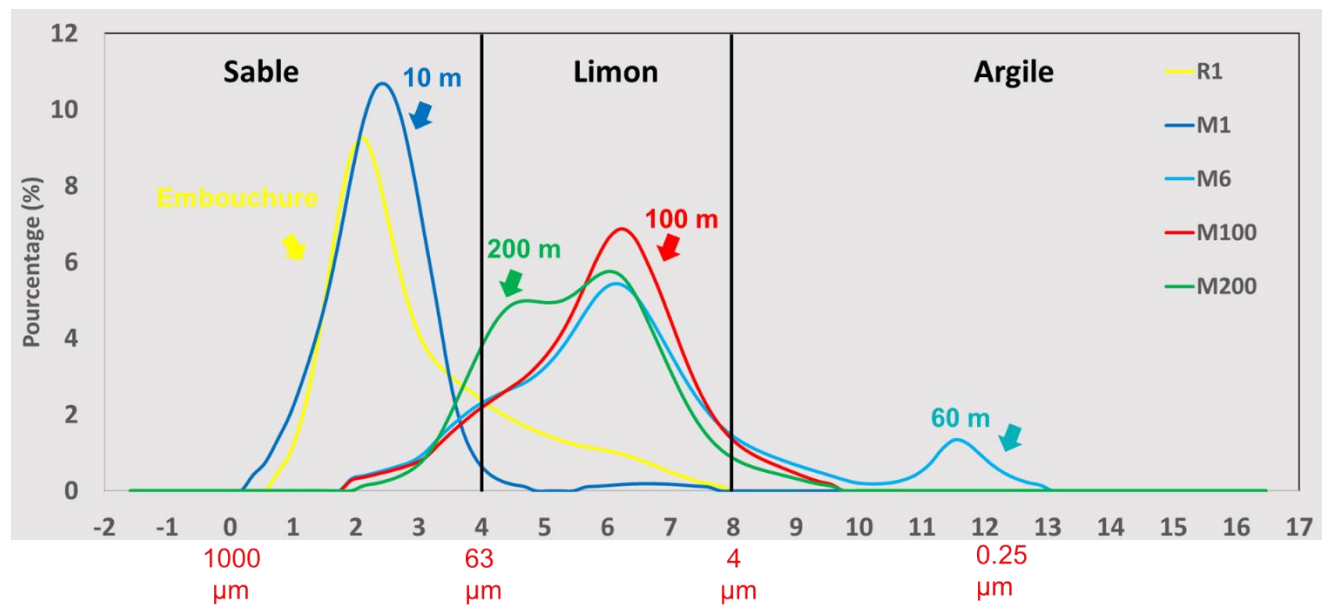


Figure 76: Distribution granulométrique des sédiments au niveau des stations M1, M6, M200, Mes1 et R1

Le cas du fleuve Ibrahim présente une originalité à ce qui est généralement rencontré au niveau des fleuves. La situation est similaire au cas rencontré au niveau d'un autre fleuve saisonnier libanais « Al Jaouz » lors d'une étude précédente par Fakhri *et al.*, (2008).

Les particules grossières, y compris les sables se déposent rapidement à proximité de l'embouchure du fleuve, tandis que les particules plus fines (limon et argile) se déposent plus au large. Au niveau de la zone d'étude, la faible profondeur des stations entre 10 et

30 m expose les sédiments à un hydrodynamisme fort et continu qui transporte la fraction la plus fine plus au large.

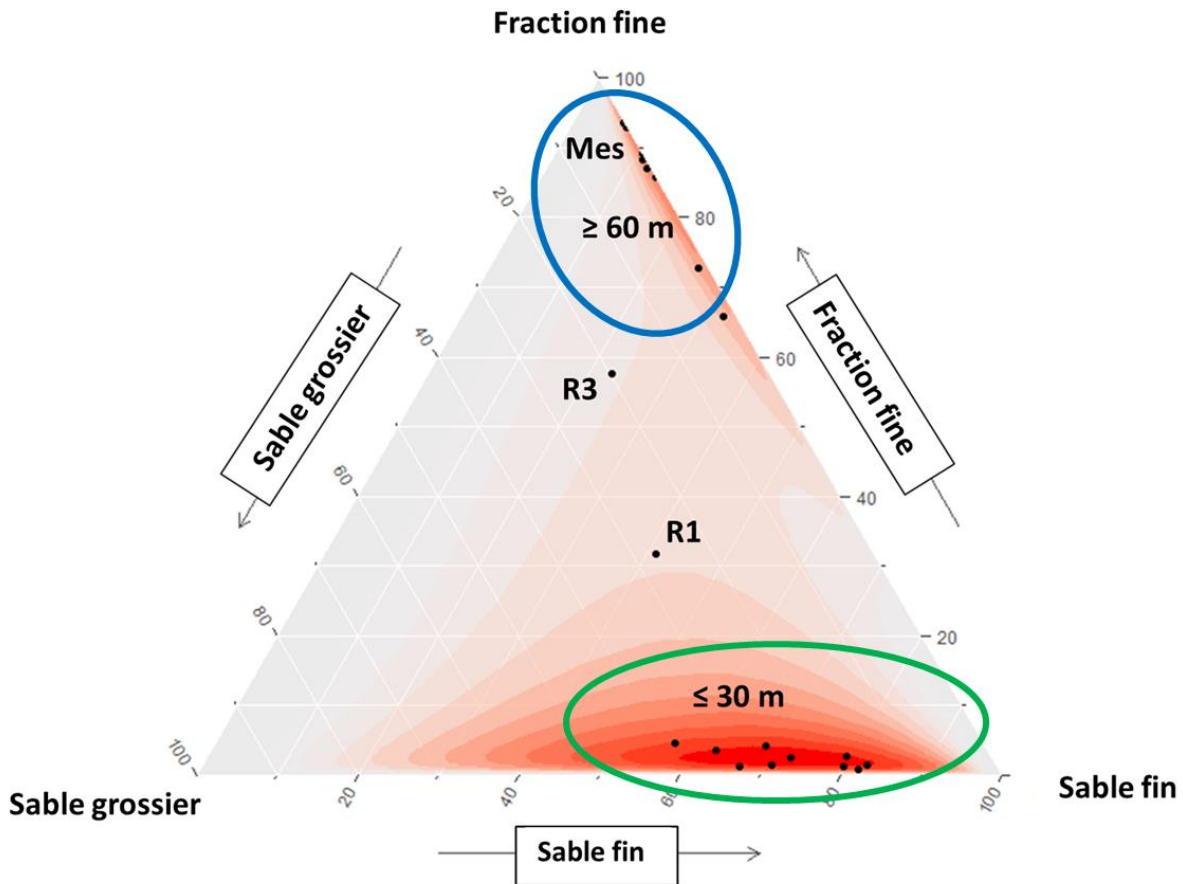


Figure 77: Diagramme ternaire: Distribution granulométrique des sédiments.

Les différentes tailles de grains rencontrées au niveau de la zone étudiée ayant une distribution spatiale qui diffère selon la profondeur peuvent être le résultat du tri géomorphologique et hydrodynamique créant différents modes de transport associés avec différentes sources de sédiments. Au niveau des stations littorales ( $\leq 30$  m), les sédiments sont exposés au vent et aux vagues, limitant ainsi l'accumulation de fractions fines. Ces stations reçoivent une quantité limitée de sédiments à l'origine du fleuve. En fait, la déposition de sédiments plus grossiers a lieu au niveau des environnements régis par un hydrodynamisme fort où la remise en suspension peut se produire alors que les



sédiments fins sont transportés et déposés dans des environnements ( $\geq 60$  m) régis par des conditions de faible énergie jouant le rôle de zones de dépôt (Isla et al., 2006); Zhu et al., 2011; Manivel et al., 2016; Winogradow and Pempkowiak, 2018).

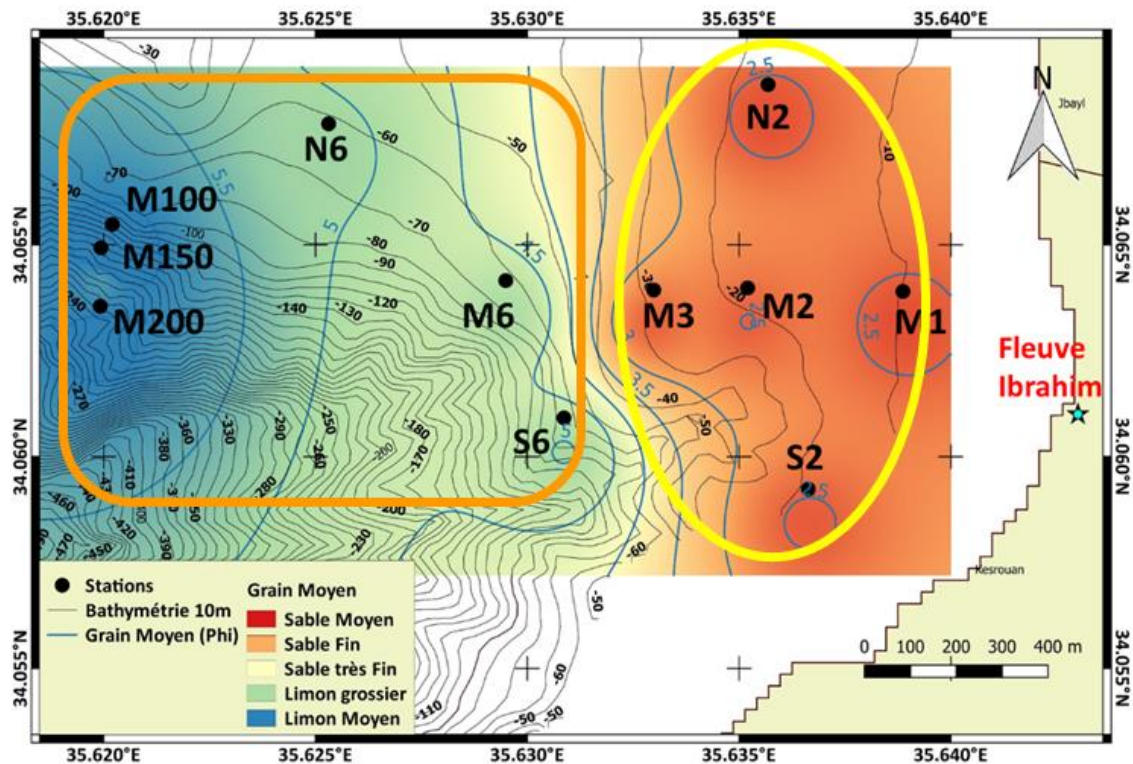


Figure 78: Distribution spatiale de grain moyen des sédiments au niveau de la zone d'étude

## 2. Écart type (tri) :

Les échantillons de sédiments sont moyennement bien triés à très mal triés, marquant ainsi des différences dans la distribution granulométrique entre les stations (Manivel et al., 2016) et indiquant la prévalence des conditions énergétiques faibles à assez élevées. Les stations littorales moins profondes ( $\leq 30$  m) sont bien triées dénotant l'occurrence des conditions énergétiques élevées (vagues et courants) et un environnement marin (Amarjouf et al., 2014; Padhi et al., 2017) tandis que les stations profondes ( $\geq 60$  m) sont mal à très mal triées référant à des sédiments probablement d'origine fluviatile (Figure 79).

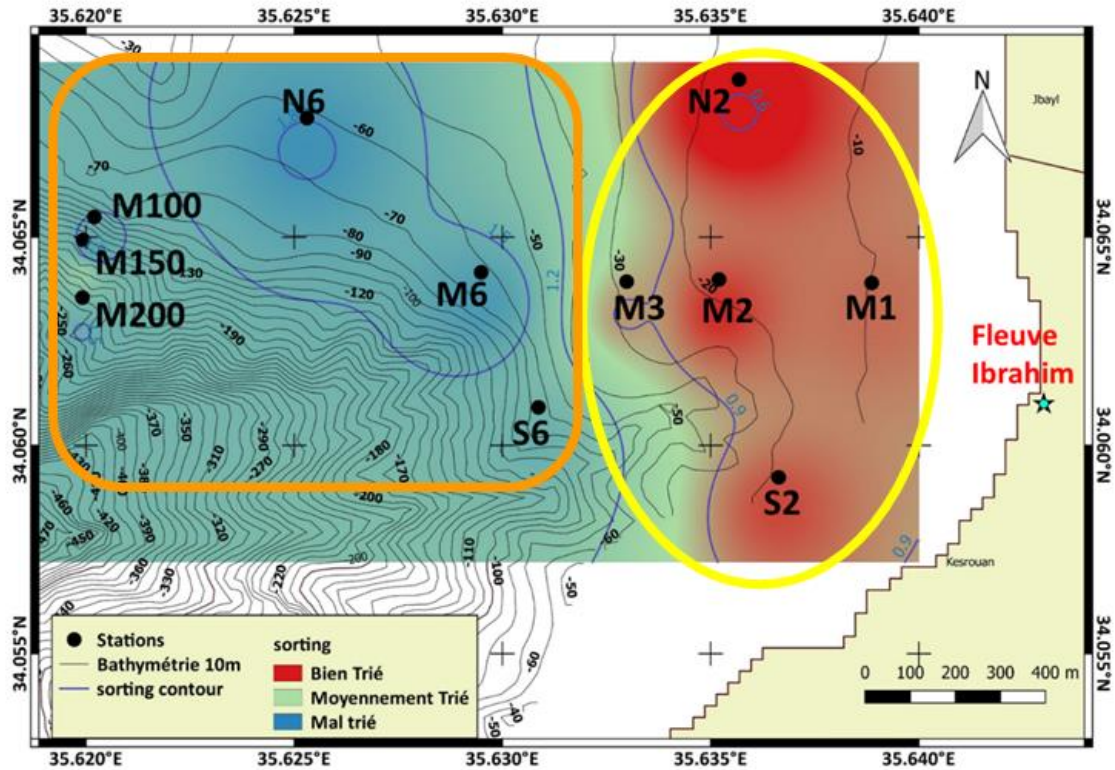


Figure 79: Distribution spatiale du Tri granulométrique des sédiments au niveau de la zone d'étude

### 3. Asymétrie :

Les échantillons de sédiments de la zone étudiée suivent une distribution symétrique (aux alentours de 0), à asymétrique très fine ( $> 0$ ) (Figure 80). Plus les valeurs diffèrent de 0 plus l'asymétrie est prononcée. Au niveau d'une courbe asymétrique avec un excès de particules fines donc ayant une queue de grain fin, la valeur de l'asymétrie ( $\phi$ ) est positive, alors qu'au niveau d'une courbe ayant un excès de particules grossières, la valeur de l'asymétrie ( $\phi$ ) sera négative. Une valeur nulle de l'asymétrie caractérise la courbe symétrique et des distributions quasi-symétriques dénotent l'absence des apports détritiques comme les particules fluviales (Baiyegunhi et al., 2017).

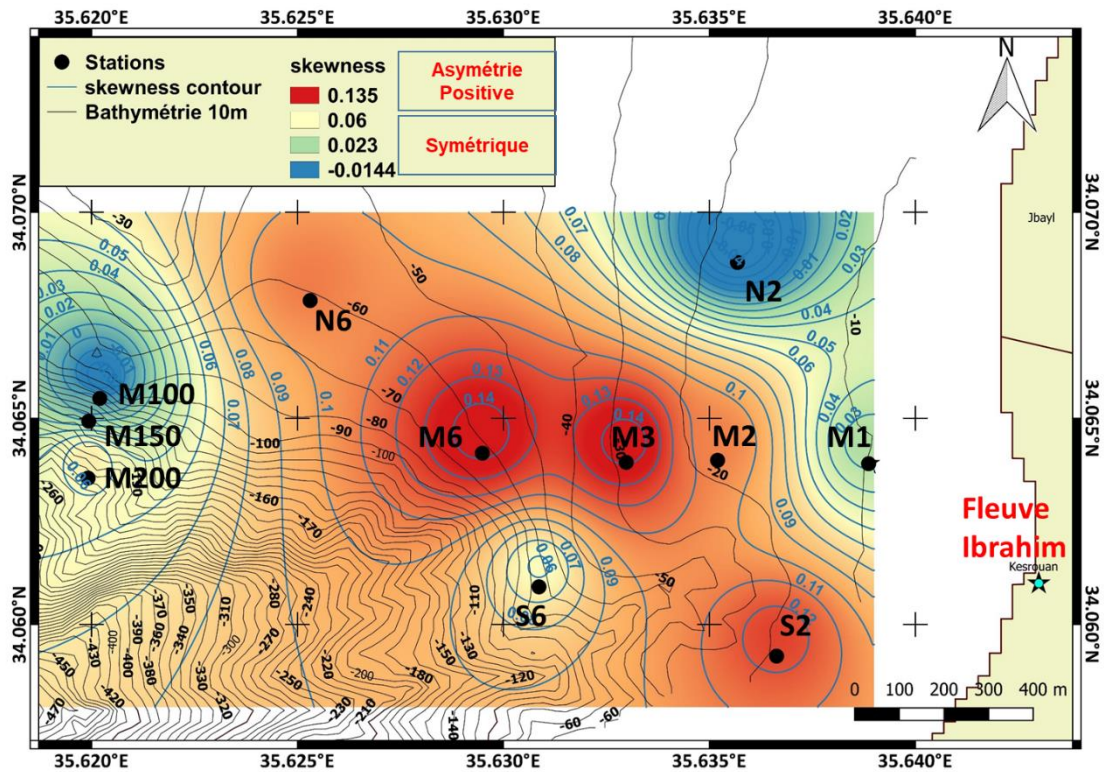


Figure 80: Distribution spatiale de l'asymétrie granulométrique des sédiments au niveau de la zone d'étude

L'asymétrie légèrement négative caractérisant les sédiments de certaines stations littorales (stations M1 et N2) révèle une perte de sédiments fins dans des environnements à haute énergie et la distribution quasi symétrique caractérisant les autres stations peu profondes indique le mélange de deux populations de particules générées à partir de deux sources différentes. Ainsi, les valeurs d'asymétrie enregistrées sont fortement affectées par l'action des vagues prévalant dans la zone d'étude (Ramesh *et al.*, 2015; Manivel *et al.*, 2016).

#### 4. Kurtosis :

Les échantillons de sédiments de la zone étudiée sont caractérisés par une distribution Platikurtique à très Leptokurtique (Figure 85) indiquant la présence d'une fraction

dominante et d'une autre subordonnée dans la région étudiée (Ramesh *et al.*, 2015; Manivel *et al.*, 2016). Les distributions platikurtiques indiquent que toutes les fractions de tailles sont mélangées alors que le comportement très Leptokurtique et Leptokurtique indique l'addition continue de particules plus fines ou plus grossières et la conservation de leur caractère original pendant le dépôt (Padhi *et al.*, 2017).

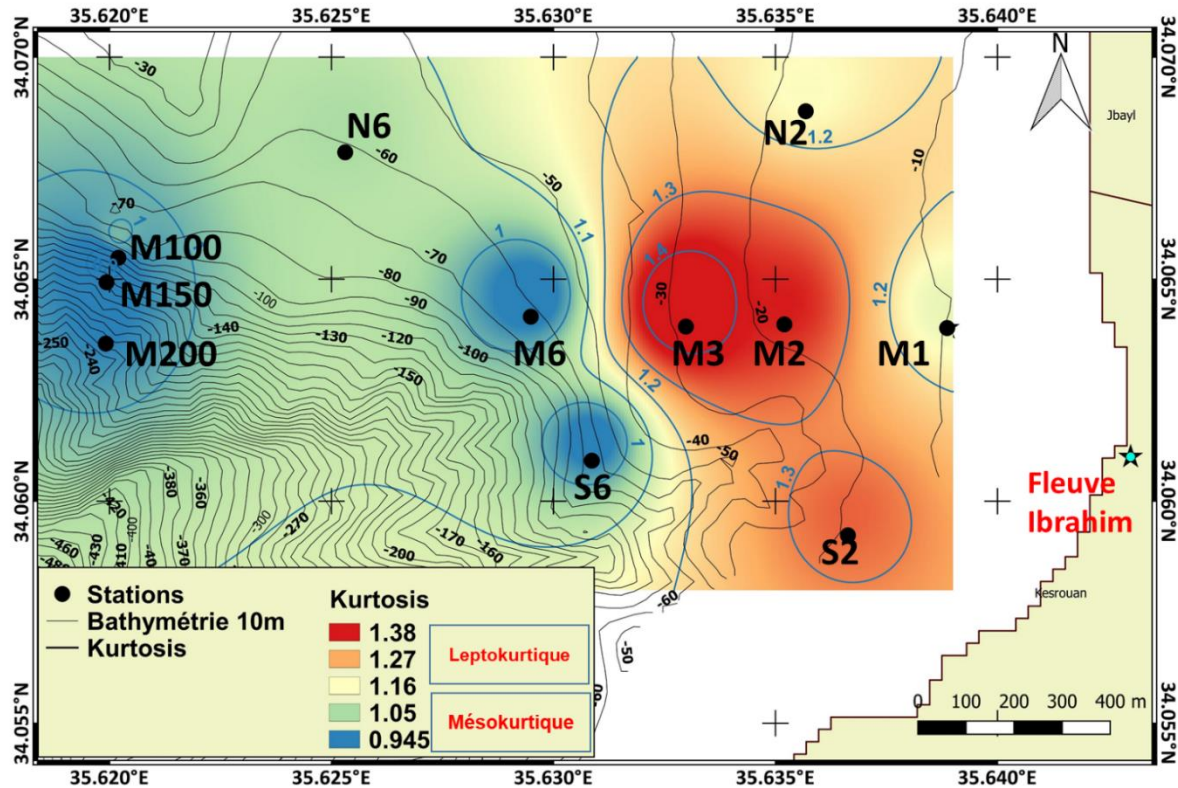


Figure 81: Distribution spatiale du Kurtosis granulométrique des sédiments au niveau de la zone d'étude

## 5. Variations spatiales des paramètres granulométriques

Les résultats des tests statistiques de normalité (Shapiro-Wilk) et de Kruskal Wallis sont représentés dans l'Annexe 1. Selon le test de Kruskal Wallis, la différence entre les sites (Tableau 19) n'est pas significative ( $p$  value > 0.05) pour l'asymétrie ( $p$ -value=0.254).

Alors que la distribution spatiale du Grain Moyen, Tri, Kurtosis,  $Y_3$  et  $Y_4$  varient significativement entre les deux zones  $\leq 30$  m et  $\geq 60$  m de profondeur.

Tableau 19: Résultats du test de Kruskal Wallis entre les sites

\* : Différence significative

Site group	<30 - >100	<30 – 60	>100 – 60
Grain Moyen	5.06E-05*	5.66E-05*	7.87E-01
TRI	1.10E-02*	1.62E-06*	1.00E+00
Kurtosis	2.17E-02*	3.53E-05*	1.00E+00
Y3	2.79E-02*	2.46E-06*	1.00E+00
Y4	0.03*	0.002*	0.721

## 6. Diagrammes bivariés :

L'utilisation des graphiques bivariés des quatre paramètres statistiques déjà présentés est recommandée en se basant sur l'hypothèse que ces paramètres reflètent les mécanismes de dépôts (Baiyegunhi *et al.*, 2017; Padhi *et al.*, 2017).

### 6.1. Grain Moyen et écart type

Les échantillons de sédiments sont mal à bien triés, allant de la fraction fine au sable fin (Figure 82). Le grain moyen et le tri sont généralement reliés et dépendants. Les particules bien triées appartiennent au sable fin et présentent une distribution unimodale avec la dominance du sable fin alors que lors de la présence de la fraction fine (limon et argile), cette dernière constituera un sous-groupe générant des sédiments modérément triés (Baiyegunhi *et al.*, 2017).

Des sédiments moyennement bien à bien triés dénotent l'occurrence d'un remaniement continu par les vagues et les courants, alors que l'augmentation de la valeur de l'écart type s'accompagne d'une diminution de la taille du grain moyen. On observe également que, à mesure que la taille moyenne augmente, les sédiments sont pour la plupart

moyennement bien triés (Baiyegunhi *et al.*, 2017; Padhi *et al.*, 2017). En terme d'énergie, la dominance des sédiments mieux triés associés à des particules plus grossières (sable fin) au niveau des stations littorales ( $\leq 30$  m) (Figure 2-11) indique une zone régie par un hydrodynamisme fort (vagues et courants) (Manivel *et al.*, 2016; Padhi *et al.*, 2017).

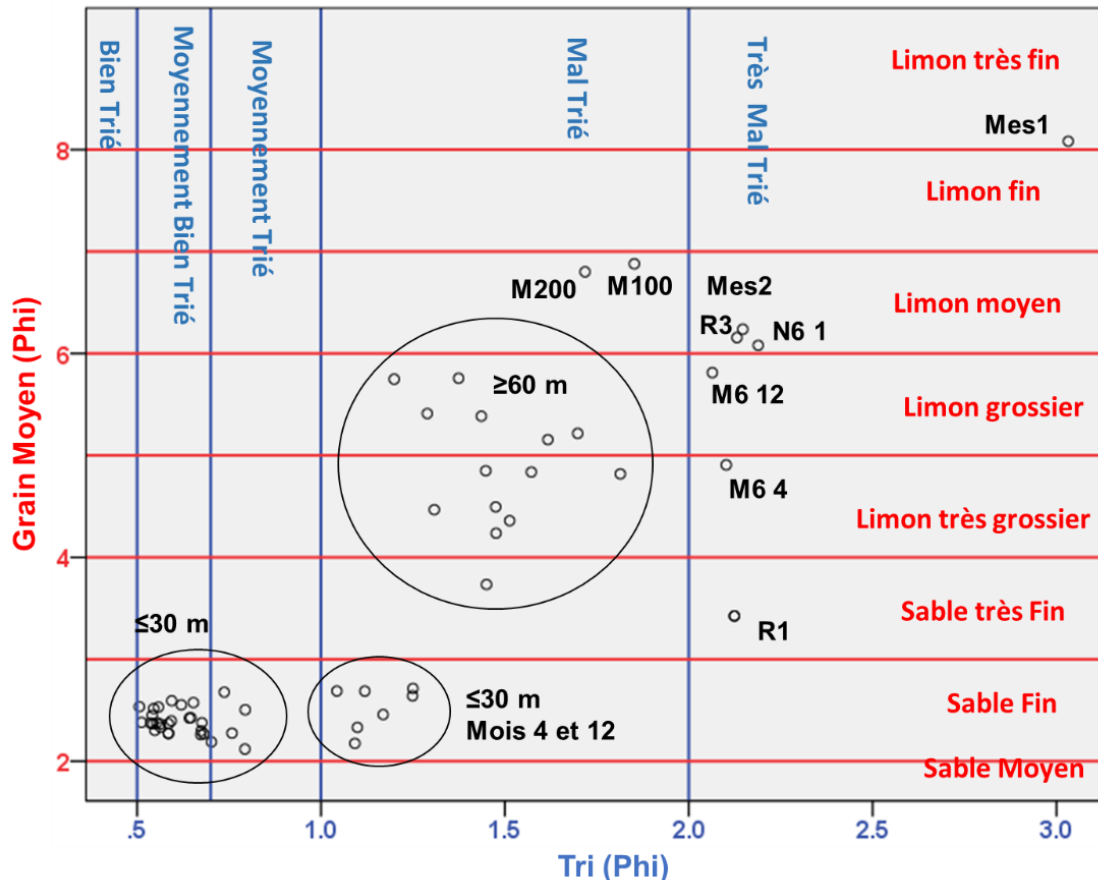


Figure 82: Grain Moyen en fonction du Tri dans la zone d'étude.

## 6.2. Grain Moyen et Asymétrie

Les distributions unimodales sont généralement symétriques comme dans le cas de la dominance du sable fin alors que les distributions asymétriques fines dénotent l'ajout de la fraction limoneuse au niveau des zones  $\geq 60$  m (Baiyegunhi *et al.*, 2017).

La valeur d'asymétrie décroît généralement avec la dominance des sédiments grossiers (station N2 pendant le mois d'avril (N2 4) :Figure 83), indiquant un environnement à haute

énergie alors la valeur d'asymétrie est généralement positive lorsque la fraction fine domine (station M6 pendant les deux mois avril et décembre (M6 4, M6 12), station N6 pendant le mois 1 (N6 1), et station M200 :Figure 83). Cela n'est pas clairement visible au niveau du graphe de la Figure 83 puisque l'asymétrie ne présente pas de variations significatives entre les stations (Test de Kruskal-Wallis).

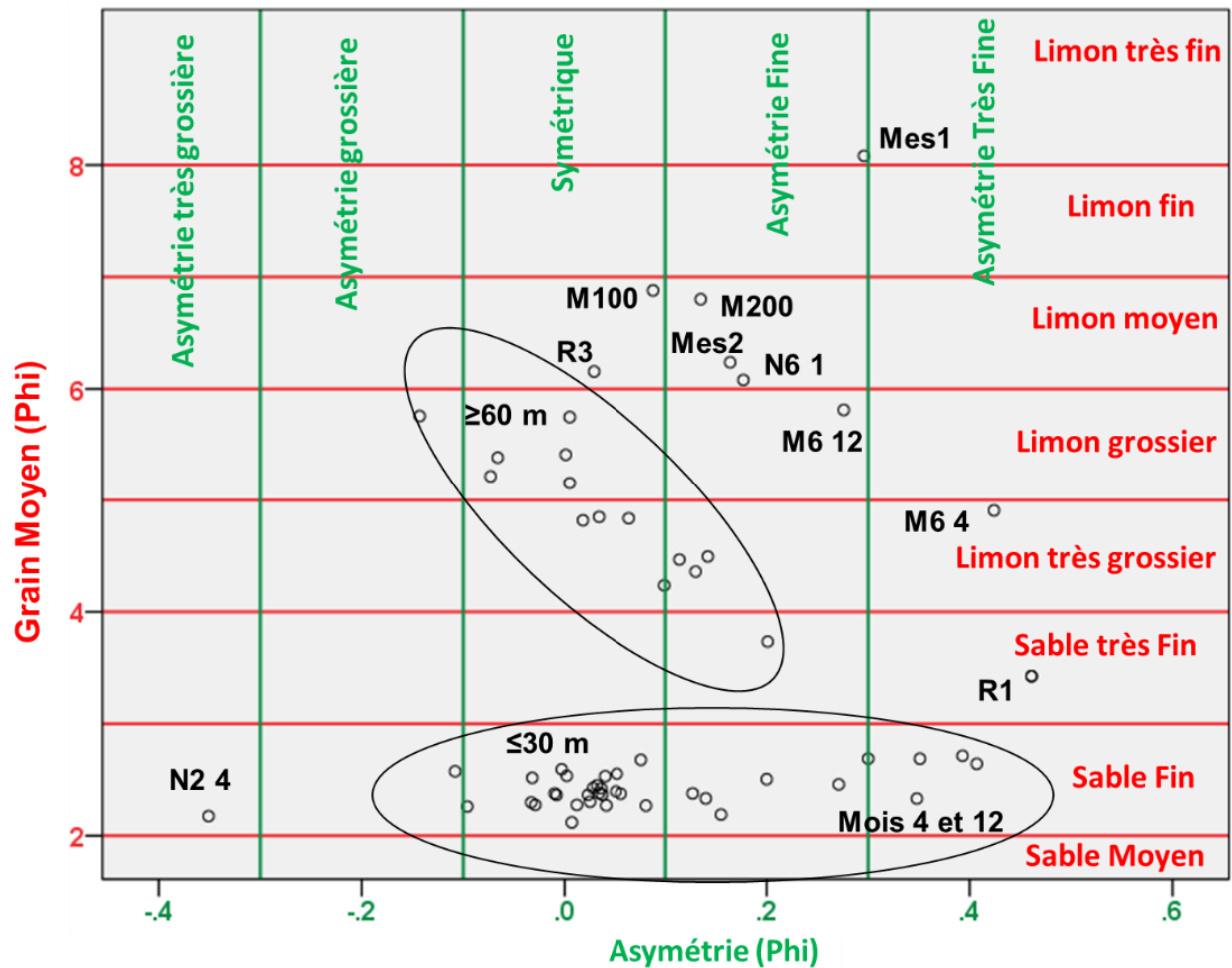


Figure 83: Grain Moyen en fonction de l'asymétrie dans la zone d'étude

### 6.3. Ecart-type et Asymétrie

Les particules bien triées ont généralement des distributions symétriques (avec une dominance du sable fin  $\leq 30 \mu\text{m}$  :Figure 84) en opposition aux particules mal triées ayant

des distributions asymétriques fines et très fines (station M6 durant les deux mois 4 et 12 (M6 4, M6 12), station N6 durant le mois 1 (N6 1), et station M200 : Figure 84) (Baiyegunhi *et al.*, 2017; Padhi *et al.*, 2017). Une distribution mal triée et asymétrique très fine indique l'ajout de particules plus fines provenant des apports fluviaux ( $\leq 30$  m du mois 4 et 12 :) et un environnement à faible énergie permettant à la fraction la plus fine de s'y déposer (station M6 durant les deux mois 4 et 12 (M6 4, M6 12), station N6 durant le mois 1 (N6 1), et station M200 ;Figure 84).

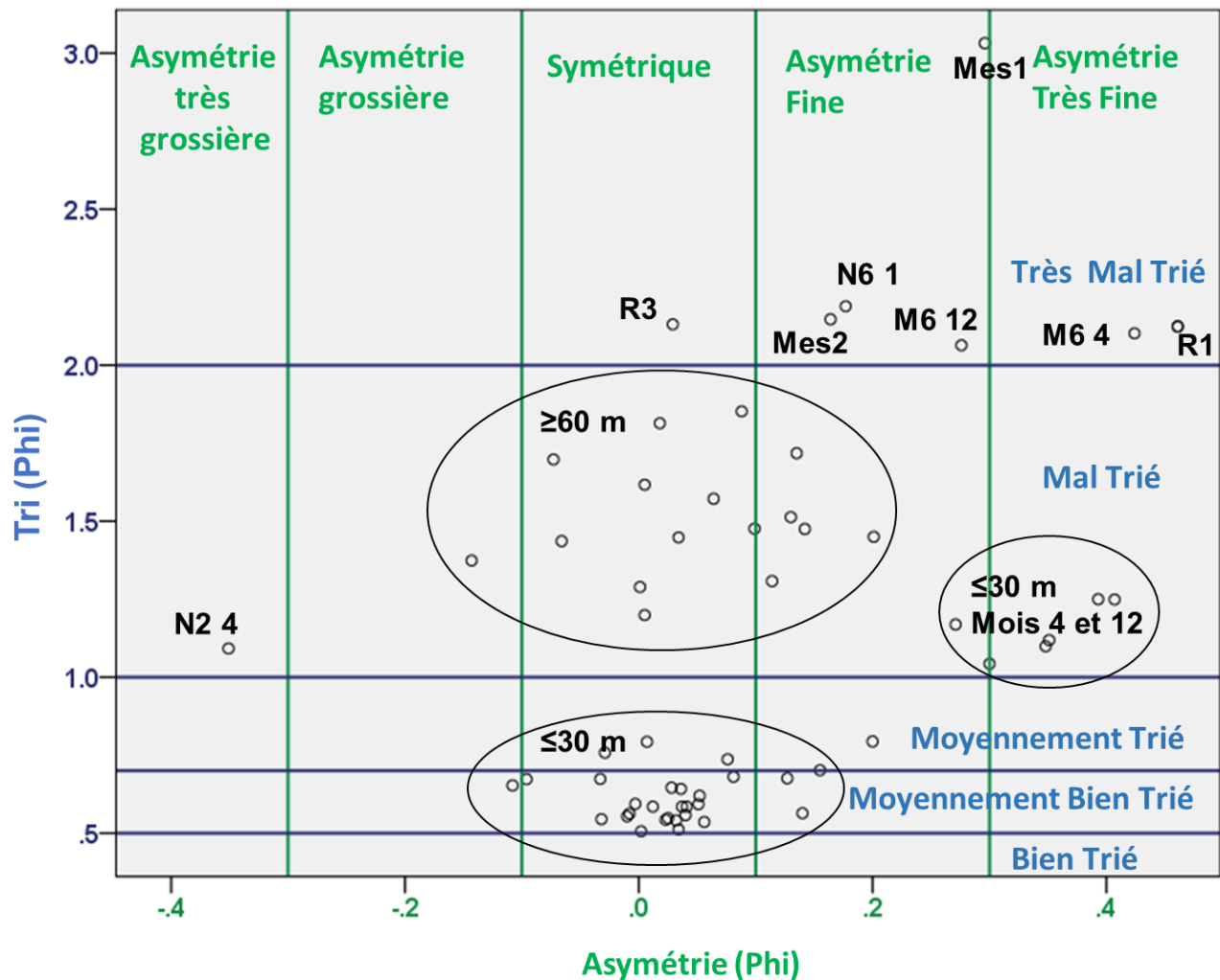


Figure 84: Ecart-type en fonction de l'asymétrie dans la zone d'étude



#### 6.4. Grain Moyen, Écart-type et Asymétrie vs Kurtosis

Le mélange entre différentes classes granulométriques affecte le tri de la distribution centrale et périphérique et donc les valeurs du Kurtosis. Les proportions variables de fraction fine mélangés avec le mode de sable dominant donne naissance à l'état platykurtique (Mes1 et quelques stations  $\geq 60$  m : Figure 85) et leptokurtique à très leptokurtique (station N6 durant le mois 1 (N6 1) et quelques stations  $\leq 30$  m précisément lors du mois 4 et 12 : Figure 85) (Baileygunhi *et al.*, 2017; Padhi *et al.*, 2017).

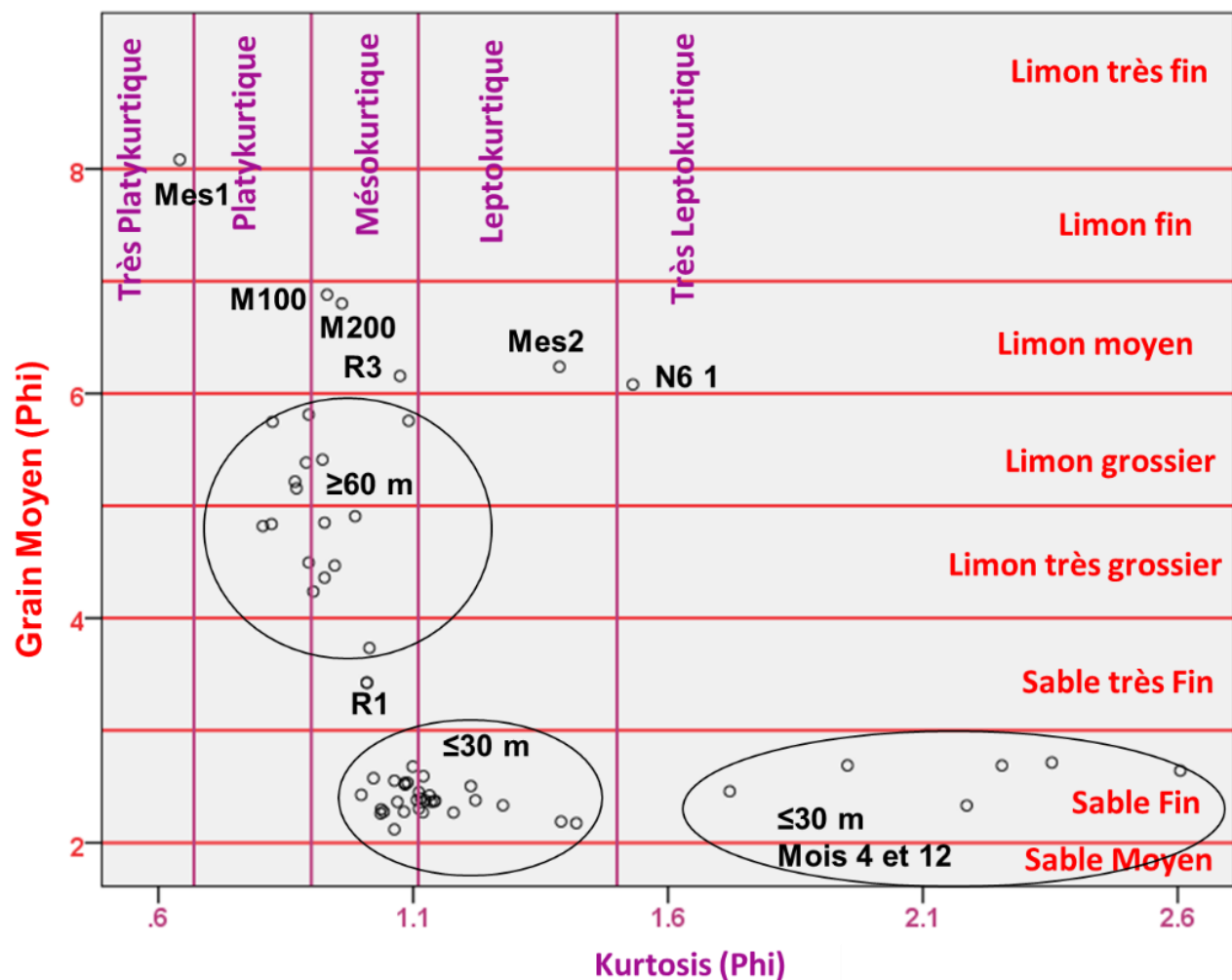


Figure 85: Grain Moyen en fonction du Kurtosis dans la zone d'étude

La plupart des sables sont asymétriques de manière positive ou négative. Cela pourrait s'expliquer par le fait que la plupart des sables sont constitués de deux populations : une population prédominante et une subordonnée, grossière (conduisant à une asymétrie négative) à fine (conduisant à une asymétrie positive) (Padhi et al., 2017). Les stations  $\leq 30$  m durant les mois 4 et 12 et N6 durant le mois 1 sont mal à très mal triées, présentant une asymétrie fine à très fine et une distribution très Leptokurtique (Figure 86 ; Figure 87), cela peut être dû à l'ajout des particules fines fluviatiles au mode sableux dominant.

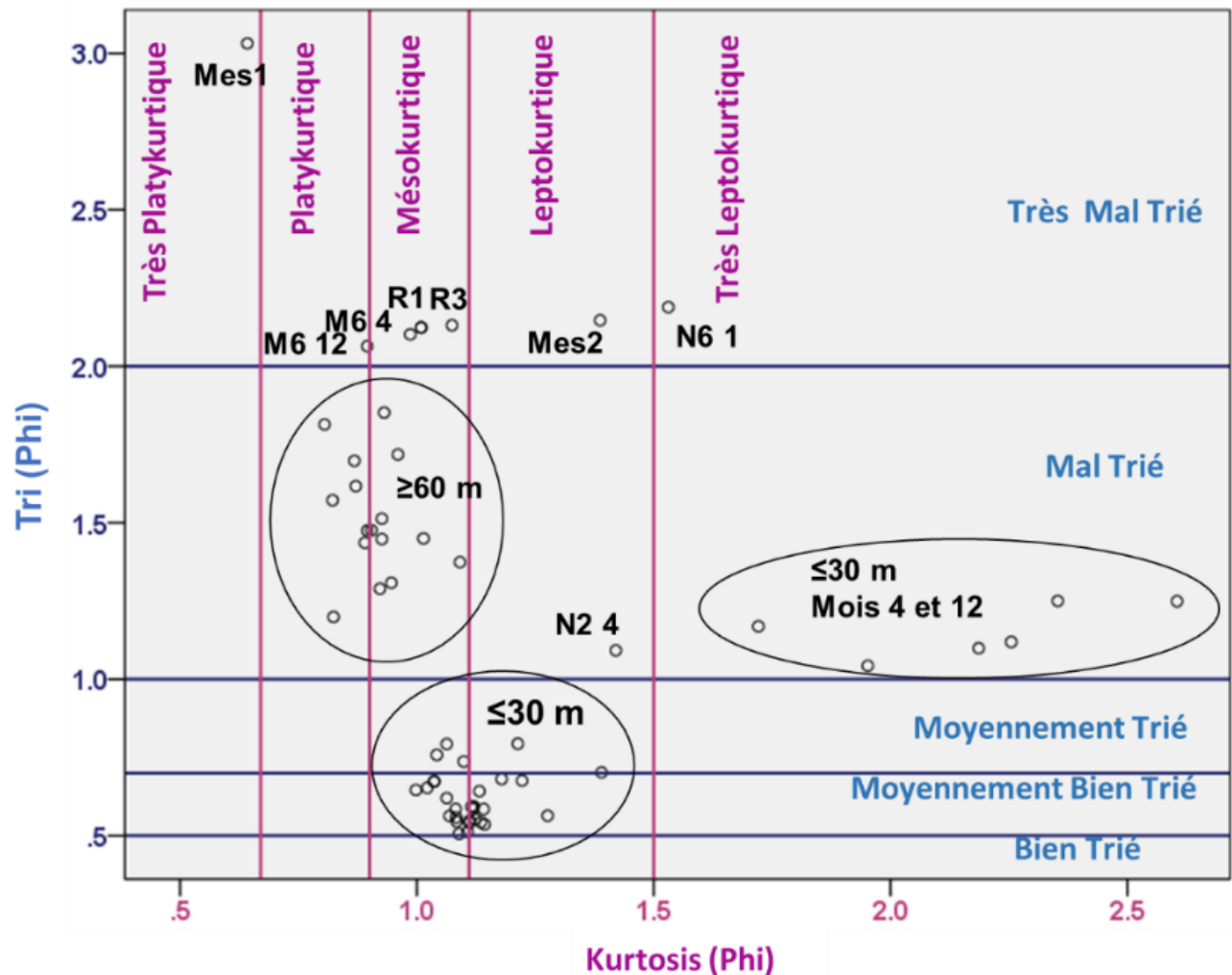


Figure 86: Ecart-type en fonction du Kurtosis dans la zone d'étude

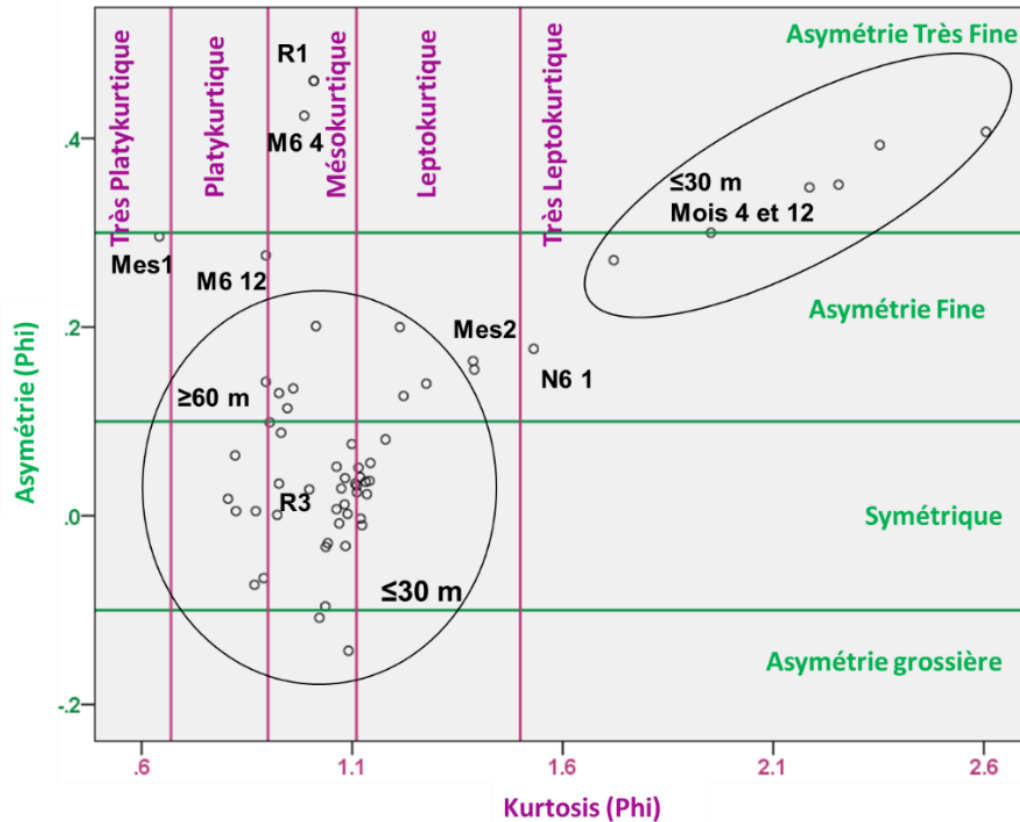


Figure 87: Asymétrie en fonction du Kurtosis dans la zone d'étude

## 7. Diagramme CM :

Passega (1964) a introduit l'utilisation de la courbe CM pour dénoter les forces hydrodynamiques agissantes ou prévalentes lors du dépôt des sédiments. Le graphique CM est un graphique bivarié représentant la valeur la plus grossière du centile (C) en micromètres par rapport à la valeur médiane (M) en micromètres sur une échelle logarithmique (Baiyegunhi et al., 2017). La relation entre C et M est liée aux différents types de sédiments ainsi qu'à l'énergie et l'agent de transport. Le diagramme de Passega implique plusieurs modalités de transport (roulement, suspension du fond avec roulement, suspension graduée sans roulement, suspension uniforme et suspension

pélagique) reflétant les différentes conditions de transport et de dépôt au niveau des milieux littoraux/fluviaux.

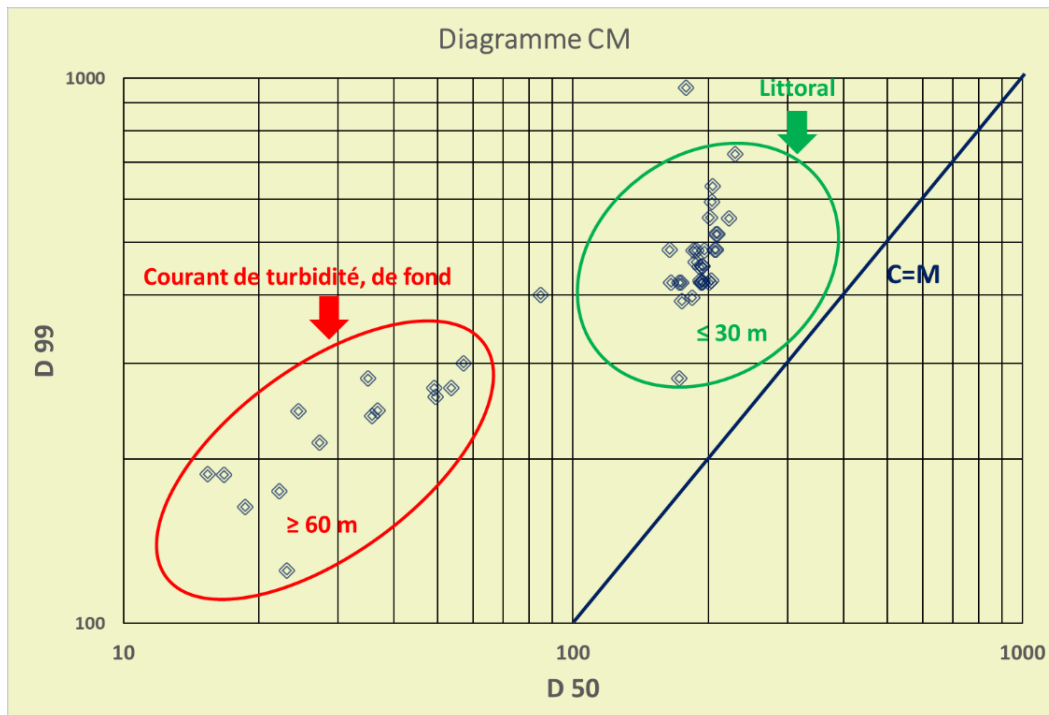
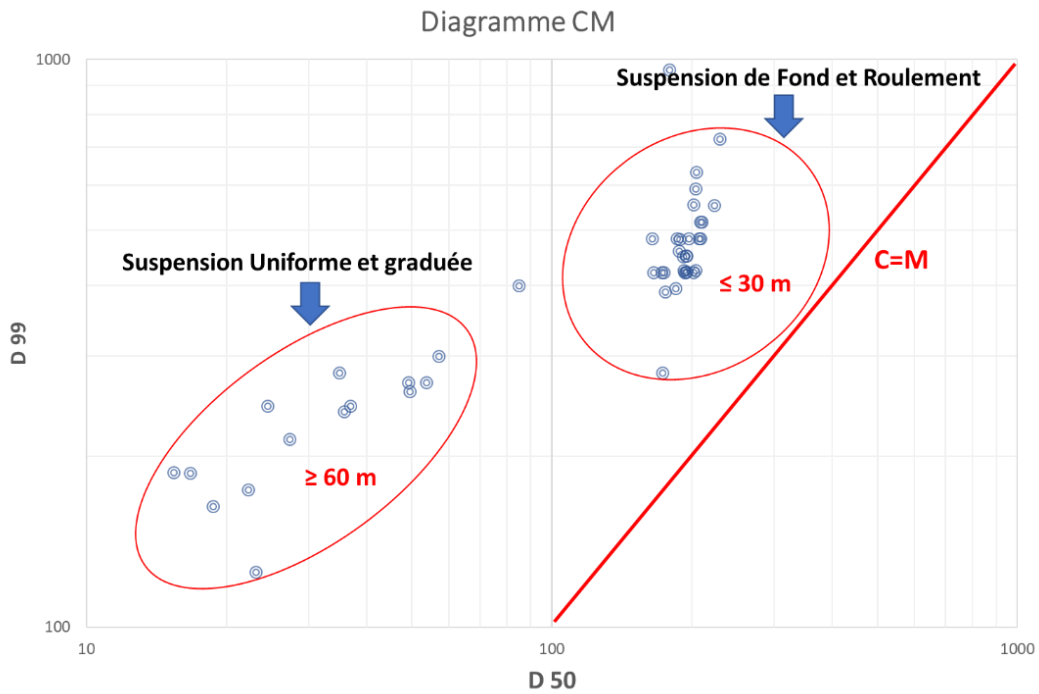


Figure 88: Graphiques CM

Le graphique CM (Figure 88) montre deux conditions de dépôt différentes. Les stations profondes ( $\geq 60$  m) sont déposées par des courants de turbidité et caractérisées par des suspensions graduées et uniformes sans roulement indiquant des conditions d'énergie relativement basses. Tandis qu'une suspension de fond et roulement caractérisent les stations littorales ( $\leq 30$  m) suite à une légère augmentation du paramètre C indiquant ainsi l'augmentation du niveau d'énergie du dépôt (Kulkarni et al., 2015) avec peu ou pas de changement en fonction des saisons.

### **8. Analyse linéaire discriminante (LDA)**

Selon Sahu, (1964), cette analyse multivariée reflète les différents mécanismes et environnements de dépôt. Les formules  $Y_2$ ,  $Y_3$ ,  $Y_4$  et leur limitation à un environnement particulier sont utilisées pour interpréter l'environnement et les processus de dépôt de sédiments.

Concernant le graphe de  $Y_3$  contre  $Y_2$  (Figure 89) 100% des échantillons dénotent l'occurrence d'un environnement marin peu profond ( $Y_2$ ) alors que les valeurs de  $Y_3$  sont caractérisées par des différences entre les zones et entre les saisons. Les stations profondes ( $\geq 60$  m) indiquent un processus fluvial, tandis que les stations littorales appartiennent à l'environnement marin peu profond, à l'exception des dates d'échantillonnage (décembre 2017 et avril 2018) (Figure 89 ; Figure 90 ; Figure 91).

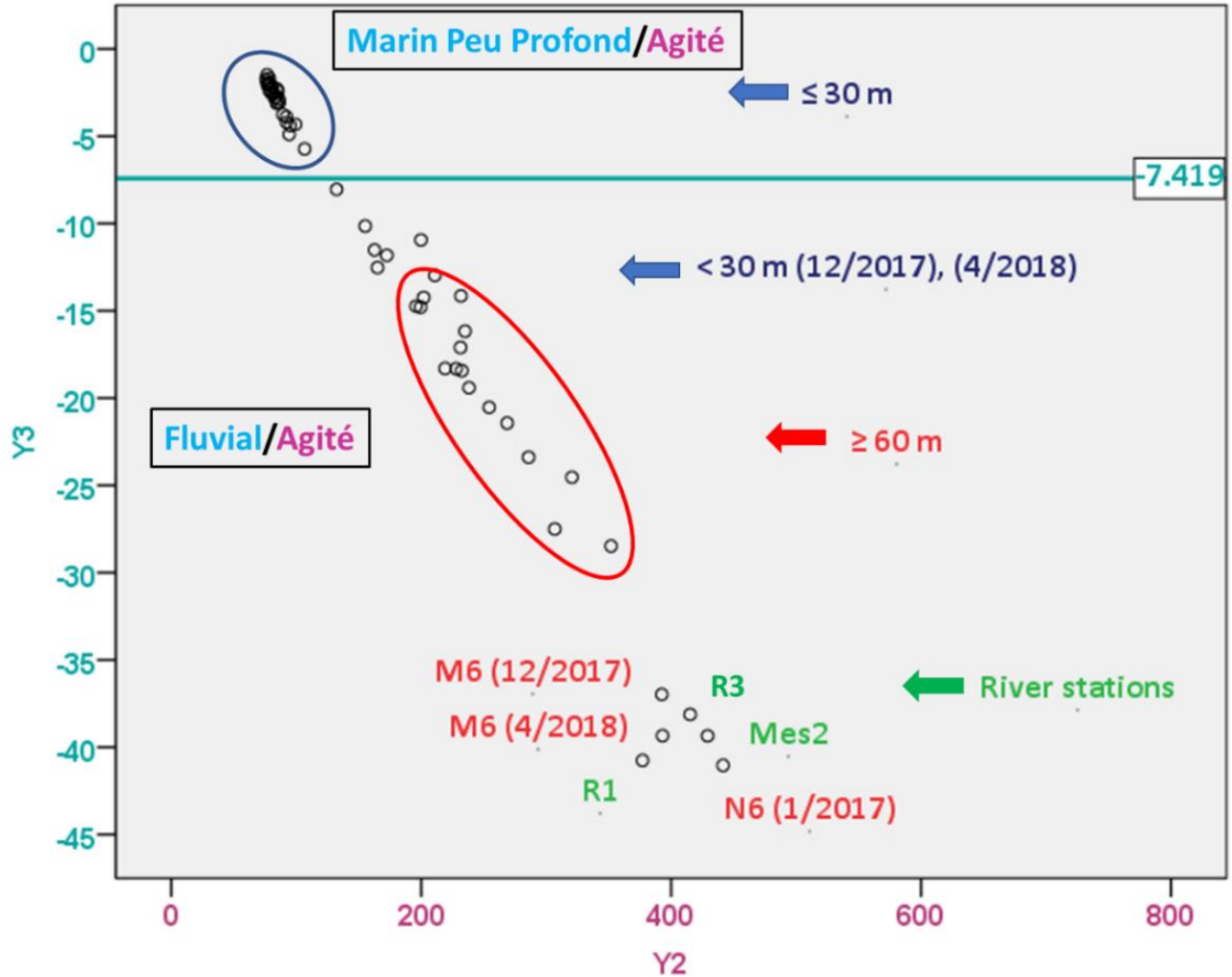


Figure 89: Y3 en fonction de Y2 au niveau de la zone d'étude

Les valeurs de Y4 montrent des variations spatio-temporelles. La majorité des échantillons sont attribués à des dépôts de turbidité dans des environnements régis par un fort hydrodynamisme à l'exception de la station N6 en janvier 2017 et les dates d'échantillonnage de décembre 2017 et d'avril 2018 enregistrées comme un processus fluvial en association avec un débit élevé du fleuve Ibrahim. Les résultats obtenus sont vérifiés par les échantillons du fleuve qui, selon Y3 et Y4, appartiennent à un environnement fluvial (Figure 90 ; Figure 91 ; Figure 92).

Les valeurs de  $Y_3$  et  $Y_4$  montrent une variation dans les conditions énergétiques, tout en affectant les processus et les environnements de dépôts qui passent d'un environnement de déposition marin peu profond ( $\leq 30$  m) associé à un courant de turbidité à un environnement de déposition à processus fluvial au niveau des zones marines  $\geq 60$  m de profondeur. Ce changement de condition énergétique peut être très bien corrélé aux graphiques CM.

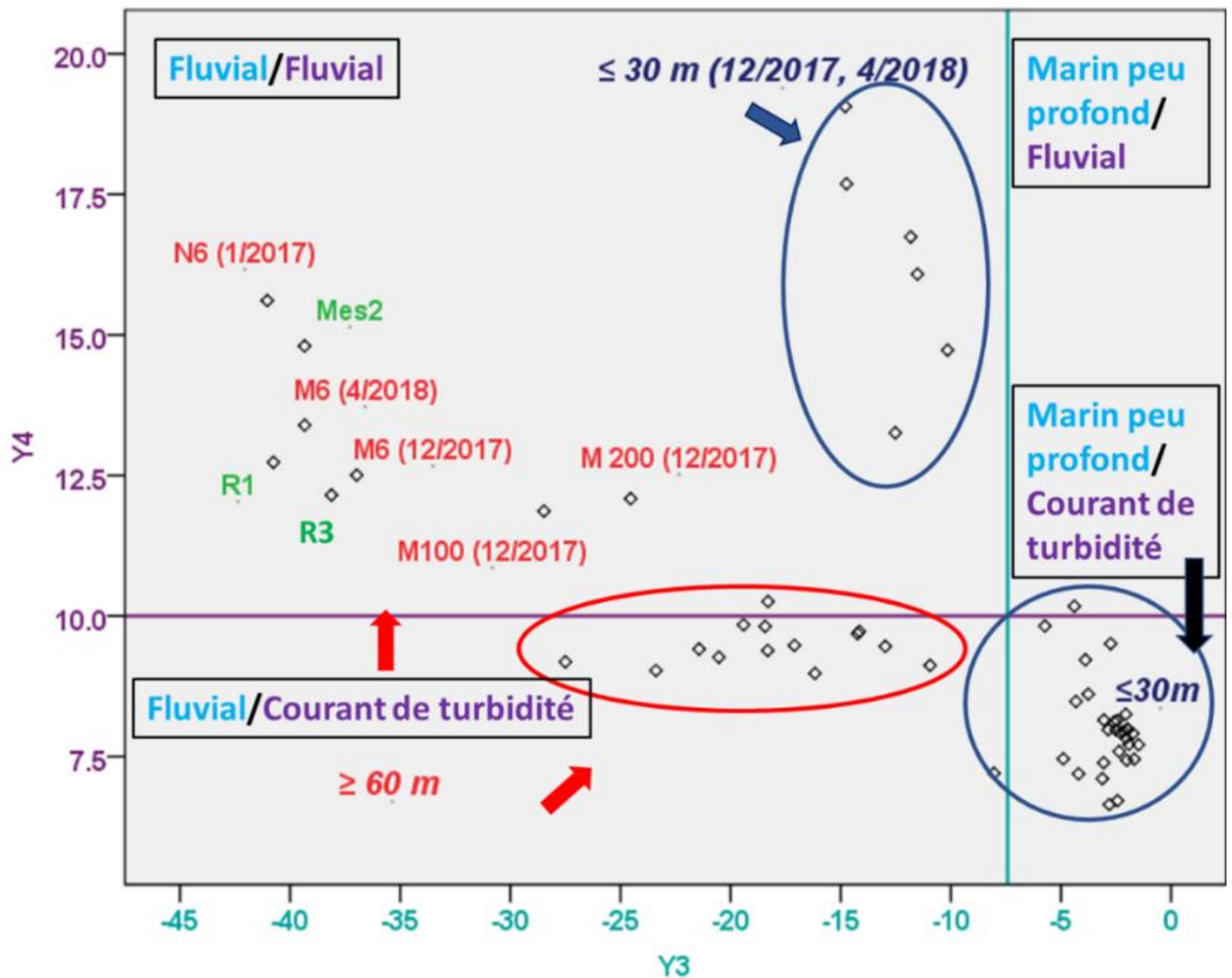


Figure 90:  $Y_4$  en fonction de  $Y_3$  au niveau de la zone d'étude

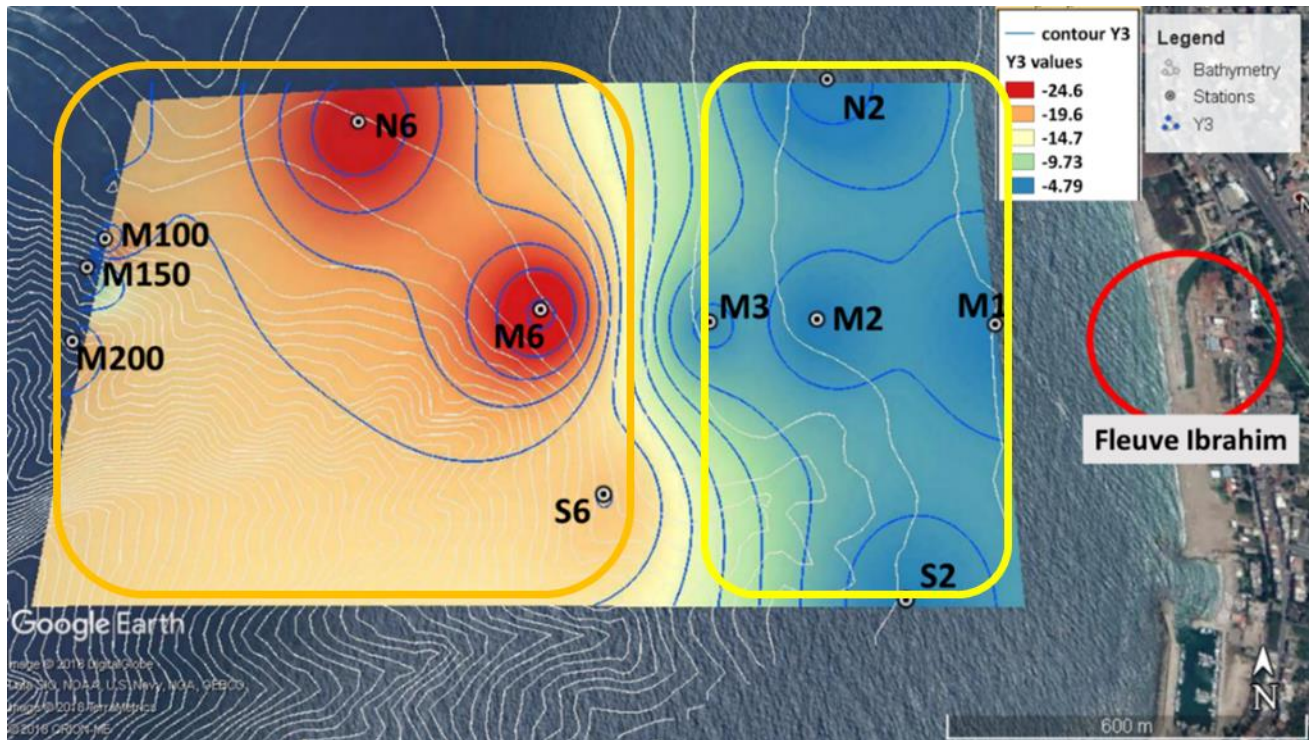


Figure 91: Distribution spatiale de Y3 au niveau de la zone d'étude

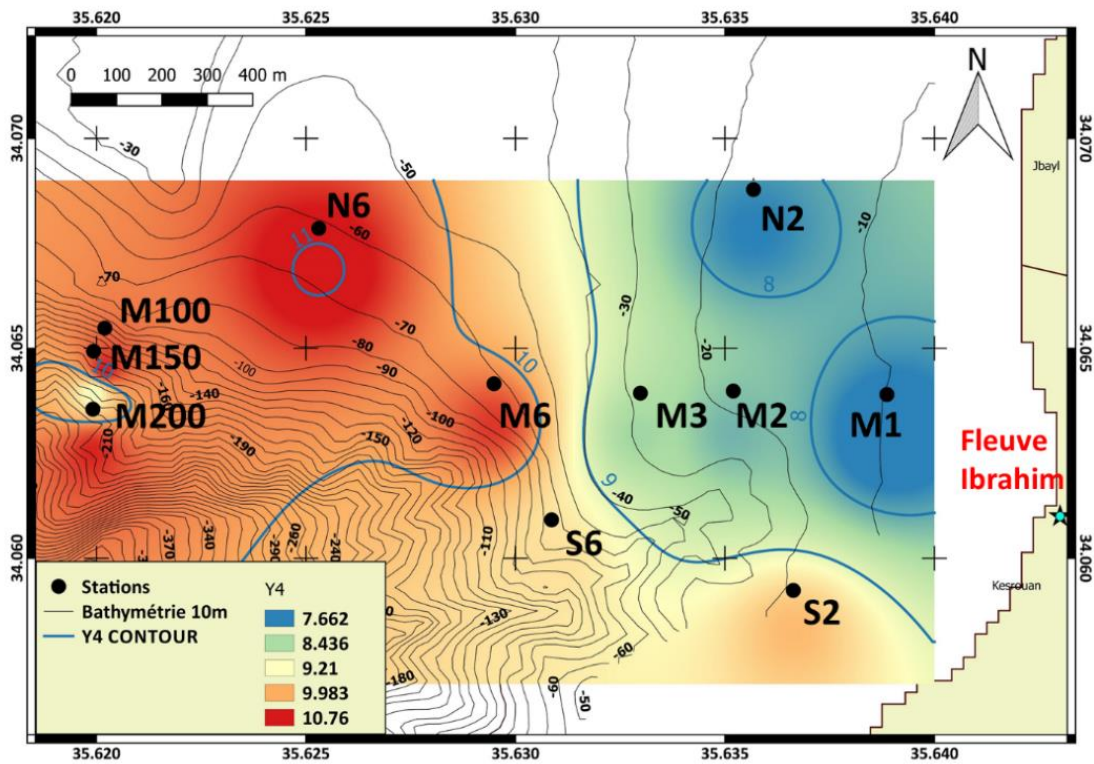


Figure 92: Distribution spatiale de Y4 au niveau de la zone d'étude



### 9. Variation saisonnière des paramètres granulométriques

La variation saisonnière est testée pour chaque zone à part. Les résultats du test de Kruskal Wallis sont représentés dans le Tableau 20

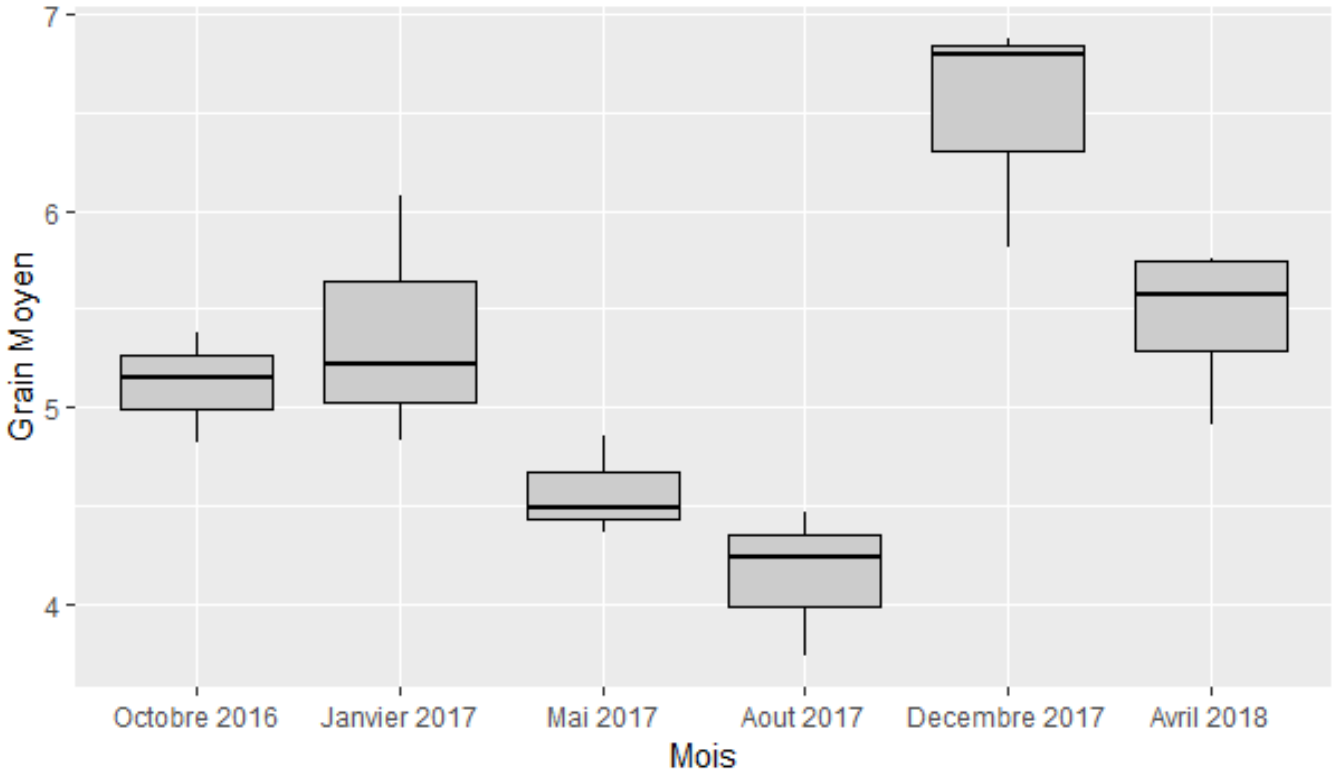
Tableau 20: Résultats du test de Kruskal Wallis entre les dates d'échantillonnages

\* : Différence significative

	$\geq 60 m$	$\leq 30 m$
<b>Grain</b>	Significative*	Significative*
<b>Moyen</b>		
<b>Tri</b>	0.28	Significative*
<b>Asymétrie</b>	0.36	0.057
<b>Kurtosis</b>	0.18	0.094
<b>Y3</b>	0.28	Significative*
<b>Y4</b>	0.2	Significative*

#### 9.1. Différences saisonnières pour les stations profondes $\geq 60 m$ :

Au niveau des stations profondes, la différence saisonnière est significative seulement pour le paramètre grain moyen. Les résultats de la différence entre les dates d'échantillonnage pour ce paramètre sont représentés dans la Figure 93 Pour le grain Moyen, une différence significative existe entre août (saison sèche) d'une part et décembre (p-value : 0.0008), janvier (p-value : 0.042) et avril (p-value : 0.015) (saison humide) d'autre part avec les valeurs les plus élevées signalant l'ajout de sédiments fins par l'apport fluviatile.

Figure 93: Distribution du grain moyen (stations  $\geq 60$  m) selon les mois

### 9.2. Différences saisonnières pour les stations littorales $\leq 30$ m :

Au niveau des stations littorales, la différence saisonnière est significative pour les paramètres suivants : Grain moyen, tri,  $Y_3$  et  $Y_4$ . Les résultats sont représentés dans les Figures 2-24 à 2-27. Pour le Grain Moyen et le Tri (Figure 94 à Figure 97), une différence significative existe entre décembre et avril (saison humide) d'une part et mai, juin, juillet, octobre (saison sèche) d'autre part. La saison humide est caractérisée par des valeurs plus élevées signalant l'ajout de sédiments fins par l'apport fluvial.

Pour  $Y_3$  et  $Y_4$ , une différence significative existe entre les deux mois avril 2018 et décembre 2017 d'une part ayant des valeurs plus négatives signalant l'environnement fluvial et les mois de janvier, juillet, mai et octobre d'autre part.

Les valeurs du test sont résumées dans l'Annexe1

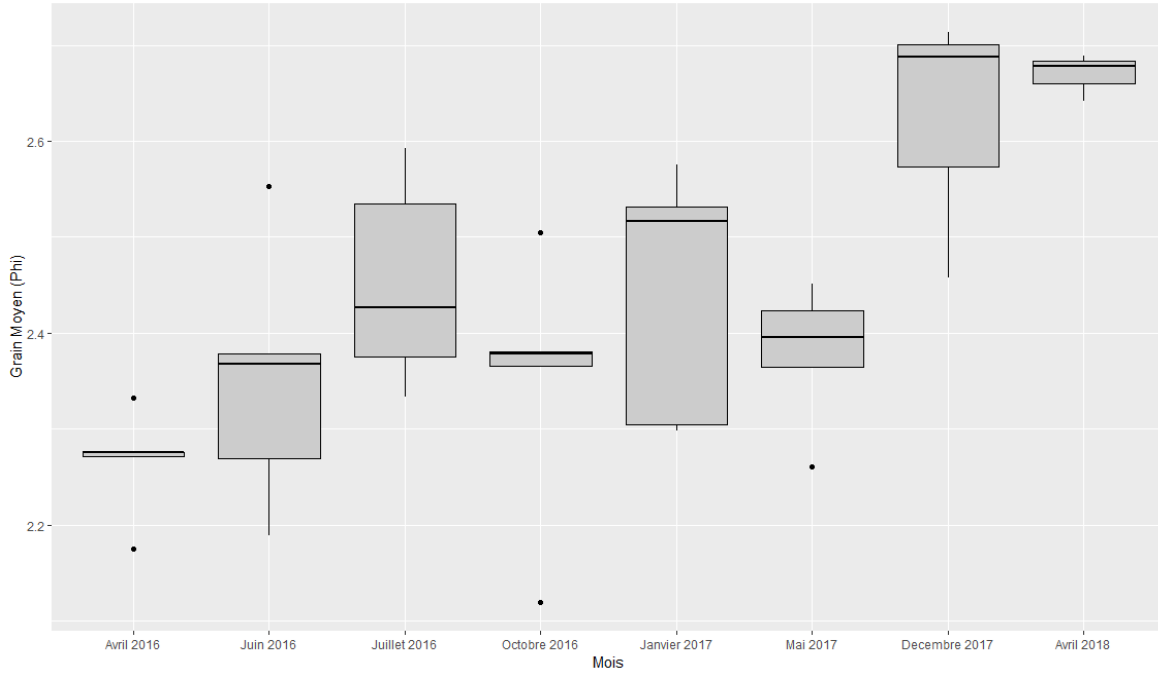


Figure 94: Distribution du grain moyen (stations  $\leq 30$  m) selon les mois

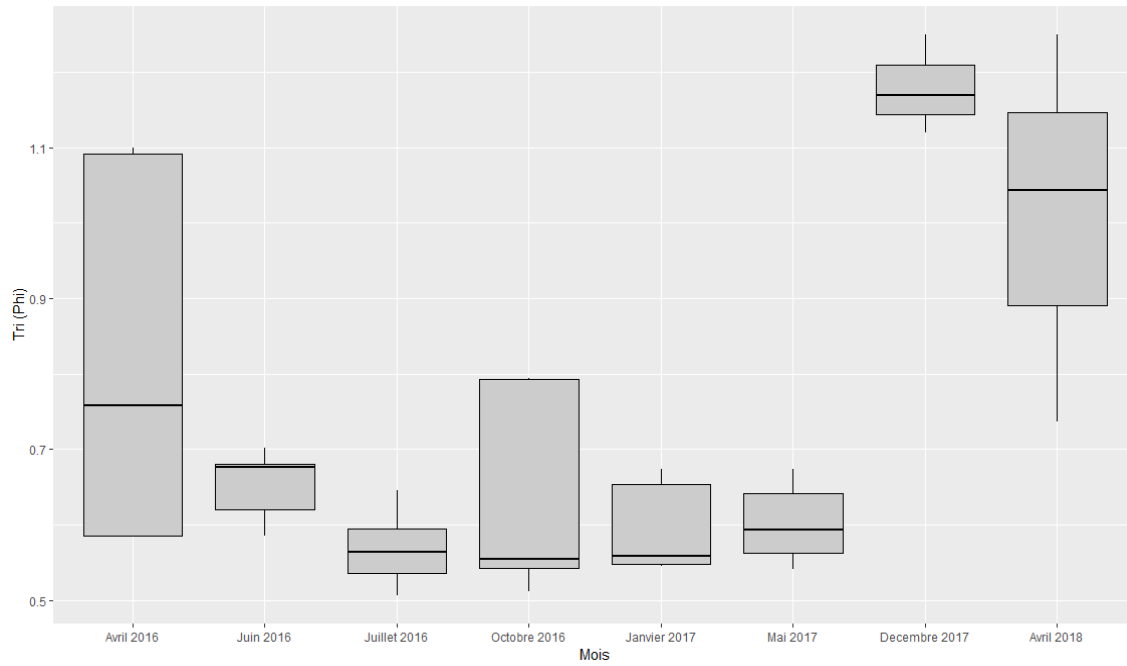


Figure 95: Distribution du Tri granulométrique (stations  $\leq 30$  m) selon les mois

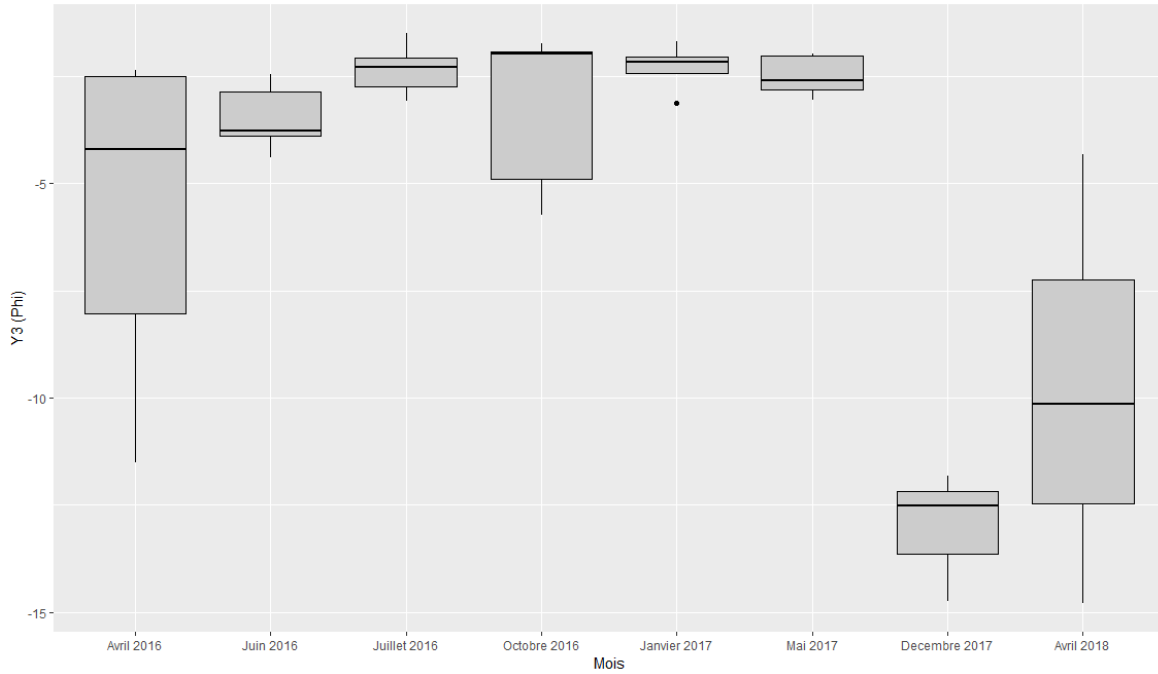


Figure 96: Distribution de Y3 (stations  $\leq 30\text{ m}$ ) selon les mois

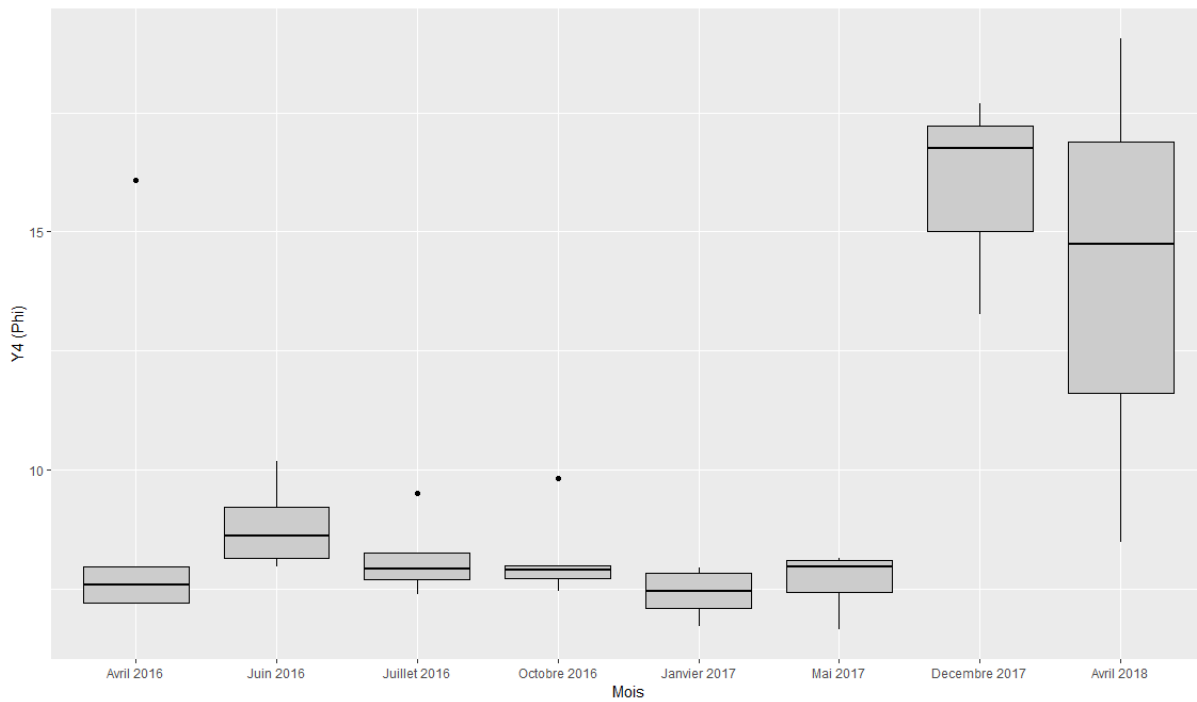


Figure 97: Distribution de Y4 (stations  $\leq 30\text{ m}$ ) selon les mois

### 10. Analyse en composante principale (ACP)

Finalement, pour une meilleure compréhension, une analyse en composante principale est appliquée pour élucider les relations entre les paramètres granulométriques et regrouper les stations d'échantillonnages partageant les mêmes caractéristiques granulométriques au niveau de la zone étudiée et pour des meilleurs résultats les paramètres qui contribuent le moins sont écartées de l'analyse (dans le cas étudié : l'asymétrie est exclue).

Au niveau de cette étude, l'analyse est effectuée sur 55 individus et décrite par 8 variables en considérant tous les sites et les dates d'échantillonnages. 96.33% de l'information est représentée par les deux premières dimensions (Dim1 : 71.96% et Dim2 : 24.37%) (Figure 98 ; Figure 99).

Le facteur 1 contribuant à 71.96% de la variance totale, est caractérisé par une contribution positive de la fraction fine du sédiment, du grain moyen, du tri, de  $Y_2$  (associés avec les stations  $\geq 60$  m) et une contribution négative de  $Y_3$  et de la teneur en sable (associés avec les stations  $\leq 30$  m) (Figure 98 ; Tableau 21). Le facteur 2 contribuant à 24.37% de la variance totale est caractérisé par la contribution positive du Kurtosis et de  $Y_4$ .

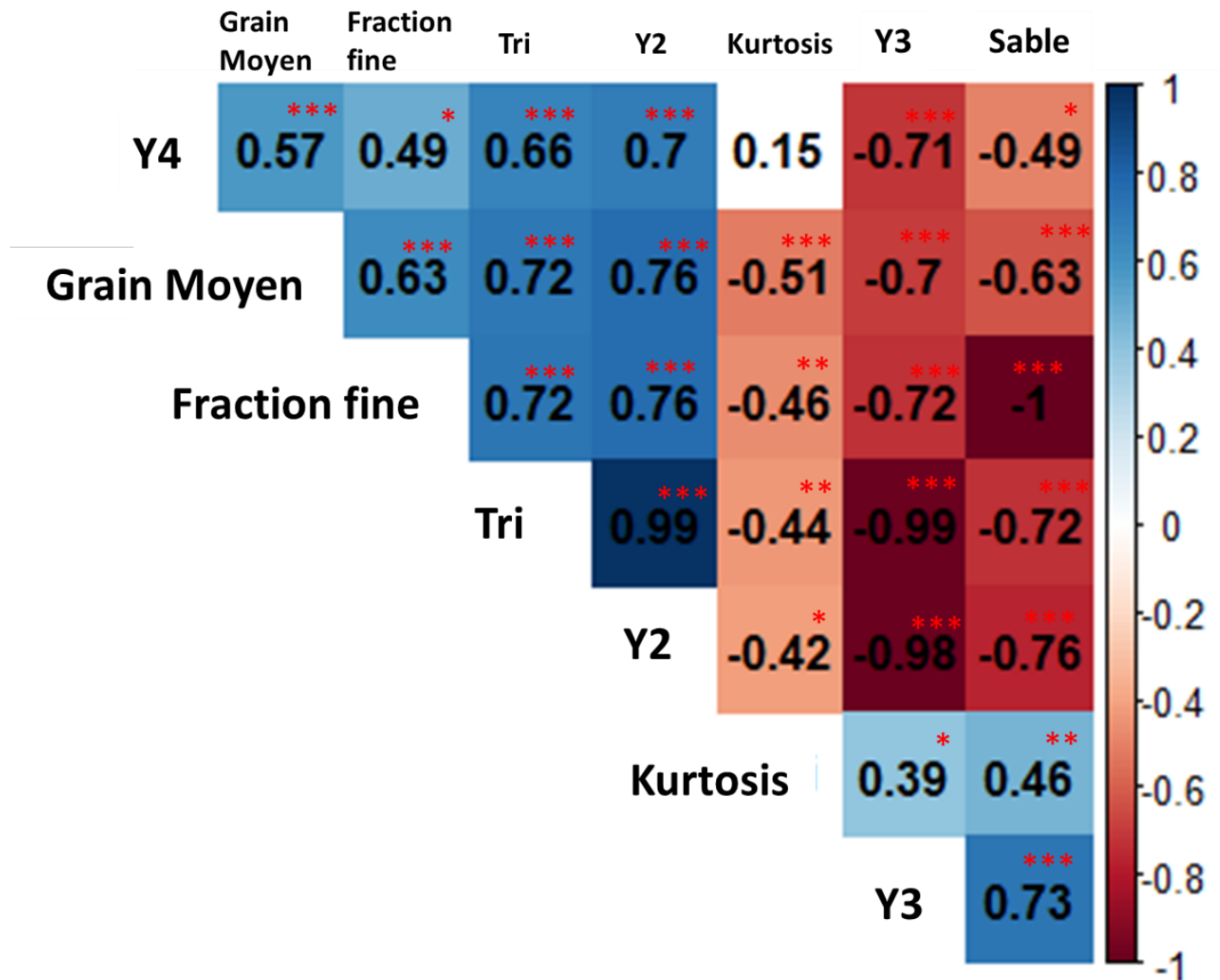


Figure 98: Matrice de corrélation entre les différents paramètres granulométriques.

(N=56 K=54 r=0.34\*(p<0.05); r=0.44\*\* (p<0.01); r=0.5\*\*\* (p<0.001)

La couleur rouge signale une corrélation négative alors que la couleur bleue montre une corrélation positive.

L'astérix indique le degré de significativité de la corrélation. P-values (0, 0.001, 0.01, 0.05, 0.1, 1) <=> symboles ("\*\*\*", "\*\*", "\*", ".", " ")

Tableau 21: Contributions des variables aux deux dimensions retenues de l'ACP

La couleur rose signale une corrélation négative alors que la couleur bleue montre une corrélation positive.

Variables	Dimension 1	Dimension 2
Grain Moyen (Phi)	0.957	-0.193
Tri (Phi)	0.968	0.153
Kurtosis (Phi)	-0.201	0.964
Y2	0.978	0.141
Y3	-0.95	-0.176
Y4	0.433	0.888
Fraction Fine	0.952	-0.242
Sable	-0.952	0.242

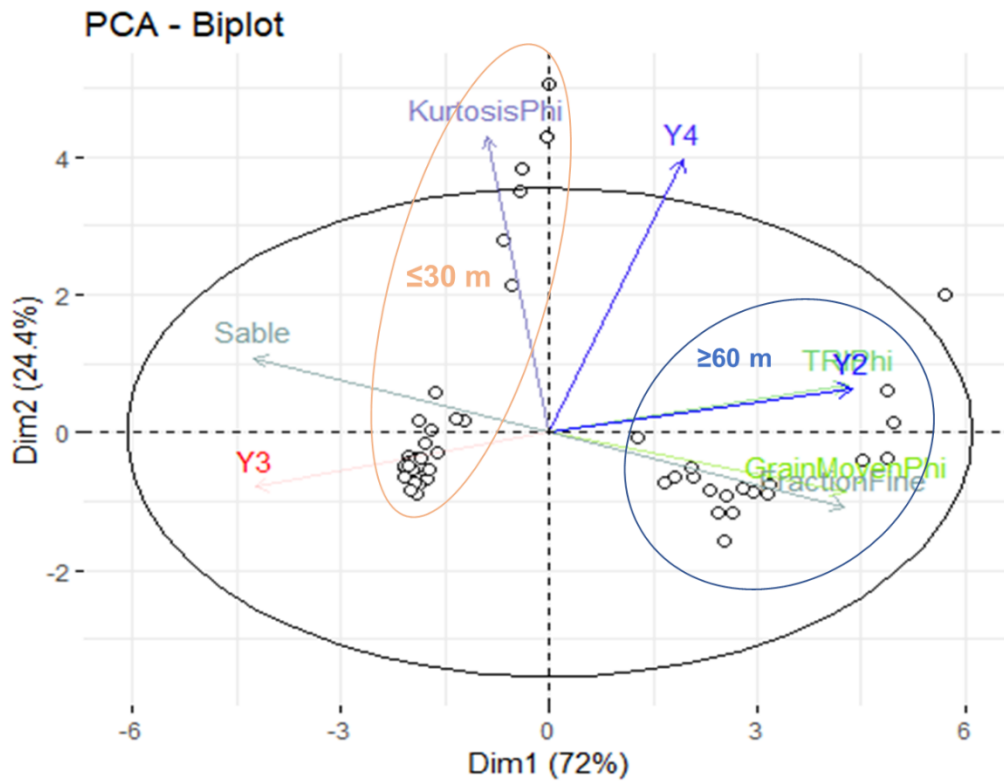


Figure 99: Distribution des paramètres granulométriques et des stations

## Conclusion

Suite à la distribution spatiale de la granulométrie, deux environnements de déposition sont identifiés : le premier d'origine marine et le second d'origine fluviale. L'application des paramètres statistiques ainsi que l'approche multivariée permettent de valoriser ces résultats. En combinant tous les paramètres statistiques (test de Kruskal Wallis pour la différence entre les groupes de stations ; ACP), nous pouvons distinguer deux types d'environnement sédimentaire au niveau de la zone étudiée : les stations littorales ( $\leq 30$  m) qui sont caractérisées par les particules les plus grossières (sable fin), transportées par roulement et suspension et ayant le meilleur tri. Ces stations indiquent l'occurrence d'un environnement marin agité peu profond et des conditions énergétiques et hydrodynamiques fortes.

D'autre part, les stations profondes dominées par le limon ( $\geq 60$  m) sont caractérisées par des particules plus fines (limon et argile), des sédiments fins et mal triés reflétant l'ajout de la fraction fine, transportée par une suspension uniforme et déposée dans un environnement à faible énergie et considérée comme des dépôts fluviaux.

Concernant les variations saisonnières, l'ajout de sédiments fins par l'apport fluviale est marqué durant la saison humide (décembre-avril), par les valeurs du grain Moyen au niveau des stations profondes et par les valeurs du Tri, Y3 et Y4 au niveau des stations littorales.



## Partie 3

---

# Origine et état de dégradation de la matière organique dans les sédiments

*"C'est en allant vers la mer que le fleuve reste fidèle à sa source",*

**Jean Jaurès**

## Introduction

Cette partie de l'étude a pour objectif de :

- 1) Déterminer les sources de la matière organique déposées dans les sédiments marins,
- 2) Estimer la proportion de la matière organique terrigène au niveau de la zone côtière,
- 3) Etudier le devenir et le degré de dégradation de la matière organique, sa fraction labile et le niveau benthique trophique.

### 1. Distribution du carbone organique et de l'azote total

Les pourcentages du carbone organique (CO) et d'azote total (NT) des sédiments de surface de la zone marine côtière en face de l'embouchure du fleuve Ibrahim ont des distributions similaires, caractérisées par une forte régionalité suivant la distribution de la fraction fine (Figure 100 ;Figure 101). Des faibles valeurs sont enregistrées au niveau des stations sableuses littorales ( $\leq 30$  m), tandis que des valeurs plus élevées caractérisent les stations profondes plus vaseuses ( $\geq 60$  m).

La teneur minimale de CO (0,1%) apparaît au niveau des stations M1, M2 et M3 durant la plupart des dates d'échantillonnage, tandis que la teneur maximale (environ 10 fois supérieure : 1,19%) correspond à la station la plus profonde de 200 m (M200). Les résultats obtenus au niveau de la zone côtière étudiée (en face de l'embouchure du Fleuve Ibrahim) sont comparables aux valeurs obtenues en face du fleuve côtier Têt dans le bassin nord occidental de la Méditerranée, avec des moyennes annuelles de 0,2 % dans les sables littoraux (20 m), 0,55% à 28 m de profondeur dans les silts et 0,95% dans la vase centrale du plateau (60-80 m) (Pruski et al., 2019).

D'autre part, les valeurs obtenues sont similaires aux faibles teneurs de CO (0,1 à 1,3%), enregistrées en face du fleuve Yangtze (Mer de Chine, plateau oriental), ainsi que celles en NT (0,005% à 0,14%), mais inférieures aux valeurs de CO (0,1 à 4%) obtenues au niveau d'autres marges continentales par Goñi *et al.*, (1998) et Alin *et al.*, (2008) dans Zhu *et al.*, (2011) atteignant jusqu'à 5,9% en mer Baltique (Winogradow and Pempkowiak, 2018).

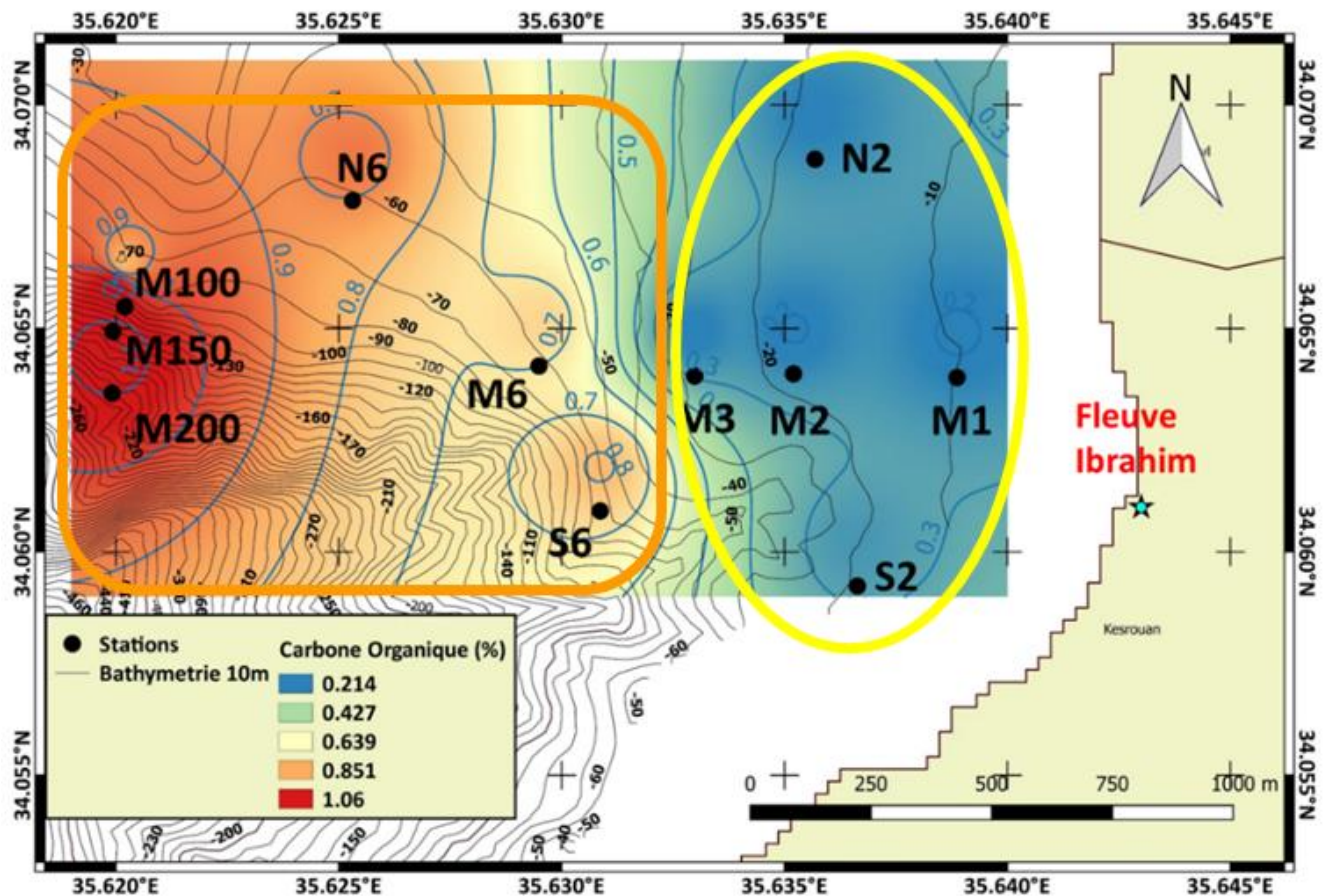


Figure 100: Distribution spatiale du carbone organique dans les sédiments de la région marine étudiée

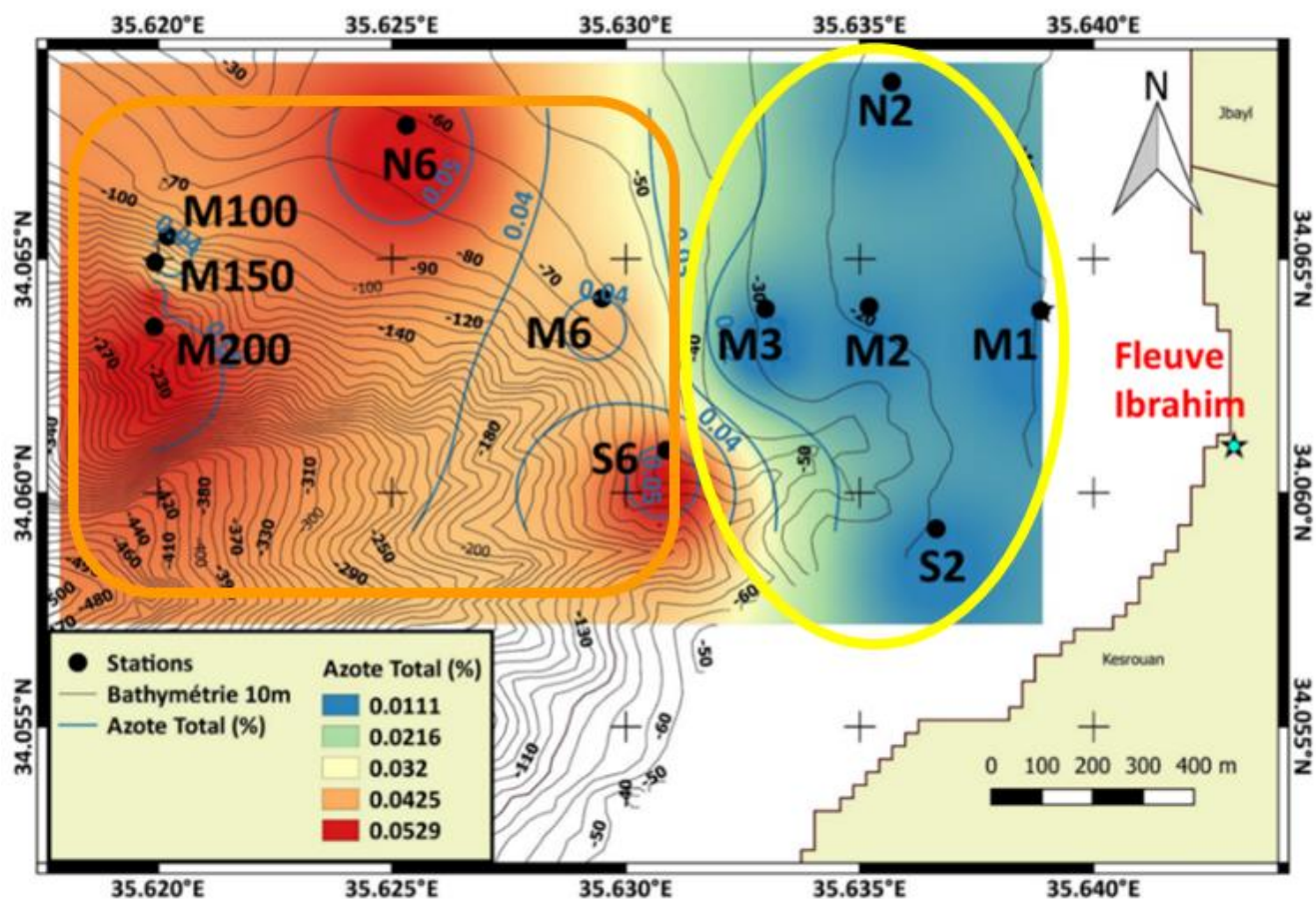


Figure 101: Distribution spatiale de l'azote total dans les sédiments de la région marine étudiée

## 2. Pigments photosynthétiques et matière organique labile

Les concentrations de chlorophylle-a des sédiments de surface de la zone étudiée sont très faibles et diminuent fortement avec la profondeur bathymétrique (Figure 102). La valeur maximale est enregistrée au niveau de la station M2 en janvier 2017 ( $1,54 \mu\text{g/g}$ ), tandis qu'au niveau des stations dépassant les 100 m de profondeur (M100, M150, M200), des valeurs presque nulles sont enregistrées. Contrairement en mer Adriatique, face au fleuve Pô, les concentrations de chlorophylle-a augmentent de  $0,8 \mu\text{g/g}$  à  $1,6 \mu\text{g/g}$  en s'éloignant du littoral, impactées négativement par la turbidité élevée du panache

fluvial (Dell'Anno *et al.*, 2008; Liu *et al.*, 2015). Les concentrations de phéopigments (Figure 103) s'échelonnent entre 0,06 et 4,85  $\mu\text{g/g}$ , augmentant avec la profondeur, contrairement à la chlorophylle-a. De faibles concentrations de chlorophylle-a traduisant une biomasse réduite de phytoplancton et de phytobenthos, indiquent la prévalence des conditions oligotrophes.

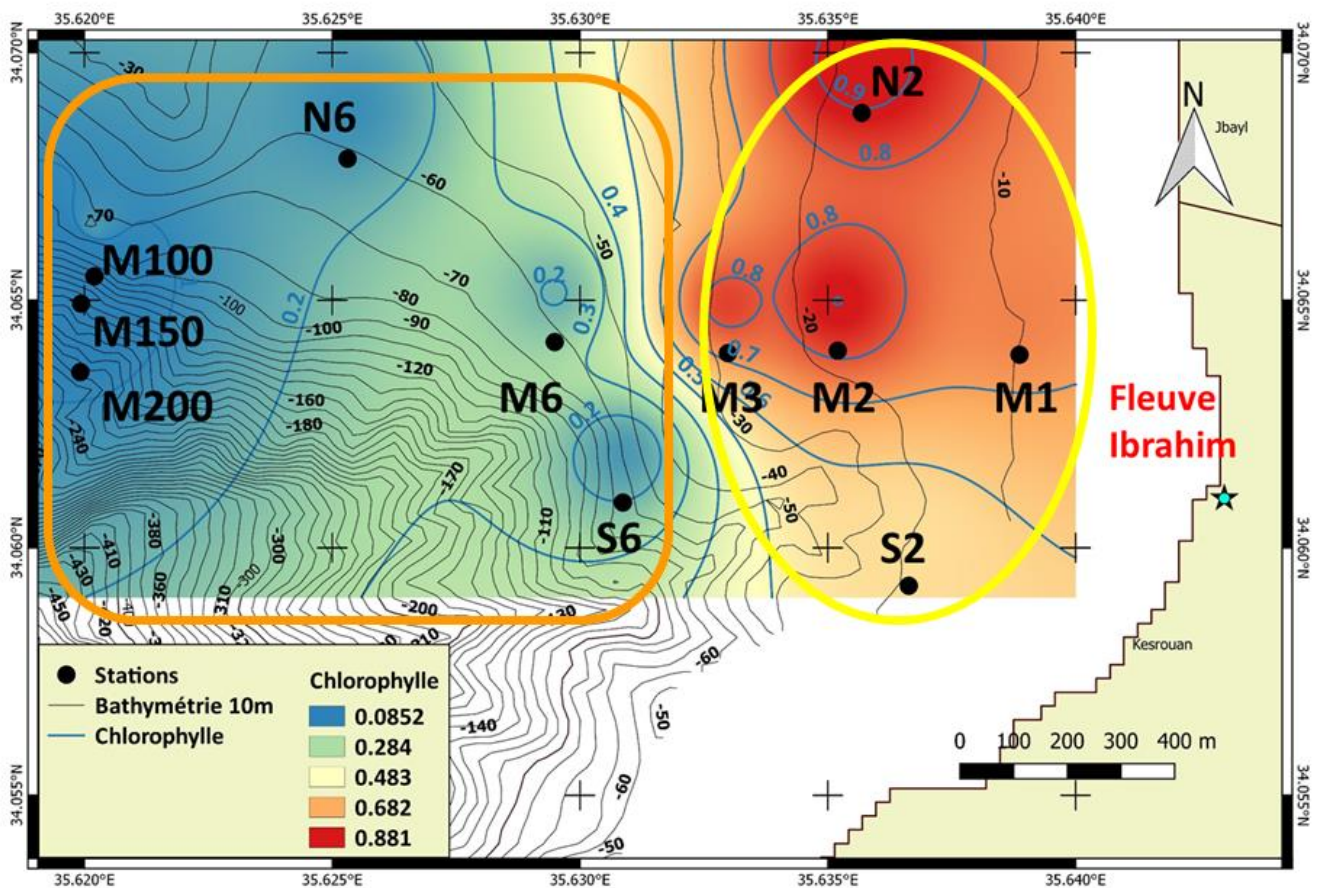


Figure 102: Distribution spatiale de la chlorophylle-a au niveau des sédiments de la région marine étudiée

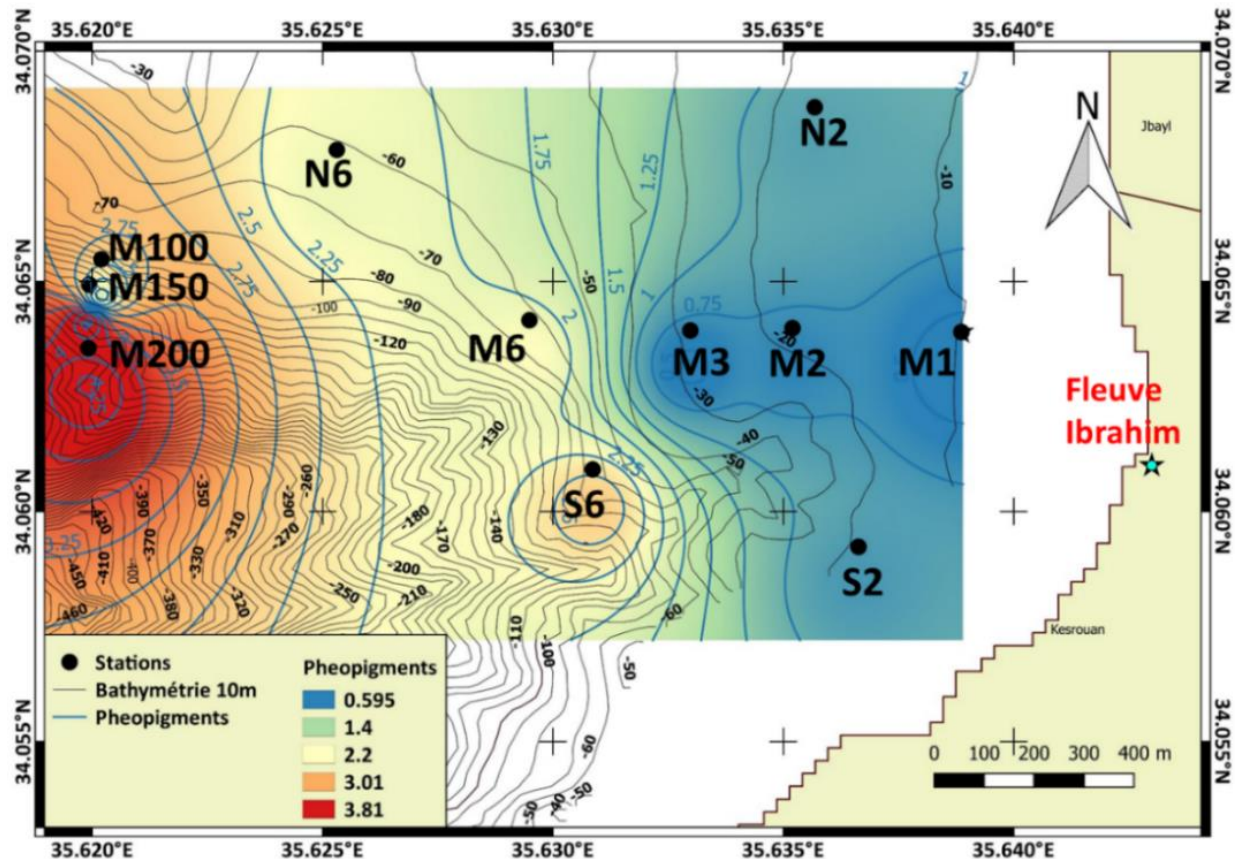


Figure 103: Distribution spatiale des phéopigments au niveau des sédiments de la région marine étudiée

Concernant les composés labiles, les teneurs de leur somme,  $\Sigma$  (CHO, LPD, PRT) varient entre 0,525 et 2,691 mg/g (Tableau 22). Les lipides (0,298 à 1,683 mg/g) sont les composés dominants, suivis des glucides (0,134 à 1,255 mg/g) puis des protéines (0,029 à 0,418 mg/g). Les concentrations augmentent en profondeur suivant la distribution de la fraction fine, et de celles du carbone organique (CO), de l'azote total (NT) et des phéopigments, à l'exception des lipides (Figures Figure 104 ;Figure 105 ;Figure 106).

Les teneurs en glucides des sédiments sont légèrement inférieures à celles enregistrées par Pusceddu et al., (1999) au niveau des sédiments des bassins Est et Ouest de la Méditerranée (1,2-2,4 mg/g et 0,9-4,2 mg/g respectivement). Les concentrations élevées enregistrées à 60 m de profondeur, associées aux concentrations importantes de

carbone organique et aux faibles teneurs des pigments photosynthétiques témoignent du transport au large des apports fluviaux par un hydrodynamisme actif régissant la zone côtière (vagues et courant). De plus, les concentrations élevées qui persistent en profondeur sont probablement dues à l'origine terrestre des glucides. En fait, les sucres terrestres sont réfractaires (comme la cellulose), tandis que les sucres marins planctoniques sont principalement labiles (Fabiano and Pusceddu, 1998).

Tableau 22: Résultats biochimiques

Stations	NT (%)	CO (%)	CHO (mg/g)	LPD (mg/g)	PRT (mg/g)	LOM $\Sigma$ (CHO, LPD, PRT) (mg/g)	CLOM (mg/g)	CLOM /COT %	PRT/CHO
Min	0.005	0.1	0.134	0.298	0.029	0.525	0.31	8	0.11
Max	0.067	1.19	1.255	1.683	0.418	2.671	1.533	87	0.59
Moyenne	0.02	0.44	0.45	0.79	0.14	1.381	0.8	27.63	0.30
<b>Fleuve</b>									
R1	0.03	0.54	0.92	0.62	0.18	1.72	0.89	16.66	0.2
R3	0.12	2.10	2.81	1.24	0.76	4.81	2.36	11.24	0.27

Les concentrations en protéines sont comparables à celles enregistrées dans les sédiments du bassin oligotrophe de la mer Ligure (0,02 à 0,07 mg/g) (Fabiano et al., 1995; Cividanes et al., 2002), mais faibles en comparaison avec les valeurs enregistrées au niveau des sédiments de la Méditerranée occidentale (0,5 - 2,6 mg / g) et de la Mer Baltique (3,8 - 7,7 mg/g) considérées comme des bassins très productifs (Pusceddu et al., 1999; Cividanes et al., 2002).

Les stations littorales sont caractérisées par de faibles concentrations en relation avec la dominance de la fraction sableuse du sédiment alors qu'au niveau des stations

profondes, des teneurs légèrement plus élevées de protéines sont associées à la matière organique et à la fraction fine du sédiment.

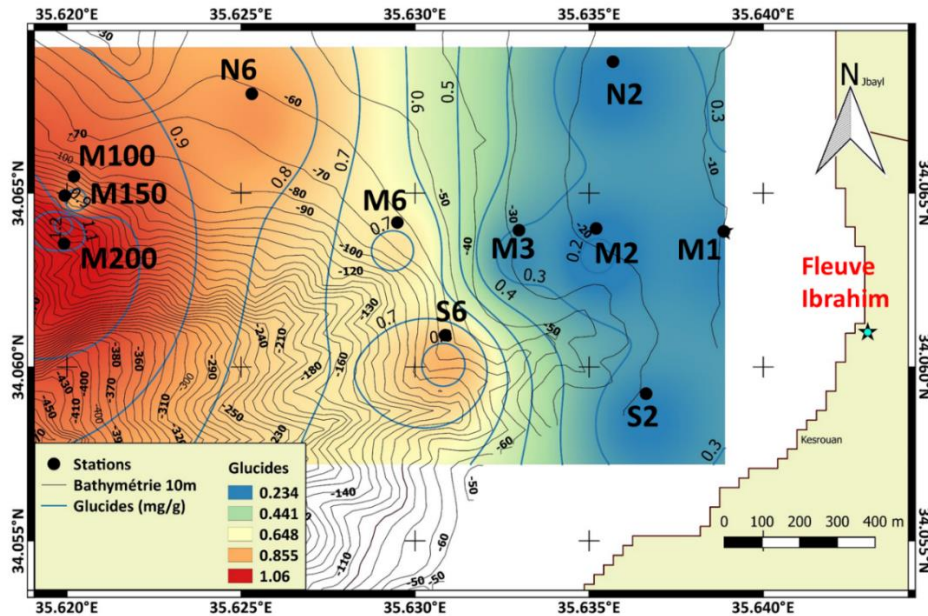


Figure 104: Distribution spatiale des glucides au niveau des sédiments de la région marine étudiée

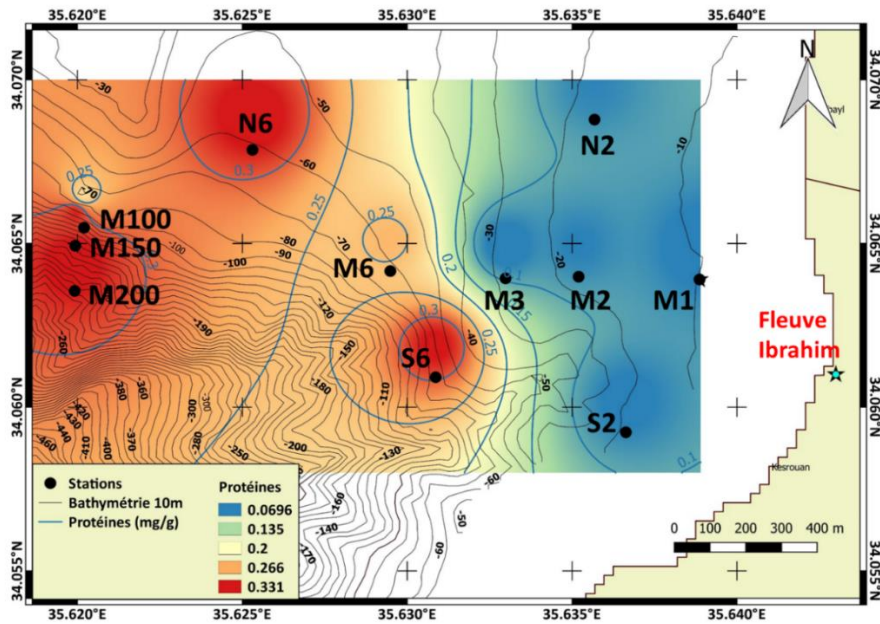


Figure 105: Distribution spatiale des protéines au niveau des sédiments de la région marine étudiée



Les concentrations en lipides des sédiments superficiels (0-1 cm) de la zone étudiée sont supérieures à celles enregistrées au niveau des sédiments des bassins occidental (0,01-0,66 mg/g) et oriental (0,05-0,19 mg/g) de la Méditerranée (Fabiano and Pusceddu, 1998), et au niveau de la mer Ligure (0.02-0.21) (Fabiano *et al.*, 1995 ; Cividanes *et al.*, 2002). Les teneurs élevées de lipides sont associées aux concentrations de pigments photosynthétiques. Les lipides peuvent avoir comme origine la décomposition du plancton puisqu'ils rentrent dans la composition de la membrane cellulaire. Plus résistants que les glucides et les protéines, ils persistent dans les dépôts. De plus, des concentrations élevées en lipides peuvent également résulter des apports terrestres et fluviaux, enrichis par les produits des activités anthropiques au niveau des terrains adjacents.

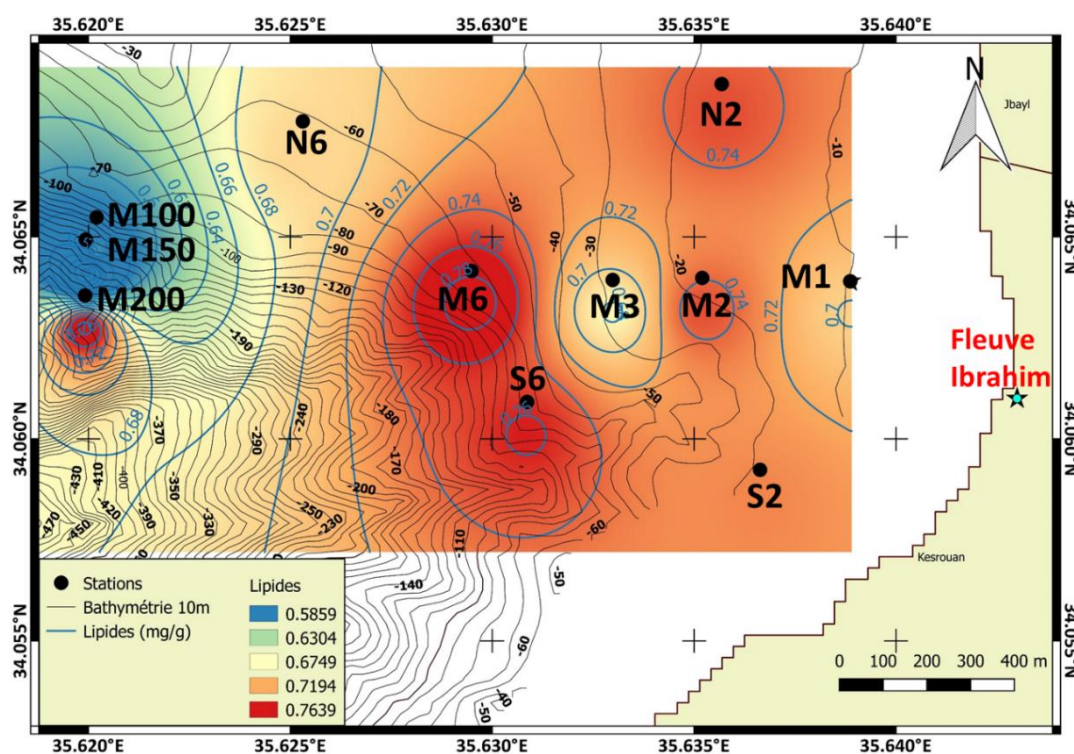


Figure 106 : Distribution spatiale des lipides au niveau des sédiments de la région marine étudiée

Les proportions du carbone organique labile par rapport au carbone organique total (C-LOM/COT%) (Figure 107) diminuent avec la profondeur, passant de 38% au niveau des stations littorales ( $\leq 30$  m) à 10% au niveau des stations profondes ( $\geq 60$  m).

Le pourcentage moyen de la fraction organique labile des sédiments de la région étudiée (28% du COT) est similaire au pourcentage des sédiments des sites très oligotrophes profonds de la méditerranée orientale (23.1% du COT) (Danovaro et al., 1993) mais supérieur à celui des écosystèmes eutrophes par exemple en face d'un estuaire (Mer Tyrrhénienne) (3% du COT) (Fabiano and Danovaro, 1994).

Malgré les concentrations importantes de matière organique totale au niveau des sédiments des sites eutrophes, la fraction labile, et donc la qualité de la matière organique, augmente entre un site eutrophe et un site oligotrophe (Fabiano et al., 1995).

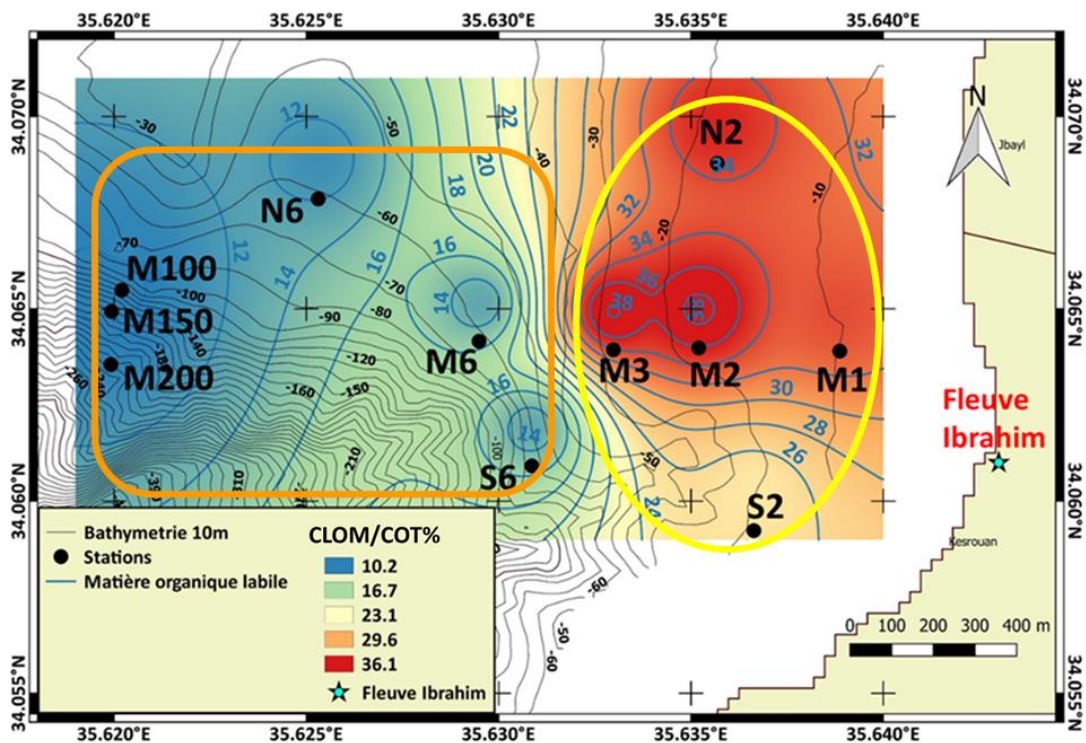


Figure 107 : Distribution spatiale de la fraction organique labile au niveau des sédiments de la région marine étudiée

### 3. Rapport protéines/glucides et niveau trophique

Le rapport PRT/CHO des sédiments est utilisé pour déterminer le degré de dégradation de la matière organique au niveau de l'écosystème benthique étudié. Les protéines sont plus rapidement dégradées par les microorganismes que les glucides. Un rapport PRT/CHO inférieur à l'unité indique la dominance de la matière organique dégradée, alors qu'un rapport supérieur à l'unité dénote l'occurrence d'une matière organique récemment déposée. De plus, la dominance de la fraction glucidique au niveau de la fraction organique labile est généralement considérée comme un indicateur de conditions oligotrophes (Pusceddu et al., 1999; Cheriyan et al., 2015).

Les valeurs du rapport PRT/CHO des sédiments (0,11-0,59) sont inférieures à l'unité au niveau de toutes les stations d'échantillonnage et pour toutes les dates de prélèvements. Ces résultats indiquent la présence de matière organique dégradée. De plus, la prédominance des glucides peut également référer à la nature terrestre de la matière organique, en association avec la présence du matériel allochtone ayant comme origine les apports fluviaux. Ces valeurs sont similaires à celles enregistrées dans les sédiments de la mer Ligure (0,14) et de la Méditerranée orientale (0,09) considérés comme des sites oligotrophes (Fabiano et al., 1995). D'autre part, les valeurs du rapport sont inférieures à celles observées au niveau des sédiments de l'estuaire Arno (Australie) (0,3 à 3,6) (Cividanes et al., 2002).

La classification trophique benthique peut être identifiée en se basant sur les valeurs du rapport PRT/ CHO et sur celles des concentrations en matière organique labile. La somme des composés labiles ( $\Sigma$ CHO, LPD, PRT) s'échelonnant entre 0,525 et 2,691 mg/g est presque similaire aux valeurs mesurées par Fakhri et al., (2008) dans les

sédiments de la zone côtière Libanaise (Nord de Beyrouth) (0,5 à 2,5 mg/g). Les teneurs des composés organiques labiles exprimées en équivalents Carbone (C-LOM : 0,31 à 1,533 mg/g) indiquent la prévalence d'un niveau méso-oligotrophe (Pusceddu et al., 2011). De plus, les concentrations en PRT et CHO sont comprises entre 0,03 et 0,42 mg/g et entre 0,13 et 1,26 mg/g, respectivement, et le rapport PRT/CHO est inférieur à 1. Par conséquent, l'écosystème benthique est considéré comme méso à oligotrophe (Dell'Anno et al., 2002 dans Cheriyan et al., 2015).

#### **4. Source de matière organique dans les sédiments**

L'origine de la matière organique des sédiments peut être évaluée en fonction du rapport élémentaire C/N et des signatures isotopiques de l'azote et du carbone (He et al., 2010).

##### **4.1. Rapport C/N**

La valeur du rapport C/N d'un sédiment renseigne sur l'origine et le degré d'évolution de la matière organique qu'il renferme.

Dans les sédiments marins la matière organique peut avoir des origines diverses ; elle peut être issue de la production planctonique autochtone et peut aussi avoir une origine continentale (allochtone) transportée essentiellement par les fleuves dans le milieu marin. Les rapports C/N de la matière organique d'origine marine varient entre 4 et 6 à cause de la forte proportion en protéines (composés azotés) dans les organismes tels que le phytoplancton et le zooplancton. Monoley et Field, (1991) ont proposé un C/N de 6 pour le nano- et phytoplancton, un C/N de 4,5 pour les flagellés et le micro- et méso zooplancton et un C/N de 4 pour les bactéries.

Pour l'origine terrestre, les végétaux supérieurs ont un rapport C/N > 20, du fait de leur très faible contenu en matériel azoté, selon une large gamme de valeurs : de 20 à 50

pour les feuilles d'arbres, de 175 à 400 pour le bois (Meyers and Ishiwatari, 1993). A cause des processus d'humification et de minéralisation des litières et des racines dans les sols, le rapport C/N de la matière organique ayant pour origine les sols est plus bas que celui des plantes vasculaires, variant entre 8 et 20 (Hedges and Oades, 1997). En effet, au cours de la dégradation des végétaux supérieurs (C/N élevé), la valeur du rapport diminue à cause de la colonisation bactérienne dont le C/N est faible.

La matière organique des sédiments marins est souvent décrite comme le mélange des deux sources, terrestres et marines et de plus subit au cours du temps les processus de la diagenèse. La compréhension du rapport C/N est de ce fait délicate.

Les rapports C/N des sédiments marins profonds sont normalement plus élevés que ceux de tous les organismes marins cités ci-dessus et plus bas que les rapports C/N de la matière organique terrestre (faible contribution). Dans les sédiments marins récents, un C/N compris entre 10 et 12 indique donc la présence de détritiques d'organismes marins dégradés. Au cours de la diagenèse, la valeur du rapport C/N augmente avec le temps en relation avec la minéralisation et la dégradation préférentielle de l'azote (Ramaswamy *et al.*, 2008 ; Spano *et al.*, 2014 ; Li *et al.*, 2016 ; Gu *et al.*, 2017). La matière organique d'origine terrestre apportée au milieu marin est plus réfractaire (lignine) que la matière organique dérivée de la production autochtone. Dans ce contexte, la proportion de matière organique terrestre est significative pour une valeur du rapport C/N supérieure à 13 (Goni *et al.*, 2003).

Les valeurs élevées du rapport C/N au niveau des stations fluviales (19-22) (Figure 108), comparables aux valeurs enregistrées au niveau de l'estuaire du « Fleuve des Perles en

Chine » (11.7-22.4) par He et al., (2010), traduisent l'origine terrestre de la matière organique.

Les valeurs du rapport C/N au niveau des stations marines profondes (M6, N6, S6, M100, M150, M200) de la zone étudiée s'échelonnent entre 12.7 et 42.5. Ces résultats suggèrent un apport important de carbone organique d'origine terrestre transporté par le fleuve Ibrahim. De même, cela implique que la décomposition de matière organique est active au niveau des sédiments marins, spécifiquement par l'élimination préférentielle des matières organiques plus labiles contenant de l'azote (Li et al., 2016).

La similitude des valeurs du rapport C/N entre les stations fluviales et les stations marines côtières, indique la présence d'un lien entre les sédiments fluviaux (caractérisé par la dominance des valeurs caractéristiques des plantes C3) et les sédiments marins côtiers de 60 à 200 m de profondeur. Cependant, l'augmentation de ce rapport en passant du fleuve à la zone côtière suggère que le transport ainsi que le stockage temporaire entraînent la décomposition et la dégradation de la matière organique avec la dégradation préférentielle de l'Azote, plus sensible aux effets diagenétiques que le carbone (Hedges et al., 1998).

Pour confirmer la source de matière organique dans les sédiments, l'analyse des rapports isotopiques de  $\delta^{13}\text{C}$  et de  $\delta^{15}\text{N}$  est exécutée. En fait, les matières organiques d'origine marine et terrestre sont caractérisées par des signatures différentes de  $\delta^{13}\text{C}$  et de  $\delta^{15}\text{N}$  (Sherin et al., 2018).

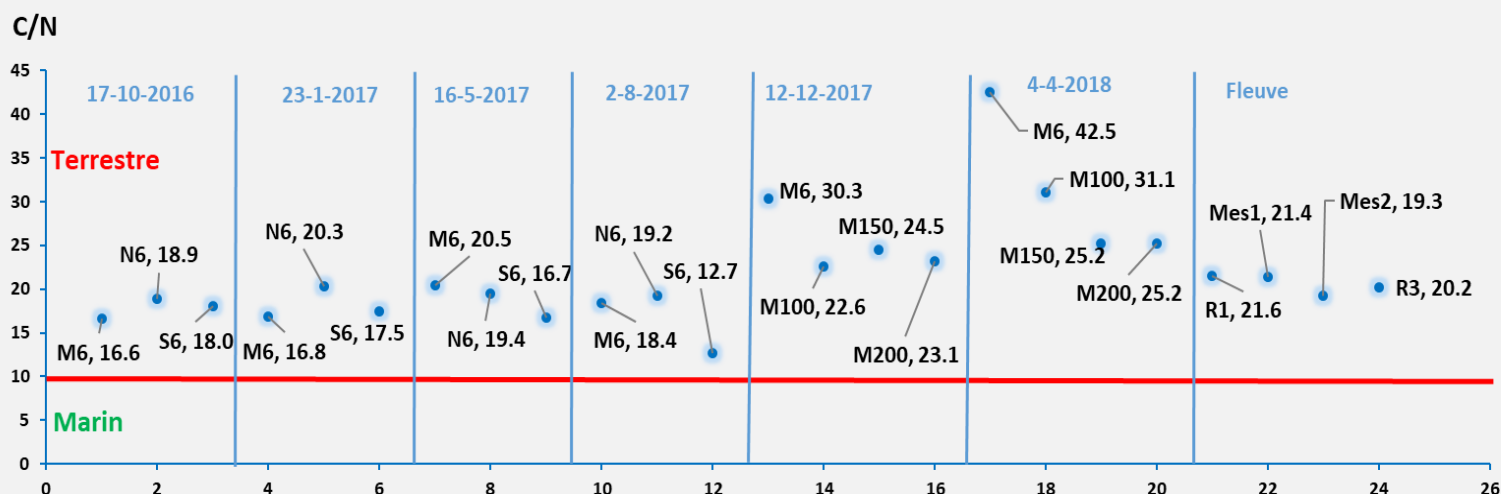


Figure 108: Distribution spatiale et temporelle du rapport élémentaire C/N

#### 4.2. $\delta^{15}\text{N}$

La matière organique d'origine marine est généralement caractérisée par des valeurs moyennes de  $\delta^{15}\text{N}$  comprises entre 5 et 7‰ (phytoplancton) alors que la matière organique d'origine terrestre (plantes terrestres qui fixent l'azote atmosphérique) a des valeurs de  $\delta^{15}\text{N}$  proches de zéro entre 1.8 et 3‰ (Sherin et al., 2018). D'autre part, les eaux usées, les processus de dénitrification et les engrais azotés sont généralement caractérisés par un enrichissement en  $\delta^{15}\text{N}$  pouvant dépasser 10‰ (Ramaswamy et al., 2008; Li et al., 2016).

Les valeurs du  $\delta^{15}\text{N}$  des sédiments de la zone des 60 mètres sont compris entre 3 et 4‰ (Figure 109) donc sont nettement inférieures à celles enregistrées généralement dans les sédiments marins (5-7‰) et à celles des eaux usées (> 10‰) (Altabet, 1996 et Lamb et al., 2006 dans Ramaswamy et al., 2008).

Cela pourrait être principalement dû aux apports fluviaux du fleuve Ibrahim étant normalement inférieures aux valeurs marines. Les valeurs faibles du rapport  $\delta^{15}\text{N}$  au niveau des fleuves peuvent être dues à l'azote d'origine forestière et des écosystèmes

de plantes terrestres dont la signature isotopique correspond à de faibles  $\delta^{15}\text{N}$  (Ramaswamy et al., 2008).

Par suite, les résultats indiquent une nature mixte avec une forte contribution de la matière organique d'origine terrestre au niveau des sédiments marins au niveau de 60 m de profondeur (stations M6, N6, S6).

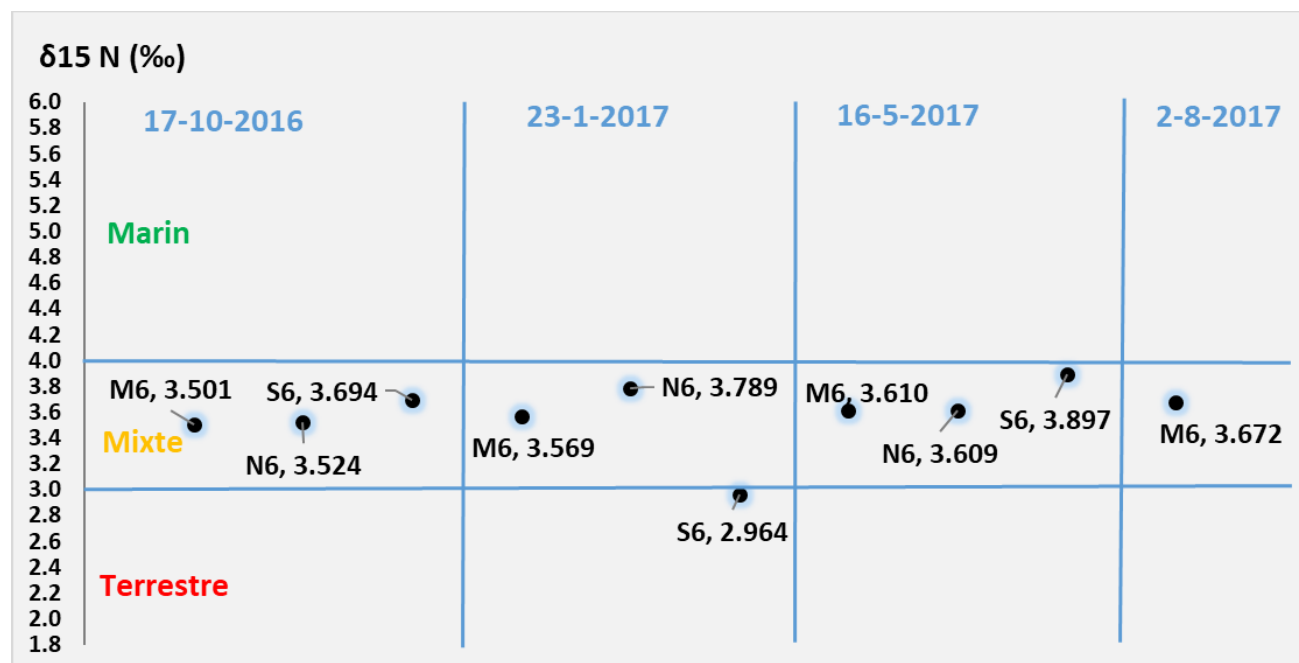


Figure 109: Distribution du  $\delta^{15}\text{N}$

#### 4.3. $\delta^{13}\text{C}$ et distribution de la fraction terrestre

Les valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  des sédiments de surface de la zone marine étudiée varient entre -25,27 et -21,63 ‰ (Figure 110 ; Figure 111). Les valeurs les plus faibles sont rencontrées au niveau des stations profondes ( $\geq 60$  m), la valeur minimale (-25,27‰) est enregistrée à la station M6 en avril 2018 (après une crue).

Les valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  obtenues sont similaires à celles enregistrées au niveau de l'estuaire du fleuve Yangtze (Chine) (-24,5 à -21,2‰) mais légèrement supérieures aux valeurs publiées au niveau de l'estuaire du fleuve Colville (-25 à -27,1‰) et du fleuve Amazone



(-24 à -27‰) (Li et al., 2016). A titre de comparaison, en Méditerranée occidentale, la distribution des valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  montre la contribution continentale du Rhône dans les dépôts devant son embouchure (-27,3‰) puis son atténuation sur l'ensemble du plateau avec des valeurs avoisinants les -24‰. D'autre part, devant le fleuve côtier Têt, la contribution continentale est restreinte à la zone peu profonde entre 20 et 30m (-26‰) et disparaît à 6 km de l'embouchure à 40 m de profondeur (-22‰) (Pischedda, 2003 ; Cathalot et al., 2013).

Les valeurs du rapport isotopique  $\delta^{13}\text{C}$  servent à distinguer entre la matière organique marine d'origine planctonique (-21,6‰), dominante au niveau des stations littorales ( $\leq 30$  m), et la fraction organique terrestre (matière organique du sol et débris de plantes vasculaires) qui prédomine au niveau des stations profondes ( $\geq 60$  m) (-23 et -25‰).

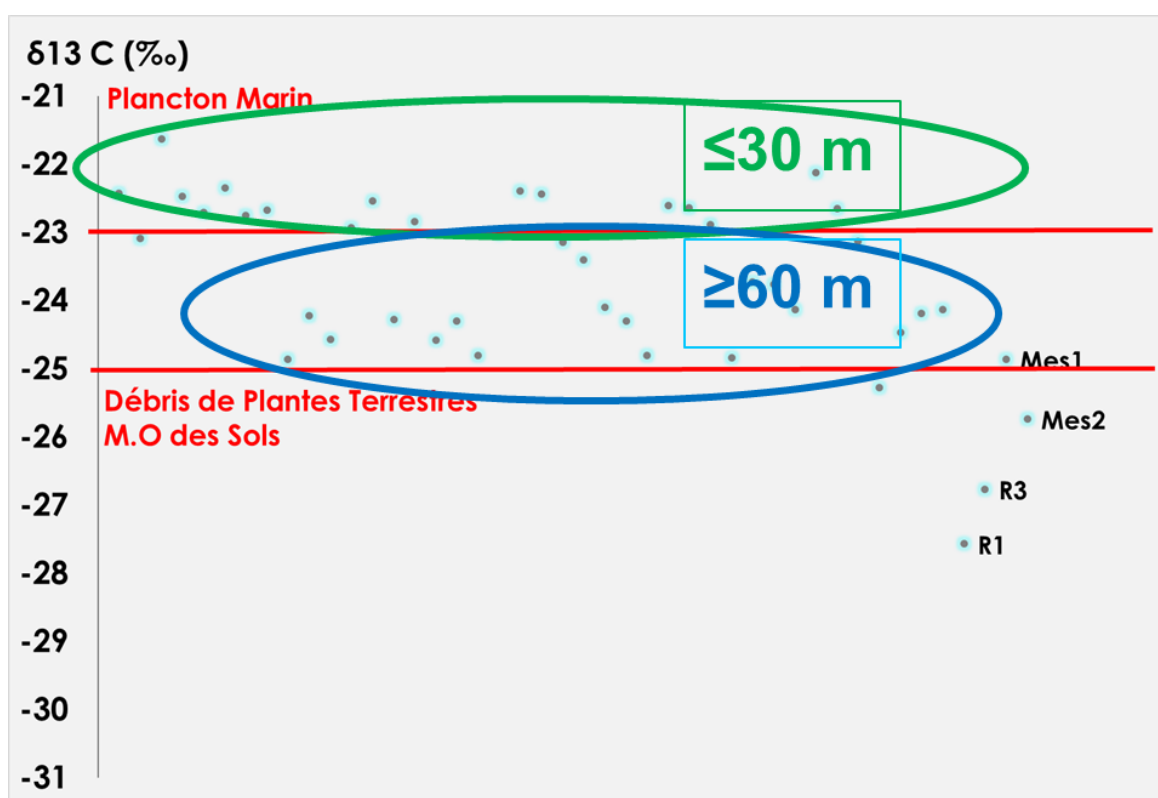


Figure 110: Distribution spatiale du  $\delta^{13}\text{C}$  dans les sédiments de la région marine étudiée

En supposant que la zone étudiée est sujette à des apports de matière organique terrestre de source fluviale (fleuve Ibrahim), qui se mélangent avec la matière organique d'origine marine autochtone, un modèle à deux pôles à la base des signatures du  $\delta^{13}\text{C}$  organique est utilisé pour estimer la contribution de la fraction organique terrestre ( $F_t$ ) au CO des sédiments en appliquant l'équation suivante (He et al., 2010 ; Li et al., 2016) :

$$F_t = [(\delta^{13}\text{C}_{\text{marine}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{échantillon}}) / (\delta^{13}\text{C}_{\text{marine}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{terrestre}})] * 100$$

La teneur  $-27 \text{‰}$  du pôle terrestre ( $\delta^{13}\text{C}_{\text{terrestre}}$ ) est choisie en se basant sur les valeurs enregistrées au niveau de R1 et R2 (stations fluviales), tandis que la teneur  $-21 \text{‰}$  du pôle marin ( $\delta^{13}\text{C}_{\text{marine}}$ ) est sélectionnée en tenant compte des teneurs des organismes marins (plancton et benthos) allant de  $-21,6$  à  $-20,3 \text{‰}$  (Li et al., 2016 ; Wang et al., 2018). Les valeurs du C/N et du  $\delta^{15}\text{N}$  ne sont pas prises en compte, car elles sont faiblement corrélées avec celles du  $\delta^{13}\text{C}$  et ne représentant pas toute la zone étudiée.

Une carte QGis représentant la proportion du CO terrestre au niveau des sédiments de surface marins a été générée en fonction des résultats du modèle détaillé ci-dessus (Figure 111).

Les pourcentages de la fraction terrestre au niveau de la zone étudiée s'échelonnent entre 9,7% au niveau de la station M2 et 65,7% au niveau de la station M6 en avril 2018. Des pourcentages supérieurs à 50% caractérisent la zone de dépôt  $\geq 60$  m, alors que des pourcentages de  $F_t < 50\%$  sont enregistrés au niveau des stations littorales ( $\leq 30$  m). Ces résultats dénotent un apport important de carbone organique terrestre principalement par le fleuve Ibrahim et atteignant les stations profondes, accompagné par une diminution de la contribution de matière organique fraîche labile planctonique (Li et al., 2016 ; Abballe and Chivas, 2017 ; Winogradow and Pempkowiak, 2018). En fait,

au niveau des zones de dépôt  $\geq 60$  m, un pourcentage élevé de fraction organique terrestre allochtone est enregistré en association avec la dominance de la fraction fine du sédiment. Alors qu'au niveau des zones littorales exposées ( $\leq 30$  m) (hydrodynamisme fort), la matière organique est plutôt d'origine planctonique et une faible fraction terrestre persiste (Incera et al., 2003).

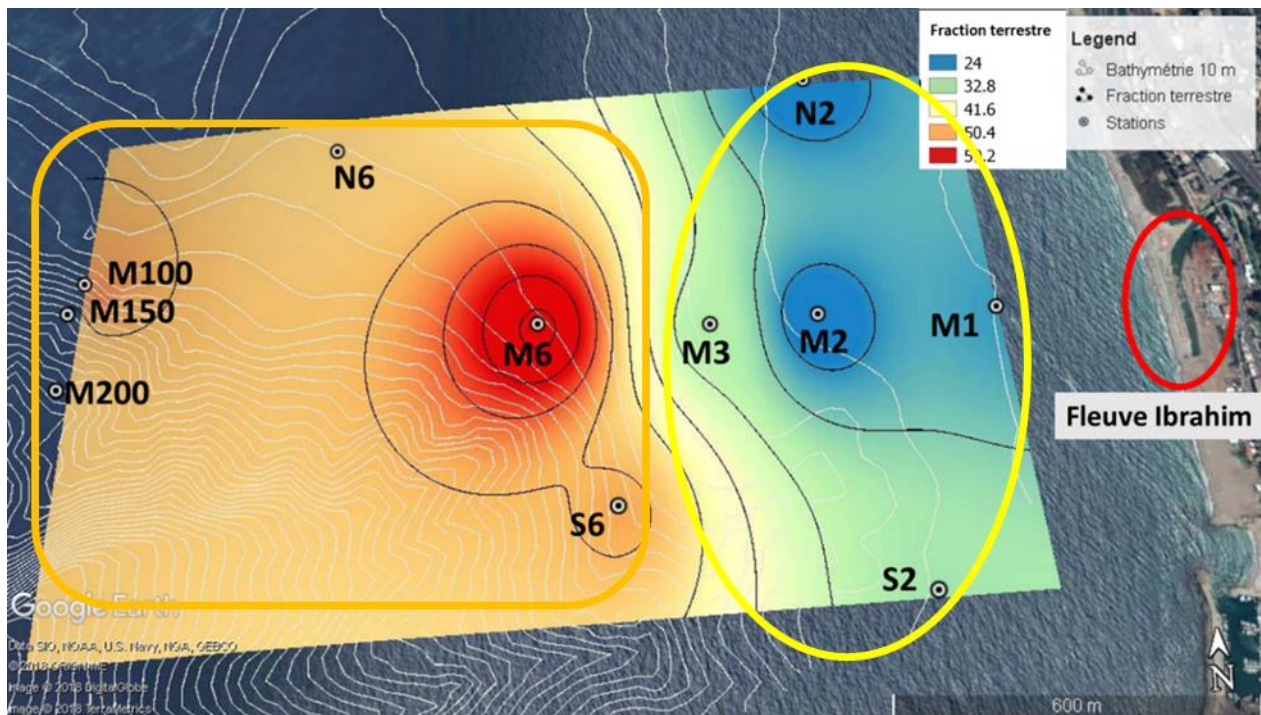


Figure 111: Distribution spatiale de la fraction organique terrestre dans les sédiments de la région marine étudiée

### 5. Distribution des phosphates

Les concentrations du phosphate total dans les sédiments de la zone marine côtière étudiée sont illustrées dans la Figure 112. Les concentrations de phosphate total s'échelonnent entre 81 et 309  $\mu\text{g/g}$  et augmentent avec la profondeur en association avec la distribution de la matière organique et de la fraction fine dans les sédiments de la zone étudiée. Les concentrations en phosphate total augmentent avec l'augmentation de la

surface d'adsorption des particules, telles que les argiles du sédiment. Au niveau des stations littorales, l'activité des vagues ainsi que l'oxygénation peut entraîner la dispersion et la dissolution du phosphate, empêchant ainsi son accumulation dans les sédiments sableux. De plus, l'absorption biologique au niveau de ces zones peut entraîner une diminution des concentrations de phosphate, comme le témoigne la distribution de chlorophylle-a dans les zones littorales (Fakhri et al., 2011).

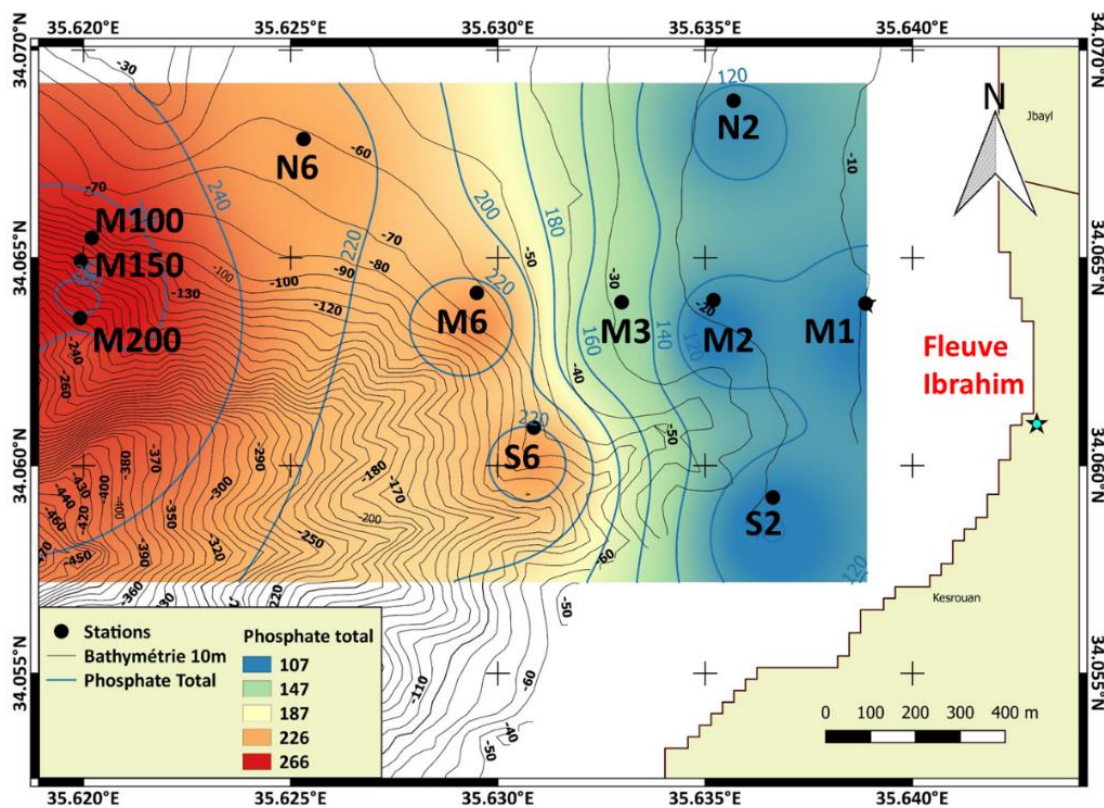


Figure 112: Distribution spatiale du phosphate total dans les sédiments de la région marine étudiée

Les teneurs en phosphate des sédiments (maximum de 225  $\mu\text{g/g}$ ) sont très faibles en comparaison avec les teneurs exceptionnelles rencontrées au niveau des sites pollués au Liban comme en face de l'usine chimique de Selaata (usine qui produit des engrais

phosphatés, banlieue nord de la ville de Batroun) (valeur maximale de 15215 µg/g) (Fakhri et al., 2011).

## 6. Distribution spatiale des paramètres de géochimie organique

Le test de Kruskal Wallis (Tableau 23) est établi pour les différents paramètres à toutes les stations et toutes les dates d'échantillonnage afin de mettre en évidence les différences spatiales.

Considérant les différentes stations d'échantillonnages, la différence spatiale est non significative ( $p$  value > 0.05) pour les lipides. Alors que les teneurs des autres paramètres varient significativement entre les deux zones  $\leq 30$  m et  $\geq 60$  m de profondeur.

Tableau 23: Résultats du test de Kruskal Wallis pour les paramètres biogéochimiques entre les sites

\* : Différence significative

	<30 - >100	<30 - 60	>100 - 60
<i>Fraction terrestre (%)</i>	2.66E-02*	1.77E-06*	1.00E+00
<i>Azote total (%)</i>	4.40E-04*	1.23E-07*	1.00E+00
<i>Carbone organique total (%)</i>	2.88E-05*	8.65E-07*	1.00E+00
<i>Chlorophylle-a (µg/g)</i>	2.92E-04*	8.73E-06*	1.00E+00
<i>Phéopigments (µg/g)</i>	0.0004*	0.0001*	1.00E+00
<i>CLOM/COT (%)</i>	7.28E-05*	2.07E-05*	1.00E+00
<i>CLOM (mg/g)</i>	1.25E-02*	7.77E-05*	1.00E+00
<i>Glucides (mg/g)</i>	1.50E-05*	1.34E-06*	1.00E+00
<i>Protéines (mg/g)</i>	4.40E-04*	1.23E-07*	1.00E+00

## 7. Analyse en composante principale (ACP)

Une analyse en composante principale est appliquée pour élucider les relations entre les paramètres granulométriques et biogéochimiques de la matière organique, caractérisant les sédiments de la zone étudiée. Pour de meilleurs résultats, les variables qui contribuent le moins sont écartées de l'analyse (dans le cas étudié : le phosphate est exclu).

L'analyse est effectuée sur 38 individus et décrite par 14 variables en considérant tous les sites et toutes les dates d'échantillonnages. 81.1% de l'information est représentée par les deux premières dimensions (Dim1 : 67.1% et Dim2 : 14%) (Figure 113 ;Figure 114).

Le facteur 1 contribue à 67.1% de la variance totale. Il est caractérisé par une contribution positive de la fraction fine du sédiment, du grain moyen et du tri, de l'azote total (NT), du carbone organique (CO), des glucides (CHO), des protéines (PRT), des phéopigments, de la fraction terrestre de la matière organique (Ft), et par une contribution négative de la chlorophylle, de la matière organique labile CLOM/COT (%) et Y<sub>3</sub> (Tableau 24).

Le facteur 2 contribuant à 14% de la variance totale. Il est caractérisé par la contribution positive des lipides et négative de l'asymétrie. (Grain Moyen, Tri, Asymétrie et Y<sub>3</sub> sont des paramètres granulométriques expliqués dans le chapitre précédent). La corrélation positive entre les paramètres indique une même origine et des processus géochimiques semblables contrôlant leur distribution et leur transport (Bastami et al., 2015; Cheriyan et al., 2015; Gao et al., 2015) comme entre le carbone organique et l'azote par exemple qui s'adsorbent préférentiellement sur la fraction fine.

Tableau 24: Contributions des variables aux deux dimensions retenues de l'ACP

La couleur rose signale une corrélation négative alors que la couleur bleue montre une corrélation positive.

Variables	Dimension 1	Dimension 2
NT	0.918	0.267
CO	0.968	0.130
Chlorophylle	-0.841	0.191
Phéopigments	0.835	0.138
CHO	0.953	0.217
LPD	-0.041	0.778
PRT	0.917	0.268
CLOM/COT (%)	-0.686	0.427
Fraction fine	0.958	0.052
Fraction terrestre	0.854	0.031
Y <sub>3</sub>	-0.818	0.371
Grain Moyen	0.948	0.014
Tri	0.877	-0.318
Asymétrie	-0.046	-0.819

La différence de composition granulométrique entre les stations semble affecter la distribution et le degré de dégradation de la matière organique. La zone marine profonde dominée par la fraction fine ( $\geq 60$  m) est caractérisée par les teneurs en CO et NT les plus élevées et les teneurs en LOM les plus faibles. CO et NT sont significativement corrélés avec la fraction fine des sédiments ( $r = 0.72$ ,  $p < 0,001$ ,  $K = 36$  et  $r = 0.73$ ,  $p < 0,001$ ,  $K = 36$  respectivement), en opposition à la forte corrélation négative entre la fraction fine et CLOM/COT (%) ( $r = -0,61$ ,  $p < 0,001$ ,  $K = 36$ ) (Figure 113 ; Figure 114). Cela suggère que la proportion de fraction fine (limon-argile) est le facteur de contrôle principal de la concentration en matière organique au niveau des sédiments de la zone étudiée. En effet, la préservation de la matière organique dans la fraction fine est favorisée par la surface spécifique importante des argiles permettant l'adsorption de la matière organique. Des phénomènes d'agrégation avec la fraction de limon, concentrent également la matière organique. D'autre part, la forte corrélation existante entre CO et

NT ( $r = 0.87$ ,  $p < 0,001$ ,  $K = 36$ ) suggère qu'ils ont une même origine et que la majorité de l'azote est organique (Sondi et al., 2008 ; Quiros-Collazos et al., 2017).

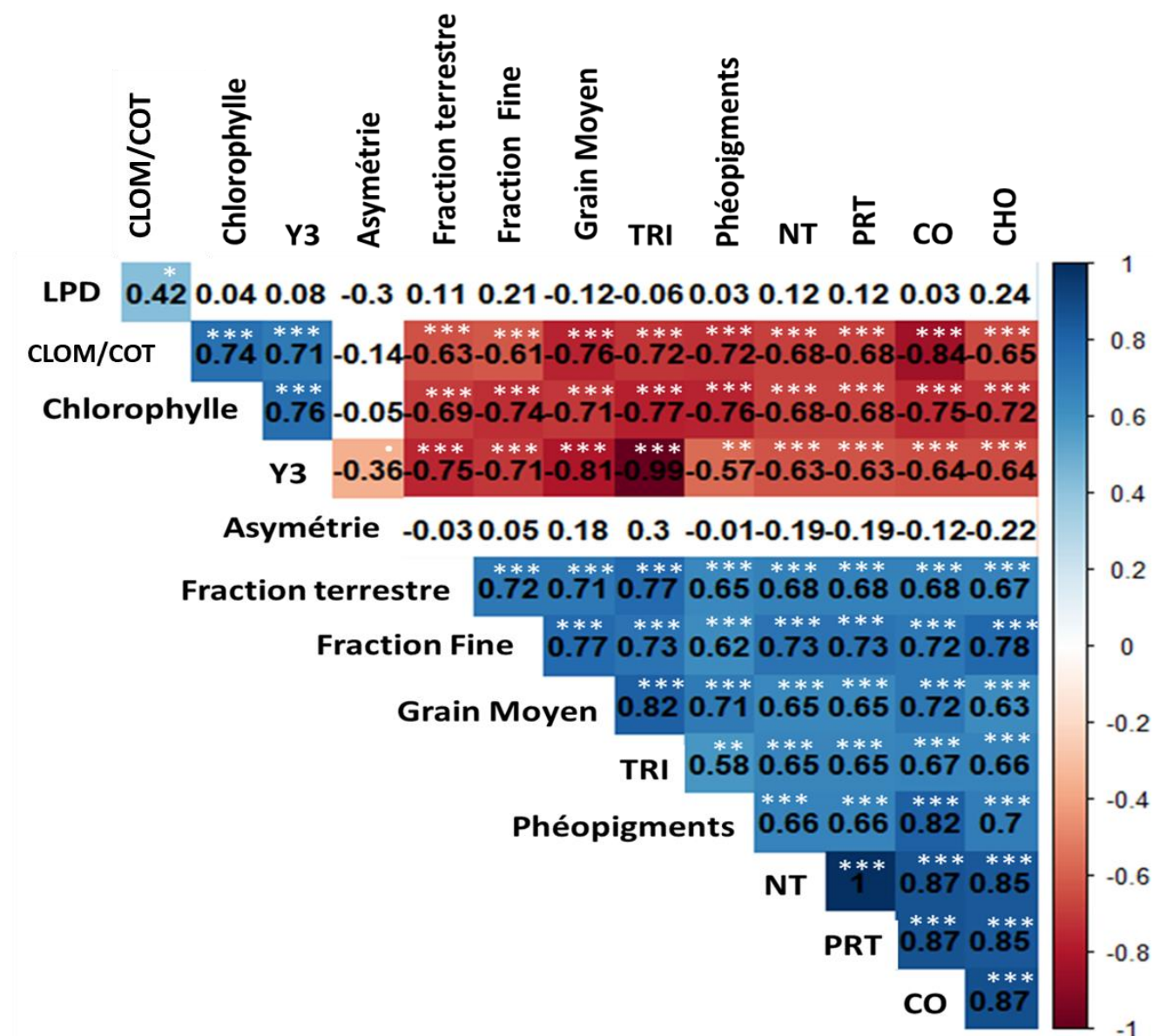


Figure 113: Matrice de corrélation des différents paramètres N=38 K=36

La couleur rouge signale une corrélation négative alors que la couleur bleue montre une corrélation positive.

L'Astérix indique le degré de significativité de la corrélation. P-values (0, 0.001, 0.01, 0.05, 0.1, 1)  $\Leftrightarrow$  symboles ("\*\*\*", "\*\*", "\*", ".", " ").



Les résultats de l'ACP et du test de Kruskal Wallis, font apparaître la nette différenciation entre les deux types d'environnements, l'un très littoral au niveau des zones  $\leq 30$  m et l'autre plus éloigné sur le plateau continental ( $\geq 60$  m).

Les deux variables CLOM/COT et  $F_t$  sont inversement corrélées ( $r = -0.63$ ,  $p < 0,001$ ,  $K = 36$ ) (Figure 113 ; Figure 114). Le fait que la labilité de la matière organique diminue avec l'augmentation de la fraction terrestre indique que la matière organique labile fraîche est principalement d'origine planctonique marine. Des pourcentages élevés de CLOM/COT atteignant 70% sont enregistrés au niveau d'autres zones littorales peu profondes (Isla et al., 2006; Wang et al., 2018). De même, la forte corrélation existante entre la chlorophylle et la fraction organique labile (CLOM/COT) ( $r = 0,74$ ,  $p < 0,001$ ,  $K = 36$ ) ayant des teneurs importantes au niveau des stations littorales (Figure 113 ; Figure 114) indiquent la prédominance du matériel issu de la production primaire du phytoplancton marin autochtone au niveau de ces stations (Dell'Anno et al., 2008; Liu et al., 2015). Cette situation est évoquée aussi dans les sections précédentes en se basant sur les valeurs de  $\delta^{13}C$  et le pourcentage de fraction terrestre.

La préservation de la matière organique des sédiments augmente en passant des stations littorales ( $\leq 30$  m) aux stations profondes ( $\geq 60$  m) où la fraction réfractaire de la matière organique (biochimiquement résistante) devient dominante. Dans les dépôts profonds, le pourcentage de la fraction labile décroît en association avec la diminution de la contribution autochtone planctonique marine à la matière organique et l'augmentation de la fraction terrestre. En fait, la matière organique terrestre accumulée au niveau des écosystèmes marins est principalement composée de matière organique réfractaire, tandis que la matière organique marine d'origine planctonique est principalement labile

et rapidement minéralisée. De plus, les pourcentages plus élevés de matière organique réfractaire sont principalement dus à la perte par dégradation de la matière organique labile lors du transport (Winogradow and Pempkowiak, 2018).

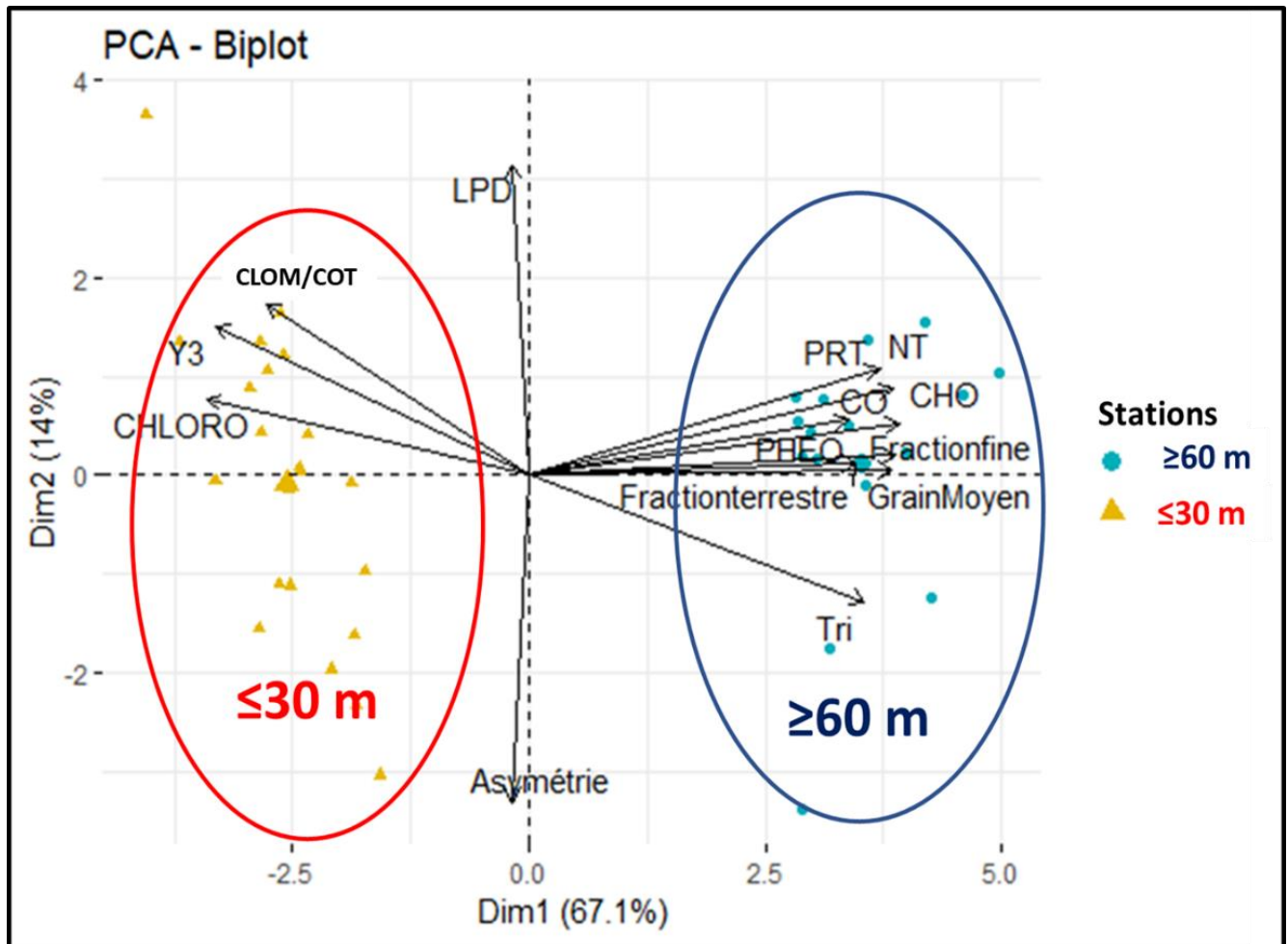


Figure 114 : Graphe des individus et des Variables de l'ACP

## 8. Variations saisonnières des paramètres biogéochimiques

### 8.1. Différences saisonnières aux stations littorales ≤30 m

Au niveau des stations littorales, la différence saisonnière est significative pour les paramètres : carbone organique, glucides, lipides, matière organique labile

(CLOM/COT), chlorophylle-a et phéopigments. Les résultats sont représentés dans les Figure 115 à Figure 120

Pour le carbone organique et les glucides, la saison humide (mois de décembre et de janvier : Crue) est caractérisée par des valeurs plus faibles, ces derniers étant transportés avec les sédiments fins par l'apport fluvial vers les stations profondes.

D'autre part, la chlorophylle, la matière organique labile (CLOM/COT) et les lipides suivent presque les mêmes distributions temporelles ayant les valeurs les plus élevées en Janvier 2017 au niveau de M2 et M3.

Les teneurs les plus élevées en phéopigments caractérisent le mois de juin lorsque les teneurs de chlorophylle-a sont minimales, après le bloom printanier, alors que les valeurs minimales sont relevées pour les mois d'octobre, janvier et décembre.

L'annexe 2 résume les valeurs du test.

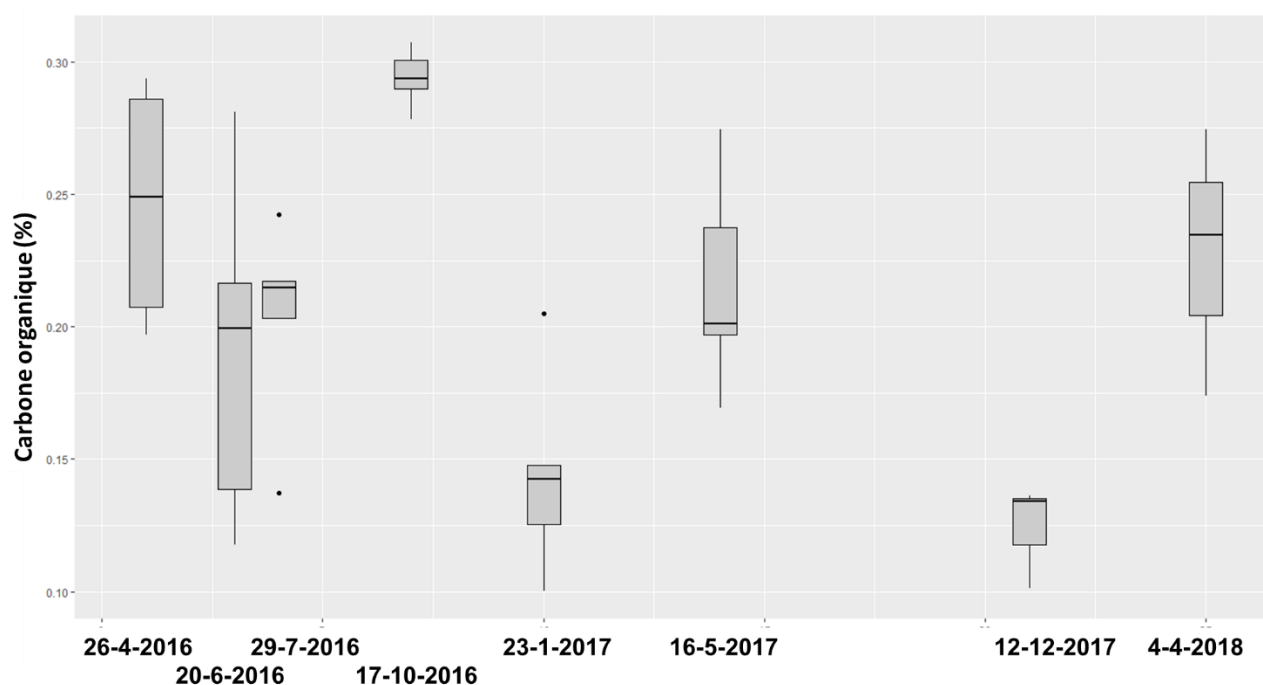


Figure 115 : Distribution saisonnière du CO (stations  $\leq 30$  m)

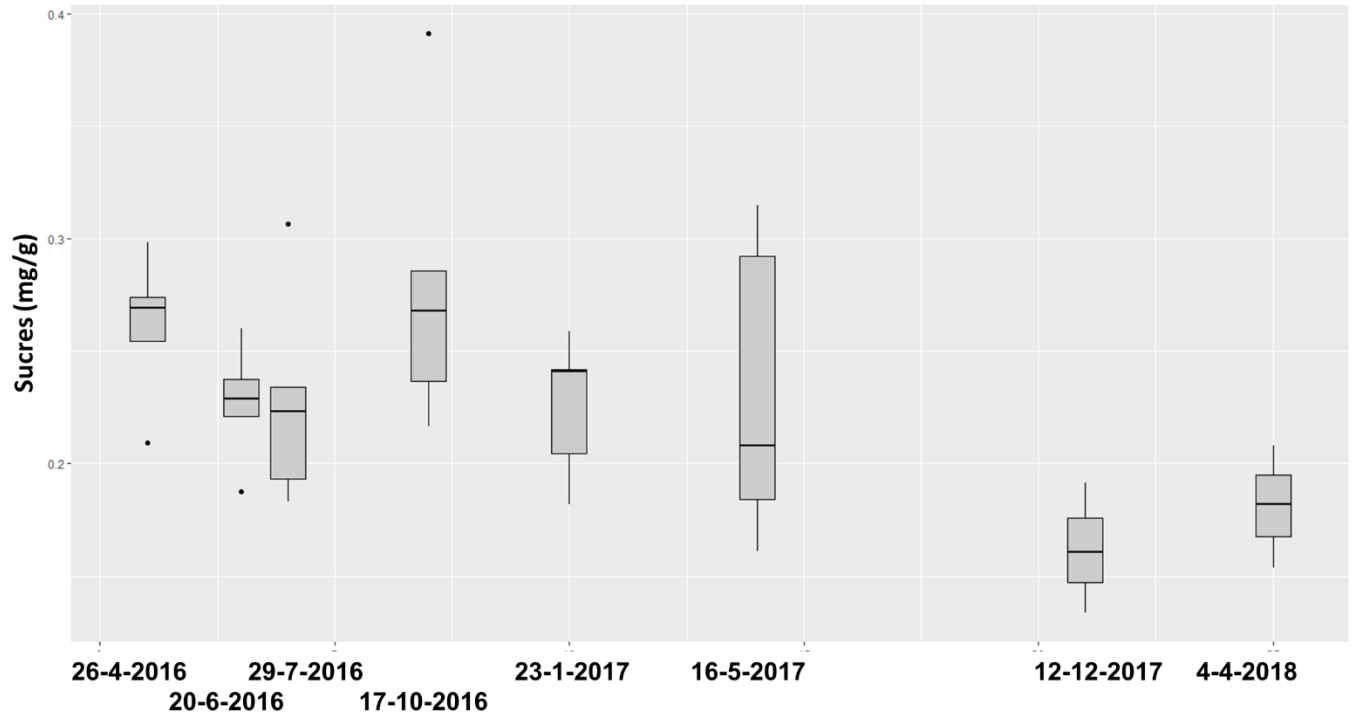


Figure 116: Distribution saisonnière des glucides (stations ≤30 m)

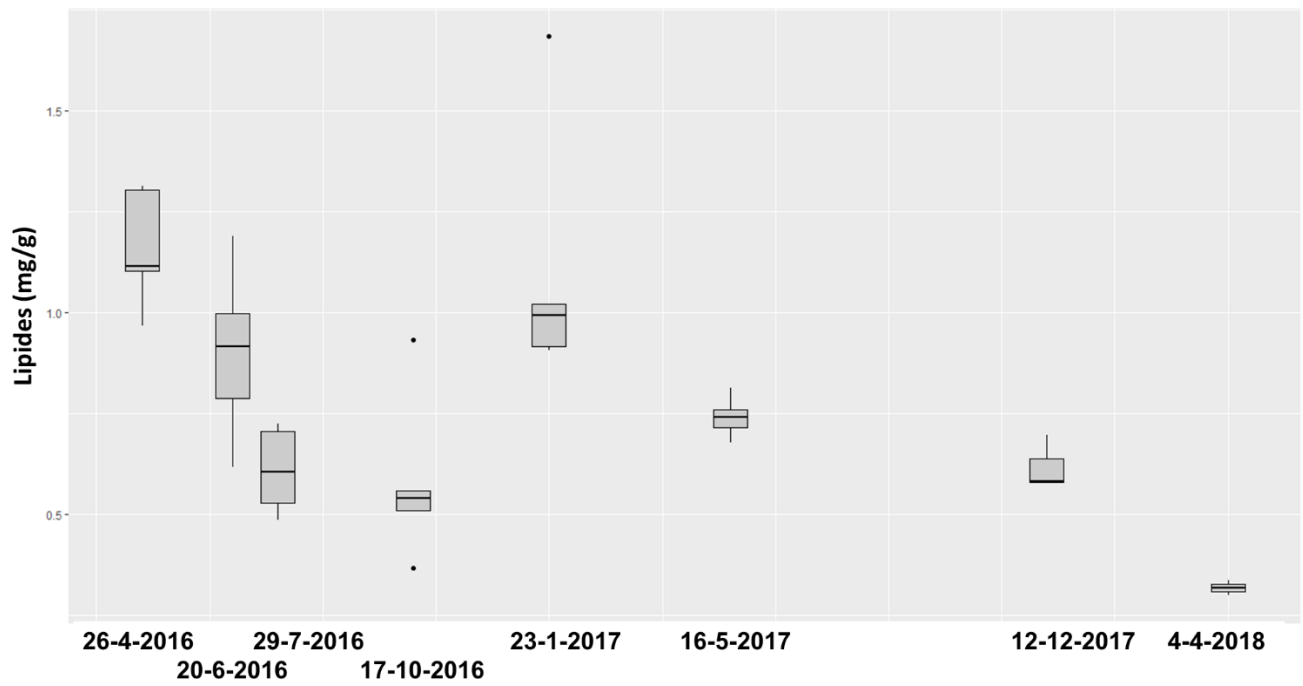


Figure 117 : Distribution saisonnière des lipides (stations ≤30 m)

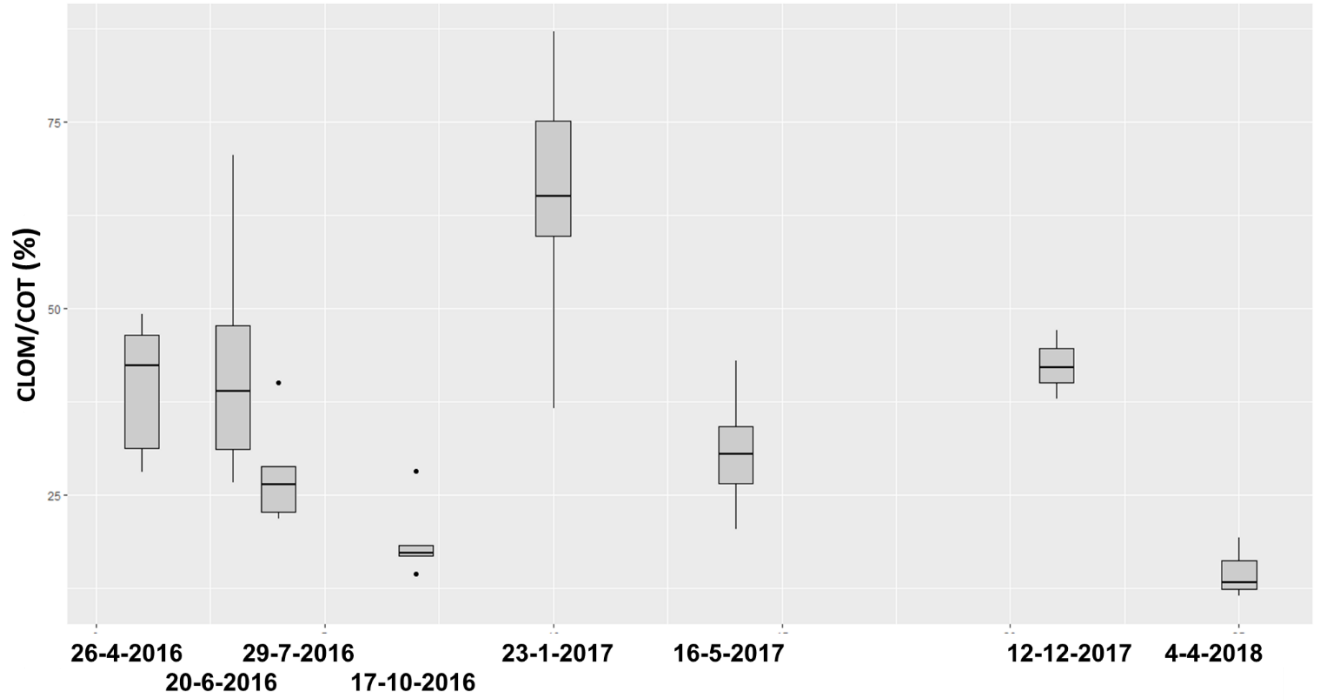


Figure 118: Distribution saisonnière de la fraction organique labile (stations  $\le 30\text{ m}$ )

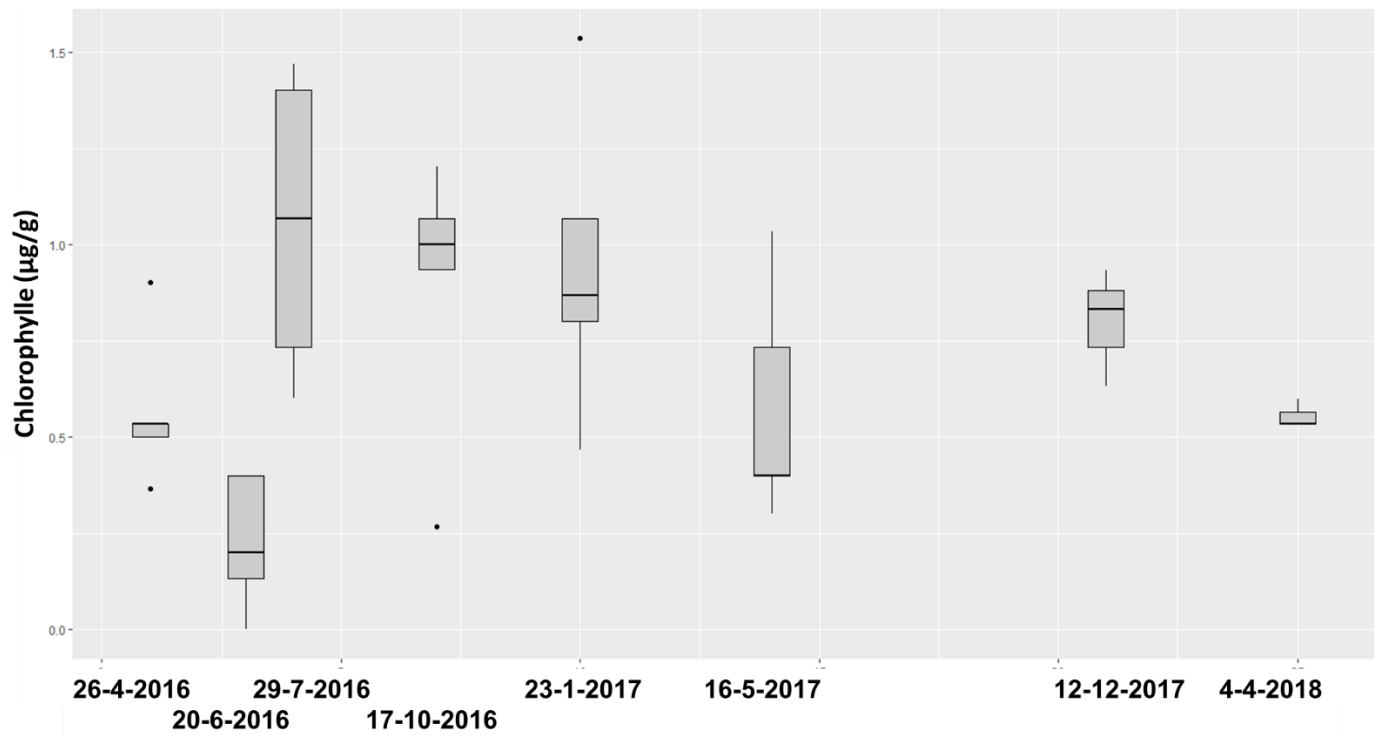


Figure 119 : Distribution saisonnière de la chlorophylle (stations  $\le 30\text{ m}$ )

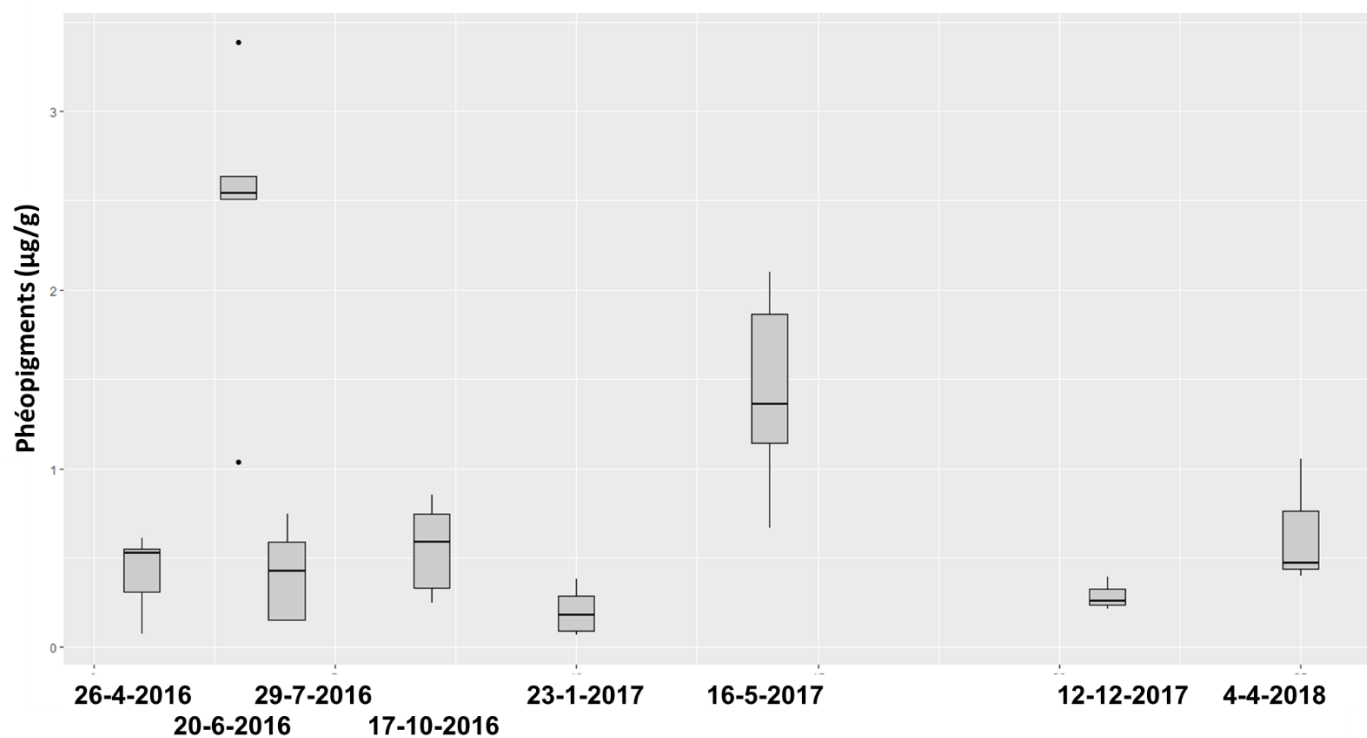


Figure 120 : Distribution saisonnière des phéopigments (stations  $\leq 30$  m)

## 8.2. Différences saisonnières aux stations profondes $\geq 60$ m

Au niveau des stations profondes, la différence saisonnière est significative seulement pour les paramètres suivants : Protéines, CLOM/COT, Lipides, Azote total. Les résultats de la différence entre les dates d'échantillonnage pour ces paramètres sont représentés dans les Figure 121 à Figure 124. Une différence significative existe entre août et octobre (saison sèche), présentant les valeurs les plus élevées d'une part, et les mois de décembre, janvier et avril (saison humide), d'autre part. Cette différence peut être attribuée à l'augmentation de l'apport fluvial lors de la saison humide résultant en une dilution des teneurs des composés labiles. Alors que pour les phosphates, la situation est

inversée puisque leur teneur augmente avec la fraction fine et l'apport fluvial et diminue en été suite à l'épuisement après le bloom phytoplanctonique.

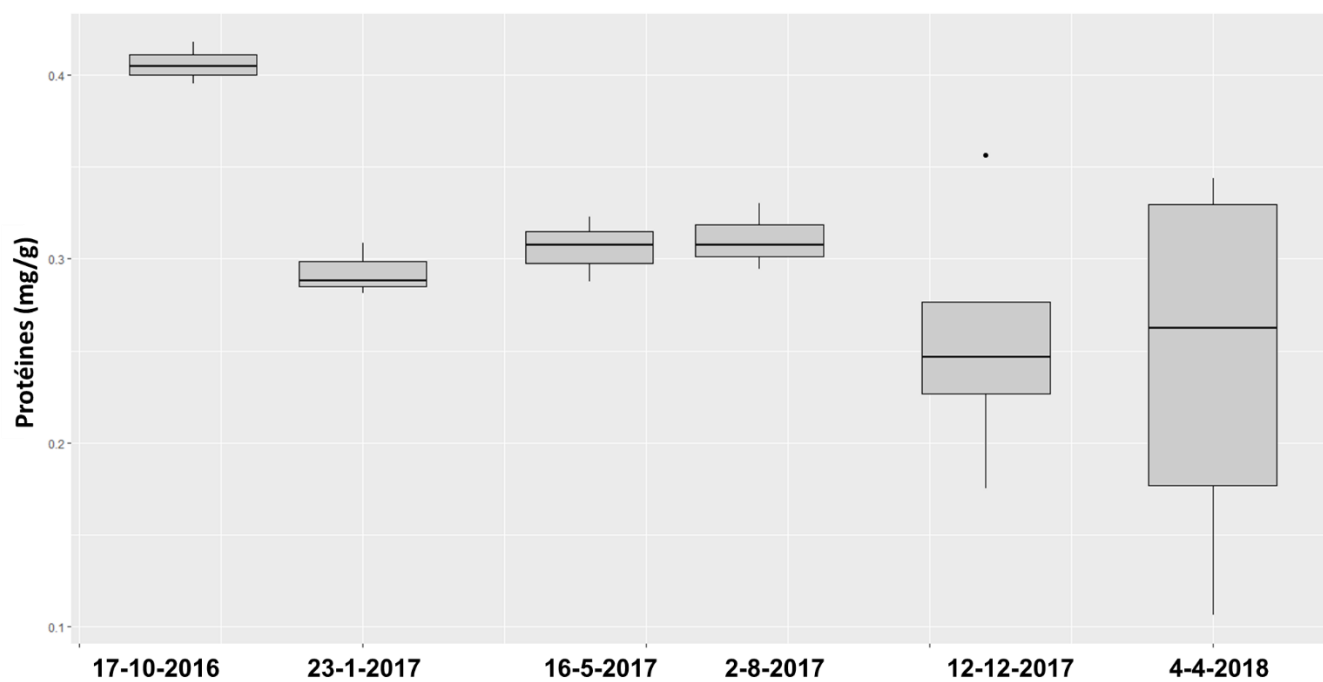


Figure 121 : Distribution saisonnière des protéines (stations  $\geq 60$  m)

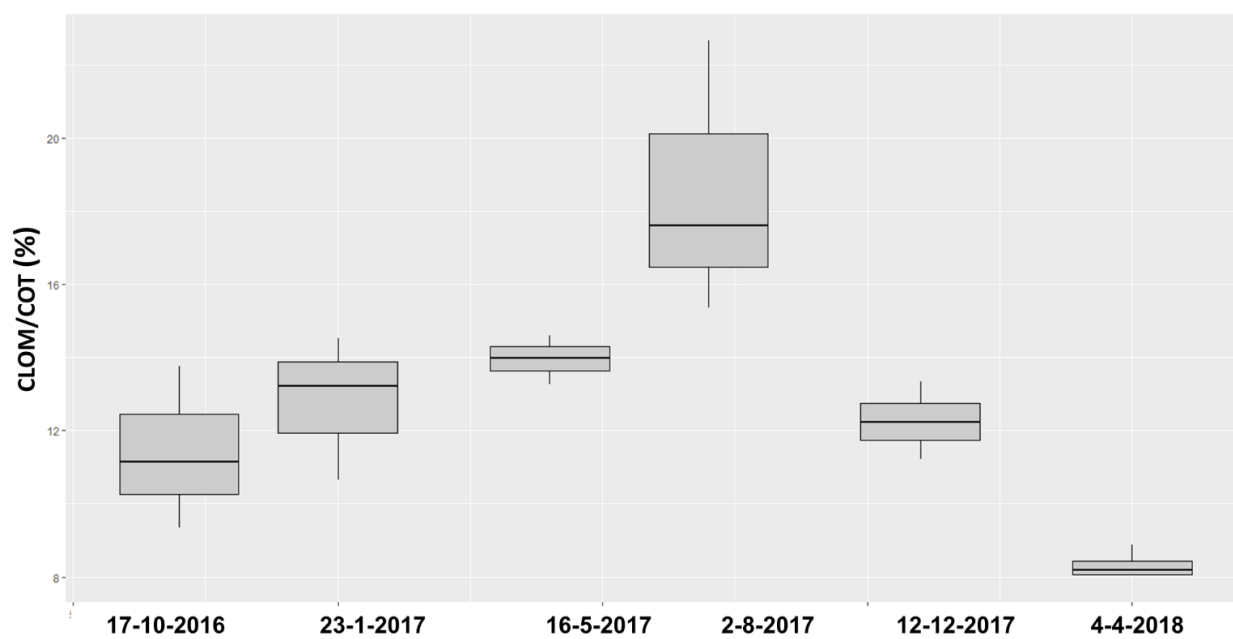


Figure 122 : Distribution saisonnière de la fraction organique labile (stations  $\geq 60$  m)

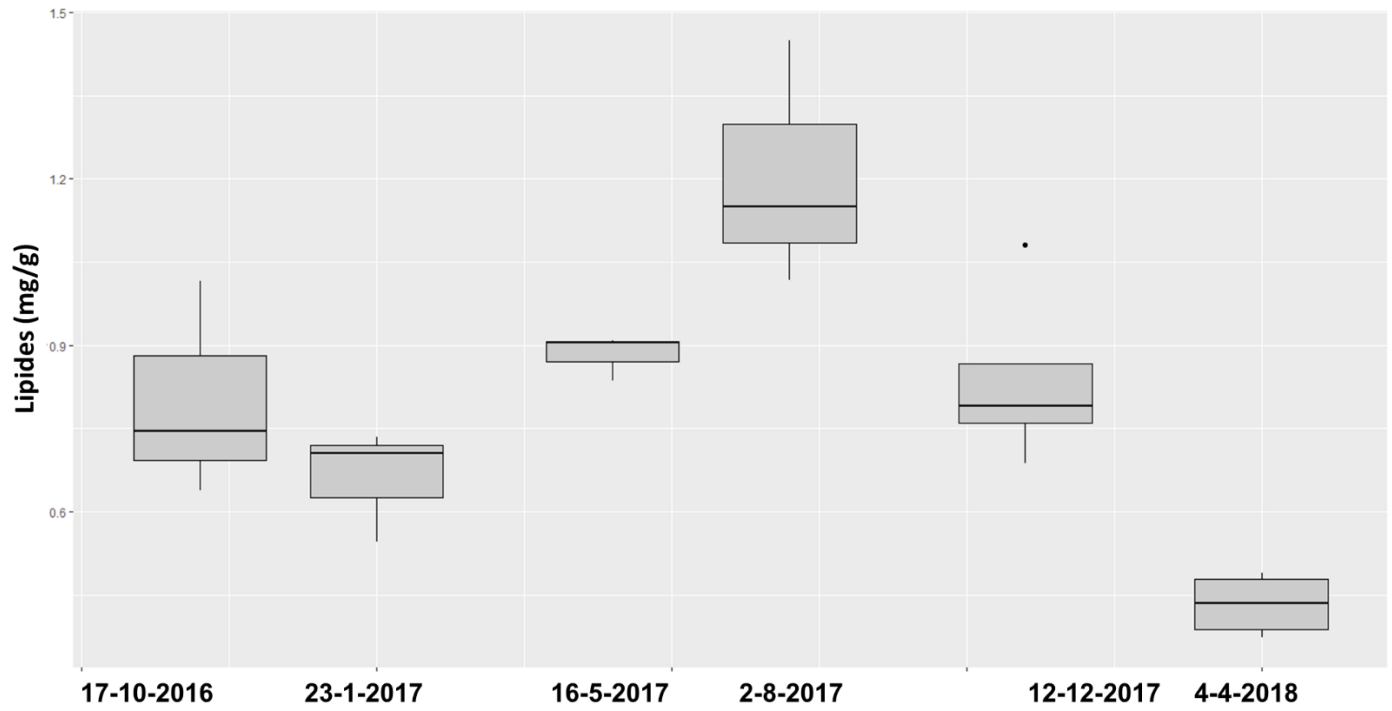


Figure 123 : Distribution saisonnière des lipides (stations  $\geq 60$  m)

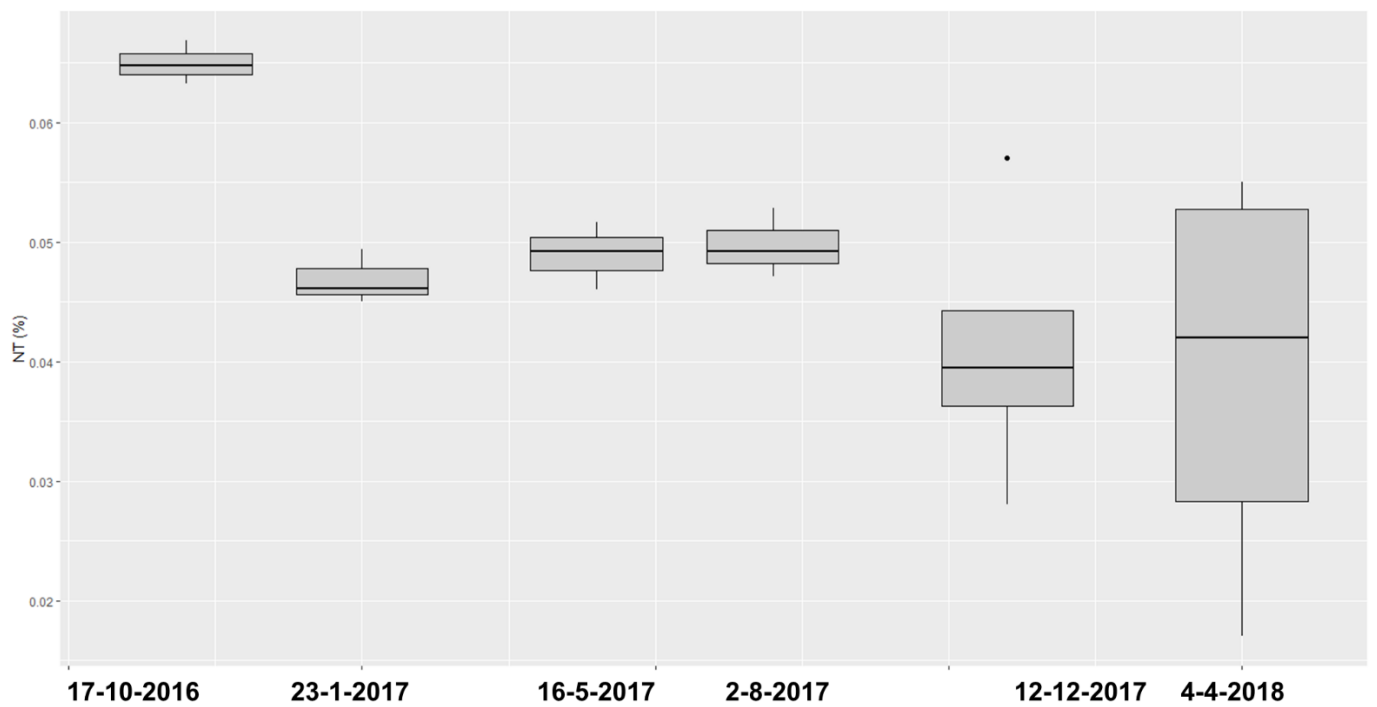


Figure 124 : Distribution saisonnière de l'azote total (stations  $\geq 60$  m)



## Conclusion

Les résultats de l'étude biogéochimiques ont fourni des informations sur les sources et le devenir de la matière organique présente au niveau de la zone interface étudiée.

Les valeurs du rapport élémentaires C/N indiquent la dominance du matériel fluviatile ainsi qu'un degré de dégradation important et sélectif de l'azote principalement. De plus les valeurs du rapport PRT/CHO inférieures à l'unité, signalent la prévalence des conditions oligotrophes.

L'importance de la fraction terrestre de la matière organique, déduite du modèle basé sur les valeurs du  $\delta^{13}\text{C}$  du carbone organique, différencie deux types d'environnements sédimentaires (1)  $\leq 30$  m appauvri et (2)  $\geq 60$  m enrichi par ailleurs révélés par les analyses granulométriques et vérifiés par le Test de Kruskal Wallis et par l'ACP.

Les sédiments de la zone littorale ( $\leq 30$  m) se caractérisent par des faibles valeurs de carbone organique et d'azote total, où la matière organique est principalement d'origine autochtone avec l'occurrence des valeurs maximales de la chlorophylle et de la fraction organique labile.

D'autre part, au niveau de la zone profonde ( $\geq 60$  m), les quantités de carbone organique et d'azote total sont plus élevées et la matière organique est plutôt réfractaire et d'origine allochtone terrestre ayant pour origine les dépôts fluviaux transportés par le fleuve côtier Ibrahim.

## **Partie 4**

---

### **Géochimie inorganique des sédiments marins et fluviatiles**

Les objectifs de cette partie du projet de recherche sont de déterminer la signature des REE des sédiments dans la zone côtière ainsi que dans les sédiments et matières en suspension fluviales afin de pouvoir tracer l'origine des sédiments marins côtiers en se basant sur un indicateur fiable d'origine. Cette signature étant établie, ceci devrait permettre d'identifier et d'estimer la contribution de ces sédiments et matières en suspension fluviales dans des sédiments déposés plus au large.

### 1. Eléments majeurs

Les éléments étudiés sont : Le sodium (Na), le magnésium (Mg), le calcium (Ca), le potassium (K), le fer (Fe), l'aluminium (Al). Les résultats sont représentés sur la Figure 125 et les valeurs numériques sont consignées dans l'annexe 3.

Dans la zone étudiée, les sédiments marins sont riches en calcium (12.4 à 19.3%) et en magnésium (3 à 6.5%). Les valeurs sont comparables à celles relevées sur la côte Libanaise au Nord de Beyrouth : « Akkar » (Ca :23.2% et Mg : 4.23%) et « Selaata » (Ca:19.05% et Mg:2.72%) (Abi Ghanem, 2008). Les teneurs en Al s'échelonnent entre 1.8 et 5.24%. Une augmentation progressive de la concentration est à remarquer entre les stations de faible profondeur ( $\leq 30$  m) et les stations plus profondes ( $\geq 60$  m). Ces teneurs sont comparables aux teneurs trouvées par Abi Ghanem, (2008) dans les sédiments de « Akkar » (2.17%) et de « Selaata » (1.71%). Les teneurs en sodium (0.51 à 1.82%) diminuent non significativement en profondeur. Concernant les teneurs en Fe (3.18 à 8.02%), elles sont légèrement supérieures à celles enregistrées à « Akkar » (3.54%) par Abi Ghanem, (2008),. Cette augmentation de Fe était aussi signalé par Shiber, (1980).

Concernant les sédiments et les MES fluviaux, les teneurs en calcium et magnésium sont dans le même ordre de grandeur révélant une nature carbonatée au niveau du bassin versant comme signalée par Assaker (2016) au niveau du même bassin versant. Les teneurs en Al dans les MES fluviaux (5.18 à 8.13%) sont comparables aux teneurs enregistrées au niveau de l'estuaire du Fleuve Jaune en Chine (6.29 à 8.97%) par Gao et al., (2015).

Selon le test de Kruskal Wallis, la différence entre les sites n'est pas significative ( $p$  value  $> 0.05$ ) pour les deux éléments Fe ( $p$ -value=0.413) et Ca ( $p$ -value= 0.08). La distribution spatiale des concentrations en Na et Mg est relativement claire et montre une diminution significative avec une profondeur croissante. La tendance est opposée pour K et Al dont les teneurs augmentent significativement en profondeur (Figure 4-2). Cela est à mettre en lien avec la proportion croissante de la fraction fine dans les sédiments. D'autre part, il n'existe pas de différence significative entre les éléments engendrée par des périodes d'échantillonnage différentes

Aussi cette distribution spatiale des éléments suggère que les particules fines transportées par les MES du fleuve ne se déposent ni au niveau de l'embouchure ni au niveau des zones  $\leq 30$ m mais sont transportées jusqu' aux zones  $\geq 60$  m où elles se déposent.

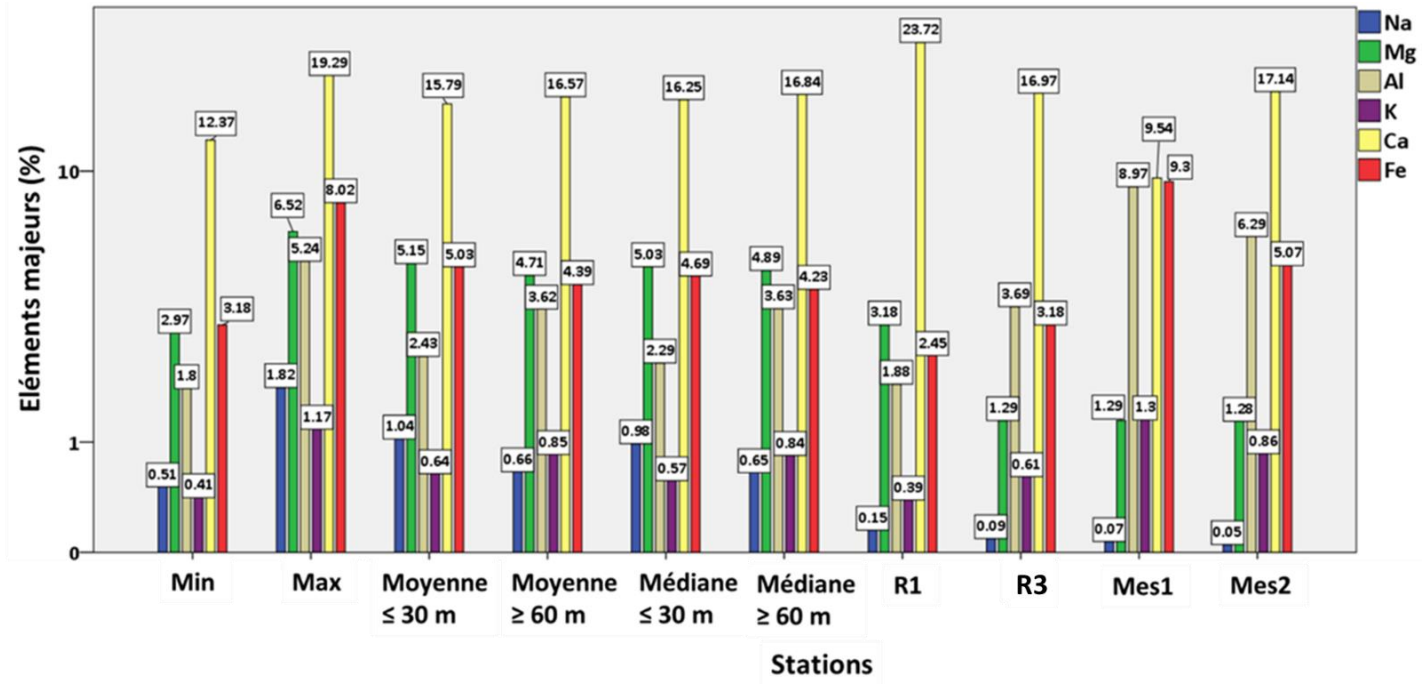
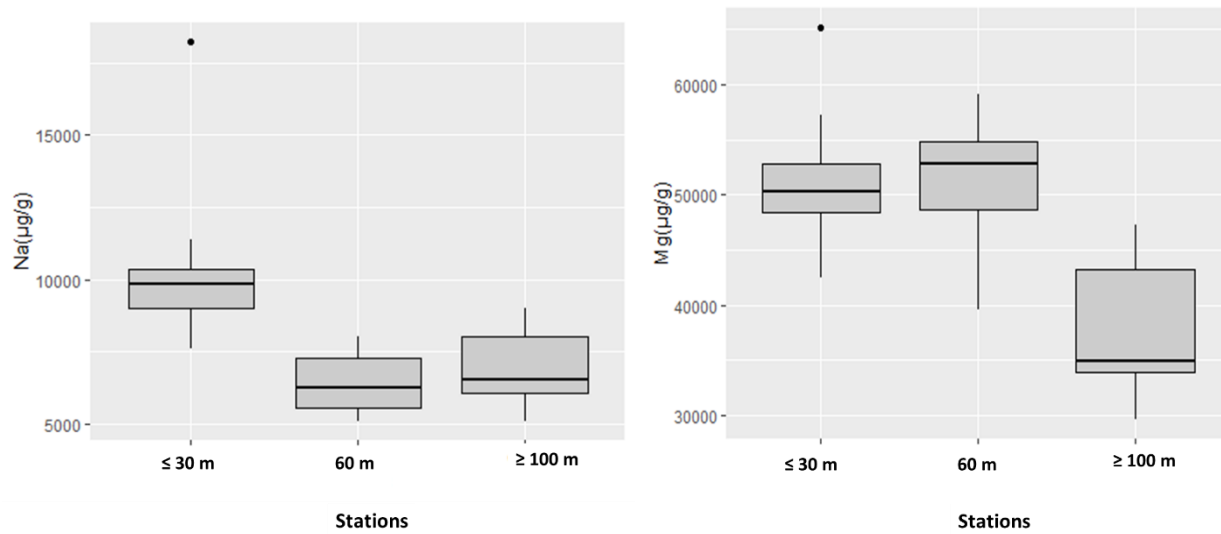


Figure 125: Teneurs en éléments majeurs au niveau du site étudié



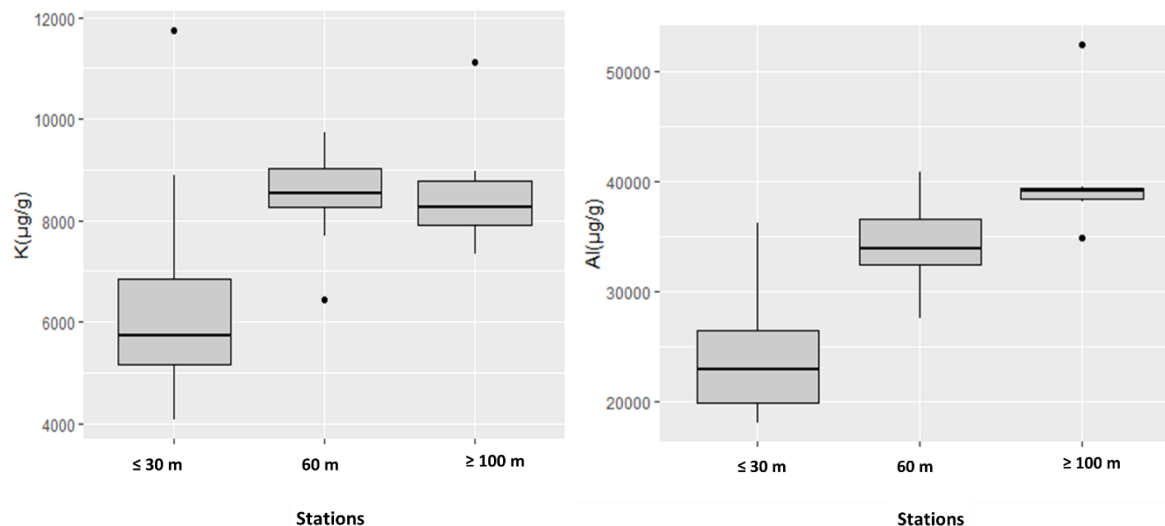


Figure 126: Distribution spatiale des éléments Na, Mg, K et Al ayant une différence significative entre les stations.

## 2. REE

Les terres rares étudiés sont : Lanthane (La), Cérium (Ce), Praséodyme (Pr), Néodyme (Nd), Samarium (Sm), Europium (Eu), Gadolinium (Gd), Terbium (Tb), Dysprosium (Dy), Holmium (Ho), Erbium (Er), Thulium (Tm), Ytterbium (Yb), Lutécium (Lu). La distribution des terres rares au niveau des sédiments est représentée en utilisant un graphique standard multi-éléments (Figure 127) et pour une représentation visuelle plus facile, au niveau du graphique de la Figure 128, les moyennes seront seulement représentées. Les courbes de distribution sont parallèles pour la plupart des stations. D'abord, les teneurs des terres rares légères sont beaucoup plus importantes que les teneurs des terres rares lourdes, ce qui est généralement le cas au niveau des sédiments fluviaux et estuariens évoquée aussi par Roussiez et al. (2013). Cela est attribuée à l'adsorption préférentielle des LREE aux phases solides comme les sédiments et les matières en suspension et par contre la solubilité des HREE en formant des complexes forts avec des ions carbonates (Roussiez et al., 2013).

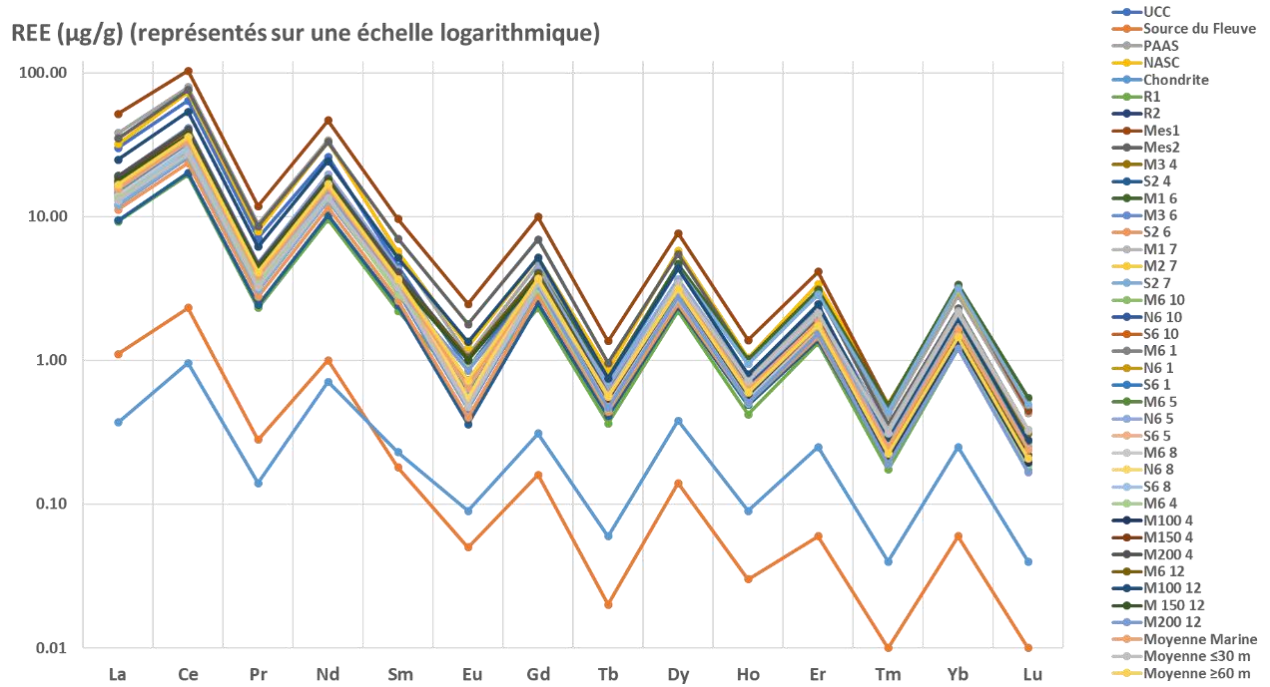


Figure 127: Diagramme de distribution des REE

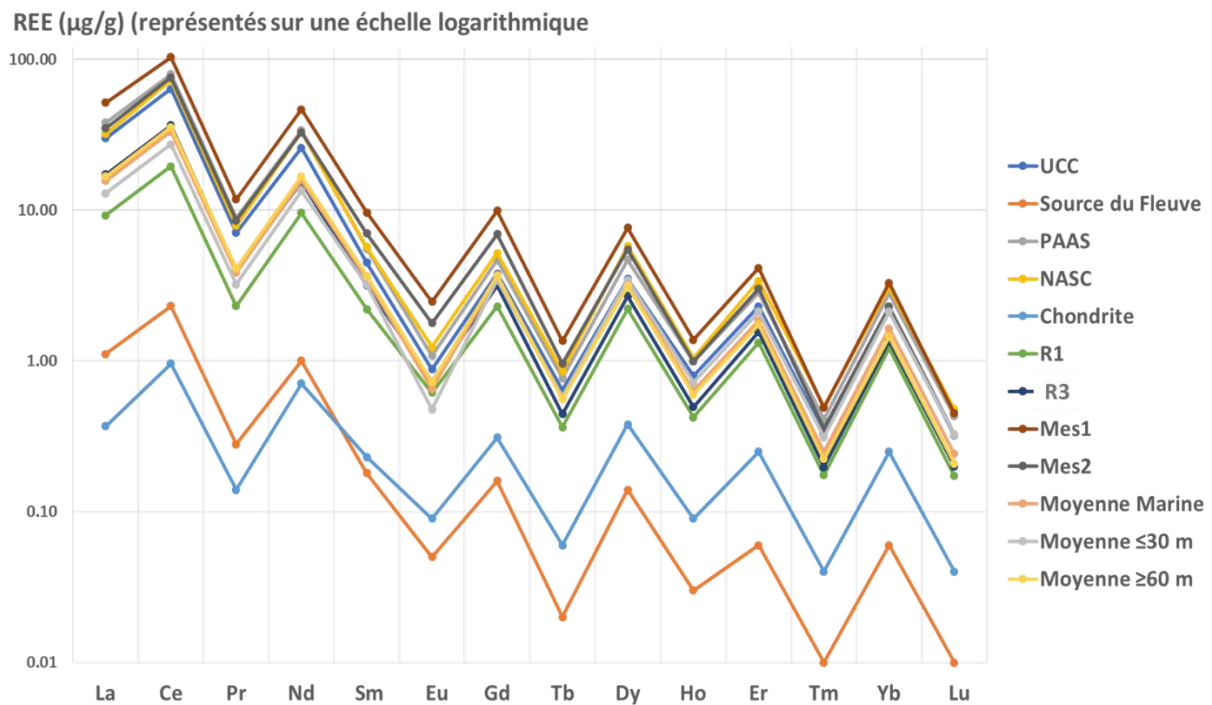


Figure 128: Diagramme de distribution des REE (Moyenne)

NASC (North American Shale Composite) ; PAAS (Post Archean Australian Shales)

## 2.1. Normalisation par rapport à des références internationales et locales

Pour accéder à une comparaison facile entre les différents échantillons de sédiments étudiés, une normalisation des teneurs en terres rares par rapport au standard de référence doit être réalisée (Rezaee et al., 2009 ; Orani et al., 2018). Dans cette étude, la normalisation a été faite par rapport à l'UCC (Croute continentale ; Figure 129), au NASC (North American Shale Composite ; Figure 130), au PAAS (Post Archean Australian Shales ; Figure 131), aux Chondrites ; Figure 132 et à la roche mère au niveau du bassin versant Ibrahim (

Figure 133) prises de l'étude de Assaker, (2016) qui pourra être considéré comme une référence locale.

Les diagrammes de normalisation montrent les distributions des REE au niveau des sédiments et MES étudiés mais pour voir nettement s'il existe des anomalies en Ce et en Eu et les quantifier, les équations suivantes sont utilisées (Taylor and McLennan, 1985):

$$Ce/Ce^* = (3Ce_N) / (2La_N + Nd_N) \text{ (Eq. 1)}$$

$$Eu/Eu^* = (Eu_N) / \sqrt{(Sm_N * Gd_N)} \text{ (Eq. 2)}$$

Le symbole (N) désigne la concentration de l'élément normalisée par rapport à la référence utilisée. Pour des valeurs de Ce/Ce\* et Eu/Eu\* inférieures à 0.95, une anomalie négative est enregistrée et des valeurs supérieures à 1.05 indiquent une anomalie positive (Lin et al., 2013). Les résultats sont présentés dans le (Tableau 25).

Les anomalies positives et négatives du Cérium au niveau de l'eau de mer sont largement affectées par le manganèse. En fait, le Cérium peut s'hydrolyser et précipiter avec le



manganèse. Par conséquent, une anomalie positive en Ce pourra être due à la présence importante de Manganèse tandis que la présence d'autres dépôts biogéniques et/ou chimiques peuvent avoir des effets négatifs. D'autre part, la présence des roches carbonatées dans la région et leur altération peut provoquer une anomalie négative du Ce au niveau des sédiments marins (Rezaee et al., 2009). Dans cette étude, pour les échantillons marins, Ce/Ce\* ne dépasse pas l'unité (Tableau 25) (0.93-0.98) ce qui témoigne d'un comportement semblable à l'UCC, NASC, PAAS et source du fleuve (Orani et al., 2018).

## 2.2. Normalisation par rapport à l'UCC

Pour évaluer à quel point les échantillons étudiés reflètent la composition de la croûte continentale, la composition des terres rares est comparée aux valeurs enregistrées au niveau de la croûte continentale supérieure (UCC) (He et al., 2015). La distribution des teneurs normalisées est représentée dans la Figure 129. Les échantillons définissent les mêmes modèles généraux. Nous notons que les teneurs se situent au-dessous de la valeur moyenne de l'UCC sauf pour les MES, ce qui est probablement dû à la granulométrie et en particulier l'enrichissement en fraction fine et donc en Al. Par suite aucun effet de pollution anthropique semble affecter la composition des terres rares au niveau des sédiments de la zone étudiée. La composition en REE dans les sédiments et les Mes étudiés reflètent la distribution des REE dans l'UCC.

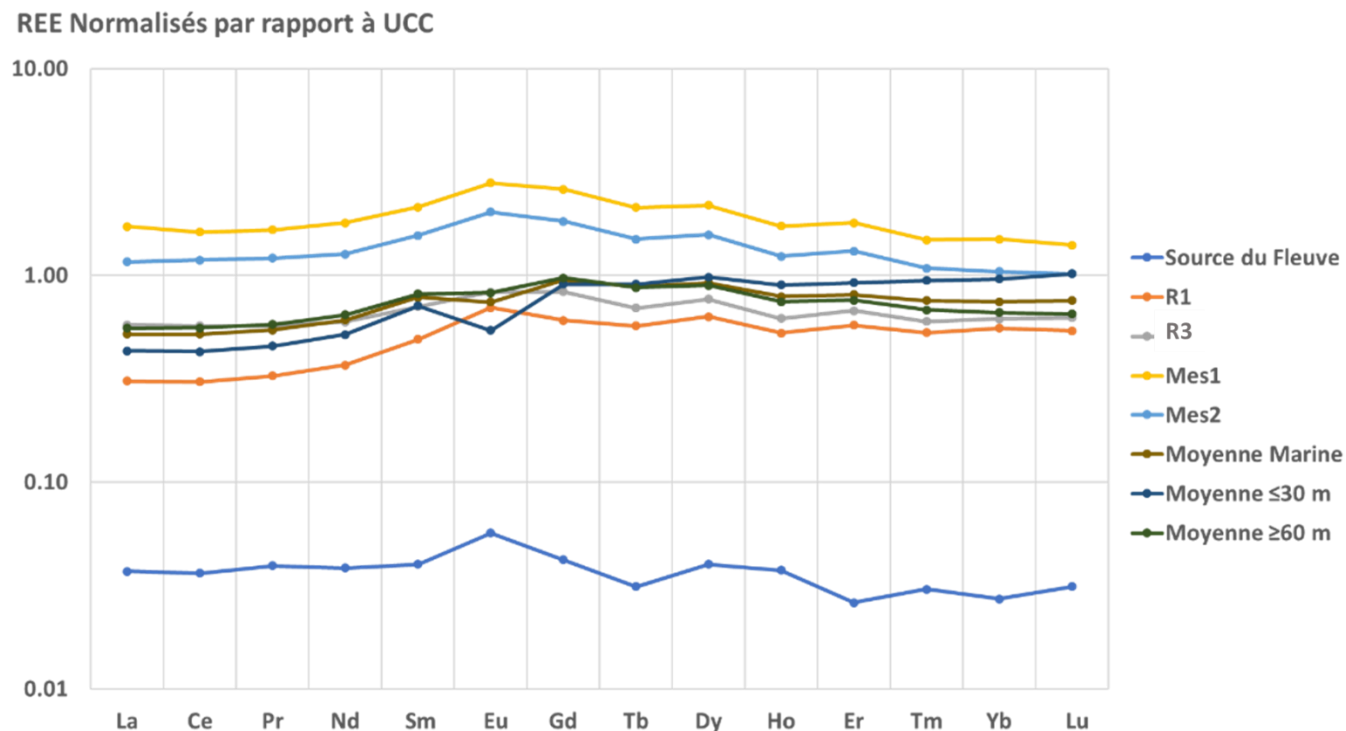


Figure 129: Diagramme de distribution des REE normalisés par rapport à l'UCC (Moyenne)

### 2.3. Normalisation par rapport au Shales (NASC et PAAS)

La distribution des teneurs normalisées par rapport au Shales est représentée dans les Figure 130 et Figure 131. Les distributions suivent la même évolution et les teneurs se situent au-dessous de la valeur moyenne des shales sauf pour les MES probablement dû à la granulométrie en particulier l'enrichissement en fraction fine et Al. Par suite aucun effet de pollution anthropique semble affecter la composition des terres rares au niveau des sédiments de la zone étudiée.

Henderson (1984) dans Lin et al. (2013) suggère l'utilisation du NASC comme référence pour la normalisation des teneurs en terres rares dans les sédiments, la concentration d'un lanthanide donné est divisé par la concentration de cet élément dans le NASC (Rezaee et al., 2009).

Le rapport  $\text{Eu}/\text{Eu}^*$  normalisé par rapport au NASC montre une anomalie faiblement positive de 1.01 à 1.29 (Tableau 25) pour les échantillons de sédiments et de MES fluviaux alors qu'une anomalie faiblement négative est enregistrée au niveau des sédiments marins, anomalie qui diminue en profondeur de 0.63 à 0.86 en passant de  $\leq 30$  m à  $\geq 60$  m de profondeur.

REE Normalisés par rapport à NASC

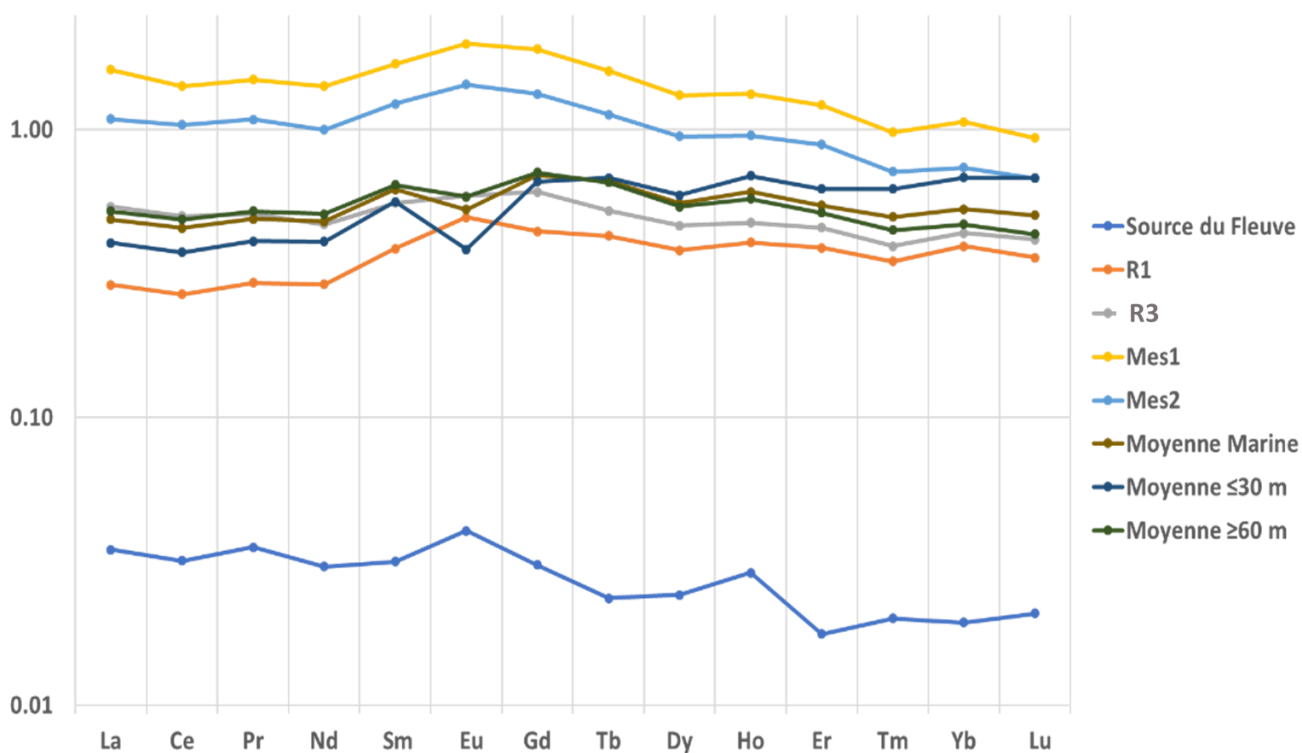


Figure 130: Diagramme de distribution des REE normalisés par rapport au NASC (Moyenne)

## REE Normalisés par rapport au PAAS

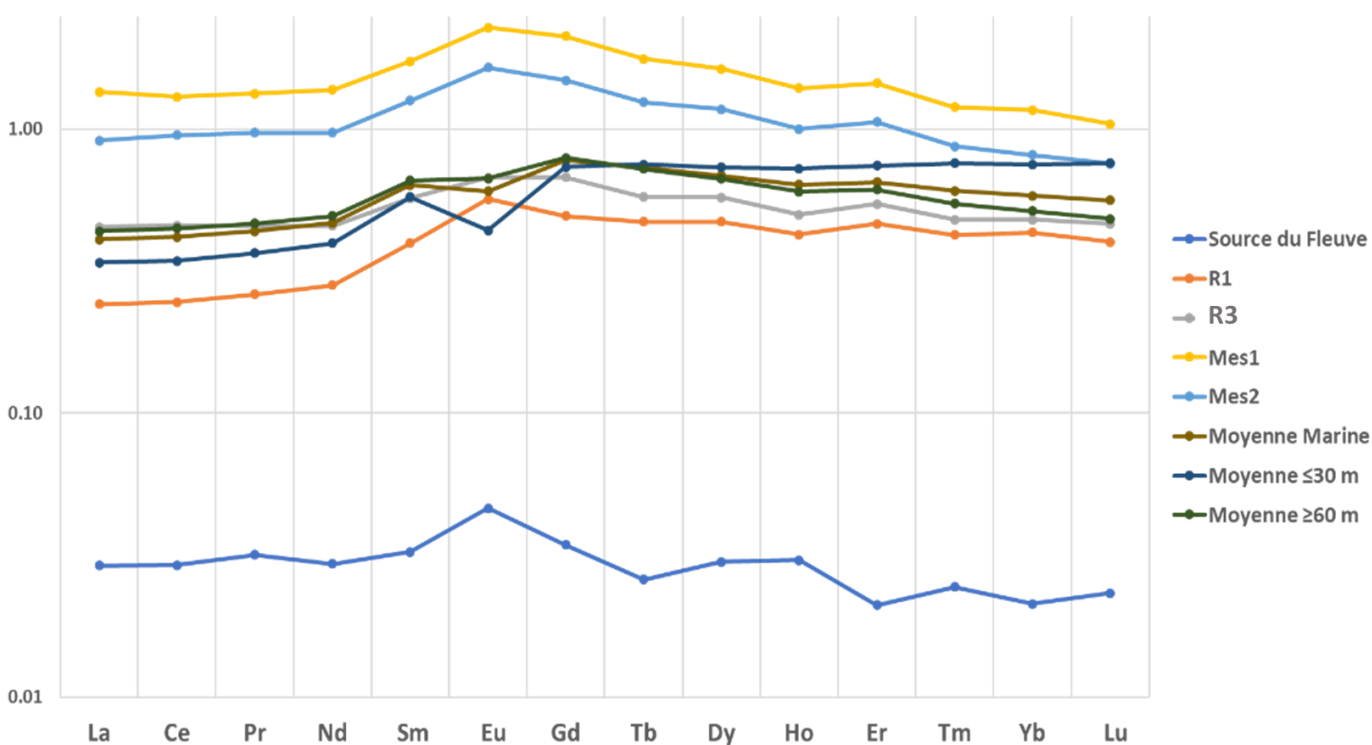


Figure 131: Diagramme de distribution des REE normalisés par rapport au PAAS (Moyenne)

## 2.4. Normalisation par rapport aux Chondrites

Les résultats de la normalisation des terres rares par rapport aux chondrites pour les sédiments côtiers et fluviatiles ainsi que pour les particules en suspension du Fleuve Ibrahim sont présentés dans la Figure 132. Les teneurs normalisées révèlent un enrichissement en LREE et HREE. Les allures des distributions normalisées sont similaires pour les sédiments fluviatiles et marins et les Mes fluviatiles. Elles se caractérisent par un enrichissement en LRRE plus important que celui des HREE et diminuent rapidement en passant de La à Lu. On peut en conclure que les processus géochimiques qui transportent les MES ou les sédiments fluviatiles, ainsi que les activités

anthropiques, n'affectent pas la distribution et le fractionnement des terres rares au niveau de la zone d'étude (Lin et al., 2013).

Les profils des REE au niveau des sédiments fluviaux étudiés sont similaires à l'allure générale d'autres grands fleuves du monde (Yang et al., 2003) caractérisée par un enrichissement en LREE, de faibles anomalies en Ce ( $Ce/Ce^*$ : 0,94-0,98) et une anomalie négative plus prononcée en Eu ( $Eu/Eu^*$ : 0,68— 0,76) (Tableau 25). D'autre part, tous les échantillons sont caractérisés par une anomalie négative en Eu, ce qui est typique de la croûte continentale supérieure (He et al., 2015).

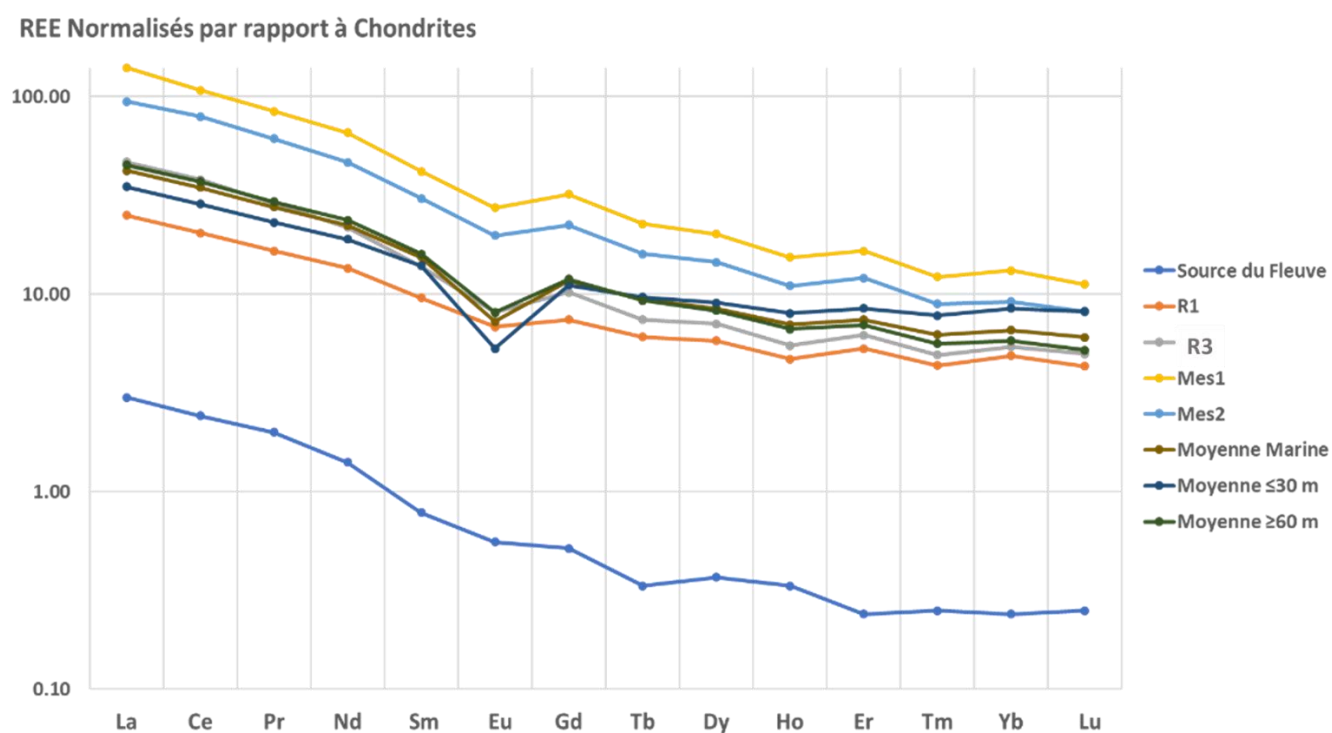


Figure 132: Diagramme de distribution des REE normalisés par rapport aux chondrites (Moyenne)

## 2.5. Normalisation par rapport à une référence locale

Bien que les teneurs des terres rares diffèrent d'un point d'échantillonnage à l'autre, les tendances globales normalisées par rapport à la roche mère, source du fleuve, révèlent des caractéristiques communes. La distribution des terres rares dans les cas normalisés n'a pas montré d'anomalies d'un élément qui pourraient être liées à des activités anthropiques.

REE Normalisés par rapport à la source du Fleuve

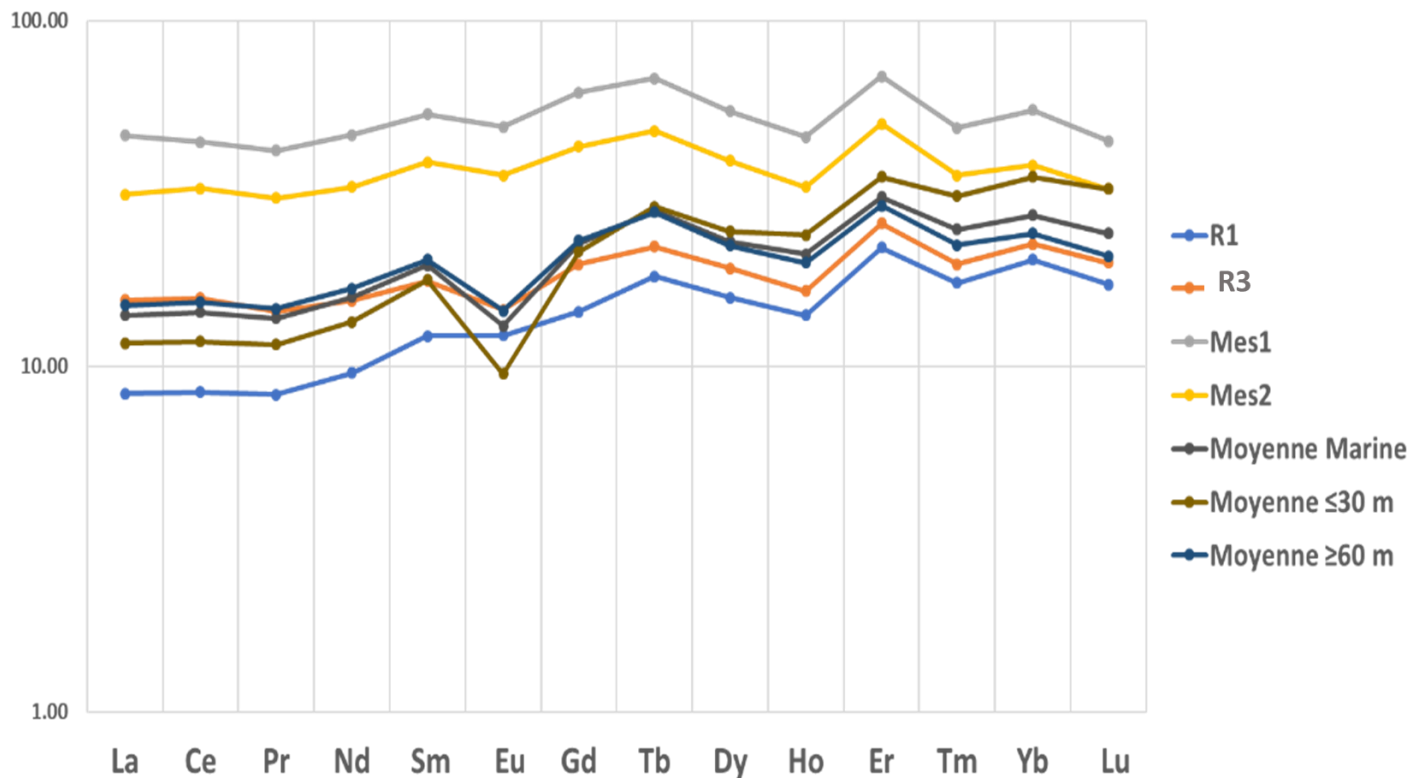


Figure 133: Diagramme de distribution des REE normalisés par rapport à une référence locale (Moyenne)

Tableau 25: Anomalies de Ce et Eu par rapport au Chondrites, UCC, NASC, PAAS et la source du Fleuve Ibrahim

	Chondrite		UCC		NASC		PAAS		SOURCE	
	Ce/Ce*	Eu/Eu*	Ce/Ce*	Eu/Eu*	Ce/Ce*	Eu/Eu*	Ce/Ce*	Eu/Eu*	Ce/Ce*	Eu/Eu*
Source du Fleuve	0.98	0.87	0.97	1.38	0.96	1.29	1.00	1.39		
R1	0.96	0.81	0.93	1.28	0.92	1.20	0.96	1.28	0.96	0.92
R3	0.99	0.68	0.98	1.08	0.97	1.01	1.01	1.08	1.01	0.78
Mes1	0.94	0.75	0.93	1.18	0.92	1.11	0.95	1.19	0.96	0.86
Mes2	1.01	0.76	0.99	1.20	0.98	1.12	1.02	1.20	1.02	0.87
Moyenne ≤30 m	0.96	0.43	0.93	0.68	0.93	0.63	0.96	0.68	0.96	0.49
Moyenne ≥60 m	0.98	0.58	0.95	0.92	0.94	0.86	0.98	0.92	0.98	0.66

## 2.6. Distribution spatiale des terres rares

La distribution, les teneurs totales en terres rares (REE), en terres rares légères (LREE), lourdes (HREE) et le rapport LREE/HREE pour les échantillons de sédiments étudiés sont représentés dans le Tableau 26.

Les concentrations en terres rares s'échelonnent entre 51.72 à 254.44 µg/g. Les terres rares légères sont beaucoup plus enrichies dans les sédiments par rapport aux terres rares lourdes.

D'autre part, les concentrations en REE, en particulier les LREE, et le rapport LREE/HREE augmentent significativement en profondeur (Test de Kruskal Wallis) au niveau des sédiments de la région ≥ 60 m, alors que des valeurs plus faibles sont enregistrées au niveau des sédiments de la zone ≤ 30 m de profondeur, composés principalement de sable (Annexe 4).

Tableau 26: Teneurs des REE, LREE, HREE et les valeurs du rapport LREE/HREE

	REE	LREE	HREE	LREE/HREE
UCC	146.37	132.48	13.89	9.54
Source du Fleuve	5.43	4.94	0.49	10.08
PAAS	184.77	167.16	17.61	9.49
NASC	173.21	152.84	20.37	7.50
Chondrite	3.92	2.50	1.42	1.76
R1	51.72	43.53	8.19	5.32
R3	87.27	77.18	10.10	7.64
Mes1	254.44	225.75	28.69	7.87
Mes2	181.56	161.20	20.37	7.91
Moyenne $\leq 30$ m	73.76	60.72	13.04	4.79
Moyenne $\geq 60$ m	89.19	77.58	11.61	6.66
Minimum marin	53.80	44.94	8.86	3.48
Maximum marin	131.43	115.36	18.16	7.18
Estuaire Daliao, Chine	155.9	140.9	15	9.38
Estuaire Yangtze, Chine	180.6	162.6	17.96	9.06
Estuaire Haihe, Chine	162.44	143.44	19	7.55
Cote Ibérique, Portugal	211.43			



En comparant les environnements fluviatile et marin, des teneurs plus importantes en REE sont enregistrées au niveau des MES fluviatiles qu'au niveau des sédiments fluviatiles et marins côtiers. Pour le rapport LREE/HREE, ce dernier est plus important au niveau des MES et des sédiments du barrage. Les valeurs du rapport LREE/HREE au niveau des sédiments marins de la zone  $\geq 60$  m de profondeur sont proches des valeurs ayant lieu au niveau du barrage et des MES, mais légèrement supérieures aux teneurs dans les sédiments de l'embouchure et de la zone marine  $\leq 30$  m. Par suite, les REE sont légèrement fractionnées pendant leur transport du barrage à l'embouchure et puis vers la zone marine  $\geq 60$  m de profondeur (Lin et al., 2013).

Ces résultats suggèrent que le temps de résidence des particules fluviatiles est faible au niveau de la zone marine  $\leq 30$  m ou le fractionnement est moins prononcé à cause de la dominance du sable fin et de l'hydrodynamisme fort. Au niveau des échantillons fluviatiles, le fractionnement des REE est plus important au niveau des MES qu'au niveau des sédiments du fond. Cela est probablement dû à la différence de granulométrie puisque les LREE sont principalement adsorbées sur l'argile. Les MES ayant un grain moyen inférieur et des teneurs plus élevées en minéraux argileux (Al, K, Li), elles seront plus enrichies en LREE (Yang et al., 2003).

D'autre part, les teneurs en REE dans les sédiments marins étudiés sont inférieures aux valeurs enregistrées au niveau des sédiments de l'estuaire du Fleuve « Yangtsé » (Zhuang et al., 2005) et de la côte ibérique (Araújo et al., 2007 dans Lin et al., (2013). Les valeurs du rapport LREE/HREE sont semblables à celles enregistrées au niveau des sédiments estuariens de « Haihe » et légèrement inférieures à celles obtenues au niveau des sédiments de l'estuaire du « Yangtsé » et « Daliao ».

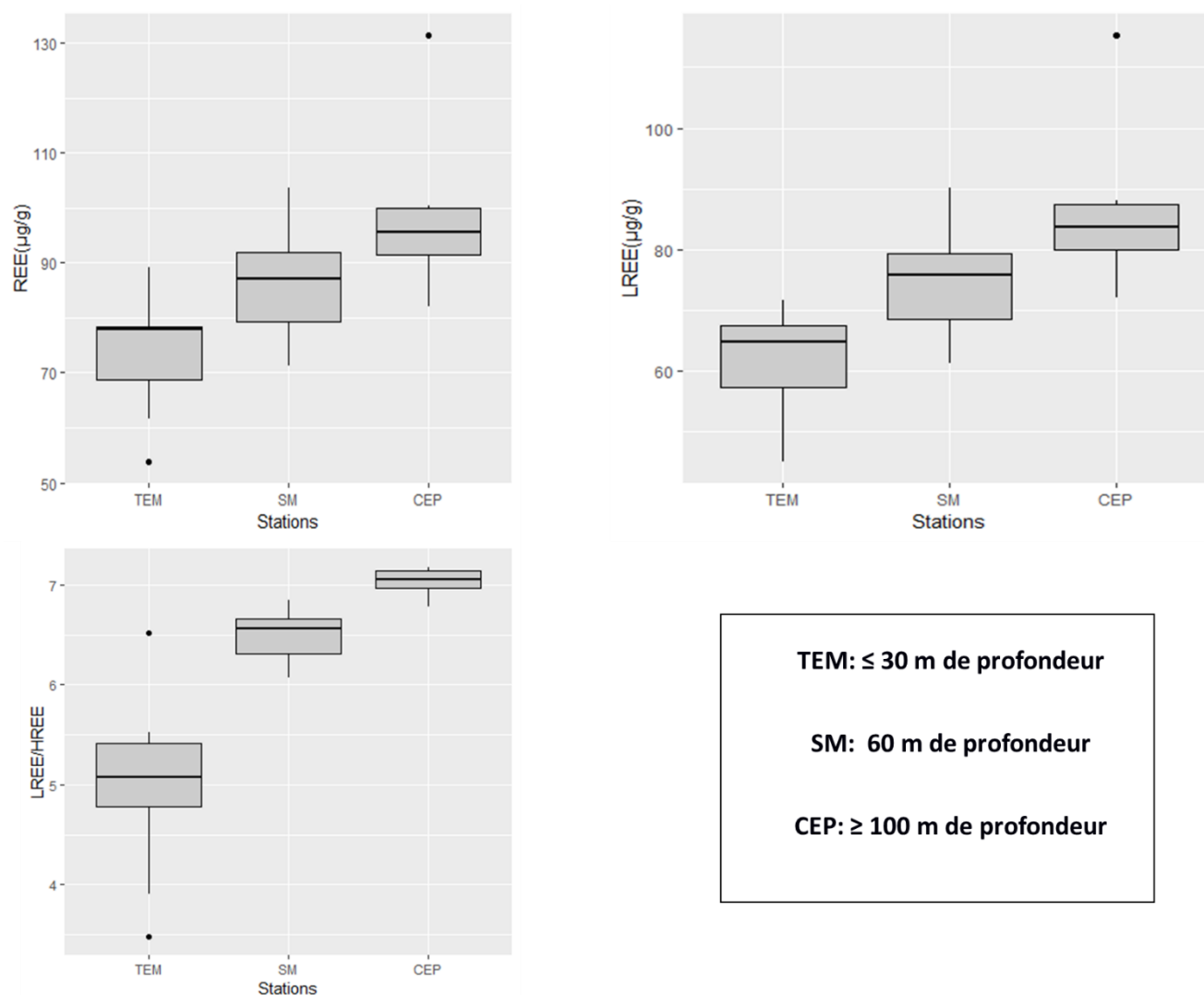


Figure 134: Distribution spatiale des REE, LREE, et du rapport LREE/HREE

Elles sont largement inférieures à celles observées dans les sédiments du bassin de Santos (Sud-Ouest du Brésil) dont le rapport LREE/HREE est très élevé, avec une moyenne de 62 (36-126), due aux déchets de phosphogypse enrichis en LREE (Silva et al., 2005 dans Lin et al., 2013). Par suite, les teneurs des REE et les valeurs du rapport LREE/HREE ne semblent pas être affectés par des activités anthropiques au niveau de la zone étudiée.

## 2.7. Analyse en composante principale (ACP)

L'analyse est effectuée sur 23 individus et décrite par 21 variables en considérant tous les sites et les dates d'échantillonnages. 90.6% de l'information est représentée par les deux premières dimensions. Le facteur 1 contribuant à 84.58% de la variance totale, est caractérisé par une contribution positive de la fraction fine du sédiment, K, Al, Mn, Fe et tous les lanthanides et une contribution négative de Mg et Ca représentant les carbonates. D'autre part, le facteur 2 contribuant à 6.013% de la variance totale est caractérisé par une contribution positive importante de Mg (Tableau 27).

Tableau 27: Contributions des variables aux deux dimensions retenues de l'ACP

La couleur rose signale une corrélation négative alors que la couleur bleue montre une corrélation positive.

Variables	Dimension 1	Dimension 2
La	0.994	-0.075
Ce	0.992	-0.084
Pr	0.994	-0.077
Nd	0.997	-0.034
Sm	0.994	-0.01
Eu	0.906	-0.262
Gd	0.997	-0.011
Tb	0.989	0.065
Dy	0.995	-0.006
Ho	0.986	0.047
Er	0.992	0.038
Tm	0.983	0.037
Yb	0.984	0.012
Lu	0.98	0.005
Mg	-0.562	0.788
Al	0.99	0.008
K	0.745	0.568
Ca	-0.623	0.163
Fe	0.913	0.314
Mn	0.77	0.261
Grain Moyen	0.723	0.164

Les REE au niveau des sédiments de la zone étudiée sont significativement corrélées entre elles ( $r^2 = 0,85-1$ ) (Figure 135). La corrélation entre Eu et les autres REE est plus faible, ce qui est probablement dû à l'anomalie négative de Eu au niveau des échantillons. D'autre part, les REE sont plus corrélés avec Al ( $r^2 = 0,9-0,99$ ) qu'avec Fe ( $r^2 = 0,78-0,9$ ) et Mn ( $r^2 = 0,66-0,76$ ). Cependant, les HREE sont légèrement plus corrélés avec Fe ( $r^2 = 0,87-0,9$ ) que les terres LREE ( $r^2 = 0,86-0,88$ ), alors que les LREE sont plus corrélés avec Al ( $r^2 = 0,99$ ) que HREE ( $r^2 = 0,96-0,98$ ).

Plusieurs études ont montré que les terres rares s'adsorbent sur la fraction fine des sédiments précisément les argiles représentés par K et Al et sur les oxydes de Fe et de Mn (Jung et al., 2012 ; Lin et al., 2013 ; Roussiez et al., 2013 ; Orani et al., 2018). L'un des principaux facteurs de contrôle de la concentration des terres rares dans les sédiments est la granulométrie puisque les REE sont généralement plus enrichies dans la fraction fine (Limon/Argile) que dans la fraction sableuse. Mais d'après la matrice de corrélation, la relation des REE avec Al et Fe ( $r^2 = 0,78-0,99$ ) est plus importante qu'avec le grain moyen ( $r^2 = 0,6-0,76$ ). La composition granulométrique seule ne peut pas complètement expliquer la distribution des REE au niveau de la zone étudiée. Il peut y avoir d'autres facteurs tels que les minéraux argileux et les oxydes de Fe (Jung et al., 2012). Ainsi, on peut conclure que ces minéraux sont les principales phases de transport des REE (Lin et al., 2013).

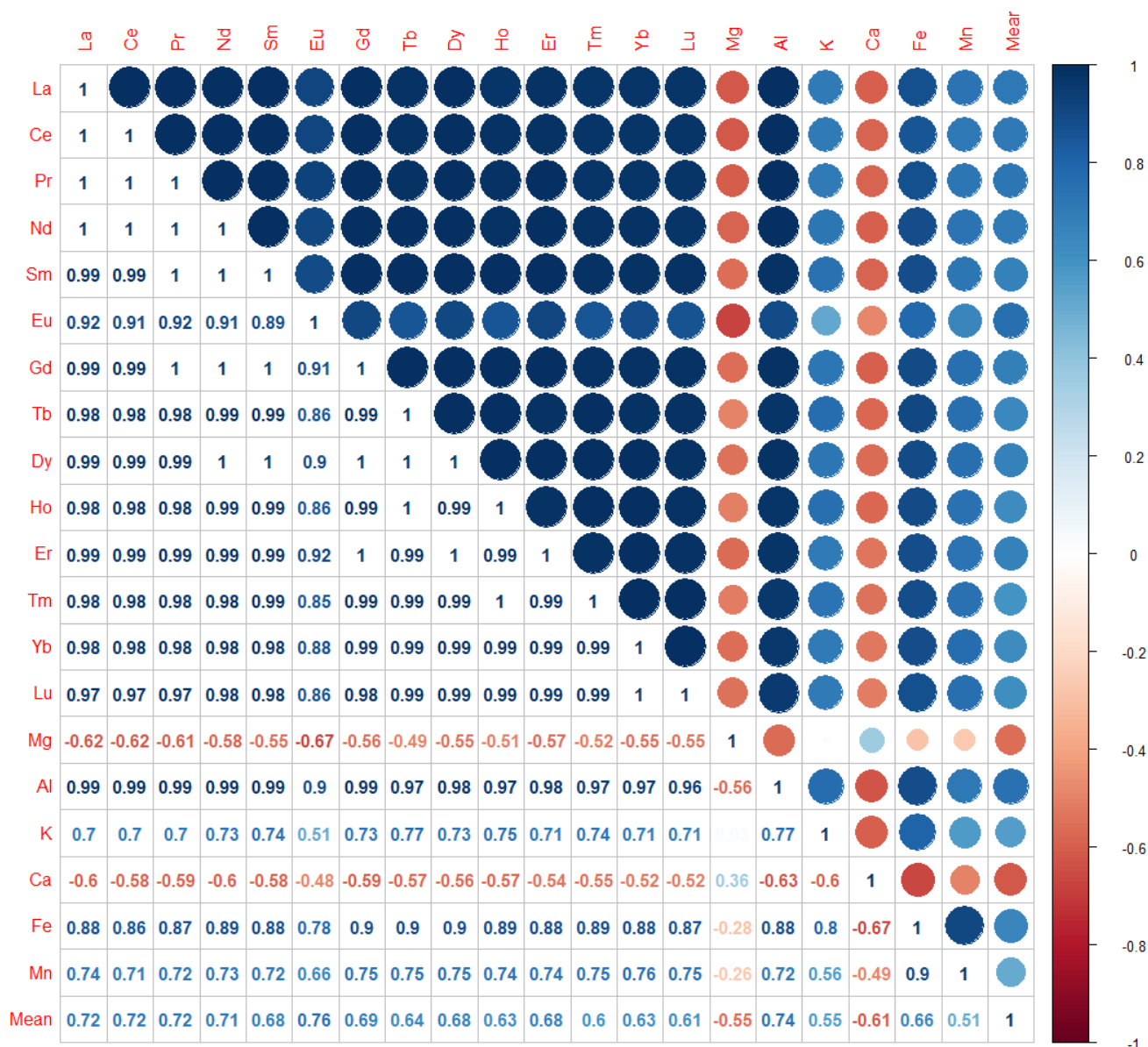


Figure 135:Matrice de corrélation N=23 K=21 r= 0.359 (p<0.05) ; r=0.492 (p<0.01) ; r=0.621(p<0.001)

La couleur rouge signale une corrélation négative alors que la couleur bleue montre une corrélation positive.

L'Astéris indique le degré de significativité de la corrélation. P-values (0, 0.001, 0.01, 0.05, 0.1, 1) <=> symboles ("\*\*\*\*", "\*\*\*", "\*\*", ".", " ").

## 2.8. Fractionnement des REE : Rapports et distribution spatiale

Le degré d'enrichissement en LREE peut être évalué en calculant le rapport La/Sm, alors que l'enrichissement relatif en HREE par Tb/Yb (He et al., 2015). Les résultats de ces deux rapports sont présentés dans le Tableau 28 et montrent un enrichissement relatif en LREE et un appauvrissement en HREE. Aucun échantillon ne montre une distribution particulière unique qui indiquerait l'influence d'un affluent particulier.

Tableau 28: Rapports La/Yb, La/Sm, Tb/Yb

	La/Yb	La/Sm	Tb/Yb
UCC	13.64	6.67	0.29
Source du Fleuve	18.50	6.17	0.33
PAAS	13.55	6.88	0.27
NASC	10.32	5.61	0.27
Chondrite	1.48	1.61	0.24
R1	7.59	4.20	0.30
R3	12.76	5.44	0.33
Mes1	15.67	5.37	0.41
Mes2	15.22	4.98	0.42
Moyenne ≤30 m	6.57	4.04	0.29
Moyenne ≥60 m	11.46	4.54	0.38

Tableau 29: Rapport La/Yb à partir des données brutes et normalisées par rapport à Chondrites, UCC, NASC, PAAS et source du Fleuve

La/Yb	Brutes	Chondrites	UCC	NASC	PAAS
Source du Fleuve	18.50	12.50	1.36	1.79	1.37
R1	7.59	5.13	0.56	0.74	0.56
R3	12.76	8.62	0.94	1.24	0.94
Mes1	15.67	10.59	1.15	1.52	1.16
Mes2	15.22	10.28	1.12	1.47	1.12
Moyenne ≤30 m	6.57	4.44	0.48	0.64	0.49
Moyenne ≥60 m	11.46	7.74	0.84	1.11	0.85

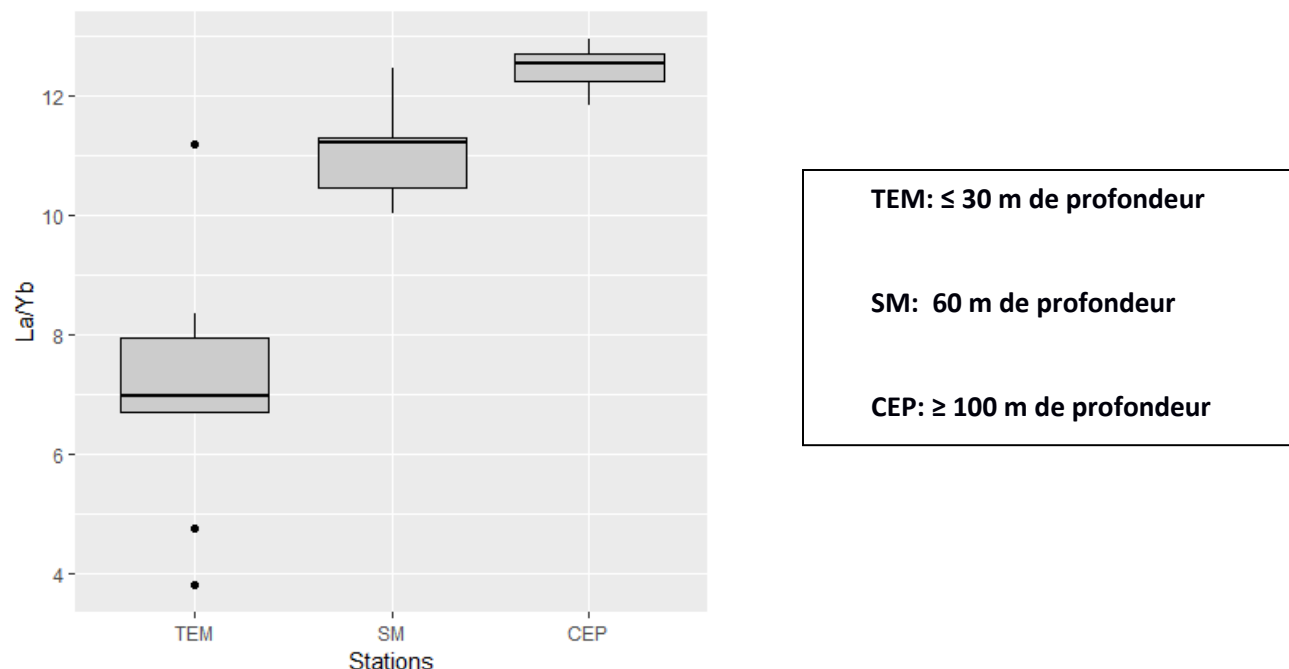


Figure 136: Distribution spatiale du rapport La/Yb

### 2.8.1. Rapport La/Yb

Les rapports La/Yb (Tableau 28 ; Tableau 29) calculés sur les données brutes et normalisés par rapport aux chondrites montrent un enrichissement en LREE qui augmente avec la profondeur en passant de la zone marine  $\leq 30$  m de profondeur à la zone marine  $\geq 60$  m de profondeur (Figure 136). Pour les données normalisées par rapport à l'UCC et PAAS, le rapport est inférieur à l'unité, montrant une tendance à l'enrichissement des HREE par rapport aux LREE mais cet enrichissement diminue avec la profondeur aussi. En prenant compte de la normalisation par rapport au NASC, les sédiments au niveau de la région  $\leq 30$  m de profondeur présentent des rapports La/Yb très stables et inférieurs à 1, pouvant être considérés comme caractéristiques de cette zone marine, probablement dû à la dominance du sable. Les sédiments de la région  $\geq 60$  m de profondeur, quant à eux se caractérisent par un enrichissement en LREE (Rapport

> 1). La tendance trouvée dans les échantillons de sédiments analysés dans la présente étude confirme que l'entrée de terres rares dans la zone est uniquement liée au fond géochimique (Orani et al., 2018).

### 2.8.2. Influence des facteurs granulométrie et matière organique

L'influence de la fraction fine du sédiment et de la matière organique sur la rétention et le fractionnement des terres rares est montrée dans plusieurs études (Orani et al., 2018) et peut être le cas pour la zone d'étude. Ces deux facteurs affectent les rapports La/Yb, La/Sm et La/Nd. Une corrélation positive a bien été trouvée entre ces rapports et la teneur en carbone organique, d'une part, et une corrélation plus forte avec la fraction fine d'autre part (Figure 137 à Figure 142). Le facteur granulométrie semble avoir un effet plus important sur les rapports et donc sur le fractionnement des REE que la matière organique.

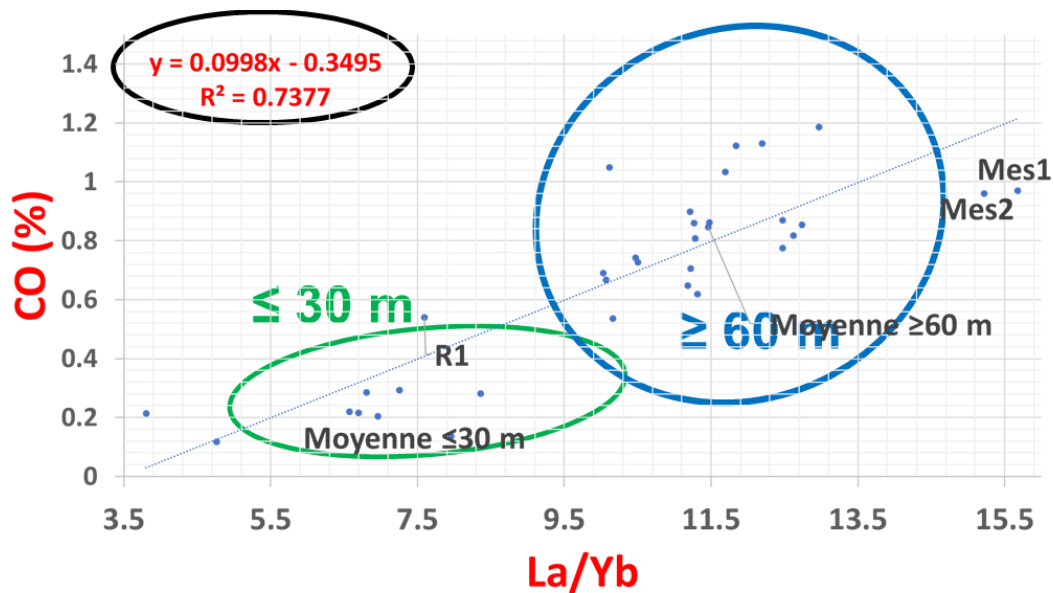


Figure 137 : Corrélation entre La/Yb et CO (%)



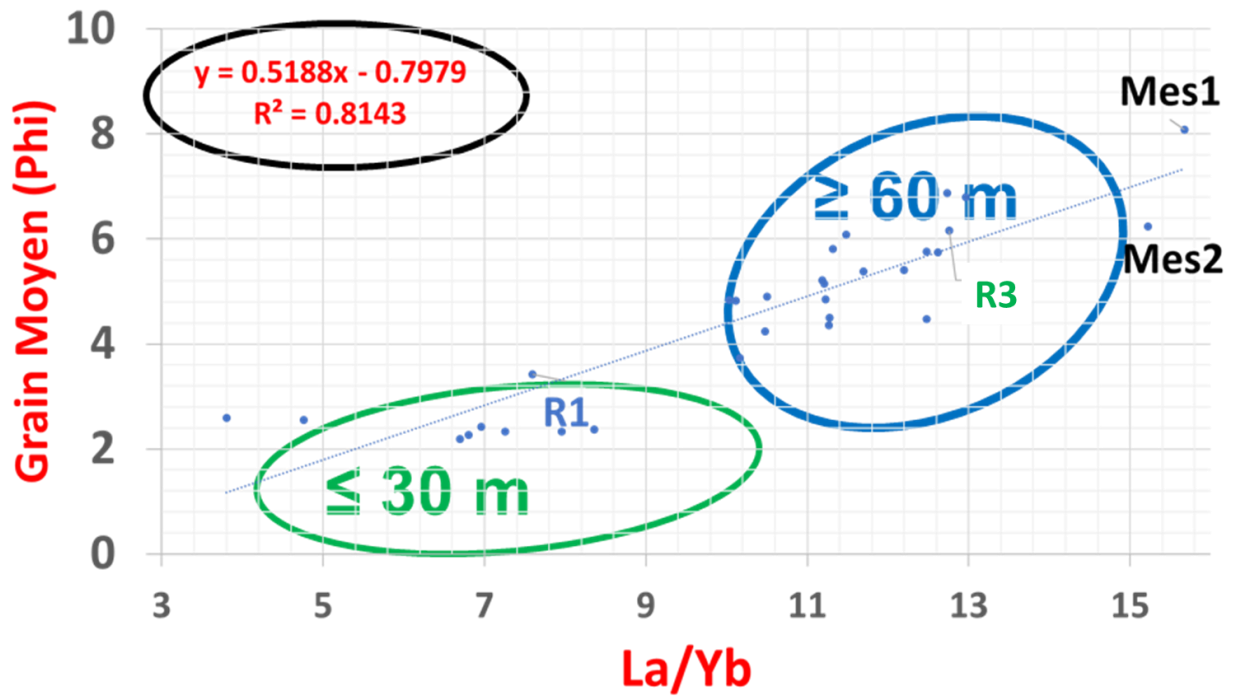


Figure 138 : Corrélation entre La/Yb et Grain Moyen (Phi)

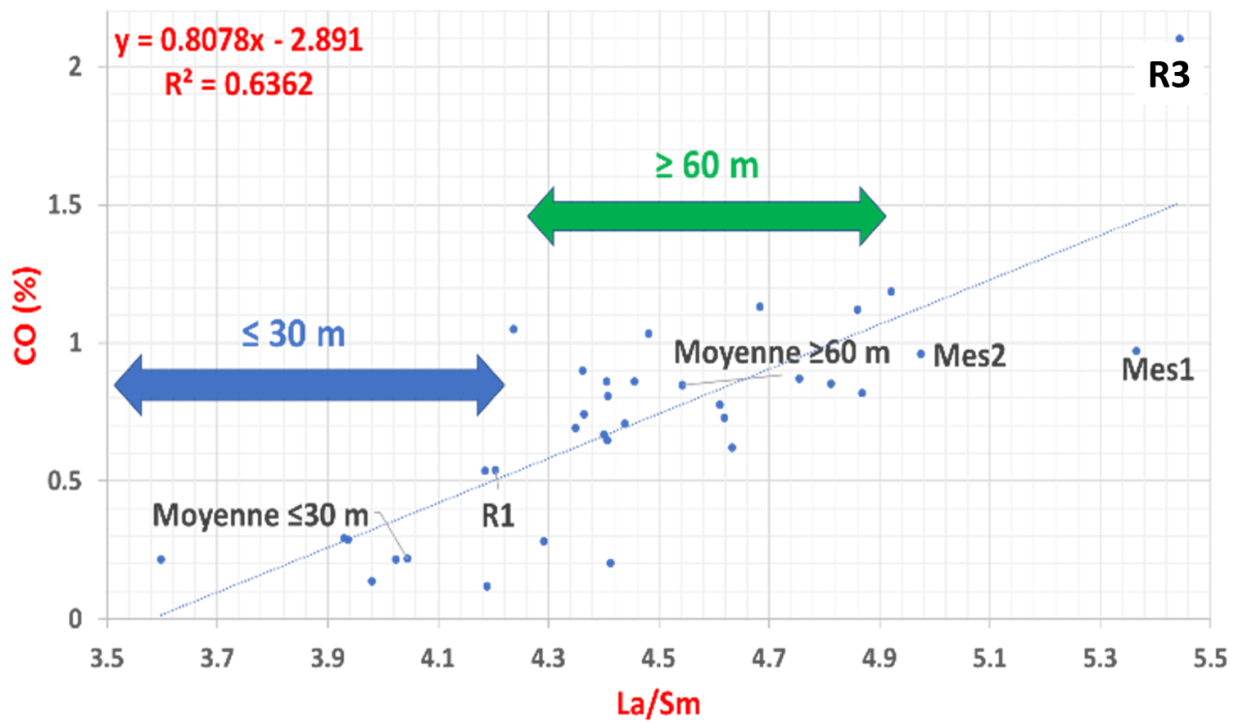


Figure 139 : Corrélation entre La/Sm et CO (%)

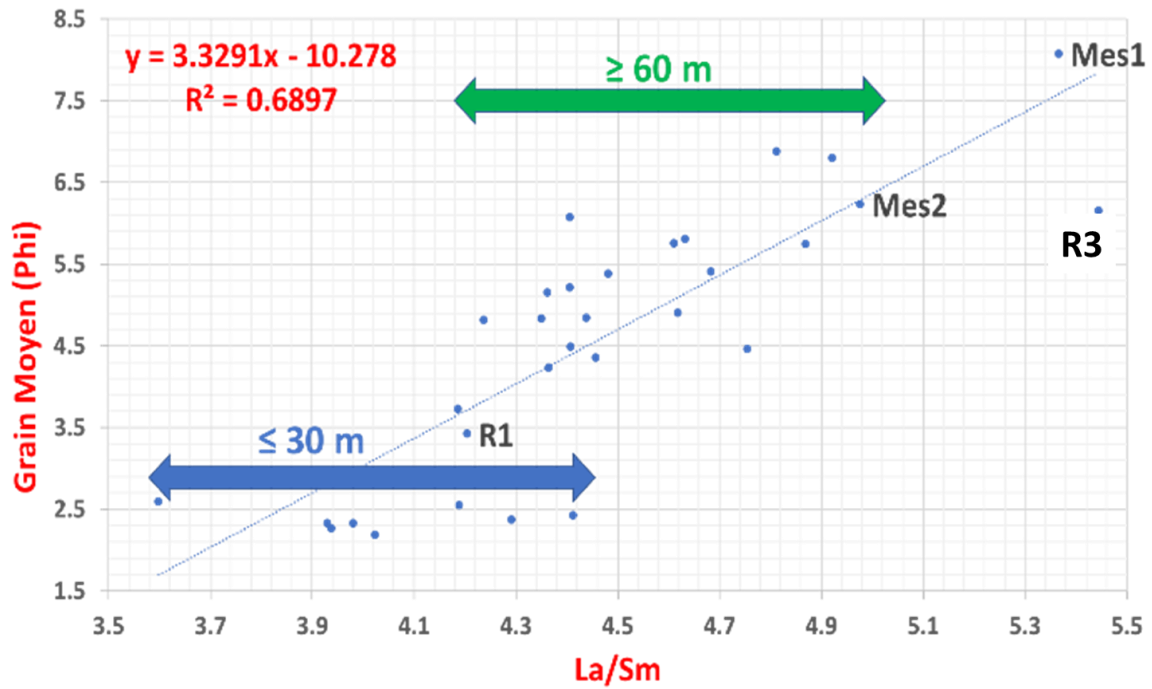


Figure 140 : Corrélation entre La/Sm et Grain Moyen (Phi)

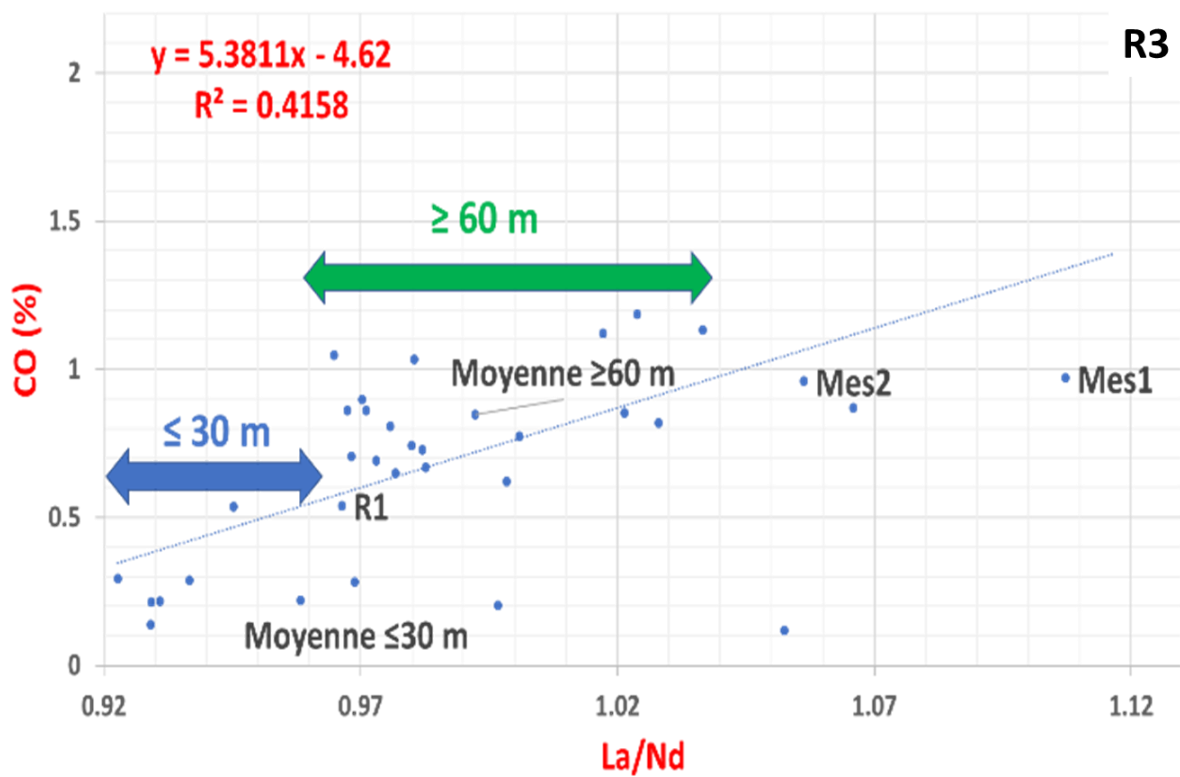


Figure 141 : Corrélation entre La/Nd et CO (%)

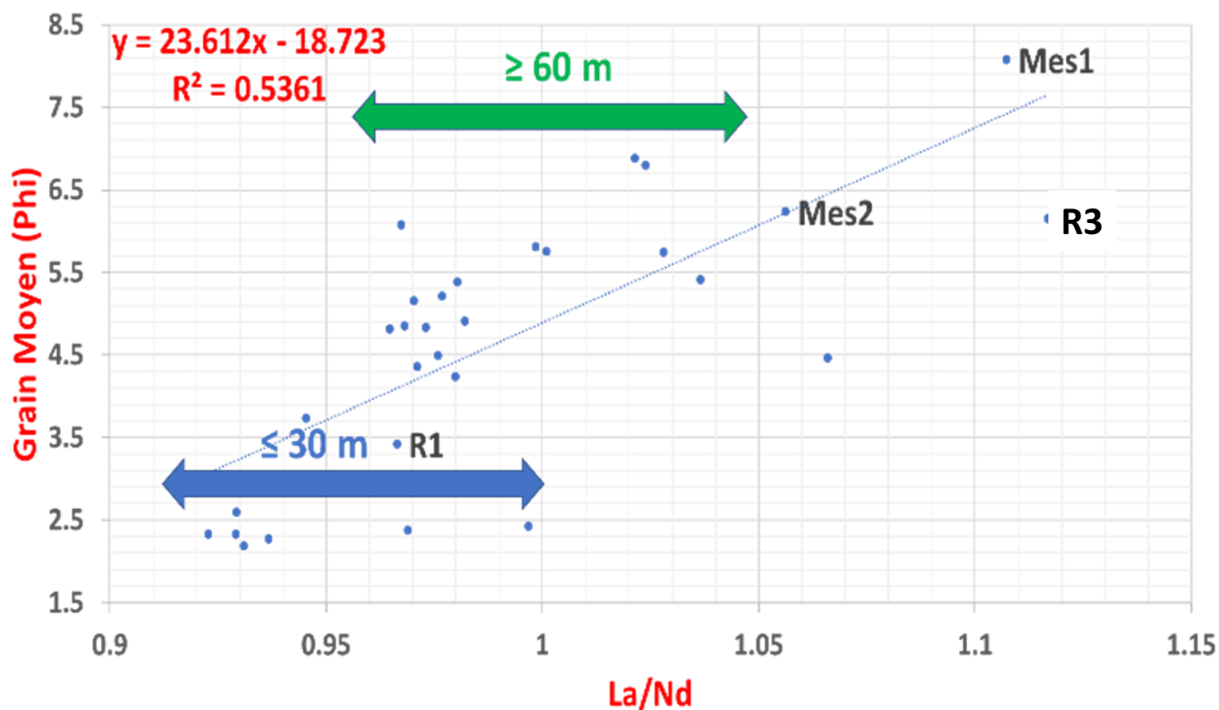


Figure 142 : Corrélation entre La/Nd et Grain Moyen (Phi)

## 2.9. Provenance des sédiments marins côtiers

### 2.9.1. Normalisation au matériel fluvatile

Au niveau des zones côtières proches des embouchures des fleuves, les sédiments du plateau continental ont généralement une provenance terrestre et constituent des intégrateurs des apports fluviatiles de REE. L'analyse des REE et leurs rapports permet de tracer l'origine des sédiments (Jung et al., 2012). La comparaison de la distribution des REE entre les matières en suspension fluviatiles du Rhône et les sédiments du plateau moyen et extérieur (sédiments de fond - 63  $\mu$ m) au niveau du Golfe de Lyon (Méditerranée Occidentale) a été étudiée par Roussiez et al., (2013) et permet de valider cette dernière hypothèse en terme de l'obtention de spectres semblables de REE entre les échantillons comparés. Par suite, pour comparer les sédiments de la région marine étudiée aux sédiments et matières en suspension fluviatiles et avoir une idée si l'origine

des REE et leur fractionnement peut être déduite, des diagrammes de normalisation des sédiments aux échantillons fluviatiles R3 (Figure 143) Mes 1 (Figure 144) et Mes 1 (Figure 145) sont tracés.

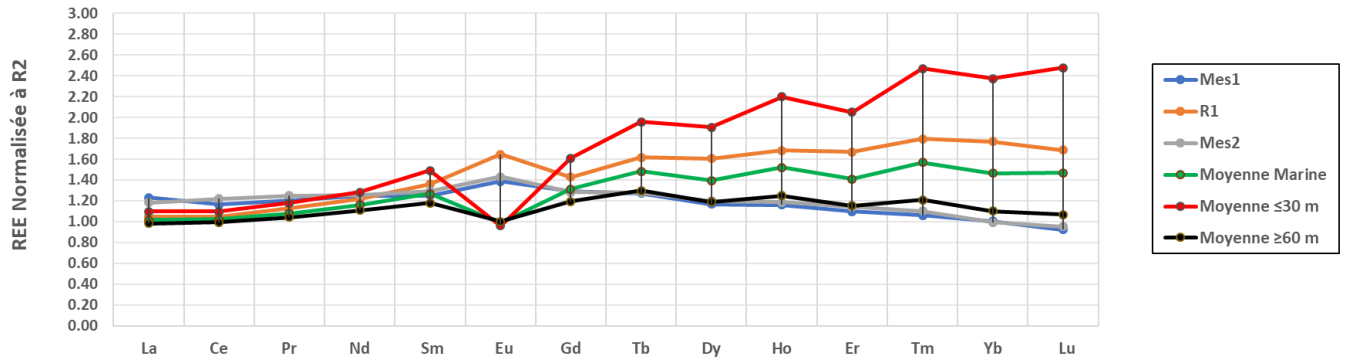


Figure 143: Normalisation des REE dans les sédiments marins par rapport aux sédiments du barrage (R3)

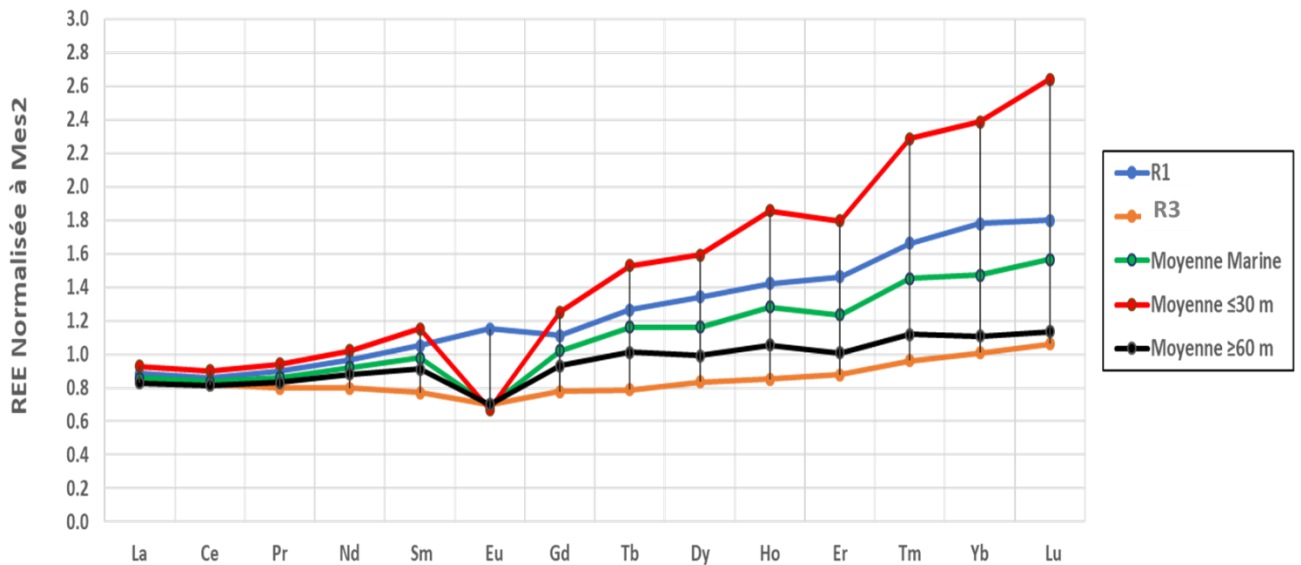


Figure 144: Normalisation des REE dans les sédiments marins par rapport à Mes2

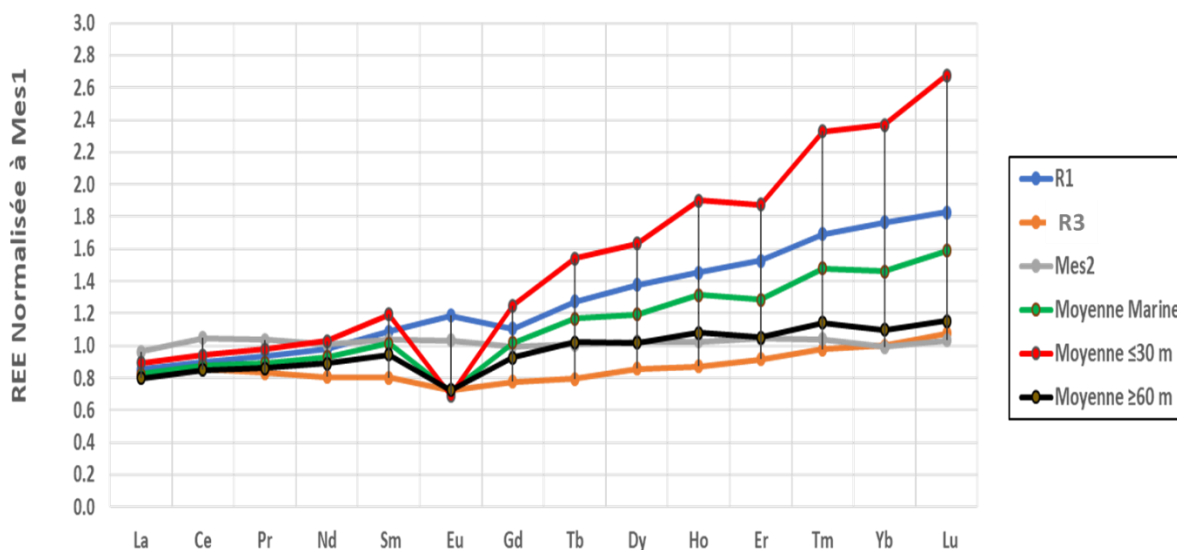


Figure 145: Normalisation des REE dans les sédiments marins par rapport à Mes1

Les sédiments marins côtiers étudiés semblent provenir principalement du Fleuve Ibrahim comme le montrent les diagrammes normalisés. Mais la signature du fleuve est beaucoup plus importante au niveau de la zone marine  $\geq 60$  m de profondeur (Rapports normalisés entre 0.8 et 1) tandis que les sédiments au niveau de la zone marine  $\leq 30$  m de profondeur sont plus enrichies en HREE que les échantillons fluviaux. Ceci suggère que cette zone marine côtière est principalement alimentée par les apports du fleuve Ibrahim mais les particules d'origine fluviales ayant un temps de résidence très court au niveau de la zone marine  $\leq 30$  m de profondeur sont transportés beaucoup plus loin jusqu'à la zone marine  $\geq 60$  m de profondeur ou l'empreinte fluviale est clairement visible.

### 2.9.2. Rapports La/Nd vs La/Sm

D'après Roussiez et al. (2013) et Dumas et al. (2014), il est possible d'identifier la signature des particules fluviatiles en utilisant les rapports La/Sm et La/Nd.

D'après la Figure 146, les échantillons marins se trouvent proches des échantillons fluviatiles spécifiquement les échantillons de la zone marine  $\leq 30$  m de profondeur qui se retrouvent très proche des sédiments de l'embouchure alors que les échantillons de la zone marine  $\geq 60$  m de profondeur sont proches de la signature des matières en suspension fluviatiles (Mes2). Cependant, l'interprétation n'est pas simple, et plus de traceurs sont donc nécessaires pour renforcer ces conclusions.

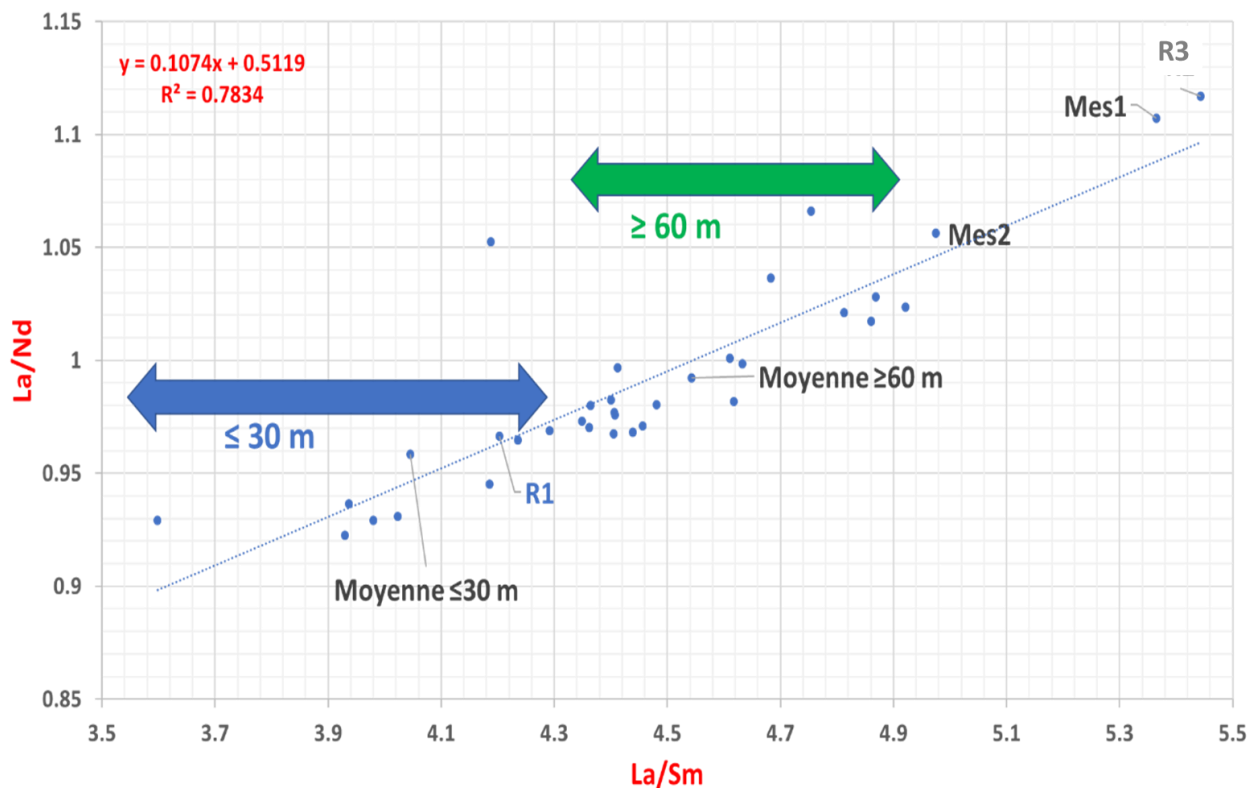


Figure 146: Diagramme La/Sm vs La/Nd

### 2.9.3. Rapports LREE/HREE et La/Yb

Un diagramme LREE vs HREE (Figure 147) est tracé pour vérifier l'applicabilité des traceurs REE pour la discrimination de la provenance des sédiments au niveau de la région étudiée (Jung et al., 2012). A partir de ce diagramme, on peut déduire que le fractionnement est semblable pour les échantillons de sédiment de la région marine  $\geq 60$  m de profondeur et les sédiments de barrage (R3) principalement dominé par la fraction fine. A l'inverse, cet indice ne montre pas une tendance apparente pour les sédiments de la région  $\leq 30$  m de profondeur qui se situe entre les sédiments de R1 et de R3. Par conséquent, il faut être prudent lors de la détermination de l'origine des sédiments en utilisant les traceurs REE au niveau de la région  $\leq 30$  m de profondeur composés principalement de sédiments sableux. Les sables fins, contrairement à la fraction fine du sédiment, ne semblent pas être transportés jusqu'à la zone marine  $\geq 60$  m de profondeur. Donc, des informations erronées sur la provenance des sédiments peuvent apparaître suite aux différences en granulométrie (Jung et al., 2012).

D'autre part, en considérant le diagramme La/Yb vs LREE/HREE (Figure 148), les résultats sont plus évidents et indiquent que pour la même origine fluviale, deux provenances différentes de sédiments peuvent être discriminées : (1), les sédiments de la région  $\geq 60$  m qui sont proches des sédiments du barrage (R3) et des matières en suspension (Mes 1 et Mes 2) et (2), les sédiments de la région  $\leq 30$  m qui sont proches des sédiments de l'embouchure (R1).

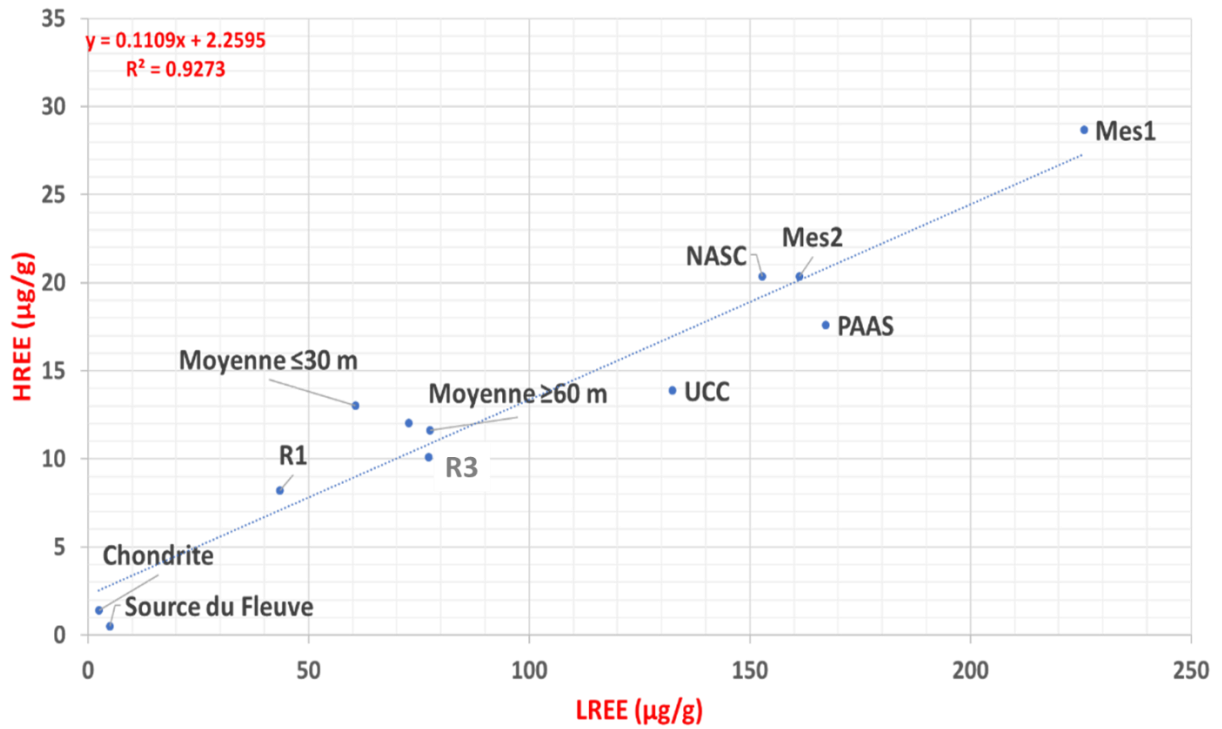


Figure 147: Diagramme LREE vs HREE

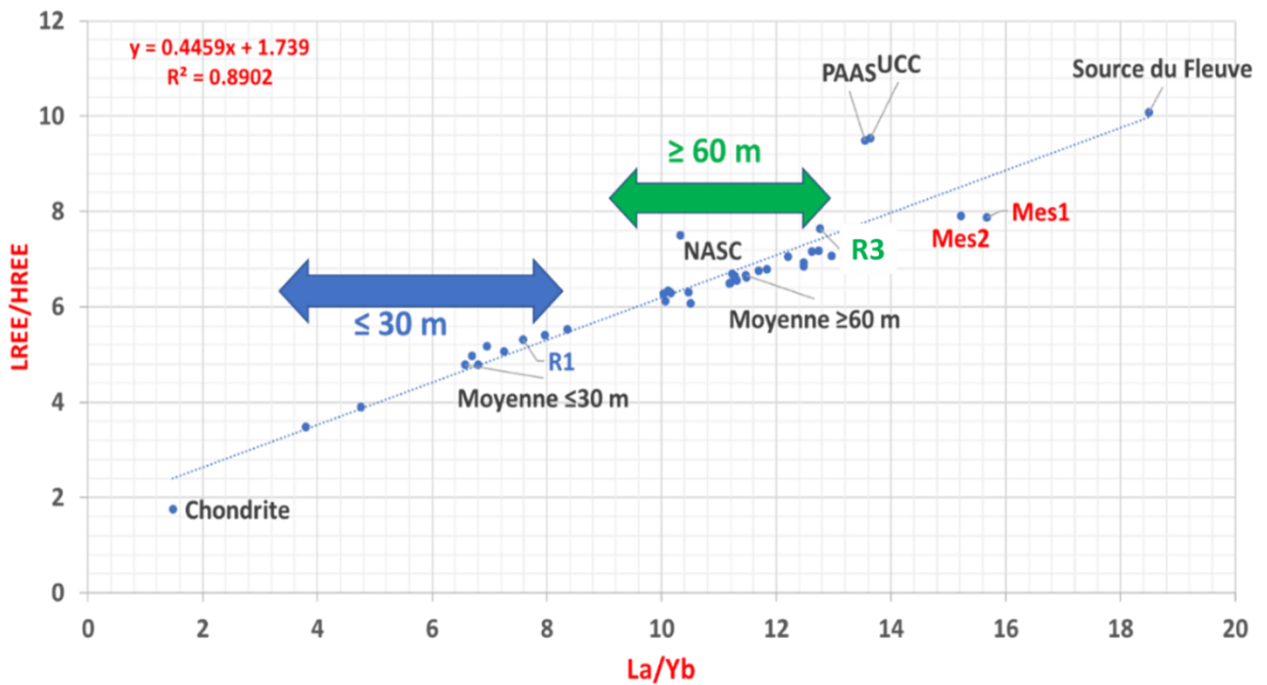


Figure 148: Diagramme La/Yb vs LREE/HREE



#### 2.9.4. La/Yb vs Gd/Yb

Selon Yang et al., (2003), dû au comportement conservateur des REE, le diagramme des rapports de fractionnement La/Yb vs Gd/Yb peut être utilisé pour identifier les provenances des sédiments. D'après le diagramme (Figure 149), les sédiments marins de la zone  $\leq 30$  m de profondeur associés avec les sédiments échantillonnés au niveau de l'embouchure du fleuve Ibrahim (R1) sont caractérisés par le fractionnement le plus faible (La/Yb et Gd/Yb faibles) tandis que les sédiments marins de la zone  $\geq 60$  m de profondeur associés avec les sédiments échantillonnés au niveau du barrage (R3) et les MES (Mes 1, Mes 2) du fleuve Ibrahim sont caractérisés par un fractionnement plus important (La/Yb et Gd/Yb élevés) et plus proches de la source du fleuve signalant le contrôle de roches mères. Ces derniers résultats viennent renforcer les conclusions précédentes à partir desquelles on retombe sur les conclusions de la partie granulométrie avec quelques indications plus précises :

- 1) Les sables fins au niveau de la région  $\leq 30$  m peuvent avoir comme origine les sédiments de l'embouchure du Fleuve Ibrahim qui ne sont pas transportés jusqu'à 60 m de profondeur.
- 2) La Fraction fine peut avoir comme origine les sédiments du barrage et les matières en suspension transportés à la région marine. Cette fraction fine a probablement un temps de résidence très court au niveau de la région marine  $\leq 30$  m. Elle est transportée vers la région  $\geq 60$  m de profondeur.

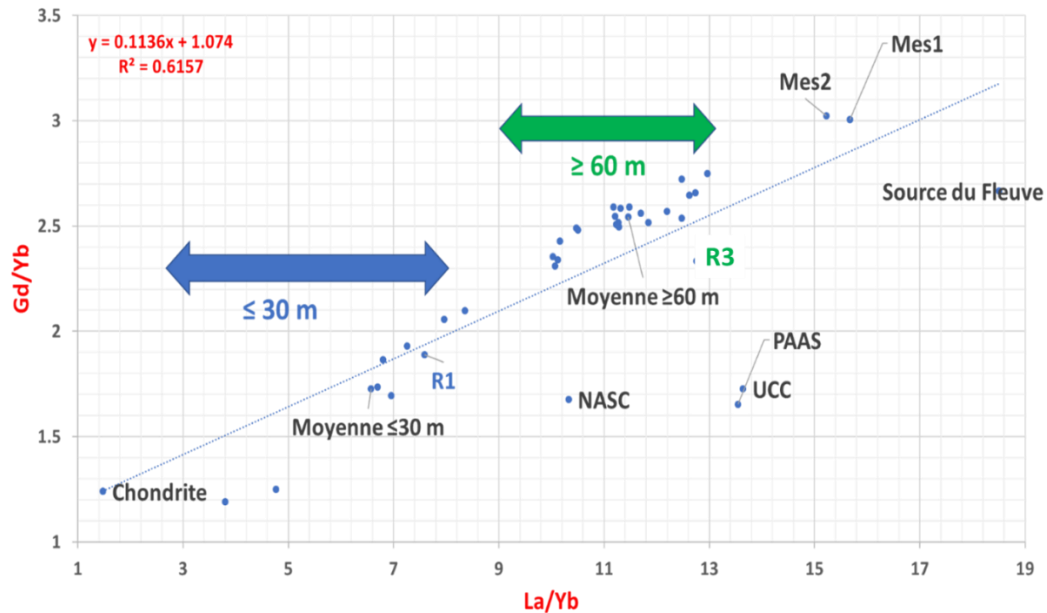


Figure 149: Diagramme La/Yb vs Gd/Yb

## Conclusions

La composition en éléments majeurs révèle une nature carbonatée des sédiments du fleuve et de la zone marine adjacente.

Les distributions des terres rares normalisées aux chondrites, UCC et Shales et leurs rapports de fractionnement ne montrent aucun impact anthropique et s'avèrent s'affecter par les représentants des minéraux argileux (Al, K et Li), la granulométrie et la teneur en matière organique. Les résultats de la normalisation des valeurs obtenues dans les sédiments marins par rapport aux échantillons de sédiments et de MES fluviaux ainsi que les traceurs La/Sm vs La/Nd, La/Yb vs Gd/Yb, LREE/HREE et LREE/HREE vs La/Yb viennent soutenir les résultats des parties précédentes indiquant qu'au niveau de la région  $\leq 30$  m, les sables fins dominants peuvent avoir comme origine les sédiments de l'embouchure du Fleuve tandis que la fraction fine a comme origine les sédiments du barrage et les MES transportées vers la région marine  $\geq 60$  m de profondeur.

# Chapitre 4

---

## Etat écologique et niveau trophique

# Partie 1

---

## Qualité de l'eau fluviale et marine

Cette partie de la présente étude vise à examiner la variation spatio-temporelle des caractéristiques de l'eau au niveau du fleuve Ibrahim (Nord de Beyrouth, Liban) et de la zone côtière adjacente, ayant pour but d'étudier la qualité écologique du fleuve et de la zone côtière adjacente : (variations spatio-temporelles des teneurs en éléments nutritifs, chlorophylle, coliformes et streptocoques fécaux)

## 1. Cours d'eau

### 1.1. Nutriments

Les teneurs en nutriments (ortho-phosphates, nitrites, nitrates et silice dissoute) de l'eau du cours d'eau Ibrahim sont présentées dans le Tableau 30.

Tableau 30: Résultats de l'analyse des nutriments de l'eau du Fleuve Ibrahim

Date	Stations	Nitrites (mg/l)	Nitrates (mg/l)	Ortho phosphates (mg/l)
18-5-2016	R1	0.008	1.507	0.010
	R2	0.005	1.571	0.012
21-6-2016	R1			
	R2			
14-7-2016	R1	0.010	1.827	0.002
	R2	0.006	2.368	0.001
9-11-2016	R1	0.019	1.142	0.023
	R2	0.005	3.199	0.010
3-8-2017	R1	0.043	0.768	0.041
	R2	0.042	1.171	0.034
<i>Grille Seq-Eau</i>		Classe d'aptitude à la biologie		
<i>Etat de référence (Très bon)</i>		< 0.03	<2	<0.1
<i>Bon</i>		< 0.3	<10	<0.5
<i>Moyen</i>		<0.5	<25	<1
<i>Médiocre</i>		< 1	<50	<2
<i>Mauvais</i>				

Par rapport aux normes du **Système d'Évaluation de la Qualité de l'eau** (Seq-eau - Version 2) en 2003 (MEDD & Agences de l'eau, 2003), la plupart des teneurs enregistrées pour les nitrites, nitrates et phosphates appartiennent à la classe d'aptitude biologique bleu qui correspond à un état de référence **très bon** (théoriquement : potentialité de présence des taxons biologiques polluo-sensibles avec l'occurrence d'une diversité satisfaisante). Cet état se détériore légèrement pour passer à un **état bon** (théoriquement : potentialité de provoquer la disparition de certains taxons biologiques polluo-sensibles avec l'occurrence d'une diversité satisfaisante) avec les teneurs de nitrites durant le mois d'août et celles du nitrate durant le mois de juillet et de novembre au niveau de la station R2 qui appartiennent à la classe d'aptitude biologique verte.

Durant toute la période d'étude (mai 2016 à août 2017), les concentrations en **nitrates (1.14-3.2 mg/l)** au niveau des deux stations du cours d'eau sont comparables à celles enregistrées par le Centre des Sciences Marines (CNRS Libanais) lors du monitoring de ce même cours d'eau avec une concentration moyenne de 1.72 mg/l (Khalaf, 2012).

Ces valeurs sont inférieures à celles enregistrées au niveau de deux autres fleuves côtiers libanais : le Fleuve Antelias (0.3-7.6 mg/l) par Saad et al. (2004) et El-Bared (2-13 mg/l) par Khalaf et al. (2009) ainsi qu'au niveau d'un autre fleuve méditerranéen, le Fleuve Spercheios (Grèce) (7,86 et 9,55 mg/l) par Markogianni et al. (2017).

La comparaison avec le Fleuve grec s'avère pertinente, car c'est un fleuve appartenant à la même région que le fleuve étudié (Méditerranée orientale), probablement régi par des conditions climatiques similaires.

Les teneurs en **nitrites** (0.005-0.043 mg/l) sont inférieures à celles enregistrées au niveau du fleuve libanais El-Bared (0.001-0.5 mg/l) par Khalaf et al. (2009). En fait, les

teneurs en nitrites sont rarement élevées au niveau des eaux naturelles non affectées par des pollutions organiques importantes puisque ces ions sont instables et s'oxydent rapidement en nitrates (Hébert and Légaré 2000; Bengherbia et al., 2014).

Les concentrations en **ortho phosphates** (0.001-0.041 mg/l) sont comparables à celles enregistrées par le Centre des Sciences Marines (CNRS Libanais) lors du monitoring du cours d'eau Ibrahim avec une concentration moyenne de 0.029 mg/l (Khalaf, 2012) et inférieures à celles enregistrées au niveau du Fleuve El Bared (0.01-0.5 mg/l) par Khalaf et al. (2009). En fait, les ions phosphates au niveau des cours d'eaux libanais proviennent généralement soit du lessivage des terres agricoles soit de la décomposition de la matière organique (Bengherbia et al., 2014).

## 1.2. Classification de l'état physico-chimique du fleuve Ibrahim

Afin de classer l'état physico-chimique des sites fluviaux étudiés, le Système de classification de Skoulikidis et al. (2006) dans Markogianni et al. (2017) se basant sur les teneurs en nutriments au niveau des eaux de surface est appliqué au niveau de cette étude (Tableau 31).

Tableau 31: Système de classification des eaux de surfaces de Skoulikidis et al. (2006)

	<i>Très bon</i>	<i>Bon</i>	<i>Moyen</i>	<i>Médiocre</i>	<i>Mauvais</i>
<i>N-NO3 (mg/l)</i>	< 0.22	0.22-0.6	0.61-1.3	1.31-1.8	>1.8
<i>N-NO2 (mg/l)</i>	<0.003	0.003-0.008	0.0081-0.03	0.031-0.07	0.07
<i>P-PO4 (mg/l)</i>	<0.07	0.07-0.105	0.106-0.165	0.166-0.34	> 0.34

En considérant les concentrations moyennes en éléments nutritifs, l'état physico-chimique de l'eau des deux stations échantillonnées au niveau du fleuve Ibrahim durant toute la période d'échantillonnage est bon à très bon.

Par rapport aux teneurs en P-PO<sub>4</sub> (0.0005-0.013 mg/l), l'état physico-chimique est très bon au niveau des deux stations et pendant toute la période de l'échantillonnage (Figure 150).

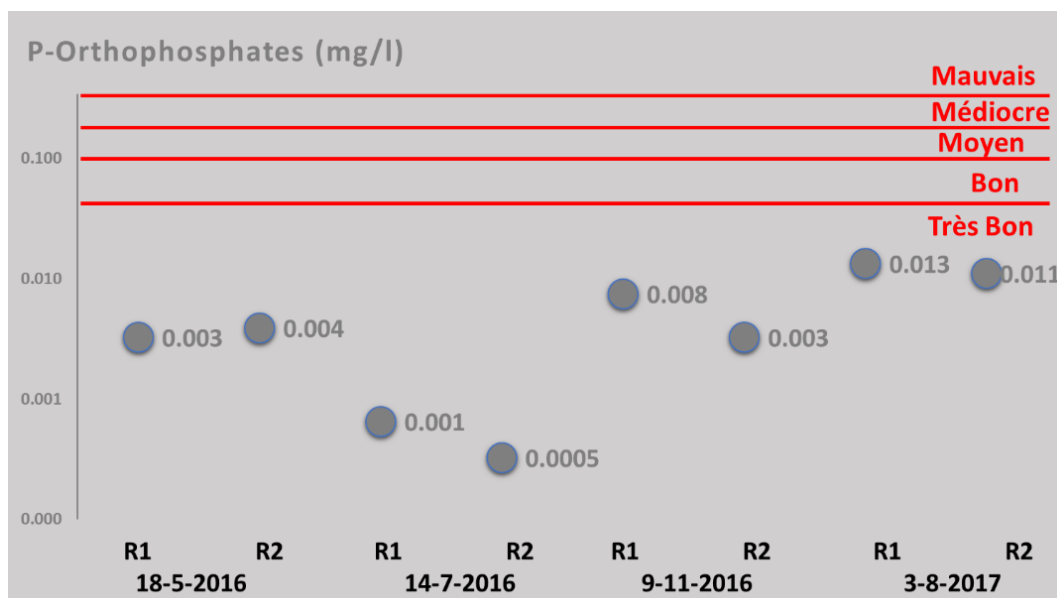


Figure 150: Variation spatio-temporelle de la teneur en P-PO<sub>4</sub> au niveau des stations fluviales par rapport aux valeurs seuils de Skoulikidis et al. (2006)

Par rapport aux teneurs en N-NO<sub>3</sub> (0.173-0.723 mg/l), l'état physico-chimique de l'eau des deux stations fluviales est bon à très bon sauf au niveau de la station R2 durant le mois de novembre 2016, l'état est moyen (Figure 151).

Par rapport aux teneurs en N-NO<sub>2</sub> (0.002-0.014 mg/l), l'état physico-chimique de l'eau des deux stations fluviales est bon à très bon sauf durant le mois d'août 2016, l'état est moyen (Figure 152).



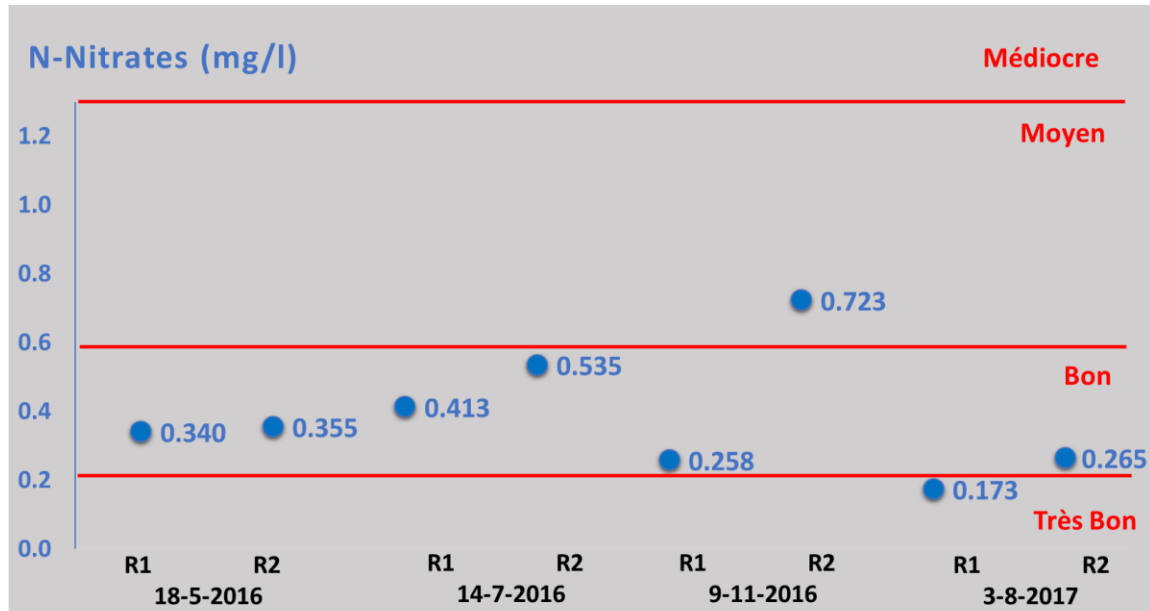


Figure 151: Variation spatio-temporelle de la teneur en N-NO<sub>3</sub> au niveau des stations fluviales par rapport aux valeurs seuils de Skoulikidis et al. (2006)

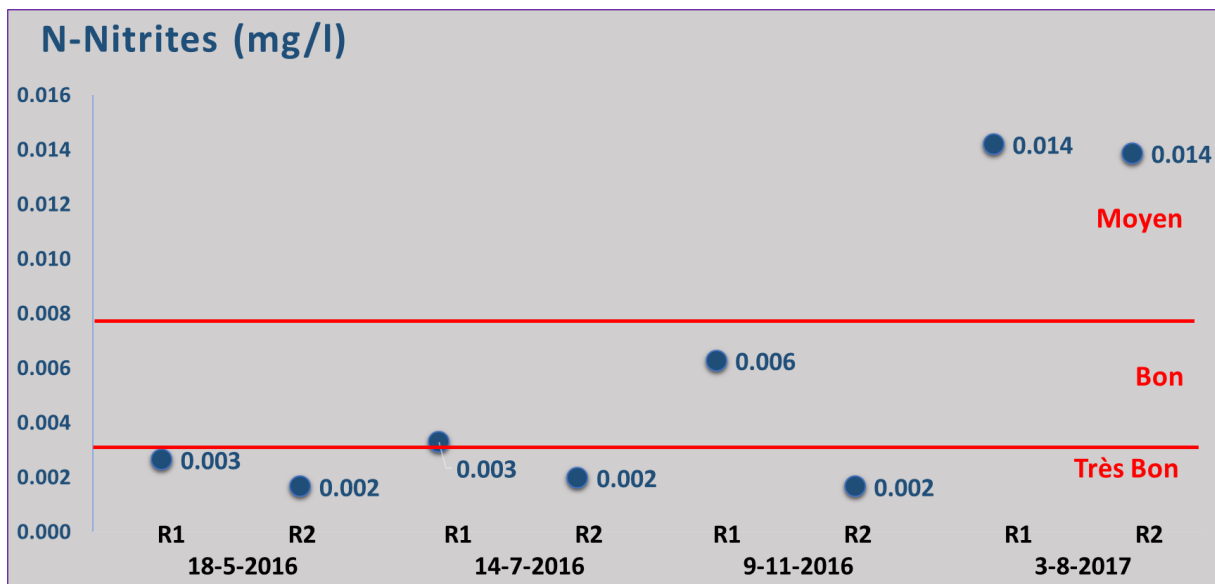


Figure 152: Variation spatio-temporelle de la teneur en N-NO<sub>2</sub> au niveau des stations fluviales par rapport aux valeurs seuils de Skoulikidis et al. (2006)

### 1.3. Bactériologie

Les valeurs de coliformes et streptocoques fécaux dans l'eau des deux stations fluviales durant toute la période d'échantillonnage (mai 2016 à août 2017) s'échelonnent entre 35

et 5000 UFC pour les coliformes d'une part et entre 2 et 600 UFS pour les streptocoques d'autre part. Les valeurs maximales ont lieu durant le mois de février 2017 au niveau de la station aval R1 alors qu'au niveau de la station plus en amont R2, les valeurs sont minimales durant le mois d'août 2017 (Tableau 32).

Cependant, les valeurs sont très faibles par rapport à celles enregistrées au niveau des régions fortement contaminées telles que Michmich et Fnaideq au niveau du secteur supérieur du fleuve Libanais El-Bared où un total de 250 000 coliformes fécaux par 100 ml a été enregistré par Khalaf et al. (2009). En outre, ces valeurs sont presque similaires à celles obtenues dans les secteurs non anthropiques de certains cours d'eau tels que le barrage Mar Moussa au niveau du fleuve El-Bared, où 1200/100 ml coliformes fécaux et 600/100 ml streptocoques fécaux ont été détectés (Khalaf, 2012).

Les teneurs en coliformes et streptocoques fécaux sont plus importants en hiver et au printemps par rapport au reste de l'année. La charge bactérienne semble augmenter suite au lessivage des sols (Ouhmidou et al., 2015), ce qui est décelable à partir de la relation entre la charge bactérienne et le débit du fleuve. La charge augmente lorsque le débit augmente. D'autre part, les coliformes fécaux sont probablement issus des rejets des eaux usées sans aucun traitement préalable (Bengherbia et al., 2014) plus prononcés au niveau de la station aval (R1) qui se situe près des restaurants. Au niveau du site étudié, les streptocoques fécaux sont présents en concentration plus faible que celle des coliformes fécaux. L'analyse statistique montre que les variations spatiales entre les deux stations ne sont pas significatives,  $p$ -value = 0.083 et 0.127 pour les coliformes et les streptocoques fécaux respectivement. De même, les différences temporelles ne sont pas

statistiquement significatives, p-value = 0.299 et 0.276 pour les coliformes et les streptocoques fécaux respectivement.

Par rapport aux normes du Seq-Eau, les valeurs obtenues au niveau des deux stations fluviales appartiennent aux classes d'aptitudes jaune à bleu qui correspondent à un état moyen à très bon pour les coliformes et les streptocoques fécaux (Tableau 32).

Tableau 32: Résultats de l'analyse bactériologique de l'eau du fleuve Ibrahim

	<i>CF/100 ml</i>	<i>SF/100 ml</i>	<i>Rapport CF/SF</i>
<i>18-5-2016</i>			
<i>R1</i>	3460	600	5.76
<i>R2</i>	174	100	1.74
<i>9-11-2016</i>			
<i>R1</i>	400	200	2
<i>R2</i>	130	40	3.25
<i>27-2-2017</i>			
<i>R1</i>	5000	470	10.63
<i>R2</i>	730	200	3.65
<i>3-8-2017</i>			
<i>R1</i>	430	64	6.71
<i>R2</i>	35	2	
<i>Grille Seq-Eau</i>	<i>Classe d'aptitude à la biologie</i>		
<i>Etat de référence (Très bon)</i>	50	20	
<i>Bon</i>	500	200	
<i>Moyen</i>	5000	1000	
<i>Médiocre</i>	10000	10000	
<i>Mauvais</i>			
<i>Grille Seq-Eau</i>	<i>Classes d'aptitudes aux loisirs et sports aquatiques</i>		
<i>Etat de référence (Très bon)</i>	500	100	
<i>Bon</i>	10000		
<i>Moyen</i>			
<i>Médiocre</i>			
<i>Mauvais</i>			

CF : Coliformes Fécaux,  
SF : Streptocoques Fécaux

### 1.3.1. Origine de la pollution fécale : Rapport FC/FS

Afin d'identifier l'origine de la pollution fécale, le rapport quantitatif :  $R = CF/SF$  est largement utilisé (avec CF : Coliformes Fécaux, SF : Streptocoques Fécaux).

En fait, lorsque le rapport est supérieur à 4, la pollution est considérée essentiellement humaine (rejet des eaux usées). Par contre, lorsqu'il est inférieur à 0.7, l'origine est essentiellement animale (Tableau 33) (Borrego and Romero, 1982 dans Larif et al., 2013 et Ouhmidou and Chahlaoui, 2015).

Tableau 33: Origine de la pollution fécale d'après le rapport quantitatif CF/SF (Borrego and Romero, 1982).

<b><i>R : CF/SF</i></b>	<b><i>Origine de la pollution</i></b>
<b><i>&gt; 4</i></b>	Essentiellement humaine
<b><i>2 &lt; R &lt; 4</i></b>	Origine mixte à prédominance humaine
<b><i>1 &lt; R &lt; 2</i></b>	Origine Incertaine
<b><i>0.7 &lt; R &lt; 1</i></b>	Origine mixte à prédominance animale
<b><i>&lt; 0.7</i></b>	Origine animale (bétail)

Le rapport CF/SF pour les eaux du fleuve Ibrahim (Tableau 32) au niveau de R1 varie entre 2 et 10.63 ce qui signifie que l'origine de la pollution fécale est à prédominance humaine alors qu'au niveau de R2, le rapport CF/SF est entre 1 et 3 donc l'origine est incertaine. L'origine de la contamination fécale peut être attribuée à l'utilisation du fumier comme engrais au niveau des terres agricoles entraînée par lessivage des sols (Ouhmidou and Chahlaoui, 2015) au niveau de la station (R2). Par conte au niveau de la station R1, les rejets des eaux usées sans aucun traitement préalable pourraient être à l'origine de cette charge bactérienne. D'autre part, la relation entre ce rapport et le débit n'est pas évidente.

### 1.4. Analyse en composante principale

Une analyse en composante principale permet d'étudier les relations entre les différents paramètres étudiés, les stations et dates d'échantillonnages au niveau du fleuve Ibrahim. De même, une matrice de corrélation Spearman présentant les coefficients de corrélation entre les paramètres abiotiques étudiés (température, débits fluviaux, teneurs en nitrates, nitrites, ortho phosphates et les coliformes et streptocoques fécaux) a été paramétrée. L'ACP est effectuée sur 9 individus et 8 variables. 86.8% de l'information est représentée par les deux premières dimensions (Dim1 : 56.9% et Dim2 : 29.9%) (Figure 153).

Tableau 34: Contributions des variables aux deux dimensions de l'ACP

La couleur rose signale une corrélation négative alors que la couleur bleue montre une corrélation positive.

	<i>Dimension 1</i>	<i>Dimension 2</i>
<i>Nitrites</i>	0.963	0.244
<i>Nitrates</i>	-0.553	-0.614
<i>Ortho phosphates</i>	0.978	0.197
<i>FC/100</i>	-0.604	0.771
<i>FS/100</i>	-0.699	0.67
<i>Température</i>	0.940	0.303
<i>Rapport FC/FS</i>	0.238	0.785
<i>Débit</i>	-0.754	0.405

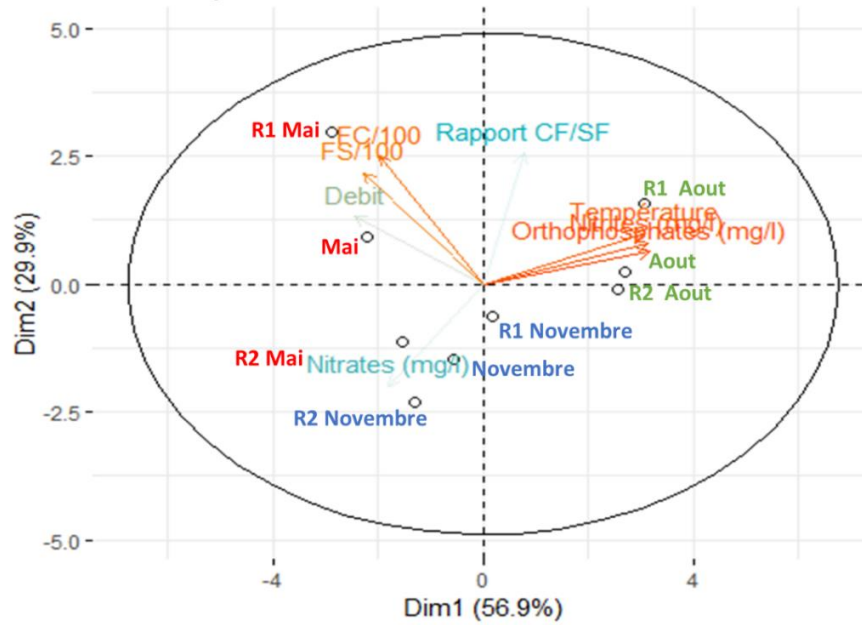


Figure 153: Distribution des variables des stations étudiées (ACP) au niveau du fleuve Ibrahim

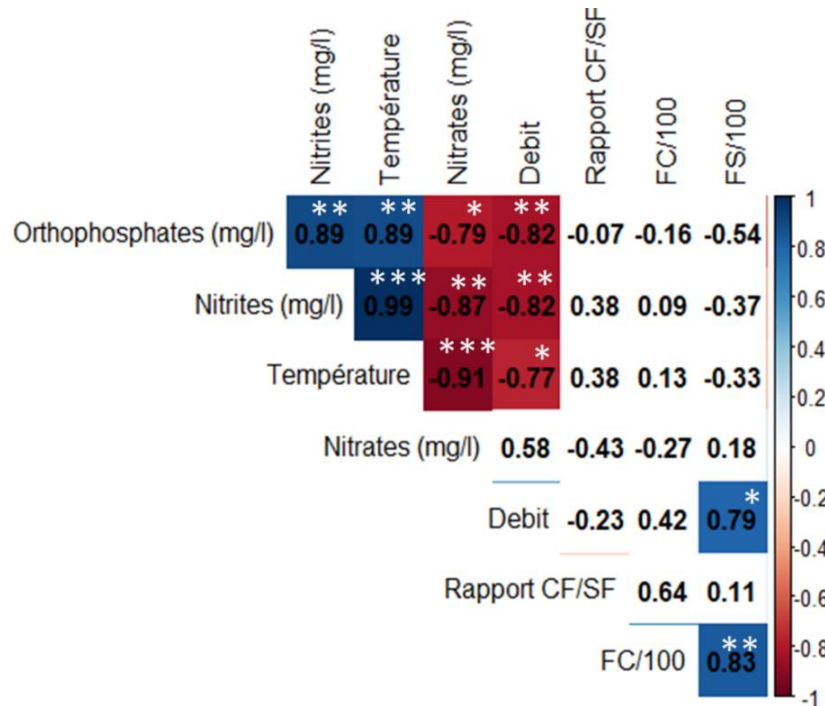


Figure 154: Matrice de corrélation N=9 K=7 ( $r = 0.729$  ( $p < 0.05$ );  $r = 0.882$  ( $p < 0.01$ );  $r = 0.963$  ( $p < 0.001$ )). La couleur rouge signale une corrélation négative alors que la couleur bleue montre une corrélation positive. L'Astérisque indique le degré de significativité de la corrélation. P-values (0, 0.001, 0.01, 0.05, 0.1, 1)  $\Leftrightarrow$  symboles ("\*\*\*", "\*\*", "\*", ".", " ").

La matrice de corrélation (Figure 154 ; Tableau 34) entre les paramètres abiotiques étudiés et les bactéries fécales montre :

- Une corrélation positive entre les CF et les SF ( $r=0.83^{**}$  ( $p<0.01$ )), suggérant une même origine
- Une corrélation positive entre les ortho phosphates et les nitrites d'une part ( $r=0.89$  ( $p<0.01$ )) et entre ces deux paramètres et la température d'autre part ( $r=0.99$  ( $p<0.001$ )) et  $r=0.89$  ( $p<0.01$ ) pour nitrites et température respectivement).
- Une corrélation négative entre les nitrates d'un côté et les nitrites, les ortho phosphates et la température de l'autre.
- Une corrélation négative entre le débit du fleuve d'un côté et les nitrites, les ortho phosphates et la température de l'autre.

D'après le graphe des variables et individus (Figure 153), la forte corrélation entre la température, les ortho phosphates et les nitrites caractérise le mois d'août et surtout la station R1 qui contribue positivement à la dimension 1 en opposition avec les nitrates d'une part qui caractérisent la station R2 pendant les mois de mai, novembre et le débit dont la contribution est négative.

Parallèlement, les bactéries fécales associées avec la station R1 pendant le mois de mai contribuent positivement à la dimension 2 en opposition avec les nitrates dont la contribution est négative.

Les résultats de l'ACP viennent renforcer les interprétations précédentes en fournissant plus de détail. Les nitrites et les ortho phosphates ne sont pas d'origine fécale ni issus de la décomposition de la matière organique fécale, mais leurs teneurs sont affectées par le débit faible et les températures élevées durant l'été. D'autre part, les nitrates caractérisent

l'eau douce fluviale et ne semblent pas avoir une origine anthropique. Finalement, les bactéries fécales sont présentes et associées aux rejets d'eaux usées, plus prononcées au niveau de la station aval (R1), mais la situation n'est pas alarmante et l'état du fleuve reste moyen à très bon.

## 2. Domaine marin

### 2.1. Bactériologie

La charge bactérienne au niveau de la zone marine côtière Ibrahim est inférieure à la norme (100 UFC/100 ml) (Tableau 35) et très faible par rapport aux valeurs enregistrées au niveau des sites contaminés tels que la région côtière d'Antelias où les valeurs des streptocoques fécaux et coliformes fécaux se situent entre  $30 \cdot 10^3$  et  $250 \cdot 10^3$  UFC/100 ml (Khalaf, 1997a).

Les stations marines échantillonnées semblent être exemptes de la contamination bactérienne malgré la présence d'une contamination modérée au niveau de l'embouchure de l'Ibrahim. Cette situation est probablement le résultat de l'hydrodynamisme fort qui régit la région côtière étudiée.

Tableau 35 : Résultats de l'analyse bactériologique de l'eau de la région côtière

Dates	26-4-2016		29-7-2016		23-1-2017		16-5-2017		2-8-2017	
	CF	SF	CF	SF	CF	SF	CF	SF	CF	SF
Station M1	10	1	<1	<1	0	1	5	17	0	1
Station M3	1	6	<1	<1	32	3	9	51	0	0



## 2.2. Etat écologique

Au niveau des écosystèmes marins, l'état écologique peut être évalué en fonction des valeurs seuils déterminées pour chacun des paramètres entre autres la chlorophylle-a utilisée au niveau de cette étude permettant de discriminer l'état acceptable et inacceptable (Markogianni et al., 2017). En se basant sur la classification du PNUE (Tableau 36) (MEDGIG, 2007), les eaux néritiques du bassin Est-Méditerranéen appartiennent au Type III-E caractérisées par une salinité  $> 37.5\text{‰}$  par suite étant non significativement affecté par les apports d'eau douces.

Le site côtier étudié appartient de même au bassin oriental de la Méditerranée et au Type III-E, donc la qualité écologique peut être évaluée en se basant sur la classification des teneurs en chlorophylle-a selon les directives de la DCE, adaptée pour le bassin oriental (Tableau 37) développée par Simboura et al., (2005) dans Markogianni et al., (2017).

Tableau 36: Types des eaux côtières méditerranéennes d'après l'UE (Décision 2013/480/EU) Applicable au phytoplancton seulement

	Type I	Type IIA	Type IIIW et Type IIIE
Densité	< 25	25<d<27	>27
Salinité	<34.5	34.5<S<37.5	>37.5

Tableau 37: Echelle de qualité adaptée pour les eaux du bassin Est de la méditerranée basée sur les teneurs de chlorophylle a (Simboura et al., 2005).

Qualité écologique	Chlorophylle a ( $\mu\text{g/l}$ )
Très bon	<0.1
Bon	0.1-0.4
Moyen	0.4-0.6
Médiocre	0.6-2.21
Mauvais	>2.21

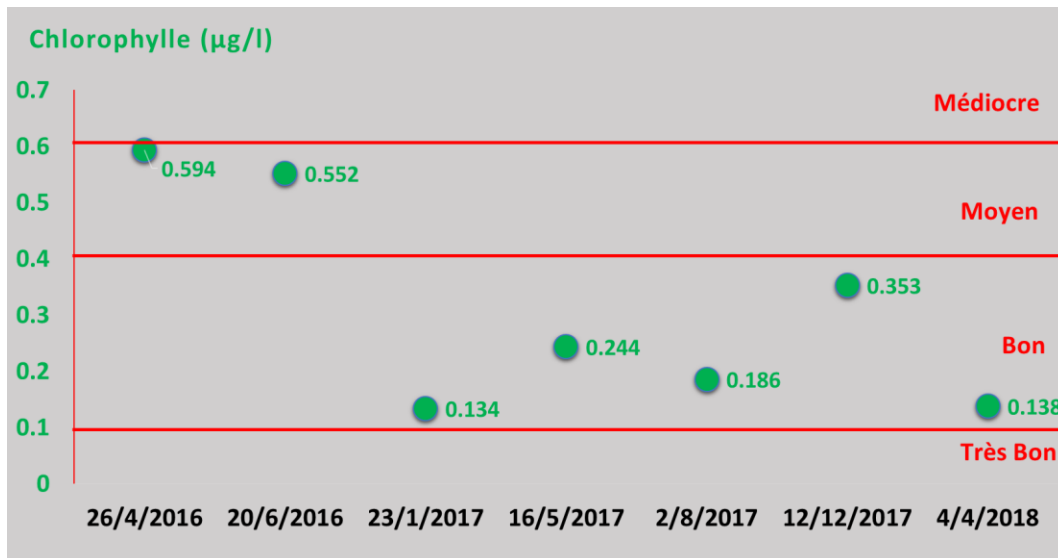


Figure 155: Variation temporelle de la chlorophylle au niveau de l'eau de la région étudiée par rapport à la classification de Simboura et al., (2005)

Les teneurs en chlorophylle-a sont inférieures au seuil du bon état environnemental (< 0.4 µg/l) pour la plupart des dates d'échantillonnage à l'exception des mois d'avril et juin 2016 appartenant à l'état écologique moyen (Figure 155). Ces teneurs enregistrées sont inférieures à celles enregistrées au niveau d'une autre zone du bassin oriental méditerranéen (0.148-2.806 µg/l) au niveau du Golfe de Maliakos-Grèce, proche de l'embouchure du fleuve Spercheios soumis à des pressions anthropiques importantes (Markogianni et al., 2017). Rappelons que la comparaison avec ce fleuve grec s'avère pertinente, étant un fleuve appartenant à la même région que le fleuve étudié (Méditerranée orientale), probablement ressemblant au fleuve étudié.

### 2.3. Statut trophique

Une classification de l'Indice du Statut Trophique (IST) est proposée par Carlson, (1977) (Tableau 38). Cet indice est basé sur les teneurs en chlorophylle-a (IST Chl-a) et en phosphore total (IST -TP), avec :

$$\text{IST (Chl-a)} = 9.81 * \ln (\text{Chl-a}) + 30.6 \text{ (Intervalle Chl a = 0.04-1180 mg/m}^3\text{)}$$

$$\text{IST (TP)} = 14.42 * \ln (\text{TP}) + 4.15 \text{ (Intervalle TP= 0.75-768 mg/m}^3\text{)}$$

Tableau 38: Echelle de l'indice du statut trophique (IST) proposée par Carlson, (1977)

<i>Chlorophylle-a (mg/m<sup>3</sup>)</i>	<i>Phosphore total (mg/m<sup>3</sup>)</i>	<i>IST (Indice du statut trophique)</i>	<i>Statut trophique</i>
0.04-0.94	0.75-6	IST < 30	Oligotrophe
2.6-20	12-48	30<IST<60	Mésotrophe
56-427	96-380	60<IST<90	Eutrophe
1180	768	IST>100	Hypertrophe

La Mer Méditerranée est connue pour l'oligotrophie de ces eaux se traduisant par des teneurs en chlorophylle-a et en nutriments inférieures à celles des autres mers, et spécifiquement, le bassin oriental, dont la région d'étude appartient. Ce bassin est caractérisé par un statut ultra-oligotrophe et limité en phosphore (PAM/PNUE, 2012), comme l'indiquent aussi les résultats de cette étude (Figure 156 ; Figure 157).

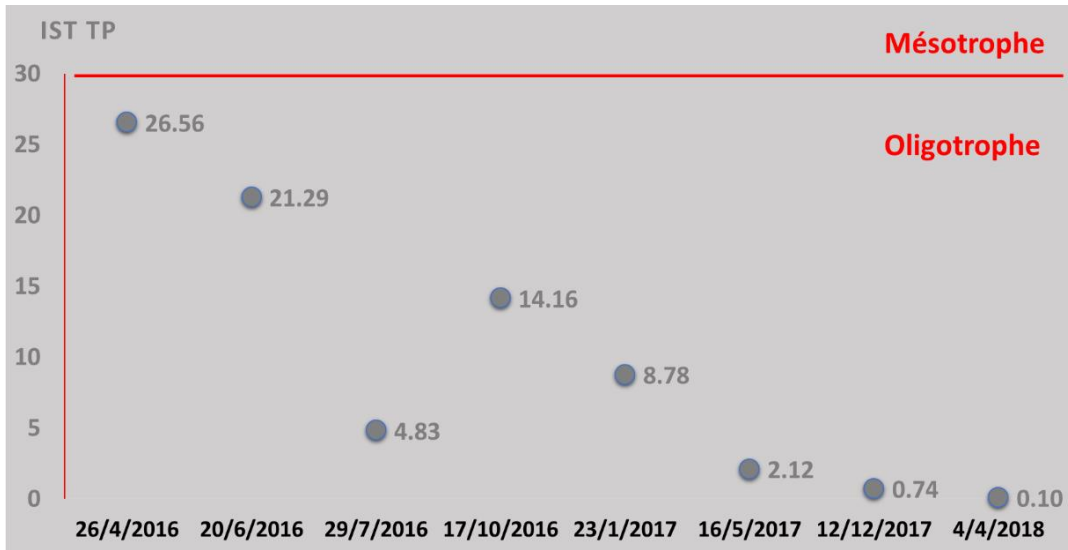


Figure 156: Variation temporelle de l'indice de statut trophique par rapport au phosphore total au niveau de l'eau de la région étudiée

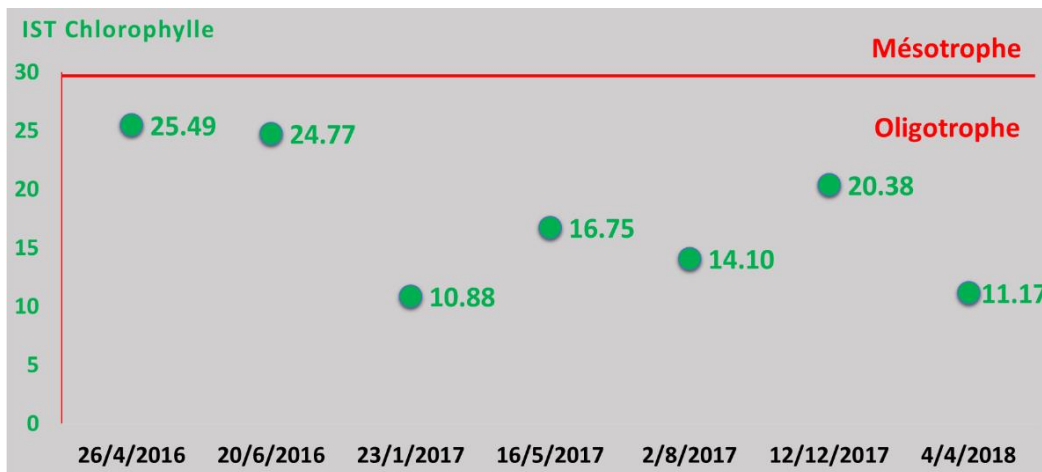


Figure 157: Variation temporelle de l'indice de statut trophique par rapport à la chlorophylle-a au niveau de l'eau de la région étudiée

## **Partie 2**

---

### **Ampleur de la contamination métallique des sédiments**

La méthode la plus adoptée dans l'évaluation de la qualité du sédiment et des matières en suspension est la comparaison des teneurs en ETM obtenues à une valeur de référence à l'échelle globale et si possible également locale (Gao et al., 2015). Ceci nécessite également l'utilisation d'indices pour évaluer l'ampleur de la contamination par les EETM. Parmi les indices les plus utilisés dans les études environnementales et qui seront utilisés dans cette étude, on peut citer : le facteur de contamination (CF), l'indice de géo accumulation (I<sub>géo</sub>), le facteur d'enrichissement (EF), l'indice de pollution sédimentaire (IPS) et l'indice écologique (ERL/ERM).

1) Déterminer les teneurs en éléments traces métalliques dans les sédiments de la zone étudiée ainsi que leur distribution spatiale pour élaborer une base de données et une référence pour les études futures.

2) Evaluer l'ampleur de la contamination marine (lorsqu'elle existe) en utilisant des indices spécifiques ainsi que celle des sédiments et MES fluviaux pour déterminer s'ils constituent une source de pollution pour la zone marine adjacente.

### **1. Eléments traces métalliques (ETM)**

Les ETM étudiés sont : le lithium (Li), le manganèse (Mn), le vanadium (V), le chrome (Cr), le nickel (Ni), le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le cadmium (Cd) et le plomb (Pb). Les concentrations en ETM dans les sédiments de la zone étudiée figurent dans l'annexe 5. En comparant avec les valeurs moyennes de la croûte continentale supérieure (UCC ; Wedepohl K H. 1995), les teneurs enregistrées dans le sédiment de la zone d'étude apparaissent faibles et donc le sédiment n'est pas contaminé. Seules les teneurs

enregistrées dans les sédiments du barrage (R3) sont significativement élevées pour Cu, Zn, Cd et Pb.

Les teneurs en ETM au niveau des sédiments marins sont comparables aux valeurs de références attribuées aux roches sédimentaires argileuses, sablonneuses et carbonatées (Kabata-Pendias and Pendias, 2001). Ces valeurs sont comparables à celles trouvées au niveau de la mer de « Bohai » et l'estuaire « Changjiang » (Xu et al., 2018). Concernant les teneurs au niveau des sédiments de l'embouchure (R1), les valeurs sont beaucoup plus faibles que les valeurs enregistrées sur le fleuve libanais « El Ghadir » contaminé par des effluents d'eaux usées non traitées (Mcheik et al., 2015) (Annexe 5).

### 1.1. Distribution Spatiale et temporelle

Selon le test de Kruskal Wallis, la différence entre les dates d'échantillonnages n'est pas significative ( $p$  value  $> 0.05$ ) pour tous les éléments étudiés tandis qu'entre les différents points d'échantillonnages (Annexe 5) la différence spatiale (Figure 158) est significative ( $p$  value  $< 0.05$ ) pour V, Cd, Cu et Pb, Li et Mn mais non significative pour Cr ( $p$ -value = 0.080), Zn ( $p$ -value = 0.544), Ni ( $p$ -value = 0.879).

D'après les analyses statistiques, les moyennes et les médianes calculées pour chacune des régions ( $\leq 30$  m et  $\geq 60$  m) sont proches, ce qui montre qu'au niveau de chaque zone, la distribution est presque homogène avec peu de dispersion non significative entre les stations de chacune des zones (Sahli et al., 2014).

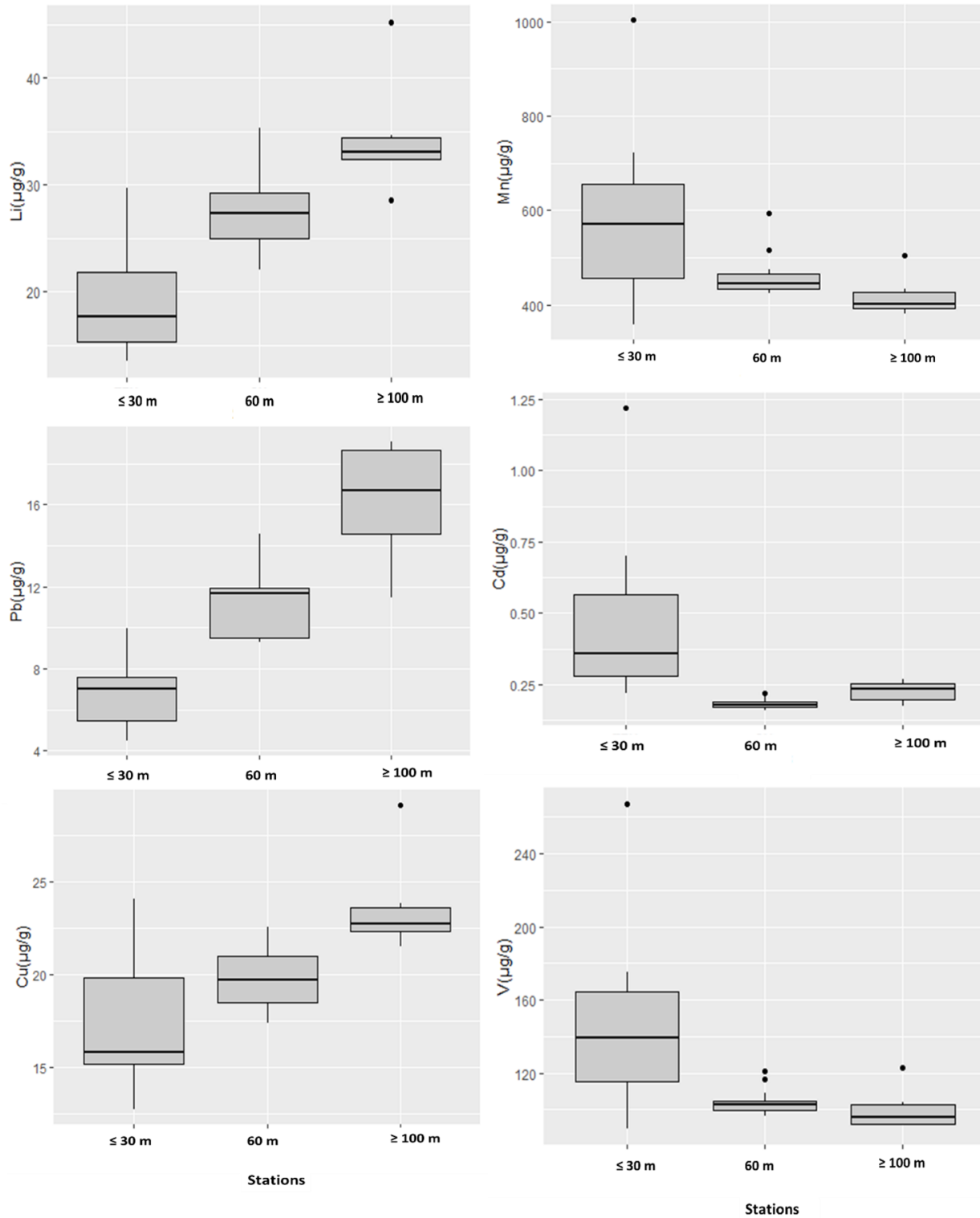


Figure 158: Distribution spatiale des éléments Pb, Cd, Cu, V ayant une différence significative entre les stations.



Les teneurs en **lithium** (15.2 à 45.2  $\mu\text{g/g}$ ) suivent la même distribution que celles en Al et augmentent en profondeur contrairement aux pourcentages de **manganèse** (0.04 à 0.07%) qui diminuent significativement en passant de 30 à 100 m, probablement liée à l'hydrodynamisme élevé à 30 m générant une région plus oxygénée (Abi Ghanem, 2008).

**Le plomb** est un élément trace métallique toxique et non utilisé par la biocénose. Parmi les sources potentielles, on trouve les pesticides et les peintures, les feux de forêts, les émissions des automobiles et l'incinération des déchets (Hanif et al., 2016). Les teneurs naturelles du plomb contenues dans l'écorce terrestre s'échelonnent entre 15 et 20  $\mu\text{g/g}$ .

**Le cadmium** est un élément toxique, non utile, affectant négativement la biocénose sur l'échelle génomique et écologique. Cet élément est considéré comme l'un des plus importants polluants à cause de sa toxicité élevée et sa solubilité dans l'eau. Il peut avoir comme origine les centrales électriques, les mécanismes naturels, une origine atmosphérique, les fertilisants et les effluents toxiques et l'incinération des déchets (Cheriyann et al., 2015; Hanif et al., 2016). Les teneurs naturelles enregistrées au niveau de l'écorce terrestre s'échelonnent entre 0.1 et 0.5  $\mu\text{g/g}$ .

**Le cuivre** est un élément essentiel en faible teneur pour la biocénose aquatique mais une fois atteignant des teneurs élevées, il devient toxique. Comme origines naturelles, le cuivre peut résulter des éruptions volcaniques, de la décomposition de la flore et des feux de forêts. D'autre part, il peut avoir des origines anthropiques comme les effluents industriels et ménagers (urbains) (Hanif et al., 2016). Cet élément est caractérisé par sa faible solubilité qui le rend facilement adsorbable aux matières en suspension et accumulable sur les sédiments. La concentration naturelle du cuivre au niveau de l'écorce terrestre est de 14.3  $\mu\text{g/g}$ . **Le zinc** se trouve généralement dans la nature au niveau de l'écorce terrestre

à 65  $\mu\text{g/g}$  atteignant parfois 100  $\mu\text{g/g}$  (Hanif et al., 2016). Le **vanadium** se trouve généralement au niveau de l'écorce terrestre à 98  $\mu\text{g/g}$  (Wedepohl K H., 1995). Selon (Wedepohl K H., 1995), le **chrome** au niveau de l'écorce terrestre se trouve à 126  $\mu\text{g/g}$ . Selon (Wedepohl K H., 1995), le **nickel** au niveau de l'écorce terrestre se trouve à 56  $\mu\text{g/g}$ .

Dans cette étude, les teneurs du plomb varient entre 6.31 et 19.08  $\mu\text{g/g}$  et augmentent avec la profondeur d'une moyenne de 6.42  $\mu\text{g/g}$  au niveau des stations inférieures à 30m à 12.73  $\mu\text{g/g}$  au niveau des stations supérieures à 60m. Les concentrations du Cadmium varient entre 0.16 et 0.70  $\mu\text{g/g}$  et diminuent avec la profondeur d'une moyenne de 0.4  $\mu\text{g/g}$  au niveau des stations inférieures à 30m et de 0.2  $\mu\text{g/g}$  au niveau des stations supérieures à 60m. Les teneurs en cuivre varient entre 14.4 et 29.1  $\mu\text{g/g}$  et augmentent légèrement avec la profondeur d'une moyenne de 17.6  $\mu\text{g/g}$  au niveau des stations inférieures à 30m et de 20.9  $\mu\text{g/g}$  au niveau des stations supérieures à 60m. Les teneurs en zinc varient entre 56.4 et 134.2  $\mu\text{g/g}$  et diminuent non significativement avec la profondeur d'une moyenne de 87.5  $\mu\text{g/g}$  au niveau des stations inférieures à 30m et de 76.8  $\mu\text{g/g}$  au niveau des stations supérieures à 60m. Les teneurs en Vanadium varient entre 89.55 et 174.87  $\mu\text{g/g}$  et diminuent avec la profondeur d'une moyenne de 135.23  $\mu\text{g/g}$  au niveau des stations inférieures à 30m à 103.05  $\mu\text{g/g}$  au niveau des stations supérieures à 60m. Les concentrations en chrome varient entre 95.6 et 192.1  $\mu\text{g/g}$  et diminuent non significativement avec la profondeur d'une moyenne de 146.9  $\mu\text{g/g}$  au niveau des stations inférieures à 30 m et de 127.9  $\mu\text{g/g}$  au niveau des stations supérieures à 60m. Les teneurs en nickel varient entre 49.9 et 90.6  $\mu\text{g/g}$  et diminuent non

significativement avec la profondeur d'une moyenne de 68.7 µg/g au niveau des stations inférieures à 30 m et de 62.7 µg/g au niveau des stations supérieures à 60 m.

En comparant ces valeurs aux valeurs trouvées dans les sédiments d'autres sites libanais, elles sont proches de celles trouvées au niveau du site non contaminé « Akkar : Nord de Beyrouth » et inférieures aux teneurs enregistrées au niveau du site contaminé « Dora : Beyrouth » (Abi Ghanem, 2008). Par rapport à d'autres sites internationaux, les teneurs sont proches et parfois légèrement inférieures aux valeurs rencontrées au niveau de l'estuaire de Changjiang, la mer de Chine Orientale et la mer Bohai (Annexe 5) (Xu et al., 2018). Quant aux teneurs élevées ayant lieu au niveau du barrage, cela peut être dû à un apport anthropique de fertilisants et des effluents des centrales électriques.

## 1.2. Analyse en composante principale (ACP)

Par la suite, pour une meilleure compréhension du fonctionnement de l'écosystème, une analyse en composantes principales est appliquée pour élucider les relations entre les éléments chimiques, la granulométrie et la matière organique au niveau de la zone étudiée. Afin de mieux contraindre les résultats, les variables qui contribuent le moins ont été écartées de l'analyse (dans le cas étudié : Na, Mg et Ca sont exclus).

L'analyse est effectuée sur 29 individus et décrite par 13 variables en considérant tous les sites et les dates d'échantillonnages. 85.16% de l'information est représentée par les deux premières dimensions (Dim1 : 58.37% et Dim2 : 26.8%) (Figure 159 ; Figure 160 ; Figure 161).

Le facteur 1 contribuant à 58.4% de la variance totale, est caractérisé par une contribution positive de la fraction fine du sédiment, K, Al, Li, Pb et CO et une contribution négative

de V, Cr, Mn, Zn, Cd et Fe (Tableau 39). En fait, la fraction fine affecte la distribution des ETM comme le plomb via adsorption et coprécipitation avec les colloïdes (Spagnoli et al., 2008). Le facteur 2 contribuant à 26.8% de la variance totale est caractérisé par la contribution positive du Zn, Fe représentant l'adsorption aux oxydes de fer et de manganèse et pouvant avoir une même origine lithologique naturelle.

La corrélation positive entre les paramètres indique une même origine et des processus géochimiques semblables contrôlant la distribution et le transport (Bastami et al., 2015 ; Cheriyan et al., 2015 ; Gao et al., 2015) comme entre Al, Li, K, Grain moyen, CO, Cu et Pb s'adsorbant sur les argiles et la matière organique et entre Cd, Mn, Cr, V, Zn et Fe caractérisant les sédiments de la zone de 30 m et s'adsorbant sur les oxydes de Fe et de Mn. Par suite la granulométrie (fraction fine avec une grande surface spécifique) et la matière organique affectées par les mêmes conditions hydrologiques contrôlent la distribution de Pb et de Cu.

D'autre part, parmi les éléments traces étudiés, V, Mn, Cd et Cr sont négativement corrélés avec le grain moyen et la matière organique donc ne sont pas nécessairement véhiculés par ces deux derniers.

Tableau 39 : Contributions des variables aux deux dimensions retenues de l'ACP

La couleur rose signale une corrélation négative alors que la couleur bleue montre une corrélation positive.

Variables	Dimension 1	Dimension 2
Li	0.765	0.593
V	-0.900	0.405
Cr	-0.791	0.575
Mn	-0.900	0.381
Cu	0.465	0.797
Zn	-0.664	0.657
Cd	-0.852	0.315

Pb	0.661	0.416
Al	0.790	0.568
K	0.750	0.341
Fe	-0.718	0.677
Grain Moyen	0.779	0.416
CO	0.790	0.286

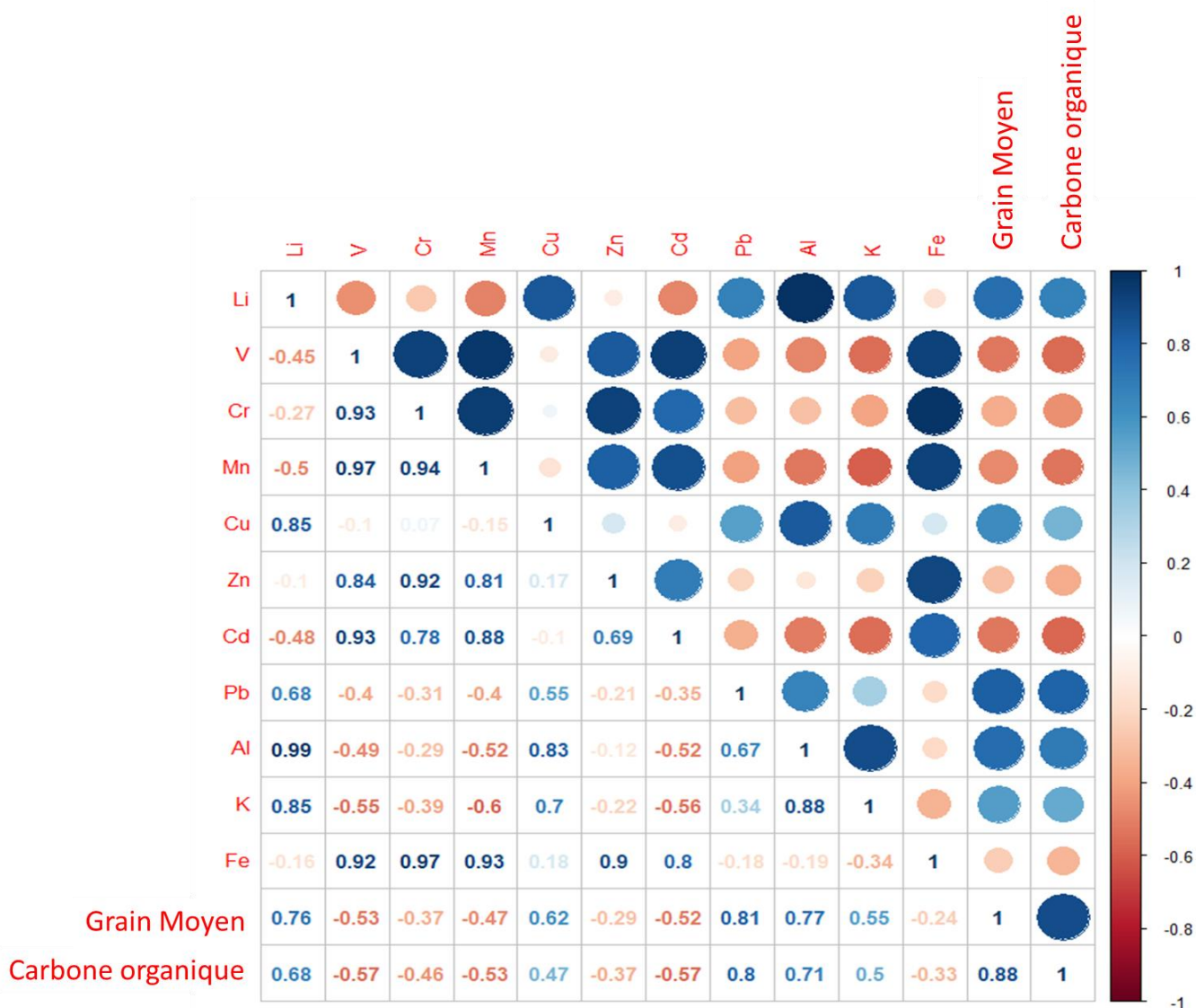


Figure 159 : Matrice de corrélation N=29 K=27 r= 0.323 (p<0.05) ; r=0.445 (p<0.01) ; r=0.567 (p<0.001)

La couleur rouge signale une corrélation négative alors que la couleur bleue montre une corrélation positive.

L'Astérix indique le degré de significativité de la corrélation. P-values (0, 0.001, 0.01, 0.05, 0.1)  $\Leftrightarrow$  symboles ("\*\*\*\*", "\*\*\*", "\*\*", "\*").

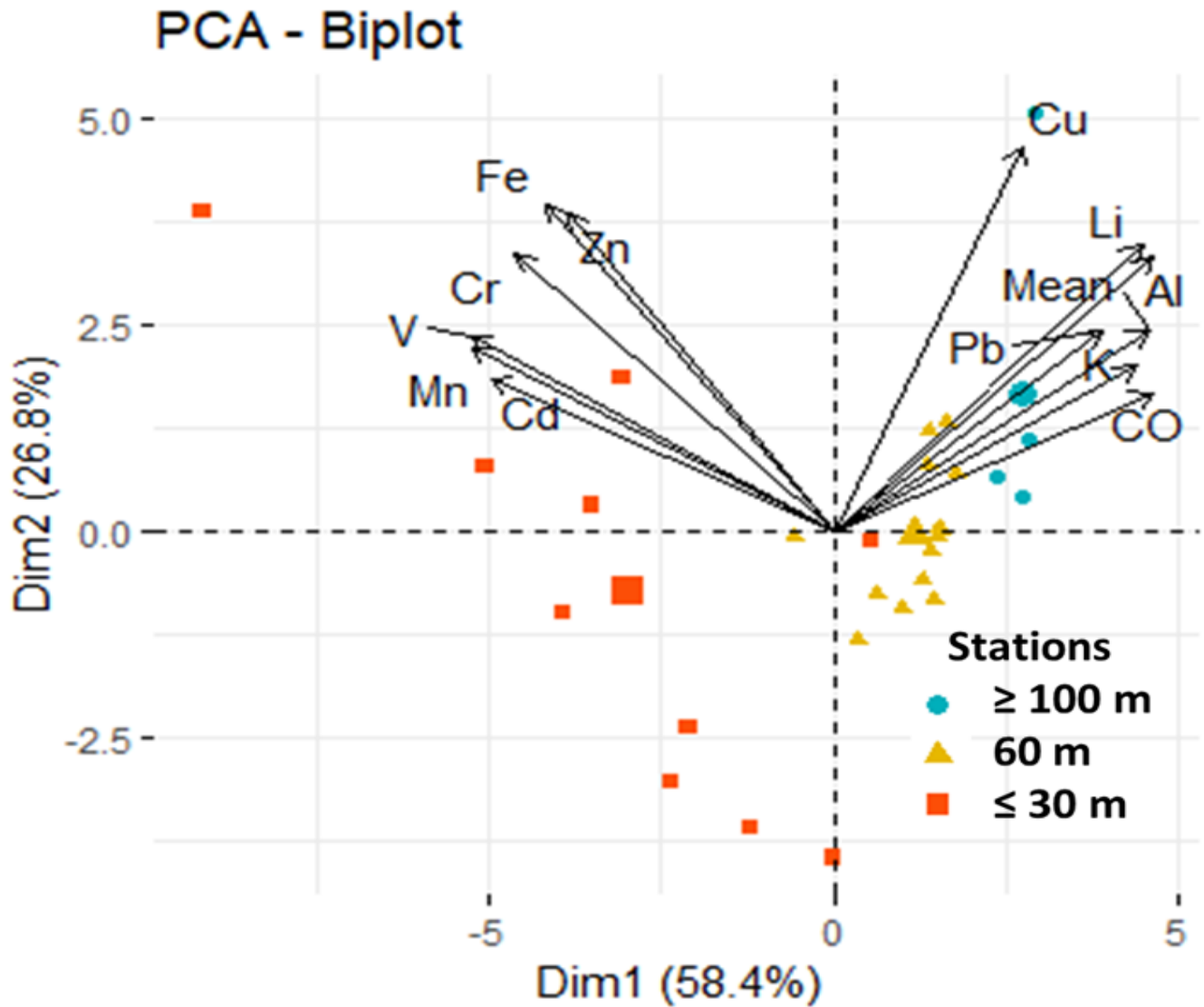


Figure 160 : Graphe représentant la distribution des individus et des variables par rapport aux deux dimensions de l'ACP

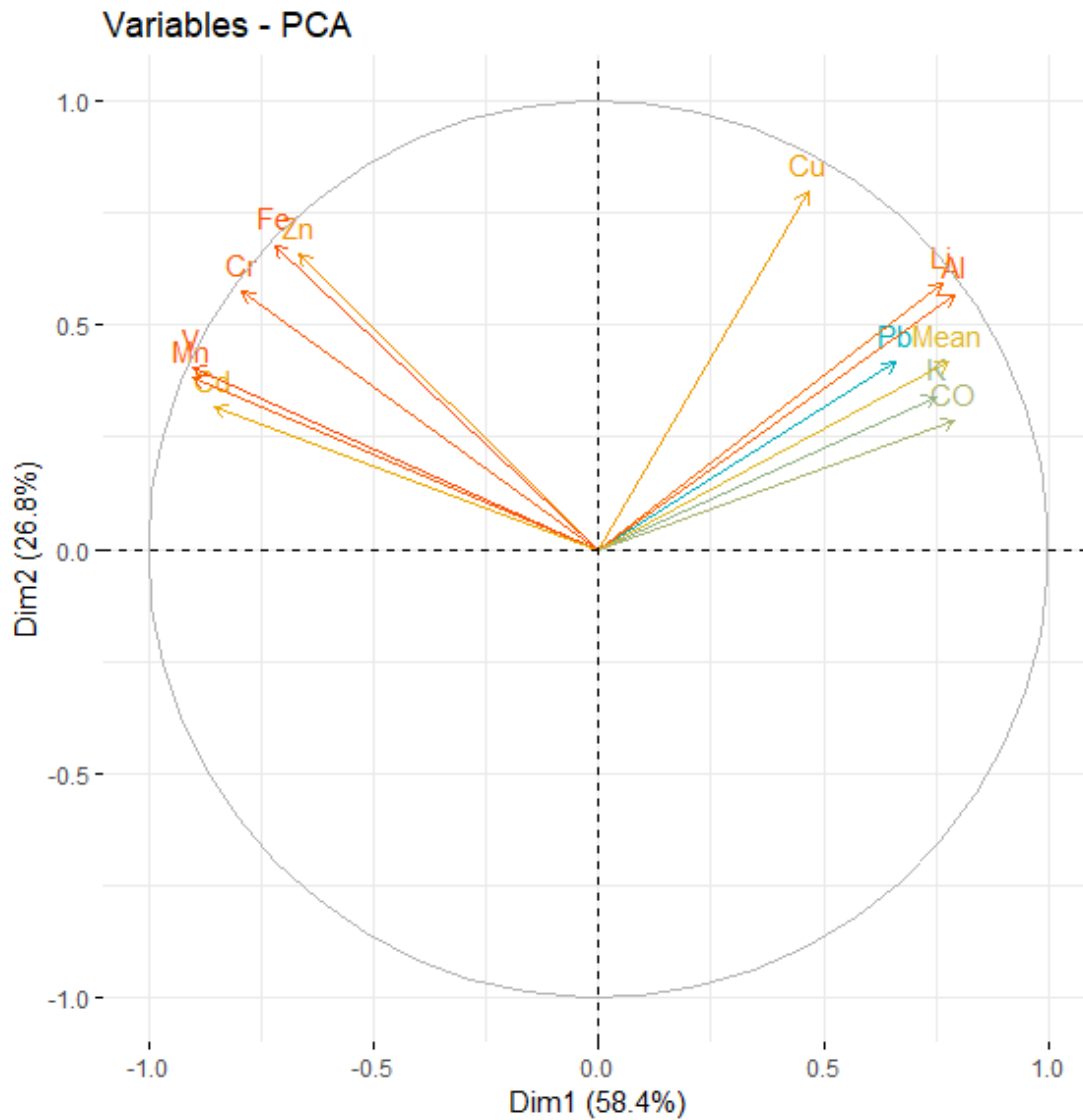


Figure 161 : Graphe représentant la distribution des variables par rapport aux deux dimensions de l'ACP

### 1.3. Evaluation de la contamination

La normalisation est utilisée pour corriger l'influence ou minimiser les erreurs liées à la variation des caractéristiques sédimentaires comme la granulométrie, la minéralogie et les teneurs en matière organique. Les ETM peuvent être présents naturellement et leur augmentation au niveau des sédiments d'une région donnée peut être liée à la géochimie, la granulométrie et la minéralogie et non nécessairement liée à des contributions

anthropiques (Abi Ghanem, 2008). Le calcul d'indice est généralement utilisé pour évaluer l'ampleur de la contamination et discerner l'origine naturelle de l'origine anthropique. Ces indices aident souvent à réduire les erreurs induites par la nature lithologique et le fond géochimique (Sahli et al., 2014). De multiples indices doivent être utilisés ensemble pour réduire l'erreur (Prabakaran et al., 2019).

La comparaison par rapport à une référence Internationale comme l'UCC (Croute terrestre par Wedepohl, 1995) est importante mais parfois ces teneurs sont très loin de représenter la lithologie locale. Pour cela, il est préférable de procéder à la comparaison des teneurs par rapport à une référence locale (Sahli et al., 2014). En plus de la comparaison à une référence, certains indices comme le facteur d'enrichissement consistent à normaliser et déduire l'enrichissement des ETM en tenant compte d'un élément naturel non affecté par les activités anthropique comme par exemple l'Aluminium ou le Fer (Sahli et al., 2014).

### 1.3.1. Facteur de contamination (CF)

Le facteur de contamination est un indice simple consistant en un ratio entre la concentration d'un élément trace métallique donné dans l'échantillon étudié ( $C_X$ ) et la concentration de ce même élément dans une référence reflétant le fond géochimique ( $C_R$ ). Le facteur de contamination (CF) est calculé en appliquant la formule suivante (Hakanson, 1980) dans (Sahli et al., 2014) et (Prabakaran et al., 2019) :

$$CF = C_X/C_R \text{ (Eq. 3)}$$

La classification du facteur de contamination s'échelonne sur 4 groupes représentés dans le tableau suivant :



Tableau 40: Classification du facteur de contamination

Degré de contamination	
$CF < 1$	Contamination Absente à Faible
$1 \leq CF < 3$	Contamination Modérée
$3 \leq CF < 6$	Contamination Considérable
$CF \geq 6$	Contamination très Forte (très élevée)

### **Comparaison par rapport à l'UCC :**

En calculant le facteur de contamination par rapport à l'UCC (Figure 162), la contamination s'avère faible à modérée ( $CF < 3$ ) pour tous les éléments étudiés et au niveau des sédiments de toutes les stations de la zone marine sauf pour le cadmium qui présente une contamination considérable au niveau des sédiments de la région marine  $\leq 30$  m de profondeur. D'autre part, concernant les sédiments fluviaux, la contamination est faible au niveau des sédiments de l'embouchure (R1) pour tous les éléments sauf le Cadmium qui présente une contamination modérée tandis qu'au niveau des sédiments du barrage (R3), la contamination est faible pour Cr, V, Ni, modéré pour Cu, considérable pour Zn et très élevé pour Cd et Pb.

Finalement, concernant les matières en suspensions fluviales (Mes1 et Mes2) qui présentent un risque potentiel pour les sédiments marins, la contamination est modérée pour tous les éléments sauf pour Cd dont le degré de contamination est considérable.

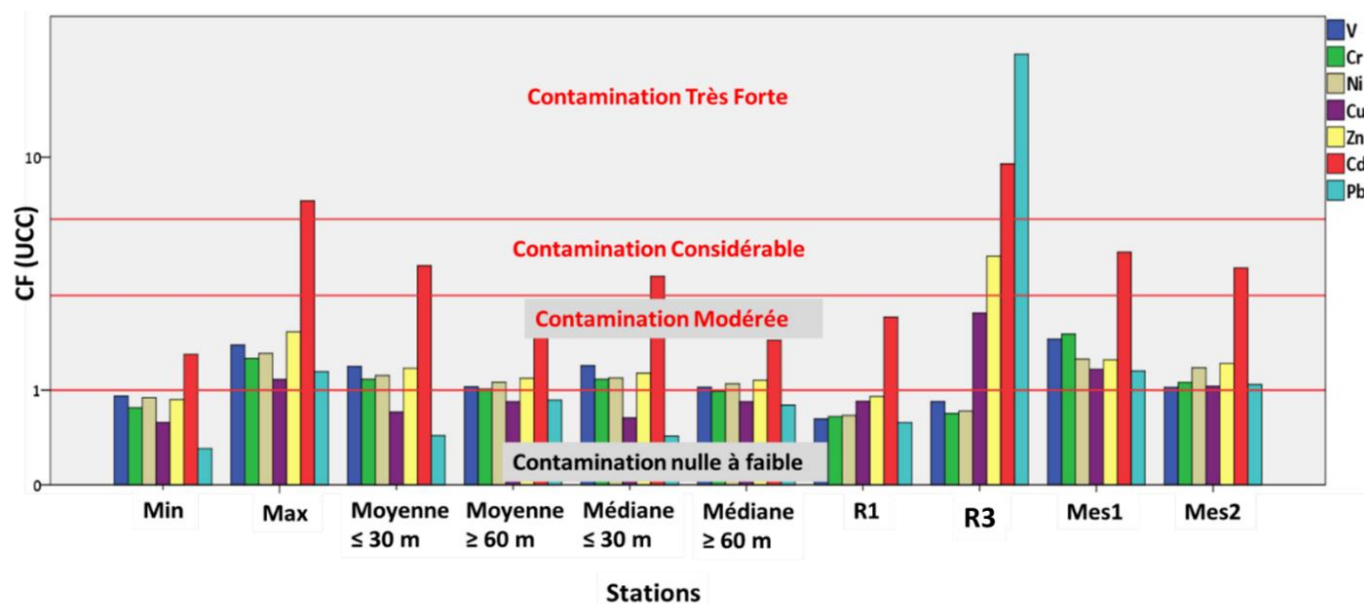


Figure 162: Distribution du Facteur de Contamination calculé par rapport à l'UCC

### **Comparaison par rapport à une référence locale :**

Le facteur de contamination est calculé par rapport à une référence locale prise de la couche la plus profonde d'une carotte échantillonnée dans la région marine de Akkar nord du Liban donc théoriquement exempte de toute contamination et reflétant le fond géochimique de la zone côtière libanaise (Abi Ghanem, 2008) (Figure 163). La contamination s'avère faible à modérée ( $FC < 3$ ) pour tous les éléments étudiés et pour les sédiments de toutes les stations marines échantillonnées. D'autre part, concernant les sédiments fluviaux, la contamination est faible au niveau des sédiments de l'embouchure (R1) pour tous les éléments sauf pour Cu, Zn, Cd et Pb qui présentent une contamination modérée tandis qu'au niveau des sédiments du barrage (R3), la contamination est faible pour Cr et Ni, modérée pour V, considérable pour Cu et Zn et très élevée pour Cd et Pb. Finalement, concernant les matières en suspensions fluviales (Mes1 et Mes2), pour Mes1 la contamination est modérée pour tous les éléments sauf

pour Cu et Cd dont le degré de contamination est considérable et pour Mes2 la contamination est modérée pour tous les éléments.

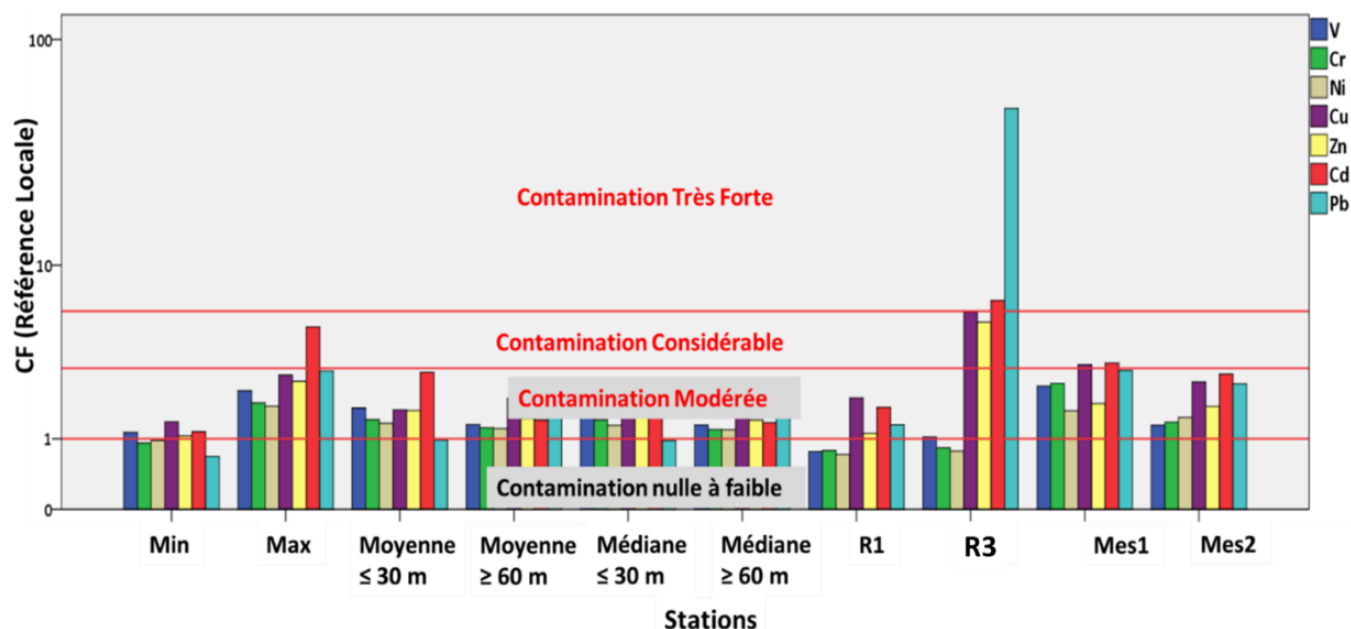


Figure 163: Distribution du Facteur de Contamination calculé par rapport à une référence locale

### 1.3.2. Indice de géo accumulation (I géo) :

L'indice de géo accumulation (Muller, 1969) est un indice empirique généralement utilisé afin d'évaluer l'ampleur de la contamination par les ETM en se basant sur la comparaison de la concentration obtenue dans une région donnée à une région ou valeur considérée comme fond géochimique avec un facteur de correction (1.5) utilisé dans la formule prenant en considération les erreurs causées par la différence de lithologie (Sahli et al., 2014 ; Gao et al., 2015 ; Hanif et al., 2016). Cet indice (I géo) est calculé à partir de la formule proposée par Muller, (1969):

$$I \text{ géo} = \text{Log}_2 [C_X / (1.5) (C_R)] \text{ (Eq. 4)}$$

avec  $C_X$ , concentration de l'ETM (X) dans l'échantillon étudié en  $\mu\text{g/g}$  et  $C_R$ , concentration du même élément dans la référence. Le coefficient 1.5 est le facteur de

correction. Les valeurs de Abi Ghanem, (2008) prise de la couche la plus profonde d'une carotte échantillonnée dans la région marine de Akkar nord du Liban donc théoriquement exempte de toute contamination et reflétant le fond géochimique de la zone côtière libanaise sont utilisées comme référence et les valeurs de I<sub>géo</sub> sont représentées dans la Figure 164. Sept classes de qualités (

Tableau 41) sont définis pour l'I<sub>géo</sub> s'échelonnant d'un état non pollué reflétant le fond géochimique (Classe 0) arrivant à un état extrêmement pollué (Classe 6 : I<sub>géo</sub> > 5) (Gao et al., 2015).

En fait, les valeurs de l'indice inférieures à 0 indiquent que l'origine est naturelle sans aucune contribution anthropique et lorsque les valeurs sont légèrement supérieures à 0, la contribution anthropique est mineure et l'origine des éléments traces est majoritairement naturelle (Gao et al., 2015).

Tableau 41: Classes de l'indice de géo accumulation

Classe I <sub>géo</sub>	Valeurs I <sub>géo</sub>	Degré de contamination
0	≤0	Fond géochimique
1	0-1	Non à légèrement pollué
2	1-2	Légèrement à moyennement pollué
3	2-3	Moyennement pollué
4	3-4	Moyennement à fortement pollué
5	4-5	Fortement pollué
6	≥5	Extrêmement pollué

Comme le montre la Figure 164, pour V, Zn et Cd, la valeur de l'indice diminue en profondeur car il est compris entre 0 et 1 (non à légèrement pollué) au niveau des sédiments de la zone ≤ 30 m de profondeur et inférieures à 0 (Fond géochimique) au

niveau des sédiments de la zone  $\geq 60$  m. Pour les éléments Cr, Ni et Pb, les sédiments appartiennent à la classe 0 (Fond géochimique) au niveau de la zone  $\leq 30$  m et  $\geq 60$  m et pour l'élément Cu les valeurs sont légèrement supérieures à la limite du fond géochimique au niveau des sédiments de la zone  $\leq 30$  m et  $\geq 60$  m (appartenant à la classe 1). D'autre part, au niveau des sédiments fluviaux, notamment au niveau de l'embouchure (R1), les valeurs de l'indice de géo accumulation sont inférieures à 0 excepté pour Cu et Cd ayant des valeurs légèrement supérieures à 0 (entre 0 et 1). Tandis qu'au niveau des sédiments du barrage (R3), les valeurs de l'indice sont inférieures à 0 pour V, Cr et Ni, entre 1 et 2 pour Cu et Zn, entre 2 et 3 (moyennement pollué) pour Cd et entre 4 et 5 (fortement pollué) pour Pb. Finalement, concernant les matières en suspensions fluviales (Mes1 et Mes2), pour Mes1 les valeurs de l'indice sont inférieures à 1 (Classe 1) pour tous les éléments sauf pour Cu et Cd (entre 1 et 2). Pour Mes2, les valeurs de l'indice sont inférieures à 0 (Classe 0) pour tous les éléments sauf pour Cu, Zn et Cd (entre 0 et 1). Cet état de contamination au niveau des sédiments du barrage est mentionné aussi par Assaker (2016) au niveau du même bassin versant.

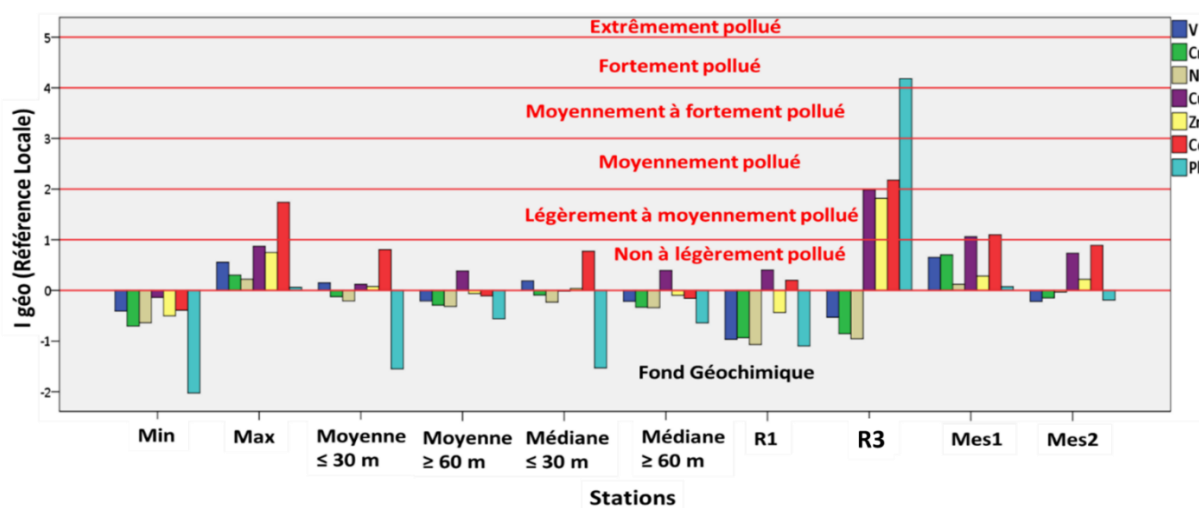


Figure 164: Distribution spatiale de l'indice de géo accumulation

L'indice I géo permet de classer les stations en fonction de la contamination sédimentaire en se basant sur l'utilisation du facteur de correction 1.5 mais ce facteur ne reflète pas toujours la réalité. Les paramètres sédimentaires ou les constituants du sédiment (granulométrie, minéralogie, teneur en matière organique) affectent la distribution et la concentration des ETM dans les sédiments. L'usage d'un facteur ou un paramètre reflétant la nature du sédiment est nécessaire (Sahli et al., 2014) d'où l'usage du facteur d'enrichissement.

### **1.3.3. Facteur d'enrichissement (EF) :**

Le facteur d'enrichissement est un indice largement utilisé pour discriminer l'origine naturelle et l'origine anthropique d'un ETM donné et pour évaluer l'ampleur de la contamination lorsque les valeurs dépassent le fond géochimique en se référant à un élément de normalisation, d'une part, et à une valeur de référence, d'autre part. La normalisation par le facteur d'enrichissement introduit le concept de l'usage d'un élément normalisant ayant généralement une propriété conservative pour tenir compte des variations minéralogiques entre les échantillons. Cet élément doit être lié à la texture et la composition de l'échantillon. L'élément le plus convenable et le plus utilisé est Al qui est généralement utilisé même pour tenir compte des variations granulométriques et les teneurs en carbonates (Bastami et al., 2015 ; Gao et al., 2015 ; Hanif et al., 2016). Dans cette étude, deux essais de calcul du facteur d'enrichissement ont été réalisés en utilisant Fe et Al successivement comme élément normalisant et n'ont pas montré de différence entre les valeurs obtenues.

En choisissant Al comme élément normalisant, le facteur d'enrichissement est calculé en utilisant la formule suivante :  $EF = [(C_X)/(C_{Al})]_E / [(C_X)/(C_{Al})]_R$  (Eq.5)

Avec  $[(C_X)/(C_{Al})]_E$  représentant le ratio de la concentration de l'élément donné X et de Al dans l'échantillon étudié et  $[(C_X)/(C_{Al})]_R$  représentant le ratio entre la concentration en X et Al dans le site considéré comme référence (Hanif et al., 2016). La normalisation est faite par rapport à l'UCC et ensuite par rapport à la référence locale de Abi Ghanem, (2008), détaillée dans les paragraphes précédents, pour améliorer la comparaison.

5 Classes de EF sont adoptées par Sutherland et al. 2000 dans Cheriyan et al. 2015

Tableau 42: Classification des valeurs du facteur d'enrichissement

EF	
< 2	Pas d'enrichissement
2 – 5	Enrichissement modéré
5 – 20	Enrichissement significatif
20 – 40	Enrichissement très élevé
> 40	Enrichissement extrêmement élevé

Une valeur de l'EF aux alentours de l'unité indique que la concentration de l'ETM dans l'échantillon dérive d'une origine naturelle et reflète le fond géochimique. Des valeurs légèrement supérieures à l'unité ne signifient pas nécessairement une contribution anthropique car parfois les différences lithologiques entre l'échantillon et la référence peut induire cela. Des valeurs de EF > 1.5 indiquent qu'il y'a une contribution anthropique (Gao et al., 2015). Pourtant, cela doit être considéré avec prudence. En fait, en comparant à une référence locale, la valeur de 1.5 peut remplacer la valeur de 2 pour la première classe.

### **Comparaison par rapport à l'UCC :**

En calculant le facteur d'enrichissement par rapport à l'UCC (Figure 165), l'enrichissement est faible à modérée ( $EF < 5$ ) pour tous les éléments étudiés et au niveau des sédiments de toute la zone marine sauf pour le cadmium qui présente un enrichissement significatif au niveau des sédiments de la région marine  $\leq 30$  m de profondeur et modéré au niveau des sédiments de la région marine  $\geq 60$  m de profondeur. D'autre part, concernant les sédiments fluviaux, l'enrichissement est modéré au niveau des sédiments de l'embouchure (R1) pour tous les éléments sauf le cadmium qui présente un enrichissement significatif tandis qu'au niveau des sédiments du barrage (R3), pas d'enrichissement pour Cr, V, Ni, l'enrichissement est significatif pour Cu et Zn, très élevé pour Cd et extrêmement élevé pour Pb.

Finalement, concernant les matières en suspensions fluviales (Mes1 et Mes2), l'enrichissement est faible à nul pour tous les éléments sauf pour Cd dont l'enrichissement est modéré. Ces matières en suspension, donc, ne présentent pas un risque pour les sédiments marins.

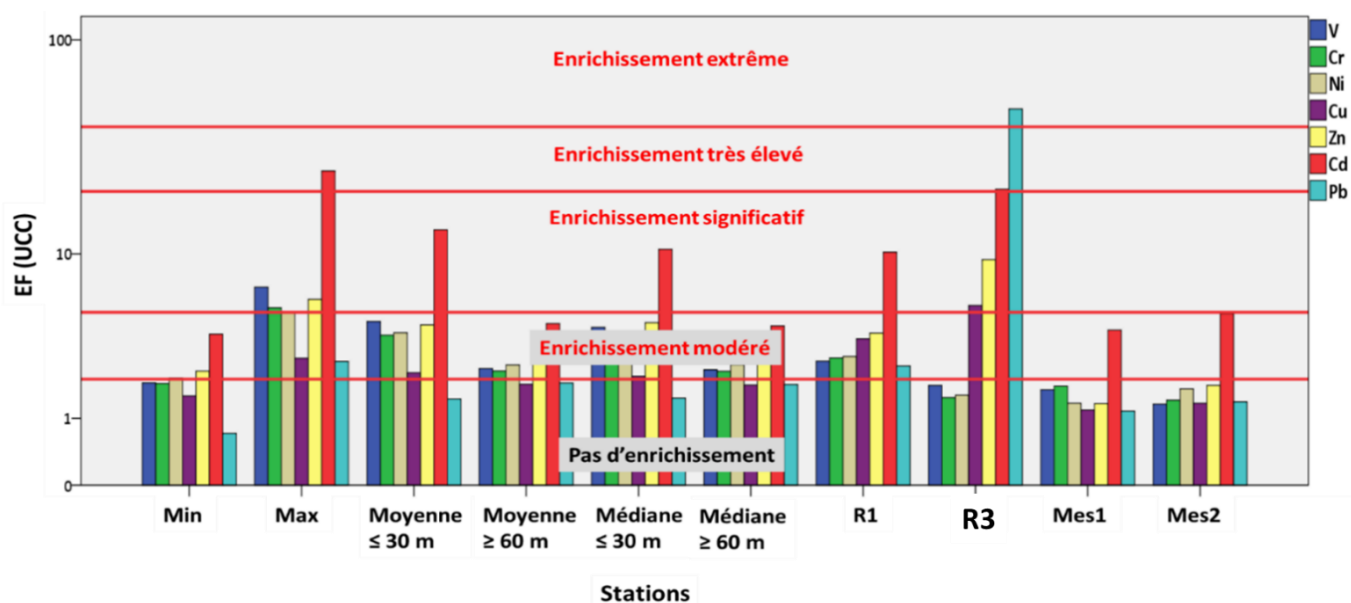


Figure 165 : Distribution spatiale des teneurs du facteur d'enrichissement normalisées par rapport à l'UCC



### Comparaison par rapport à une référence Locale :

En calculant le facteur d'enrichissement par rapport à une référence locale (Figure 166), l'enrichissement est faible ( $EF < 1.5$ ) pour tous les éléments étudiés et au niveau des sédiments de toute la zone marine sauf pour le cadmium qui présente un enrichissement modéré au niveau des sédiments de la région marine  $\leq 30$  m de profondeur. D'autre part, concernant les sédiments fluviatiles, l'enrichissement est faible ( $EF < 1.5$ ) au niveau des sédiments de l'embouchure (R1) pour tous les éléments sauf le Cd et le Cu qui présentent un enrichissement modéré tandis qu'au niveau des sédiments du barrage (R3), pas d'enrichissement pour Cr, V, Ni, l'enrichissement est modéré pour Cu, Zn et Cd et significatif pour Pb.

Finalement, concernant les matières en suspensions fluviatiles (Mes1 et Mes2), l'enrichissement est faible à nul pour tous les éléments.

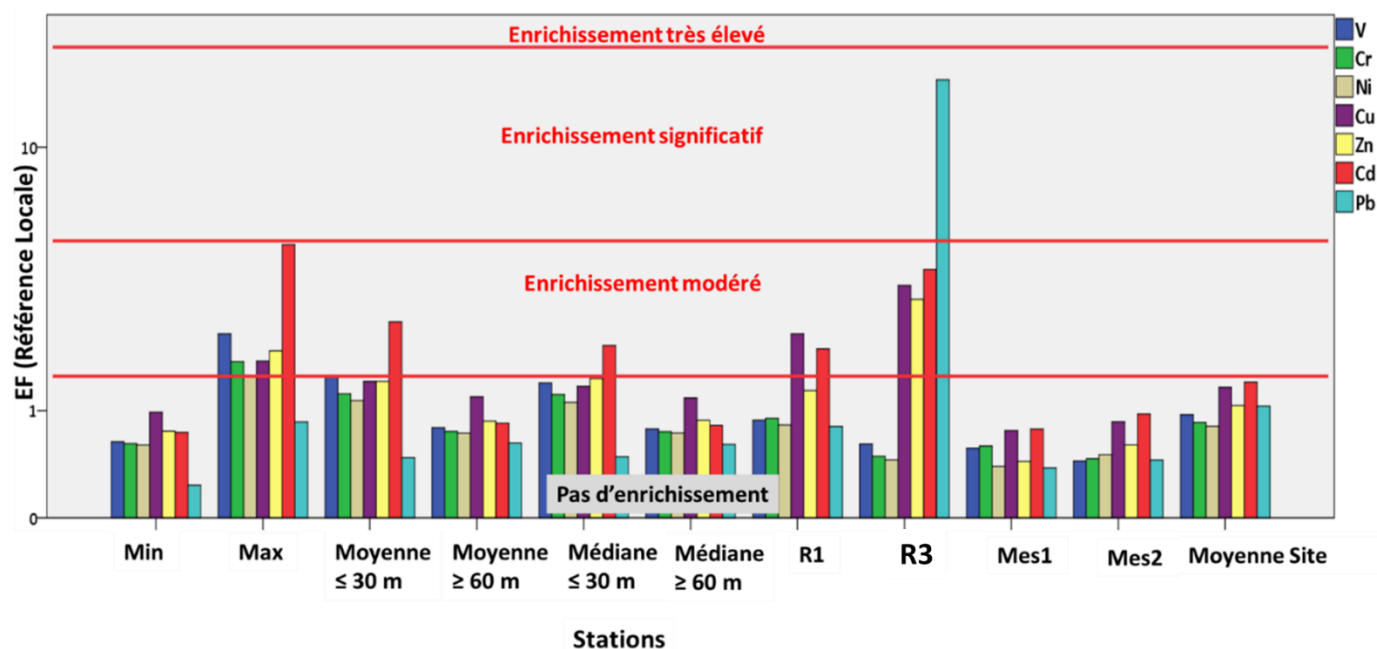


Figure 166: Distribution spatiale des teneurs du facteur d'enrichissement normalisées par rapport à une référence locale

### 1.3.4. Indice de pollution sédimentaire (IPS) :

Pour évaluer la qualité environnementale du site étudié, l'IPS est l'un des indices les plus utilisés (Bastami et al., 2015). Les indices et facteurs déjà utilisés évaluent l'enrichissement et l'ampleur de la contamination des sédiments pour un seul élément et ne tiennent pas compte du degré de toxicité qui diffère parmi les éléments. L'indice de pollution sédimentaire (IPS) résulte de la somme linéaire des facteurs de contamination de chaque élément multiplié par un facteur pondérateur (W) lié à sa toxicité spécifique selon le Tableau 43 (Rubio et al., 2000 ; Singh et al., 2002 dans Sahli et al., 2014) en appliquant la formule suivante:  $IPS = \frac{\sum(CF_x * W_x)}{\sum W_x}$  (Eq.6)

Cinq classes de qualités du sédiment (Tableau 44) sont définies pour l'IPS s'échelonnant d'un Sédiment Non Pollué à un Sédiment Dangereux.

Tableau 43: Facteur pondérateur des éléments

Elément	Facteur (W)
Cr et Zn	1
Ni et Cu	2
Pb	5
Cd	300

Tableau 44: Classification des valeurs de l'IPS

IPS	
0-2	Sédiment Non Pollué
2-5	Sédiment Faiblement Pollué
5-10	Sédiment Moyennement Pollue
10-20	Sédiment Très Pollué
20	Sédiment Dangereux

Les résultats de la classification de l'IPS est représentée dans la Figure 167.

Les sédiments marins de la zone  $\geq 60$  m sont non pollués mais les sédiments des stations marines  $\leq 30$  m sont faiblement pollués dû au Cadmium. Au niveau des points d'échantillonnage fluviaux, les sédiments de l'embouchure (R1) sont non pollués mais ceux du barrage (R3) sont moyennement pollués.

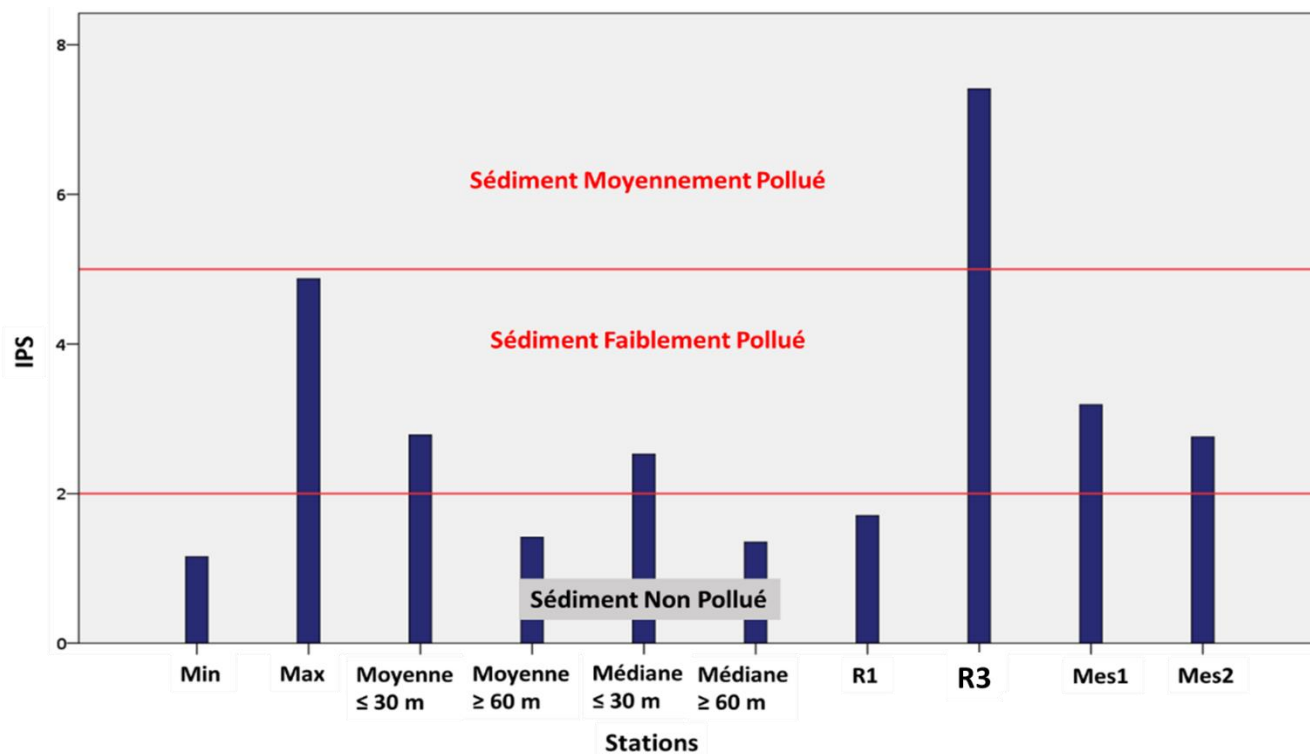


Figure 167: Distribution spatiale des valeurs de l'IPS

### 1.3.5. Indice écologique (ERL/ ERM)

Les valeurs de l'ERL et ERM ont été introduits par Long et al. (1995) et sont largement utilisés pour étudier l'effet des teneurs en éléments traces sur la biocénose au niveau du sédiments. D'après Long et al. (1995), lorsque la teneur de l'élément trace est inférieure à l'ERL ( $<ERL$ ) l'effet biologique néfaste est rarement ou non observé. Si la teneur est égale ou supérieure à l'ERL mais inférieure à l'ERM (ERL-ERM), les effets biologiques

possibles pourraient occasionnellement avoir lieu. Et si les concentrations dépassent l'ERM ( $>$  ERM), les effets biologiques néfastes pourront avoir lieu fréquemment (Cheriyar et al., 2015 ; Prabakaran et al., 2019). Les valeurs de l'ERL et l'ERM sont représentés dans le Tableau 45.

Parmi les éléments analysés au niveau du site d'étude, seules les concentrations en Pb (Figure 172) au niveau des sédiments du barrage (R3) dépassent l'ERM et représentent un effet probable pouvant constituer une menace pour les organismes vivants dans les sédiments. Par contre, aucun des éléments n'a posé d'effet probable ( $>$  ERM) sur les organismes vivants au niveau des sédiments marins et des sédiments de l'embouchure (R1). Pour le Cr (Figure 168), les teneurs sont entre l'ERL et l'ERM présentant un effet occasionnel au niveau de toutes les stations étudiées. Concernant Cu et Zn (Figure 169, Figure 170), les effets sont rares ou non observés sauf au niveau du barrage occasionnellement observés. Pour Cd (Figure 171), l'effet est rare au niveau de toutes les stations sauf au niveau du barrage présentant un effet fréquemment observé.

Tableau 45: Teneurs des ETM et l'ERL et ERM associés

	Cr( $\mu$ g/g)	Cu( $\mu$ g/g)	Zn ( $\mu$ g/g)	Cd ( $\mu$ g/g)	Pb ( $\mu$ g/g)
Min	95.65	14.47	56.42	0.16	4.49
Max	192.15	29.13	134.20	0.70	19.08
Moyenne ( $\leq$ 30 m)	146.92	17.61	87.54	0.40	6.42
Moyenne ( $\geq$ 60 m)	127.95	20.93	76.81	0.20	12.73
Médiane ( $\leq$ 30 m)	146.88	15.81	82.17	0.36	6.35
Médiane ( $\geq$ 60 m)	123.89	20.93	74.73	0.19	11.73
R1	81.63	21.08	59.09	0.24	8.55
R2	86.35	62.97	281.71	0.95	331.77
ERL	81	34	150	1.2	46.7
ERM	370	270	410	9.6	218
% de l'efficacité de l'ERM	95	83	69.8	65	90

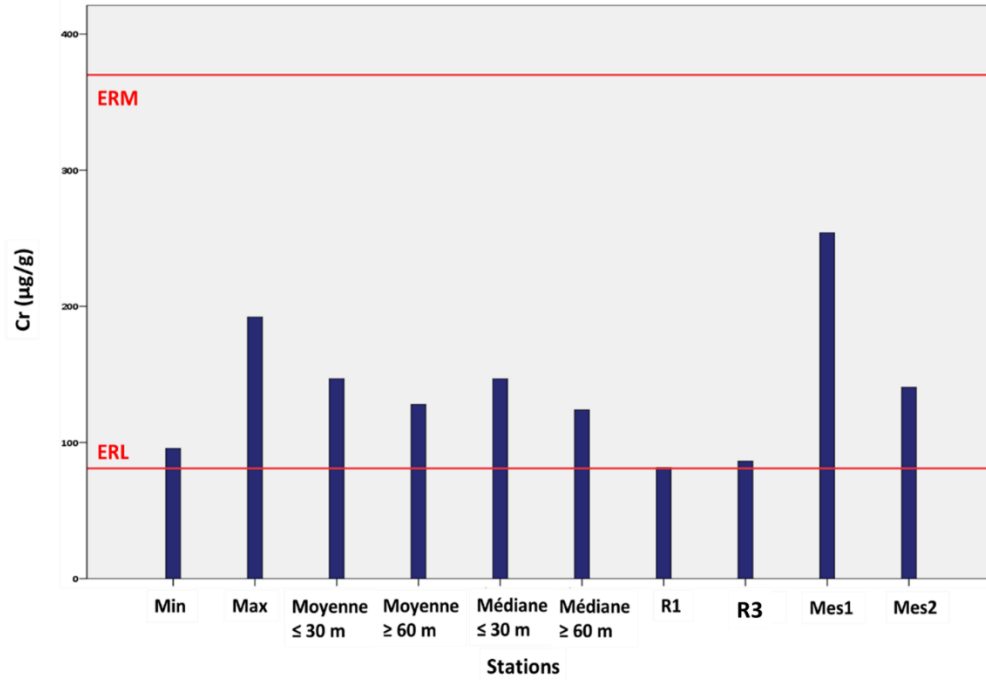


Figure 168: Distribution des teneurs du chrome par rapport à l'ERL et l'ERM

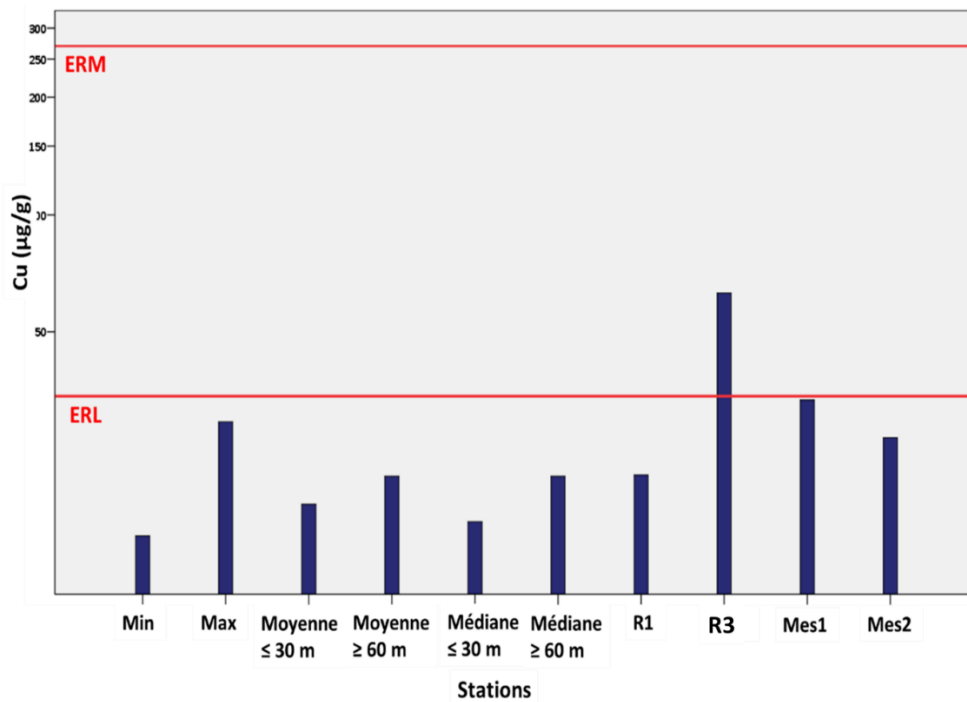


Figure 169: Distribution des teneurs du cuivre par rapport à l'ERL et l'ERM

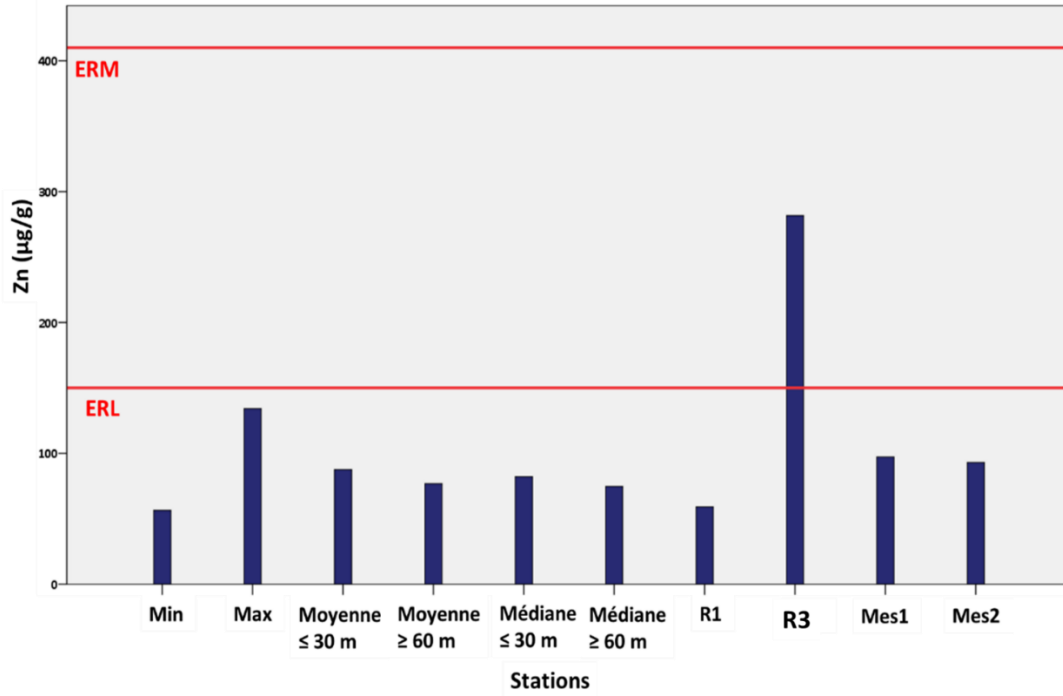


Figure 170: Distribution des teneurs du zinc par rapport à l'ERL et l'ERM

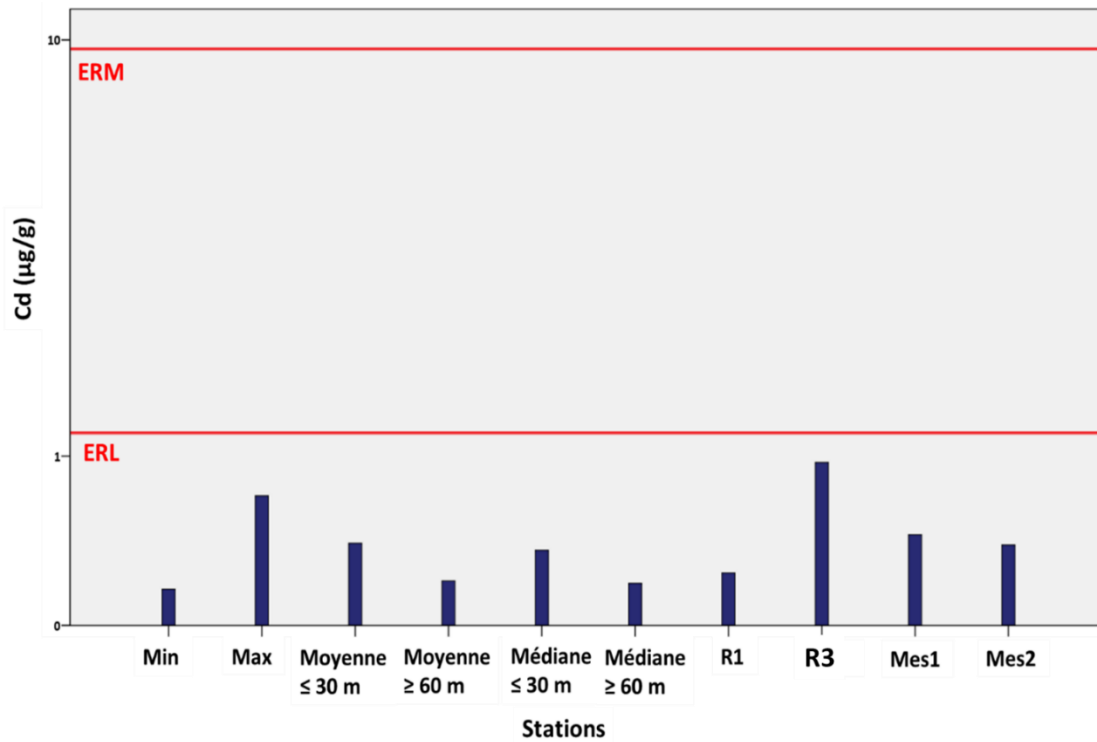


Figure 171: Distribution des teneurs du cadmium par rapport à l'ERL et l'ERM

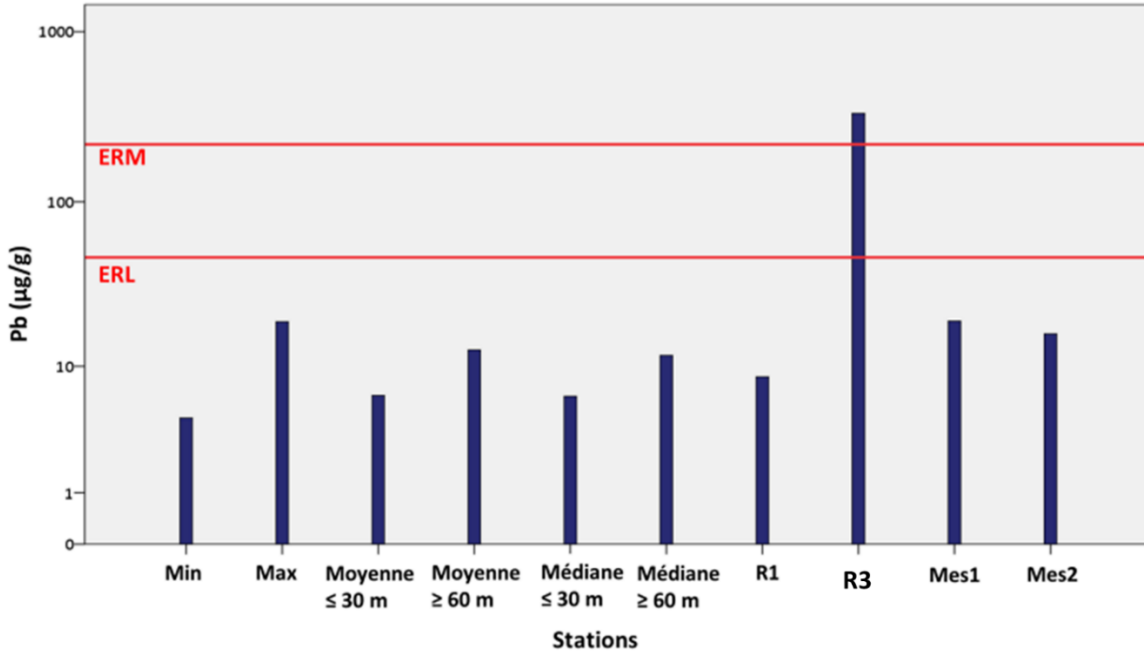


Figure 172: Distribution des teneurs du plomb par rapport à l'ERL et l'ERM

## **Partie 3**

---

### **Etude des macro-invertébrés benthiques du fleuve Ibrahim et de la zone interface cours d'eau-Mer**



## Introduction

Les analyses physico-chimiques de l'eau et des sédiments sont généralement utilisées pour évaluer la qualité des eaux et surveiller le milieu aquatique. Dans cette étude, l'analyse des paramètres biologiques a été limitée à la chlorophylle et aux coliformes fécaux qui ont permis de détecter une perturbation à un moment donné sans pouvoir suivre les effets à long terme. Par conséquent, il est nécessaire de prendre en compte un autre critère biologique tel que les invertébrés benthiques (Grall and Coic, 2006).

Cette partie de l'étude vise à :

- Estimer la diversité, l'abondance et la distribution des macro-invertébrés benthiques au niveau du fleuve Ibrahim et au niveau du substrat meuble de la zone marine interface
- Essayer de déterminer l'état écologique du fleuve et de la zone côtière
- Etudier l'impact des apports fluviaux sur la communauté benthique côtière.

### 1. Macro-invertébrés du fleuve Ibrahim

Les résultats sont représentés dans le tableau 46.

**Les annélides** : Les oligochètes, qui sont généralement inféodés aux fonds meubles (sableux ou vaseux) sont plus abondants au niveau de R1 où le substrat est principalement constitué de sable et de gravier fin et faiblement représentés au niveau de R2 où le substrat est dominé par des blocs rocheux. Ces organismes sont ubiquistes et se nourrissent de débris organiques.

**Les Planaires** sont représentées par l'individu unique « *Dugesia* » trouvé au niveau de R2 durant le mois de juillet 2016. Cette espèce est rhéophile, trouvée au niveau des eaux claires peu profondes (R2 où le débit est plus fort).

**Les éphéméroptères** : Ils sont représentés par les *Caenis* au niveau de la station R1 durant le mois de mai 2016 et les *Baetis* au niveau des deux stations et durant tous les mois d'échantillonnage à l'exception du mois d'août. Les *Baetis* sont ubiquistes en milieu courant mais préfèrent un faciès lotique et se nourrissent de débris organiques. Cela peut être confirmé par leur abondance plus élevée au niveau de la station R2 (débit plus fort).

**Les mollusques** : Ils sont retrouvés durant le mois de mai et novembre 2016 et sont plus abondants au niveau de la station R1, associés à la présence du périphyton.

**Les coléoptères** : Un seul individu est retrouvé au niveau de la station R2 durant le mois de mai 2016.

**Les diptères** : Les diptères sont principalement représentés par les chironomes retrouvés au niveau des deux stations durant tous les mois d'échantillonnages. Ubiquistes, ils colonisent différents types de faciès. Les Simulies (Simuliidae) colonisent généralement les régions de fort débit où ils capturent les particules organiques en suspension.

Tableau 46: Liste faunistique des macro-invertébrés benthiques au niveau du cours d'eau Ibrahim. IB= Indice biotique de Verneaux et Tuffery (1967) ; ID= Indice de diversité de Shannon et Weaver (1948)

Date	18-5-2016		14/7/2016		9-11-2016		2/8/2017	
Stations	NI1	NI2	NI1	NI2	NI1	NI2	NI1	NI2
<b>Annélides</b>								
Oligochètes	43	0	22	3				
<b>Planaire</b>				1				
<b>Ephéméroptères</b>								
Baetidae	30	56	4	13	1	8		
Caenidae	8							
<b>Diptères</b>								
Chironomidae	184	52	22	6	1		12 (1 nymphe)	14 (2 nymphe)
Atheridae						7		
Empididae	3				1			
Simulidae		1						
Anthomidae	5							
Psychodidae		2		2				
<b>Coléoptères</b>		1						
<b>Mollusques</b>								
Hydrobiidae					2	1		
Limnaeidae								
Physidae	1							
Planorbidae					1			
Bithynellidae					1			
SP1	1							
<b>Hydracariens</b>		1						
<b>Total taxa /m<sup>2</sup></b>	<b>8</b>	<b>6</b>	<b>3</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
<b>Total ind /m<sup>2</sup></b>	<b>275</b>	<b>111</b>	<b>48</b>	<b>25</b>	<b>7</b>	<b>16</b>	<b>12</b>	<b>14</b>
<b>ID</b>	<b>1.53</b>	<b>1.19</b>	<b>1.33</b>	<b>1.55</b>	<b>2.58</b>	<b>1.27</b>	-	-
<b>IB</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	-	-

Les taxons peuvent être classés comme suit :

\* Taxons fréquents (entre 50 et 80%) :

-Chironomes au niveau de la station R1 durant le mois de mai ;

-*Baetis* au niveau de la station R2 durant le mois de juillet et novembre.

\* Taxons assez fréquents (entre 20 et 50%) :

-*Baetis* et Chironomes au niveau de la station R2 durant le mois de mai et de juillet ;

-Oligochètes et chironomes au niveau de la station R1 durant le mois de juillet ;

-Atheridae au niveau de la station R2 durant le mois de novembre.

\* Taxons rares (entre 5 et 20%) : *Baetis* au niveau de la station R1 durant le mois de juillet.

\* Taxons accidentels (moins de 5%) : *Caenis*, Mollusques, Empididae et Anthomidae au niveau de la station R1, Psychodidae, coléoptères, *Simulium* et Hydracariens au niveau de la station R2.

Au niveau des deux stations, une diminution de l'abondance des macro-invertébrés est signalée en passant de mai 2016 à août 2017 dans l'ordre suivant : mai 2016 > juillet 2016 > novembre 2016 > août 2017. Cette situation peut être attribuée à la variation des paramètres dynamiques spécifiquement la diminution du débit et du niveau de l'eau.

En comparaison avec d'autres cours d'eau, la diversité est plus faible à cause du débit instable affecté par la centrale électrique. D'autre part, les taxons caractéristiques de la pollution organique (*Erpobdella*, *Tubifex*, *Asellus*...) enregistrés au niveau d'autres fleuves côtiers libanais Nahr Antelias (Khalaf, 1997 ; Saad et al., 2004) et Nahr Beyrouth (Slim et al., 2000 ; Khalaf et al., 2001) sont absents au niveau du fleuve Ibrahim témoignant de l'absence de pollution organique importante au niveau de ce cours d'eau.

### **1.1. Indice de diversité de Shannon et Weaver**

L'indice de diversité de Shannon et Weaver présente des valeurs inférieures à 2 au niveau de toutes les stations reflétant un état de déséquilibre. Cette situation résulte de la dominance de certains taxons et de la faible diversité. En fait, la perturbation semble être essentiellement physique plutôt que chimique ou microbiologique et elle serait due à la variation des caractéristiques physiques de l'eau et l'instabilité due à la présence des centrales électriques.

### **1.2. Indice biotique**

L'indice biotique est plus sensible aux modifications de la qualité de l'eau que l'indice de diversité de Shannon et Weaver. Cet indice est entre 4 et 5 au niveau des deux stations reflétant un niveau moyen de perturbation dû à l'absence des groupes sensibles tels que les plécoptères et trichoptères. Par contre, lors d'une étude précédente au niveau de ce même cours d'eau (Khalaf, 2003), les plécoptères étaient représentés par trois genres dans le secteur supérieur de ce cours d'eau, traduisant une bonne qualité des eaux. En fait, l'accumulation des pressions environnementales dues à l'instabilité du débit et des paramètres physiques (température, conductivité...) en aval des centrales et des barrages affecte la richesse et la biodiversité au niveau du cours inférieur du fleuve Ibrahim.

## **2. Macrofaune marine**

On remarque à travers les différentes stations une dominance de polychètes, particulièrement les polychètes fixes tubicoles et d'amphipodes caractéristiques des

zones littorales dont les profondeurs sont inférieures à 50 m (Lalli and Parsons, 1997). En fait, la présence de taxons carnivores et nécrophages, comme les gastéropodes, les crustacés et quelques polychètes, est déjà mentionnée dans plusieurs études bibliographiques au niveau des fonds sableux régis par un hydrodynamisme élevé (Figure 173, tableau 46) (Lalli and Parsons, 1997) .

D'autre part, une abondance faible caractérise ces stations littorales sujettes à des conditions environnementales instables, associés avec une faible disponibilité de ressources alimentaires empêchant l'établissement des communautés benthiques stables (Lalli and Parsons, 1997 ; Bigot, 2006 ; Bélanger, 2009). Cette situation est généralement rencontrée au niveau des écosystèmes côtiers affectés par les apports fluviatiles et de matières dégradées terrestres induisant des perturbations physiques et biologiques au niveau de l'écosystème benthique (Alongi and Christoffersen, 1992) (Figure 174,tableau 46).

Au niveau de ces stations littorales, et à travers les résultats granulométriques, on a déjà remarqué une dominance de sables fins pouvant être localement associés à une fraction plus grossière favorisant la présence des nécrophages, des suspensivores et des carnivores tels que les annélides, les crustacés et les gastéropodes. De même, on remarque une forte présence de polychètes tubicoles qui utilisent les sables grossiers pour fabriquer leurs tubes. D'autre part, la présence de crustacés tanaidacae est remarquée. En fait, ces espèces sont mobiles et inféodées à des milieux instables caractérisés avec un hydrodynamisme important générant des remaniements sédimentaires (Lalli and Parsons, 1997 ; Bigot, 2006 ; Bélanger, 2009).

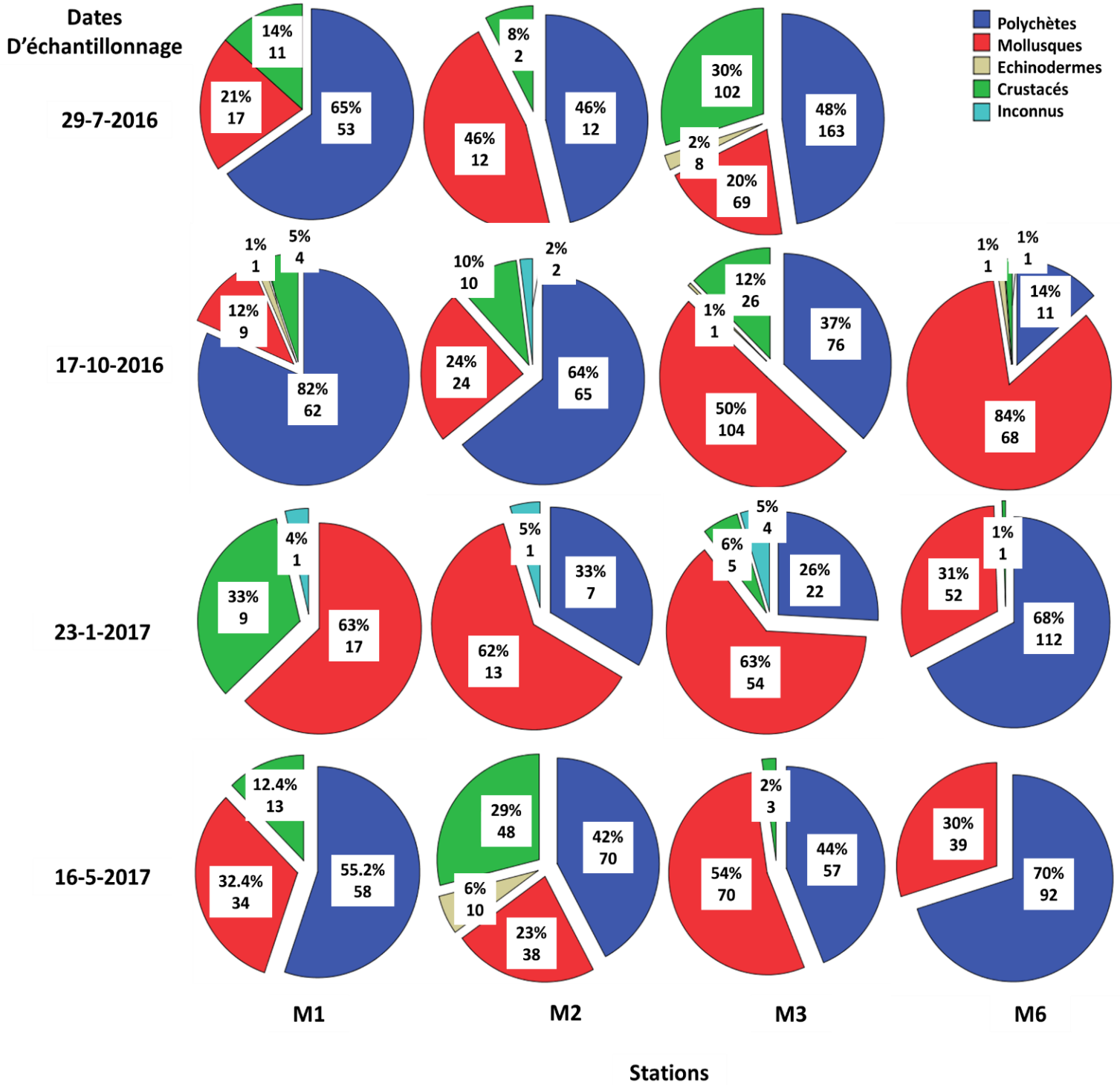


Figure 173: Distribution spatio-temporelle des macro-invertébrés au niveau de la zone marine étudiée.

Rappelons que durant les premières dates d'échantillonnage avant 17-10-2016 nous n'avons pas échantillonné M6.

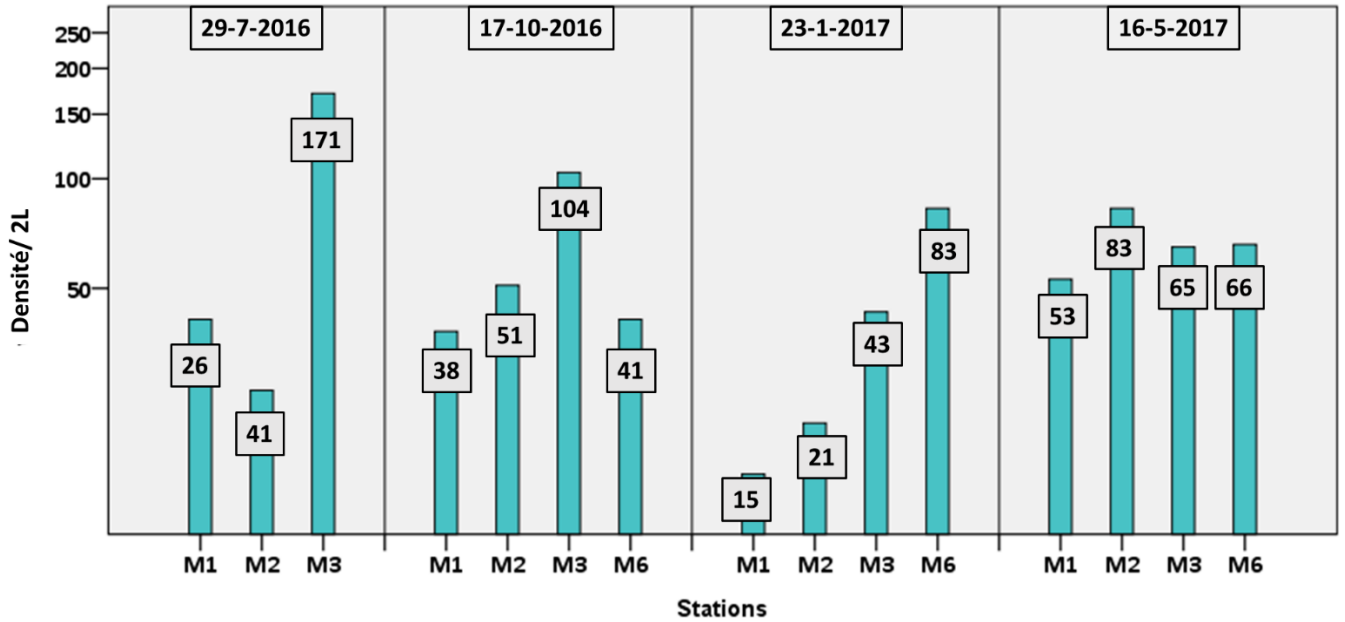


Figure 174: Distribution de la densité des individus des macro-invertébrés au niveau de la zone marine étudiée.

Le tableau 18 présente des photos de certains taxons de macrofaune marine sous stéréoscope sans aucun grossissement.

Tableau 47: Photographies représentatives de certains taxons étudiés





Crustacés	Amphipodes	
	Cumacae	
	Tanaidacae	
Echinodermes	Echinoides	
Mollusques	Gastéropodes	
	Bivalves	

Tableau 48: Liste faunistique des macro-invertébrés benthiques au niveau de la zone marine interface Ibrahim

Date \ Profondeur (m)	29-7-2016			17-10-2016				23-1-2017				16-5-2017			
	10	20	30	10	20	30	60	10	20	30	60	10	20	30	60
<b>Taxons</b>															
<b>Polychètes</b>	53	12	163	62	65	76	11		7	22	112	58	70	57	92
<b>Fixes (Tubulaires)</b>	53	12	153	56	62	67	7		7	18	107	55	63	57	90
<b>Errantes</b>	0		10	6	3	9	4			4	5	3	7		2
<b>Mollusques</b>	17	12	69	9	24	104	68	17	13	54	52	34	38	70	39
<b>Gastéropodes</b>	7	6	48	8	17	91	62	15	11	49	45	25	34	56	30
<b>Scaphopodes (Dentalium)</b>			3					1			3			1	
<b>Bivalves</b>	10	6	18	1	7	13	6	1	2	5	4	9	4	13	9
<b>Echinodermes (Echinoides)</b>			8	1		1	1						10		
<b>Crustacés</b>	11	2	102	4	10	26	1	9		5	1	13	48	3	
<b>Amphipodes</b>	6	2	94	2	8	17		7		4		6	34	1	
<b>Décapodes</b>	2		3	2	2	6		1		1		2	4	2	
<b>Cumacés</b>															
<b>Tanaidacés</b>	1		5			3		1				4	10		
<b>Autres</b>	2						1				1	1			
<b>Inconnu</b>					2			1	1	4					
<b>Total Taxons</b>	7	4	9	7	7	8	6	7	4	7	6	8	8	6	4
<b>Total Individus/2L</b>	41	26	171	38	51	104	41	15	21	43	83	53	83	65	66

## 2.1. Analyse en composante principale (ACP)

L'ACP est effectuée sur 6 individus et 8 variables. 94.2% de l'information sont représentés par les deux premières dimensions (Dim1 : 87.2% et Dim2 : 6.9%).

Les résultats de l'ACP et la matrice de corrélation montrent (Tableau 49, Figure 175, Figure 176)

-Une forte corrélation positive existe entre les taxons d'une part et la teneur en matière organique labile et en sable d'autre part ( $r=0.95$ ,  $r=0.91$  ( $p<0.01$ )) caractérisant les stations de profondeurs inférieures à 30 m. La matière organique labile est considérée comme source de nourriture.

-Une corrélation négative entre les taxons d'une part et la teneur en matière organique totale, en fraction fine et le Tri d'autre part ( $r=-0.97$ , ( $p<0.001$ ),  $r=-0.89$ ,  $r=-0.91$  ( $p<0.01$ )) caractérisant les stations de 60 m où la fraction labile de la matière organique est dégradée et la fraction terrestre est dominante.

Toute communauté faunistique est affectée par un certain nombre de facteurs physico-chimiques tels que la granulométrie et la matière organique en termes de qualité et de quantité. Dans la région marine étudiée, la diversité et l'abondance relative sont faibles par rapport à d'autres régions côtières. Cette situation est essentiellement causée par l'instabilité de la zone étudiée en mouvement continu à cause de l'hydrodynamisme fort, mouvement des vagues d'une part, apport fluvial d'eau douce, d'autre part. De même, à part les conditions physiques, l'oligotrophie du site et les teneurs limitées en matière organique affecte aussi la communauté benthique (Alongi and Christoffersen, 1992).

Tableau 49: Contributions des variables aux deux dimensions de l'ACP

La couleur rose signale une corrélation négative alors que la couleur bleue montre une corrélation positive.

	<i>Dimension 1</i>	<i>Dimension 2</i>
<b>Matière Organique Totale</b>	0.993	0.103
<b>Chlorophylle</b>	-0.711	0.677
<b>Matière Organique Labile</b>	-0.867	0.158
<b>Grain Moyen (Phi)</b>	0.973	0.083
<b>Tri granulométrique (Phi)</b>	0.982	0.107
<b>Fraction Fine</b>	0.981	0.149
<b>Sable</b>	-0.981	-0.149
<b>Taxa</b>	-0.952	-0.039

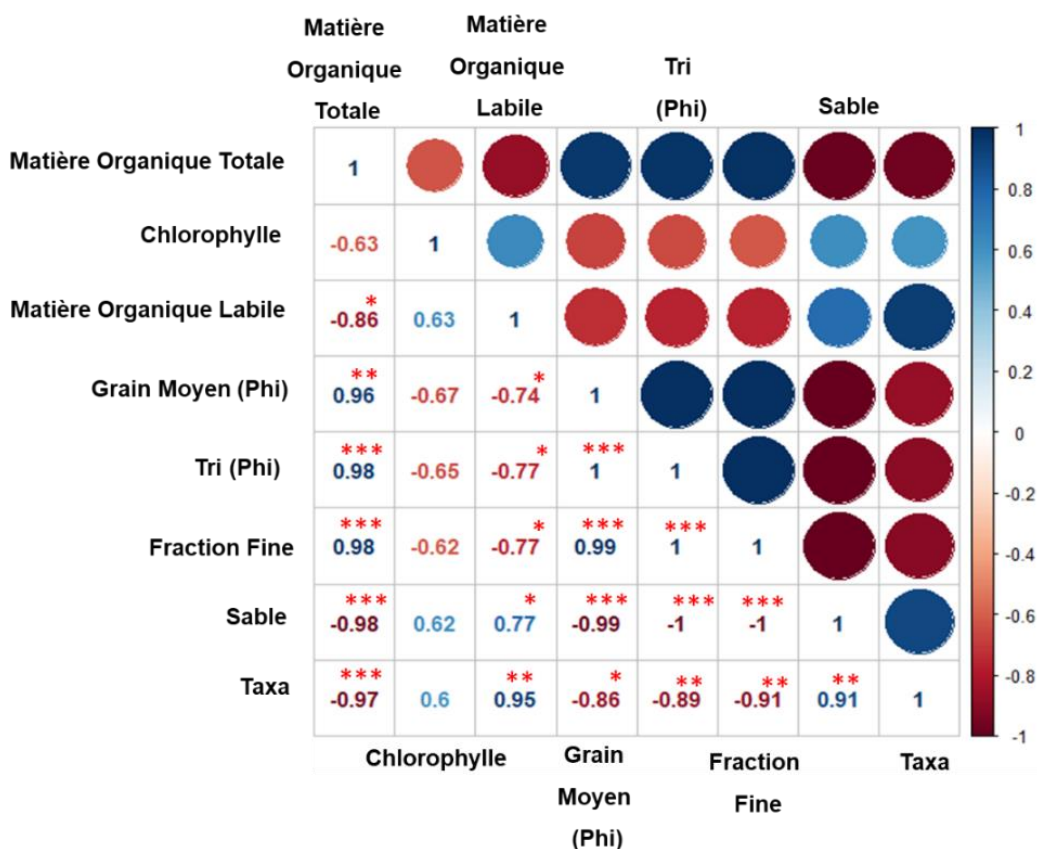


Figure 175: Matrice de corrélation entre les paramètres granulométrique et géochimique du sédiment et la diversité des taxons de la macrofaune (r= 0.729 (p<0.05) ; r=0.882 (p<0.01) ; r=0.963 (p<0.001))

La couleur rouge signale une corrélation négative alors que la couleur bleue montre une corrélation positive.

L'Astérix rouge indique le degré de significativité de la corrélation. P-values (0, 0.001, 0.01, 0.05, 0.1, 1)  $\Leftrightarrow$  symboles ("\*\*\*\*", "\*\*\*", "\*\*", "\*", ".", " ").

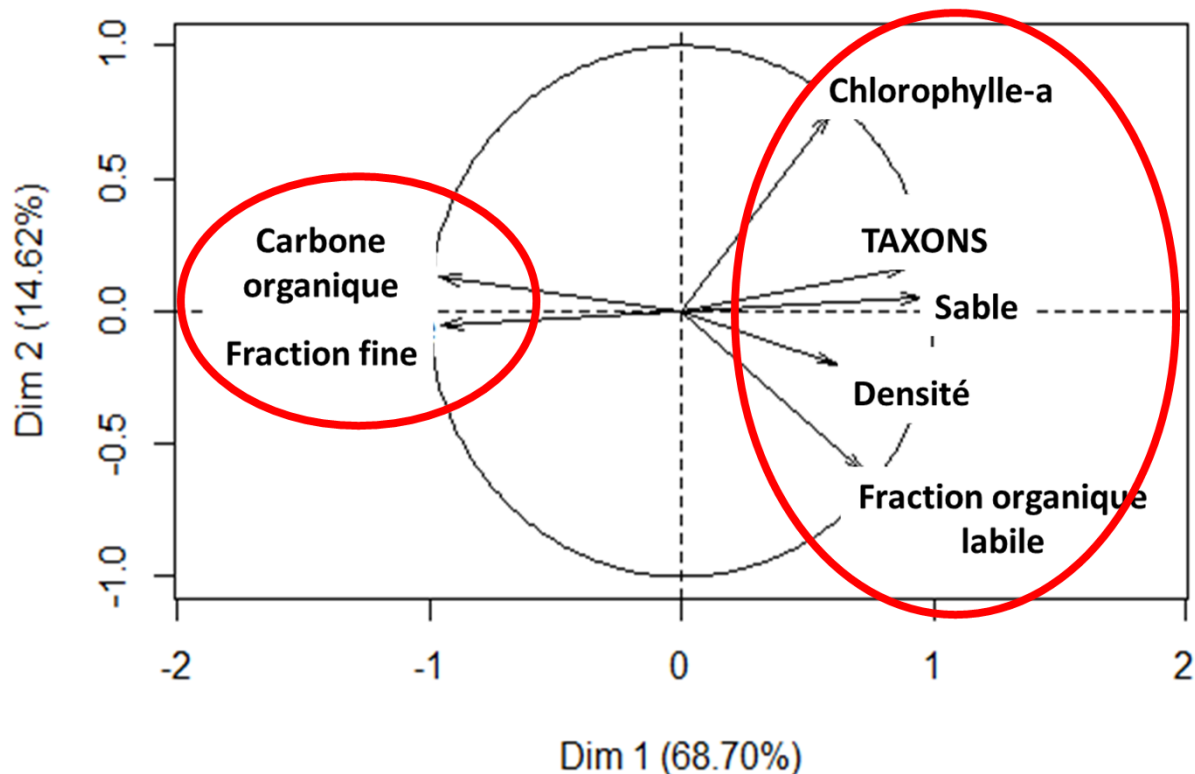


Figure 176: Matrice de corrélation entre les paramètres granulométrique et géochimique du sédiment et la diversité des taxons de la macrofaune ( $r = 0.729$  ( $p < 0.05$ );  $r = 0.882$  ( $p < 0.01$ );  $r = 0.963$  ( $p < 0.001$ ))

## 2.2. Différence saisonnière (Abondance des macro-invertébrés benthiques)

Suite à l'analyse statistique, une différence significative est signalée entre les 2 saisons sèche et humide ( $p$ -value : 0.001\*\*) avec un nombre plus élevé pendant la période de mai-octobre (Figure 177) pouvant être dû à l'élévation de la température favorisant le développement de ces organismes d'une part, et à la diminution de l'apport fluvial perturbant physiquement l'écosystème marin d'autre part.

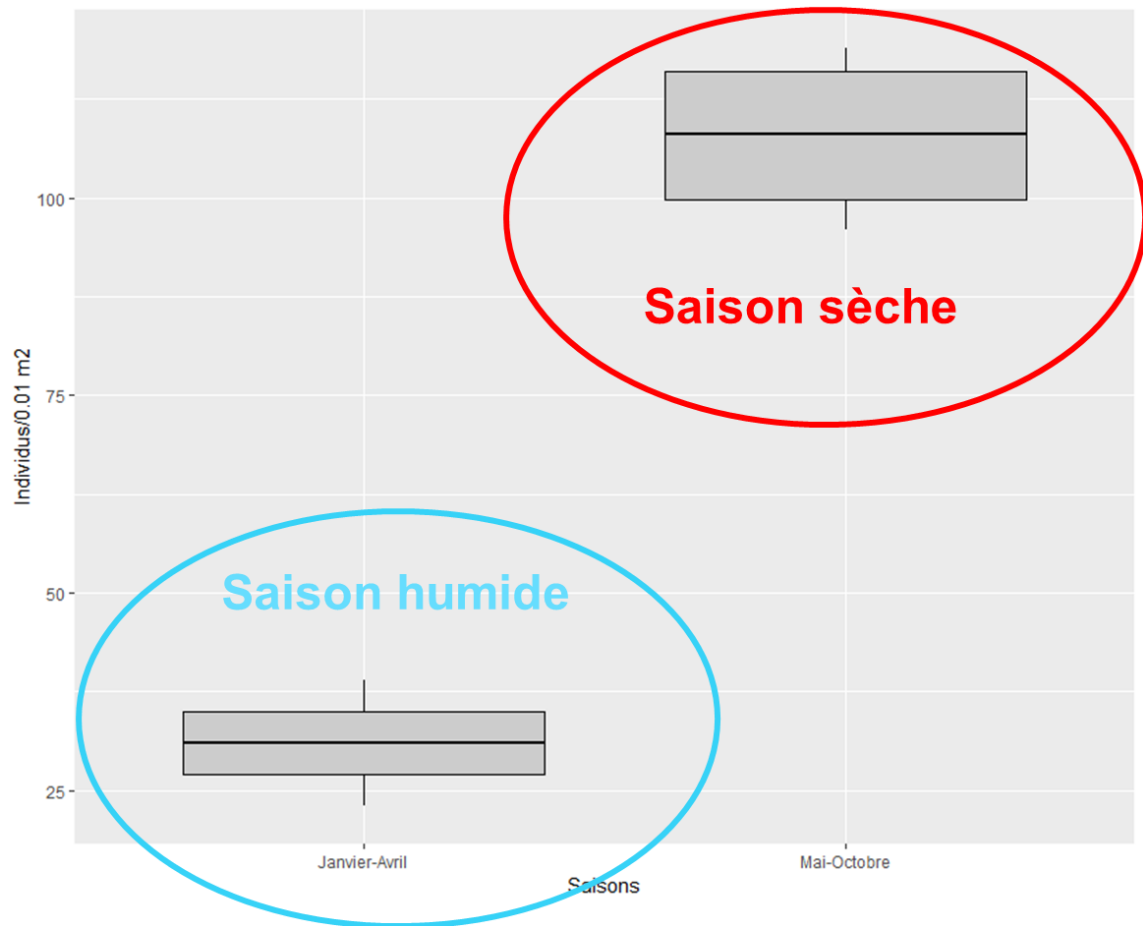


Figure 177: Distribution du nombre d'individus selon les 2 saisons

### 2.3. Rapport polychètes/amphipodes (BPA)

Rappelons les différentes classes de l'état environnemental d'après les valeurs du rapport polychètes/amphipodes (BPA) (Andrade and Renaud, 2011; Dauvin et al., 2016)

- 1 : Très bon (< 0.135)
- 2 : Bon (0.135-0.211)
- 3 : Moyen (0.211-0.260)
- 4 : Pauvre (0.260-0.3)
- 5 : Médiocre (>0.3)

Compte tenu du rapport polychète / amphipode, l'état environnemental de l'écosystème au niveau des stations marines étudiées est bon (Tableau 50) sans différence significative entre les saisons.

Tableau 50: Rapport polychètes/amphipodes (BPA)

<b>Saisons</b>	<b>Date</b>	<b>BPA</b>	<b>Etat environnemental</b>
<b>Eté</b>	<b>20-6-2016</b>	<b>0.210</b>	<b>2</b>
	<b>29-7-2016</b>	<b>0.147</b>	<b>2</b>
<b>Automne</b>	<b>17-10-2016</b>	<b>0.155</b>	<b>2</b>
<b>Hiver</b>	<b>23-1-2017</b>	<b>0.161</b>	<b>2</b>
<b>Printemps</b>	<b>26-4-2016</b>	<b>0.117</b>	<b>1</b>
	<b>16-5-2017</b>	<b>0.170</b>	<b>2</b>

#### Conclusion du chapitre 4

En se basant sur les analyses physico-chimiques et microbiologiques au niveau du Fleuve Ibrahim, et en comparant les valeurs avec la grille Seq-Eau et le système de classification des cours d'eaux, la qualité de l'eau et l'état physico-chimique au niveau des stations fluviales durant toute la période d'échantillonnage est considéré bon à très bon. Les nitrates caractérisent l'eau douce fluviale et ne semble pas avoir une origine anthropique. Finalement, les bactéries fécales sont présentes et dues aux rejets d'eaux usées, plus prononcées au niveau de la station aval (R1).

De même, les résultats de l'ACP renforcent les interprétations précédentes suggérant que les nitrites et les ortho phosphates ne sont pas d'origine fécale ni de la décomposition de la matière organique fécale mais leurs teneurs sont affectées par le débit faible et la température élevée durant l'été.

De même, les teneurs en chlorophylle-*a* sont inférieures au seuil du bon état environnemental pour la plupart des dates d'échantillonnage. En fait, la région d'étude appartenant au bassin oriental de la méditerranée, est caractérisé par un statut oligotrophe et limité en phosphore.

Les stations marines échantillonnées dans la zone marine interface étudiée et le fleuve Ibrahim ne présentent pas une contamination importante par les éléments traces métalliques de même que les MES fluviales ne présentent pas un risque de transport de ces éléments vers la zone marine sauf mineur pour le cadmium qui persiste en faibles concentrations au niveau de la région marine  $\leq 30$  m de profondeur. Les sédiments marins de la zone  $\geq 60$  m sont non pollués mais les sédiments des stations marines  $\leq 30$  m sont faiblement pollués dû au cadmium. Les sédiments de l'embouchure ne sont pas pollués mais ceux du barrage le sont moyennement. Cependant, aucun des éléments ne pose d'effet probable sur les organismes vivants au niveau des sédiments marins et des sédiments de l'embouchure, les effets sont rares ou non observés sauf au niveau du barrage occasionnellement observés.

Les valeurs des facteurs de contamination et d'enrichissement et de l'indice de géo-accumulation suggèrent que les ETM présents sont majoritairement d'origine naturelles et pas de forte contribution anthropique sauf au niveau du barrage pour le Cu, Zn, Cd et Pb. De même, la fraction fine du sédiment et la matière organique sont affectés par les mêmes conditions hydrologiques et s'avèrent contrôler la distribution du Pb et du Cu. Alors que, parmi les éléments traces étudiés, V, Mn, Cd et Cr ne sont pas nécessairement véhiculés par ces deux derniers mais plutôt adsorbés sur l'oxyde de Fer.



Au niveau du fleuve, la diversité spécifique ainsi que l'abondance sont faibles à cause de l'instabilité du biotope. D'autre part, les résultats des indices de diversité et biotique indique la présence d'une perturbation. Cette perturbation est plutôt physique due à la présence des barrages et des centrales affectant le débit et les caractéristiques physiques du biotope. Ce secteur inférieur du fleuve Ibrahim, et en raison des perturbations physico-chimiques et biologiques, développe une stratégie "r".

Au niveau de la région marine interface, la diversité spécifique et l'abondance sont faibles en raison de l'oligotrophie du site, des facteurs hydrodynamiques et des apports fluviatiles, ensemble d'éléments qui rendent le milieu instable. Ceci est représenté par l'augmentation du nombre de taxon durant la saison sèche lorsque le débit du fleuve est faible. Le nombre de taxon est positivement affecté par la matière organique labile résultant en une communauté plus diversifiée au niveau des stations où la profondeur est inférieure à -30 m. En se basant sur le rapport polychètes amphipodes (BPA), l'état écologique de l'environnement marin étudié est considéré bon à très bon.

# Chapitre 5

---

## Synthèse, conclusions et perspectives

Le but principal de cette étude était de comprendre le fonctionnement de la zone interface, continuum terre-mer au Liban. Ce type de fonctionnement varie selon la région en fonction de la topographie, la géomorphologie et le climat du milieu. En fait en face de chaque fleuve, on s'y attend à avoir une zone de déposition des apports comme par exemple le « prodelta » du Rhône dans lequel la matière est d'origine terrestre fluviale.

En plus, suite à l'anthropisation spécifiquement la construction des barrages, les apports du fleuve vers la mer en termes de quantité et qualité, sont modifiés de nos jours. Les études déjà réalisées sur la côte libanaise portait sur un paramètre ou un compartiment spécifique pour suivre la signature fluviale comme par exemple l'étude réalisée au niveau de la zone marine du fleuve « el jaouz » par Fakhri et al., 2008.

Le fleuve Ibrahim, ayant le débit le plus important parmi les fleuves libanais, interrompu par trois barrages qui alimentent trois centrales hydroélectriques, a été choisi comme étude de cas représentant les fleuves côtiers libanais.

Le schéma de la Figure 178 résume les principaux résultats de cette étude et donne une idée sur le fonctionnement global du continuum terre-mer au Liban.

L'objectif de cette étude était de déterminer les processus hydro-sédimentaires qui lient le fleuve côtier Ibrahim et la zone marine adjacente, dans un cadre temporel restreint. Les différents paramètres retenus ont permis de dégager des résultats intéressants, dans une période d'étude propice à l'étude du rôle des crues dans la redistribution des apports fluviaux au littoral

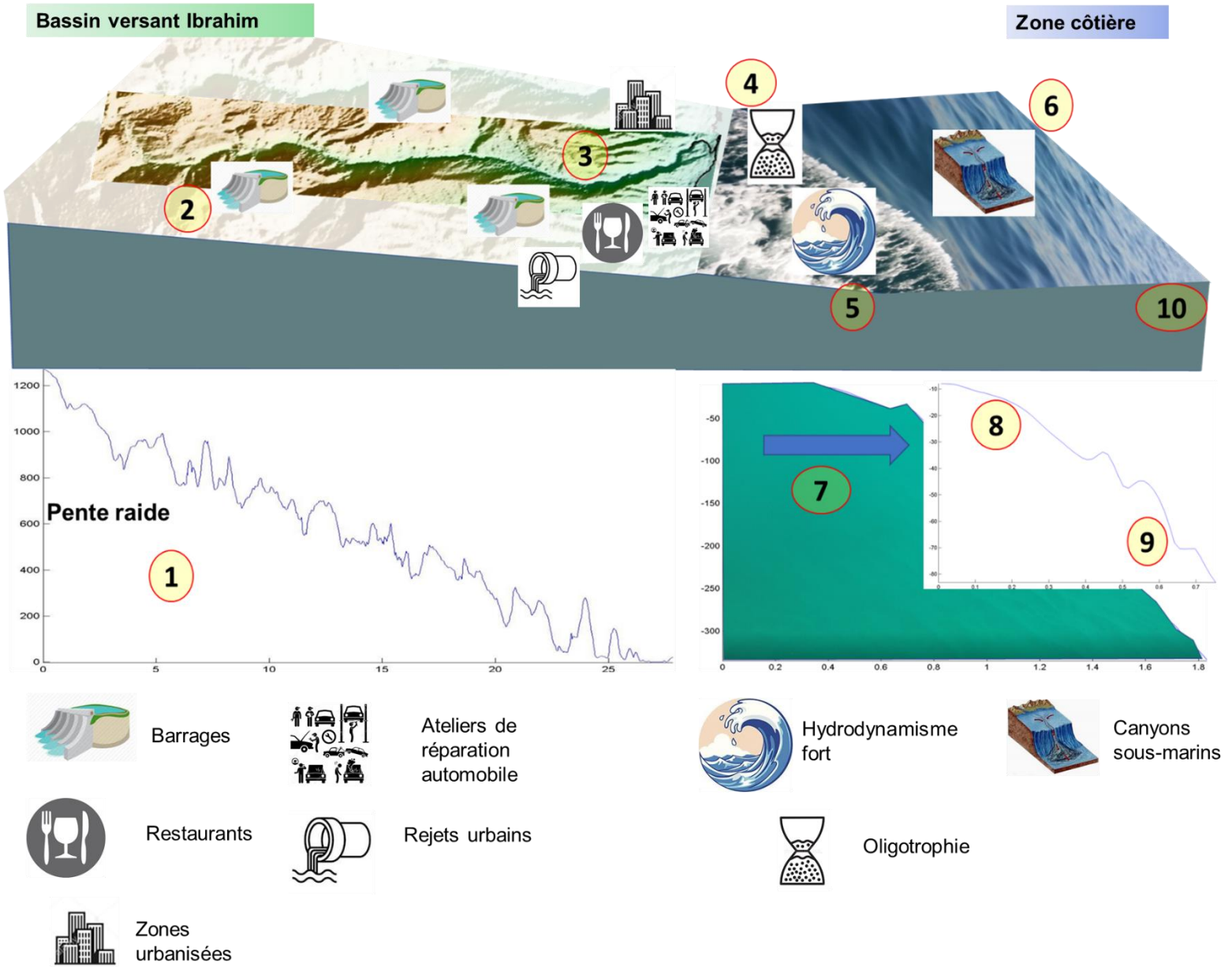


Figure 178: Schéma de synthèse du fonctionnement du continuum terre-mer en face de l'embouchure du fleuve Ibrahim

Au niveau de l'eau de surface marine le panache fluvial est décelé par l'étude des paramètres hydrologiques suivant un transect côte large et sud nord. Les paramètres hydrologiques des masses d'eaux superficielles ont permis de suivre la dynamique de ce

panache fluvial, et de mettre en avant le rôle des conditions météo marines dans sa dispersion. En règle générale, les caractéristiques des masses d'eaux douces fluviales sont récupérées près de la cote représentée par des températures et des salinités faibles et une turbidité élevée.

Ces masses d'eaux et l'extension de ce panache fluviale s'avère limité et conditionné par la direction et l'intensité des vents dominants ainsi que par le débit du fleuve.

Nos résultats montrent aussi que l'apport fluviale est le contributeur principal en nutriments au niveau de la région côtière durant la saison humide, élucidé par les teneurs en nitrates et silice dissoute. Cependant les facteurs multiples qui entrent en jeu au niveau de cet écosystème de transition rendent l'interprétation difficile.

Ce panache fluvial au niveau de l'eau de surface marine devient presque indécélable au-delà de 1 km. D'où la nécessité de traiter des profils verticaux au niveau de la colonne d'eau pour essayer de récupérer cette signature.

En fait, l'interprétation de ces profils a permis d'une part de récupérer des zones de dessalure pouvant refléter la signature fluviale ainsi que des couches néphéloïdes

Le transfert des particules de la zone côtière vers le large, à travers la pente continentale, se fait donc par l'intermédiaire de ces couches néphéloïdes intermédiaires ou benthiques qui sont visibles sur l'ensemble des saisons.

Ce système de transport latéral (*Figure 178 ; 7*) de particules est mis en relief au niveau de plusieurs zones spécifiquement au niveau des canyons sous-marins. En fait, au niveau de la zone d'étude et globalement au niveau de la cote libanaise, plusieurs canyons (*Figure 178 ; 6*) sont identifiés jouant le rôle d'un puit de particules terrestres due à leur position proche du littoral au niveau du plateau.

Pour compléter cette étude, le compartiment sédiment est pris en compte étant le réservoir ultime des particules et des matières en suspension.

Ici, il est nécessaire de mentionner que le bassin versant Ibrahim est caractérisé par une pente raide ce qui fait que les teneurs en argiles et en matière organique sont faibles dans les sédiments et les sols de l'Ibrahim (*Figure 178 ; 1*). De même, la présence des barrages affecte la composition des sédiments (*Figure 178 ; 2*). Ces barrages piègent les particules fines d'où les teneurs faibles de limons et argiles au niveau de l'embouchure et de la zone marine. Donc, au niveau de l'embouchure les sédiments sont plutôt sableux et caractérisés par des teneurs faibles en matière organique (*Figure 178 ; 3*).

L'origine des sédiments et de leurs constituants peut être mis en relief en analysant plusieurs paramètres sédimentaires. La combinaison de ces paramètres pour la distinction est très importante au niveau de ces écosystèmes complexes. Puisque chaque paramètre a ses propres limitations la combinaison de tous ces paramètres apporte plus de confiance aux résultats obtenues.

La combinaison des paramètres granulométriques et géochimiques organiques et inorganiques et l'application des tests statistiques a permis de distinguer entre deux environnements de dépôt : les environnements littoraux ( $\leq 30$  m) et les environnements profonds ( $\geq 60$  m). Chaque environnement de déposition est caractérisé par ses propres grandeurs granulométriques, sa propre source de matière organique et donc sa propre origine. Ces deux environnements distincts persistent toute l'année, durant la saison sèche et humide.

Au niveau des stations littorale de faible profondeur moins que 30 m, le sable fin domine signalant l'occurrence d'un environnement très agités donc de l'hydrodynamisme élevé ce qui est cohérent avec les études de circulation qui s'avère très forte à proximité de la cote et sujette à des vents forts. Au niveau de ces stations, les analyses de terres rares et de fraction terrestre viennent compléter l'interprétation. La signature géochimique inorganique (terres rares) est proche des sables de l'embouchure du fleuve. La fraction organique terrestre associée à la fraction fine présente un temps de résidence faible au niveau de ces zones qui jouent le rôle des zones de « bypass ». Par conséquent, la matière organique est plutôt labile et d'origine autochtone.

D'autre part, les zones de 60 m peuvent être considérer comme des zones de dépôts du matériel terrestre fluvatile. Cela est justifié par la dominance de la fraction fine et l'environnement fluvatile (tests granulométriques) d'une part, et la signature géochimique inorganique proche des matières en suspension fluvatile. Ces résultats sont d'ailleurs soutenus par l'approche de géochimie organique. Elle révèle la présence de la signature fluvatile allochtone (fraction organique terrestre) dans les sédiments des stations profondes ( $\geq 60$  m) et l'importante dégradation de la matière organique autochtone par les processus hydrodynamiques littoraux.

Contrairement à ce qu'on attendait il parait que la géomorphologie de la côte libanaise ainsi que la présence de canyon induit le transport du matériel terrestre plus loin au niveau du plateau et de la pente.

Le deuxième volet de cette étude était l'état écologique aussi bien traité suite à l'usage et la combinaison de plusieurs approches.

Sur l'ensemble du suivi **l'état chimique** de l'eau du fleuve au niveau des deux stations échantillonnées, déduit des teneurs en nutriments, est considéré comme **bon à très bon** d'après les normes internationales. La contamination bactériologique modérée au niveau du fleuve devient insignifiante en domaine marin.

Dans l'eau des stations marines échantillonnées, les teneurs en chlorophylle-a sont inférieures au seuil du bon état environnemental pour la plupart des dates d'échantillonnage marines. Malgré les apports modérés en nitrates, la région d'étude appartenant au bassin oriental de la Méditerranée, est caractérisé par un statut oligotrophe, limité en phosphore.

L'analyse des éléments traces métalliques confirme la faible contribution anthropique des stations marines et fluviales échantillonnées malgré la densité de population croissante au niveau de la région côtière Libanaise. Au niveau du fleuve, la **diversité spécifique** ainsi que l'abondance des **macro-invertébrés benthiques** sont faibles du a l'instabilité du milieu. Au niveau de la région marine interface, la **biodiversité limitée** révèle **l'instabilité physique** de la zone littorale. Le nombre de **taxon** est positivement affecté par la matière organique labile au niveau des stations où la profondeur est inférieure à 30 m. En conclusion, **l'état écologique** des stations étudiées l'environnement marin étudié est considéré **bon à très bon**.

### **Perspectives**

En une phase suivante, il s'avère intéressant de vérifier l'hypothèse du transport latéral par les couches néphéloïdes par le biais d' 'échantillonnage mensuel à travers plusieurs années des profils CTD et au niveau de ces couches et la détermination des



caractéristiques de ces particules et donc essayer de révéler l'origine fluviatile ou de resuspension.

Il serait intéressant aussi de compléter par l'échantillonnage au niveau du canyon et de la pente (carottage pour remonter dans le temps) et faire une caractérisation isotopique (carbone et azote) et des terres rares au niveau d'autres fleuves libanais pour aboutir à une étude globale au niveau de la côte Méditerranéenne Libanaise. De même, la mise en place des lignes instrumentées avec des courantomètres et des pièges à particules automatiques permettrait d'estimer les flux particuliers et le temps de résidence des particules dans la colonne d'eau.

D'autre part, pour connaître l'influence de la dérive littorale sur la dispersion transversale (parallèle à la côte) des dépôts grossiers ainsi que les flux de matériel fin à travers la pente, il faut étendre la zone d'étude pour étudier la circulation et le transport des sédiments par le biais de Sediment Trend Analysis (STA).

Sur une période plus longue il sera intéressant de distinguer l'influence respective du forçage climatique et du forçage anthropique. Actuellement, les données disponibles reflètent le manque d'indices pour quantifier et qualifier les changements et les facteurs qui en contrôlent les modalités.

## Bibliographies

- Abballe, P.A., Chivas, A.R., 2017. Organic matter sources, transport, degradation and preservation on a narrow rifted continental margin: Shoalhaven, southeast Australia. *Org. Geochem.* 112, 75–92. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2017.07.001>
- Abboud-Abi Saab, M., Fakhri, M., Kassab, M.-T., Matar, N., 2012. Spatial and vertical influence of river inputs on the marine primary production in Lebanese coastal waters : A case study, in: INOC-CNRS, International Conference on “Land-Sea Interactions in the Coastal Zone.” Jounieh-Lebanon, pp. 62–73.
- Abboud-Abi Saab, M., Romano, J.C., Bensoussan, N., Fakhri, M., 2004. Suivis temporels comparés de la structure thermique d’eaux côtières libanaises (Batroun) et françaises (Marseille) entre juin 1999 et octobre 2002. *Comptes Rendus - Geosci.* 336, 1379–1390. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2004.09.004>
- Abi Ghanem, C., 2008. ” Speciation ” of three Trace Elements Mercury , Lead , Cadmium in Sediments of the Lebanese Coastal Zones. AgroParisTech.
- Abuodha, J.O.Z., 2003. Grain size distribution and composition of modern dune and beach sediments, Malindi Bay coast, Kenya. *J. African Earth Sci.* 36, 41–54. [https://doi.org/10.1016/S0899-5362\(03\)00016-2](https://doi.org/10.1016/S0899-5362(03)00016-2)
- Alahi, M.E.E., Mukhopadhyay, S.C., 2018. Detection methods of nitrate in water: A review. *Sensors Actuators, A Phys.* 280, 210–221. <https://doi.org/10.1016/j.sna.2018.07.026>
- Alin, S.R., Aalto, R., Goni, M.A., Richey, J.E., Dietrich, W.E., 2008. Biogeochemical characterization of carbon sources in the Strickland and Fly rivers, Papua New Guinea. *J. Geophys. Res. Earth Surf.* 113. <https://doi.org/10.1029/2006JF000625>
- Alongi, D.M., Christoffersen, P., 1992. Benthic infauna and organism-sediment relations in a shallow, tropical coastal area: influence of outwelled mangrove detritus and physical disturbance. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 81, 229–245.
- Altabet, M., 1996. Nitrogen and carbon isotopic tracers of the source and transformation of particles in the deep sea, in: Ittekkot, V., Schaefer, P., Honjo, S., Depetris, P.J. (Eds.), *Particle Flux in the Ocean*. Wiley & Sons, Chichester, pp. 155–184.
- Amarjounf, N., Hammadi, A., Oujidi, M., Rezqi, H., 2014. Sedimentological, geochemical and morphoscopic characterization of sediments from Nador Harbor (Morocco). *Bull. l’institut Sci. Rabat, Sect. Sci. la Terre* 36, 1–11.
- Andrade, H., Renaud, P.E., 2011. Polychaete/amphipod ratio as an indicator of environmental impact related to offshore oil and gas production along the Norwegian continental shelf. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 2836–2844. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.08.032>
- Araújo, M.F., Corredeira, C., Gouveia, A., 2007. Distribution of the rare earth elements in sediments of the Northwestern Iberian Continental Shelf. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 271, 255–260.
- Aspila, K.I., Agemian, H., Chau, A.S.Y., 1976. A semi automated method for the determination of Inorganic, Organic, and total phosphate in sediments. *Analyst* 101, 187–197.
- Assaker, A., 2016. Hydrologie et Biogéochimie du Bassin Versant du Fleuve Ibrahim : Un Observatoire du Fonctionnement de la Zone Critique au Liban. Institut National Polytechnique de Toulouse (INP Toulouse).
- Baiyegunhi, C., Liu, K., Gwavava, O., 2017. Grain size statistics and depositional pattern of the Ecca Group sandstones, Karoo Supergroup in the Eastern Cape Province, South Africa. *Open Geosci.* 9, 554–576. <https://doi.org/10.1515/geo-2017-0042>
- Barnes, H., Blackstock, J., 1973. Estimation of lipids in marine animals and tissues: detailed investigation of the sulphophosphovanillin method for ‘total’ lipids. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 12, 103–118.
- Bastami, K.D., Neyestani, M.R., Shemirani, F., Soltani, F., Haghparast, S., Akbari, A., 2015.

- Heavy metal pollution assessment in relation to sediment properties in the coastal sediments of the southern Caspian Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 92, 237–243.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.035>
- Bélanger, D., 2009. Utilisation de la faune macrobenthique comme bioindicateur de la qualité de l'environnement marin côtier. Université de Sherbrooke, Canada.
- Bendschneider, K., Robinson, R.J., 1952. A new spectrophotometric method for the determination of nitrite in Sea Water. Washington.
- Bengherbia, A., Hamaidi, F., Zahraoui, R., Hamaidi, M.S., Megateli, S., 2014. Impact des rejets des eaux usées sur la qualité physico-chimique et bactériologique de l'Oued Beni Aza (Blida, Algérie). *Leban. Sci. J.* 15, 39–51.
- Bigot, L., 2006. Les communautés de macrofaune benthique des sédiments côtiers en zone tropicale non récifale : diversité et réponses aux modifications de l'environnement marin à la Réunion Océan Indien.
- Blott, S.J., Pye, K., 2001. Gradistat: A grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surf. Process. Landforms* 26, 1237–1248.  
<https://doi.org/10.1002/esp.261>
- Borrego, A., Romero, P., 1982. Study of the microbiological pollution of a Malaga littoral area II. Relationship between fecal coliforms and fecal streptococci, *Vie journée étud. Pollutions*. Cannes, France.
- Brink, R., Dubach, P., Lynch, D., 1960. Measurement of Carbohydrates in soil hydrolyzates with Anthrone. *Soil Sci.* 89, 157–166.
- Carlson, R.E., 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22, 361–369.
- Catafago, S., Jaber, B., 2001. ANALYSE DES STRATEGIES ET PROSPECTIVES DE L'EAU AU LIBAN Rapport I : Monographie de l'eau au Liban.
- Cathalot, C., Rabouille, C., Tisnérat-Laborde, N., Toussaint, F., Kerhervé, P., Buscail, R., Loftis, K., Sun, M.-Y., Tronczynski, J., Azoury, S., Lansard, B., Treignier, C., Pastor, L., Tesi, T., 2013. The fate of river organic carbon in coastal areas : A study in the Rhône River delta using multiple isotopic ( $\delta^{13}C$ ,  $\Delta^{14}C$ ) and organic tracers. *Geochim. Cosmochim. Acta* 118, 33–55.
- Chen, H., Wang, J., Chen, J., Lin, H., Lin, C., 2016. Assessment of heavy metal contamination in the surface sediments: A reexamination into the offshore environment in China. *Mar. Pollut. Bull.* 113, 132–140.
- Cheriyann, E., Sreekanth, A., Mrudulrag, S.K., Sujatha, C.H., 2015. Evaluation of metal enrichment and trophic status on the basis of biogeochemical analysis of shelf sediments of the southeastern Arabian Sea, India. *Cont. Shelf Res.* 108, 1–11.  
<https://doi.org/10.1016/j.csr.2015.08.007>
- Chowdhury, M., Hardikar, R., Chanjaplackal Kesavan, H., Thomas, J., Mitra, A., Rokade, M.A., Naidu, V.S., Sukumaran, S., 2017. Nutrient stoichiometry and freshwater flow in shaping of phytoplankton population in a tropical monsoonal estuary (Kundalika Estuary). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 198, 73–91. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.08.019>
- Chronis, G., Lykousis, V., Georgopoulos, D., Zervakis, V., Stavrakakis, S., Poulos, S., 2000. Suspended particulate matter and nepheloid layers over the southern margin of the Cretan Sea (N.E. Mediterranean): Seasonal distribution and dynamics. *Prog. Oceanogr.* 46, 163–185. [https://doi.org/10.1016/S0079-6611\(00\)00017-3](https://doi.org/10.1016/S0079-6611(00)00017-3)
- Cividanes, S., Incera, M., Lopez, J., 2002. Temporal variability in the biochemical composition of sedimentary organic matter. *Oceanol. Acta* 25, 1–12.
- Cividanes, Sira, Incera, M., Lopez, J., 2002. Temporal variability in the biochemical composition of sedimentary organic matter in an intertidal flat of the Galician coast (NW Spain). *Oceanol. Acta* 25, 1–12.
- Danovaro, R., Fabiano, M., Della Croce, N., 1993. Labile organic matter and microbial

- biomasses in deep-sea sediments (Eastern Mediterranean Sea). *Deep. Res.* 40, 953–965.
- Dauvin, J.C., Andrade, H., De-La-Ossa-Carretero, J.A., Del-Pilar-Ruso, Y., Riera, R., 2016. Polychaete/amphipod ratios: An approach to validating simple benthic indicators. *Ecol. Indic.* 63, 89–99. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.055>
- Dell'Anno, A., Mei, M.L., Pusceddu, A., Danovaro, R., 2002. Assessing the trophic state and eutrophication of coastal marine systems: A new approach based on the biochemical composition of sediment organic matter. *Mar. Pollut. Bull.* 44, 611–622. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00302-2](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00302-2)
- Dell'Anno, A., Pusceddu, A., Langone, L., Danovaro, R., 2008. Biochemical composition and early diagenesis of organic matter in coastal sediments of the NW Adriatic Sea influenced by riverine inputs. *Chem. Ecol.* 24, 75–85. <https://doi.org/10.1080/02757540701814580>
- Desroy, N., Soudant, D., Auby, I., Barillé, A.-L., Blanchet, H., Gentil, F., Hily, C., Oger-Jeanneret, H., Sauriau, P.-G., 2010. Contrôle de surveillance benthique de la Directive Cadre sur l' Eau ( 2000 / 60 / CE ) :état écologique des masses d'eau - Année 2007.
- Dessai, D.V.G., Nayak, G.N., Basavaiah, N., 2009. Grain size, geochemistry, magnetic susceptibility: Proxies in identifying sources and factors controlling distribution of metals in a tropical estuary, India. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 85, 307–318. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.08.020>
- Doglioli, A.M., 2014. Notes sur la Circulation Générale en Méditerranée pour le cours d'Océanographie Générale. Marseille, France.
- Dumas, C., 2014. Impact of extreme events on particulate trace metal transfer from the continent to the deep sea. Université de Perpignan-Via Domitia.
- Dumas, C., Aubert, D., Durrieu de Madron, X., Ludwig, W., Heussner, S., Delsaut, N., Menniti, C., Sotin, C., Buscail, R., 2014. Storm-induced transfer of particulate trace metals to the deep-sea in the Gulf of Lion (NW Mediterranean Sea). *Environ. Geochem. Health* 36, 995–1014. <https://doi.org/10.1007/s10653-014-9614-7>
- Dumas, C., Ludwig, W., Aubert, D., Eyrolle, F., Raimbault, P., Gueneugues, A., Sotin, C., 2015. Riverine transfer of anthropogenic and natural trace metals to the Gulf of Lions (NW Mediterranean Sea). *Appl. Geochemistry* 58, 14–25. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.02.017>
- Durrieu de Madron, X., 1994. Hydrography and nepheloid structures in the Grand-Rhone canyon. *Cont. Shelf Res.* 14, 457–477.
- Durrieu de Madron, X., Nyffeler, F., Balopoulos, E.T., Chronis, G., 1992. Circulation and distribution of suspended matter in the Sporades basin (northwestern Aegean sea). *J. Mar. Syst.* 3, 237–248. [https://doi.org/10.1016/0924-7963\(92\)90003-Q](https://doi.org/10.1016/0924-7963(92)90003-Q)
- El Najjar, P., Kassouf, A., Probst, A., Probst, J.L., Ouaini, N., Daou, C., El Azzi, D., 2019. High-frequency monitoring of surface water quality at the outlet of the Ibrahim River (Lebanon): A multivariate assessment. *Ecol. Indic.* 104, 13–23. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.061>
- Elias, A., 2006. Le chevauchement de Tripoli-Saida: croissance du Mont-Liban et risque sismique. Institut de Physique du Globe de Paris.
- Emery, K.O., Heezen, B.C., Allan, T.O., 1966. Bathymetry of the Eastern Mediterranean sea. *Deep Sea Res.* 13, 173–192.
- Fabiano, Mauro, Danovaro, R., 1994. Composition of organic matter in sediments facing a river estuary (Tyrrhenian Sea): relationships with bacteria and microphytobenthic biomass. *Hydrobiologia* 277, 71–84.
- Fabiano, M., Danovaro, R., 1994. Composition of organic matter in sediments facing a river estuary (Tyrrhenian Sea): relationships with bacteria and microphytobenthic biomass. *Hydrobiologia* 277, 71–84.
- Fabiano, M., Danovaro, R., Frascchetti, S., 1995. A three-year time series of elemental and

- biochemical composition of organic matter in subtidal sandy sediments of the Ligurian Sea (northwestern Mediterranean). *Cont. Shelf Res.* 15, 1453–1469.  
[https://doi.org/10.1016/0278-4343\(94\)00088-5](https://doi.org/10.1016/0278-4343(94)00088-5)
- Fabiano, M., Pusceddu, A., 1998. Total and hydrolysable particulate organic matter (Carbohydrates, proteins, lipids) at a coastal station in Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). *Polar Biol* 19, 125–132.
- Fakhri, M., Abboud-Abi Saab, M., Romano, J., 2008a. The use of sediments to assess the impact of Selaata Phosphate Plant on Batroun Coastal area ( Lebanon , Levantine Basin ). *Leban. Sci. J.* 9, 29–42.
- Fakhri, M., Abboud-Abi Saab, M., Romano, J., Mouawad, R., 2008b. Impact of phosphate factory on the biological characteristics of North Lebanon surface sediments ( Levantine Basin ) [WWW Document]. <hal-00357034>.
- Fakhri, M., Ghanem, A., Ghsoub, M., Ghaith, A., 2018. Environmental status of the bay of Jounieh through the evaluation of its marine sediments' characteristics. *Leban. Sci. J.* 19, 418–433.
- Fakhri, M., Khalaf, G., Abboud-Abi Saab, M., Mouawad, R., Abi-Ghanem, C., Hamzé, M., 2011. Résultats préliminaires de l'impact d'une usine chimique sur l'environnement marin pélagique et benthique de la cote libanaise. *Leban. Sci. J.* 33–44.
- Fevret, M., Sanlaville, P., 1965. Contribution à l'étude du littoral libanais. *Méditerranée* 6e année, 113–134.
- Fichez, R., 1991. Suspended particulate organic matter in a Mediterranean submarine cave. *Mar. Biol.* 108, 167–174.
- Fitzpatrick, A., Fox, J., Leung, K., 2001. Environmental Baseline Survey of the Nahr Ibrahim, Lebanon. Massachusetts Institute of Technology, Cambridge.
- Folk, R.L., 1954. The Distinction between Grain Size and Mineral Composition in Sedimentary-Rock Nomenclature. *J. Geol.* 62, 344–359. <https://doi.org/10.1086/626171>
- Folk, R.L., Ward, W.C., 1957. Brazos River Bar: A Study in the significance of grain size parameters. *J. Sediment. Petrol.* 27, 3–26.
- Franklin, J.B., Sathish, T., Vinithkumar, N.V., Kirubagaran, R., Madeswaran, P., 2018. Seawater quality conditions of the south Andaman Sea (Bay of Bengal, Indian Ocean) in lustrum during 2010s decade. *Mar. Pollut. Bull.* 136, 424–434.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.038>
- Friedman, G.M., 1962. On sorting, sorting coefficient and the log normality of the grain size distribution of sandstones. *J. Geol.* 70, 734–753.
- Gao, X., Zhou, F., Chen, C.T.A., Xing, Q., 2015. Trace metals in the suspended particulate matter of the Yellow River (Huanghe) Estuary: Concentrations, potential mobility, contamination assessment and the fluxes into the Bohai Sea. *Cont. Shelf Res.* 104, 25–36.  
<https://doi.org/10.1016/j.csr.2015.05.005>
- Garnier, J., Billen, G., Némery, J., Sebilo, M., 2010. Transformations of nutrients (N, P, Si) in the turbidity maximum zone of the Seine estuary and export to the sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 90, 129–141. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.07.012>
- Goedicke, T.R., 1973. Distribution of surface currents and drift along the central continental shelf of Lebanon as related to pollution. Beyrouth.
- Goñi, M.A., Ruttenger, K.C., Eglinton, T.I., 1998. A reassessment of the sources and importance of land-derived organic matter in surface sediments from the Gulf of Mexico. *Geochim. Cosmochim. Acta* 62, 3055–3075. [https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(98\)00217-8](https://doi.org/10.1016/S0016-7037(98)00217-8)
- Goni, M.A., Teixeira, M.J., Perkey, D.W., 2003. Sources and distribution of organic matter in a river-dominated estuary (Winyah Bay, S C, USA). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 57, 1023–1048.
- Grall, J., Coic, N., 2006. Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu

- côtier. Ifremer DYNECO/VIGIES/06-13/REBENT, Bretagne.
- Grashoff, K., Ehrhardt, M., Kremling, K., 1983. *Methods of Seawater Analysis*, second. ed. Verlag Chemie, Weinheim.
- Grenier, J.-F., 2014. Caractérisation pétrographique et pétrophysique du groupe de postdam dans le forage A203, Basses-Terres du Saint Laurent. Québec.
- Gu, Y.G., Ouyang, J., Ning, J.J., Wang, Z.H., 2017. Distribution and sources of organic carbon, nitrogen and their isotopes in surface sediments from the largest mariculture zone of the eastern Guangdong coast, South China. *Mar. Pollut. Bull.* 120, 286–291. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.013>
- Hakanson, L., 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Res.* 14, 975–1001.
- Hanif, N., Eqani, S.A.M.A.S., Ali, S.M., Cincinelli, A., Ali, N., Katsoyiannis, I.A., Tanveer, Z.I., Bokhari, H., 2016. Geo-accumulation and enrichment of trace metals in sediments and their associated risks in the Chenab River, Pakistan. *J. Geochemical Explor.* 165, 62–70. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.02.006>
- Haydar, C.M., Nehme, N., Awad, S., Koubaissy, B., Fakhri, M., Yaacoub, A., Toufaily, J., Villeras, F., Hamieh, T., 2014. Assessing contamination level of heavy metals in the Lake of Qaraaoun. Lebanon. *Phys. Procedia* 55, 285–290. <https://doi.org/10.1016/j.phpro.2014.07.041>
- He, B., Dai, M., Huang, W., Liu, Q., Chen, H., Xu, L., 2010. Sources and accumulation of organic carbon in the Pearl River Estuary surface sediment as indicated by elemental, stable carbon isotopic, and carbohydrate compositions. *Biogeosciences* 7, 3343–3362. <https://doi.org/10.5194/bg-7-3343-2010>
- He, M., Zheng, H., Clift, P.D., Tada, R., Wu, W., Luo, C., 2015. Geochemistry of fine-grained sediments in the Yangtze River and the implications for provenance and chemical weathering in East Asia. *Prog. Earth Planet. Sci.* 2. <https://doi.org/10.1186/s40645-015-0061-6>
- Hébert, S., Légaré, S., 2000. Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau. Québec.
- Hedges, J.I., Clark, W., Cowie, G.L., 1998. Fluxes and reactivities of organic matter in a coastal marine bay. *Limnol. Oceanogr.* 33, 1137–1152.
- Hedges, J.I., Oades, J.M., 1997. Comparative organic geochemistries of soils and marine sediments. *Org. Geochem.* 27, 319–361.
- Henderson, P., 1984. *Rare Earth Element Geochemistry*. Elsevier, Oxford.
- Hickey, B.M., 1995. Coastal submarine canyons. Topographic effects in the ocean. *SOEST Special pu*, 95–110.
- Higuera, M., 2014. Impact of eastern storm on the transfer of particulate organic matter into the Gulf of Lion (NW Mediterranean Sea). Université de Perpignan Via-Domitia.
- Houri, A., El Jeblawi, S.W., 2007. Water quality assessment of Lebanese coastal rivers during dry season and pollution load into the Mediterranean Sea. *J. Water Health* 5, 615–623.
- Ifremer Environnement [WWW Document], 2019. . Hydrologie/Paramètres. URL <http://envlit.ifremer.fr/surveillance/hydrologie/parametres> (accessed 4.30.19).
- Incera, M., Cividanes, S.P., Lastra, M., López, J., 2003. Temporal and spatial variability of sedimentary organic matter in sandy beaches on the northwest coast of the Iberian Peninsula. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 58, 55–61. [https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(03\)00040-4](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(03)00040-4)
- Isla, E., Rossi, S., Palanques, A., Gili, J.M., Gerdes, D., Arntz, W., 2006. Biochemical composition of marine sediment from the eastern Weddell Sea (Antarctica): High nutritive value in a high benthic-biomass environment. *J. Mar. Syst.* 60, 255–267. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2006.01.006>
- Jung, H.S., Lim, D., Choi, J.Y., Yoo, H.S., Rho, K.C., Lee, H.B., 2012. Rare earth element

- compositions of core sediments from the shelf of the South Sea, Korea: Their controls and origins. *Cont. Shelf Res.* 48, 75–86. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2012.08.008>
- Jurina, I., Ivanić, M., Vdović, N., Troškot-Čorbić, T., Lojen, S., Mikac, N., Sondi, I., 2015. Deposition of trace metals in sediments of the deltaic plain and adjacent coastal area (the Neretva River, Adriatic Sea). *J. Geochemical Explor.* 157, 120–131. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2015.06.005>
- Kabata-pendias, A., Pendias, H., 2001. *Trace Elements in Soils and Plants* - 3rd edition, third. ed. CRC Press LLC, United states. <https://doi.org/10.1201/b10158-25>
- Karageorgis, A., Anagnostou, C., Sioulas, A., Eleftheriadis, G., Tsirambides, A., 2000. Distribution of surficial sediments in the Southern Evoikos and Petalioi Gulfs, Greece. *Mediterr. Mar. Sci.* 1, 111–122. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.12681/mms.282>
- Khalaf, G., 2012. Assessment of surface fresh water resources, in: Kouyoumjian, H., Hamzé, M. (Eds.), *Review and Perspectives of Environmental Studies in Lebanon*. INCAM-EU/CNRS, pp. 57–80.
- Khalaf, G., 2003. *Etude biocénotique et qualité des eaux de quatre cours d'eau côtiers Libanais Nahr Ibrahim, Nahr El Kalb, Nahr Antelias et Nahr Beyrouth: Biologie et Ecologie de Capoeta Damascina Günther 1868 (Poisson, Cyprinidae)*. Université de Perpignan.
- Khalaf, G., 1997a. *Etude physico-chimique et biocénotique du cours d'eau Antélias (Liban)*. *Leban. Sci. Res. reports* 2, 3–14.
- Khalaf, G., 1997b. *Etude physico-chimique et biocénotique du cours d'eau Antelias (Liban)*. *Leban. Sci. Res. reports* 2, 3–14.
- Khalaf, G., 1984. Contribution à l'étude écologique des fleuves côtiers du Liban : 2- cours moyen et inférieur du Nahr Ibrahim. *Bull. Mens. la Société Linnéenne Lyon* 53, 9–20.
- Khalaf, G., Slim, K., Abi-Ghanem, C., Nakhlé, K., Fakhri, M., 2009. Caractérisation et corrélation des paramètres biotiques et abiotiques des eaux du Nahr El Bared. *Leban. Sci. J.* 10, 3–21.
- Khalaf, Gaby, Slim, K., Abi Ghanem, C., Nakhlé, K., Fakhri, M., 2009. Caractérisation et corrélation des paramètres biotiques et abiotiques des eaux du Nahr El Bared. *Leban. Sci. J.* 10, 3–21.
- Khalaf, G., Slim, K., Kraiem, M.M., 2001. *Etude zoocénotique et qualité des eaux du Nahr Beyrouth*. *IEEE* 133–139.
- Khalaf, G., Slim, K., Saad, Z., Nakhlé, K.F., 2007. Evaluation de la qualité biologique des eaux du Nahr el Jaouz (Liban) : application des méthodes indicielles. *Bull. Mens. la Société linnéenne Lyon* 76, 255–268. <https://doi.org/10.3406/linly.2007.13667>
- Korfali, S. I. and Davies, B.E., 2003. A comparison of metals in sediments and water in the river Nahr-Ibrahim, Lebanon: 1996 and 1999. *Environ. Geochem. Health* 25, 41–50.
- Krom, M.D., Kress, N., Brenner, S., 1991. Phosphorus limitation of primary productivity in the eastern Mediterranean Sea. *Limnol. Oceanogr.* 36, 424–432.
- Kucuksezgin, F., Kontas, A., Altay, O., Uluturhan, E., Darilmaz, E., 2006. Assessment of marine pollution in Izmir Bay: Nutrient, heavy metal and total hydrocarbon concentrations. *Environ. Int.* 32, 41–51. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.04.007>
- Kulkarni, S.J., Deshbhandari, P.G., Jayappa, K.S., 2015. Seasonal Variation in Textural Characteristics and Sedimentary Environments of Beach Sediments , Karnataka Coast , India. *Aquat. Procedia* 4, 117–124. <https://doi.org/10.1016/j.aqpro.2015.02.017>
- Kumar, P.S.R., Dwarakish, G.S., Nujuma, N., Gopinath, D.I., 2015. Long Term Study of Sediment Dynamics Along Mangalore Coast, West Coast of India Using Sediment Trend Analysis. *Aquat. Procedia* 4, 1545–1552. <https://doi.org/10.1016/j.aqpro.2015.02.200>
- Lakkis, S., 2018. *Le phytoplancton des eaux marines libanaises et du bassin levantin*. Biologie, Biodiversité, biogéographie, 2nd ed. Publications de l'Université Libanaise.
- Lalli, C.M., Parsons, T.R., 1997. *Biological oceanography: An introduction*, second. ed, Elsevier

- Butterworth-Heinemann. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(96\)02604-4](https://doi.org/10.1016/0022-0981(96)02604-4)
- Lamb, A.L., Wilson, G.P., Leng, M.J., 2006. A review of coastal palaeoclimate and relative sea-level reconstructions using  $\delta^{13}\text{C}$  and C/N ratios in organic material. *Earth-Science Rev.* 75, 29–57.
- Larif, M., Soulaymani, A., Elmidaoui, A., 2013. Contamination spatio-temporelle d'origine hydrique de l'oued Boufekrane dans la région de Meknès-Tafilalt (Maroc). *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 7, 172. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v7i1.14>
- Li, S.L., Li, S.Q., 2001. REE composition and source tracing of sediments from Core YA01 in the Yellow Sea. *Mar. Geol. Quat. Geol. (in Chinese)* 21, 51–57.
- Li, Y., Zhang, H., Tu, C., Fu, C., Xue, Y., Luo, Y., 2016. Sources and fate of organic carbon and nitrogen from land to ocean: Identified by coupling stable isotopes with C/N ratio. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 181, 114–122. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.08.024>
- Lin, C., Liu, S., He, M., Li, R., 2013. Distribution of rare earth elements in the estuarine and coastal sediments of the Daliao River System, China. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 298, 627–634. <https://doi.org/10.1007/s10967-013-2508-9>
- Liu, D., Li, X., Emeis, K.C., Wang, Y., Richard, P., 2015. Distribution and sources of organic matter in surface sediments of Bohai Sea near the Yellow River Estuary, China. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 165, 128–136. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.09.007>
- Liu, S., Ryu, D., Webb, J.A., Lintern, A., Waters, D., Guo, D., Western, A.W., 2018. Characterisation of spatial variability in water quality in the Great Barrier Reef catchments using multivariate statistical analysis. *Mar. Pollut. Bull.* 137, 137–151. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.019>
- Long, E.R., Macdonald, D.D., Smith, S.L., Calder, F.D., 1995. Incidence of Adverse Biological Effects within Ranges of Chemical Concentrations in Marine and Estuarine Sediments. *Environ. Manage.* 19, 81–97.
- Lorenzen, C.J., 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: Spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* 12, 343–346.
- Lorenzoni, L., Thunell, R.C., Benitez-Nelson, C.R., Hollander, D., Martinez, N., Tappa, E., Varela, R., Astor, Y., Muller-Karger, F.E., 2009. The importance of subsurface nepheloid layers in transport and delivery of sediments to the eastern Cariaco Basin, Venezuela. *Deep. Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.* 56, 2249–2262. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2009.08.001>
- M.A., 2010. Détermination du carbone organique total dans les solides: dosage par titrage. Quebec.
- Magni, P., Abe, N., Montani, S., 2000. Quantification of microphytobenthos biomass in intertidal sediments: layer-dependant variation of chlorophyll-a content determined by spectrophotometric and HPLC methods. *La Mer* 38, 57–63.
- Manivel, T., Mukesh, M., Chandrasekaran, A., Rajmohan, R., Immauel David, T., Premkumar, R., 2016. Studies on textural characteristics of sediments in Lower Gadilam River, Cuddalore District, Tamilnadu, India. *Int. J. Adv. Res.* 4, 694–705.
- Markogianni, V., Varkitzi, I., Pagou, K., Dimitriou, E., 2017. Nutrient flows and related impacts between a Mediterranean river and the associated coastal area. *Cont. Shelf Res.* 134, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2016.12.014>
- McCave, I.N., 1986. Local and global aspects of the bottom nepheloid layers in the world ocean. *Netherlands J. Sea Res.* 20, 167–181.
- Mcheik, A., Fakih, M., Trabulsi, H., Toufaily, J., Hamieh, T., Garnier-Zarli, E., Bousserhine, N., 2015. Metal Pollution Assessment of Sediment and Water in Al-Ghadir River: Role of Continuously Released Organic Matter and Carbonate and Their Purification Capacity. *Int. J. Environ. Monit. Anal.* 3, 162–172. <https://doi.org/10.11648/j.ijema.20150303.18>
- MEDD & Agences de l'eau, 2003. Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau



- (SEQ-Eau-Grilles d'évaluation version 2).
- MEDGIG, M.G.I.G., 2007. Water Framework Directive 1st Intercalibration Phase: Meyers, P.A., Ishiwatari, R., 1993. Lacustrine organic geochemistry: an overview of indicators of organic matter sources and diagenesis in lake sediments. *Org. Geochem.* 20, 867–900.
- MOE/UNDP/ECODIT, 2011. State and trends of the Lebanese environment. Third édition.
- MOE/UNDP, 2011. Climate change vulnerability and adaptation coastal zones, Lebanon's Second National Communication.
- Mohan, P.M., 2000. Sediment transport mechanism in the Vellar estuary, east coast of India. *Indian J. Mar. Sci.* 29, 27–31.
- Monoley, C.L., Field, J., 1991. Modelling carbon and nitrogen flow in a microbial plankton community, in: P.C. Reid et al. (Ed.), *Protozoa and Their Role in Marine Processes*. Springer, pp. 443–474.
- Morillo, J., Usero, J., Gracia, I., 2004. Heavy metal distribution in marine sediments from the southwest coast of Spain. *Chemosphere* 55, 431–442.  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.10.047>
- Muller, G., 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *GeoJournal* 2, 108–118.
- Mullin, J.B., Riley, J.P., 1956. The spectrophotometric determination of nitrate in natural waters with particular reference to sea water. *Anal. Chim. Acta* 12, 464–480.
- Murphy, J., Riley, J., 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* 27, 31–36.
- Nakhlé, K., 2003. Le mercure, le cadmium et le plomb dans les eaux littorales libanaises: apports et suivi au moyen de bio-indicateurs quantitatifs (éponges, bivalves et gastéropodes). Université Paris 7.
- Nehme, N., Haydar, C., Koubaissy, B., Fakih, M., Awad, S., Toufaily, J., Villieras, F., Hamieh, T., 2014. Metal concentrations in river water and bed sediments of the Lower Litani River Bassin, Lebanon. *J. Adv. Chem.* 8, 12p.
- OMS/PNUE, 1995. Recommandations pour la surveillance sanitaire des zones côtières à usage récréatif et des zones conchylicoles. Danemark.
- Orani, A.M., Vassileva, E., Wysocka, I., Angelidis, M., Rozmaric, M., Louw, D., 2018. Baseline study on trace and rare earth elements in marine sediments collected along the Namibian coast. *Mar. Pollut. Bull.* 131, 386–395. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.04.021>
- Ouhmidou, M., Chahlaoui, A., 2015. Caractérisation Bactériologique Des Eaux Du Barrage Hassan Addakhil ( Errachidia-Maroc ). *Larhyss* 183–196.
- Ouhmidou, M., Chahlaoui, A., Kharroubi, A., Chahboune, M., 2015. Étude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux du barrage Hassan Addakhil d ' Errachidia ( Maroc ). *J.Mater.Environ.Sci* 6, 1663–1671.
- Padhi, D., Singarasubramanian, S.R., Panda, S., Venkatesan, S., 2017. Depositional Mechanism as Revealed from Grain size Measures of Rameswaram Coast, Ramanathapuram District, Tamil Nadu, India. *Int. J. Theor. Appl. Sci.* 9, 168–177.
- PAM/PNUE, 2012. Evaluation initiale intégrée de la Mer Méditerranée: Execution de l'étape 3 du processus d'approche écosystémique. Athènes.
- Passega, R., 1964. Grain Size Representation by Cm Patterns as a Geological Tool. *J. Sediment. Petrol.* 34, 830–847.
- Pischedda, L., 2003. Détermination de l'influence continentale dans le Golfe du Lion à partir de l'utilisation des isotopes stables du carbone et de l'azote. Université de Perpignan Via Domitia.
- Prabakaran, K., Nagarajan, R., Eswaramoorthi, S., Anandkumar, A., Franco, F.M., 2019. Environmental significance and geochemical speciation of trace elements in Lower Baram River sediments. *Chemosphere* 219, 933–953.

- <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.158>  
Pruski, A.M., Buscail, R., Bourrin, F., Vétion, G., 2019. Influence of coastal Mediterranean rivers on the organic matter composition and reactivity of continental shelf sediments: The case of the Têt River (Gulf of Lions, France). *Cont. Shelf Res.* 181, 156–173.  
<https://doi.org/10.1016/j.csr.2019.05.009>
- PUJOS, M., PONS, J.-C., PARRA, M., 2000. Évolution des métaux lourds dans la sédimentation récente de la baie de Fort-de-France (Martinique). *Oceanol. Acta* 23, 701–715. [https://doi.org/10.1016/S0399-1784\(00\)00113-4](https://doi.org/10.1016/S0399-1784(00)00113-4)
- Pusceddu, A., Bianchelli, S., Gambi, C., Danovaro, R., 2011. Assessment of benthic trophic status of marine coastal ecosystems : Significance of meiofaunal rare taxa. *Estuar. , Coast. Shelf Sci.* 93, 420–430. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.05.012>
- Pusceddu, A., Sara, G., Armeni, M., Fabiano, M., Mazzola, A., 1999. Seasonal and spatial changes in the sediment organic matter of a semi-enclosed marine system (W-Mediterranean Sea). *Hydrobiologia* 397, 59–70.
- Quiros-Collazos, L., Pedrosa-Pàmies, R., Sanchez-Vidal, A., Guillén, J., Duran, R., Cabello, P., 2017. Distribution and sources of organic matter in size-fractionated nearshore sediments off the Barcelona city ( NW Mediterranean ). *Estuar. , Coast. Shelf Sci.* 189, 267–280.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.03.004>
- Rajganapathi, V.C., Jitheshkumar, N., Sundararajan, M., Bhat, K.H., Velusamy, S., 2013. Grain size analysis and characterization of sedimentary environment along Thiruchendur coast, Tamilnadu, India. *Arab. J. Geosci.* 6, 4717–4728. <https://doi.org/10.1007/s12517-012-0709-0>
- Ramaswamy, V., Gaye, B., Shirodkar, P.V., Rao, P.S., Chivas, A.R., Wheeler, D., Thwin, S., 2008. Distribution and sources of organic carbon, nitrogen and their isotopic signatures in sediments from the Ayeyarwady (Irrawaddy) continental shelf, northern Andaman Sea. *Mar. Chem.* 111, 137–150. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2008.04.006>
- Ramesh, G., Ramkumar, T., Mukesh, M. V, 2015. A Study on the Textural Characteristics of Arasalar River Estuary Sediments of Karaikal, East Coast of India. *Int. J. Recent Sci. Res.* 6, 2779–2782.
- Ramesh, R., Chen, Z., Cummins, V., Day, J., Elia, C.D., Dennison, B., Forbes, D.L., Glaeser, B., Glaser, M., Glavovic, B., Kremer, H., Lange, M., Larsen, J.N., Tissier, M. Le, Newton, A., Pelling, M., Purvaja, R., Wolanski, E., 2015. Land – Ocean Interactions in the Coastal Zone : Past , present & future. *Anthropocene* 12, 85–98.
- Rao, K., Priya, N., Ramanathan, A.L., 2018. Impact of seasonality on the nutrient concentrations in Gautami-Godavari Estuarine Mangrove Complex, Andhra Pradesh, India. *Mar. Pollut. Bull.* 129, 329–335. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.02.052>
- Rezaee, K., Saion, E.B., Wood, A.K., Abdi, M.R., 2009. Rare earth elements distribution in marine sediments of Malaysia coasts. *J. Rare earths* 27, 1066–1071.  
<https://doi.org/10.1007/s10967-009-0421-z>
- Roussiez, V., Aubert, D., Heussner, S., 2013. Continental sources of particles escaping the Gulf of Lion evidenced by rare earth elements: Flood vs. normal conditions. *Mar. Chem.* 153, 31–38. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2013.04.010>
- Roussiez, V., Heussner, S., Ludwig, W., Radakovitch, O., Durrieu de Madron, X., Guieu, C., Probst, J.L., Monaco, A., Delsaut, N., 2012. Impact of oceanic floods on particulate metal inputs to coastal and deep-sea environments: A case study in the NW Mediterranean Sea. *Cont. Shelf Res.* 45, 15–26. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2012.05.012>
- Roussiez, V., Ludwig, W., Radakovitch, O., Probst, J.L., Monaco, A., Charrière, B., Buscail, R., 2011. Fate of metals in coastal sediments of a Mediterranean flood-dominated system: An approach based on total and labile fractions. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 92, 486–495.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.02.009>

- Rubio, B., Nombela, M.A., Vilas, F., 2000. Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ria de Vigo (NW Spain): An assessment of metal pollution. *Mar. Pollut. Bull.* 40, 968–980. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00039-4](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00039-4)
- Saad, Z., Kazpard, V., Geyh, M.-A., Slim, K., 2004a. Chemical and isotopic composition of water from springs and wells in the Damour river basin and the coastal plain in Lebanon. *J. Environ. Hydrol.* 12.
- Saad, Z., Slim, K., Khalaf, G., El Samad, O., 2004b. Impact des rejets des eaux résiduaires sur la qualité Physico-chimique et algologique du Naher Antélias. *Bull. la Société Neuchatel. des Sci. Nat.* 127, 69–82.
- Saad, Z., Slim, K., Khalaf, G., EL Samad, O., 2004c. Impacts des rejets des eaux résiduaires sur la qualité physico-chimique et algologique du Nahr Antélias. *Bull. la Société neuchâteloise des Sci. Nat.* 127, 69–82.
- Sahli, L., El Hadeif El Okki, M., Afri-Mehennaoui, F.-Z., Mehennaoui, S., 2014. Utilisation d'indices pour l'évaluation de la qualité des sédiments: Cas du bassin Boumerzoug (Algérie). *Eur. Sci. J.* 10, 336–346.
- Sahu, B.K., 1964. Depositional Mechanisms from the Size Analysis of Clastic Sediments. *J. Sediment. Petrol.* 34, 73–83.
- Shannon, C.E., Weaver, W., 1948. A mathematical theory of communication. *Bell Syst. Tech. J.* 27, 379–423, 623–656.
- Sherin, C.K., Sarma, V.V.S.S., Rao, G.D., Viswanadham, R., Omand, M.M., Murty, V.S.N., 2018. New to total primary production ratio (f-ratio) in the Bay of Bengal using isotopic composition of suspended particulate organic carbon and nitrogen. *Deep Sea Res. Part I* 139, 43–54. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2018.06.002>
- Shiber, J.G., 1980. METAL CONCENTRATIONS IN MARINE SEDIMENTS FROM LEBANON. *Water, Air, and Soil Pollut.* 13, 35–43.
- Silva, P.S.C., Mazzilli, B.P., Fávoro, D.I.T., 2005. Distribution of U and Th decay series and rare earth elements in sediments of Santos Basin: Correlation with industrial activities. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 264, 449–455.
- Simboura, N., Panayiotidis, P., Papathanassiou, E., 2005. A synthesis of the biological quality elements for the implementation of the European water framework Directive in the Mediterranean ecoregion: the case of Saronikos Gulf. *Ecol. Indic.* 5, 253–266.
- Singh, M.S., Muller, G., Singh, I.P., 2002. Heavy Metals in Freshly Deposited Stream Sediments of Rivers Associated with Urbanisation of the Ganga Plain, India. *Water Air Soil Pollut.* 141, 35–54.
- Skoulikidis, N., Amaxidis, Y., Bertahas, I., Laschou, S., Gritzalis, K., 2006. Analysis of factors driving stream water composition and synthesis of management tools – a case study on small/medium Greek catchments. *Sci. Total Environ.* 362, 205–241.
- Slim, K., Saad, Z., Khalaf, G., 2000. Estimation de la qualité des eaux du Nahr Beyrouth. Utilisation de l'indice diatomique de polluo-sensible (IPS). *Cah. l'Association Eur. pour l'Eau la Santé* 5, 51–60.
- Sondi, I., Lojen, S., Juracic, M., Prohic, E., 2008. Mechanisms of land – sea interactions – the distribution of metals and sedimentary organic matter in sediments of a river-dominated Mediterranean karstic estuary. *Estuar. , Coast. Shelf Sci.* 80, 12–20. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.07.001>
- Spagnoli, F., Bartholini, G., Dinelli, E., Giordano, P., 2008. Geochemistry and particle size of surface sediments of Gulf of Manfredonia (Southern Adriatic sea). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 80, 21–30. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.07.008>
- Spano, S., Belem, A.L., Doria, R.N., Zucchi, M. do R., Bispo de Souza, J.R., Costa, A.B., Lentini, C.A.D., Gomes de Azevedo, A.E., 2014. Application of organic carbon and nitrogen stable isotope and C/N ratios as source indicators of organic matter of Nova Viçosa-

- Caravelas estuarine complex, southern Bahia, Brazil. *Brazilian J. Geol.* 44, 13–21.  
<https://doi.org/10.5327/z2317-4889201400010003>
- Stevenson, F.J., Cheng, C.-N., 1970. Amino acids in sediments: Recovery by acid hydrolysis and quantitative estimation by a colorimetric procedure. *Geochim. Cosmochim. Acta* 34, 77–88.
- Strickland, J.D.H., Parsons, T.R., 1968. A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Bd. Can.* 167, 311.
- Tagliapietra, D., Sigovini, M., 2010. Benthic fauna : collection and identification of macrobenthic invertebrates. *NEAR Curric. Nat. Environ. Sci. Terre Environ.* 88, 253–261.
- Tait, R.V., 1981. *Elements of Marine Ecology: An Introductory Course*. 3rd Edition. Butterworths, London.
- Tarabay, R., 2011. Vers un projet sociétal libanais ... L'environnement durable : une nouvelle citoyenneté ? Université Paris IV-Sorbonne.
- Taylor, S., McLennan, S., 1985. *The continental crust: an examination of the geochemical record preserved in sedimentary rocks*, Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Thomas, R.L., Shaban, A., Khawlie, M., Kawass, I., Nssouli, B., 2005. Geochemistry of the sediments of the El Kabir River and Akkar watershed in Syria and Lebanon. *Lakes Reserv. Res. Manag.* 10, 127–134.
- Tselepidis, A., Polychronaki, T., Marrale, D., Akoumaniaki, I., Dell'Anno, A., Pusceddu, A., Danovaro, R., 2000. Organic matter composition of the continental shelf and bathyal sediments of the Cretan Sea (NE Mediterranean). *Prog. Oceanogr.* 46, 311–344.
- Visher, G.S., 1969. Grain Size Distributions and Depositional Processes. *J. Sediment. Petrol.* 39, 1074–1106.
- Wang, C., Lv, Y., Li, Y., 2018. Riverine input of organic carbon and nitrogen in water-sediment system from the Yellow River estuary reach to the coastal zone of Bohai Sea, China. *Cont. Shelf Res.* 157, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2018.02.004>
- Wang, K., Chen, J., Jin, H., Li, H., Zhang, W., 2018. Organic matter degradation in surface sediments of the Changjiang estuary: Evidence from amino acids. *Sci. Total Environ.* 637–638, 1004–1013. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.242>
- Wang, Z.L., Liu, C.Q., 2000. Distributions of dissolved rare earth elements during estuarine mixing at Changjiang river mouth. *Chinese Sci. Bull.* 45, 1795–1799.
- Weber, B., Jaquet, J.-M., Faour, G., 2004. Cartographie et origine des panaches chlorophylliens cotiers en méditerranée orientale à partir des images de SeaWiFS et d'ETM+ de LANDSAT-7. *Téledétection* 4, 175–195.
- Wedepohl K H., 1995. The composition of the continental crust. *Geochim. Cosmochim. Acta* 59, 1217–1232. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-095975-7.00301-6>
- Wilson, A.M., 2016. Lateral transport of suspended particulate matter in nepheloid layers along the Irish continental margin - a case study of the Whittard Canyon, North-East Atlantic Ocean. National University of Ireland, Galway.
- Winogradow, A., Pempkowiak, J., 2018. Characteristics of sedimentary organic matter in coastal and depositional areas in the Baltic Sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 204, 66–75. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.02.011>
- Wu, G., Cao, W., Wang, F., Su, X., Yan, Y., Guan, Q., 2019. Riverine nutrient fluxes and environmental effects on China's estuaries. *Sci. Total Environ.* 661, 130–137. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.120>
- Xu, F., Hu, B., Yuan, S., Zhao, Y., Dou, Y., Jiang, Z., Yin, X., 2018. Heavy metals in surface sediments of the continental shelf of the South Yellow Sea and East China Sea: Sources, distribution and contamination. *Catena* 160, 194–200. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.09.022>
- Yang, S., Li, C., C.B., L., T.K., N., 2003. REE geochemistry of suspended sediments from the

- rivers around the Yellow Sea and provenance indicators. *Chinese Sci. Bull.* 48, 1135–1139. <https://doi.org/10.1360/03wd547>
- Yang, S.Y., Jung, H.S., Choi, M.S., Li, C.X., 2002. The rare earth element compositions of the Changjiang (Yangtze) and Huanghe (Yellow) river sediments. *Earth Planet. Sci. Lett.* 201, 407–419. [https://doi.org/10.1016/S0012-821X\(02\)00715-X](https://doi.org/10.1016/S0012-821X(02)00715-X)
- Zhao, Y., Wang, J., Qin, C., Chen, Y.W., Xianjue, W.M., 1990. Rare earth elements in continental shelf sediments of the China seas. *Acta Sedimentol. Sin.* (in Chinese) 8, 37–43.
- Zhong, Y., Chen, Z., Li, L., Liu, J., Li, G., Zheng, X., Wang, S., Mo, A., 2017. Bottom water hydrodynamic provinces and transport patterns of the northern South China Sea: Evidence from grain size of the terrigenous sediments. *Cont. Shelf Res.* 140, 11–26. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2017.01.023>
- Zhu, C., Wang, Z., Xue, B., Yu, P., Pan, J., Wagner, T., Pancost, R.D., 2011. Characterizing the depositional settings for sedimentary organic matter distributions in the Lower Yangtze River-East China Sea Shelf System. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 93, 182–191. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.08.001>
- Zhu, W., Kennedy, M., de Leer, E.W.B., Zhou, H., Alaerts, G.J.F.R., 1997. Distribution and modelling of rare earth elements in Chinese river sediments. *Sci. Total Environ.* 204, 233–243. [https://doi.org/10.1016/s0048-9697\(97\)00172-1](https://doi.org/10.1016/s0048-9697(97)00172-1)
- Zhuang, K.L., Bi, S.P., Su, D.P., 2005. Rare earth elements of surface sediments in the subaqueous Yangtze delta. *Mar Geol Quart Geol* 25, 15–22.

## Annexe 1 : Statistique (Granulométrie)

Résultats du test de Shapiro Wilk et Kruskal Wallis entre les sites

	<b>Grain Moyen</b>	<b>Tri</b>	<b>Asymétrie</b>	<b>Kurtosis</b>	<b>Y2</b>	<b>Y3</b>	<b>Y4</b>
<b>Normalité :</b>							
<b>Shapiro-Wilk</b>	4.622e-08	2.084e-05	0.004311	2.925e-09	8.46e-07	9.32e-07	3.121e-07
<b>Kruskal site (Tous)</b>	3.037e-05	1.914e-05	0.2544	9.502e-05	2.014e-05	3.566e-05	0.01745

Résultats du test de Kruskal Wallis entre tous les sites

<b>Sites</b>	<b>Grain Moyen</b>	<b>Tri</b>	<b>Kurtosis</b>	<b>Y3</b>	<b>Y4</b>
	<b>3.037e-05</b>	<b>1.914e-05</b>	<b>9.502e-05</b>	<b>3.566e-05</b>	<b>0.017</b>
<b>≤ 30 m</b>					
M1/M2	0.949	0.340	0.092	0.390	0.127
M1/M3	0.892	0.373	0.41	0.644	0.045
M2/M3	0.942	0.949	0.72	0.691	0.633
M1/N2	0.718	0.202	0.271	0.231	0.813
M2/N2	0.762	0.694	0.644	0.687	0.099
M3/N2	0.813	0.651	0.428	0.441	0.036
M1/S2	0.7	0.738	0.079	0.813	0.074
M2/S2	0.657	0.582	0.844	0.576	0.709
M3/S2	0.610	0.623	0.892	0.848	0.945
N2/S2	0.485	0.378	0.538	0.368	0.058
<b>≥ 60 m</b>					
M100/M200	0.949	0.898	0.567	0.924	0.924
M100/M6	0.568	0.825	0.299	0.735	0.795
M200/M6	0.621	0.706	0.735	0.649	0.886
M100/N6	0.52	0.897	0.861	0.825	0.897
M200/N6	0.569	0.783	0.626	0.741	0.985
M100/S6	0.508	0.84	0.383	0.926	0.607
M200/S6	0.557	0.956	0.832	0.985	0.686
M6/N6	0.889	0.915	0.28	0.895	0.876
M6/S6	0.869	0.582	0.885	0.582	0.718
N6/S6	0.982	0.685	0.393	0.702	0.636

Résultats du test de Kruskal Wallis entre les dates pour les stations  $\leq 30$  m

	<b>Grain Moyen</b>	<b>Tri</b>	<b>Y3</b>	<b>Y4</b>
<b>Avril/ Janvier</b>			0.009	0.003
<b>Décembre/ Janvier</b>			0.002	0.001
<b>Avril/juillet</b>		0.008	0.012	
<b>Décembre/juillet</b>		0.001	0.003	0.031
<b>Avril/ Mai</b>	0.025	0.029	0.022	0.029
<b>Décembre/ Mai</b>	0.049	0.007	0.007	0.012
<b>Avril/Octobre</b>	0.019	0.038	0.025	
<b>Décembre/Octobre</b>	0.037	0.009	0.008	0.031
<b>Avril/juin</b>	0.011			
	<b>Y3</b>	<b>Grain Moyen</b>	<b>Tri</b>	<b>Y4</b>
<b>Avril 18-janvier 17</b>	0.002		0.009	0.011
<b>Décembre 17-janvier17</b>	0.006		0.028	0.005
<b>Avril 18-juillet16</b>	0.043		0.007	
<b>Décembre 17-Juillet 16</b>			0.024	
<b>Avril 18-mai 17</b>	0.02	0.043	0.032	0.018
<b>Décembre 17-Mai 17</b>	0.043	0.032		0.009
<b>Avril 18-Octobre 16</b>	0.015	0.032	0.011	
<b>Décembre 17-Octobre 16</b>	0.032	0.024	0.032	0.043
<b>Avril 18-Juin 16</b>		0.028		
<b>Décembre 17-Juin 16</b>		0.02		

**Annexe 2 : Statistique (Geochimie organique)**

Résultats du test de Kruskal Wallis entre les dates pour M6 N6 S6

	<i>p-value</i>
NT	0.041
CO	0.116
CHLORO	0.074
PHEO	0.136
CHO	0.185
LPD	0.037
CLOM/COT	0.049
TPO4	0.044
PRT	0.041

	PRT	CLOM/COT	LPD	NT	TPO4
Decembre/Avril- Octobre	0.002			0.002	0.019
Janvier 17-Octobre 16	0.031			0.031	0.012
Aout 17- Dec/Av 18		0.008	0.005		
Aout 17- Janvier 17		0.050	0.011		
Aout 17-Octobre 16		0.014			

Résultats du test de Kruskal Wallis entre les dates d'échantillonnages pour la zone ≤30 m.

	CO	Glucides	Lipides	CLOM/COT	Chlorophylle	Phaeopigments
Av 16-Av 18		0.043	0.02			
Av 16- Décembre 17			0.0005	0.017		
Av 16 juillet 16			0.017		0.049	
Av 16- Octobre 16			0.032		0.03	
Avril 16- juin 16						0.017
Avril 16-Mai 17						0.049
Avril 18- Octobre 16	0.001	0.007				
Avril 18-Mai 17		0.028				0.043
Avril 18- Décembre 17				0.02		
Avril 18-janvier 17			0.049			
Avril 18-juillet 16						
Avril 18-juin 16					0.026	0.015



Annexe 2

Décembre 17- Octobre 16	0.015			
Décembre 17-Mai 17	0.049	0.032		
Décembre 17-janvier 17		0.001	0.0005	
Décembre 17-Juillet 16				
Décembre 17-juin 16		0.024	0.028	
Janvier 17-October 16	0.001		0.002	
Janvier 17-juillet 16		0.043	0.02	
Janvier 17- Juin 16			0.022	0.002
Janvier 17- Mai 17				0.009
Mai 17- Octobre 16			0.026	
Juin 16-October 16	0.015		0.002	
Juin 16- Mai 17				
Juillet 16-juin 16			0.004	0.013
Juillet 16- Mai 17			0.042	0.037

**Annexe 3 : Elements majeurs**

Résultats des éléments majeurs (%)

	Na %	Mg %	Al %	K %	Ca %	Fe %
M1 4	0.85	4.25	1.85	0.41	12.37	8.02
M3 4	1.82	4.92	2.72	0.58	15.75	5.85
S2 4	1.02	5.30	2.02	0.57	17.60	3.67
M1 6	1.14	4.81	2.24	0.52	15.20	6.01
M3 6	0.76	5.06	2.34	0.58	17.40	4.31
S2 6	0.88	5.73	2.42	0.72	18.18	3.18
M1 7	0.99	6.52	3.62	1.17	14.28	4.21
M2 7	1.04	4.71	3.26	0.89	13.60	5.70
S2 7	0.98	5.26	1.98	0.52	16.80	5.07
M6 10	0.56	5.16	3.25	0.81	17.70	4.04
N6 10	0.57	4.59	3.63	0.87	16.34	4.40
S6 10	0.73	5.36	3.75	0.94	17.44	4.87
M6 1	0.55	5.52	3.32	0.84	17.03	4.10
N6 1	0.51	4.17	3.32	0.87	15.50	4.28
S6 1	0.57	5.63	3.24	0.83	18.08	4.20
M6 5	0.80	5.25	3.46	0.86	18.05	4.11
N6 5	0.78	3.96	4.09	0.92	14.89	4.70
S6 5	0.72	5.92	3.66	0.97	17.20	4.22
M6 8	0.70	5.31	3.21	0.82	16.77	4.05
N6 8	0.73	4.84	3.79	0.91	17.02	4.33
S6 8	0.68	5.54	3.02	0.77	16.88	4.11
M6 4	0.53	4.93	2.75	0.64	16.79	5.17
M100 4	0.84	4.58	3.92	0.90	15.00	4.24
M150 4	0.90	3.40	3.95	0.83	14.59	4.16
M200 4	0.61	3.57	3.90	0.83	16.39	4.11
M6 12	0.56	5.34	3.63	0.83	19.29	4.54
M100 12	0.69	4.73	5.24	1.11	18.74	5.62
M150 12	0.60	3.39	3.81	0.78	14.49	4.44
M200 12	0.51	2.97	3.48	0.74	13.11	4.21
R1	0.15	3.18	1.88	0.39	23.72	2.45
R2	0.09	1.29	3.69	0.61	16.97	3.18
Mes1	0.07	1.29	8.97	1.30	9.54	9.30
Mes2	0.05	1.28	6.29	0.86	17.14	5.07
Min	0.51	2.97	1.80	0.41	12.37	3.18
Max	1.82	6.52	5.24	1.17	19.29	8.02
Moy 30	1.04	5.15	2.43	0.64	15.79	5.03
Moy 60	0.66	4.71	3.62	0.85	16.57	4.39
Med 30	0.98	5.03	2.29	0.57	16.25	4.69
Med 60	0.65	4.89	3.63	0.84	16.84	4.23
UCC	2.56	1.35	7.74	2.86	2.94	3.08

Test de Kruskal-Wallis testant la différence entre les sites pour les éléments majeurs.

\* : Différence significative

	<30 - >100	<30 - 60	>100 - 60
Na	0.012*	0.0001*	0.57
K	0.113*	0.015*	0.72
Mg	0.01*	0.754	0.004*
Al	0.0001*	0.008*	0.051

Test de Kruskal-Wallis testant la différence entre les dates pour les éléments majeurs.

	p-value
Na	0.1552
Mg	0.3658
Al	0.3849
K	0.5225
Ca	0.591
Fe	0.6696

**Annexe 4 : Terres rares**

Test de Kruskal-Wallis testant la différence entre les sites pour les REE.

\* : Différence significative

Variables	p-value	Variables	p-value	Rapports	p-value
La	0.0008*	Ho	0.470		
Ce	0.0006*	Er	0.348	LREE/HREE	2.721e-05*
Pr	0.0004*	Tm	0.306	La/Yb	3.601e-05*
Nd	0.001*	Yb	0.205	La/Sm	0.0001*
Sm	0.0541	Lu	0.076	La/Nd	0.003*
Eu	0.0006*	REE	0.003*	Tb/Yb	0.004*
Gd	0.135	LREE	0.0007*	Gd/Yb	0.0001*
Tb	0.878	HREE	0.444		
Dy	0.518				

Variables	<30 - >100	<30 - 60	>100 - 60
La	0.0006*	0.034*	0.062
Ce	0.0006*	0.015*	0.108
Pr	0.0003*	0.03*	0.045*
Nd	0.0008*	0.037*	0.068
Eu	0.0003*	0.1	0.015*
REE	0.002*	0.09	0.073
LREE	0.0006*	0.024*	0.078
LREE/HREE	0.00001*	0.01*	0.016*
La/Yb	0.00006*	0.025*	0.018*
La/Sm	0.00002*	0.0092*	0.022*
La/Nd	0.002*	0.163	0.04*
Tb/Yb	0.055*	0.003*	0.631
Gd/Yb	0.0001*	0.011*	0.053

## Annexe 5 : Résultats ETM

	V(µg/g)	Cr(µg/g)	Ni (µg/g)	Cu(µg/g)	Zn (µg/g)	Cd (µg/g)	Pb (µg/g)	Références
Min	89.55	95.65	49.94	14.47	56.42	0.16	4.49	Cette étude
Max	174.87	192.15	90.68	29.13	134.20	0.70	19.08	Cette étude
Moyenne (≤30 m)	135.23	146.92	68.71	17.61	87.54	0.40	6.42	Cette étude
Moyenne (≥ 60 m)	103.05	127.95	62.71	20.93	76.81	0.20	12.73	Cette étude
Médiane (≤30 m)	136.61	146.88	66.48	15.81	82.17	0.36	6.35	Cette étude
Médiane (≥ 60 m)	102.23	123.89	61.37	20.93	74.73	0.19	11.73	Cette étude
R1	60.71	81.63	37.04	21.08	59.09	0.24	8.55	Cette étude
R2	82.23	86.35	40.06	62.97	281.71	0.95	331.77	Cette étude
Mes1	186.81	254.14	84.60	33.24	97.28	0.45	19.24	Cette étude
Mes2	102.01	140.60	75.94	26.46	93.03	0.39	16.04	Cette étude
<b>Références</b>								
Référence Locale	79.27	104.02	51.83	10.62	53.30	0.14	12.20	(Abi Ghanem, 2008)
UCC	98.00	126.00	56.00	25.00	65.00	0.10	14.80	(Wedepohl K H., 1995)
Carbonates	(10-45)	(5-16)	(7-20)	(2-10)	(10-25)	0.035	(3-10)	(Kabata-pendias and Pendias, 2001)
Grès	(10-60)	(20-40)	(5-20)	(5-30)	(15-30)	0.05	(5-10)	(Kabata-pendias and Pendias, 2001)
Schistes	(100-130)	(60-100)	(50-70)	40	(80-120)	(0.22-0.3)	(18-25)	(Kabata-pendias and Pendias, 2001)
Argiles	(80-130)	(80-120)	(40-90)	(40-60)	(80-120)	0.3	(20-40)	(Kabata-pendias and Pendias, 2001)
<b>Fleuves</b>								
Fleuve Ghadir (Liban)		59.07-73.52		44.02-157.9	93.5-353.71	7.4-25.4	27.18-78.1	(Mcheik et al., 2015)
Barrage Qaroun (Liban)		151	65.3	55.4	162.5	2.4	39	(Haydar et al., 2014)
<b>Estuaires et zones cotières</b>								
« Akkar » Liban	79.27	104	51.8	10.6	53.29	0.14	12.2	(Abi Ghanem, 2008)

« Selaata » Liban	101.67	144.64	66.45	21.09	85.24	0.31	13.97	(Abi Ghanem, 2008)
« Dora » Liban	133.4	221.98	58.1	99.71	262.01	0.71	78.36	(Abi Ghanem, 2008)
Mer de Chine Orientale et Mer Jaune		42.3-108.2 77.2	12.7-47.8 31.4	8.6-36.1 20	31.5-117.9 78.4	0.098-0.39 0.2	15.7-33.1 21.8	(Xu et al., 2018)
Mer de Bohai		61.45	35.88	24.34	79.9	0.14	30.69	dans (Xu et al., 2018)
Estuaire ChangJiang		79.1	31.9	24.7	82.9	0.19	23.8	dans (Xu et al., 2018)
Baie d'Izmir (Turquie)		29-316				0.005-0.82	14-113	(Kucuksezgin et al., 2006)
Estuaire Zuary (Inde)		22-502		10-169	26-172			(Dessai et al., 2009)
Golfe de Manfredonia (Mer Adriatique, Italie)	85	81	47	47	82			(Spagnoli et al., 2008)
Cote Namibienne		45-270	1.2-61			0.2-12		(Orani et al., 2018)
Baie de flamands		30	17	88	298		141	(PUJOS et al., 2000)
Mer Arabe			35	11.15		4.83	48.7	(Cheriyani et al., 2015)
Mer Caspienne	149.48	127.39	47.71	21.87	73.22		15.98	(Bastami et al., 2015)
<b>MES</b>								
MES Estuaire Hualve				41-336	141-649	0.19-2.5	20-197	(Morillo et al., 2004)
MES Fleuve Têt			43	85	192		48	(Roussiez et al., 2011)

Test de Kruskal-Wallis testant la différence entre les sites pour les ETM.

\* : Différence significative

	<30 - >100	<30 - 60	>100 - 60
Li	0.0001*	0.0155*	0.043*
Mn	0.012*	0.127	0.163
V	0.0156*	0.028*	0.378
Cd	0.0938	2.64E-05*	0.095
Cu	0.0011*	0.18	0.016*
Pb	3.25E-05*	2.44E-03*	5.58E-02

Test de Kruskal-Wallis testant la différence entre les dates pour les ETM.

	p-value
Li	0.405
V	0.846
Cr	0.9
Mn	0.725
Ni	0.899
Cu	0.030
Zn	0.965
Cd	0.777
Pb	0.171

**Annexe 6 : Article 1 :**

**River signature over coastal area (Eastern Mediterranean):  
Grain size and geochemical analyses of sediments**

**Myriam Ghsoub (a, b), Milad Fakhri (a), Thierry Courp (b), Gaby Khalaf (a), Roselyne Buscail (b), and Wolfgang Ludwig (b)**

(a) Lebanese National Council for Scientific Research – National Centre for Marine Sciences (CNRS-L/CNSM) Lebanon (bihar@cnrs.edu.lb),

(b) Université de Perpignan Via Domitia, Centre de Formation et de Recherche sur les Environnements Méditerranéens, UMR 5110, 52 Avenue Paul Alduy, 66860, Perpignan, France (cefrem@univ-perp.fr)

**Abstract**

Rivers and coastal areas are two ecosystems in permanent interaction. Thus, to understand the process occurring at the land-sea continuum, the determination of the origin and fate of sediment and its associated organic matter is critical. Moreover, tracing the source of particulate matter from terrestrial origin has not been adequately carried out in the eastern Mediterranean basin, especially in Lebanon. In order to differentiate between the terrestrial and marine sources of particulate matter and characterize the depositional environments, grain size composition, organic carbon (OC), total nitrogen (TN), Isotopic Ratio ( $\delta^{13}\text{C}$ ), the terrestrial and labile fractions of organic matter, as well as, photosynthetic pigments were analyzed for surface sediment samples collected from the coastal marine area facing the mouth of Ibrahim river and from the river watershed.

This study shows that the combined use of the grain size composition of sediments and carbon isotopic signatures ( $\delta^{13}\text{C}$ ) of its associated organic matter is an efficient tool to track the source and fate of organic matter in highly dynamic estuarine and coastal ecosystems.

The obtained results illustrate the occurrence of two grain size compositional types associated with two different depositional environments. Shallow stations ( $\leq 30$  m) are characterized by a hydrological sorting and strong hydrodynamic conditions leading to the winnowing of the finer fraction to deep stations ( $\geq 60$  m) found to be impacted by river inputs.

Organic carbon and total nitrogen values are strongly correlated with the mud fraction controlling their distribution, and therefore leading to their accumulation in the sediment of deep



stations ( $\geq 60$  m). On the other hand,  $\delta^{13}\text{C}$  values and terrestrial fraction percentage suggest the occurrence of riverine materials at the stations ( $\geq 60$  m), while at the shallow stations, addition of local autochthonous production materials occurs associated with high values of chlorophyll and labile organic matter fraction.

**Keywords:** Eastern Mediterranean, Estuary, Sediments, Grain size,  $\delta^{13}\text{C}$  isotopic ratio, Organic carbon.

## **1. Introduction**

Coastal areas are dynamic zones where interaction occurs between land, air and water. Due to the instability at these transitional areas, sediment characteristics are significantly varying from those occurring offshore. In fact, this instability in the environmental conditions that is controlled by waves and currents affects the composition of sediments and its associated parameters, as well as, their distribution and dispersal (Kulkarni et al., 2015).

Coastal sediments generally consist of organic and inorganic particles that reach the coastal zone by different pathways. Particle size analysis is widely applied in environmental studies and used to reveal the origin of sediments, as well as, their deposition and transport mechanisms. In fact, the particle size composition of sediments is closely related to the energetic and hydrodynamic conditions governing the depositional environments (Zhong et al., 2017), since each environment is described by its own particle size characteristics (Baiyegunhi et al., 2017). Particle size distribution is also influenced by several factors such as particle origin, climatic conditions and topography (Abuodha, 2003).

Furthermore, organic matter in all its aspects plays a central role in marine ecosystems as a potential food resource (Fabiano and Danovaro, 1994). Its concentration in surface sediments reflects the amount of food available to the benthic communities. It is affected by sediment characteristics, especially grain size, and it is divided into two fractions: a refractory fraction and

a labile fraction. Therefore, in order to estimate the amount of available organic matter for benthic consumers, biochemical classes (lipids, proteins and carbohydrates) must be analyzed since the quantity of organic matter evaluated by the amount of total organic carbon is considered as an overestimation of food availability. During the transport of organic matter from shallower to deeper waters, its labile fraction decreases due to mineralization while the refractory part remains present. Thus, at deeper marine areas acting as depositional environments, organic matter is mainly composed of a refractory fraction (Incera et al., 2003; Winogradow and Pempkowiak, 2018).

Those organic compounds may derive from marine and freshwater plankton and benthos, as well as, terrestrial matter transported by rivers. Therefore, in order to reveal the origin of organic matter, the  $\delta^{13}\text{C}$  isotopic ratio may be analyzed and the contribution of each source may be estimated (Li et al., 2016). In addition, terrestrial organic matter is characterized by more depleted  $\delta^{13}\text{C}$  (with a typical range of : -25 to -33‰) than marine organic matter (with a typical range of : -18 to -22‰) (Ranjan et al., 2011; Li et al., 2016; Winogradow and Pempkowiak, 2018). In order to assess the proportions of terrestrial organic carbon in surface marine sediments, a  $\delta^{13}\text{C}$  two end-member model may be applied based on the assumption of  $\delta^{13}\text{C}$  values for terrestrial and marine end-member carbon (Liu et al., 2015; Li et al., 2016).

At marine areas, organic matter is well preserved in the low energy environments associated to finer grain size fractions while primary production occurs at shallow areas near the shoreline characterized by higher nutrient inputs and strong hydrodynamic conditions. Hence, as an important indicator of primary production, chlorophyll-a concentrations may be analyzed (Winogradow and Pempkowiak, 2018; Zhang and Blomquist, 2018). In fact, the analysis of photosynthetic pigments is used to study microphytobenthos communities, particularly in surface layers where photosynthesis occurs and therefore, where marine productivity can be estimated (Magni et al., 2000).

Several studies are carried out worldwide at the land-sea continuum focusing on grain size and geochemical analysis (Mohan, 2000 ; Rajganapathi et al., 2013; Kulkarni et al., 2015; Ramesh et al., 2015 ; Abballe and Chivas, 2017 ; Padhi et al., 2017; Zhong et al., 2017; Wang et al., 2018 ; Winogradow and Pempkowiak, 2018) and in the western Mediterranean, specifically at the Gulf of Lion (Higuera, 2014 ; Pruski et al., 2019). Fewer studies are conducted in the eastern Mediterranean namely at the Greek (Karageorgis et al., 2000) and Lebanese coasts (Fakhri et al., 2008 ; 2018). Indeed, the majority of the studies focused on the watersheds of the Lebanese coastal rivers: El Kabir River by Thomas et al., (2005), El Bared River by Khalaf et al., (2009), al Jaouz River by Nakhlé, (2003) and Khalaf et al., (2007), Antelias River by Saad et al., (2004a) and among the southern coastal rivers: Damour and Awali Rivers by Saad et al., (2004b), Hasbani-Wazzani River by Tarabay, (2011) and the longest Lebanese river, Litani River by Nehme et al., (2014) and Mcheik et al., (2015). Furthermore, several studies were executed on the Ibrahim River watershed by Khalaf, (1984); Korfali and Davies, (2003); Nakhlé, (2003); Assaker, (2016) and El Najjar et al., (2019).

Being one of the largest Lebanese coastal rivers, characterized by the highest flow among the Lebanese rivers (408 million m<sup>3</sup>/ year) (Fitzpatrick et al., 2001 ; Assaker, 2016), it will be relevant and interesting to choose the Ibrahim River as a case study in order to estimate the sediment inputs and river contribution in the marine environment.

Thus, this study aims to investigate the sediment characteristics and dispersal, as well as, the associated organic matter distribution and sources at the coastal zone facing Ibrahim River Mouth (North of Beirut, Lebanon). It acts as a case study of the eastern Mediterranean basin where studies using a combination of grain size composition of sediments and bulk properties of organic matter including the carbon isotopic ratio ( $\delta^{13}\text{C}$ ) are limited. However, due to the complexity of the coastal environment characteristics, such multiple approaches combining granulometric and geochemical analyses are important.

## **2. Material and Methods**

### **2.1. Area of study**

Located in the eastern Mediterranean basin, at the base of Mount Lebanon chain, the Lebanese coastline (220 km) is characterized by a narrow continental shelf with an average width of 3-5 Km and an average depth of 20-40 m (Emery et al., 1966; Goedicke, 1973). Being parallel to Mount Lebanon, the continental shelf is oriented from the southwest to northeast and its western limit is defined by a strong slope at 100-200 m. As part of the warmest basin of the Mediterranean, the Lebanese coast is governed by a Mediterranean climate marked by two distinct seasons: a smooth winter and a hot and long dry summer promoting the precipitation of carbonates (Sanlaville, 1977).

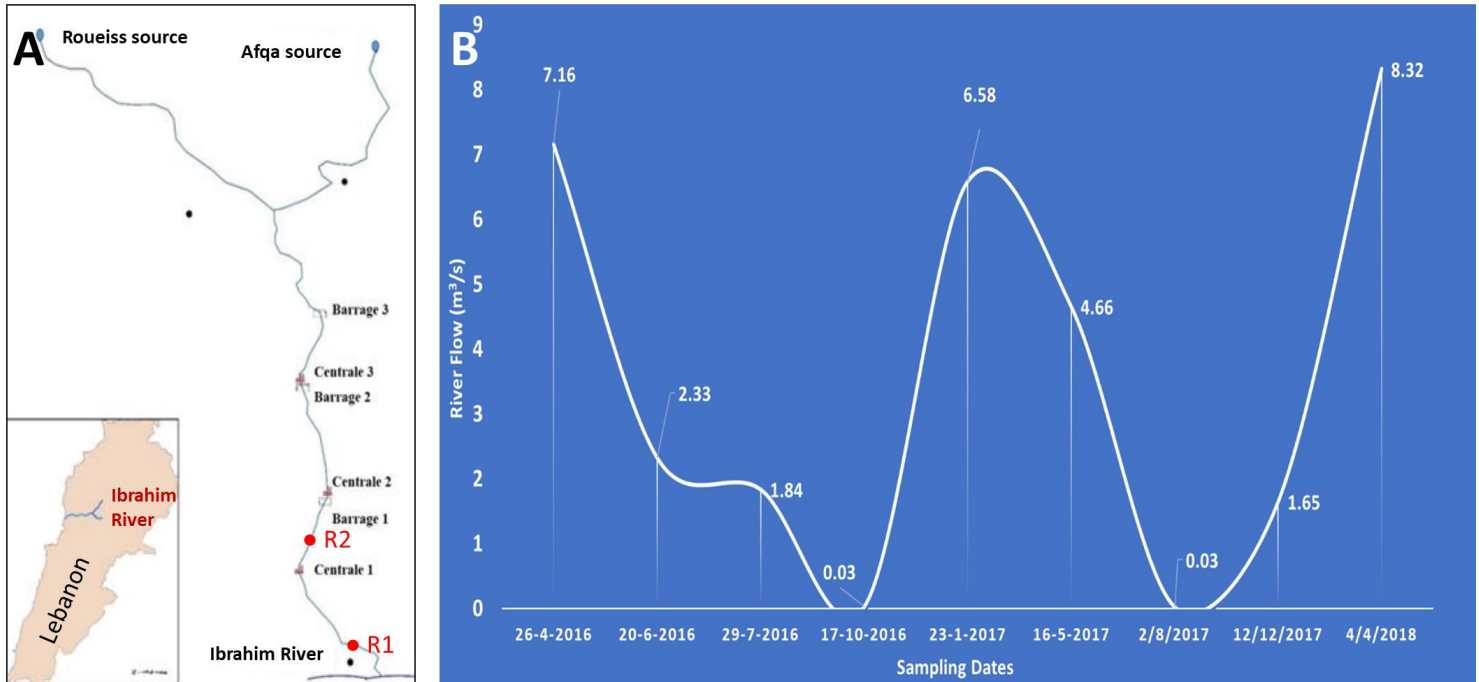
Over coastal areas, wind and currents are two main factors affecting the dispersion of suspended particles and bed sediments. Along the Lebanese coast, the prevailing winds are those of the western sector (southwest or northwest) (Abboud-Abi Saab, 1985). Open and unsheltered, the Lebanese coast is subjected to the prevailing winds and swell. Even in calm weather, a regular swell characterizes Lebanese surface waters especially observed in summer, and during winter the brutal and violent wave action activates the mechanical erosions of the coast (Nakhlé, 2003). The general circulation of surface waters along the Lebanese coast is South-North and the local coastal currents would be considered as simple ramifications of the general offshore currents, running perpendicularly to the coastline, toward the east in an anticyclonic circulation, and being affected by the topography of the continental shelf (Goedicke, 1973).

Small perennial coastal rivers discharge into the sea all along the coast with varying amplitudes affected by seasons and the geomorphology of the coastal zone (Abboud-Abi Saab et al., 2012). Furthermore, several submarine canyons are identified as extensions of valleys and continental rivers between Beirut and Batroun, such as, at the studied coastal area in front of the Ibrahim

River (Figure 2). These canyons are usually nearshore in the narrow continental shelf, thus, considered as traps for terrestrial particles, being directly transported to 1500 m (Elias, 2006).

Nowadays, the Lebanese coastal zone is subject to overexploitation and several sources of pollution, such as, industrial, agricultural and residential effluents, or other anthropogenic activities. In fact, 4 commercial ports, 15 fishing harbors, dozens of sea pipelines and various industries are located along the Lebanese shoreline. Moreover, about 53 wastewater outfalls are identified along the Lebanese coast which extend only a couple of meters or terminate at the water surface. The Lebanese shoreline is also affected by dumpsites and landfills near big cities such as Dora and Borj Hammoud, Tripoli, Sidon, and Tyre. These dumpsites destroy the coastal ecosystems by spreading solid wastes over the surface water and sea bottom (MOE/UNDP/ECODIT, 2011).

Ibrahim River, also known as the Adonis River, is a Lebanese coastal river with two main sources: El Roueiss at 1300 m altitude and Afqa at 1200 m altitude. This river (27 km long) flows into the sea 25 km north of Beirut draining a watershed with accentuated relief. It is characterized by a torrential regime, higher flow occurring between January and June (rainy period), and can be divided into three parts with different slope values: 14% at the upper part, 3% at the intermediate one and 2.5% at the lower part. Ibrahim River is interrupted by three dams that feed three hydroelectric power stations along its watercourse. Water is channeled from one dam to another affecting river flow (Figure 1 A). The catchment area is 326 Km<sup>2</sup>. It includes agricultural lands and is dominated by permeable limestone (Khalaf, 1984). The mean annual flow of Ibrahim River from September 1991 to August 2012 was 10,88 m<sup>3</sup>/s (Assaker, 2016). It decreased to 5.396 m<sup>3</sup>/s from September 2015 to August 2016 then increased to 8.758 m<sup>3</sup>/s from September 2016 to August 2017. The river flow during each sampling date is summarized in Figure 1 B.



**Figure 1:** Ibrahim River watershed and Dams location (Khalaf, 1984) **(A)**

Ibrahim River flow during sampling dates **(B)**

## 2.2. Sampling

Nine sampling campaigns were conducted at the coastal marine area facing Ibrahim River mouth using the platform of the Lebanese scientific vessel “CANA-CNRS”. Sediment samples were collected for two years from April 2016 to April 2018 (Figure 2) following three sampling transects (Table 1 and Figure 2) (a southern transect: S; a middle transect: M; and a northern transect: N), at seven different depths (10, 20, 30, 60, 100, 150, and 200 m), in total 11 stations, using a Van-Veen grab and PVC corers. The upper 1 cm sediment layer was preserved and transferred into pre-cleaned glass containers for organic analysis and plastic ones for chemical analysis. Sediment samples were also collected from the river mouth (R1) and from the packed sediment at the first dam (R2) (Figure 1 A).

**Table 1:** Description of the sampling stations (Depth and geographic location).

<b>Description</b>	<b>Stations</b>	<b>Depth</b>	<b>Transect</b>	<b>Coordinates</b>
Marine surface sediment samples	M1	10 m	Middle	34.06390 ° N 35.63887 ° E
	M2	20 m	Middle	34.06398 ° N 35.63520 ° E
	M3	30 m	Middle	34.06393 ° N 35.63298 ° E
	M6	60 m	Middle	34.06416 ° N 35.62949 ° E
	M100	100 m	Middle	34.06548 ° N 35.62020 ° E
	M150	150 m	Middle	34.06493 ° N 35.61993 ° E
	M200	200 m	Middle	34.06355 ° N 35.61992 ° E
	N2	20 m	Northern	34.06878 ° N 35.63568 ° E
	N6	60 m	Northern	34.06786 ° N 35.62531 ° E
	S2	20 m	Southern	34.05923 ° N 35.63663 ° E
	S6	60 m	Southern	34.06091 ° N 35.63086 ° E
River surface sediment samples	R1			34.06443 ° N 35.64465 ° E
	R2			34.08283 ° N 35.68321 ° E

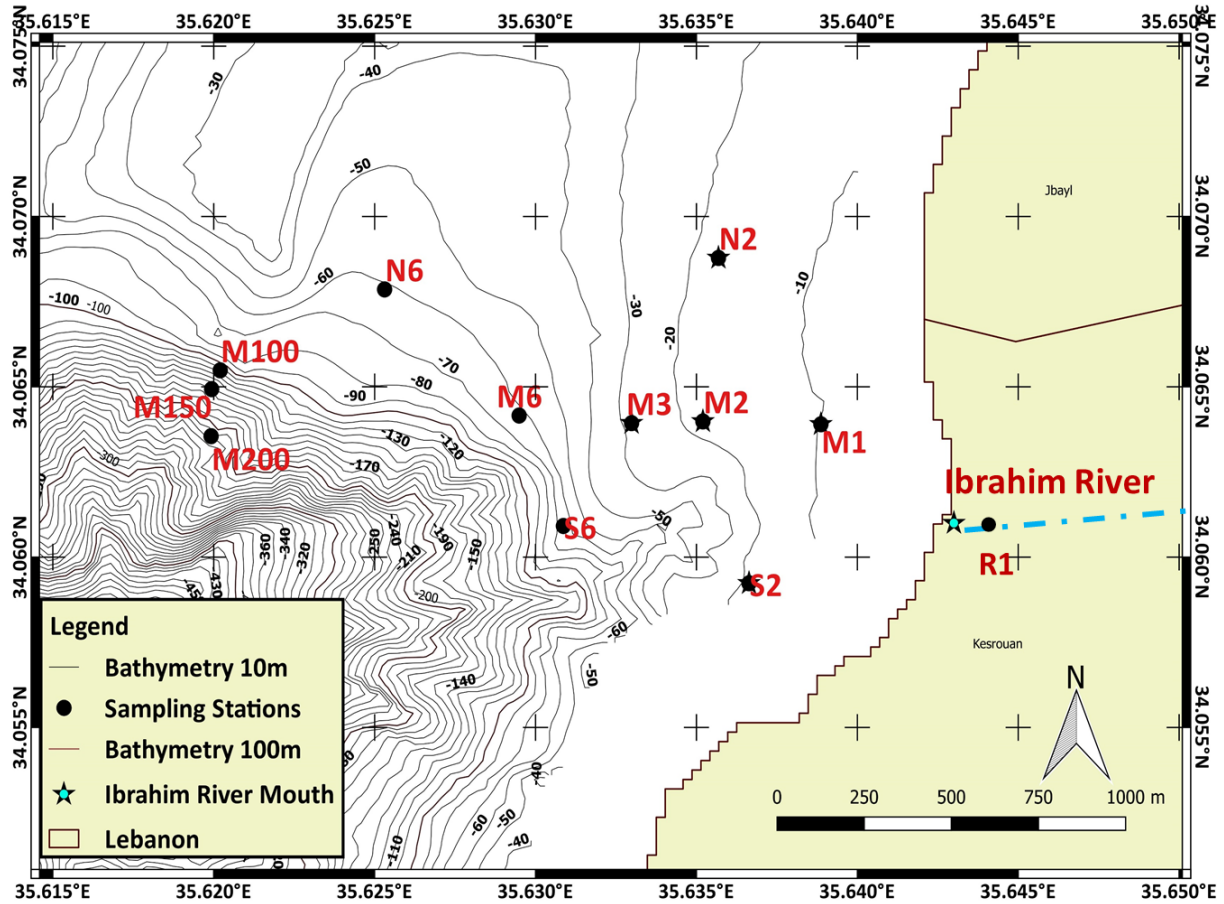


Figure 2: Sampling stations distribution at Ibrahim River coastal marine area.

### 2.3. Methods of analysis

#### 2.3.1. Grain size analysis:

Particle grain size analysis for sediments less than 2 mm was done using a Laser Scattering Particle Size Distribution Analyzer (Partica LA-950V2) and followed by ultrasonic disaggregation. This machine allows to accomplish the fastest analysis of grain size distribution based on laser diffraction. The range detected by this machine is between 10 nm and 3000  $\mu\text{m}$  allowing precise measurements.

The results of the grain size composition were processed using the “Gradistat V8.0” Software to calculate statistical parameters (Blott and Pye, 2001). “Triplot” software was used to generate the



trivariate plot. Passega diagram (Passega, 1964) or C-M plot were also used to reveal the hydrodynamic forces governing sediment transport and deposition in the studied area. It consists of plotting “C” ( $\mu\text{m}$ ): D99 coarser one percentile value and “M” ( $\mu\text{m}$ ): D50: the median value on a logarithmic scale.

The linear discriminant function (LDF) (Table 2) is a quantitative method usually used to differentiate among different environments and mediums of deposition. This method is based on the fact that each environment of deposition is characterized by its particular energy conditions reflected by the grain size distribution of sediments (Sahu, 1964).

Formulas for mean size (M), variance ( $r^2$ ), skewness (SK), and kurtosis (KG) deducted from Folk and Ward, (1957) are the most suitable (mutually independent, do not require normal distributions) to be used for this analysis (Sahu, 1964). The average grain size (mean size) of the sediments ( $\Phi = -\log_2 d$ , d: size (mm)) was calculated and indicated the prevailing energy conditions (Manivel et al., 2016). The standard deviation of the mean (sorting) is a measure of uniformity in the particle size distribution reflecting the fluctuations of the energetic and hydrodynamic conditions governing the deposition medium (Grenier, 2014; Baiyegunhi et al., 2017; Padhi et al., 2017).

Skewness was used to differentiate between symmetrical distribution, the presence of a coarser tail (negative) or finer tail (positive) as an indicator of sub-population mixing (Ramesh et al., 2015; Manivel et al., 2016). Kurtosis was used to evaluate the sorting of the tail in comparison with the center of the curve. The distribution is Leptokurtic when the tail is better sorted in opposition to the Platykurtic distribution. The distribution is Mesokurtic when uniform sorting occurs between the tail and central part.

In order to study the total indications of the combined grain size parameters and, thus, reveal the environment of deposition, a multivariate analysis of sediments granulometry was used based on the following formulae (Table 2),(Kulkarni et al., 2015; Padhi et al., 2017).

**Table 2:** Linear discriminant functions to differentiate among environment of depositions

<b>Environments and processes discrimination</b>	<b>Equation</b>	<b>Indication</b>
<b>Between “Aeolian process” and “Littoral environment”:</b>	$Y_1 = -3.5688M + 3.7016r^2 - 2.0766SK + 3.1135KG$ (Eq.1)	$Y_1 > -2.7411$ would indicate littoral environment while $Y_1 < -2.7411$ would refer to an aeolian process.
<b>Between “Littoral environment” and “Shallow marine environment”:</b>	$Y_2 = 15.6534M + 65.7091r^2 + 18.1071SK + 18.5043KG$ (Eq.2)	$Y_2 > 63.3650$ would refer to a shallow marine environment while $Y_2 < 63.3650$ would indicate littoral environment.
<b>Between “Shallow marine environment” and “Fluvial process”:</b>	$Y_3 = 0.2852M - 8.7604r^2 - 4.8932SK + 0.0428KG$ (Eq.3)	$Y_3 > -7.4190$ : would refer to a shallow marine environment while $Y_3 < -7.4190$ would indicate a fluvial process.
<b>Between “Fluvial process” and “Turbidity current process”</b>	$Y_4 = 0.7215M - 0.4030r^2 + 6.7322SK + 5.2927KG$ (Eq.4)	$Y_4 < 9.8433$ would indicate turbidity current process and $Y_4 > 9.8433$ would refer to a fluvial process.

-To differentiate between “aeolian process” and “littoral environment”, Eq.1 is applied:

$$Y_1 = -3.5688M + 3.7016r^2 - 2.0766SK + 3.1135KG \text{ (Eq.1)}$$

$Y_1 < -2.7411$  reports an “aeolian process” and  $Y_1 > -2.7411$  refers to a “littoral environment”

-Eq.2 is applied to distinguish between “Littoral” and “Shallow marine” environments:

$$Y_2 = 15.6534M + 65.7091r^2 + 18.1071SK + 18.5043KG \text{ (Eq.2)}$$

When  $Y_2$  is  $< -63.3650$ , the environment is “Littoral” and when  $Y_2$  is  $> -63.3650$ , the environment is “shallow marine”.

-To discriminate between the “fluvial process” and the “shallow marine environment”, Eq.3 is applied:

$$Y_3 = 0.2852M - 8.7604r^2 - 4.8932SK + 0.0428KG \text{ (Eq.3)}$$

$Y_3 > -7.4190$  indicates a “shallow marine” environment while  $Y_3 < -7.4190$  refers to a “fluvial process”.

-Eq.4 is applied to differentiate between “fluvial” and “turbidity current” deposits:

$$Y_4 = 0.7215M - 0.4030r^2 + 6.7322Sk + 5.2927KG \text{ (Eq.4)}$$

$Y_4 < 9.8433$  refers to “turbidity current” deposits while  $Y_4 > 9.8433$  refers to “fluvial” deposits.

Using the discriminant functions, it is then possible to discriminate among processes (aeolian, marine, fluvial, and turbidity current) and environments of deposition (littoral and shallow agitated marine).

Moreover, once those discriminant functions are applied to a sample or population, the environment or process of deposition may be deduced depending on whether the value approaches towards the first side (the first environment) or towards the second side (the second environment) (Sahu, 1964 in Kulkarni et al., 2015 ; Baiyegunhi et al., 2017 ; Padhi et al., 2017). Prior to the following analysis, sediment samples were crushed using a Planetary Ball Mill PM 200 RETSCH at CEFREM Laboratories.

### 2.3.2. $\delta^{13}\text{C}$ Isotopic Ratio

Samples are decarbonated by repeated additions of HCl (2N), rinsed with cold deionized water before freeze-drying (Schubert and Nielsen, 2000). An elemental analyzer “Eurovector 3000” coupled to a mass spectrometer “Isoprime” (EA-IRMS) was used and the isotopic results are given by the following equation:

$\delta^{13}\text{C} = [(R_{\text{sample}}/R_{\text{standard}}) - 1] * 1000$ , with R:  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  and the standard is the international Vienna Pee Dee Belemnite (PDB).  $\delta^{13}\text{C}$  values are reported as per thousand (‰). All samples were analyzed twice and the analytical precision was better than 0.2‰.

A two end-members model of organic matter  $\delta^{13}\text{C}$  signatures was used to estimate the OC terrestrial fraction (Ft) following this equation (Li et al., 2016):

$$Ft = [(\delta^{13}\text{C}_{\text{marine}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{sample}}) / (\delta^{13}\text{C}_{\text{marine}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{terrestrial}})] * 100 \text{ (Eq.5)}$$

The terrestrial  $\delta^{13}\text{C}$  end-member ( $\delta^{13}\text{C}_{\text{terrestrial}}$ ) was chosen based on R1 and R2 values (river stations)  $-27\text{‰}$  while the chosen marine end member ( $\delta^{13}\text{C}_{\text{marine}}$ )  $-21\text{‰}$  (ranging from  $-21.6$  to  $-20.3\text{‰}$ ) based on the values taken from marine organism (plankton and benthos) (Li et al., 2016; Wang et al., 2018).

### 2.3.3. Total Nitrogen (TN)

TN was measured by combustion in an automatic elemental analyzer (Elementar Vario MAX CN).

The calibrations were made with a Soil certified standard. TN was expressed in % of the sample dry weight with a precision of 5 to 10% depending on the concentration.

### 2.3.4. Organic Carbon (OC)

Total organic carbon was analyzed by adopting the simple titration method approved by the Expertise Centre in Environmental Analysis of Québec (M.A., 2010). OC was expressed in % of the sample dry weight with a precision of 20% and a quantification limit of 0.1%.

### 2.3.5. Labile Organic matter fraction (LOM)

Carbohydrates (CHO) were measured according to Brink et al. (1960) method at 625 nm (maximum absorbance), and compared to a glucose standard curve. The method of Barnes and Blackstock (1973) was used for the determination of lipids (LPD) at a wavelength of 520 nm, and the concentrations were calculated in comparison to cholesterol standards. Protein (PRT) estimation was accomplished by applying the method of Stevenson and Cheng (1970). The absorbance was read at  $\lambda$ : 570 nm, compared with a L-alanine standard curve.

The labile fraction of organic matter is the sum of CHO, LPD, and PRT. Its proportion was expressed as a percentage of TOC (CLOM/TOC%) after the conversion of CHO, PRT and LPD into carbon equivalents using the conversion factors 0.40, 0.49, and 0.75, respectively (Fabiano and Danovaro, 1994 in Tselepides et al., 2000).

### 2.3.6. Photosynthetic Pigments

Chlorophyll-*a* and phaeopigments were extracted according to the method described by Lorenzen, (1967) and modified by Magni et al., (2000). The extraction of the photosynthetic pigments was executed by adding 90% acetone to the sample. Spectrophotometric analysis was executed after 24 hours (in dark), before acidification for chlorophyll-*a* and after acidification for phaeopigments.

### 2.3.7. Statistical Analyses

Statistical analysis was performed using R software. A Schapiro-Wilk test was used to test the normality of the measured variables. A Kruskal Wallis followed by a Dunn-test test were employed to reveal differences between sampling sites and sampling seasons. Moreover, in order to elucidate the relations between the parameters and regroup the sampling stations that share the same characteristics at the studied zone, a principal component analysis was applied.

Principal Component Analysis (PCA) is a multivariate descriptive analysis used to reduce the size of the initial data matrix with a minimum deformation of the reality, in other words, obtain the most relevant summary of the data. Using a correlation matrix, the dispersion of data was analyzed by extracting a reduced number of factors which replaced the initial variables and were used to plot the required distribution graphs to easily understand the data distribution (individuals or stations and variables or studied parameters) (Besse, 1992).

## **3. Results**

### **3.1. Grain size analysis over Ibrahim River coastal area:**

3.1.1. Mean size: An increase of the mean grain size ( $\Phi$ ) was noticed seawards, sandy sediments shifting to silty sediments at deep stations (Figure 3 A). The shallow near shore stations (M1, M2, M3, N2, S2) occurring between 10 and 30 m depth were mainly composed of fine sand

(2-3 phi) as shown by the ternary diagram (Figure 4 A), ranging from 60 to 90%, in opposition to the stations occurring between 60 and 200 m depth mainly constituted of fine fraction (Mud: >4 phi) from 70 to 90% (Stations: M6, N6, S6, M100, M150, M200).

3.1.2. Standard deviation (Sorting): Shallow stations ( $\leq 30$  m) were moderately well to moderately sorted while the deep stations ( $\geq 60$  m) were poorly to very poorly sorted (Figure 3 B).

3.1.3. Skewness: The sediment samples of the studied area followed a symmetrical to very fine skewed distribution (Figure 3 C). At the near shore shallow stations ( $\leq 30$  m), distribution was symmetrical, while at the deep stations ( $\geq 60$  m), distribution was fine to very finely skewed.

3.1.4. Kurtosis: The sediment samples of the studied area were characterized by Mesokurtic to very Leptokurtic distribution indicating the occurrence of one dominant population and another subordinate in the studied region (Ramesh et al., 2015; Manivel et al., 2016).

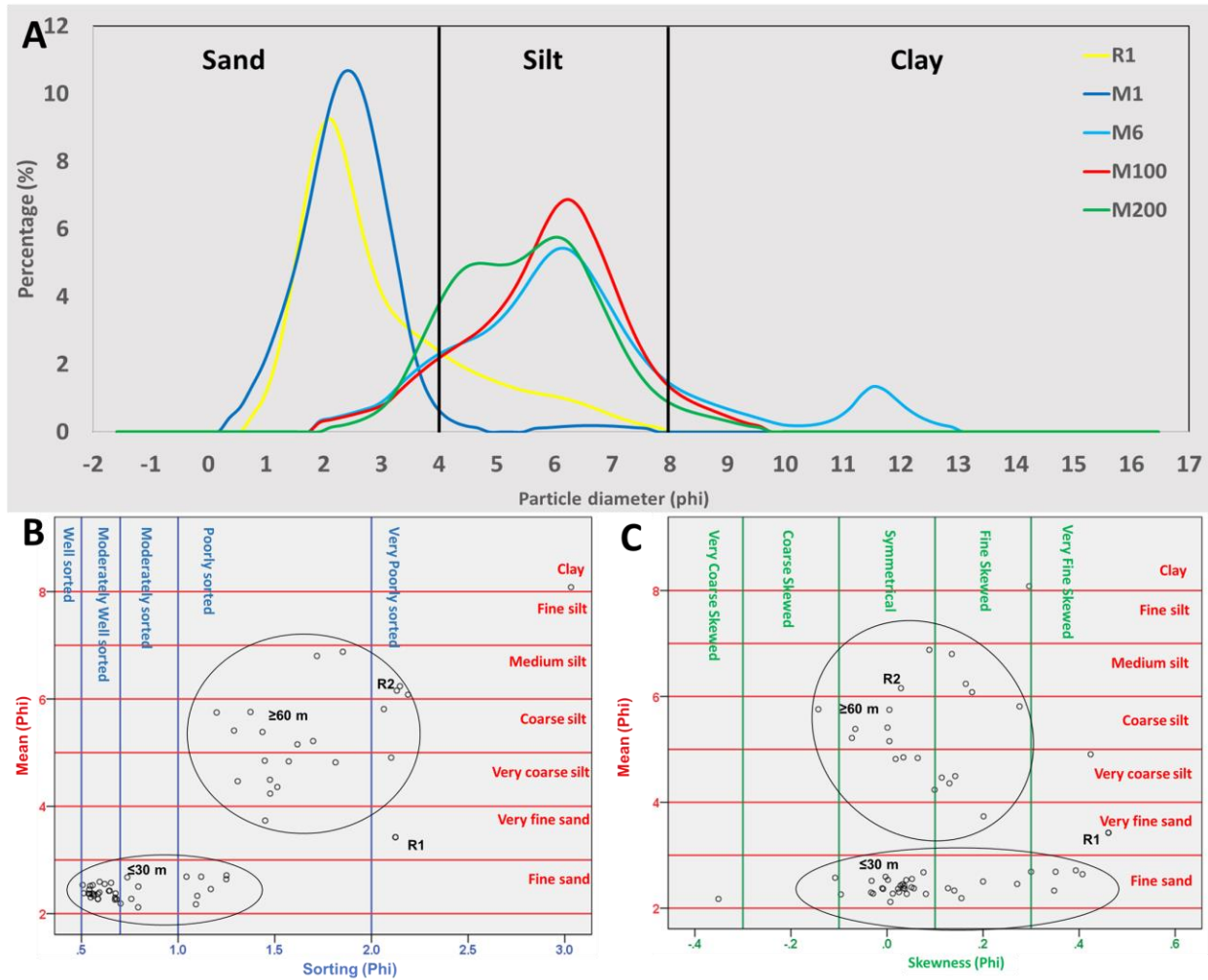
3.1.5. CM Diagram (Passega Diagram):

The CM plot (Figure 4 B) showed the occurrence of two different depositional conditions. Graded and uniform suspension without rolling characterized the deep stations ( $\geq 60$  m), while bottom suspension and rolling characterized the shallow stations ( $\leq 30$  m).

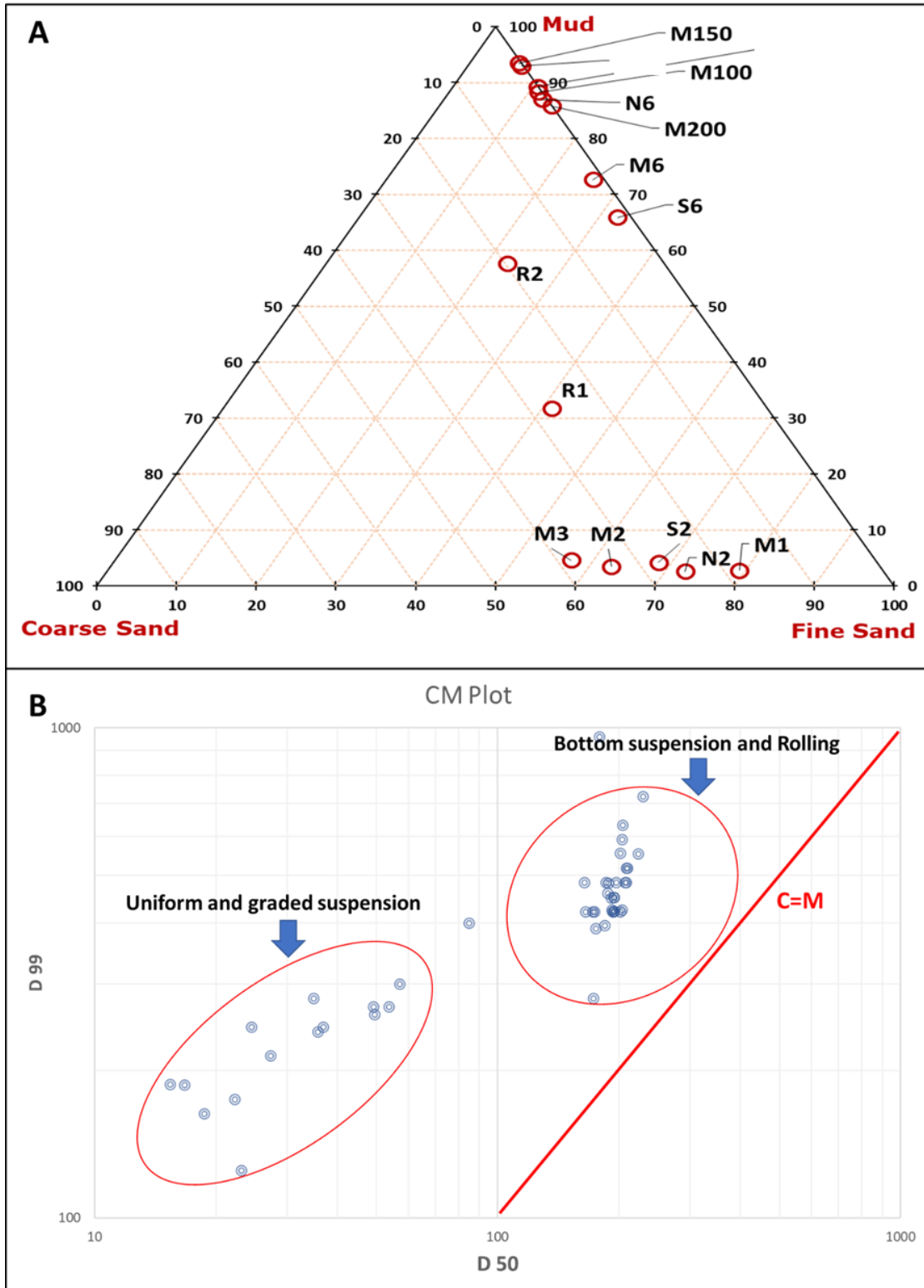
3.1.6. Linear Discriminant Analysis (LDA):

According to Y1 and Y2 respectively, most of the samples belonged to the shallow agitated water environment (Y1) and all the samples fell in the shallow marine condition (Y2) (Figure 5 A). According to Y3, deep stations ( $\geq 60$  m) were characterized by fluvial processes, while shallow stations were characterized by a shallow marine process except for sampling dates: December 2017 and April 2018 (Figure 5 A, B, C). According to Y4, the majority of the samples were attributed to turbidity current deposits in high hydrodynamic environments except for N6 in January 2017 and the sampling dates December 2017 and April 2018 that revealed high river

flow intensity recorded as fluvial process. These obtained results were verified by the river samples which according to both Y3 and Y4, belong to a fluvial environment (Figure 5 B).

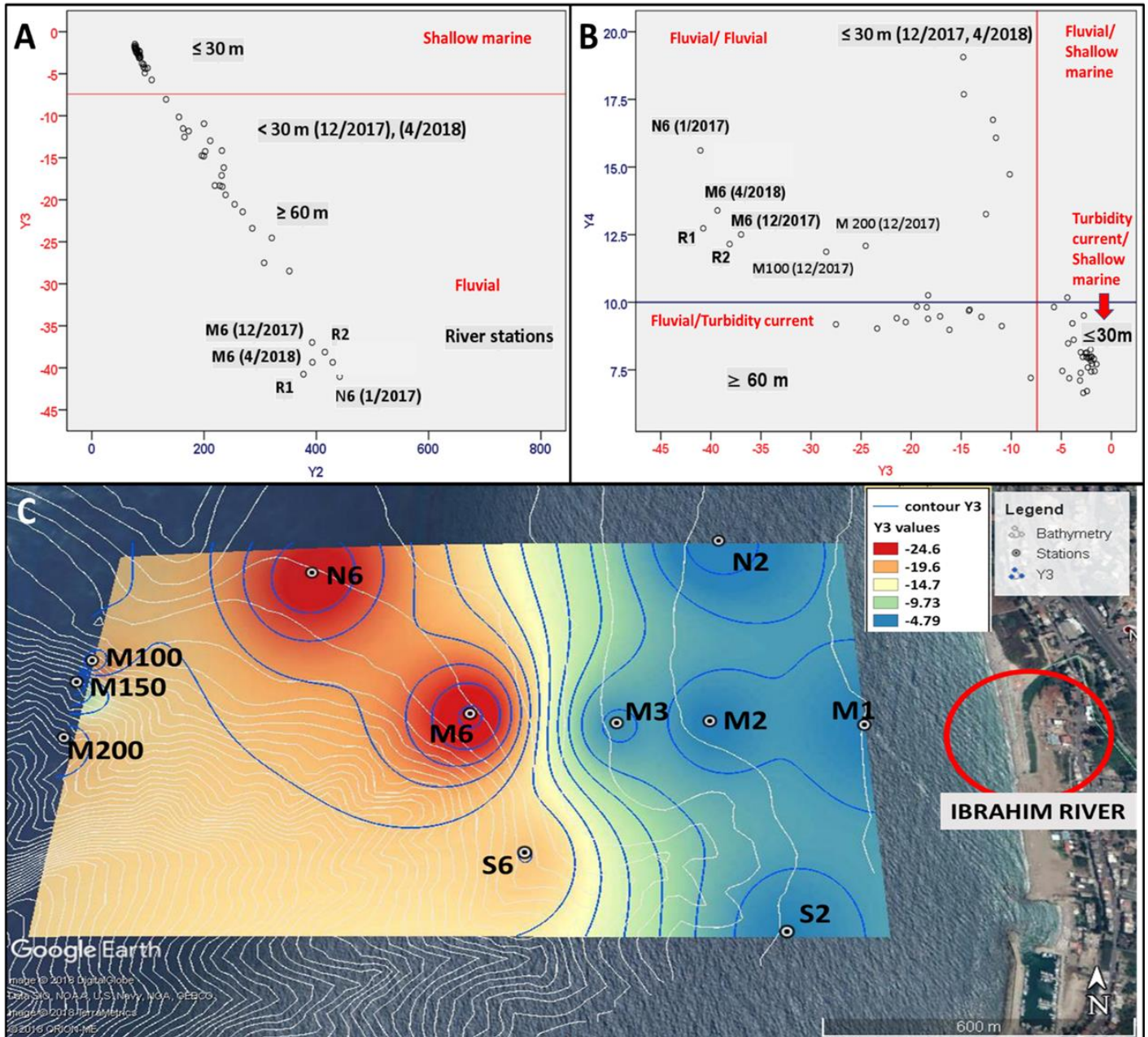


**Figure 3:** Grain size class weight distribution (A), Mean vs Sorting plot (B), Mean vs Skewness plot (C), at the different sampling stations.



**Figure 4:** Ternary diagram representing the grain size distribution (A) and the C-M Plot (B) for the sampling stations.





**Figure 5:** Linear Discriminate Function (LDF) Plots: Y3 vs Y2 plot (A), Y4 vs Y3 plot (B) and spatial distribution of Y3 (C) at the studied area

### 3.2. Organic carbon (OC) and total nitrogen (TN) distribution

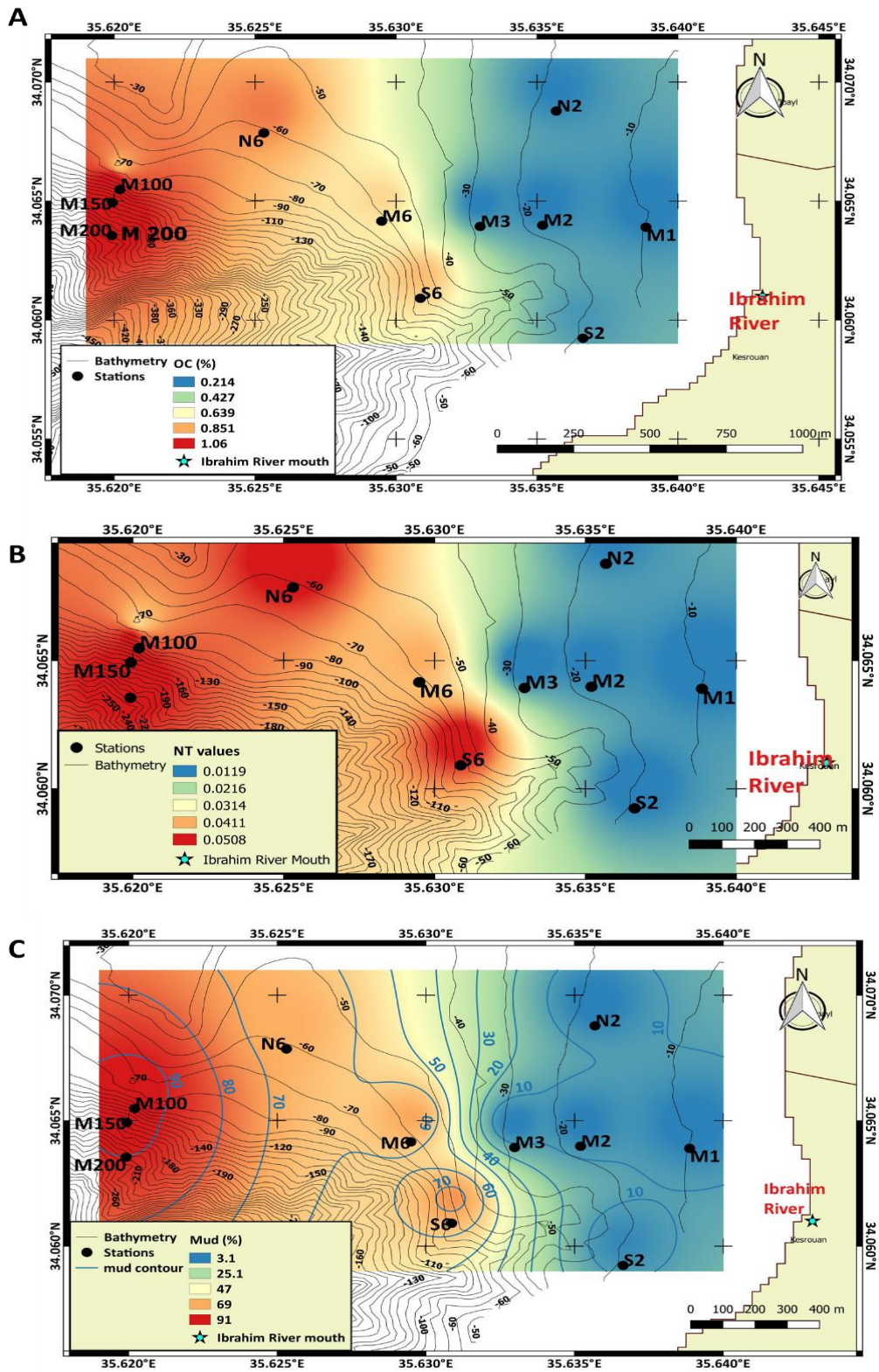
OC and TN contents (% dry weight) in the surface sediments of Ibrahim River coastal marine area followed similar distributions, characterized by a strong regionality following the distribution of the mud fraction (Figure 6). Low values occurred at shallow stations ( $\leq 30$  m) while high values

occurred at deep stations ( $\geq 60$  m). During almost all sampling dates, the lowest OC value of 0.1% occurred mainly at stations M1, M2 and M3 while the highest value, which is approximately 10 times greater (1.19%), occurred at the deepest station of 200m (M200).

The lowest TN value (0.005%) was recorded at stations M1 and N2 while the highest TN (0.067%) occurred at station S6 in October 2016.

### **3.3. Photosynthetic pigments and labile organic matter distributions**

Chlorophyll-a concentrations were very low and strongly decreasing with depth (Figure 7 A). The highest value of chlorophyll was recorded at station M2 in January 2017, reaching 1.54  $\mu\text{g/g}$  while nearly no values were detected at stations exceeding 100 m depth (M100, M150, M200). The phaeopigment concentrations varied from 0.06 to 4.85  $\mu\text{g/g}$  increasing with depth in opposition to chlorophyll. Concerning labile compounds (Table 3),  $\Sigma$  CHO, LPD, PRT as the sum of biochemical compounds (sugars, lipids and proteins) ranged from 0.525 to 2.671 mg/g. Lipids (0.298 to 1.683 mg/g) were the dominant fraction followed by CHO (0.134 to 1.255 mg/g) and PRT (0.029 to 0.418 mg/g), which were increasing with depth following the trend of fine fraction, OC, TN, and phaeopigments. Labile organic matter proportions (C-LOM/TOC%) (Figure 7 B) decreased with depth from 38% at the shallow stations ( $\leq 30$  m) to 10% recorded at the deep stations ( $\geq 60$  m).



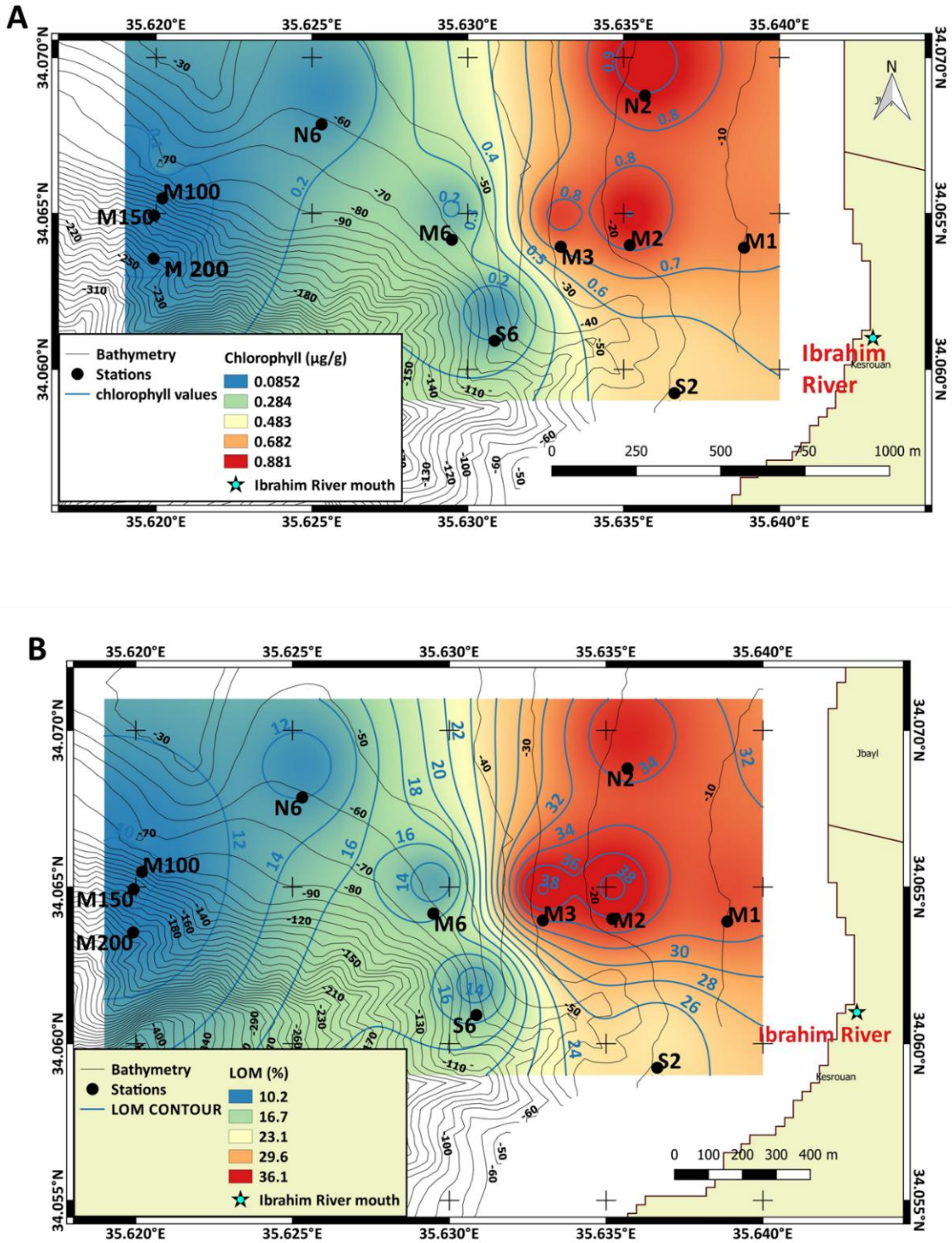
**Figure 6:** Spatial distribution of organic carbon percentages OC (%) (A), total nitrogen percentages TN (%) (B) and mud fraction percentages (%) (C) at the studied area.

**Table 3:** Concentrations of geochemical and biochemical studied parameters in the sediments of the studied area

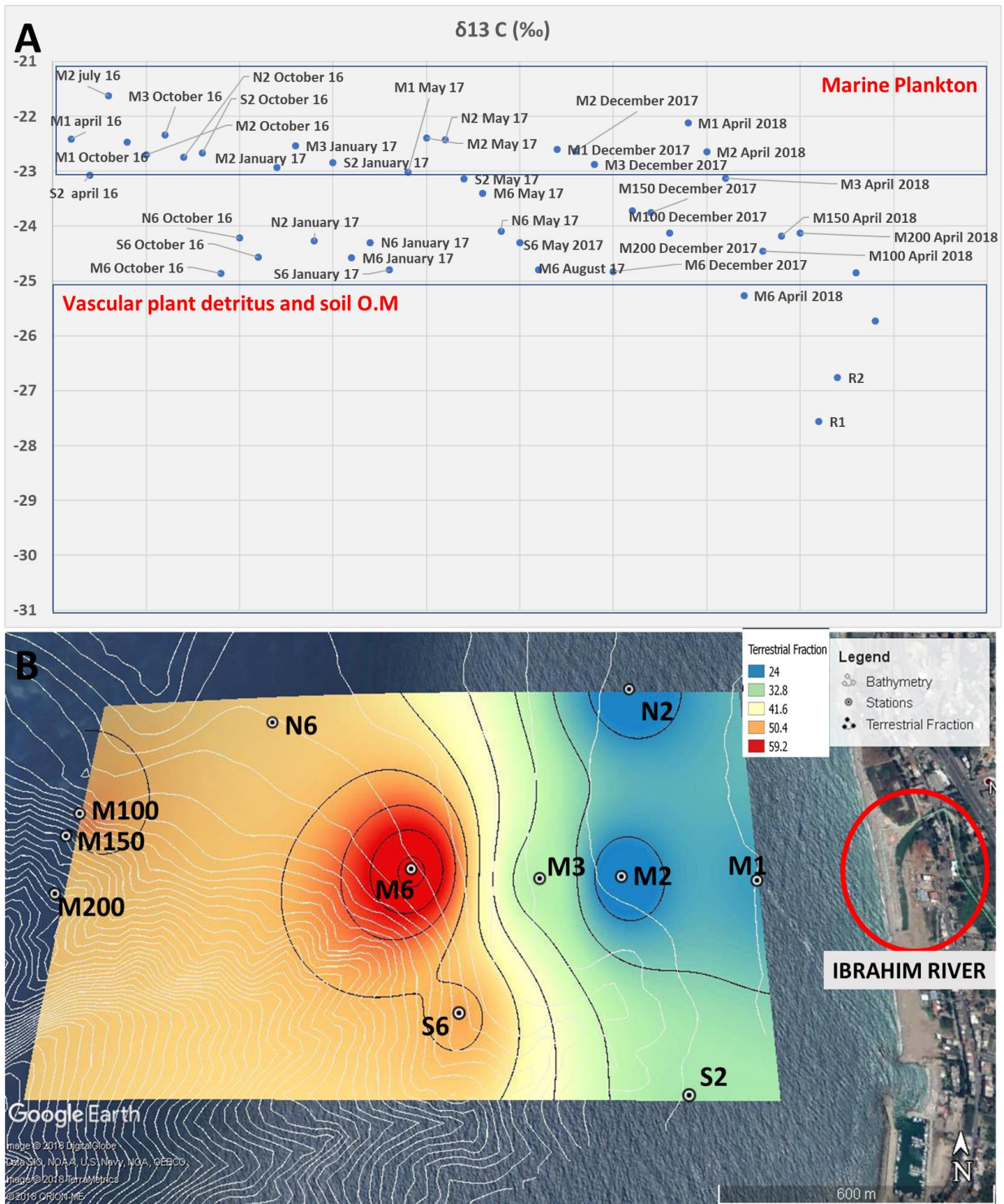
Stations	TN (%)	OC (%)	CHO (mg/g)	LPD (mg/g)	PRT (mg/g)	$\Sigma$ (CHO, LPD, PRT)	CLOM (mg/g)	CLOM /TOC %	PRT/CHO
Min	0.005	0.1	0.134	0.298	0.029	0.525	0.31	8	0.11
Max	0.067	1.19	1.255	1.683	0.418	2.671	1.533	87	0.59
Mean	0.02	0.44	0.45	0.79	0.14	1.381	0.8	27.63	0.30
<b>RIVER</b>									
R1	0.03	0.54	0.92	0.62	0.18	1.72	0.89	16.66	0.2
R2	0.12	2.10	2.81	1.24	0.76	4.81	2.36	11.24	0.27

### 3.4. $\delta^{13}\text{C}$ and terrestrial fraction distribution

$\delta^{13}\text{C}$  values ranged from -21.63‰ to -25.27‰ (Figure 8 A). Low values occurred at the deep stations ( $\geq 60$  m). The least negative  $\delta^{13}\text{C}$  (-21.63‰) occurred at station M2 in July 2016, while the most negative value (-25.27‰) at station M6 in April 2018.



**Figure 7:** Chlorophyll spatial distribution (A) and labile organic matter percentages (LOM) spatial distribution (B) at the studied area



**Figure 8:**  $\delta^{13}C$  ranges and associated organic matter sources (A) and spatial distribution of the terrestrial fraction (B) at Ibrahim River coastal marine area

The terrestrial fraction percentages (Ft) in the studied area (Figure 8 B) varied between 9.7% at station M2 and 65.7% at station M6 in April 2018. Stations with Ft > 50% dominated by the terrestrial fraction were located off-shore in the depositional area ( $\geq 60$  m) and station N2 (North 20m) in January 2017. Stations with Ft < 50% were located nearshore at stations  $\leq 30$  m.

## 4. Discussion

### 4.1. Environment of depositions revealed by grain size analyses

Continental shelves and specifically open ones usually act as bypass zones characterized by limited sediment supply and strong winnowing (Zhu et al., 2011).

Different types of grain sizes occurring at the studied area with a strong regionality may be the result of sorting due to geomorphology and hydrodynamics. These create different circulation modes associated with different sediment sources. At shallow stations ( $\leq 30$  m), sediments are exposed to wind and waves limiting the accumulation of clay-sized fractions. In fact, the deposition of coarser sediments takes place in high energy environments where resuspension may occur. Finer sediments are transported and deposited in sheltered windless environments, under low energy conditions, acting as depositional areas ( $\geq 60$  m) (Isla et al., 2006; Zhu et al., 2011 ; Manivel et al., 2016; Winogradow and Pempkowiak, 2018). Moreover, at the shallow stations ( $\leq 30$  m), sediments are better sorted and dominated by coarser particles (fine sand), which reflect the occurrence of higher wave energy and strong hydrodynamics. Poorly sorted and finely to very finely skewed distribution characterizing sediments of the deepest stations ( $\geq 60$  m) indicate the addition of finer material from riverine input and the governance of low energy environments allowing the finer fraction to settle down (Manivel et al., 2016; Padhi et al., 2017).

Referring to Stokes's law, coarser particles settle faster than smaller ones. At the shallower sampling points, sediment mainly consists of coarser particles in relation with disturbed conditions: presence of waves and currents preventing the settlement of the finer fraction. At the

deeper sampling points, sediments are mainly constituted of finer fraction associated with calmer environments (McComb et al., 1998; Karageorgis et al., 2000). In general, sedimentation is affected by the different energetic and hydrodynamic conditions prevailing at the studied environment. The dominance of coarse size (here fine sand) denotes high energy conditions, whereas the dominance of the fine fraction (here silt) denotes low energy conditions (Amarjouf et al., 2014; Baiyegunhi et al., 2017; Padhi et al., 2017).

The case of Ibrahim River presents an originality to what is generally encountered in the rivers generating changes in the size characteristics of the coastal sediments; however, it is similar to the case encountered at the level of another Lebanese seasonal river "Al Jaouz" during a previous study by Fakhri et al., (2008). In fact, in addition to the river input characteristics which supply limited fine fraction due to the presence of the dam, the geomorphology of the coast plays a major role in the effect of the river input. The narrowness of the Lebanese continental shelf promotes the winnowing of the fine fraction offshore (Fakhri et al., 2018).

Sediment samples were moderately well sorted to very poorly sorted, thus, marking differences in the uniformity of particle size distribution between stations (Manivel et al., 2016). The negative skewness characterizing sediments of some shallow stations (M1, M2) reveals a loss of finer sediments in high energy environments. The near symmetrical distribution characterizing other shallow stations indicates the mixing of two particle populations generated from two different sources. Thus, the skewness values recorded are strongly affected by wave action prevailing in the studied area. Extremely high Kurtosis values occurring at station S2 and N6 in January 2017, as well as, stations M1, M2 and M3 in December 2017 and April 2018 indicates that part of the sediment is sorted elsewhere in high energy environments (Ramesh et al., 2015; Manivel et al., 2016; Padhi et al., 2017).

The combination of all grain size statistical parameters and plots may clearly differentiate between two types of sedimentary environments at the studied area: 1) Shallow stations ( $\leq 30$  m) dominated



by fine sand (coarsest particles) and characterized by the best sorting and a symmetrical distribution transported by rolling and suspension in high energy shallow agitated marine water; 2) Deep stations ( $\geq 60$  m) dominated by silt (finest particles) and characterized by positive skewness and poorly sorted sediments that are transported by uniform graded suspension, settled in low energy environment and considered as fluvial deposits (Kulkarni et al., 2015).

#### **4.2. OC, TN, LOM and photosynthetic pigments spatial distribution**

The obtained amounts of OC and TN are associated with each grain size fraction and affected by the hydrodynamic sorting of grain size distribution.

The obtained results are similar to those recorded in front of the Tet coastal river in the north-western basin of the Mediterranean, with annual averages of 0.2% in littoral sands (at 20 m depth) and 0.55% (28 m) in silts and 0.95% in the central mudflat of the continental shelf (at 60-80 m depth) (Pruski et al., 2019). The recorded values may also be compared to those obtained at the east China Sea shelf system facing the Yangtze River, representing low OC (0.1 to 1.3%) and TN (0.005% to 0.14%) values while OC values of (0.1 to 4%) are found in other continental margins reaching 5.9% at the Baltic Sea (Zhu et al., 2011; Winogradow and Pempkowiak, 2018).

OC and TN are significantly correlated with the mud fraction of sediments ( $r=0.92$ ,  $p<0.001$ ,  $K=36$  and  $r=0.85$ ,  $p<0.001$ ,  $K=36$  respectively) suggesting that the fine fraction (Silt-Clay) is the primary controlling factor of the organic matter concentration in sediments of the studied area.

In fact, the preservation of organic matter is strongly affected by the presence of fine fraction characterized by greater surface area allowing the sorption of organic matter into the clay particles and the aggregation with silt fraction. Furthermore, the strong correlation existing between OC and TN ( $r=0.94$ ,  $p<0.001$ ,  $K=36$ ) may suggest that they share the same origin and that the majority of nitrogen is from organic one (Sondi et al., 2008; Zhu et al., 2011; Li et al., 2016; Abballe and Chivas, 2017; Quiros-Collazos et al., 2017).

Carbohydrate values (0.134-1.255 mg/g) were slightly lower than those recorded by Pusceddu et al. (1999) in the sediments of the eastern and western basins of the Mediterranean Sea (1.2-2.4 mg/g and 0.9-4.2 mg/g respectively). High concentrations were recorded at 60 m depth in association with high organic carbon concentrations and low photosynthetic pigments. Those results witness the effect of hydrodynamics that governs the coastal zone such as waves, currents and river flow carrying the particles offshore. Moreover, those high concentrations remaining at deep levels may result from the terrestrial origin of carbohydrates. In fact, terrestrial sugars are highly refractive (such as cellulose) while planktonic marine sugars are mainly hydrolysable particles (Fabiano and Pusceddu, 1998).

Lipid concentrations (0.298 - 1.683 mg/g) were higher than those recorded in the sediments of the western (0.01-0,66 mg/g) and eastern Mediterranean Sea (0.05-0.19 mg/g) (Fabiano and Pusceddu, 1998), and in the Ligurian Sea (0.02-0.21) (Fabiano et al., 1995; Cividanes et al., 2002). Higher concentrations of lipids are associated with photosynthetic pigment concentrations. Lipids may originate from the decay of plankton, since it is a major constituent of cell membranes. Moreover, high lipid concentrations may also result from the terrestrial and river inputs, as well as, anthropogenic activities in the adjacent land.

The concentrations of proteins (0.03 - 0.42 mg/g) were close to those found in the oligotrophic basin of the Ligurian Sea (0.02 - 0.07 mg/g) (Fabiano et al., 1995; Cividanes et al., 2002). The obtained values are considered low when compared to the values recorded at the western Mediterranean Sea (0.5 - 2.6 mg/g) and the Baltic Sea (3.8 - 7.7 mg/g) considered as highly productive basins (Pusceddu et al., 1999; Cividanes et al., 2002).

High levels of proteins associated with high organic matter concentrations and finer fraction were measured at deep stations. Shallow sampling points contain less proteins due to active hydrodynamic conditions (Fabiano and Pusceddu, 1998).

The mean value of LOM proportion (28% of TOC) is close to those found at highly oligotrophic sites (20% of TOC), and higher than those found at eutrophic ecosystems (3%). Despite the high concentrations of total organic matter at eutrophic sites, the labile fraction increases when proceeding from eutrophic to oligotrophic sites with an increase in food quality (Fabiano et al., 1995).

The continental shelf in Lebanon is very narrow; there are no closed bays and water is permanently mixed leading to a fast dispersion of nutrients and pollutants.

Moreover, even the stations facing river estuaries in Lebanon are not characterized by high concentrations of chlorophyll, which is probably due to the high prevailing turbidity conditions (instability) and low concentrations of orthophosphates (essential element for the primary production) (Abboud-Abi Saab et al., 2008).

#### **4.3. Seasonal variations of granulometric, geochemical and biochemical parameters**

At deep stations ( $\geq 60$  m), seasonal variation was significant for the following parameters: mean grain size, protein, CLOM/TOC, lipids, total nitrogen. For mean grain size, a significant difference existed between dry season (August) and wet season (December, January and April) ( $p$ -value: 0.015). During the wet season, the highest values were recorded, indicating the addition of fine sediments by fluvial inputs. On the other hand, for proteins, CLOM/TOC, lipids and total nitrogen, the highest values were recorded in the dry season (August and October) showing a significant difference with the wet season (December, January and April). This difference can be attributed to the increase in fluvial inflow during the wet season resulting in a dilution of the labile compounds.

At the littoral stations ( $\leq 30$  m), the seasonal difference is significant for the following parameters: mean grain size, sorting, Y3 and Y4, organic carbon, carbohydrates, lipids, labile organic matter (CLOM / TOC), chlorophyll-a and phaeopigments.

For granulometric parameters, a significant difference exists between December and April representative of the wet season and May, June, July, October representative of the dry season. The wet season is characterized by higher values of mean grain size and sorting illustrating the addition of fine sediment by fluvial input, as well as, more negative values of Y3 and Y4, reporting the river environment.

For organic carbon and carbohydrates, the wet season (December and January) is characterized by low values. These compounds were probably transferred with the fine fraction at deep stations.

On the other hand, chlorophyll, labile organic matter (CLOM/TOC) and lipids follow almost the same seasonal distributions with the highest values occurring in January 2017.

The highest concentrations of phaeopigments are recorded in June when chlorophyll values are minimal, after the spring bloom, while the lowest values of phaeopigments are recorded for the months of October, January and December.

The highest chlorophyll-a concentrations representing the microphytobenthic biomass in the sediments of the studied area were reported in January, July, October and December, while the phytoplankton bloom in Lebanese waters occurs during spring and early summer (June–August) (Abi Saab et al., 2008; Lakkis, 2018). The settlement of photosynthetic cells usually occurs during the first week following the bloom and then, phytoplankton abundance may be insignificant (Fabiano et al., 1995). It is important to mention the opposite trend between the temporal variation of the photosynthetic pigment concentrations in surface sediments (maximum in winter) and in water (maximum in summer), this situation is also reported by Magni and Montani (2006).

Moreover, seasonal variation in the concentrations of photosynthetic pigments is probably affecting the content of labile organic matter in sediments, thus, estimating the effective amount of the bioavailable fraction (Fabiano et al., 1995).

#### 4.4. PRT:CHO ratio and trophic status

The PRT: CHO ratio is used to determine the degradation state of organic material in an aquatic ecosystem. In fact, proteins are used more by bacterial organisms than carbohydrates. A low PRT: CHO ratio indicates degraded organic matter while a high ratio indicates new deposited organic material. Usually the dominance of the carbohydrates fraction in the labile organic fraction is considered as an indicator of oligotrophic conditions (Pusceddu et al., 1999).

The PRT: CHO ratio (0.11-0.59) appears to be lower than 1 in the sediment of all sampling points. This situation indicates the dominance of degraded material, as well as, the occurrence of terrestrial material. The dominance of carbohydrates over proteins may also indicate a refractory nature of organic matter, associated with high detritus referring to allochthonous and heterotrophic material carried by the river. The ratios found are close to those found in the Ligurian Sea (0.14) and the eastern Mediterranean Sea (0.09), considered as oligotrophic sites, and lower than the values occurring at the Arno estuary (Australia) (0.3-3.6) (Fabiano et al., 1995; Cividanes et al., 2002).

The benthic trophic classification may be identified according to the PRT: CHO ratio and labile organic matter concentrations. The sum of labile compounds ( $\Sigma$ CHO, LPD,PRT) ranging from 0.525 to 2.671 mg/g is almost similar to the value measured by Fakhri et al., (2008) in the northern Lebanese coastal marine area (0.5-2.5 mg/g). The values of labile compounds represented as C equivalent (CLOM :0.31 to 1.533 mg/g) indicate the prevalence of a meso-oligotrophic status (Pusceddu et al., 2011). Moreover, the PRT concentration is between 0.03 mg/g and 0.42 mg/g, the CHO concentration is between 0.13 mg/g and 1.26 mg/g, and the PRT: CHO ratio is less than 1. Therefore, the benthic ecosystem may be considered as meso-oligotrophic to oligotrophic (Dell'Anno et al., 2002).

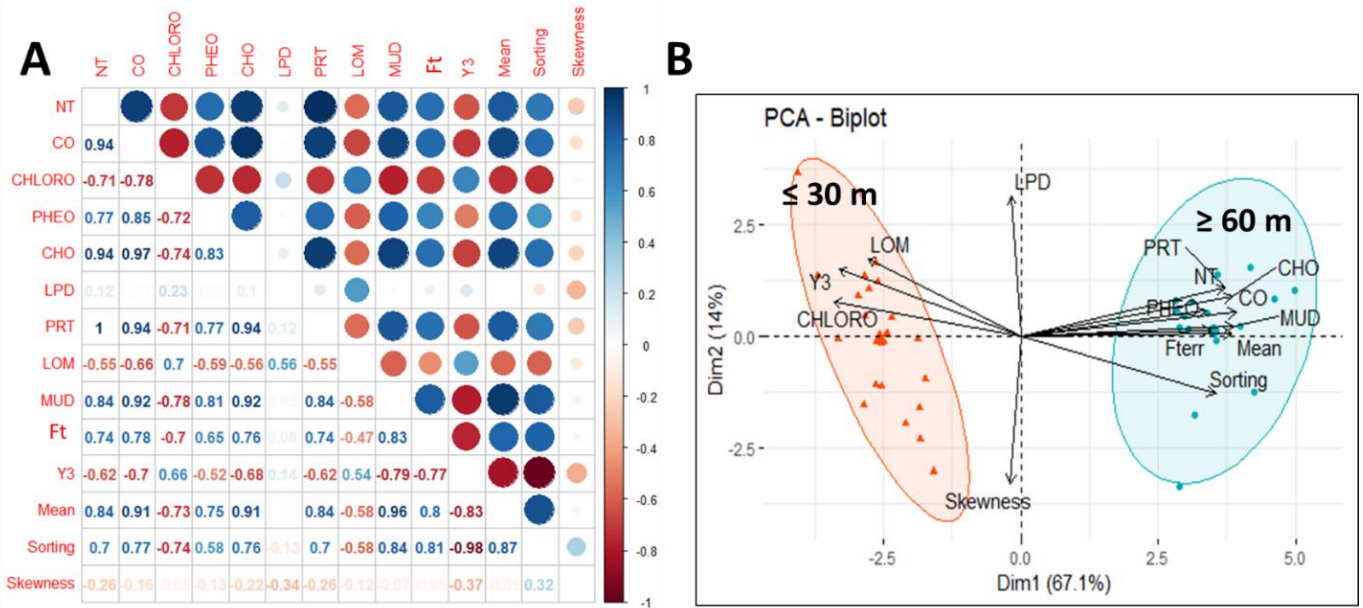
#### 4.5. Source and degradation degree of the organic matter

Mixed sources of organic matter are revealed by the  $\delta^{13}\text{C}$  values. The obtained  $\delta^{13}\text{C}$  values are similar to the values recorded at the Yangtze river estuary (-24.5‰ to -21.2‰) but less negative than the values published in the Colville River estuary (-27.1‰ to -25‰) and facing the Amazon River (-24‰ to -27‰) (Li et al., 2016).

The two primary origins of organic matter in the studied area may be terrestrial, which is mainly due to the Ibrahim River input, and coastal marine autochthonous.  $\delta^{13}\text{C}$  ranges discriminate between marine organic matter from planktonic origin (-21.6‰) in shallow stations ( $\leq 30$  m) and the mixture between terrestrial and marine particles with a dominance of the terrestrial fraction (soil organic matter and vascular plants debris) reaching the deep stations ( $\geq 60$  m) (-23 and -25‰). This reveals a significant input of terrestrial organic carbon transported mainly by the river reaching deep stations and indicates a decrease of planktonic labile fresh organic matter contribution (Li et al., 2016; Abballe and Chivas, 2017; Winogradow and Pempkowiak, 2018).

High percentages of allochthonous terrestrial fraction were recorded at the sheltered depositional areas ( $\geq 60$  m) while the shallow exposed areas ( $\leq 30$  m) (strong hydrodynamics) showed low percentage of terrestrial organic matter (Incera et al., 2003).

The two variables LOM and Ft are inversely correlated ( $r=-0.47$ ,  $p<0.01$ ,  $K=36$ ) (Figure 9 A). The fact that the lability of organic matter decreases with the increase of the terrestrial fraction indicates that fresh labile organic matter originates mainly from marine planktonic origin. High LOM percentages reaching 70% generally occur in shallow nearshore areas (Isla et al., 2006; Wang et al., 2018).



1

**Figure 9:** Organic composition and grain size distribution in surface sediments: Correlation Matrix (N=38 K=36 r=0.324, p<0.05; r=0.418, p<0.01; r= 0.518, p<0.001) (A)

PCA Biplot: Two components exhibiting 81.1% of the total variance F1 (67.1%) and F2 (14%) distinguishing two groups of parameters associated with two groups of stations according to F1 (B)

A strong correlation was recorded between chlorophyll and food indicators (LOM) ( $r=0.7$ ,  $p<0.001$ ,  $K=36$ ). In fact, high concentrations of labile organic matter and chlorophyll was recorded at the shallower stations (Figure 9 B). This fact may refer to the dominance of the autochthonous marine material issued from the primary production at the shallower stations, as shown by  $\delta^{13}\text{C}$  values and the percentage of terrestrial fraction. This is contrary to the case of the Adriatic Sea, facing the Po River, where chlorophyll concentrations in sediment, affected by the river plume, increased from 0.8 to 1.6  $\mu\text{g/g}$  when proceeding off-shore due to the light obstruction of river suspended particles (Dell'Anno et al., 2008; Liu et al., 2015).

Moreover, the difference in grain size distribution among the stations seems to affect the distribution and the degree of degradation of organic matter (Wang et al., 2018). The mud dominated area ( $\geq 60$  m) characterized by silt-clay fraction is associated with a high OC value and a low LOM content. This is reflected through the strong positive correlation occurring between mud and OC ( $r=0.92$ ,  $p<0.001$ ,  $K=36$ ) and TN ( $r=0.84$ ,  $p<0.001$ ,  $K=36$ ), respectively. This is in opposition to the strong negative correlation between mud and LOM ( $r=-0.55$ ,  $p<0.001$ ,  $K=36$ ).

A preservation phenomenon of organic matter in sediments was marked from shallow ( $\leq 30$  m) to deep stations ( $\geq 60$  m) where the refractory organic matter fraction (biochemically resistant) becomes dominant. At these depositional areas, the labile fraction decreases in association with the decrease of the marine planktonic autochthonous contribution and the increase of the terrestrial fraction. Terrestrial organic matter accumulating in marine ecosystems is mainly composed of refractory organic matter while marine autochthonous organic matter from plankton origin is mainly labile and directly mineralized. Higher percentages of refractory organic matter are mainly due to the loss by mineralization of the labile organic matter during the transport of organic matter from near shore (higher energy conditions) to the deepest depositional areas (Winogradow and Pempkowiak, 2018).



The terrestrial fraction deduced from  $\delta^{13}\text{C}$  ratio of organic matter differentiates between two types of environments ( $\leq 30$  m and  $\geq 60$  m) associated with two depositional environments revealed by grain size analyses (Figure 9 B) and verified by the Kruskal Wallis and Dunn test (p value  $< 0.05$  for all the variables).

## 5. Conclusion

The actual research work demonstrates that a combination of both granulometric and organic matter parameters including the carbon isotopic ratio ( $\delta^{13}\text{C}$ ) is able to differentiate between the sources of sediments and its associated organic matter among marine and terrestrial origins using sediment samples collected from the Ibrahim River watershed and its adjacent coastal marine area.

The studied area is found to be characterized by two depositional environments associated with two different sources of organic matter, respectively. The high energy nearshore shallow marine area ( $\leq 30$  m) is characterized by sediments that are dominated by fine sand and characterized by low values of organic carbon and total nitrogen. At these sampling points, organic matter is mainly fresh and from marine autochthonous source witnessed by the occurrence of higher LOM percentages and chlorophyll-*a* concentrations. The deep windless low energy marine area ( $\geq 60$  m) is characterized by sediments that are dominated by the fine fraction considered as fluvial deposits carried by the Ibrahim River flow and characterized by high OC and TN values. At these sampling points, the organic matter fraction is mainly refractory and from terrestrial allochthonous origin as revealed by the  $\delta^{13}\text{C}$  values.

Moreover, according to the PRT:CHO ratio and the concentration of labile organic matter, the benthic ecosystem could be considered as meso-oligotrophic to oligotrophic.

This study provides an accurate estimation of organic matter origin (marine or terrestrial) and presents a new valuable sediment tracing tool by combining grain size composition of sediments

with the carbon isotopic signature ( $\delta^{13}\text{C}$ ) of its associated organic matter. In addition, it is considered as an innovative research work for the coastal eastern Mediterranean Basin, and it could establish a starting point of comparison with numerous other studies conducted along the coastal western Basin.

## Acknowledgments

This paper constitutes a part of the PhD of Myriam Ghsoub, supported by the CNRS-L (National Council for Scientific Research-Lebanon) scholarship. The authors would like to thank the NCMS/CNRS-L (National Center for Marine Sciences) and the CEFREM (Centre de Formation et de Recherche sur les Environnements Méditerranéens UMR 5110 (CNRS France) Université de Perpignan - Via Domitia for hosting this work and providing technical assistance. The authors would also like to thank the Platform for Research and Analysis in Environmental Sciences of the Lebanese University (UL) for grain size analysis.

## BIBLIOGRAPHY

- Abballe, P.A., Chivas, A.R., 2017. Organic matter sources, transport, degradation and preservation on a narrow rifted continental margin: Shoalhaven, southeast Australia. *Org. Geochem.* 112, 75–92. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2017.07.001>
- Abboud-Abi Saab, M., 1985. Contribution à l'étude des populations microplanctoniques des eaux côtières libanaises (Méditerranée Orientale). Université d'Aix-Marseille II.
- Abboud-Abi Saab, M., Fakhri, M., Kassab, M.-T., Matar, N., 2012. Spatial and vertical influence of river inputs on the marine primary production in Lebanese coastal waters : A case study, in: INOC-CNRS, International Conference on "Land-Sea Interactions in the Coastal Zone." Jounieh-Lebanon, pp. 62–73.
- Abboud-Abi Saab, M., Fakhri, M., Sadek, E., Matar, N., 2008. An Estimate of the Environmental Status of Lebanese Littoral Waters Using Nutrients and Chlorophyll-A as Indicators. *Leban. Sci. J.* 9, 43–60.
- Abuodha, J.O.Z., 2003. Grain size distribution and composition of modern dune and beach sediments, Malindi Bay coast, Kenya. *J. African Earth Sci.* 36, 41–54. [https://doi.org/10.1016/S0899-5362\(03\)00016-2](https://doi.org/10.1016/S0899-5362(03)00016-2)
- Amarjouf, N., Hammadi, A., Oujidi, M., Rezqi, H., 2014. Sedimentological, geochemical and morphoscopic characterization of sediments from Nador Harbor (Morocco). *Bull. l'institut Sci. Rabat, Sect. Sci. la Terre* 36, 1–11.
- Assaker, A., 2016. Hydrologie et Biogéochimie du Bassin Versant du Fleuve Ibrahim : Un Observatoire du Fonctionnement de la Zone Critique au Liban. Institut National Polytechnique de Toulouse (INP Toulouse).
- Baiyegunhi, C., Liu, K., Gwavava, O., 2017. Grain size statistics and depositional pattern of the Ecca Group sandstones, Karoo Supergroup in the Eastern Cape Province, South Africa. *Open Geosci.* 9, 554–576. <https://doi.org/10.1515/geo-2017-0042>
- Barnes, H., Blackstock, J., 1973. Estimation of lipids in marine animals and tissues: detailed investigation of the sulphophosphovanillin method for 'total' lipids. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 12, 103–118.
- Besse, P.C., 1992. PCA stability and choice of dimensionality. *Stat. Probab. Lett.* 13, 405–410.
- Blott, S.J., Pye, K., 2001. Gradistat: A grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments.

## Annexe 6 : Article

- Earth Surf. Process. Landforms 26, 1237–1248. <https://doi.org/10.1002/esp.261>
- Brink, R., Dubach, P., Lynch, D., 1960. Measurement of Carbohydrates in soil hydrolyzates with Anthrone. *Soil Sci.* 89, 157–166.
- Cividanes, S., Incera, M., Lopez, J., 2002. Temporal variability in the biochemical composition of sedimentary organic matter in an intertidal flat of the Galician coast (NW Spain). *Oceanol. Acta* 25, 1–12.
- Dell'Anno, A., Mei, M.L., Pusceddu, A., Danovaro, R., 2002. Assessing the trophic state and eutrophication of coastal marine systems: A new approach based on the biochemical composition of sediment organic matter. *Mar. Pollut. Bull.* 44, 611–622. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00302-2](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00302-2)
- Dell'Anno, A., Pusceddu, A., Langone, L., Danovaro, R., 2008. Biochemical composition and early diagenesis of organic matter in coastal sediments of the NW Adriatic Sea influenced by riverine inputs. *Chem. Ecol.* 24, 75–85. <https://doi.org/10.1080/02757540701814580>
- El Najjar, P., Kassouf, A., Probst, A., Probst, J.L., Ouaini, N., Daou, C., El Azzi, D., 2019. High-frequency monitoring of surface water quality at the outlet of the Ibrahim River (Lebanon): A multivariate assessment. *Ecol. Indic.* 104, 13–23. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.061>
- Elias, A., 2006. Le chevauchement de Tripoli-Saida: croissance du Mont-Liban et risque sismique. Institut de Physique du Globe de Paris.
- Emery, K.O., Heezen, B.C., Allan, T.O., 1966. Bathymetry of the Eastern Mediterranean sea. *Deep Sea Res.* 13, 173–192.
- Fabiano, M., Danovaro, R., 1994. Composition of organic matter in sediments facing a river estuary (Tyrrhenian Sea): relationships with bacteria and microphytobenthic biomass. *Hydrobiologia* 277, 71–84.
- Fabiano, M., Danovaro, R., Frascchetti, S., 1995. A three-year time series of elemental and biochemical composition of organic matter in subtidal sandy sediments of the Ligurian Sea (northwestern Mediterranean). *Cont. Shelf Res.* 15, 1453–1469. [https://doi.org/10.1016/0278-4343\(94\)00088-5](https://doi.org/10.1016/0278-4343(94)00088-5)
- Fabiano, M., Pusceddu, A., 1998. Total and hydrolysable particulate organic matter (Carbohydrates, proteins, lipids) at a coastal station in Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). *Polar Biol* 19, 125–132.
- Fakhri, M., Abboud-Abi Saab, M., Romano, J., 2008a. The use of sediments to assess the impact of Selaata Phosphate Plant on Batroun Coastal area ( Lebanon , Levantine Basin ). *Leban. Sci. J.* 9, 29–42.
- Fakhri, M., Abboud-Abi Saab, M., Romano, J., Mouawad, R., 2008b. Impact of phosphate factory on the biological characteristics of North Lebanon surface sediments ( Levantine Basin ) [WWW Document]. <hal-00357034>.
- Fakhri, M., Ghanem, A., Ghsoub, M., Ghaith, A., 2018. Environmental status of the bay of Jounieh through the evaluation of its marine sediments' characteristics. *Leban. Sci. J.* 19, 418–433.
- Fitzpatrick, A., Fox, J., Leung, K., 2001. Environmental Baseline Survey of the Nahr Ibrahim, Lebanon. Massachusetts Institute of Technology, Cambridge.
- Folk, R.L., Ward, W.C., 1957. Brazos River Bar: A Study in the significance of grain size parameters. *J. Sediment. Petrol.* 27, 3–26.
- Goedicke, T.R., 1973. Distribution of surface currents and drift along the central continental shelf of Lebanon as related to pollution. Beyrouth.
- Grenier, J.-F., 2014. Caractérisation pétrographique et pétrophysique du groupe de postdam dans le forage A203, Basses-Terres du Saint Laurent. Québec.
- Higuera, M., 2014. Impact of eastern storm on the transfer of particulate organic matter into the Gulf of Lion (NW Mediterranean Sea). Université de Perpignan Via-Domitia.
- Incera, M., Cividanes, S.P., Lastra, M., López, J., 2003. Temporal and spatial variability of sedimentary organic matter in sandy beaches on the northwest coast of the Iberian Peninsula. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 58, 55–61. [https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(03\)00040-4](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(03)00040-4)
- Isla, E., Rossi, S., Palanques, A., Gili, J.M., Gerdes, D., Arntz, W., 2006. Biochemical composition of marine sediment from the eastern Weddell Sea (Antarctica): High nutritive value in a high benthic-biomass environment. *J. Mar. Syst.* 60, 255–267. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2006.01.006>
- Karageorgis, A., Anagnostou, C., Sioulas, A., Eleftheriadis, G., Tsirambides, A., 2000. Distribution of surficial sediments in the Southern Evoikos and Petalioi Gulfs, Greece. *Mediterr. Mar. Sci.* 1, 111–122. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.12681/mms.282>
- Khalaf, G., 1984. Contribution à l'étude écologique des fleuves côtiers du Liban : 2- cours moyen et inférieur du Nahr Ibrahim. *Bull. Mens. la Société Linnéenne Lyon* 53, 9–20.

## Annexe 6 : Article

- Khalaf, G., Slim, K., Abi Ghanem, C., Nakhlé, K., Fakhri, M., 2009. Caractérisation et corrélation des paramètres biotiques et abiotiques des eaux du Nahr El Bared. *Leban. Sci. J.* 10, 3–21.
- Khalaf, G., Slim, K., Saad, Z., Nakhlé, K.F., 2007. Evaluation de la qualité biologique des eaux du Nahr el Jaouz (Liban) : application des méthodes indicielles. *Bull. Mens. la Société linnéenne Lyon* 76, 255–268. <https://doi.org/10.3406/inly.2007.13667>
- Korfali, S. I. and Davies, B.E., 2003. A comparison of metals in sediments and water in the river Nahr-Ibrahim, Lebanon: 1996 and 1999. *Environ. Geochem. Health* 25, 41–50.
- Kulkarni, S.J., Deshbhandari, P.G., Jayappa, K.S., 2015. Seasonal Variation in Textural Characteristics and Sedimentary Environments of Beach Sediments , Karnataka Coast , India. *Aquat. Procedia* 4, 117–124. <https://doi.org/10.1016/j.aqpro.2015.02.017>
- Lakkis, S., 2018. Le phytoplancton des eaux marines libanaises et du bassin levantin. *Biologie, Biodiversité, biogéographie*, 2nd ed. Publications de l'Université Libanaise.
- Li, Y., Zhang, H., Tu, C., Fu, C., Xue, Y., Luo, Y., 2016. Sources and fate of organic carbon and nitrogen from land to ocean: Identified by coupling stable isotopes with C/N ratio. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 181, 114–122. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.08.024>
- Liu, D., Li, X., Emeis, K.C., Wang, Y., Richard, P., 2015. Distribution and sources of organic matter in surface sediments of Bohai Sea near the Yellow River Estuary, China. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 165, 128–136. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.09.007>
- Lorenzen, C.J., 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: Spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* 12, 343–346.
- M.A., 2010. Détermination du carbone organique total dans les solides: dosage par titrage. Quebec.
- Magni, P., Abe, N., Montani, S., 2000. Quantification of microphytobenthos biomass in intertidal sediments: layer-dependant variation of chlorophyll-a content determined by spectrophotometric and HPLC methods. *La Mer* 38, 57–63.
- Magni, P., Montani, S., 2006. Seasonal patterns of pore-water nutrients, benthic chlorophyll a and sedimentary AVS in a macrobenthos-rich tidal flat. *Hydrobiologia* 571, 297–311. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0242-9>
- Manivel, T., Mukesh, M., Chandrasekaran, A., Rajmohan, R., Immauel David, T., Premkumar, R., 2016. Studies on textural characteristics of sediments in Lower Gadilam River, Cuddalore District, Tamilnadu, India. *Int. J. Adv. Res.* 4, 694–705.
- McComb, A.J., Qiu, S., Lukatelich, R.J., McAuliffe, T.F., 1998. Spatial and temporal heterogeneity of sediment phosphorus in the Peel-Harvey Estuarine System. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 47, 561–577. <https://doi.org/10.1006/ecss.1998.0389>
- Mcheik, A., Fakih, M., Trabulsi, H., Toufaily, J., Hamieh, T., Garnier-Zarli, E., Bousserhine, N., 2015. Metal Pollution Assessment of Sediment and Water in Al-Ghadir River: Role of Continuously Released Organic Matter and Carbonate and Their Purification Capacity. *Int. J. Environ. Monit. Anal.* 3, 162–172. <https://doi.org/10.11648/j.ijema.20150303.18>
- MOE/UNDP/ECODIT, 2011. State and trends of the Lebanese environment. Third édition.
- Mohan, P.M., 2000. Sediment transport mechanism in the Vellar estuary, east coast of India. *Indian J. Mar. Sci.* 29, 27–31.
- Nakhlé, K., 2003. Le mercure, le cadmium et le plomb dans les eaux littorales libanaises: apports et suivi au moyen de bio-indicateurs quantitatifs (éponges, bivalves et gastéropodes). Université Paris 7.
- Nehme, N., Haydar, C., Koubaissy, B., Fakih, M., Awad, S., Toufaily, J., Villieras, F., Hamieh, T., 2014. Metal concentrations in river water and bed sediments of the Lower Litani River Bassin, Lebanon. *J. Adv. Chem.* 8, 12p.
- Padhi, D., Singarasubramanian, S.R., Panda, S., Venkatesan, S., 2017. Depositional Mechanism as Revealed from Grain size Measures of Rameswaram Coast, Ramanathapuram District, Tamil Nadu, India. *Int. J. Theor. Appl. Sci.* 9, 168–177.
- Passaga, R., 1964. Grain Size Representation by Cm Patterns as a Geological Tool. *J. Sediment. Petrol.* 34, 830–847.
- Pruski, A.M., Buscail, R., Bourrin, F., Vétion, G., 2019. Influence of coastal Mediterranean rivers on the organic matter composition and reactivity of continental shelf sediments: The case of the Têt River (Gulf of Lions, France). *Cont. Shelf Res.* 181, 156–173. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2019.05.009>
- Pusceddu, A., Bianchelli, S., Gambi, C., Danovaro, R., 2011. Assessment of benthic trophic status of marine coastal ecosystems : Signi fi cance of meiofaunal rare taxa. *Estuar. , Coast. Shelf Sci.* 93, 420–430. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.05.012>
- Pusceddu, A., Sara, G., Armeni, M., Fabiano, M., Mazzola, A., 1999. Seasonal and spatial changes in the sediment organic matter of a semi-enclosed marine system (W-Mediterranean Sea). *Hydrobiologia* 397, 59–70.
- Quiros-Collazos, L., Pedrosa-Pàmies, R., Sanchez-Vidal, A., Guillén, J., Duran, R., Cabello, P., 2017. Distribution and sources of organic matter in size-fractionated nearshore sediments off the Barcelona city ( NW Mediterranean ). *Estuar. , Coast. Shelf Sci.* 189, 267–280. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.03.004>

## Annexe 6 : Article

- Rajganapathi, V.C., Jitheshkumar, N., Sundararajan, M., Bhat, K.H., Velusamy, S., 2013. Grain size analysis and characterization of sedimentary environment along Thiruchendur coast, Tamilnadu, India. *Arab. J. Geosci.* 6, 4717–4728. <https://doi.org/10.1007/s12517-012-0709-0>
- Ramesh, G., Ramkumar, T., Mukesh, M. V., 2015. A Study on the Textural Characteristics of Arasalar River Estuary Sediments of Karaikal, East Coast of India. *Int. J. Recent Sci. Res.* 6, 2779–2782.
- Ranjan, R.K., Routh, J., Ramanathan, A.L., Klump, J.V., 2011. Elemental and stable isotope records of organic matter input and its fate in the Pichavaram mangrove-estuarine sediments (Tamil Nadu, India). *Mar. Chem.* 126, 163–172. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2011.05.005>
- Saad, Z., Kazpard, V., Geyh, M.-A., Slim, K., 2004a. Chemical and isotopic composition of water from springs and wells in the Damour river basin and the coastal plain in Lebanon. *J. Environ. Hydrol.* 12.
- Saad, Z., Slim, K., Khalaf, G., EL Samad, O., 2004b. Impacts des rejets des eaux résiduaires sur la qualité physico-chimique et algologique du Nahr Antélias. *Bull. la Société neuchâteloise des Sci. Nat.* 127, 69–82.
- Sahu, B.K., 1964. Depositional Mechanisms from the Size Analysis of Clastic Sediments. *J. Sediment. Petrol.* 34, 73–83.
- Sanlaville, P., 1977. Étude géomorphologique de la région du littoral du Liban.
- Schubert, C.J., Nielsen, B., 2000. Effects of decarbonation treatments on delta13C values in marine sediments. *Mar. Chem.* 72-, 55–59.
- Sondi, I., Lojen, S., Juracic, M., Prohic, E., 2008. Mechanisms of land – sea interactions – the distribution of metals and sedimentary organic matter in sediments of a river-dominated Mediterranean karstic estuary. *Estuar., Coast. Shelf Sci.* 80, 12–20. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.07.001>
- Stevenson, F.J., Cheng, C.-N., 1970. Amino acids in sediments: Recovery by acid hydrolysis and quantitative estimation by a colorimetric procedure. *Geochim. Cosmochim. Acta* 34, 77–88.
- Tarabay, R., 2011. Vers un projet sociétal libanais ... L'environnement durable : une nouvelle citoyenneté ? Université Paris IV-Sorbonne.
- Thomas, R.L., Shaban, A., Khawlie, M., Kawass, I., Nssouli, B., 2005. Geochemistry of the sediments of the El Kabir River and Akkar watershed in Syria and Lebanon. *Lakes Reserv. Res. Manag.* 10, 127–134.
- Tselepidis, A., Polychronaki, T., Marrale, D., Akoumaniaki, I., Dell'Anno, A., Pusceddu, A., Danovaro, R., 2000. Organic matter composition of the continental shelf and bathyal sediments of the Cretan Sea (NE Mediterranean). *Prog. Oceanogr.* 46, 311–344.
- Wang, C., Lv, Y., Li, Y., 2018. Riverine input of organic carbon and nitrogen in water-sediment system from the Yellow River estuary reach to the coastal zone of Bohai Sea, China. *Cont. Shelf Res.* 157, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2018.02.004>
- Wang, K., Chen, J., Jin, H., Li, H., Zhang, W., 2018. Organic matter degradation in surface sediments of the Changjiang estuary: Evidence from amino acids. *Sci. Total Environ.* 637–638, 1004–1013. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.242>
- Winogradow, A., Pempkowiak, J., 2018. Characteristics of sedimentary organic matter in coastal and depositional areas in the Baltic Sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 204, 66–75. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.02.011>
- Zhang, Q., Blomquist, J.D., 2018. Watershed export of fine sediment, organic carbon, and chlorophyll-a to Chesapeake Bay: Spatial and temporal patterns in 1984 – 2016. *Sci. Total Environ.* 619–620, 1066–1078. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.279>
- Zhong, Y., Chen, Z., Li, L., Liu, J., Li, G., Zheng, X., Wang, S., Mo, A., 2017. Bottom water hydrodynamic provinces and transport patterns of the northern South China Sea: Evidence from grain size of the terrigenous sediments. *Cont. Shelf Res.* 140, 11–26. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2017.01.023>
- Zhu, C., Wang, Z., Xue, B., Yu, P., Pan, J., Wagner, T., Pancost, R.D., 2011. Characterizing the depositional settings for sedimentary organic matter distributions in the Lower Yangtze River-East China Sea Shelf System. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 93, 182–191. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.08.001>