



HAL
open science

Impact des décharges à ciel ouvert sur la qualité environnementale de l'Oued Cheliff (Algérie)

Ouiza Ould Ali

► **To cite this version:**

Ouiza Ould Ali. Impact des décharges à ciel ouvert sur la qualité environnementale de l'Oued Cheliff (Algérie). Autre. Université de Perpignan; Université Abdelhamid Ibn Badis Mostaganem (Mostaganem, Algérie), 2018. Français. NNT : 2018PERP0025 . tel-01954899

HAL Id: tel-01954899

<https://theses.hal.science/tel-01954899>

Submitted on 14 Dec 2018

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 en cotutelle

Pour obtenir le grade de Docteur

Délivré par
**UNIVERSITÉ DE PERPIGNAN VIA DOMITIA,
et UNIVERSITÉ DE MOSTAGANEM**

Préparée au sein de l'école doctorale **ED305** et des unités de
recherche :

- Biocapteur-Analyse-Environnement, Laboratoire de Biodiversité et Biotechnologies Microbiennes (BAE-LBBM USR 3579)
- Science et Technologie de l'Environnement et de la Valorisation (STEVA)

Spécialité :
Chimie

Présentée par
Ouiza OULD ALI

Impact des décharges à ciel ouvert sur la qualité environnementale de l'Oued Cheliff (Algérie)

Soutenue le 02 octobre 2018 devant le jury composé de :



Mr. Frédéric Théraulaz , Maître de Conférences (HDR), Aix-Marseille Universités	Rapporteur
Mme. Marie-Noëlle PONS , Directeur de Recherche CNRS, Université de Lorraine.	Rapporteur
Mr. Dominique Aubert , Maître de Conférences, Université de Perpignan Via Domitia	Examineur
Mr. Stéphane Mounier , Maître de Conférences (HDR), Université de Toulon	Examineur
Mr. Régis Rouillon , Professeur des Universités, Université de Perpignan Via Domitia	Co-directeur de thèse
Mr. Ahmed Addou , Professeur, Université de Mostaganem	Co-directeur de thèse
Mme. Florence Vouvé , Maître de Conférences, Université de Perpignan Via Domitia	Co-directrice de thèse

A la mémoire de ma mère

OULD ALI Baya

REMERCIEMENTS

Pour m’avoir permis de mener ce travail à bien et de vivre ce moment mémorable, je tiens à remercier :

Mes directeurs de thèse Mr le professeur **Ahmed ADDOU** et Mr le professeur **Régis ROUILLON** pour la confiance qu’ils m’ont accordée en acceptant d’encadrer ce travail, pour leur suivi scientifique, leurs multiples conseils et pour toutes les heures qu’ils ont consacrées à diriger cette recherche.

La directrice du laboratoire (STEVA) Mme la professeure **Fatiha ABDELMALEK** et Mr le professeur **Thierry NOGUER**, directeur du laboratoire BAE-LBBM pour m’avoir accueillie au sein de leurs laboratoires pendant toutes ces années de recherche, pour leur présence, leurs conseils avisés et leur gentillesse.

Mon Co-encadreur de thèse Mme **Florence VOUBE** pour m’avoir encadrée, soutenue, aidée et encouragée dans toutes les étapes de ce travail, pour sa patience, sa gentillesse et sa sagesse.

Mon enseignant Mr le professeur **Mouffok GHEZZAR** pour son aide lors des prélèvements et mon frère **Farid OULD ALI** qui m’a aidé et soutenue dès les premières étapes de ce travail, pour sa présence, sa disponibilité et ses conseils judicieux.

Mme **Roselyne BUSCAIL**, Mr **Christophe CANAL**, Mr **Christophe MENNITI** et Mr **Bruno CHARRIERE** pour leur aide lors des analyses, leur ouverture d’esprit, leur gentillesse ainsi que pour leurs précieux conseils pendant mon passage au sein du laboratoire CEFREM.

Mr. **Dominique AUBERT** pour son aide et son suivi dès les premières étapes de ce travail, pour sa disponibilité, pour ses conseils, et pour avoir bien voulu participer au jury de ma thèse.

Mr **Abed HAMMOU** pour son aide, son accompagnement pendant toutes ces années et toutes les heures qu’il a consacrées pour mon apprentissage de PARAFAC.

Je remercie chaleureusement Mme **Marie-Noëlle PONS** et Mr **Frédéric THERAULAZ** pour avoir accepté de juger ce travail, de l’évaluer et de participer au jury de thèse. Qu’ils trouvent ici l’expression de ma haute considération.

Le Fond Départemental de Coopération Extérieure des Pyrénées-Orientales (France) pour son soutien financier de crédits de fonctionnement.

Les membres du laboratoire (STEVA) et particulièrement **Ali BELHAINE**, **Fatima DAMENE** et **Meriem ASNOUN** pour m'avoir fait profiter de leur expérience et pour leurs encouragements, leur aide, leur bonne humeur et ces bons moments que nous avons partagés.

Mon oncle **Mohand OULD ALI**, son épouse **Soumia BELMOUHOU** et leur famille qui m'ont accueillie durant toutes ces années en faisant de moi une des leurs. Je leur dis merci d'avoir accepté de partager avec moi les pires moments comme les meilleurs, de m'avoir encouragée et toujours soutenue.

Merci à toutes les personnes qui me sont chères et que je n'ai pas citées, qui ont de près ou de loin participé à la réalisation de ce travail. Merci pour leur sympathie, leur soutien, leur compréhension, leur aide et simplement pour le plaisir que j'ai eu à les côtoyer quotidiennement. Merci de m'avoir comprise, supportée, corrigée, aidée, conseillée et motivée pour réaliser ce manuscrit. Merci à toutes et à tous pour votre écoute.

Je ne pourrai terminer ces remerciements sans y associer **mes parents** qui m'ont appris la patience, clé de toute réussite, ma famille, mes sœurs **Zahia et Salima** et **mes amis** qui m'ont toujours apportée tout leur soutien et leur appui afin d'arriver au terme de cette aventure. A toutes et à tous je leur dis un grand merci.

Je remercie le programme PHC-Tassili N°15MDU937 « Contribution à l'amélioration de la qualité environnementale de l'Oued Cheliff (Algérie) » pour le financement de mes voyages et séjours en France afin de mener à bien ce travail. Ainsi que le Fonds Départemental de Coopération Extérieure des Pyrénées Orientales (France) pour son aide financière pendant la première année de cette thèse

LISTE DES FIGURES :

Figure 1. Mécanismes de formation des substances humiques de sol (Stevenson, 1982).	21
Figure 2. Présentation de la zone d'étude.	32
Figure 3. Déchets d'activité de soins (seringues, aiguilles pansements ...) récoltés dans des sacs jaunes présents dans D1.	33
Figure 4. Précipitations et températures de la zone d'étude durant la période d'étude (de Mars 2015 à Mars 2016).	35
Figure 5. Dates des prélèvements d'échantillons pour chaque décharge.	35
Figure 6. Localisations des points de prélèvement pour la décharge D1 avec indication des distances entre les stations.	36
Figure 7. Localisations des points de prélèvement pour la décharge D2 avec indication des distances entre les stations.	37
Figure 8. Matériel d'échantillonnage et analyses à réaliser sur les échantillons solide et liquide.	39
Figure 9. Schéma de principe du phénomène d'absorption et de fluorescence.	45
Figure 10. Présentation de l'isocontours de la Matrice d'excitation et d'émission 3D (MEEF).	48
Figure 11. Déchets verts (fèves, petits pois...) présents au sein de la décharge lors du prélèvement de printemps.	53
Figure 12. Lixiviat prélevé dans la décharge de Yellel (D1) au printemps (couleur verdâtre).	54
Figure 13. Concentrations moyennes des éléments métalliques (n=100) dans les lixiviats de la décharge de Yellel (D1) présents majoritairement au printemps. (Facteur de multiplication).	55
Figure 14. Concentrations moyennes des éléments métalliques (n=100) dans les lixiviats de la décharge de Yellel (D1) présents majoritairement en automne et an hiver. (Facteur de multiplication).	56
Figure 15. Lixiviat prélevé dans la décharge de Yellel (D1) en automne (couleur noire).	57
Figure 16. Concentrations moyennes (n=100) des éléments métalliques dans le sol superficiel de la décharge de Yellel (D1) en fonction des saisons automne et hiver.	58
Figure 17. Concentrations moyennes (n=3) des ions nitrites, nitrates, phosphates et sulfates dans les eaux de l'Oued Hillil selon les saisons et comparées aux normes Algériennes des eaux de surface destinées à la potabilisation (trait rouge)	61
Figure 18. Conductivité et concentrations des ions chlorures moyenne (n=3) dans les eaux de l'Oued Hillil selon les saisons comparées aux normes algériennes des eaux de surface destinées à la potabilisation.	62
Figure 19. Valeurs moyenne de la demande chimique en oxygène (n=3) dans les eaux de l'Oued Hillil selon les saisons comparées aux normes Algériennes des eaux de surface destinées à la potabilisation.	63
Figure 20. Concentrations moyennes (n=100) des éléments métalliques V et As présents dans les eaux de l'Oued Hillil selon les saisons D1.	63
Figure 21. Concentrations moyennes (n=100) des éléments métalliques Zn, Fe et Al dans les eaux de l'Oued Hillil selon les saisons.	64

Figure 22. Concentrations moyennes (n=100) des éléments métalliques Pb, Cu et Cr dans les eaux de l'Oued Hillil selon les saisons. _____	65
Figure 23. Concentrations moyennes (n=100) des éléments métalliques Rb, Ba, Sr, Ni, Li, Co et Mn dans les eaux de l'Oued Hillil selon les saisons. _____	66
Figure 24. Concentrations moyennes (n=100) des éléments Al, Ba, Co, Cr, Fe, Li, Mn, Ni, Rb, Sr et V dans les deux tranches de sédiments (0-10 cm en couleur foncée) et (10-20 cm en couleur claire) de l'Oued Hillil. _____	68
Figure 25. Concentrations moyennes (n=100) des éléments Cd, Cu, Pb, Zn et Mo dans les deux tranches de sédiments (0-10 cm en couleur foncée) et (10-20 cm en couleur claire) de l'Oued Hillil. _____	70
Figure 26. Concentration moyennes (n=100) de l'arsenic dans les deux tranches de sédiments (0-10 cm en couleur foncée) et (10-20 cm en couleur claire) de l'Oued Hillil. _____	71
Figure 27. (a) : Analyse statistique (ACP) des éléments métalliques dans les sédiments superficiels de l'Oued Hillil et dans le sol de la décharge (0-10 cm). _____	78
Figure 28. Décharge de Sidi Belattar (D2) au point de contact avec le cours d'eau. _____	83
Figure 29. Concentrations des métaux et ETM dans le sol de la décharge de Sidi Belattar D2 en automne. ____	84
Figure 30. Concentrations des ions phosphates, sulfates, nitrates et nitrites dans les eaux de l'Oued Cheliff et au point de contact avec la décharge. _____	87
Figure 31. Conductivité et concentrations des ions chlorures dans les eaux de l'Oued Cheliff et au point de contact avec la décharge. _____	88
Figure 32. Demande chimique en oxygène (DCO) des eaux de l'Oued Cheliff et du point de contact avec la décharge. _____	88
Figure 33. Photographie de la station aval de la décharge D2 en hiver (couleur verdâtre). _____	89
Figure 34. Photographie de la station aval de la décharge D2 en hiver (eau stagnante). _____	89
Figure 35. Concentration des éléments métalliques Co, Al, Pb, Cr, Fe et Rb présents dans les eaux de l'Oued Cheliff et au point de contact avec la décharge (D2). _____	91
Figure 36. Concentrations des éléments métalliques Ni, Li, Zn, Mn, Ba, V, Cu et Sr dans les eaux de l'Oued Cheliff et principalement au point de contact avec la décharge (D2). _____	92
Figure 37. Concentration de Cd dans les eaux de l'Oued Cheliff et au point de contact avec la décharge D2. __	93
Figure 38. Concentrations des éléments métalliques Li, Al, V, Cr, Mo, Ba, Fe, Rb, Co et Ni dans les deux tranches de sédiment (0-10 cm en couleur foncée) et (10-20 cm en couleur claire) de l'Oued Cheliff et au point de contact avec la décharge (D2). _____	94
Figure 39. Concentrations du Cd et du Sr dans les deux tranches de sédiments (0-10 cm en couleur foncée) et (10-20 cm en couleur claire) de l'Oued Cheliff et du point de contact avec la décharge (D2). _____	95
Figure 40. Concentrations des éléments As et Zn dans les deux tranches de sédiments (0-10 cm en couleur foncée) et (10-20 cm en couleur claire) de l'Oued Cheliff et du point de contact avec la décharge (D2). ____	96
Figure 41. Concentrations des éléments Cu, Mn et Pb dans les deux tranches de sédiments (0-10 cm en couleur foncée) et (10-20 cm en couleur claire) de l'Oued Cheliff et du point de contact avec la décharge (D2). ND = non déterminé. _____	97

Figure 42. Analyse statistique (ACP) des éléments métalliques dans les deux tranches de sédiments (0-10 et 10-20 cm) de l'Oued Cheliff et du point de contact avec la décharge (D2).	98
Figure 43. MEEFs des échantillons d'eau d'Oued Hillil en contact avec la décharge de Yellel (D1).	111
Figure 44. MEEFs des lixiviats de la décharge de Yellel (D1).	112
Figure 45. MEEFs des échantillons d'eaux de l'Oued Cheliff proche de la décharge de Sidi Belattar (D2).	114
Figure 46. Variations saisonnières de tyrosine, tryptophane et indole dans les échantillons d'eau de l'Oued Hillil et dans les lixiviats de la décharge de Yellel (D1). ND = non déterminé.	117
Figure 47. Variations saisonnières de tyrosine, tryptophane et indole dans les échantillons d'eau de l'Oued Cheliff proche de la décharge de Sidi Belattar (D2). ND= non déterminé.	119
Figure 48. MEEFs des échantillons de sédiments de surface (0-10 cm) de l'Oued Hillil proche de la décharge de Yellel (D1).	121
Figure 49. MEEFs des échantillons de sédiments profonds (10-20 cm) de l'Oued Hillil proche de la décharge de Yellel (D1).	122
Figure 50. MEEFs des échantillons de sédiments de surface (0-10 cm) de l'Oued Cheliff proche de la décharge de Sidi Belattar (D2).	124
Figure 51. MEEFs des échantillons de profonds de surface (10-20 cm) de l'Oued Cheliff proche de la décharge de Sidi Belattar (D2).	125
Figure 52. Variations saisonnières de tyrosine, tryptophane et indole dans les échantillons de sédiments de l'Oued Hillil proche de la décharge de Yellel (D1) dans les deux tranches. ND = non déterminé.	127
Figure 53. Variations saisonnières de tyrosine, tryptophane et indole dans les échantillons de sédiments de l'Oued Cheliff proche de la décharge de Sidi Belattar (D2) dans les deux tranches. ND = non déterminé.	128
Figure 54. Analyse statistique (ACP) des paramètres physicochimiques, métalliques et fluorescents dans les eaux de l'Oued Hillil et les lixiviats de la décharge de Yellel (D1). Cercle de corrélation de la répartition des paramètres (en haut) et distribution des échantillons (en bas).	130
Figure 55. Analyse statistique (ACP) des paramètres physicochimiques, métalliques et fluorescents dans les eaux de l'Oued Cheliff proche de la décharge (D2). Cercle de corrélation de la répartition des paramètres (en haut) et distribution des échantillons (en bas).	132
Figure 56. Spectres d'excitation (trait normal) et d'émission (trait gras) des fluorophores séparés après traitement par PARAFAC des matrices 3D des sédiments.	179

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Les classes des fluorophores identifiés par spectroscopie de fluorescence. _____	23
Tableau 2. Structures, formules brutes, masses molaires, solubilités dans l'eau à 25°C, occurrence dans les protéines humaines et rendements de fluorescence des acides aminés fluorescents et de l'indole. _____	24
Tableau 3. Informations techniques sur les décharges étudiées (Direction de l'environnement de la wilaya de Mostaganem, 2011; Direction de l'environnement de la wilaya de Relizane, 2015). _____	32
Tableau 4. Valeurs moyennes des paramètres physicochimiques (n = 3) dans les lixiviats de la décharge de Yellel (D1) en fonction des saisons printemps, automne et hiver. ND = non déterminé. _____	52
Tableau 5. Calcul des facteurs d'enrichissement (FE), des indices de géo-accumulation (I_{geo}) et de risque écologique (E_r^i) dans le sol de la décharge de Yellel (D1). _____	59
Tableau 6. Calcul des facteurs d'enrichissement (FE) des métaux aux différentes saisons pour les deux niveaux de sédiments (0-10 et 10-20 cm) de l'Oued Hillil. _____	73
Tableau 7. Calcul des indices de géo-accumulation des ETM dans les deux niveaux de sédiments (0-10 et 10-20 cm) de l'Oued Hillil selon les saisons _____	75
Tableau 8. Calcul des facteurs de risque écologique (E_{ir}) et des indices de risque écologique (IR) concernant les ETM pour les deux niveaux de sédiments (0-10 et 10-20 cm) de l'Oued Hillil selon les saisons. _____	76
Tableau 9. Calcul des facteurs d'enrichissement (FE) ainsi que des indices de géo-accumulation (I_{geo}) et de risque écologique (E_{ir}) dans le sol de la décharge de Sidi Belattar D2. / = Pas de donnée. _____	85
Tableau 10. Calcul des facteurs d'enrichissement (FE) des ETM dans les deux niveaux de sédiments (0-10 cm) et (10- 20 cm) de l'Oued Cheliff et dans le point de contact avec la décharge (D2). _____	100
Tableau 11. Calcul des indices de géo-accumulation (I_{geo}) des ETM dans les deux niveaux de sédiments (0-10 et 10-20 cm) de l'Oued Cheliff et dans le point de contact avec la décharge (D2). _____	102
Tableau 12. Calcul des facteurs de risque écologique (E_{ir}) et indices de risque écologique (IR) concernant les ETM pour les deux niveaux de sédiments (0-10 et 10-20 cm) de l'Oued Cheliff et au point de contact avec la décharge (D2). / = donnée non déterminée. _____	104

SOMMAIRE

REMERCIEMENTS.....	III
INTRODUCTION GENERALE.....	9
CHAPITRE I : LES DECHETS ET LA CONTAMINATION QU'ILS ENGENDRENT	13
I.1. LES DECHETS : SOURCES DE POLLUTION ET MODE DE GESTION.....	14
I.1.1. <i>Typologie et classification des déchets</i>	14
I.1.2. <i>Mode de gestion des déchets</i>	15
I.2. LES DECHARGES A CIEL OUVERT	16
I.2.2. <i>Évolution des déchets d'une décharge</i>	17
I.3. LES LIXIVIATS	17
I.3.1. <i>Définition</i>	17
I.3.2. <i>Les processus et les étapes de formation du lixiviat</i>	18
I.4. LES MATIERES ORGANIQUES (MO).....	20
I.4.1. <i>Classification</i>	20
a. <i>Les substances non humiques</i>	20
b. <i>Les substances humiques (SH)</i>	20
I.4.2. <i>Les matières organiques dans l'environnement</i>	21
I.4.3. <i>Les matières organiques dans les lixiviat</i>	21
I.5. LES MATIERES ORGANIQUES FLUORESCENTES	22
I.5.1. <i>Les acides aminés fluorescents</i>	23
I.5.2. <i>Utilisation des composés organiques fluorescents comme traceurs de pollutions</i>	24
I.6. LES ELEMENTS TRACES METALLIQUES (ETM)	25
I.6.1. <i>Nécessité et toxicité</i>	25
I.6.2. <i>Les ETM dans l'environnement</i>	25
I.6.3. <i>Les ETM dans les déchets</i>	27
I.7. LES RISQUES LIES A LA POLLUTION METALLIQUE.....	27
I.7.1. <i>La contamination diffuse</i>	28
I.7.2. <i>La contamination ponctuelle</i>	28
I.7.3. <i>Les interactions matière organique/métaux</i>	28
I.8. QUALITE DES COURS D'EAUX EN ALGERIE	29
CHAPITRE II : MATERIELS ET METHODES	30
II.1. PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE	31
II.1.1. <i>Localisation des cours d'eau et des décharges</i>	31
II.1.2. <i>Caractéristiques des décharges étudiées</i>	32
II.1.3. <i>Les rejets dans les cours d'eau</i>	33

II.1.4.	<i>Climatologie de la région</i>	34
II.2.	PRELEVEMENTS ET PREPARATION DES ECHANTILLONS	35
II.2.1.	<i>Campagnes de prélèvements</i>	35
II.2.2.	<i>Points de prélèvements</i>	36
II.2.3.	<i>Échantillonnage et préparation des échantillons</i>	37
II.3.	ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES	40
II.3.1.	<i>Analyses sur site</i>	40
II.3.2.	<i>Paramètres d'évaluation de la pollution globale des eaux</i>	40
-	<i>Les matières en suspension (MES) :</i>	40
-	<i>La demande chimique en oxygène (DCO) : c'es</i>	40
-	<i>La demande biochimique en oxygène sur 5 jours (DBO₅) : elle</i>	40
II.3.3.	<i>Analyses des anions</i>	40
-	<i>Teneur en chlorures</i>	41
II.4.	LES ELEMENTS TRACES METALLIQUES (ETM)	42
II.4.1.	<i>Analyses des échantillons</i>	42
II.4.2.	<i>Evaluation de la pollution métallique des sédiments</i>	42
II.5.	LES MATIERES ORGANIQUES FLUORESCENTES	45
II.5.1.	<i>Principe et avantage de la fluorescence</i>	45
II.5.2.	<i>Préparation des échantillons</i>	46
II.5.3.	<i>Les Matrice de fluorescence 3D</i>	47
II.5.4.	<i>Traitement des MEEF par l'algorithme PARAFAC</i>	48
II.6.	TRAITEMENT STATISTIQUES EN ANALYSE EN COMPOSANTE PRINCIPALE (ACP)	49
CHAPITRE III : EVALUATION DE L'IMPACT DES DECHARGES SUR LES COURS D'EAU		51
III.I.	LES ANALYSES PHYSICOCHIMIQUES DE LA DECHARGE DE YELLEL (D1)	52
III.I.1.	<i>Charge polluante de la décharge D1</i>	52
III.I.2.	<i>Evaluation de la contamination dans le cours d'eau</i>	60
III.I.3.	<i>Impact de la décharge D1 (Yellel) sur le cours d'eau de l'Oued Hillil</i>	81
III.II.	RESULTATS DES ANALYSES DE LA DECHARGE DE SIDI BELATTAR (D2)	83
III.II.1.	<i>Apport de la décharge de Sidi Belattar</i>	83
III.II.2.	<i>Charge polluante dans les eaux du cours d'eau</i>	85
III.II.3.	<i>Impact de la décharge de Sidi Belattar (D2) sur l'Oued Cheliff</i>	106
CHAPITRE IV : RESULTATS DES ANALYSES DES TRACEURS FLUORESCENTS DANS LES EAUX ET LES SEDIMENTS		109
IV.1.	ETUDE DES MATIERES ORGANIQUES FLUORESCENTES DANS LES EAUX.	110
IV.1.1.	<i>MEEFs caractéristiques des eaux de l'Oued Hillil pour la décharge de Yellel (D1).</i>	110

IV.1.3.	<i>MEEF caractéristiques des eaux de l'Oued Cheliff en contact avec la décharge de Sidi Belattar (D2).</i>	112
IV.1.4.	<i>Identification des pics de fluorescence</i>	115
IV.1.5.	<i>Traitement statistique des MEEFs des eaux par PARAFAC.</i>	115
IV.1.6.	<i>Quantification des acides aminés et de l'indole dans les échantillons d'eau</i>	116
IV.2.	ETUDE DES MATIERES ORGANIQUES FLUORESCENTES DANS LES SEDIMENTS	120
IV.2.1.	<i>MEEFs caractéristiques des sédiments de l'Oued Hillil proche de la décharge de Yellel (D1).</i>	120
IV.2.2.	<i>MEEFs caractéristiques des sédiments de l'Oued Cheliff pour la décharge de Sidi Belattar (D2).</i>	123
IV.2.3.	<i>Traitement statistique des MEEFs des sédiments par PARAFAC</i>	126
IV.2.4.	<i>Quantification des acides aminés et de l'indole dans les échantillons de sédiments</i>	126
IV.3.	ANALYSES STATISTIQUES EN COMPOSANTES PRINCIPALES (ACP) DE TOUTES LES DONNEES DES LIQUIDES (EAU-LIXIVIAT) DES DEUX COURS D'EAU :	128
IV.3.1.	<i>Résultats du traitement des données des liquides (eau-lixiviat) dans le cours d'eau Hillil et les lixiviats la décharge D1.</i>	129
IV.3.2.	<i>Résultats de l'analyse statistique des eaux de l'Oued Cheliff proche de la décharge D2.</i>	131
	CONCLUSION GENERALE	134
	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES :	141
	ANNEXE 1 : LOI N° 01-19 DU 27 RAMADHAN 1422 CORRESPONDANT AU 12 DECEMBRE 2001 RELATIVE A LA GESTION, AU CONTROLE ET A L'ELIMINATION DES DECHETS (JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE, 2001).	141
	ANNEXE 2 : LISTE DES INDUSTRIES DU SOUS BASSIN MINA-BAS CHELIFF	153
	ANNEXE 3 : METHODES ANALYTIQUES DE MESURE DES PARAMETRES PHYSICOCHIMIQUES.	154
	ANNEXE 4 : NORMES ALGERIENNES ET FRANÇAISES DES EAUX DE SURFACE DESTINEES A L'ALIMENTATION EN EAU POTABLE DES POPULATIONS.	165
	ANNEXE 5 : CARTE PEDOLOGIQUE DE LA ZONE D'ETUDE	171
	ANNEXE 6 : TABLEAU DE PEARSON DU TRAITEMENT STATISTIQUES DES DONNEES DES ECHANTILLONS SOLIDES (SEDIMENTS ET DOLS).	172
	ANNEXE 7 : RESULTAT DU TRAITEMENT PARAFAC SUR LES MATRICES DES LIQUIDES	175
	ANNEXE 8 : SEPARATION ET IDENTIFICATION DES FLUOROPHORES APRES TRAITEMENT DES MEEF DES ECHANTILLONS LIQUIDES PAR PARAFAC.	176
	ANNEXE 9 : SPECTRES ET DROITES D'ETALONNAGE DES FLUOROPHORE IDENTIFIE PURS.	177

ANNEXE 10 : SEPARATION ET IDENTIFICATION DES FLUOROPHORES APRES TRAITEMENT DES MEEF DES ECHANTILLONS SOLIDES PAR PARAFAC.....	179
ANNEXE 11 : RESULTATS DU TRAITEMENT PARAFAC DES MEEF SEDIMENTS.....	180
ANNEXE 12 : TABLEAU DE PEARSON DU TRAITEMENT STATISTIQUES DES DONNEES DES ECHANTILLONS LIQUIDES (EAU ET LIXIVIATS)	186

Introduction générale

INTRODUCTION GENERALE :

L'accès durable aux ressources en eau est une préoccupation majeure pour l'ensemble des pays du bassin méditerranéen. Le stress hydrique risque de s'aggraver davantage dans la mesure où les changements climatiques, l'augmentation de la demande en eau, le gaspillage, la rareté des ressources en eau, la diminution de la pluviométrie, la pollution et la croissance démographique et urbaine menacent les pays du Sud de la Méditerranée notamment les pays en voie de développement (Koukal et al., 2004; Bouhezila et al., 2011; Dahri et al., 2018). Pour faire face à cette situation, plusieurs pays ont pris des mesures importantes et de gros moyens ont été mis en œuvre pour mobiliser de nouvelles ressources en eau et améliorer la qualité des eaux disponibles.

Les études faites sur les cours d'eau révèlent que le type de contamination dépend de la nature des activités environnantes. Dans les cours d'eaux situés à proximité des zones industrielles, la pollution est causée essentiellement par les éléments métalliques (Hutton and Symon, 1986; Belhadj et al., 2006). Par contre, à proximité des villes et des rejets urbains, la pollution est provoquée principalement par des contaminants organiques et biologiques (Koukal et al., 2004; Shala et al., 2015). A ces sources, industrielles et urbaines de pollution des cours d'eau, s'ajoute la contamination causée par les déchets mis en décharge souvent au voisinage des cours d'eau.

L'Algérie est confrontée au problème de pollution des eaux de surface notamment au Nord du pays où l'on assiste à une urbanisation et une industrialisation galopantes (Belhadj et al., 2006; Dali-youcef et al., 2006; Mouni et al., 2009). Les dysfonctionnements des stations d'épuration, l'absence de système de collecte des eaux usées ainsi que l'implantation des décharges à ciel ouvert auprès des cours d'eau entraînent une dégradation de la qualité des eaux et une diminution des ressources hydriques propres. Des évaluations de l'état des eaux ont été réalisées à travers des études sur les différents cours d'eau du pays : la rivière Tafna à Tlemcen (Dali-youcef et al., 2006), l'Oued Cheliff (Belhadj et al., 2006), l'Oued Soummam à Bejaia (Mouni et al., 2009), l'Oued Semmar à Alger (Chemlal et al., 2013), la rivière de Bechar (Kendouci et al., 2013) et l'Oued Meboudja à Annaba (Bougherira et al., 2017). Ces études ont révélé une dégradation de la qualité des eaux de surface dans tout le pays se traduisant par différentes pollutions : organique (Bouhezila et al., 2011), azotée (Kendouci et al., 2013), phosphatée (Laidani et al., 2009) ainsi que de fortes concentrations en éléments métalliques dans les sédiments tels que le zinc (Dali-youcef et al., 2006) et le chrome (Belhadj et al., 2006).

En revanche jusqu'à ce jour, il n'existe pas d'étude en Algérie concernant l'impact direct des décharges à ciel ouvert et de leurs lixiviats sur la qualité des cours d'eau malgré le danger qu'elles peuvent engendrer et qui a été démontré dans plusieurs études dans d'autres pays (Cameron, 1980;

Baker and Curry, 2004; Chofqi et al., 2004; Ettlér et al., 2006; Eggen et al., 2010; Melnyk et al., 2014; He and Fan, 2016). Ces études démontrent que les décharges à ciel ouvert sont fréquemment implantées au bord des cours d'eaux et constituent une réelle menace environnementale par les lixiviats qui en résultent (Melnyk et al., 2014). Le lessivage des déchets par les eaux de pluie provoque la pénétration de diverses substances polluantes dans les sols, les eaux souterraines mais aussi dans les cours d'eaux voisins. N'ayant généralement pas fait l'objet de surveillance continue, ces substances polluantes sont restées inaperçues pendant longtemps dans les cours d'eau et les conséquences biologiques résultantes de l'exposition des organismes vivants à ces polluants peuvent être irréversibles (Melnyk et al., 2014). Les nuisances que présentent les lixiviats sont inquiétantes car elles ne sont pas visibles immédiatement voire invisibles et sournoises. Les caractéristiques des lixiviats et la contamination qu'ils causent varient d'un endroit à un autre en fonction de la nature des déchets (pH et teneur en eau) (Kjeldsen et al., 2002), de leur phase de décomposition (Bilgili et al., 2006) et des espaces impactés (nature du sol). Ils peuvent représenter un réel danger parce qu'ils sont capables d'atteindre les eaux souterraines (He and Fan, 2016), les environnements côtiers (Chofqi et al., 2004; Atroune, 2015) et les eaux de surface (Baker and Curry, 2004).

En 2001, l'Algérie a adopté une stratégie relative aux modalités de la gestion, du contrôle, du traitement et de l'élimination des déchets (règlementée par l'article 03 de la loi 01-19 du journal officiel_12-December_2001). Cette stratégie a été mise en œuvre sous le programme national algérien de gestion des déchets municipaux (PROG-DEM) qui a pour objectif principal de réaliser des centres d'enfouissement techniques (CET) pour éliminer les déchets ménagers et assimilés (Abdelli et al., 2017; Asnoun, 2017). La construction de 300 CET a permis d'éradiquer 4500 décharges sur les 6000 recensés avant le début d'application de cette loi.

L'objectif premier de ce travail est d'étudier les impacts de deux décharges à ciel ouvert sur les eaux et les sédiments des rivières proche desquelles elles sont implantées. Dans le but de contribuer à améliorer la qualité environnementale de la zone d'étude qui est le bassin de l'Oued Cheliff, le plus important cours d'eau côtier d'Algérie. Etant très urbanisée et relativement industrialisée, la région Ouest et ses ressources sont relativement polluées. Dans le but étant d'évaluer l'état actuel des cours d'eau et d'établir un premier état des lieux, un suivi des différents paramètres de pollution a été réalisé sur les deux compartiments solide et liquide. D'une part, les lixiviats et le sol des décharges ont été analysés pour déterminer l'apport de chaque décharge en identifiant les éléments qui y sont présents. D'autre part, dans le cours d'eau, trois stations sont choisies : une en amont, la deuxième au point de contact et la troisième en aval de la décharge pour permettre de déterminer les éléments ayant un gradient croissant d'amont en aval, qui proviendraient donc

principalement des rejets des décharges. Une étude saisonnière permet de distinguer l'influence du climat sur le phénomène de lixiviation ainsi que l'apport aux cours d'eau.

L'ensemble de ces recherches est organisé en quatre chapitres.

Une **première partie** consiste à présenter des différents types de déchets et des dangers qu'ils représentent pour l'environnement, l'influence de leur mauvaise gestion, quelques généralités sur la pollution des eaux et des sédiments fluviaux en se référant à différentes méthodes de suivi de ces pollutions utilisées dans des études similaires déjà existantes.

Une deuxième partie est consacrée à la description de la zone d'étude puis de la stratégie d'échantillonnage saisonnière des compartiments liquide et solide. Trois types d'analyses ont été effectués à savoir les analyses physicochimiques sur les liquides (lixiviats + eau), ensuite les analyses des métaux et éléments traces métalliques sur les deux compartiments liquide (lixiviats + eau) et solide (sol + sédiments) et enfin l'analyse des traceurs fluorescents de pollution dans les deux compartiments liquide et solide. Des calculs de facteurs et indices sont également présentés : ils permettent d'évaluer la contamination métallique des sols et sédiments. Enfin les analyses statistiques réalisées sur les résultats seront présentées.

Une troisième partie dans laquelle sont exposés les résultats des analyses des différents paramètres physicochimiques et métalliques dans les liquides, ainsi que ceux des métaux et éléments traces métalliques dans le sol des décharges et dans les sédiments du cours d'eau. Ces résultats ont permis d'évaluer les niveaux de contamination et d'évaluer l'impact de chaque décharge sur son cours d'eau. Enfin, une **quatrième partie** est consacrée à l'étude des traceurs fluorescents de la pollution. Les composés organiques comme les acides aminés fluorescents peuvent être considérés comme des marqueurs de pollution notamment le tryptophane ainsi que la tyrosine. Le suivi de ces traceurs fluorescents a permis de définir l'impact des apports organiques des décharges sur les cours d'eau.

Après un bilan général des résultats, l'état actuel des cours d'eau (eaux et sédiments), des sols des décharges et des lixivats a été mis en évidence permettant d'identifier les principaux éléments problématiques liés à chaque décharge et de quantifier la contamination engendrée par ces dernières.

Quelques perspectives sont proposées à l'issue de ce travail, pour compléter et approfondir les connaissances de cette zone d'étude, qui pourront être exploités par la suite afin de limiter la dégradation de cette zone fortement agricole ainsi que cette ressource en eau.

Chapitre I : Les déchets et la contamination qu'ils engendrent

I.1. Les déchets : sources de pollution et mode de gestion

A partir des années soixante-dix, le monde s'est retrouvé confronté au problème de la pollution de la planète par les déchets résultant des activités humaines : domestiques, médicales, agricoles ou industrielles. Ceci est dû à plusieurs facteurs dont principalement le développement des technologies et le changement du mode de vie qui engendrent une augmentation de la quantité des déchets (Poiret, 2012). L'étude des déchets et leur gestion sont devenues une science à part entière. Appelée « rudologie », elle nécessite des connaissances pluridisciplinaires (scientifiques, historiques, sociologiques, juridiques et économiques). C'est une science propre aux déchets fondée par Jean Gouhier dans les années 80. La rudologie est définie comme « l'étude systématique des déchets et des espaces déclassés ».

I.1.1. Typologie et classification des déchets

- **Déchets Ménagers et Assimilés (DMA)** : ils sont définis comme étant tous les déchets issus des ménages (résidus alimentaires, matières organiques, ...) ainsi que les déchets similaires provenant des activités industrielles, commerciales, artisanales et autres qui, par leur nature et leur composition, sont assimilables aux déchets ménagers lorsqu'ils ne présentent pas de caractère polluant ou dangereux (Exemples : papier, verre, plastiques, textiles, carton, bois...) (Addou, 2009).

- **Déchets d'Activités de Soins (DAS)** : ils sont issus des activités de suivi, traitement, recherche, enseignement et analyses dans les domaines de la médecine humaine et vétérinaire. (Exemples : bandes, pansements, seringues, aiguilles, gants, flacons, ...) (Addou, 2009).

- **Déchets Industriels Dangereux (DID)** : ce sont les déchets qui peuvent générer des nuisances pour l'environnement et pour l'homme en présentant un ou plusieurs dangers : explosif, inflammable, irritant, toxique, mutagène, cancérigène, infectieux, corrosif ... Par exemple : les huiles usagées, les hydrocarbures, les sels de trempe, les boues, les substances chimiques inorganiques, ... (Addou, 2009).

- **Déchets Toxiques en Quantités Dispersées (DTOD)** : ce sont les déchets dangereux issus des ménages en faibles quantités. Ils ne peuvent pas être collectés par la municipalité à cause du risque qu'ils représentent (Exemples : désinfectants, acides, décapants, détergents...).

D'année en année, les déchets deviennent plus problématiques, à cause de l'augmentation de leurs quantités, ce qui engendre des problèmes de gestion tels que : le stockage, le traitement, le recyclage, la pollution environnementale ...

I.1.2. Mode de gestion des déchets

L'augmentation considérable de la quantité de déchets a obligé l'homme à trouver un nouveau mode de gestion pour ces déchets qui est basé sur le principe connu sous l'appellation des 3R-VE (Addou, 2009; Abdelli et al., 2016; Asnoune et al., 2016) avec par ordre de priorité :

- **La Réduction à la source** : elle consiste à réduire la quantité de déchets générés ou à les éliminer à l'endroit même où ils sont générés. Elle s'applique aux entreprises fabricantes pour concevoir des produits facilement réutilisables afin de réduire les quantités des matières premières qu'elles consomment et des déchets qu'elles produisent. Elle concerne aussi les consommateurs pour les sensibiliser à avoir une consommation modérée et raisonnable.
- **Le Réemploi ou récupération** : il consiste à récupérer le déchet produit et à continuer à le réutiliser sans modifier son usage initial.
- **Le Recyclage** : c'est le procédé qui permet de réintroduire des matériaux composants d'un produit dans son cycle de production.

Comme le réemploi, le recyclage des déchets vise à maintenir les matières dans le circuit économique le plus longtemps possible dans le but de réduire la consommation des matières premières.

- **La Valorisation** : la valorisation est définie comme toute opération et réutilisation, de recyclage ou de compostage des déchets. Elle consiste en une dégradation de la matière organique pour récupérer et valoriser sous forme de chaleur, d'électricité ou de carburant l'énergie obtenue lors du traitement des déchets. Il existe deux types de valorisation :

a. La valorisation matière

La matière peut être valorisée par deux procédés :

- Le compostage est une méthode biochimique de traitement des matières organiques qui consiste à décomposer les matières putrescibles, en présence d'oxygène, sous l'action des microorganismes, pour obtenir à la fin un matériel organique riche en humus appelé compost.
- La méthanisation correspond à une biodégradation de la matière organique en l'absence d'oxygène, conduisant à la formation de biogaz (CH₄ et CO₂). Le biogaz ainsi récupéré peut être utilisé comme carburant.

b. La valorisation énergétique

La valorisation peut être source d'énergie :

- Quand le procédé de méthanisation est mené jusqu'aux dernières étapes de brûlage du biogaz, il y a récupération d'énergie (production de chaleur).

- Le procédé d'incinération est une combustion des déchets à hautes températures (entre 850 et 1000 °C) en présence de l'oxygène de l'air dans des fours spéciaux adaptés aux caractéristiques des déchets (hétérogénéité, pouvoirs calorifiques variables) (Addou, 2009). L'incinération est généralement utilisée pour l'élimination des ordures ménagères et des déchets spéciaux et spéciaux dangereux (DSD). Les incinérateurs modernes sont conçus pour récupérer l'énergie et ainsi la chaleur générée par l'incinération fait l'objet d'une production d'électricité et de chaleur.

○ ***L'Élimination***

Étant la dernière étape dans la gestion des déchets, elle comporte toutes les opérations qui ne débouchent pas sur une possibilité de valorisation ou une autre utilisation du déchet. Tous les traitements thermiques, physico-chimiques et/ou biologiques, de mise en décharge, d'enfouissement, et de stockage des déchets sont considérés comme étant une élimination. En Algérie, cette élimination est règlementée par l'article 03 de la loi 01-19 du journal officiel du 12-Décembre 2001 (Annexe 01). Les installations d'élimination des déchets appelées "Centre d'Enfouissement Technique (CET)" sont soumises à une réglementation stricte et font l'objet de règles rigoureuses de conception, d'exploitation et de surveillance (Berthe, 2006).

A l'échelle mondiale la gestion des déchets étant peu développée, le dépôt des déchets sur des sites de décharge à ciel ouvert reste une pratique courante (Poiret, 2012; Melnyk et al., 2014)

I.2. Les décharges à ciel ouvert

La mise en décharge des déchets a toujours été la pratique la plus fréquente par la population pour se débarrasser de ses ordures. Ces dépôts constituent une réelle menace environnementale (Lanini, 1998; Poiret, 2012). On distingue deux types de décharge :

- Décharges publiques « organisées » : où le terrain est déterminé par la municipalité et les déchets y sont acheminés par les camions poubelles des villes ainsi que par des particuliers. Le tas de déchets peut être régulièrement brûlé ou déversé dans le cours d'eau dès qu'il devient trop volumineux
- Décharges municipales : d'après Poiret (2012) la définition d'une décharge municipale est comme suit : « les décharge municipales sont des décharges non autorisées comme des installations qui font l'objet d'apports réguliers de déchets et qui sont exploitées en règle générale par les collectivités publiques ou laissées à disposition par elles pour l'apport de déchets par les particuliers (encombrants, déchets verts, déchets ménagers non collectés par le Service municipal) ». Ces décharges peuvent contenir divers types de déchets provenant de multiples sources suivant les activités de la région (déchets encombrants, déchets verts, déchets ménagers,

déchets agricoles, déchets de construction). On y trouve également d'autres types de déchets : les déchets industriels, les déchets d'activités de soin et les déchets industriels dangereux (DID).

En plus d'être illégales, ces décharges sauvages sont sources de nombreuses nuisances par la pollution qu'elles causent pour les sols (déchets), l'air (odeurs et fumées) et pour les ressources en eaux (infiltrations). Les décharges ont un impact sur la société, la santé humaine, l'économie, les espèces vivantes, le tourisme et l'écologie. Elles dégradent les sites naturels et les paysages et contribuent à la pollution de l'atmosphère (5% des départs de feu). Elles sont génératrices de risques pour la santé humaine car elles dégagent des gaz toxiques et permettent le développement et la prolifération de germes pathogènes (Poiret, 2012).

En Algérie comme dans tous les pays en voie de développement, la mise en décharge à ciel ouvert des déchets ménagers a toujours été une pratique fréquente. Pour y mettre un terme, la loi n°01-19 du journal officiel du 12 décembre 2001 relative à la gestion des déchets (Journal officiel de la république algérienne, 2001), a été mise en œuvre dans le cadre du programme national algérien de gestion des déchets municipaux (annexe 1). Sur un total de 6000 décharges sauvages recensées en 2014, 4500 d'entre elles ont été éradiquées, ce qui a conduit à la récupération de 157 000 hectares de terre (Abdelli et al., 2017; Asnoun, 2017).

I.2.2. Évolution des déchets d'une décharge

Au fil du temps, l'évolution des déchets au sein d'une décharge passe globalement par trois phases principales (Addou, 2009) :

- La phase de vieillissement : la matière organique des déchets se transforme en humus et on remarque une réduction du volume et une solidification mécanique et la solubilité des éléments est réduite. La dégradation anaérobie des déchets est accompagnée de production de biogaz.
- La phase de décomposition : une dissolution chimique et une dégradation physique se produisent. Comme l'oxygène intervient, on a une dégradation aérobie.
- La phase de lessivage : ce phénomène à l'origine de la pollution des nappes phréatiques concerne les substances solubles qui peuvent être entraînées, par les eaux et l'humidité des déchets produisant ainsi le lixiviat (Kjeldsen et al., 2002; Addou, 2009).

I.3. Les lixiviats

I.3.1. Définition

Suivant les conditions de porosité, la composition et l'épaisseur du tas de déchets, les eaux de pluie ainsi que l'humidité contenue dans les déchets traversent ces derniers avec une vitesse et un débit

variables. Cet écoulement favorise la biodégradation des matières organiques fermentescibles et charge les eaux de microorganismes, de substances organiques et minérales. C'est ce « jus de déchet » que l'on appelle lixiviat. On peut le définir comme étant un effluent complexe spécifique à la décharge dont il est issu (Lanini, 1998; Berthe, 2006).

L'humidité des déchets est un paramètre très important dans la formation des lixiviats et elle joue plusieurs rôles dont :

- L'hydrolyse de la matière cellulosique qui est un constituant principal des déchets, avec une moyenne d'1g d'eau consommée par gramme de cellulose.
- Elle permet la mobilité des colonies bactériennes à la surface externe et au sein des déchets.
- Elle constitue 80% du matériel massique d'un microorganisme et ce paramètre correspond à un vecteur de diffusion des enzymes hydrolytiques, des nutriments, des métabolites extracellulaires et de l'oxygène (Lanini, 1998).

Lorsque la teneur en humidité du tas de déchets dépasse sa valeur maximale de rétention, il se produit un phénomène de percolation produisant le lixiviat (El-Fadel et al., 2002; Trabelsi, 2011). Au début de la percolation les eaux de pluie sont chargées en acides gras volatils (AGV) qui constituent 95% de leur carbone organique total, conférant à ce jeune percolât un pH acide qui permet de solubiliser les métaux présents dans les déchets (Lanini, 1998; Kjeldsen et al., 2002). Avec le temps, une digestion anaérobie par les microorganismes permet de métaboliser ces AGV pour produire essentiellement des gaz (CO₂ et CH₄) et des molécules stabilisées (acides humiques et acides fulviques) (Kang et al., 2002).

I.3.2. Les processus et les étapes de formation du lixiviat

Les mécanismes de la genèse des lixiviats sont très complexes et pour les comprendre, il est nécessaire de connaître la nature des déchets et les caractéristiques de la décharge (hauteur des déchets, surface exploitée, compactage, etc...) ainsi que les phénomènes intervenant lors de l'interaction entre l'eau et les déchets. On distingue deux types de processus régissant ces mécanismes (Colin, 1984; Kulikowska and Klimiuk, 2008; Trabelsi, 2011)

- *Les processus biologiques* : qu'elles soient aérobies ou anaérobies, les réactions biologiques qui ont lieu dans un tas de déchets jouent un rôle prépondérant dans la genèse des lixiviats. En effet, la fraction organique fermentescible des déchets est dégradée par les microorganismes hétérotrophes (bactéries, levures, champignons) car elle leur sert de substrat. Cette activité microbiologique peut déclencher des phénomènes physico-chimiques secondaires

tels que la modification des conditions du milieu (pH, température, potentiel d'oxydoréduction) (Colin, 1984).

➤ *Les processus physico-chimiques* : le lessivage des déchets met en œuvre plusieurs mécanismes physico-chimiques tels que la solubilisation, la complexation, l'oxydoréduction, l'adsorption, la neutralisation ainsi que le transfert de matière. Ces réactions se traduisent par différents changements : salinité, potentiel d'oxydoréduction des solutions percolant à travers les déchets, évolution du pH, teneur en humidité des déchets, composition chimique des percolats (Madany and Raveendran, 1992)

Le lessivage des déchets par les eaux de pluie provoque donc la pénétration de diverses substances polluantes dans les sols mais aussi dans les cours d'eaux voisins.

I.4. Les matières organiques (MO)

Les matières organiques ont plusieurs sources naturelles comme la dégradation des végétaux et des animaux morts mais peuvent aussi provenir des activités humaines industrielles et des agglomérations (déchets et rejets urbains).

I.4.1. Classification

Les constituants de la matière organique produite par la transformation biochimique des substances d'origine biologique ont des tailles et de poids variables (Nyoman and Pandit, 2008). En conséquence, on distingue (Piccolo, 2001) :

a. Les substances non humiques

Elles sont constituées de molécules de familles chimiques identifiées (glucides, protéines et acides aminés, lipides, tannins, lignines et acides organiques) (Leenheer and Croué, 2003). Elles peuvent être qualifiées de biomolécules car elles proviennent de la dégradation des constituants cellulaires, ou de synthèses microbiennes. Ces substances sont caractérisées par des poids moléculaires faibles (<1000 Da). Elles sont relativement faciles à métaboliser et/ou à dégrader par des microorganismes ou des enzymes qu'ils sécrètent (Calvet, 2003).

b. Les substances humiques (SH)

Elles ne sont rattachées à aucune famille chimique définie mais elles se retrouvent dans les sols, les sédiments et les eaux naturelles. Ce sont des macromolécules carbonées de composition chimique, à nos jours, non identifiée (Nyoman and Pandit, 2008; Hammou, 2012). Quelle que soit leur origine, les SH sont caractérisées par leurs structures complexes, ce qui ne permet pas de les dégrader par les voies biochimiques habituelles. Elles sont de caractère acide, partiellement aromatiques, difficilement dégradables dans les conditions thermodynamiques naturelles (Stevenson, 1994). On retrouve ces molécules généralement dans les eaux, les sédiments, le sol, les fumiers et composts, les boues d'épuration ou les lixiviats d'ordures ménagères (Kang et al., 2002; Mouloubou, 2015). Les SH peuvent être fractionnées en acides fulviques solubles à tout pH et en acides humiques solubles à $\text{pH} < 2$. Le processus de formation de ces substances est représenté dans la figure 1.

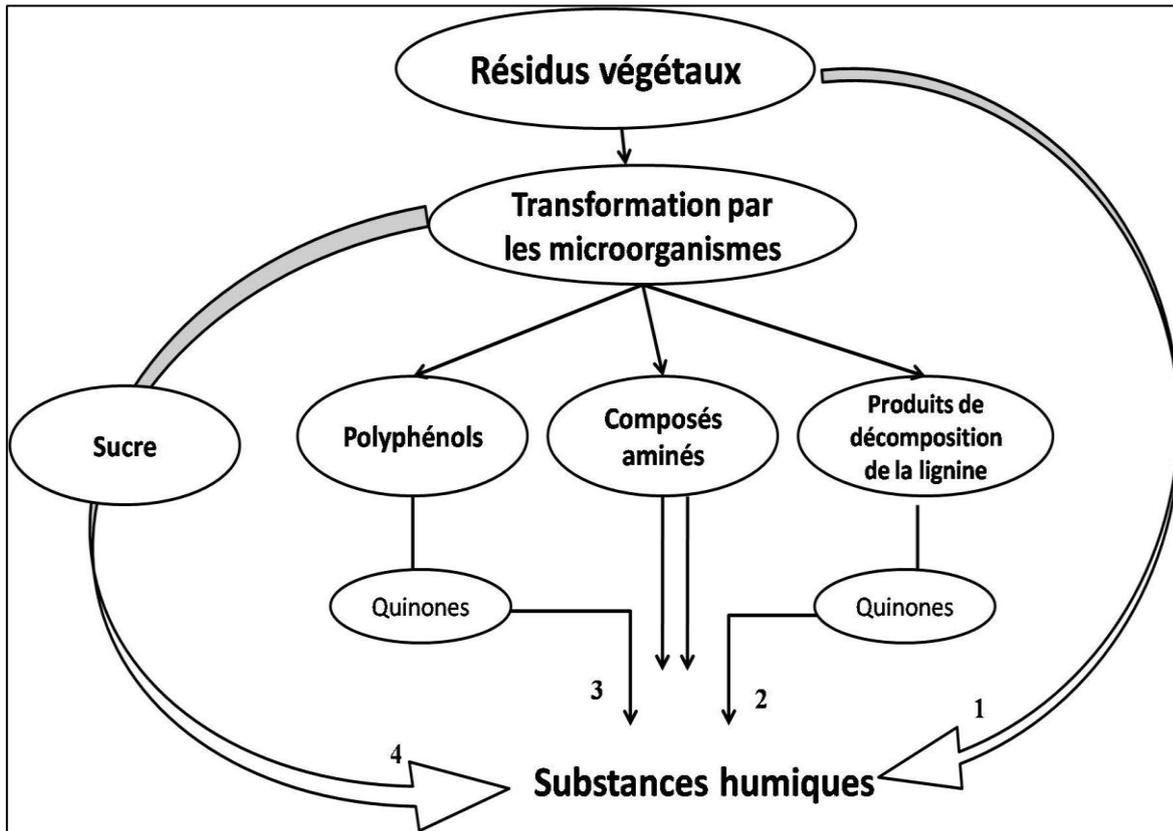


Figure 1. Mécanismes de formation des substances humiques de sol (Stevenson, 1982).

- 1 : transformation directe des résidus végétaux en macromolécules.
- 2 et 3 : dégradation des quinones issues de lignine et de polyphénols.
- 4 : transformation directe des sucres en substances humiques.

I.4.2. Les matières organiques dans l'environnement

Dans les milieux aquatiques, les matières organiques peuvent être issues d'un milieu solide (sol et sédiments) avant de se retrouver dans un milieu liquide (eau) où elles peuvent être consommées ou transformées par les microorganismes aquatiques (phytoplancton et bactéries) présents dans le nouveau milieu (Coble, 1996; Mounier et al., 1999; Yamashita and Tanoue, 2003). La matière organique dans les eaux douces est dite matière organique aquatique continentale (aquagénique).

Les nouveaux composés organiques qui s'introduisent dans l'eau (MO allochtone) peuvent être décomposés par les microorganismes ou bien poly-condensés avec les anciens composés organiques déjà existants (autochtones) pour constituer des molécules plus complexes et de poids moléculaire plus élevé (Yamashita and Tanoue, 2003).

I.4.3. Les matières organiques dans les lixiviats

L'âge des déchets dont sont issus les lixiviats représente un paramètre important et déterminant pour la composition et la caractérisation des lixiviats (Cameron, 1980). Ces derniers lorsqu'ils sont issus d'une jeune décharge sont facilement biodégradables et pas très stables. Dans une vieille décharge,

plus on avance dans le temps, moins les lixiviats produits sont riches en acides gras volatiles et en molécules facilement dégradables. Leur principale charge organique est donc constituée de molécules de haut poids moléculaire tels que les acides humiques et les acides fulviques (Kang et al., 2002; Trabelsi, 2011).

Dans une décharge, la matière organique provenant de la cellulose est dégradée par la flore bactérienne des déchets et peut conduire à la synthèse de poly-phénols bactériens précurseurs des substances humiques. En revanche, au cours du temps, la biodégradation de ces composés limite cette voie d'humification (Barlaz et al., 1990). Les SH précédemment synthétisées peuvent toutefois être réutilisées par les microorganismes en cas de manque de substrat pour en produire d'autres (Mouloubou, 2015).

I.5. Les matières organiques fluorescentes

Parmi les matières organiques naturelles, certaines ont des propriétés optiques leur permettant d'émettre de la lumière sous forme de fluorescence suite à une excitation à longueur d'onde bien déterminée. Les composés organiques fluorescents sont des composés généralement cycliques qui sont capables de réémettre de la lumière après y avoir été exposés. Dans les milieux aquatiques, les composés fluorescents naturels généralement détectés par cette méthode sont : les substances humiques (SH et ses différentes fractions) mais aussi les matières protéiques grâce à certains acides aminés possédant cette propriété.

La fluorescence peut être mesurée dans différents types de MO provenant de différents milieux. (Coble, 1996) a classé les différents types de la MO détectés par cette méthode en fonction de la position de leurs pics spécifiques qui sont représentés dans le tableau 1.

Tableau 1. Les classes des fluorophores identifiés par spectroscopie de fluorescence.

Type de fluorophores	Longueur d'onde d'émission (nm)	Longueur d'onde d'excitation (nm)
Humique (Pic C)	420-480	330-350
Humique (Pic A)	380-480	250-260
Humique marine (Pic M)	380-420	310-320
Protéine (tyrosine/tryptophane)	300-320	270-280
Acide phénolique ou nucléique	320-350	270-280

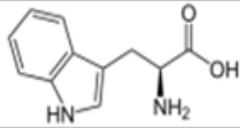
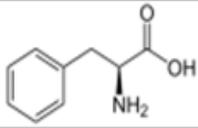
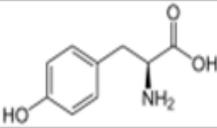
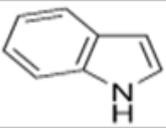
I.5.1. Les acides aminés fluorescents

On appelle "acide aminé" (Aa) les molécules possédant les deux groupements fonctionnels : le groupe carboxyle (-COOH) et le groupe amine (-NH₂). Les Aa sont les constituants primaires des protéines grâce à des réactions de polymérisation créant des liaisons peptidiques entre le groupement (-COOH) d'un Aa et le groupement (-NH₂) d'un autre Aa.

Le tryptophane, la phénylalanine et la tyrosine sont les seuls acides aminés aromatiques capables de fluorescer. Ils sont souvent détectés dans les échantillons d'eaux naturelles polluées par des rejets d'origine humaine et/ou animale (Coble, 1996; Baker, 2001; Kang et al., 2002).

Le tableau 2 regroupe les structures, les formules brutes, les masses molaires, la solubilité dans l'eau à 25°C, l'occurrence dans les protéines humaines et le rendement de fluorescence de chacun des composés aromatiques tryptophane, phénylalanine et tyrosine qui sont trois acides aminés et l'indole qui a aussi la propriété de fluorescence. C'est un sous-produit de la dégradation du tryptophane, formé d'un cycle benzénique (C₆H₆) et d'un cycle pyrrole (C₄H₅N) accolés. Malgré sa présence dans de nombreuses molécules dans l'environnement, notamment naturelles, le groupement indole sous sa forme libre n'est pas naturellement présent dans les rejets ni dans l'environnement ; il est nocif, irritant et dangereux pour l'environnement.

Tableau 2. Structures, formules brutes, masses molaires, solubilités dans l'eau à 25°C, occurrence dans les protéines humaines et rendements de fluorescence des acides aminés fluorescents et de l'indole.

	Tryptophane	Phénylalanine	Tyrosine	Indole
Structure				
Formule brut	$C_{11}H_{12}N_2O_2$	$C_9H_{11}NO_2$	$C_9H_{11}NO_3$	C_8H_7N
Masse molaire (g.mol ⁻¹)	204,23	165,19	181,19	117,15
Solubilité dans l'eau à 25 °C (g.L ⁻¹)	13,1	27,9	0,479	3,56
Occurrence dans les protéines humaines (%)	1,4	3,9	3,2	X
Rendement de fluorescence	0,20	0,04	0,014	Proche du tryptophane

I.5.2. Utilisation des composés organiques fluorescents comme traceurs de pollutions.

La présence de ces composés dans les rejets humains et animaux, en plus de leur propriété de fluorescence font qu'ils sont souvent utilisés comme traceurs de pollution urbaine. Les molécules fluorescentes de type tryptophane sont souvent utilisées pour suivre l'impact des rejets des stations d'épuration dans les cours d'eau (Baker, 2005; Hammou, 2012; Jiang et al., 2013; Yang et al., 2016).

Les lixiviats sont constitués d'un mélange de produits dégradés dont une large gamme de composés et de molécules organiques potentiellement fluorescentes (Baker and Curry, 2004). Ces auteurs suggèrent l'analyse des composés organiques fluorescents comme un choix judicieux pour suivre et tracer la contamination des eaux par les lixiviats, du fait de la rapidité et la sensibilité de la méthode de fluorescence. Ils ont aussi montré qu'il existe une forte corrélation entre l'intensité de fluorescence du lixiviat et les paramètres déterminants de la qualité des eaux souterraines (azote ammoniacal, carbone organique total et demande biochimique en oxygène) (Baker and Curry, 2004).

I.6. Les éléments traces métalliques (ETM)

I.6.1. Nécessité et toxicité

On distingue d'une part les métaux traces qui sont indispensables en quantités minimales au bon déroulement du métabolisme chez les êtres vivants et qu'on appelle "oligoéléments", tels que le Zn et le Cu. Il est souhaitable de les avoir en concentration bien définie car leur absence altère le cycle métabolique et leur excès devient toxique pour les organismes (Coïc and Coppenet, 1989).

D'autre part, il existe les métaux tels que le Pb, le Cd et le Hg qui n'interviennent en aucune façon dans les cycles métaboliques et qui présentent des risques de toxicité même en très faibles concentrations. Le danger de ces éléments consiste en leur propriété de s'accumuler dans les cellules des organismes en progressant dans la chaîne alimentaire (Salomons and Förstner, 1980; Koukal et al., 2004). Comme ils sont non biodégradables, certains métaux tel que le plomb, le cadmium, le cuivre et le mercure peuvent avoir une durée de vie très longue dans le sol (Flores Rodriguez and Thevenot, 1992).

I.6.2. Les ETM dans l'environnement

Les sources des ETM dans l'environnement sont naturelles ou anthropiques :

- Origines naturelles : Les éléments traces métalliques contenus dans les roches constituent le fond géochimique du sol. Pendant plusieurs milliers d'années, ils ont été libérés lors de l'altération naturelle (effritement et érosion) de la roche mère (Bourrelier and Berthelin, 1998). La concentration naturelle de ces métaux traces dans les sols peut varier suivant la nature ainsi que l'âge et la localisation de la roche mère à laquelle ils appartenaient. Ceci constitue la principale source naturelle de contamination en métaux traces, mais on peut identifier d'autres sources de contamination naturelle avec des contributions moindres, telles que :
 - ✓ L'apport du cycle biogéochimique (sols/plantes) : les métaux contenus dans le sol sont absorbés par les plantes et passent ensuite dans les feuilles. Une fois mortes ces dernières tombent et se décomposent en libérant leurs métaux traces dans le sol.
 - ✓ L'apport par le lessivage des surfaces et des sols.
 - ✓ L'apports d'origine atmosphérique : volcans (émissions d'As, Hg, Ni, Zn), feux de forêt (Zn), embruns marins (Hg, Na) (Huynh, 2009).
- Origines anthropiques : Les principales sources anthropiques de pollution de l'environnement par les éléments traces métalliques sont :

La pollution industrielle : elle est généralement issue des usines et centrales nucléaires.

La principale source anthropique de cette pollution provient des déchets miniers et des terrils

industriels causant des contaminations considérables en zinc, plomb et cadmium (Doe and Delevaux, 1972; Hutton and Symon, 1986; Mehennaoui et al., 2009; Hu and Long, 2017). Les fumées issues de l'industrie du pétrole et des autres énergies fossiles peuvent aussi être des sources importantes de pollution de l'air par les métaux en raison de la présence de traces dans les combustibles (Mugoša et al., 2016).

La pollution agricole : certains produits destinés à améliorer les propriétés du sol sont plus riches en éléments métalliques que le sol lui-même, ainsi ils sont à l'origine de l'introduction de ces éléments dans le sol. Les produits les plus concernés par ce phénomène sont : le compost, les engrais phosphatés naturels et les boues de station d'épuration (Fishbein, 1981; Hlavackova, 2005). Les fumiers et surtout les lisiers amènent au sol du Cu et du Zn en quantités importantes. As, Hg, Cu, Mn ou Pb sont contenus dans plusieurs pesticides (Mehennaoui et al., 2009; Marrugo-Negrete et al., 2017).

La pollution urbaine : les foyers domestiques rejettent dans l'atmosphère des particules contenant des métaux (combustion, chauffage, incinération). Ils rejettent aussi des eaux usées principalement concentrées en cuivre et en zinc, du fait de l'alimentation (Zn et Cu en excès sont excrétés dans les fécès), dans l'eau usée du fait des canalisations en cuivre et des soudures en zinc, dans les eaux pluviales à cause du lessivage des toits qui libèrent du cuivre et du zinc. Le zinc est aussi présent dans les eaux des ménages du fait de sa présence dans les produits d'entretien (dentifrices et certains shampoings, etc ...).

Les moyens de transport routier représentent une source importante de contamination par les métaux avec les rejets des gaz d'échappement. Certains métaux sont liés à l'usure des pneumatiques et des chaussées roulantes tels que Cd, Zn ou Ni (INERIS, 2017). Les trains, tramways et trolleys sont aussi des sources de pollution par le cuivre.

Dans l'environnement, on distingue les ETM présent sous deux formes :

- Forme dissoute : dans les eaux douces (Koukal et al., 2004; Achour Louhi et al., 2012), dans les eaux de pluie (Flores Rodriguez and Thevenot, 1992) ou les eaux de mer.
- Forme particulaire : dans les sédiments de rivière et les sédiments marins (Stoffers et al., 1986; Al-Abdali et al., 1996; Ettlér et al., 2006; Bachouche et al., 2017) ou dans le sol (Marrugo-Negrete et al., 2017).

Il existe une corrélation négative entre la teneur en métaux et la taille des grains des sols et/ou des sédiments (Al-Abdali et al., 1996). La plupart des métaux sont principalement liés à la fraction fine (< 63µm) des sols et/ou des sédiments en fonction (Horowitz and Elrick, 1987) en fonction:

- du rapport taille / surface de grain.
- des teneurs en humus.
- de la disponibilité biologique.

Les sédiments peuvent être des indicateurs précieux pour la surveillance des contaminations surtout métalliques dans les milieux aquatiques en raison de l'adsorption en surface et de leur attraction ionique (González-Macías et al., 2006; Nowrouzi and Pourkhabbaz, 2014). Les polluants métalliques transportés par les eaux s'accumulent principalement dans les sédiments (jusqu'à 85%) (Zahra et al., 2014; Zhang et al., 2016) et le pourcentage d'accumulation dépend de différentes propriétés des sédiments comme la quantité de matières organiques, son type, la taille des grains, la capacité d'échange cationique et les constituants minéraux (Tam and Wong, 1995).

I.6.3. Les ETM dans les déchets

Les décharges à ciel ouvert contiennent principalement des déchets ménagers, mais elles peuvent, toutefois, contenir des éléments dangereux. Ces déchets produits aussi bien par les professionnels que par les ménages sont appelés « Déchets dangereux à Quantité Dispersée ». Cette catégorie est composée principalement de :

- matériels informatiques, appareils électriques et électroniques (ordinateurs, photocopieuses, téléphones, électroménager...).
- consommables (cartouches de toner, rubans d'imprimantes...)

Certains de ces équipements contiennent des composants toxiques (métaux, solvants,...). Ces éléments doivent donc être éliminés ou traités avant les opérations de valorisation.

Les ETM dangereux présents dans cette catégorie sont le mercure contenu dans les piles, le cadmium provenant des piles, batteries et plastiques, le plomb issu des batteries, des ferrailles et du carton, ainsi que le zinc qui peut provenir du caoutchouc, des textiles, des restes de peintures et des détergents. En plus de toutes ces sources, la partie papier et carton des déchets peut aussi être source de Pb, Cu et Cr (Glandier, 2001 ; Poiret, 2012).

I.7. Les risques liés à la pollution métallique

La toxicité des métaux traces ne peut être une notion absolue ; il faut donc l'établir pour chaque milieu particulier dans un ensemble de circonstances bien définies. Les effets d'une pollution par les éléments métalliques dans un milieu peuvent intervenir sur une échelle de temps très courte, de l'ordre d'une décennie ou même moins (Pereira and Sonnet, 2006). On définit deux catégories de contamination :

I.7.1. La contamination diffuse

La contamination diffuse correspond à une pollution due à de multiples rejets de polluants non contrôlés dans le temps et sur une grande étendue. Généralement cette pollution est sous forme de poussières et d'aérosols (atmosphérique) issus des activités humaines (industries, chauffage domestique, trafic routiers, etc.) Ces polluants peuvent se déposer sur les sols, sur les végétaux ou contaminer les eaux de surface.

I.7.2. La contamination ponctuelle

Elle concerne le cas où on trouve un grand nombre de contaminants avec des concentrations très importantes sur des zones bien définies. On parle donc de « sites pollués » comme par exemple une ancienne usine ou une mine. Ce type de contaminations peut aussi concerner un site où il y a eu des apports agricoles (engrais, boues de station d'épuration, lisiers de porcs, compost, etc...) (Affholder et al., 2013; Testiati et al., 2013).

Dans un terrain pollué par les déchets, on passe progressivement d'une pollution ponctuelle du sol de la décharge à une pollution diffuse dans l'environnement. Ponctuelle car la contamination métallique issue des déchets fait intervenir un très grand nombre de polluants avec de grandes concentrations vue la diversité des déchets.

La pollution passe de ponctuelle à diffuse quand les contaminants entrent en contact avec les différents constituants de l'environnement (air, sol et eau). Les polluants diffusent dans l'air s'il y a brûlage ou dégagement de fumées, diffusent dans le sol et le sous-sol du site de la décharge par percolation et peuvent par la suite atteindre les eaux souterraines.

Dans certains cas, les polluants peuvent entrer directement en contact avec les cours d'eau avoisinants (Affholder et al., 2013; Testiati et al., 2013) par lesquels ils se diffusent dans les eaux de surface (barrage et retenues).

I.7.3. Les interactions matière organique/métaux

La matière organique peut avoir un rôle très important dans la mobilité et la disponibilité des métaux. Elle favorise la mise en solution de ces derniers (par adsorption, association ou réduction) dans l'environnement en modifiant leurs formes chimiques. Elle intervient donc dans leur biodisponibilité. Elle joue un rôle de connecteur entre les différents réservoirs de l'environnement et les organismes vivants. La principale interaction entre les métaux et la matière organique naturelle est le phénomène de complexation avec les cations où elle joue le rôle de ligand central naturel (Stevenson, 1994; Mouloubou, 2015).

Du fait de l'hétérogénéité des substances humiques de la matière organique et de la présence des groupements fonctionnels carboxyliques et phénoliques, ces substances jouent un rôle très important dans la solubilisation, l'accumulation, la biodisponibilité, le transport et les échanges de composés inorganiques comme principalement les métaux et les pesticides (Jacquin, 1963).

I.8. Qualité des cours d'eaux en Algérie

Les pays en voie de développement sont en retard par rapport aux pays développés en ce qui concerne la notion des risques environnementaux et la mise en œuvre des programmes de surveillance et d'assainissement afin de minimiser les risques encourus par la population (Koukal et al., 2004; Emmanuel et al., 2014; Seklaoui et al., 2016; Bachouche et al., 2017).

L'Algérie est confrontée à ce problème notamment au Nord du pays où l'on assiste à une urbanisation et une industrialisation galopantes (Deramchi, 2004) en plus du dysfonctionnement des stations d'épuration et du système de collecte des eaux usées, entraînant une dégradation de la qualité des eaux et une diminution des ressources hydriques. La contamination des lacs et rivières par les activités humaines rend difficile la distinction entre les éléments anthropiques et les éléments naturels (Admiraal et al., 1993).

A ce jour, aucune étude sur l'impact des décharges à ciel ouvert sur la qualité des cours d'eau n'a été réalisée en Algérie. D'où l'intérêt de ce travail qui étudie l'impact saisonnier de la pollution (physico-chimique, métallique et organique) issue de deux décharges sur deux cours d'eau dans les compartiments eau, sédiments, sol de décharge et lixiviats.

Chapitre II :

Matériels et méthodes

II.1. Présentation de la zone d'étude

II.1.1. Localisation des cours d'eau et des décharges

Notre zone d'étude se situe au Nord-Ouest de l'Algérie et fait partie du "Mina bas Cheliff", un sous-bassin du plus grand bassin versant d'Algérie : le "Cheliff Zahrez". Ce sous-bassin "Mina bas Cheliff" est limité au Nord par la mer Méditerranée et les monts du Dahra, à l'Est par la wilaya de Djelfa et au Sud-Ouest par le bassin hydrographique "Oranie-Chott Chergui". Le relief est dans l'ensemble aéré et peu élevé. La topographie est relativement plane. L'écoulement des eaux pluviales se fait du sud vers le nord (Deramchi, 2004; Meddi and Belhadj Bouchaib, 2010).

Nous nous sommes intéressés à deux décharges à ciel ouvert implantées au voisinage de deux cours d'eau : l'Oued Hillil et l'Oued Cheliff. Le premier cours d'eau, l'Oued Hillil, prend sa source au Sud dans les monts de Mascara. Il traverse plusieurs agglomérations dont la ville de Yellel avant de se déverser dans la rivière "Oued Mina", qui se jette à son tour dans l'Oued Cheliff. Ce cours d'eau n'est pas permanent ; il a un régime d'écoulement discontinu durant l'année. La première décharge (D1) est située au Nord de la ville de Yellel (wilaya de Relizane). Elle est implantée directement sur les berges de l'Oued Hillil, 16 kilomètres avant sa confluence avec l'Oued Mina.

Le deuxième cours d'eau est l'Oued Cheliff. Il a une longueur de plus de 750 kilomètres et son bassin versant est le plus important du pays avec une superficie de 43750 km². Il est le seul cours d'eau algérien, qui prend sa source dans l'Atlas saharien près d'Aflou dans les monts du Djebel Amour et se jette dans la mer Méditerranée (Deramchi, 2004). Ce cours d'eau a un régime d'écoulement continu tout au long de l'année. La deuxième décharge (D2) est située à proximité de la ville de Sidi Belattar (wilaya de Mostaganem). Elle est localisée sur le ruisseau dit « Chaâbet Kaddour » à 700 m de l'Oued Cheliff et à 16 km de l'embouchure de ce dernier dans la mer Méditerranée.

Les localisations des deux décharges et des cours d'eau avoisinants sont représentées dans la Figure 2.

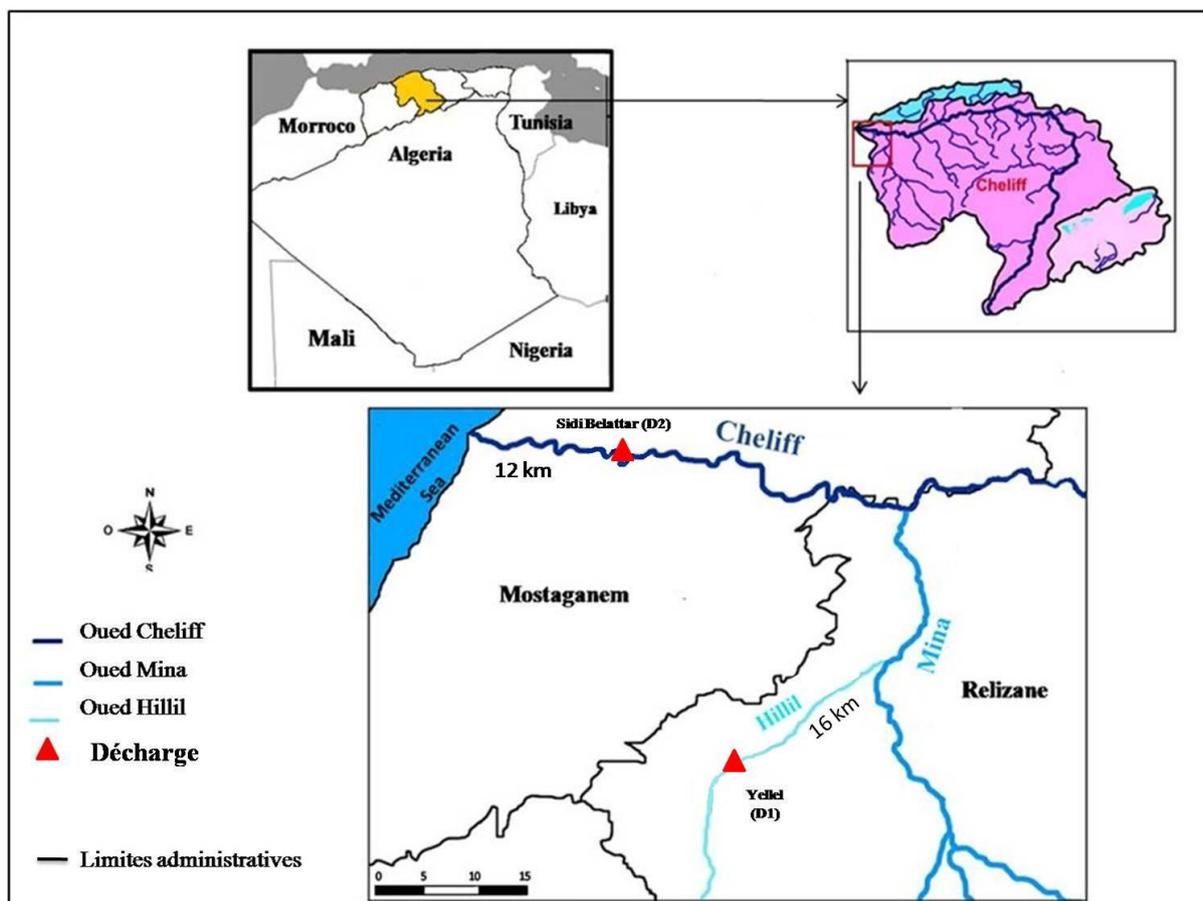


Figure 2. Présentation de la zone d'étude.

II.1.2. Caractéristiques des décharges étudiées

Le tableau 3 représente les différentes informations techniques concernant les deux décharges étudiées.

Tableau 3. Informations techniques sur les décharges étudiées (Direction de l'environnement de la wilaya de Mostaganem, 2011; Direction de l'environnement de la wilaya de Relizane, 2015).

	Population (Habitants)	Date de début d'exploitation	Superficie (ha)	Quantité de déchets (tonnes/jour)
D1	45000	1988	2	20
D2	6794	Inconnue	1	5

Les déchets urbains qui sont acheminés quotidiennement par les camions des municipalités et aussi par les particuliers aux deux décharges D1 et D2, sont composés de différentes catégories y compris les déchets spéciaux et spéciaux dangereux, les déchets de l'agriculture et de l'agro-alimentaire, les déchets inertes, les déchets ultimes et les déchets d'activités de soins (Fig. 3).



Figure 3. Déchets d'activité de soins (seringues, aiguilles pansements ...) récoltés dans des sacs jaunes présents dans D1.

Par mesure de sécurité et vu le risque que peuvent présenter ces déchets (objets contaminés, infectieux, tranchants, piquants...), nous n'avons pas effectué des prélèvements pour la caractérisation des déchets dans les deux décharges.

Sur les deux décharges, nous avons constaté des pratiques de brûlage des déchets à l'air libre d'une façon aléatoire et totalement anarchique. Cette pratique de brûlage contribue à réduire le volume des déchets stockés.

II.1.3. Les rejets dans les cours d'eau

Le premier cours d'eau "Oued Hillil" subit une énorme pression à cause des eaux usées qui y sont déversées quotidiennement. La commune de Yellel à elle seule rejette dans cette rivière plus de 9000 m³/j d'eaux usées sans aucun traitement (Deramchi, 2004). D'autres rejets peuvent provenir des industries avoisinantes : OROLAIT de Sidi Saâda (laiterie), ORPO (transformation des olives et dérivés), ENAJUC (conserverie alimentaire), ECOTEX (bonneterie) et une unité de production et de transformation de céréales (Deramchi, 2004). Les eaux usées et les rejets industriels se mélangent au cours d'eau, lui donnant une couleur noirâtre avant même d'arriver sur le lieu de la décharge (D1). Cette dernière accentue la pollution de ce cours d'eau avec les rejets des lixiviats qu'elle produit et le brûlage des déchets à l'air libre. En effet, les fumées toxiques dégagées causent de grandes nuisances pour la population vivant aux alentours et de plus, les cendres résultant de ce brûlage sont poussées directement dans le lit du cours d'eau pour être entraînées par l'eau et pour libérer de la place aux futurs arrivages de déchets.

La région compte un peu plus de trois millions d'habitants dont environ le tiers seulement est raccordé au réseau d'assainissement (Deramchi, 2004). Le reste de la population rejette les eaux

usées non traitées directement dans les cours d'eau. Les 13 wilayas traversées par le deuxième cours d'eau de l'étude, l'Oued Cheliff, produisent un volume d'eaux usées de 163361 m³/j. Plus de 30 industries sont implantées le long de l'Oued Cheliff rejetant 72000 m³/j d'effluents industriels, la liste détaillée des industries est présentée dans l'annexe 2. A ces différents rejets, il faut ajouter ceux issus de la décharge de Sidi Belattar (D2) qui accentue la charge polluante de l'Oued Cheliff pour les mêmes raisons indiquées précédemment pour la décharge D1. L'influence des rejets de cette décharge D2 est indirecte puisqu'ils sont rejetés dans un ruisseau avant d'atteindre l'Oued Cheliff. Tous ces rejets dans les cours d'eau représentent donc un risque sanitaire important d'autant plus que l'Oued Cheliff contient plusieurs barrages utilisés comme source d'alimentation en eau pour l'irrigation et/ou la potabilisation (Deramchi, 2004).

II.1.4. Climatologie de la région

La région « Mina bas-Cheliff » est caractérisée par un climat semi-aride très sévère, une forte évapotranspiration et une forte salinisation des sols (Aubert, 1983; Douaoui et al., 2006; Bradai et al., 2008). Le déficit en eau enregistré dans ces dernières décennies génère un problème économique et social important suite à la forte pression qui s'exerce sur cette ressource en eau compte tenu de son utilisation pour l'irrigation et même pour la consommation (Meddi and Belhadj Bouchaib, 2010). La zone d'étude a un climat méditerranéen caractérisé par une saison chaude et sèche d'avril à septembre, suivie d'une saison froide et humide d'octobre à mars (Bettahar et al., 2009).

La Figure 4 représente les variations des précipitations et des températures correspondant à la période de prélèvement de la présente étude (Tutiempo, 2017). Ces variations illustrent bien le climat méditerranéen.

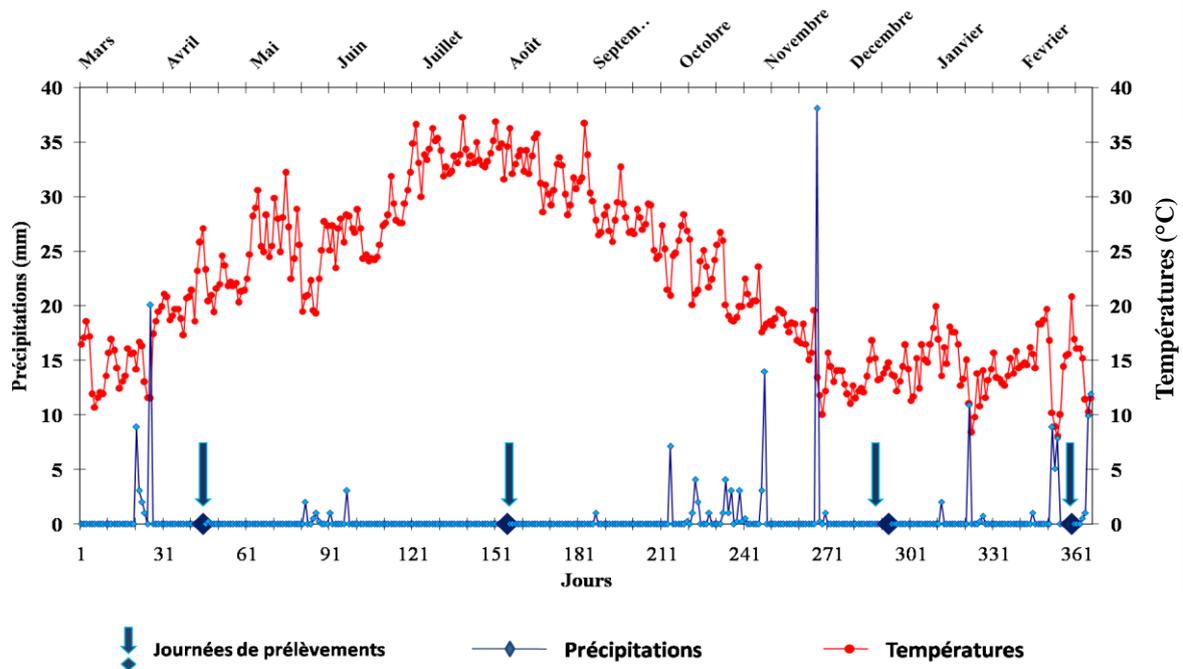


Figure 4. Précipitations et températures de la zone d'étude durant la période d'étude (de Mars 2015 à Mars 2016).

II.2. Prélèvements et préparation des échantillons

II.2.1. Campagnes de prélèvements

Durant la période d'étude, quatre campagnes de prélèvements d'échantillons ont été effectuées saisonnièrement pour chacune des deux décharges. Les dates sont indiquées dans la Figure 5.

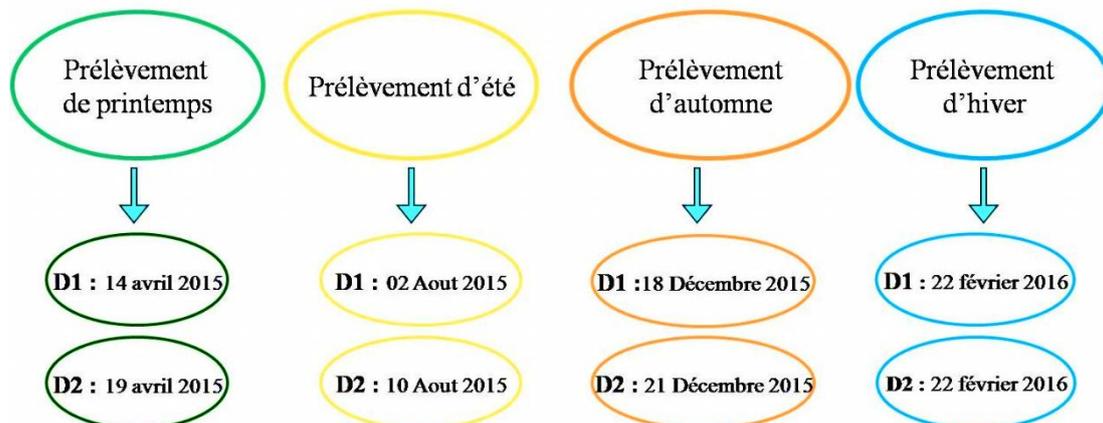


Figure 5. Dates des prélèvements d'échantillons pour chaque décharge.

Les prélèvements ont été organisés et effectués par rapport aux précipitations pour mettre en évidence l'effet de chaque saison.

- Le prélèvement de printemps a été effectué à une température moyenne de 17°C.

- Le prélèvement d'été a été réalisé à une température moyenne de 28°C après plus de deux mois sans précipitations.
- Le prélèvement d'automne a été fait à une température faible (10°C).
- Le prélèvement d'hiver a été effectué à une température minimale (8°C), quatre jours après un épisode pluvieux durant lequel se sont accumulés 21 mm de précipitations.

II.2.2. Points de prélèvements

Les localisations des points de prélèvements pour les deux décharges D1 et D2 sont représentées dans les figures 6 et 7 respectivement.

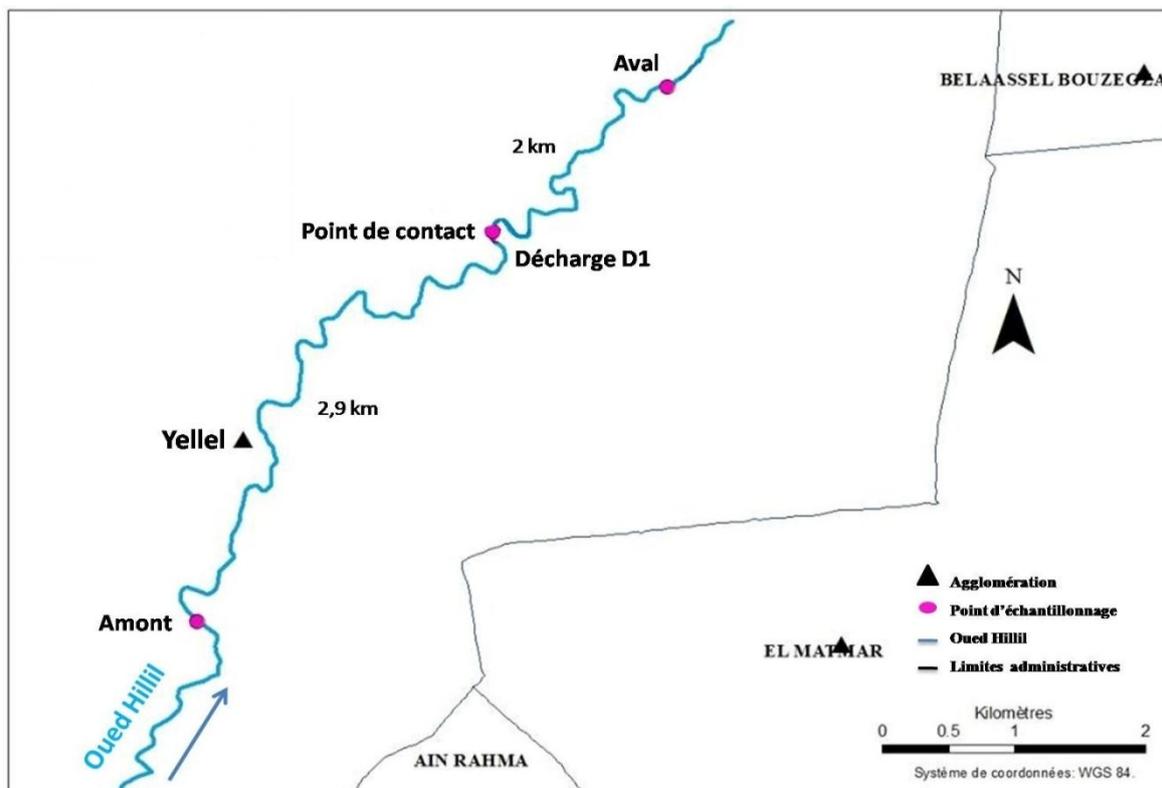


Figure 6. Localisations des points de prélèvement pour la décharge D1 avec indication des distances entre les stations.

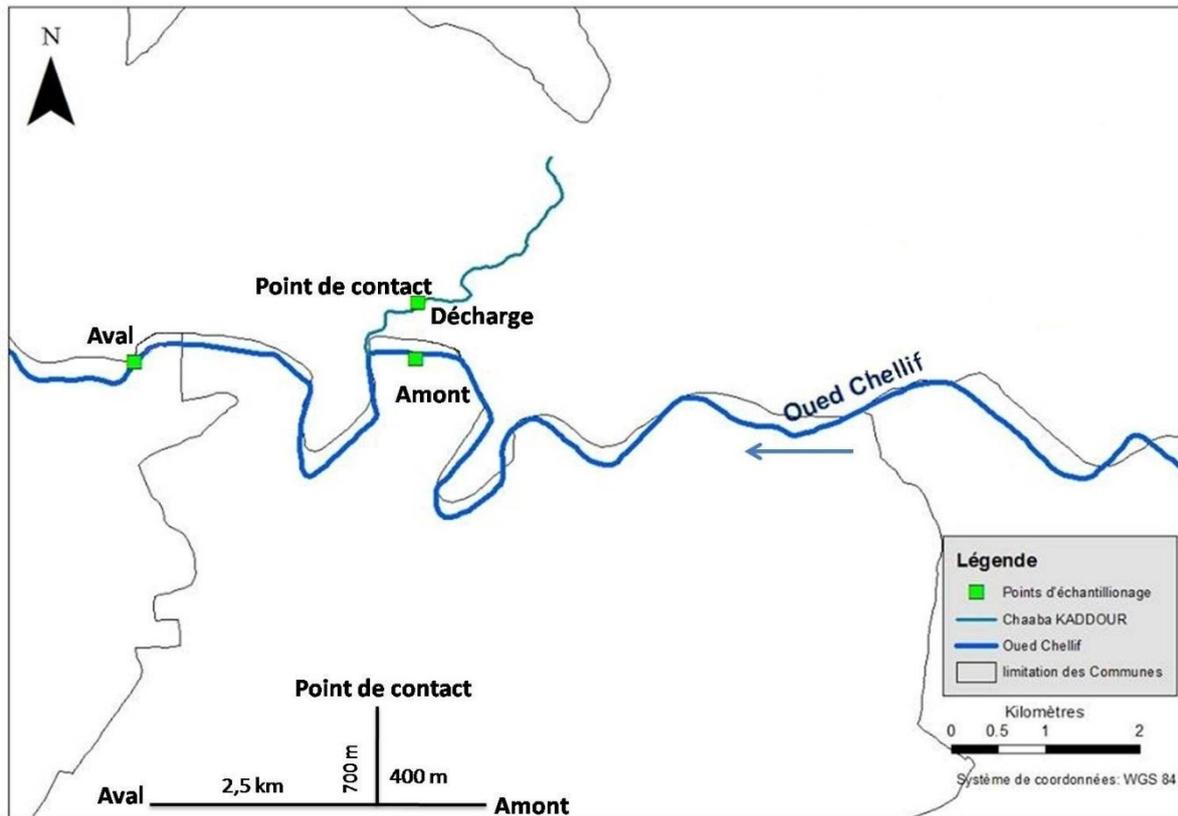


Figure 7. Localisations des points de prélèvement pour la décharge D2 avec indication des distances entre les stations.

Afin d'évaluer l'impact d'une décharge sur un cours d'eau, trois points de prélèvements ont été localisés :

- Un point en amont de la décharge pour étudier l'état du cours d'eau avant d'atteindre la décharge,
- Au point au contact des rejets de la décharge (lixiviats) avec le cours d'eau pour évaluer les apports de la décharge dans le cours d'eau.
- Un point en aval qui sera comparé aux précédents pour voir l'impact de la décharge sur le cours d'eau.

La décharge D2 est située le long d'un ruisseau donc son point de contact est sur ce ruisseau avant que les eaux rejoignent l'Oued Cheliff à environ 700 m en aval.

II.2.3. Échantillonnage et préparation des échantillons

- **Dans le cours d'eau** : Pour évaluer la contamination des cours d'eau, des échantillons d'eau et de sédiments ont été prélevés à chaque point de prélèvement (amont, point de contact et aval). Ceci a été réalisé à chaque campagne saisonnière (quatre saisons) (Fig. 5).

A chaque point de prélèvement, trois bouteilles d'eau (1,5 L) ont été prélevées à l'aide d'une perche à différentes distances des berges. Ces trois échantillons sont par la suite mélangés pour constituer un échantillon composite du point de prélèvement.

Pour les sédiments, à chaque point de prélèvement une carotte de sédiment a été prélevée sur les berges du cours d'eau en utilisant un tube en PVC de 30 cm de longueur et 10 cm de diamètre. Elle est par la suite découpée en tranches de 10 cm.

- **Dans la décharge** : Pour caractériser la charge polluante dans les décharges, à chaque saison des échantillons de lixiviats bruts ainsi que des échantillons de sols superficiels (0-10 cm) à différents endroits ont été prélevés au sein de chaque décharge. Vu que les sols des décharges étaient très durs le prélèvement à un niveau plus profond n'a pas été possible.

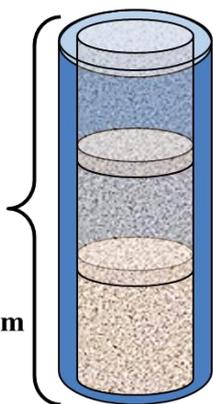
Pour D1, le point amont était inaccessible au printemps (pas d'échantillonnage de sédiments) et sec en été (pas d'échantillonnage de sédiments et d'eau).

Pour D2, le ruisseau qui avoisine la décharge était sec en saison d'été (pas d'échantillonnage d'eau ni de sédiments) et les deux stations amont et aval étaient inaccessibles pendant le printemps à cause de la prolifération de végétaux (pas d'échantillons de sédiments).

La figure 8 donne les différentes caractéristiques du matériel d'échantillonnage ainsi que les analyses qui ont été effectuées sur chaque compartiment prélevé (solide ou liquide).

Solide

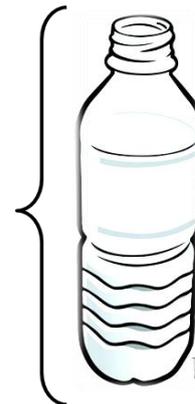
- Tube en PVC
- Longueur 30cm
- Diamètre 10cm
- Découpage chaque 10 cm



- Analyse des métaux et éléments traces métalliques.
- Analyses de traceurs fluorescents (acides aminés).

Liquide

- Bouteille en PET
- Volume 1,5L



- Analyses physicochimiques : (pH, conductivité, température, DCO, DBO₅, NO₂⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, PO₄³⁻, Cl⁻)
- Analyses des traceurs fluorescents (acides aminés).
- Analyse des métaux et éléments traces métalliques.

Figure 8. Matériel d'échantillonnage et analyses à réaliser sur les échantillons solide et liquide.

Tous les échantillons prélevés ont été ensuite transportés jusqu'au laboratoire et conservés à l'obscurité à 4°C, avant l'analyse des paramètres physico-chimiques.

Conditionnement :

En fonction de l'analyse à effectuer, le mode de conservation adéquat a été appliqué. Les échantillons liquides ont donc été divisés en trois parties :

- Pour inhiber l'activité bactérienne, 5 mL de la solution d'azoture de sodium NaN₃ à une concentration 1 M (Sigma Aldrich 99%) sont ajoutés à 500 ml d'échantillons prévus pour les analyses des traceurs fluorescents.
- Afin d'arrêter l'oxydation par les microorganismes 2 ml d'acide sulfurique (Sigma Aldrich 95-98%) ont été ajoutés à 500 ml des échantillons destinés à l'analyse de la DCO.
- On acidifie à 2% de volume avec de l'acide nitrique (Merck 65%) les échantillons destinés aux analyses de métaux et des éléments traces métalliques (ETM).

Les carottes de sédiments ont été découpées en tranches de 10 cm. Chaque tranche a été divisée en deux parties :

- La première, destinée à subir une extraction en vue d'y analyser les traceurs fluorescents : elle a été séchée à l'étuve à 40°C durant 24 h puis broyée et tamisée à 2 mm.

- La deuxième, destinée à subir une minéralisation afin d'y analyser les métaux et les éléments traces métalliques : elle a été séchée sous une hotte à flux laminaire puis broyée et tamisée à 63 μm .

II.3. Analyses physico-chimiques

Trois répliqués de mesure ont été effectués pour toutes les analyses des paramètres physicochimiques dans les échantillons composites (eau et lixiviats) suivant les normes AFNOR (Association française de normalisation, 1999).

II.3.1. Analyses sur site

Les différents paramètres *in situ* ont été mesurés sur les sites de prélèvement :

- Le pH et la conductivité : ont été mesurés à l'aide d'une sonde multiparamétrique «CONSORT C562 » étalonnée et calibrée avant utilisation.
- La température a été mesurée à l'aide d'un thermomètre à mercure ordinaire.

II.3.2. Paramètres d'évaluation de la pollution globale des eaux

- Les matières en suspension (MES) : Les matières en suspension représentent les matières qui ne sont ni à l'état soluble ni à l'état colloïdal, donc pouvant être retenues par un filtre. Elles comportent des matières organiques et minérales constituant un paramètre important qui indique le degré de charge particulaire de l'eau. Les MES ont été obtenues par pesée différentielle du filtre avant et après filtration sous vide de 100 ml d'échantillon et séchage du même filtre à 105 °C pendant une heure (AFNOR NF EN 872). Le résultat est donc multiplié par 10 pour calculer les MES dans un litre et les résultats sont exprimés en mg/L.
- La demande chimique en oxygène (DCO) : c'est la quantité d'oxygène consommée par les matières existantes dans l'eau et oxydables dans des conditions opératoires définies. Elle a été déterminée par la méthode volumétrique (annexe 3) suivant la norme AFNOR (NF T90-101).
- La demande biochimique en oxygène sur 5 jours (DBO₅) : elle exprime la quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation des matières organiques par les microorganismes du milieu, traduisant la consommation d'oxygène relative au phénomène d'autoépuration dans les eaux naturelles superficielles. Ce paramètre a été évalué par la mesure de DBO₅ pendant cinq jours (DBO₅) en utilisant un dispositif OxiTop IS 6 suivant la norme AFNOR (NF EN 1899-2).

II.3.3. Analyses des anions

Pour le dosage des anions (nitrites, nitrates, phosphates, chlorures et sulfates), le spectrophotomètre employé dans notre étude est un appareil « Optizen 3220 UV » équipé d'une lampe au deutérium pour la zone comprise entre 190 et 350 nm et d'une lampe halogène pour la zone spectrale comprise

entre 350 et 1100 nm, ainsi que d'un détecteur à photodiodes et d'une cuve en quartz de 1 cm de trajet optique.

- **Les nitrites**

Les nitrites ont été mesurés conformément à la norme AFNOR (NF T90 013). L'acide sulfanilique en milieu chlorhydrique, en présence d'ion ammonium et de phénol (réactif de ZAMBELLI), forme avec les ions nitrites un complexe coloré jaune dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en nitrites et qui absorbe à la longueur d'onde de 435 nm (AFNOR, 1999). La lecture est effectuée au spectrophotomètre, puis la valeur est reportée sur la courbe d'étalonnage pour déterminer la concentration en ions nitrites (voir annexe 3).

- **Les nitrates**

Les nitrates ont été déterminés par la méthode au salicylate de sodium et conformément à la norme AFNOR (NF T90 012) (Rodier, 1984 ; AFNOR, 1999). En présence du salicylate de sodium, les nitrates réagissent et produisent du paranitrosalicylate de sodium qui est mesurable par spectrophotométrie à la longueur d'onde de 415 nm (voir annexe 3).

- **Les orthophosphates :**

Les orthophosphates sont mesurés suivant la norme AFNOR (NF T90 023). En milieu acide et en présence de molybdate d'ammonium, les orthophosphates forment un complexe phosphomolybdique qui, réduit par l'acide ascorbique, développe une coloration bleue qui est mesurable par spectrophotométrie (Rodier, 1984 ; AFNOR, 1999). La lecture se fait à la longueur d'onde de 700 nm. La valeur mesurée est reportée sur la courbe d'étalonnage (voir annexe 3).

- **Les sulfates**

Suivant la norme AFNOR (NF T90 040), les sulfates sont précipités en milieu acide à l'état de sulfate de baryum. Le précipité ainsi obtenu est stabilisé à l'aide d'une solution de Tween 20 ou de polyvinyl-pyrrolidone (Rodier, 1984 ; AFNOR, 1999). Les suspensions homogènes sont mesurées au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 650 nm (voir annexe 3).

- **Teneur en chlorures**

L'analyse des chlorures a été réalisée par la méthode de Mohr suivant la norme AFNOR (NF 9297). On effectue un dosage en burette avec une solution de nitrate d'argent 0,1 N en présence de chromate de potassium comme indicateur coloré sur 100 ml d'échantillon (voir annexe 3).

II.4. Les éléments traces métalliques (ETM)

II.4.1. Analyses des échantillons

L'analyse des ETM a été réalisée par la méthode de spectroscopie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS) en utilisant un appareil de marque « Agilent technologies 7700 séries ICP-MS ». L'analyse des métaux a été effectuée dans une salle blanche en utilisant des réactifs de qualité analytique supra pure. Toutes les solutions ont été préparées avec de l'eau ultra-pure (qualité milliQ). Un blanc a été analysé en parallèle avec chaque série d'échantillons, afin de confirmer la fiabilité des analyses ainsi que les standards : 1646a pour les sédiments et SLRS 6 pour les liquides. L'appareil fait environ 100 répliqués de mesure et affiche la valeur moyenne en résultat.

➤ Echantillons liquides

Les ETM ont été analysés dans les échantillons liquides (eaux et lixiviats) acidifiés à 2% avec de l'acide nitrique concentré puis filtrés sur des filtres en nitrate de cellulose de porosité 0,45µm.

➤ Echantillons solides

30 à 40 mg d'échantillons solides (sédiments et sols de la décharge) ont été minéralisés dans des réacteurs en Téflon. Dans un premier temps, les carbonates ont été détruits par l'ajout de 0,5 mL de HNO₃ concentré puis les échantillons ont été exposés aux ultra-sons pendant 15 min. Ensuite les silicates ont été minéralisés par l'addition de 0,5 mL de HF concentré en chauffant sur une plaque chauffante à 100 °C pendant 12 heures minimum dans un réacteur fermé. Après évaporation totale, le résidu a été repris dans 0,5 mL de HNO₃ concentré et la matière organique a été minéralisée par l'ajout fractionné de 0,6 ml d'eau oxygénée pure. Cette dernière étape a été refaite autant de fois que nécessaire pour chaque échantillon, jusqu'à obtention d'une solution limpide. Cette dernière est ensuite mise sur une plaque chauffante jusqu'à évaporation totale. Le résidu final est ensuite repris dans 2 ml d'acide nitrique concentré et les dilutions nécessaires au passage des solutions dans l'appareil ont été effectuées.

II.4.2. Evaluation de la pollution métallique des sédiments

La contamination métallique des sédiments ainsi que celle des sols de décharges et les risques environnementaux associés peuvent être estimés à l'aide de plusieurs facteurs et/ou indices. La comparaison des différents indicateurs calculés permet d'estimer les niveaux des intrants métalliques dus aux activités humaines et leurs risques pour l'environnement et les organismes par accumulation et transfert potentiel dans la chaîne alimentaire et indirectement leurs dangers pour la santé humaine.

II.4.2.1. Facteur d'enrichissement (FE)

D'après (Taylor, 1964), le facteur d'enrichissement (FE) est calculé pour chaque métal par l'équation (3) :

$$FE = \left(\frac{C_i}{C_{ref}}\right)_{echantillon} / \left(\frac{B_i}{B_{ref}}\right)_{croûte\ terrestre} \quad \dots (3)$$

Où :

C_i = la concentration mesurée du métal donné i dans l'échantillon.

C_{ref} = la concentration mesurée de l'élément métallique de référence dans l'échantillon.

B_i = la valeur de fond de la croûte terrestre supérieure du métal i .

B_{ref} = la valeur de fond de la croûte terrestre supérieure du métal de référence.

L'élément choisi comme référence doit être étroitement associé aux plus fines particules et sa concentration ne doit pas être altérée par les apports anthropiques (Ackermann, 1980).

Les métaux Sc (Leleyter and Baraud, 2005), Fe (Nowrouzi and Pourkhabbaz, 2014) ou Al (Tam and Yao, 1998; Marrugo-Negrete et al., 2017), sont des éléments souvent utilisés comme métaux de référence. Dans cette étude, l'aluminium a été choisi comme métal de référence pour son association aux fines particules et sa concentration très peu ou non altérée anthropogéniquement (Ackermann, 1980).

Les valeurs de FE correspondent à plusieurs classes d'enrichissement (Taylor, 1964) :

- $FE > 50$: enrichissement extrêmement sévère,
- $25 < FE < 50$: enrichissement très sévère,
- $10 < FE < 25$: enrichissement sévère,
- $05 < FE < 10$: enrichissement modérément sévère,
- $03 < FE < 05$: enrichissement modéré,
- $01 < FE < 03$: enrichissement mineur
- $FE < 1$ correspond à l'absence d'enrichissement.

Pour un métal donné, le FE compare la valeur actuelle à celle enregistrée dans la croûte terrestre. Il donne donc une information sur le niveau d'apport anthropogénique de ce métal par rapport au métal de référence qui est très peu ou non influencé par ces apports en étant étroitement lié aux fines particules.

II.4.2.2. Indice de géo-accumulation (I_{geo})

Afin d'évaluer la contamination actuelle en comparant les concentrations actuelles avec les niveaux naturels d'éléments traces métalliques, Muller (1969) a établi un indice de géo-accumulation (I_{geo}) qui est calculé pour chaque métal, en utilisant l'équation suivante:

$$I_{\text{geo}} = \log_2 (C_n / 1,5 B_n) \quad \dots (4)$$

Où :

C_n = la concentration mesurée du métal n dans les échantillons de sédiments.

B_n = la concentration de fond de la croûte terrestre supérieure du métal n .

Le facteur 1,5 est la correction de matrice de fond (Stoffers et al., 1986) compensant la variation due à la lithologie (Banat et al., 2004). Selon les valeurs de l' I_{geo} , les sédiments sont classés en sept classes (Muller, 1969) :

- Classe 0 lorsque $I_{\text{geo}} \leq 0$: sédiment non contaminé,
- Classe 1 lorsque $0 < I_{\text{geo}} < 1$: sédiment non contaminé à modérément contaminé,
- Classe 2 lorsque $1 < I_{\text{geo}} < 2$: sédiment modérément contaminé,
- Classe 3 lorsque $2 < I_{\text{geo}} < 3$: sédiment modérément à fortement contaminé,
- Classe 4 lorsque $3 < I_{\text{geo}} < 4$: sédiment fortement contaminé,
- Classe 5 lorsque $4 < I_{\text{geo}} < 5$: sédiment fortement à extrêmement contaminé
- Classe 6 quand $I_{\text{geo}} > 5$: sédiment extrêmement contaminé.

II.4.2.3. Facteur de risque écologique (Er) et indice de risque écologique (IR)

Selon (Hakanson, 1980)) chaque métal (i) dans les sédiments a un facteur de réponse toxique (T_i) vis-à-vis des organismes qui peut être exprimé par une valeur traduisant son danger pour des organismes par rapport aux autres éléments du milieu (Exemples de valeurs de T_i : Cd = 30, As = 10, Ni = Cu = Pb = 5, Cr = 2 et Zn = 1). Le facteur de risque écologique (E_r) pour un métal donné est défini comme le produit :

$$(C_{\text{échantillon}} / C_{\text{background}}) * T_i \quad \dots (5)$$

Pour estimer le risque, les indices suivants sont utilisés :

- $E_r < 40$ risque faible pour les organismes
- $40 < E_r < 80$ risque considérable
- $80 < E_r < 160$ risque modéré
- $160 < E_r$ risque élevé.

La somme des E_r de plusieurs métaux dans la même station d'échantillonnage détermine l'indice de risque écologique (IR). Cet indice permet d'évaluer le risque écologique pour des organismes vivants dû à plusieurs éléments traces métalliques (Mugoša et al., 2016; Zhang et al., 2016). Le risque écologique est indiqué suivant la valeur de l'indice IR comme suit :

- $IR < 150$ risque faible
- $150 < IR < 300$ risque modéré

- IR > 300 risque élevé.

II.5. Les matières organiques fluorescentes

II.5.1. Principe et avantage de la fluorescence

Parmi toutes les méthodes spectroscopiques utilisées, la spectroscopie de fluorescence est tout à fait adaptée pour étudier les matières organiques des milieux aquatiques car elle présente plusieurs avantages :

- Simple et facile à mettre en œuvre,
- Economique (coût du matériel et volume d'échantillon),
- Fournit des renseignements aussi bien qualitatifs que quantitatifs,
- Donne des informations précises et sensibles,
- Non destructrice vis-à-vis des échantillons,
- Très haute sensibilité.

Sous l'effet d'une source lumineuse, une molécule ayant une structure aromatique absorbe une quantité d'énergie (Fig. 9). Les électrons passent d'un niveau d'énergie fondamental (S0) à un niveau d'énergie excité supérieur (par exemple S2). Ils redescendent rapidement sur le niveau d'énergie excité inférieur (S1). Lors du passage de l'état excité (S1) vers l'état fondamental (S0), les électrons réémettent des photons d'énergie (E_F) inférieure à l'énergie (E_A) des photons absorbés. Les photons émis correspondent donc à des longueurs d'onde supérieures à celles des photons absorbés.

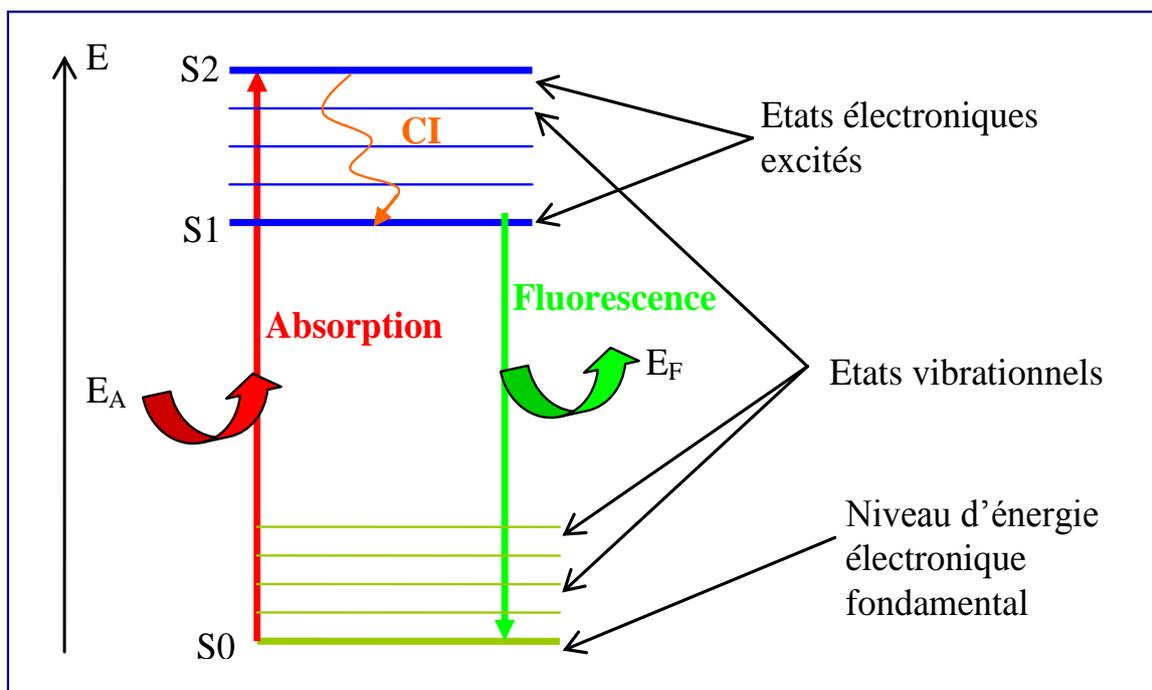


Figure 9. Schéma de principe du phénomène d'absorption et de fluorescence.

Les composés organiques ayant la propriété de fluorescence sont appelés « fluorophores » et la méthode utilisée pour les détecter est la spectroscopie de fluorescence. On exprime l'intensité de fluorescence en unité arbitraire (u.a.). Afin de définir les conditions de mesure en fluorescence, il faut d'abord étudier l'absorbance.

Comme on travaille à grande sensibilité avec les spectrofluorimètre, il existe des phénomènes parasites lors de la prise d'un spectre d'émission :

- *La diffusion Raman* : elle correspond à un pic parasite dû à la vibration des molécules de solvant (eau, alcool). Pour corriger cette raie il faut soustraire le spectre d'émission de fluorescence du solvant pur à celui du produit étudié.
- *La diffusion Rayleigh* : elle correspond à la longueur d'onde d'excitation. Généralement, il suffit de démarrer le spectre d'émission de fluorescence 10 nm après la longueur d'onde d'excitation pour que la raie ne soit pas enregistrée sur le spectre.
- *La diffusion Rayleigh du 2nd ordre (harmonique)*: elle est présente au double de la longueur d'onde d'excitation et elle est due au monochromateur à réseau de l'appareil. Elle est éliminée en coupant la zone concernée.
- *Les effets de filtres internes* : ils entraînent une sous-estimation des intensités de fluorescence quand les concentrations sont trop élevées. Il suffit de diluer la solution pour faire disparaître ces effets.

II.5.2. Préparation des échantillons

➤ Les échantillons d'eaux

Les échantillons d'eaux destinés à l'analyse des traceurs fluorescents sont d'abord analysés en absorption. L'absorbance à la longueur d'onde 254 nm correspondant aux composés aromatiques (Weishaar et al., 2003) a été mesurée et les échantillons ont été dilués si nécessaire pour respecter $A_{254\text{nm}} < 0,3$ et éviter le phénomène de filtre interne (Ohno et al., 2003). Les échantillons d'eaux ont été filtrés par un filtre seringue (nitrates de cellulose $\varnothing = 0,45\mu\text{m}$) pour éliminer toute particule qui pourrait gêner l'analyse. L'échantillon a été ensuite placé dans une cuve en quartz de 1cm de trajet optique.

➤ Les échantillons de sédiments et de sols de décharges

Les matières organiques fluorescentes des sédiments ou des sols ont été analysées à partir d'une extraction (alcaline $\text{pH} > 12$) suivant le protocole établi par (Ratsimbazafy, 1973). Dans une bouteille en polyéthylène 2,5 g de l'échantillon de sédiment ou de sol séché et tamisé à 2 mm ont été pesés avant d'être mis en contact avec 20 mL de NaOH (0,1N) et 30 mL de $\text{P}_2\text{O}_7\text{Na}_4$ (0,1N). On a

mesuré le pH qui doit être voisin de 13 et on a placé la solution sur un agitateur rotatif pendant 24 heures pour une bonne agitation et homogénéisation. L'influence du pH de la solution d'extraction est considérable sur la quantité de matières organiques extraite (Jacquin, 1963; Zhao, 2011; Hammou, 2012). Ce mélange soude-pyrophosphate de sodium permet d'extraire la fraction des matières organiques appelées "les substances humiques" (SH) qui sont fortement liées aux particules des sols et sédiments (Hammou, 2012).

Cette solution obtenue a été centrifugée afin d'éliminer la partie solide (particules fines ou colloïdes) qui pourraient perturber les mesures. On a recueilli le surnageant appelé solution SH que l'on a ramené à un pH voisin de $7,5 \pm 0,1$ avec quelques millilitres d'HCl concentré. Le pH de 7,5 permet d'assurer la solubilisation des colloïdes humiques (Wershaw and pinckney, 1971) en se rapprochant des pH mesurés dans les eaux naturelles des cours d'eau.

Les SH ont été filtrés deux fois comme les échantillons d'eaux avant d'être analysés au spectrofluorimètre.

II.5.3. Les Matrice de fluorescence 3D

La fluorescence des échantillons a été analysée par la méthode de fluorescence 3D (Fig. 10) en réalisant des Matrices d'Excitation et d'Emission de Fluorescence (MEEF). Ces dernières ont été obtenues en mesurant une série de spectres d'émission de fluorescence pour différentes excitations fixées. Pour chaque excitation (λ_{ex}) fixe de 230 à 500 nm avec un pas de 10 nm, on a enregistré un spectre d'émission de fluorescence en faisant varier l'émission (λ_{em}) de ($\lambda_{ex} + 10$ nm) jusqu'à 800 nm avec un pas de 1 nm. L'ouverture des fentes d'excitation et d'émission était de 10 nm et la vitesse de balayage de $270 \text{ nm}\cdot\text{min}^{-1}$. Au total, 31 spectres d'émission ont été enregistrés sur chaque échantillon pour établir une MEEF. Les intensités de fluorescence ont été exprimées en unité arbitraire (u.a.) (Hammou, 2012).

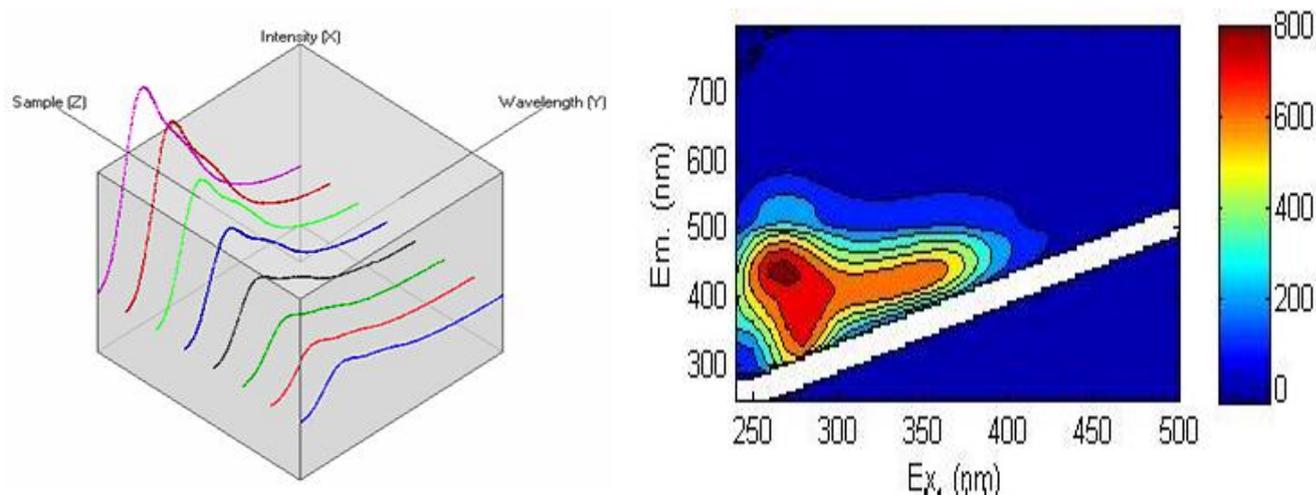


Figure 10. Présentation de l'isocontours de la Matrice d'excitation et d'émission 3D (MEEF).

Les échantillons d'eau des deux premières campagnes (printemps et été) ont été analysés à l'aide d'un spectrofluorimètre de marque SAFAS (modèle flx). Suite à une panne de cet appareil, un nouveau spectrofluorimètre a été acheté et avec lequel les échantillons d'eaux des deux autres campagnes (automne et hiver). Les extraits des sols de décharges et des sédiments ont été analysés à l'aide d'un spectrofluorimètre de marque JASCO (modèle FP-8300ST).

II.5.4. Traitement des MEEF par l'algorithme PARAFAC

En 1998, (Bro et al., 1998), ont développé un algorithme tri linéaire Parafac (Parallel Factor Analysis) qui intègre la boîte à outils « DOMFluor » sur le traitement des données de fluorescence des matières organiques.

Ces programmes sont en libre accès sur le site internet de l'Université de Copenhague (Danemark) à l'adresse suivante :

<http://www.models.kvl.dk/courses/parafac/>

La méthode PARAFAC consiste à décomposer la fluorescence globale des échantillons en utilisant des méthodes tri linéaires (Bro, 1998; Tauler, 1995). Le modèle tri-linéaire demande que les matrices puissent être organisées comme un cube :, elles doivent donc avoir toutes la même taille et leurs lignes et colonnes doivent représenter le même type de variable (Hammou, 2012).

Pour mieux décomposer les MEEF, le traitement a été optimisé ultérieurement (Stedmon et al., 2003; Stedmon and Bro, 2008; Luciani et al., 2009). Le but de l'analyse de données de fluorescence est d'isoler les signaux sources des différents constituants d'un mélange appelés "fluorophores" pour obtenir les contributions de chacun ainsi que leurs profils spectraux. Autrement dit, la décomposition de l'ensemble des MEEFs des échantillons permet d'isoler les fluorophores qui les composent en

donnant leurs spectres caractéristiques (excitation et émission) ainsi que leur contribution de fluorescence dans chaque échantillon.

Les traitements des MEEF des échantillons de ce travail ont été réalisés en utilisant le programme PARAFAC (Luciani et al., 2009; Hammou, 2012). Le traitement a été réalisé sous l'environnement MATLAB® pour Windows™ version 7,1 (The MathWorks, Inc.) par l'algorithme PARAFAC. Les diffusions Raman et Rayleigh ont été corrigées selon la méthode proposée par Zepp et al (2004). Les tests ont été réalisés entre trois à dix fluorophores inconnus qui seraient présents dans chaque échantillon (Hammou, 2012). La fiabilité des modèles obtenus a été vérifiée par la valeur du Corcondia (Core Consistency Diagnostic) qui indique si le nombre de fluorophores choisis est correct. Les modèles Parafac sont considérés bons quand les valeurs de Corcondia est supérieure à 60% (Bro and Kiers, 2003). En se basant sur la forme des spectres et les valeurs de Corcondia, les meilleurs modèles ont été déterminés. Comme la quantification se fait à partir du résultat de ce traitement en utilisant les droites d'étalonnage, les quantifications de ces traceurs seront données par une seule valeur par échantillon sans réplicats et donc sans écart type.

II.6. Traitement statistiques en Analyse en Composante Principale (ACP)

L'analyse des données en composantes principales développée en 1901 par K. Pearson a ensuite été améliorée en 1930 par (Pearson, 1901; Hotelling, 1930). Cette analyse utilise les corrélations pour expliquer une variable à partir des autres (comme en régression) mais aussi pour décrire et résumer l'information contenue dans ces variables en perdant le minimum d'informations.

Le but de l'ACP est de déterminer les grandes tendances qui se dessinent parmi les données quantitatives complexes, mesurées dans les échantillons d'eau ou de sédiments et sol en tenant compte de tous les paramètres physico-chimiques et métalliques mesurés à toutes les saisons et pour toutes les stations. Elle peut ainsi nous permettre d'identifier les différents groupes de polluants pouvant avoir les mêmes sources potentielles. Elle est utilisée pour représenter des paramètres combinés dans un sous-espace (3D) (Belhadj et al., 2006; Marrugo-Negrete et al., 2017). Autrement dit, on cherche à définir N nouvelles variables, combinaisons linéaires des variables initiales, qui feront perdre le moins d'informations possible.

On appelle « composantes principales » tous les paramètres variables mesurés dans les différentes stations pendant les différentes saisons utilisées dans le traitement statistique.

Les axes déterminés par ces composantes et régis par les groupes de paramètres sont dits « axes principaux ».

Des ACP ont été réalisées sur toutes les données des échantillons d'eau d'une part et sur les données métalliques et données des composés fluorescents dans les échantillons de sédiments et sols d'autres part.

Chapitre III :

Evaluation de l'impact des décharges sur les cours d'eau

III.I. Les analyses physicochimiques de la décharge de Yellel (D1)

III.I.1. Charge polluante de la décharge D1

III.I.1.1. Apport des lixiviats

En été, aucun prélèvement de lixiviats n'a pu être effectué dans cette décharge D1. Vue l'absence de précipitations, le lixiviat ne peut se former en cette saison car l'humidité contenue dans les déchets s'évapore à cause des hautes températures qui peuvent atteindre 38°C à l'ombre. A cela s'ajoutent les brûlages anarchiques et fréquents des déchets. Les valeurs présentées dans ce chapitre correspondent aux lixiviats des trois autres saisons (printemps, automne et hiver).

III.I.1.1.a) Analyses physicochimiques des lixiviats

Les valeurs moyennes des différents paramètres physicochimiques des lixiviats analysés sont représentées dans le tableau 4.

Tableau 4. Valeurs moyennes des paramètres physicochimiques (n = 3) dans les lixiviats de la décharge de Yellel (D1) en fonction des saisons printemps, automne et hiver. ND = non déterminé.

	pH	Conductivité (mS/cm)	Cl ⁻ (mg/L)	NO ₂ ⁻ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	PO ₄ ³⁻ (mg/L)	SO ₄ ²⁻ (mg/L)	DCO (mg d'O ₂ /L)	MES (mg/L)	DBO ₅ (mg d'O ₂ /L)	DCO / DBO ₅
Printemps	6,6	13,4	7366	0,10	1,02	2,00	36,5	11040	975	150000	0,07
Eté	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Automne	7,5	20,0	7455	0,15	0,92	0,43	65,9	6840	1075	13000	0,52
Hiver	7,3	23,0	7987	7,28	24,99	0,13	27,6	8100	1445	1100	7,36

Le pH des lixiviats est relativement neutre et ne varie quasiment pas en automne et en hiver, tandis que les lixiviats prélevés au printemps sont légèrement acides. La valeur la plus élevée de conductivité (23 mS/cm) est enregistrée dans le lixiviat d'hiver, la même saison où on note également que les concentrations en ions chlorures sont les plus fortes (7987 mg/L). Le lixiviat d'hiver se caractérise également par les plus fortes teneurs en ions nitrites, nitrates et en matières en suspension (MES). La teneur la plus élevée en sulfates est enregistrée dans le lixiviat d'automne. Les valeurs les plus élevées de la DCO et des phosphates sont notées dans le lixiviat recueilli au printemps (11040 mg O₂/L et 2 mg/L respectivement). Il est à noter que, lors de ces prélèvements de printemps, de grandes quantités de déchets végétaux et d'épluchures de légumes verts (petits pois, fèves...) étaient présentes au sein de la décharge

(Fig. 11), et que les lixiviats avaient une couleur verdâtre (Fig 12). Cela peut expliquer les fortes valeurs de DCO et PO_4^{3-} ainsi la charge organique DBO_5 très élevée (150 000 mg O_2/L). Malgré ces valeurs très élevées de DCO et de DBO_5 dans les lixiviats prélevés au printemps et en automne, leurs rapports (DCO/DBO_5) sont tous les deux inférieurs à 2 (0,07, et 0,52 respectivement) indiquant qu'ils sont très facilement biodégradables (Trabelsi, 2011). Par contre, le lixiviat prélevé en hiver a un rapport (DCO/DBO_5) égale à 7,36 ; il est donc non biodégradable (supérieur à 3). En raison de cette non-biodégradabilité, ce lixiviat d'hiver, s'il est en contact avec les eaux superficielles, les eaux souterraines et même avec le sol, représente un plus grand danger de pollution que les autres.



Figure 11. Déchets verts (fèves, petits pois...) présents au sein de la décharge lors du prélèvement de printemps.



Figure 12. Lixiviat prélevé dans la décharge de Yellel (D1) au printemps (couleur verdâtre).

III.I.1.1.b) Teneurs des lixiviats en éléments traces métalliques (ETM) selon les saisons

Les résultats des analyses des ETM dans les lixiviats prélevés au printemps sont présentés dans la figure 13. Les concentrations des éléments Co, Mo et As sont multipliés par un facteur de 10 pour une meilleure lisibilité de l'ensemble des résultats. Le lixiviat prélevé au printemps (représenté en vert) se caractérise par des concentrations élevées en V, Ba, Ni, Cr, Mn, Rb, Sr, Co, Mo et As qui correspondent respectivement à 28,2 $\mu\text{g/L}$; 375,3 $\mu\text{g/l}$; 65,5 $\mu\text{g/L}$; 51,1 $\mu\text{g/L}$; 242,4 $\mu\text{g/L}$; 304,5 $\mu\text{g/L}$; 960,9 $\mu\text{g/L}$; 7,0 $\mu\text{g/L}$; 4,3 $\mu\text{g/l}$ et 53,1 $\mu\text{g/L}$.

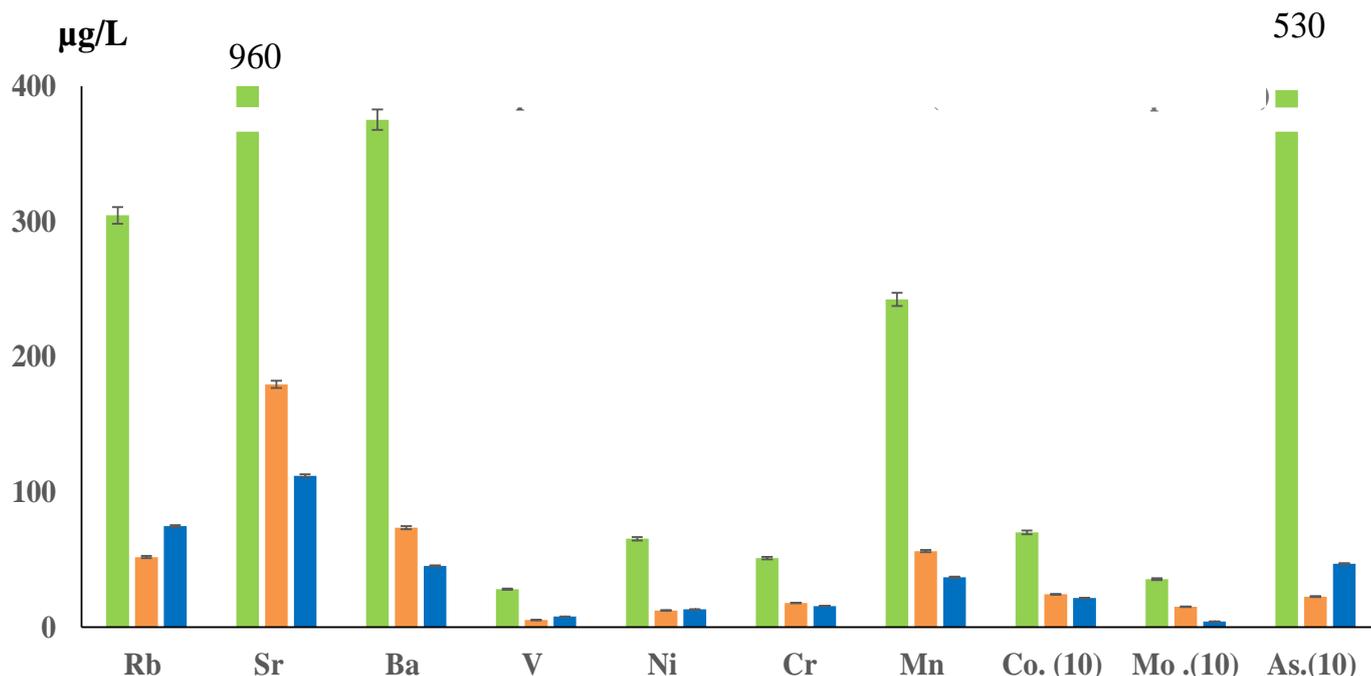


Figure 13. Concentrations moyennes des éléments métalliques (n=100) dans les lixiviats de la décharge de Yellel (D1) présents majoritairement au printemps. (Facteur de multiplication).

Comme mentionné précédemment, le lixiviat de printemps avait une couleur verdâtre et au sein de la décharge de grandes quantités de déchets de légumes verts étaient présentes (Fig. 11 et Fig. 12). Ces teneurs en métaux plus élevées peuvent être dues à la forte charge organique déjà révélée par les valeurs élevées de DCO et DBO₅ dans ce lixiviat de printemps (tableau 4) ainsi qu'au pH relativement acide de ces lixiviats. En effet la capacité de migration des métaux présents dans les déchets vers les lixiviats (Jensen et al., 1999) peut être améliorée par la formation de complexes très stables avec la matière organique ainsi que par la présence de la matière colloïdale existante dans les lixiviats (Christensen et al., 1996).

Les lixiviats prélevés en automne (représentés en orange) et en hiver (en bleu) ont tous les deux le même profil de teneur en éléments métalliques (Fig. 14).

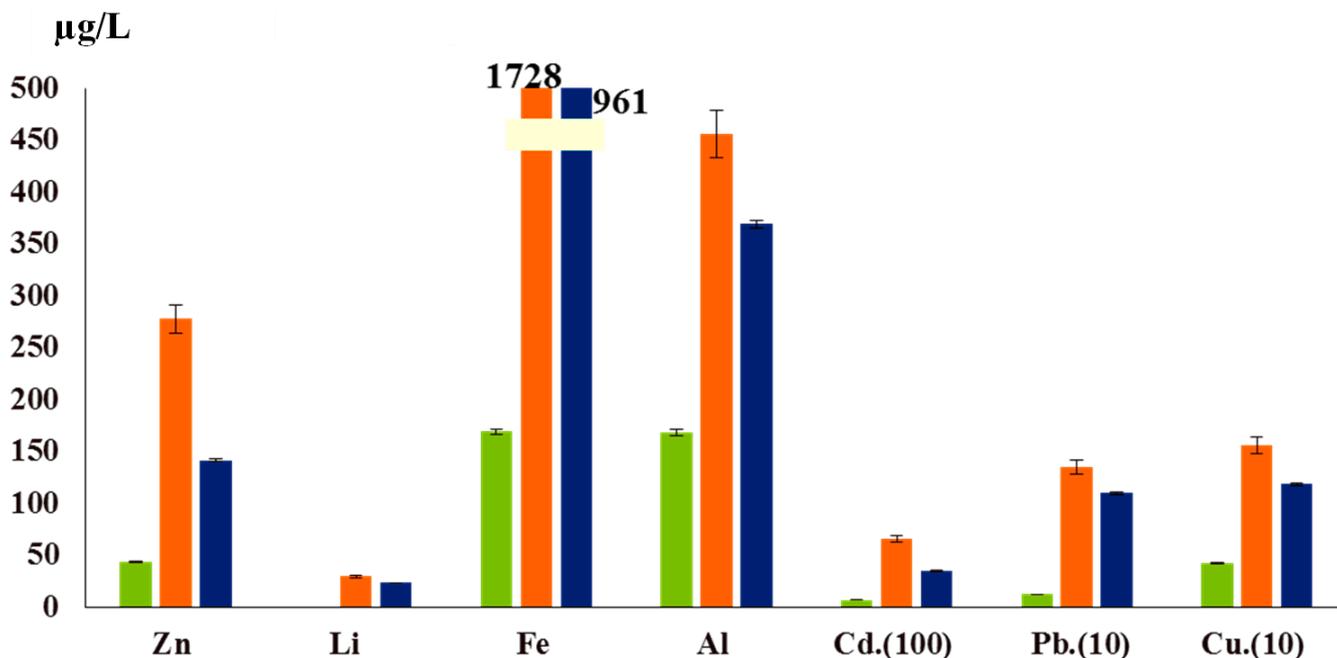


Figure 14. Concentrations moyennes des éléments métalliques (n=100) dans les lixiviats de la décharge de Yellal (D1) présents majoritairement en automne et an hiver. (Facteur de multiplication).

Les concentrations des éléments Cd, Pb, et Cu sont multipliés par les facteurs 100, 10 et 10 respectivement pour une meilleure lisibilité des résultats. Les lixiviats de ces deux saisons présentent des teneurs très élevées en Zn, Li, Fe, Al, Cd, Pb et Cu. Cette charge élevée en éléments anthropiques peut être due à la solubilisation des différents éléments métalliques contenus dans les déchets. Le papier, le carton, plastique, piles et batteries, déchets d'activités de soin etc...) suite à leur lessivage par les eaux de pluie enregistrées en cette période humide (Fig. 4) (Poiret, 2012). On a remarqué aussi que les lixiviats d'automne et d'hiver avaient une couleur foncée voir noire, avec la présence de déchets de goudron et de bitume (Fig. 15) qui peuvent aussi libérer ces éléments.



Figure 15. Lixiviat prélevé dans la décharge de Yellel (D1) en automne (couleur noire).

III. I.1.2 Contamination du sol superficiel de la décharge

III. I.1.2.a) Analyse des ETM dans le sol de la décharge

Nous n'avons pas pu faire les prélèvements du sol de la décharge au printemps et en été car le site de la décharge était inaccessible vue la quantité énorme de déchets qui s'y trouvait. En plus des feux y étaient provoqués régulièrement afin de réduire le volume des déchets.

Les concentrations des éléments métalliques dans le sol superficiel de la décharge sont représentées dans la figure 16, pour les deux saisons automne (en orange) et hiver (en bleu).

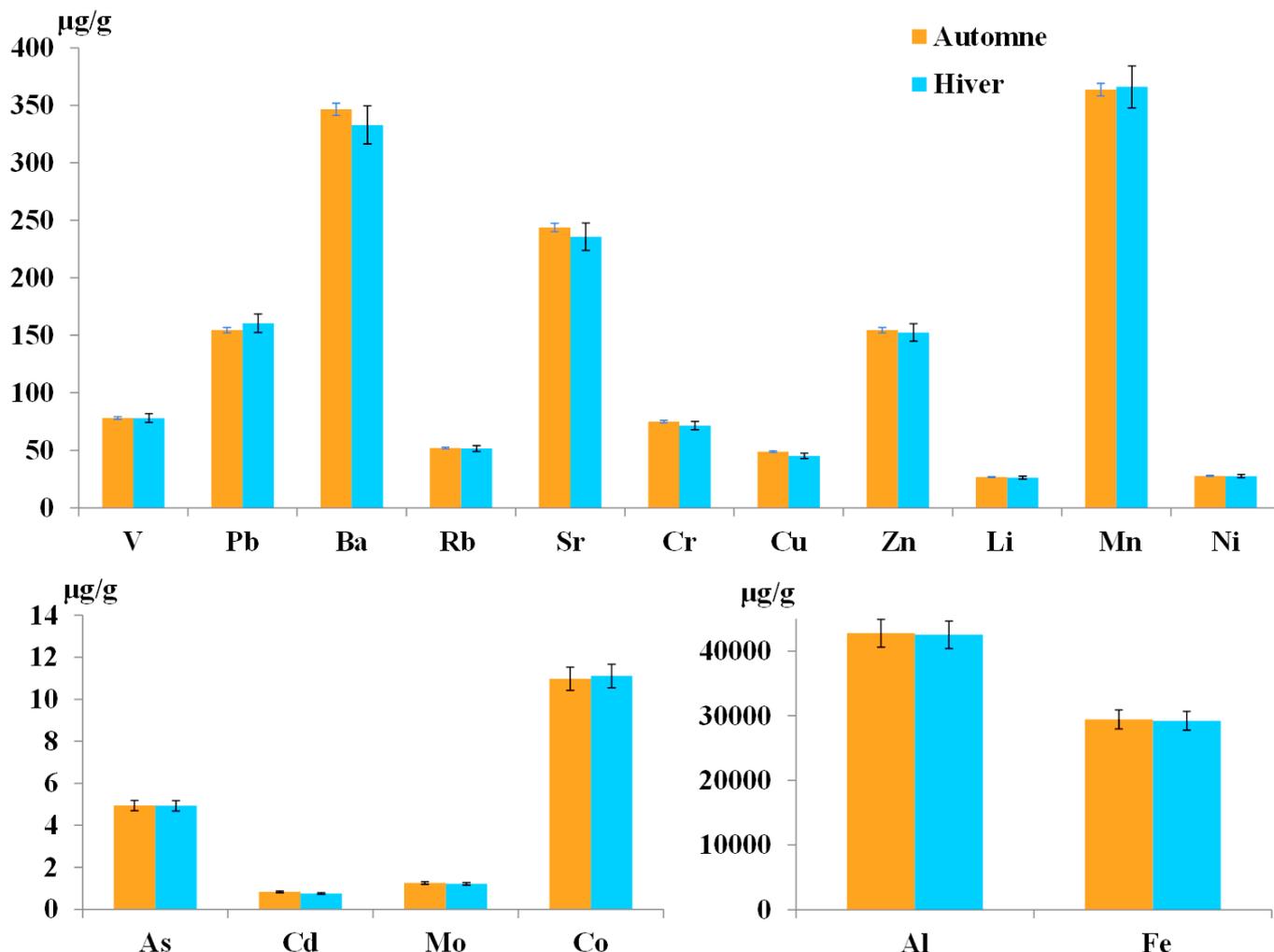


Figure 16. Concentrations moyennes (n=100) des éléments métalliques dans le sol superficiel de la décharge de Yellel (D1) en fonction des saisons automne et hiver.

Les concentrations des éléments métalliques ne varient pratiquement pas en fonction de la saison. Les concentrations moyennes de Al et Fe sont de l'ordre de 42 778,3 µg/g et 29 448,4 µg/g. Ces concentrations sont du même ordre de grandeur que celles enregistrées dans la croûte terrestre qui sert de référence dans cette étude (Wedepohl, 1995). Comparé à cette même référence, le sol de cette décharge est environ trois fois plus concentré en Zn, Ni, Cu et As et plus de huit fois plus concentré en Cd et Pb. Ces éléments sont d'origine anthropique et sont contenus dans les déchets (plastiques, piles et batteries, déchets de construction, déchets agricoles et alimentaires...) empilés sur le sol de la décharge depuis son début d'exploitation : ils s'infiltrent dans le sol et s'y accumulent. Concernant les autres éléments Co, Mo, Li, Sr et Rb sont du même ordre de grandeur que celles de la référence.

III. I.1.2.b) Évaluation de la contamination du sol superficiel de la décharge de Yellel

Tous les facteurs et indices de contamination du sol superficiel de la décharge de Yellel (D1) en fonction des saisons sont présentés dans le tableau 5.

Tableau 5. Calcul des facteurs d'enrichissement (FE), des indices de géo-accumulation (I_{geo}) et de risque écologique (E_r^i) dans le sol de la décharge de Yellel (D1).

		Al	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Sr	Cd	Pb	As
FE	Automne	1,00	3,88	1,73	2,69	6,17	5,38	1,40	14,79	16,45	4,47
	Hiver	1,00	3,73	1,72	2,69	5,76	5,34	1,36	13,57	17,19	4,49
I_{geo}	Automne	-1,44	0,51	-0,65	-0,01	1,18	0,99	-0,96	2,45	2,60	0,72
	Hiver	-1,45	0,45	-0,67	-0,02	1,08	0,97	-1,01	2,31	2,65	0,72
E_r^i	Automne	/	4,28	/	7,44	17,04	3,00	/	245,15	45,44	24,68
	Hiver	/	4,09	/	7,40	15,82	2,90	/	223,51	47,20	24,66

Les valeurs des facteurs d'enrichissement (FE) correspondent à un enrichissement mineur ($1 < FE < 3$, noté en vert) en Fe, Ni et Sr, à un enrichissement modéré en Cr et en As ($3 < FE < 5$, noté en vert gras), à un enrichissement modérément sévère en Cu et Zn ($5 < FE < 10$, noté en rouge) et un enrichissement sévère en Cd et Pb ($10 < FE < 25$, noté en rouge gras).

Le calcul de l'indice de géo-accumulation (I_{geo}) montre que le sol de la décharge n'est pas contaminé par Al, Fe, Ni et Sr ($I_{geo} < 0$, noté en noir). Il est non contaminé à modérément contaminé par Cr, Zn et As ($0 < I_{geo} < 1$, noté en vert), modérément contaminé par Cu ($1 < I_{geo} < 2$, noté en rouge) et modérément à fortement contaminé par Cd et Pb ($2 < I_{geo} < 3$, noté en rouge gras). Ces derniers éléments sont significatifs d'une contamination anthropique.

Les facteurs de risque écologique dans le sol de la décharge sont inférieurs à 40 (noté en noir) pour la plupart des métaux Cr, Ni, Cu, Zn et As, ce qui indique un faible risque écologique. Seul le Cd (E_r^i moyen = 234,33) révèle un risque environnemental fort ($160 < E_r^i < 320$, noté en rouge gras) et le Pb (E_r^i moyen = 46,32) révèle un risque environnemental modéré ($40 < E_r^i < 80$, noté en vert). L'indice RI étant la somme des E_r^i pour une même station donnée, est égal à 336,3 ce qui correspond à un risque sévère ($300 < IR < 600$).

III.I.2. Evaluation de la contamination dans le cours d'eau

III. I.2.1. Analyses des eaux

III.I.2.1 a) *Résultats des analyses physico-chimiques des eaux*

En été, le point amont de la décharge étant à sec, aucun prélèvement n'a pu être effectué. Les températures ambiantes lors des prélèvements étaient comprises entre 21°C l'hiver et 37°C l'été. Les valeurs du pH mesurées dans les eaux du cours d'eau se situent entre 6,8 enregistrée au printemps à la station point de contact et 8,1 enregistrée en automne et en hiver à la station amont de la décharge ainsi qu'à la station aval en hiver. Ces valeurs ne dépassent pas la norme algérienne pour les eaux de surface destinées à la potabilisation (annexe 4) qui est de 6,5 à 9. Les valeurs mesurées des phosphates, des sulfates ainsi que celles des nitrates avec des valeurs maximales de 0,02 mg/L, 124,9 mg/L et 2,91 mg/L sont toutes inférieures aux normes algériennes (annexe 4) qui sont respectivement de 10, 400 et 50 mg/L (Fig. 17). Les valeurs maximales sont essentiellement enregistrées en période sèche au moment où les températures sont élevées et où le niveau de l'eau dans la rivière est bas, ce qui provoque une concentration des polluants. On remarque qu'en hiver, le point amont est caractérisé par des concentrations élevées en nitrites et nitrates, tandis que la saison de printemps est plutôt marquée par de fortes concentrations en phosphates et sulfates (Fig. 17). Les concentrations en nitrites dépassent la norme en vigueur qui est de 0,1 mg/L pour toutes les saisons et toutes les stations, ce qui peut révéler un milieu mal oxygéné. La nature des activités agricoles de la région et l'utilisation de pesticides et de fertilisants riches en azote, ainsi que les rejets urbains en amont, peuvent être à l'origine de ces fortes teneurs en nitrites.

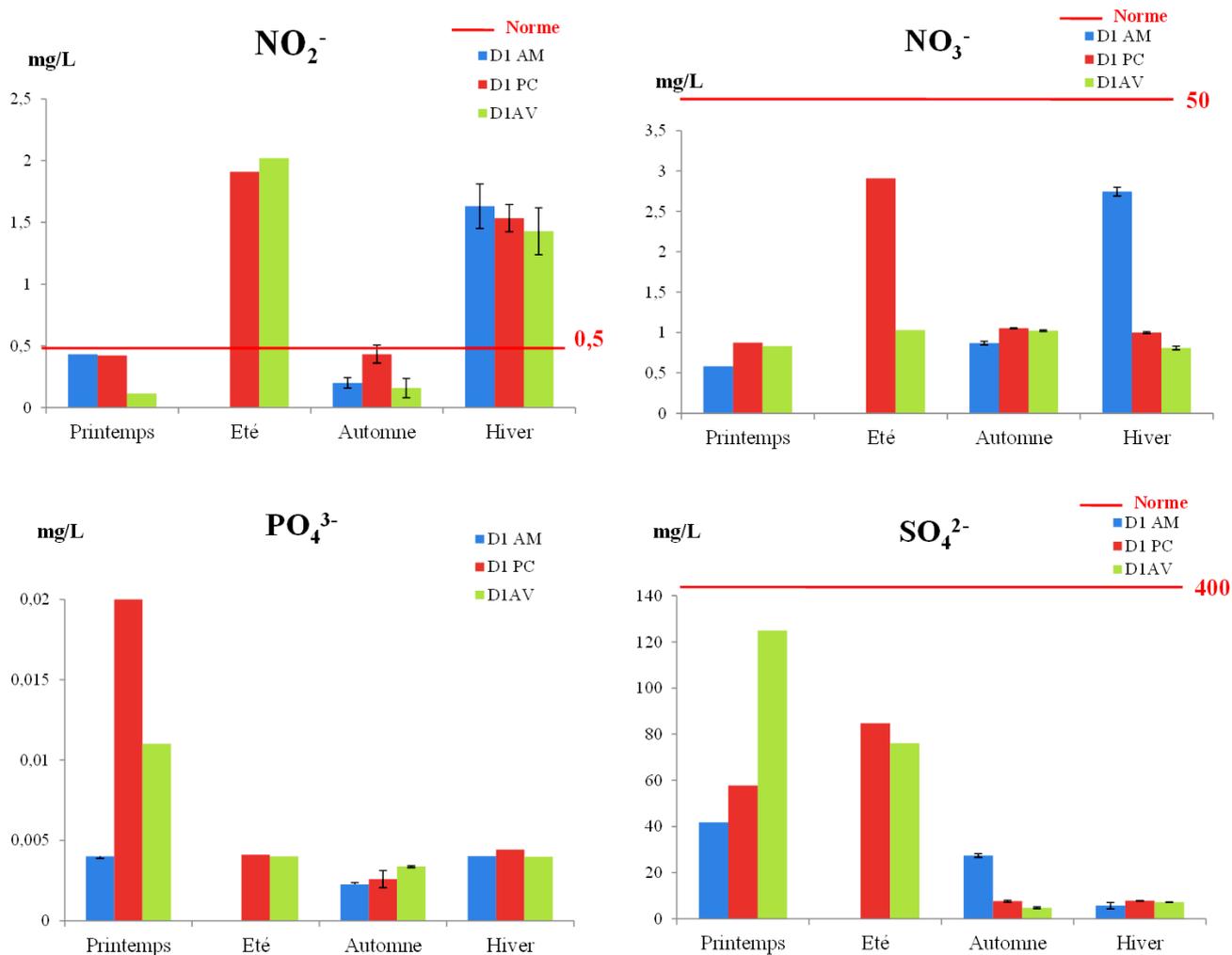


Figure 17. Concentrations moyennes (n=3) des ions nitrites, nitrates, phosphates et sulfates dans les eaux de l'Oued Hillil selon les saisons et comparées aux normes Algériennes des eaux de surface destinées à la potabilisation (trait rouge)

D1 AM = station amont, D1PC = station point de contact, D1AV = station aval.

Au printemps, la conductivité de l'eau a atteint la valeur maximale de 12,4 mS/cm au point aval, tandis que la valeur minimale de 2,5 mS/cm qui est légèrement inférieure à la norme est enregistrée en hiver à la station amont de la décharge (Fig. 18). On constate que tous les autres échantillons prélevés dans ce cours d'eau dépassent la norme en vigueur (annexe 4) qui est de 2,8 mS/cm. La teneur en ions Cl^- , dont la variation influence fortement la conductivité sauf pour la saison d'été (Fig. 18), varie entre un minimum de 410 mg/L relevée à la station amont en hiver et un maximum de 1353,5 mg/L enregistré en été au point de contact. Les teneurs au printemps, été et en automne sont toutes supérieures à la norme de 600 mg/L (annexe 4). Pour les ions chlorures tout comme la conductivité, les valeurs très élevées sont principalement dues à la nature des sols salins du sous bassin de la Mina-bas Cheliff que traverse le cours d'eau Hillil (Aubert, 1983), comme présenté dans la carte géologique (annexe 5).

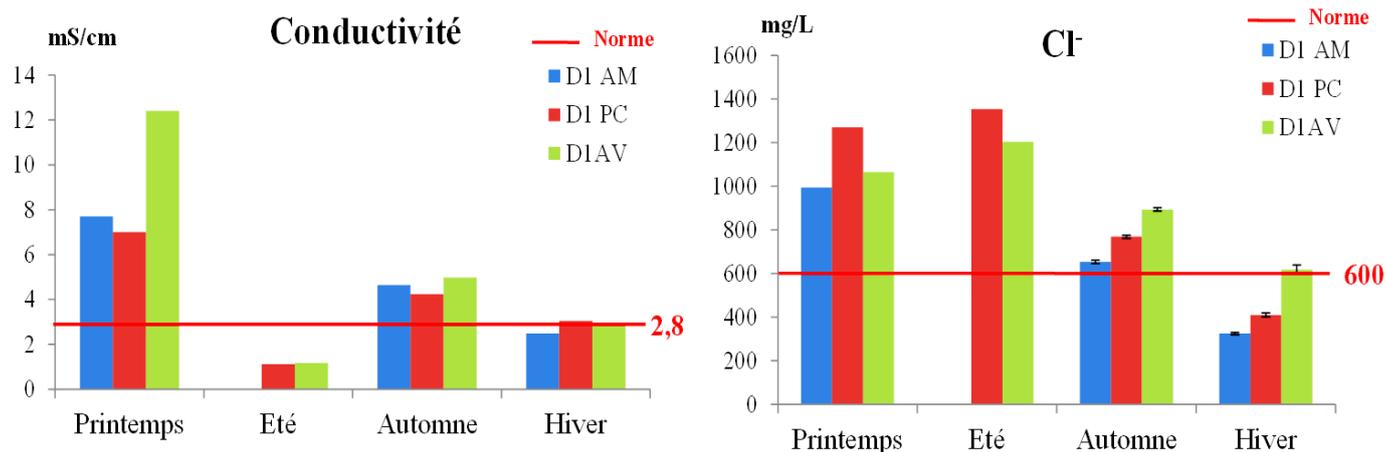


Figure 18. Conductivité et concentrations des ions chlorures moyenne (n=3) dans les eaux de l'Oued Hillil selon les saisons comparées aux normes algériennes des eaux de surface destinées à la potabilisation. D1AM = station amont, D1PC = station point de contact, D1AV = station aval.

Comme le montre la figure 19, les valeurs de la DCO dans les eaux de rivière varient entre la 38 mg/L enregistré en automne à la station amont et la valeur maximale de 1728 mg d'O₂/L au printemps à la station point de contact. Ces valeurs sont toutes supérieures à la norme algérienne qui est de 30 mg d'O₂/L (annexe 4). Cette forte concentration en charge polluante organique s'explique par les apports de la décharge et surtout des lixiviats qui en résultent. Comme expliqué précédemment, les lixiviats de la décharge en cette saison sont très fortement chargés en polluants organiques d'origine végétale et leur DCO est très élevée (11040 mg d'O₂/L) (tableau 4). En rejoignant le cours d'eau, ces lixiviats font augmenter la charge polluante des eaux de la rivière au point de contact mais cette charge est vite diluée en aval. Les valeurs minimales ont été enregistrées en période pluviale suite à la dilution des eaux de la rivière par des précipitations abondantes (38 mm en automne) (Fig. 4).

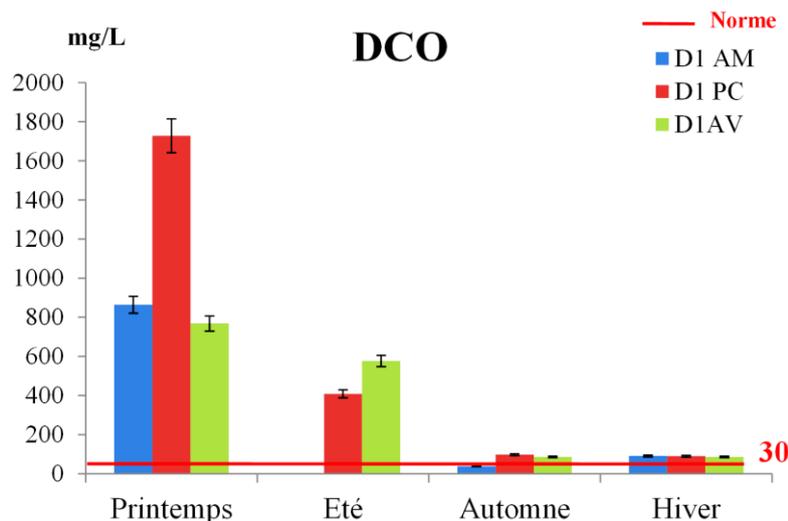


Figure 19. Valeurs moyenne de la demande chimique en oxygène (n=3) dans les eaux de l'Oued Hillil selon les saisons comparées aux normes Algériennes des eaux de surface destinées à la potabilisation. D1AM = station amont, D1PC = station point de contact, D1AV = station aval.

III.I.2.1 b) Résultats des analyses des éléments traces métalliques (ETM) dans l'Oued Hillil

Les résultats des analyses des éléments traces métalliques dans les eaux de rivière sont présentés dans les figures 20, 21, 22 et 23.

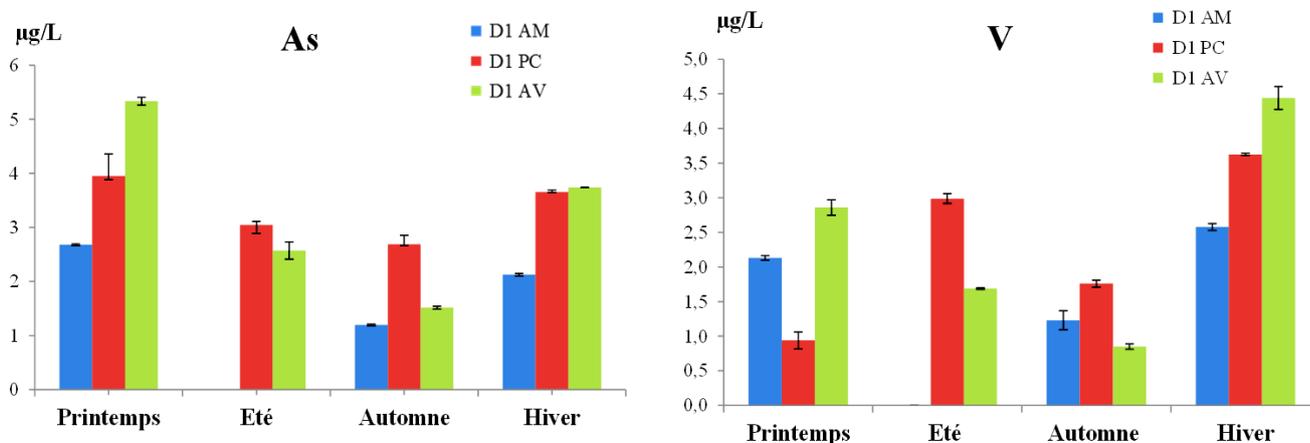


Figure 20. Concentrations moyennes (n=100) des éléments métalliques V et As présents dans les eaux de l'Oued Hillil selon les saisons D1. AM = station amont, D1PC = station point de contact, D1AV = station aval.

Pour les éléments V et As dont les résultats sont représentés dans la figure 20, on remarque qu'ils sont présents dans toutes les stations en toute saison avec des concentrations peu variables. Les valeurs maximales de ces éléments sont de 5,3 µg/L pour As à la station aval au printemps et de 4,4 µg/L pour V mesuré à la station aval de la décharge en hiver. Le point aval est plus chargé que le point amont surtout pendant le printemps : ils proviennent donc en grande partie de la décharge.

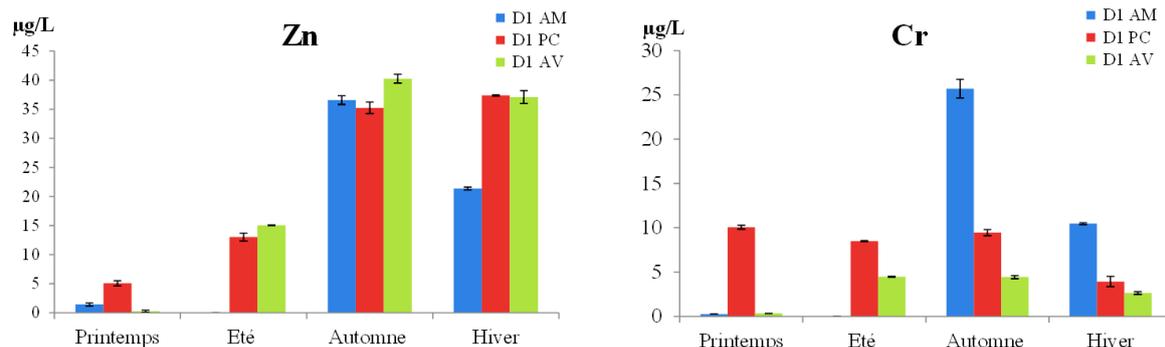


Figure 21. Concentrations moyennes (n=100) des éléments métalliques Zn, Fe et Al dans les eaux de l'Oued Hillil selon les saisons.

D1AM = station amont, D1 PC = station point de contact, D1 AV = station aval.

En ce qui concerne Cr, il n'y a pas de grosses différences selon les saisons au point contact. Par contre on note une forte augmentation durant la saison des pluies au point amont. La concentration maximale en Cr (25,7 µg/L) est enregistrée à la station amont de la saison d'automne. Cette concentration peut être due au lessivage de la route nationale qui située exactement à côté de ce point de prélèvement par les eaux de pluie. La présence de Cr spécialement avec des concentrations aussi élevées indique l'existence de rejets urbains diffus ou de rejets d'activités domestiques telle que les tanneries (Belhadj et al., 2006; Leghouchi et al., 2009).

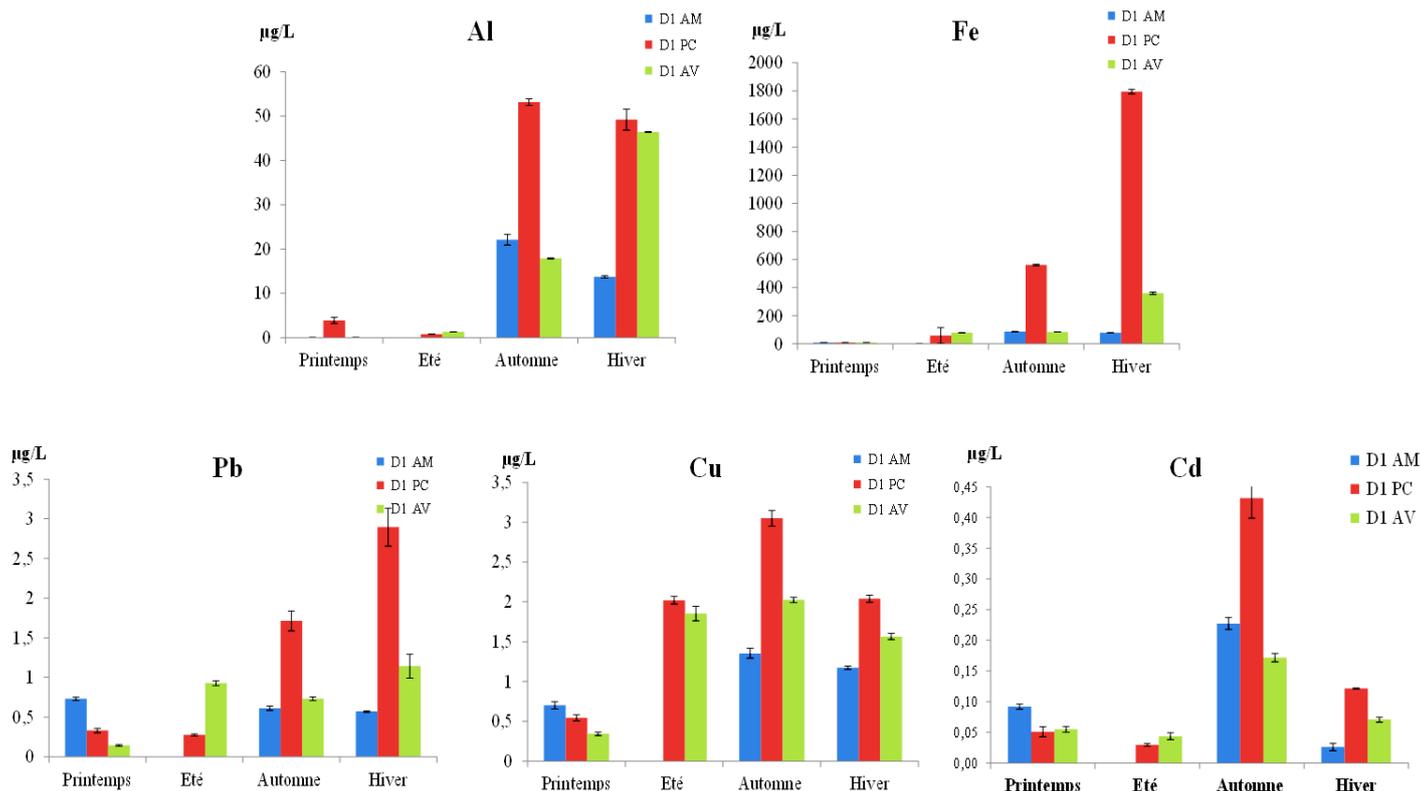


Figure 22. Concentrations moyennes (n=100) des éléments métalliques Pb, Cu et Cr dans les eaux de l'Oued Hillil selon les saisons.

D1 AM = station amont, D1PC = station point de contact, D1AV = station aval

Les résultats présentés dans la figure 22 montrent que, dans les eaux, les éléments Fe et Al sont présents en de très faibles concentrations (presque nulles) pendant la période sèche (printemps et été) sauf à la saison de printemps au point de contact pour Al (3,87 µg/L). Les concentrations augmentent considérablement pendant la saison pluviale, spécialement au point de contact où le maximum est enregistré pour Fe en hiver et Al en automne avec des concentrations égales respectivement à 1796,1 µg/L et 53,2 µg/L. Cette augmentation considérable est due aux émissions directes de l'agriculture (INERIS, 2017). En hiver le lessivage du tas de déchets de la décharge semble accentuer la charge en Fe, Pb, Cu, Cd et Al qui augmentent d'amont en aval (Jensen et al., 1999).

On remarque également qu'en automne et en hiver le Pb et le Cu sont présents dans les eaux avec de plus fortes concentrations qu'en période sèche, avec une augmentation considérable dans la station point de contact en hiver pour le Pb (2,9 µg/L) et en automne pour le Cu (3,04 µg/L). Pb, Cu et Cr peuvent être contenues dans les retombées atmosphériques directes (INERIS, 2017) de la RN4, surtout Cr qui est plus concentré en amont en saison automne et hiver. Cd est plus concentré au point amont en printemps et en automne, Il peut provenir du

lessivage des sols et des retombés atmosphériques directs dans les eaux (INERIS, 2017) vu que ce point de prélèvement se situe sous un pont de la route nationale (RN4).

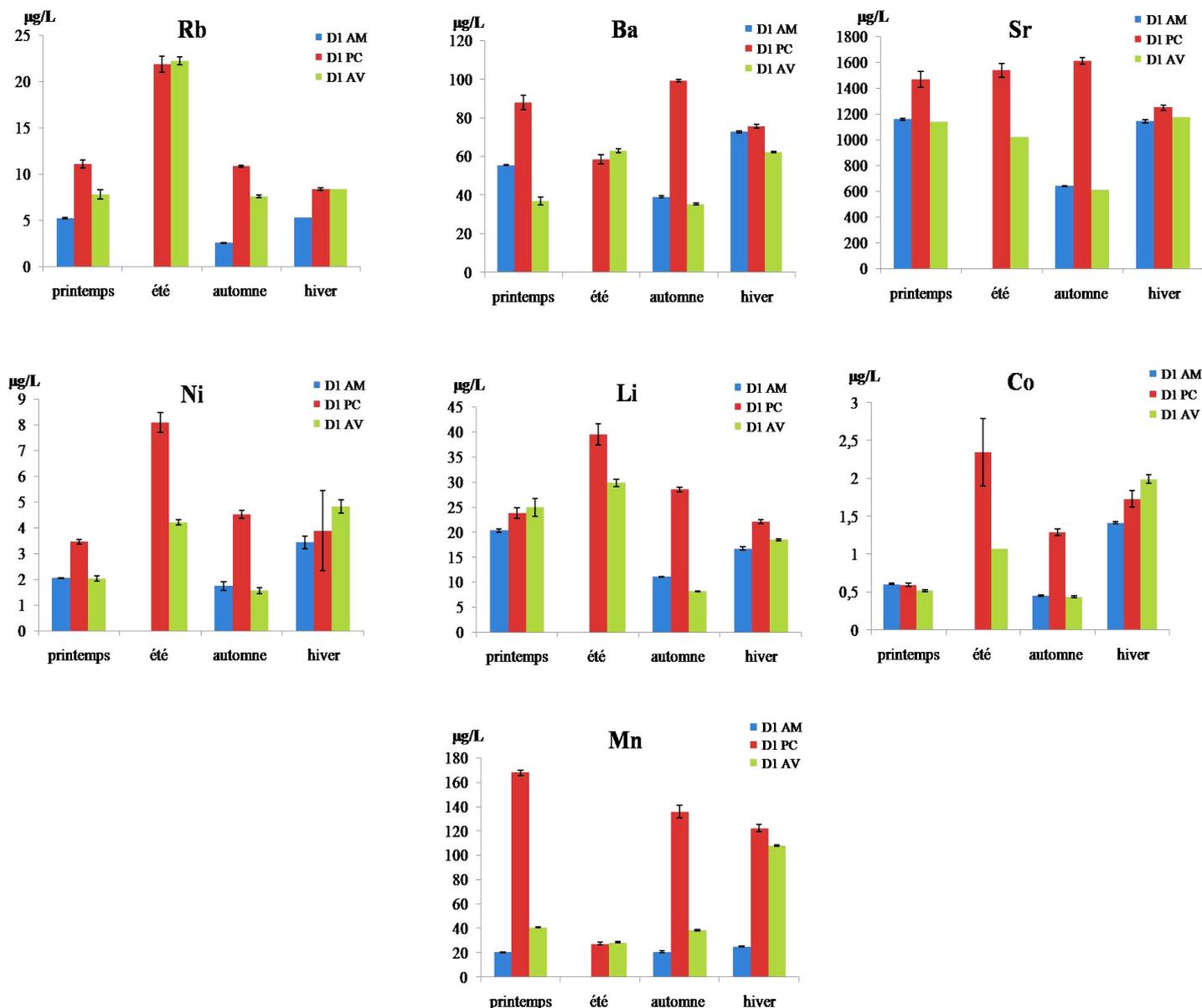


Figure 23. Concentrations moyennes (n=100) des éléments métalliques Rb, Ba, Sr, Ni, Li, Co et Mn dans les eaux de l'Oued Hillil selon les saisons.

D1AM = station amont, D1PC = station point de contact, D1AV = station aval.

Pour toutes les saisons, les valeurs maximales de Ba, Sr, Ni, Li, Co et Mn ont été toutes enregistrées au point de contact du cours d'eau avec la décharge (D1 PC) (Fig. 23), et sont respectivement de 99,2 µg/L ; 1610,0 µg/L en automne ; 8,1 µg/L ; 39,4 µg/L ; 2,3 µg/L en été et 167,8 µg/L au printemps. Alors que la teneur maximale en Rb (22,2 µg/L) est enregistrée au point aval en saison d'été. Les concentrations en Ba et le Sr sont plus élevées en automne tandis que celles de Rb, Ni, Li, Co le sont en été et Mn présente les plus fortes teneurs au printemps.

Les éléments qui sont plus concentrés en été (Rb, Ni, Li, Co) proviennent essentiellement de source naturelle car en cette saison il n'y avait pas de lixiviats qui proviennent directement de la décharge. Ces éléments se concentrent dans le peu d'eau qui reste dans la rivière en été lorsque l'évaporation est à son maximum.

III. I.2.2. Pollutions métalliques dans les sédiments du cours d'eau Hillil

III.I.2.2. a) Résultats des analyses des ETM dans les sédiments

Les éléments traces métalliques ont été analysés dans les deux tranches de sédiments à savoir superficielle (0-10 cm) et profonde (10-20 cm). Il n'y a pas eu d'échantillonnage au point amont dans les deux saisons printemps et été, suite à l'inaccessibilité de ces sites comme indiqué précédemment.

Les résultats de ces analyses présentés dans la figure 24 montrent que les éléments Al, Ba, Co, Cr, Fe, Li, Mn, Ni, Rb, Sr et V ont tous des profils similaires avec des variations spatio-temporelles peu marquées et des concentrations moyennes pratiquement invariables pour toutes les saisons et dans les deux profondeurs.

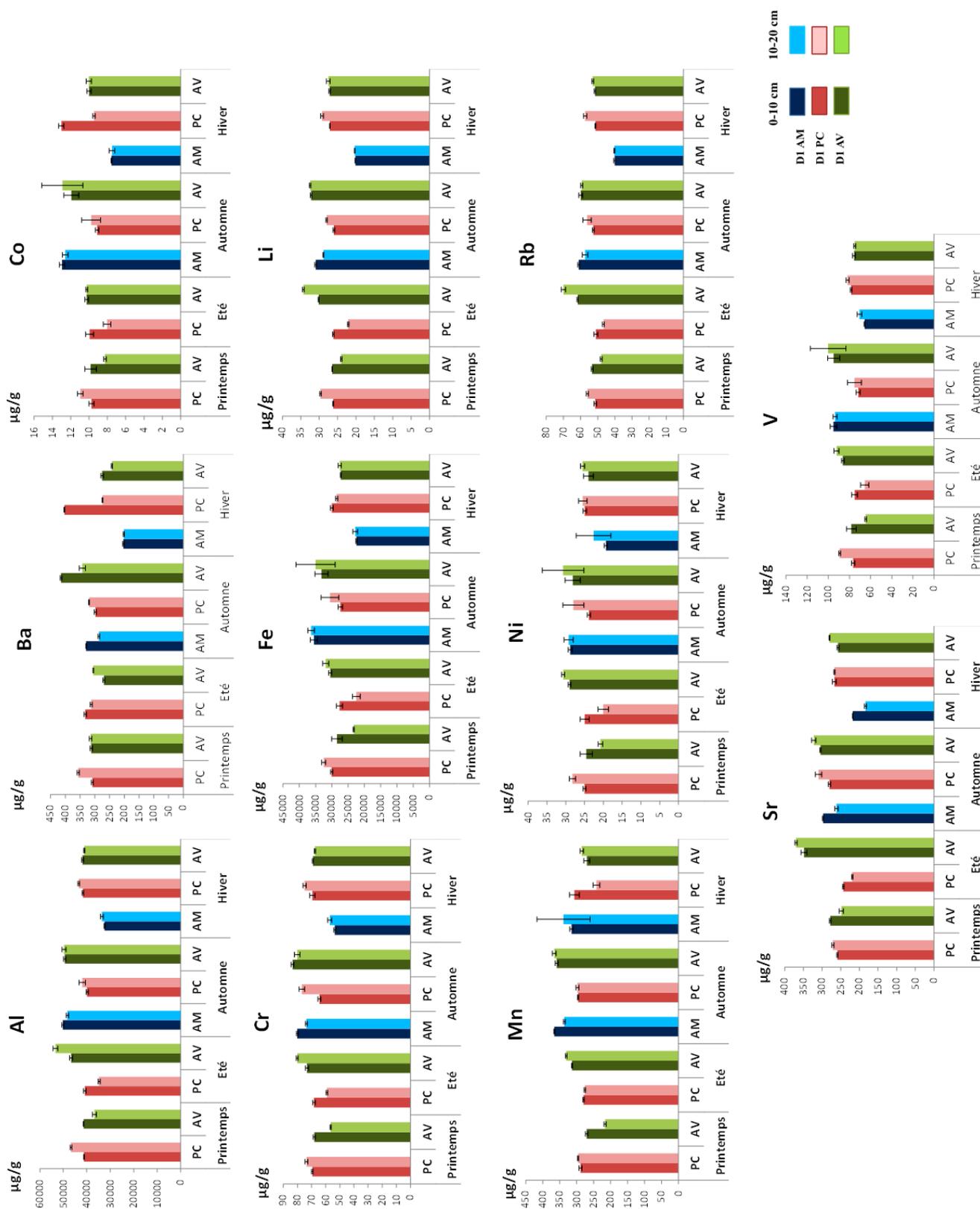


Figure 24. Concentrations moyennes (n=100) des éléments Al, Ba, Co, Cr, Fe, Li, Mn, Ni, Rb, Sr et V dans les deux tranches de sédiments (0-10 cm en couleur foncée) et (10-20 cm en couleur claire) de l'Oued Hillil.

AM = station amont, PC = station point de contact, AV = station aval.

Pour tous ces éléments, les valeurs minimales ont été relevées en hiver à la station amont (AM) de la décharge D1, sauf pour le Mn pour lequel elles sont mesurées au printemps à la station aval (AV). Les valeurs maximales ont été enregistrées en été et en automne sur la station aval (AV) de la décharge, à l'exception du Fe qui a sa plus forte concentration égale à 36376 µg/g à la station amont en automne. Pour les deux saisons printemps et automne dans les sédiments du point de contact, on remarque que les concentrations de ces 11 éléments sont plus élevées dans tranche profonde du sédiment (10-20 cm) que dans la tranche de surface (0-10 cm). Il en est de même pour les sédiments de la station aval pendant la saison d'été.

Les changements de concentration dépendent de manière significative des périodes de sécheresse et de pluie qui s'expriment concrètement par les effets de l'évaporation lors de la période de sécheresse et par la dilution lors de la période pluviale en automne et hiver. Comparées à leurs concentrations dans la croûte terrestre, les concentrations des sédiments étudiés en ces éléments sont du même ordre de grandeur que leurs concentrations dans la croûte terrestre (Wedepohl, 1995). On peut dire que ces éléments sont majoritairement d'origine naturelle en plus de leur invariabilité suivant les stations. Ainsi, leurs concentrations dans les sédiments du point de contact (PC) sont similaires à celles des autres stations.

Les concentrations des éléments Cd, Cu, Pb, Zn et Mo présentées dans la figure 25, montrent qu'ils ont des évolutions spatiotemporelles similaires avec des variations importantes et différentes des autres éléments analysés.

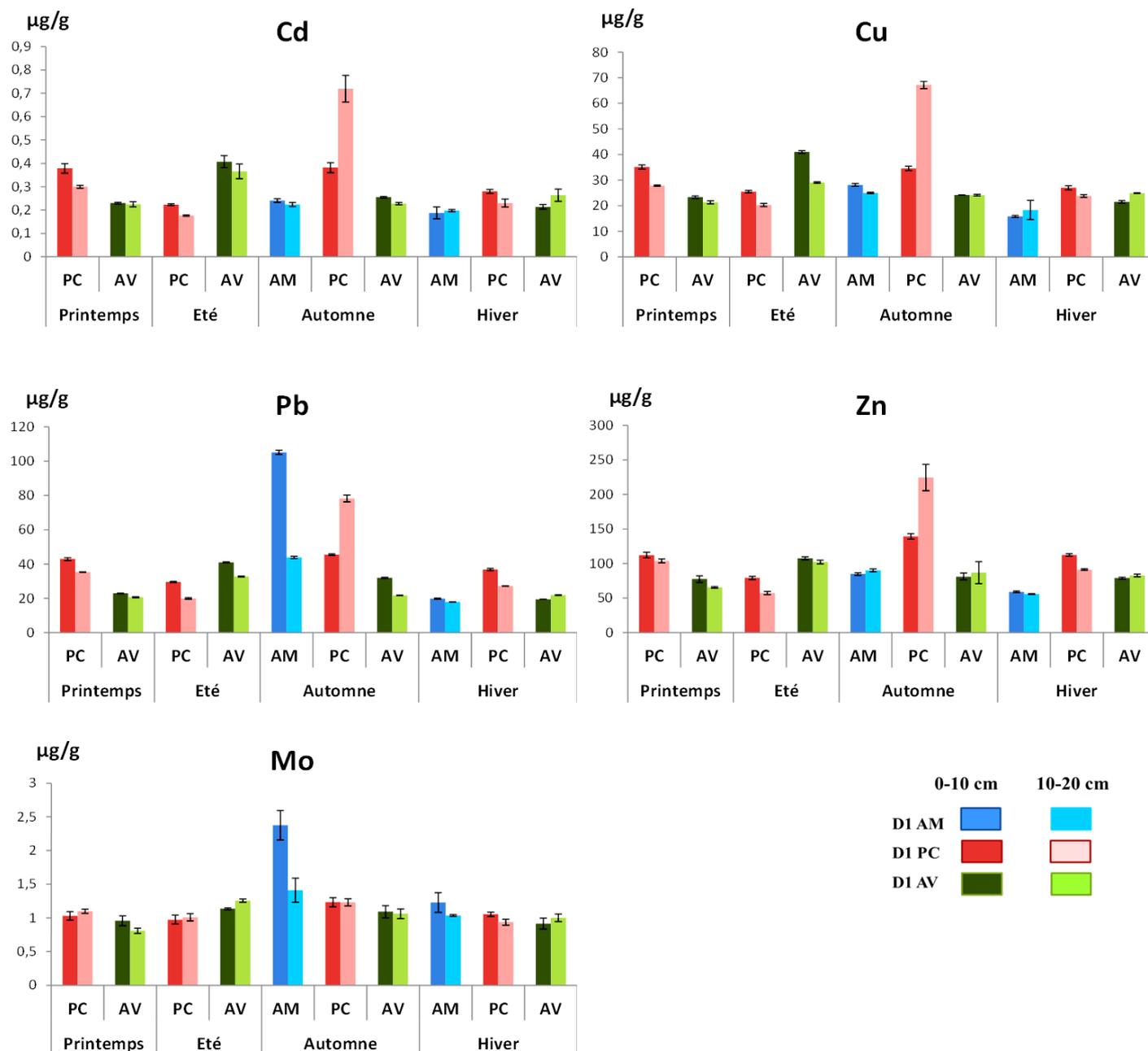


Figure 25. Concentrations moyennes (n=100) des éléments Cd, Cu, Pb, Zn et Mo dans les deux tranches de sédiments (0-10 cm en couleur foncée et (10-20 cm en couleur claire) de l'Oued Hillil.
 AM = station amont, PC = station point de contact, AV = station aval.

Les concentrations de ces quatre éléments Cd, Cu, Pb et Zn sont plus élevées dans les sédiments prélevés en profondeur (10-20 cm) en automne à la station point de contact (PC) avec des valeurs respectivement de 0,72 µg/g ($\pm 0,01$) pour Cd ; 67,19 µg/g ($\pm 1,36$) pour Cu ; 78,26 µg/g ($\pm 1,99$) pour Pb et 224,50 µg/g ($\pm 18,98$) pour Zn. Cette concentration élevée en profondeur en automne peut être expliquée par l'infiltration des eaux de pluies après lessivage du tas de déchets, solubilisant ces éléments qui peuvent être contenus dans le papier et carton (Cu, Zn) et les piles usagées (Cd, Pb). Ces déchets sont susceptibles de faire partie de la

Ouiza Ould Ali - 2018 - Université de Perpignan Via Domitia - Université de Mostaganem

catégorie DDQD des déchets ménagers, surtout en l'absence de tri sélectif des déchets avant qu'ils soient acheminés jusqu'à la décharge. Pour ces éléments, toutes les valeurs minimales ont été observées en hiver à la station amont (AM). Sous l'effet de la pluie, les polluants sont probablement passés du compartiment solide (sédiments) au compartiment liquide (eau) par le phénomène de relargage.

D'autre part, les éléments Pb et Mo montrent également des similarités dans leur variations spatiotemporelles (Fig 25) en présentant la concentration la plus élevée dans la tranche superficielle du sédiment (0-10 cm) à la station amont (AM) en automne : 105,07 $\mu\text{g/g}$ ($\pm 1,26$) pour Pb et 2,37 $\mu\text{g/g}$ ($\pm 0,22$) pour Mo. Une concentration élevée dans les sédiments de surface peut provenir de rejets diffus non identifiés en amont du point de prélèvement et que les précipitations accentuent.

D'autre part, As montre une faible évolution spatiotemporelle encore différente de celle des autres métaux avec une concentration moyenne de 6,12 ($\pm 1,83$) $\mu\text{g/g}$, comme illustré sur la figure 26. La valeur minimale (4,27 $\mu\text{g/g}$ ($\pm 0,08$)) est observée au printemps à la station aval (AV) et la valeur maximale (11,90 $\mu\text{g/g}$ ($\pm 0,12$)) en hiver à la station amont (AM) dans la tranche (10-20 cm). Pour les échantillons prélevés en hiver et en été à la station aval, les concentrations d'As sont plus élevées dans la tranche profonde (10-20 cm).

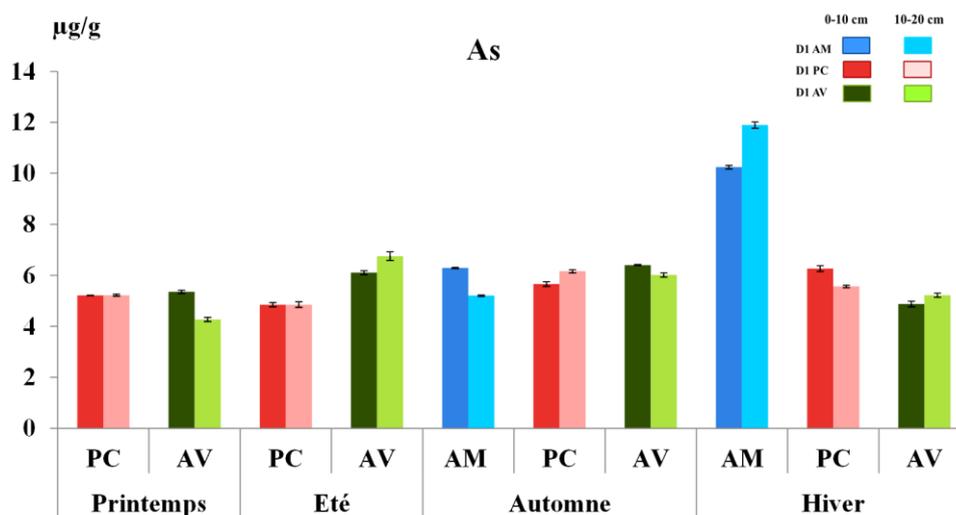


Figure 26. Concentration moyennes (n=100) de l'arsenic dans les deux tranches de sédiments (0-10 cm en couleur foncée) et (10-20 cm en couleur claire) de l'Oued Hillil. AM = station amont, PC = station point de contact, AV = station aval

Au point de contact (PC), l'impact de la décharge se remarque et concerne en particulier Cd, Cu, Zn et Pb en automne avec des concentrations élevées qui augmentent en profondeur. Ceci peut s'expliquer par la quantité de pluie (38 mm, Fig 4) tombée juste avant l'échantillonnage

après une longue période de sécheresse durant laquelle les polluants se sont concentrés dans le tas de déchets.

La station aval de la décharge (AV) est caractérisée par la présence de fortes concentrations en Al, Fe, Cr, Ni et Sr, en particulier en été et en automne. Pour Cd, Cu et Zn, les concentrations les plus élevées sont notées pendant l'été uniquement en raison du brûlage des déchets dans la décharge et le passage des cendres dans le cours d'eau qui s'accumulent dans les sédiments.

Ces fortes concentrations enregistrées pendant la période sèche sont aussi probablement le résultat d'une évaporation intense conduisant à la précipitation de phases minérales ou à l'adsorption des polluants sur les particules des sédiments. Mais elles peuvent aussi être attribuées à d'autres activités humaines importantes dans la zone y compris la mise en décharge des déchets.

III.I.2.2. b) Contamination métallique dans les sédiments

Vue l'absence de normes de qualité concernant les métaux pour les sédiments, nous avons utilisé les facteurs et indices présentés précédemment (paragraphe II.4.2) pour évaluer la contamination des sédiments du cours d'eau. Ils nous permettent d'estimer l'enrichissement de nos stations en un élément donné par rapport à sa concentration dans la croûte terrestre qui est utilisée comme référence (Wedepohl, 1995).

Facteurs d'enrichissement (FE)

Les valeurs des facteurs d'enrichissement pour chaque métal sont évaluées aux différentes saisons dans les deux tranches de sédiments (0-10 et 10-20 cm), comme indiqué dans le tableau 6.

Tableau 6. Calcul des facteurs d'enrichissement (FE) des métaux aux différentes saisons pour les deux tranches de sédiments (0-10 et 10-20 cm) de l'Oued Hillil.

			Li	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Rb	Sr	Cd	Ba	Pb	As	Mo
Amont	Automne	(0-10)	2,2	2,8	3,5	1,1	1,8	1,7	2,4	3,0	2,5	0,9	1,5	3,6	0,8	9,5	4,8	2,6
		(10-20)	2,1	2,8	3,4	1,0	1,9	1,7	2,5	2,8	2,8	0,8	1,3	3,5	0,7	4,1	4,2	1,6
	Hiver	(0-10)	2,2	3,0	3,7	1,4	1,7	1,6	2,5	2,6	2,7	0,9	1,6	4,4	0,7	2,8	12,2	2,1
		(10-20)	2,1	3,1	3,8	1,5	1,7	1,5	2,8	3,0	2,5	0,8	1,3	4,5	0,7	2,4	13,7	1,7
Point de contact	Printemps	(0-10)	2,2	2,7	3,7	1,0	1,8	1,6	2,5	4,6	4,1	0,9	1,5	7,0	0,9	4,7	4,9	1,4
		(10-20)	2,2	2,8	3,5	0,9	1,7	1,6	2,5	3,2	3,3	0,8	1,4	4,9	0,9	3,4	4,3	1,3
	Eté	(0-10)	2,3	2,7	3,7	1,0	1,7	1,6	2,5	3,4	2,9	0,9	1,5	4,1	0,9	3,3	4,6	1,3
		(10-20)	2,2	2,8	3,8	1,2	1,6	1,5	2,4	3,2	2,5	0,9	1,5	3,9	1,0	2,6	5,4	1,6
	Automne	(0-10)	2,3	2,6	3,6	1,1	1,7	1,5	2,5	4,7	5,2	0,9	1,7	7,3	0,9	5,2	5,5	1,7
		(10-20)	2,3	2,6	4,1	1,0	1,8	1,6	2,8	8,7	8,0	0,9	1,8	13,0	0,9	8,5	5,7	1,6
	Hiver	(0-10)	2,3	2,7	3,7	1,1	1,8	2,1	2,5	3,5	4,0	0,9	1,6	5,1	1,1	4,0	5,8	1,4
		(10-20)	2,4	2,8	3,8	0,8	1,6	1,5	2,4	3,0	3,1	0,9	1,5	4,0	0,7	2,9	5,0	1,2
Aval	Printemps	(0-10)	2,3	2,8	3,6	1,0	1,7	1,6	2,5	3,1	2,8	0,9	1,6	4,2	0,9	2,5	5,0	1,3
		(10-20)	2,3	2,6	3,4	0,9	1,6	1,5	2,3	3,1	2,7	0,9	1,7	4,6	1,0	2,6	4,5	1,2
	Eté	(0-10)	2,3	2,7	3,5	1,0	1,6	1,5	2,6	4,8	3,4	0,9	1,8	6,6	0,7	4,0	5,1	1,3
		(10-20)	2,3	2,5	3,3	0,9	1,5	1,3	2,4	2,9	2,9	0,9	1,7	5,2	0,7	2,8	4,9	1,3
	Automne	(0-10)	2,3	2,8	3,7	1,1	1,7	1,6	2,4	2,6	2,4	0,9	1,5	3,9	1,0	2,9	5,0	1,2
		(10-20)	2,3	2,9	3,6	1,1	1,8	1,7	2,6	2,6	2,6	0,8	1,6	3,5	0,8	2,0	4,7	1,2
	Hiver	(0-10)	2,3	2,6	3,7	0,9	1,6	1,6	2,4	2,8	2,8	0,9	1,5	3,9	0,8	2,1	4,5	1,2
		(10-20)	2,4	2,7	3,6	1,0	1,7	1,6	2,6	3,3	3,0	0,9	1,7	4,9	0,7	2,4	4,9	1,3

Les FE des éléments Rb et Ba ne présentent pas d'enrichissement ($EF \leq 1$, noté en noir) dans les sédiments. Les FE dans les stations amont (AM), point de contact (PC) et aval (AV) présentent des valeurs comprises entre 1 et 3 pour Li, V, Mn, Fe, Co, Ni, Sr et Mo, ce qui correspond à un enrichissement mineur (en vert dans le tableau) des sédiments par ces éléments. Des valeurs comprises entre 3 et 5 pour Cr révèlent un enrichissement modéré (en vert gras dans le tableau). Les sédiments au point amont (AM) sont caractérisés par un enrichissement mineur ($1 < FE < 3$, noté en vert) en Cu, Zn, Pb (hiver), un enrichissement modéré ($3 < FE < 5$, noté en vert gras) en Cd, Pb (automne en profondeur) et As (automne) ainsi qu'un enrichissement modéré ($5 <$

FE<10, noté en rouge) en Pb (automne surface) et sévère (10< FE<25, noté en rouge gras) par As en hiver.

Au point de contact avec la décharge (PC), les valeurs des FE indiquent globalement un enrichissement modéré par Cu, mineur à modéré pour Zn et Pb tandis qu'un enrichissement modérément sévère est enregistré pour Cd en surface (printemps, automne et hiver), pour Pb (automne) et As (été en profondeur, automne, hiver). Le seul enrichissement sévère est noté pour Cd en automne en profondeur.

Les sédiments au point aval (AV) révèlent un enrichissement mineur et modéré pour Cu, Zn et Pb ; modéré pour Cd (printemps, automne, hiver) et As (printemps, été, automne en profondeur et hiver) et un enrichissement modérément sévère est noté pour Cd (été) et pour As en surface (printemps, été, automne).

Suivant ce facteur d'enrichissement, l'effet des apports de la décharge se voit clairement sur le point de contact et concerne Cr, Cu, Zn, Cd, Pb et As. Cependant il reste localisé puisqu'en aval on ne retrouve d'enrichissement que pour Cd et As. Le point amont est même plus enrichi en As et Pb que les points point de contact et aval, pouvant provenir des rejets diffus urbain et industriels.

Indice de géo-accumulation (Igeo)

L'indice de géo-accumulation des deux tanches des sédiments est déterminé pour les trois stations (AM, PC et AV) pour toutes les saisons (PC et AV) ou uniquement pour l'automne et l'hiver (AM). Les valeurs sont représentées dans le tableau 7.

Tableau 7. Calcul des indices de géo-accumulation des ETM dans les deux tranches de sédiments (0-10 et 10-20 cm) de l'Oued Hillil selon les saisons

			Li	Al	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Rb	Sr	Cd	Ba	Pb	As	Mo
Amont	Automne	(10)	-0,1	-1,2	0,3	0,6	-1,1	-0,4	-0,4	0,0	0,4	0,1	-1,4	-0,7	0,7	-1,6	2,0	1,1	0,2
		(20)	-0,2	-1,3	0,2	0,5	-1,2	-0,3	-0,5	0,1	0,2	0,2	-1,5	-0,9	0,5	-1,8	0,8	0,8	-0,6
	Hiver	(10)	-0,7	-1,8	-0,3	0,0	-1,3	-1,0	-1,2	-0,5	-0,4	-0,4	-2,0	-1,1	0,3	-2,3	-0,4	1,8	-0,8
		(20)	-0,7	-1,8	-0,2	0,1	-1,2	-1,0	-1,2	-0,3	-0,2	-0,5	-2,0	-1,4	0,4	-2,3	-0,5	2,0	-1,0
Point de contact	Printemps	(10)	-0,3	-1,5	-0,1	0,4	-1,5	-0,6	-0,8	-0,2	0,7	0,5	-1,7	-0,9	1,3	-1,7	0,8	0,8	-1,0
		(20)	-0,2	-1,3	0,2	0,5	-1,4	-0,5	-0,7	0,0	0,4	0,4	-1,6	-0,8	1,0	-1,5	0,5	0,8	-0,9
	Eté	(10)	-0,3	-1,5	-0,1	0,4	-1,5	-0,7	-0,8	-0,2	0,2	0,0	-1,7	-1,0	0,5	-1,6	0,2	0,7	-1,1
		(20)	-0,6	-1,7	-0,3	0,2	-1,5	-1,0	-1,1	-0,5	-0,1	-0,4	-1,8	-1,1	0,2	-1,7	-0,4	0,7	-1,1
	Automne	(10)	-0,3	-1,5	-0,1	0,3	-1,4	-0,8	-0,9	-0,2	0,7	0,8	-1,6	-0,8	1,3	-1,7	0,8	0,9	-0,8
		(20)	-0,2	-1,5	-0,1	0,6	-1,4	-0,6	-0,8	0,0	1,6	1,5	-1,6	-0,6	2,2	-1,6	1,6	1,0	-0,8
	Hiver	(10)	-0,3	-1,5	0,0	0,4	-1,4	-0,6	-0,4	-0,2	0,3	0,5	-1,7	-0,8	0,9	-1,3	0,5	1,1	-1,0
		(20)	-0,2	-1,4	0,0	0,5	-1,7	-0,7	-0,9	-0,1	0,1	0,2	-1,5	-0,8	0,6	-1,9	0,1	0,9	-1,2
Aval	Printemps	(10)	-0,3	-1,5	0,0	0,4	-1,5	-0,7	-0,8	-0,2	0,1	0,0	-1,6	-0,8	0,6	-1,7	-0,2	0,8	-1,5
		(20)	-0,5	-1,7	-0,3	0,1	-1,9	-1,0	-1,1	-0,4	0,0	-0,2	-1,8	-0,9	0,6	-1,7	-0,3	0,5	-1,4
	Eté	(10)	-0,1	-1,3	0,1	0,5	-1,3	-0,6	-0,8	0,1	0,9	0,5	-1,4	-0,4	1,4	-1,9	0,7	1,0	-0,9
		(20)	0,1	-1,1	0,2	0,6	-1,3	-0,5	-0,8	0,1	0,4	0,4	-1,2	-0,4	1,3	-1,7	0,4	1,2	-0,7
	Automne	(10)	0,0	-1,2	0,3	0,7	-1,1	-0,5	-0,5	0,0	0,2	0,1	-1,5	-0,6	0,7	-1,3	0,3	1,1	-0,9
		(20)	0,0	-1,2	0,3	0,6	-1,1	-0,4	-0,4	0,1	0,2	0,2	-1,5	-0,6	0,6	-1,5	-0,2	1,0	-1,0
	Hiver	(10)	-0,3	-1,5	-0,1	0,4	-1,5	-0,8	-0,8	-0,2	0,0	0,0	-1,7	-0,9	0,5	-1,9	-0,4	0,7	-1,2
		(20)	-0,3	-1,5	-0,1	0,4	-1,5	-0,7	-0,8	-0,1	0,2	0,1	-1,6	-0,8	0,8	-2,1	-0,2	0,8	-1,1

Les calculs montrent qu'il n'y a pas de contamination par Li, Al, Mn, Fe, Co, Rb, Sr, Ba et Mo qui ont des indices I_{geo} négatifs (noté en noir). Les sédiments sont globalement non contaminés à modérément contaminés ($I_{geo} \leq 1$ noté en noir et vert) par V, Cr, Ni, Cu, Zn et Pb ; modérément contaminé ($0 < I_{geo} \leq 1$ noté en vert) par Cd en amont, au point de contact (été, hiver) et en aval (printemps, automne, hiver), par As au point de contact (printemps, été) et en aval (printemps, hiver). Il apparaît une contamination modérée ($1 < I_{geo} \leq 2$ noté en rouge) en amont par Pb et As en surface en automne et seulement par As en hiver ; au point de contact par Cu, Zn, Pb et As en automne en profondeur, par Cd (printemps, automne) et par As en surface en hiver ; en aval par Cd (été) et As (été, automne).

La station point de contact (PC) et la station aval (AV) semblent être contaminées modérément par Cd et As.

Facteur de risque écologique (E^i_r) et indice de risque écologique (IR)

Les résultats du facteur de risque écologique (E^i_r) et d'indice écologique (IR) sont présentés dans le tableau 8.

Tableau 8. Calcul des facteurs de risque écologique (E^i_r) et des indices de risque écologique (IR) concernant les ETM pour les deux tranches de sédiments (0-10 et 10-20 cm) de l'Oued Hillil selon les saisons.

		E^i_r	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	As	IR	
Amont	Automne	(10)	4,58	7,75	9,83	1,6	70,8	30,91	31,44	156	
		(20)	4,21	7,86	8,74	1,7	65,8	12,91	26,01	127	
	Hiver	(10)	3,06	5,19	5,52	1,1	55,1	5,83	51,21	127	
		(20)	3,26	6,08	6,39	1,1	58,1	5,27	59,47	139	
	Point de contact	Printemps	(10)	3,97	6,73	12,29	2,16	111,3	12,63	26,07	175
			(20)	4,21	7,59	9,74	2,0	88,1	10,39	26,11	148
Eté		(10)	3,90	6,71	8,90	1,5	65,7	8,69	24,23	119	
		(20)	3,38	5,38	7,10	1,1	51,9	5,86	24,25	98	
Automne		(10)	3,69	6,41	12,07	2,7	112,2	13,39	28,30	178	
		(20)	4,40	7,52	23,49	4,3	211,7	23,02	30,79	305	
Hiver		(10)	3,97	6,71	9,42	2,2	82,4	10,83	31,32	146	
		(20)	4,29	6,85	8,30	1,8	67,5	8,01	27,83	124	
Aval		Printemps	(10)	3,89	6,60	8,16	1,5	67,8	6,75	26,79	121
			(20)	3,23	5,58	7,47	1,3	66,1	6,08	21,35	111
	Eté	(10)	4,19	7,80	14,34	2,1	119,7	12,04	30,52	190	
		(20)	4,58	8,26	10,15	2,0	107,5	9,62	33,75	175	
	Automne	(10)	4,77	7,57	8,45	1,6	75,0	9,38	32,02	138	
		(20)	4,58	8,26	8,43	1,7	66,9	6,39	30,08	126	
	Hiver	(10)	3,95	6,44	7,52	1,5	62,8	5,71	24,38	112	
		(20)	3,87	6,86	8,72	1,6	77,5	6,46	26,12	131	

Les valeurs du facteur E_r^i sont inférieures à 40 pour tous les métaux sauf Cd dans les trois stations (Tableau 8) indiquent un faible risque (en noir dans le tableau) pour les organismes. Le risque est modéré ($40 < E_r < 80$ noté en vert dans le tableau) à la station amont pour Cd et As (hiver) ; pour Cd à la station (PC) en été et hiver (profondeur) et à la station (AV) au printemps, en automne et hiver. Le risque devient fort ($80 < E_r < 160$ noté en rouge dans le tableau) pour Cd au point de contact au printemps, en automne et en hiver (surface) et en aval en été. Le risque considérable ($160 < E_r < 320$ noté en rouge gras dans le tableau) pour Cd au point de contact en automne (profondeur).

Selon l'indice RI, le risque écologique est faible ($RI < 150$ noté en noir) dans la plupart des stations. Il est modéré ($150 < IR < 300$ noté en vert dans le tableau) en surface en automne (amont, point de contact) et au printemps (point de contact) ainsi qu'en été à la station aval. Le risque devient sévère ($300 < IR < 600$ noté en rouge dans le tableau) au point de contact en automne en profondeur.

En conclusion des calculs des facteurs d'enrichissement et indice de géo-accumulation, on note que la station amont de la décharge est très impactée en premier lieu par les éléments Pb et As surtout en surface puis en second lieu par le Cd et Cr. Ces éléments peuvent très bien provenir des rejets urbains diffus et non identifiés en amont. La station point de contact quant à elle présente un enrichissement et une géo accumulation beaucoup plus élevés et avec d'autres éléments que la station amont. On retrouve As, Pb et Cd avec des enrichissements modérés à sévères, mais aussi Cu et Zn en plus qui présentent des enrichissements de mineurs à modérés. Par contre à la station aval, on retrouve les mêmes éléments problématiques notés en amont mais avec des niveaux plus élevés d'enrichissement et de géo accumulation comme pour Cu et Zn, tandis que ces niveaux diminuent pour As. Le facteur de risque écologique étant lié à la concentration de l'élément dans l'échantillon et surtout au coefficient de risque propre à chaque élément, on remarque que le Cd est l'élément qui constitue le plus de danger. On note clairement que cette décharge a un grand impact vu l'augmentation considérable du risque en aval par rapport à l'amont.

III.I.2.2. c) Analyses statistiques en composantes principales (ACP) dans les sédiments de l'Oued Hillil et dans le sol de la décharge

Une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée à partir des teneurs en ETM dans les sédiments aux trois points d'échantillonnage du cours d'eau, couplées aux teneurs en ETM

dans le sol de la décharge (voir paragraphe III.I.1.2). Les résultats sont présentés dans la figure 27.

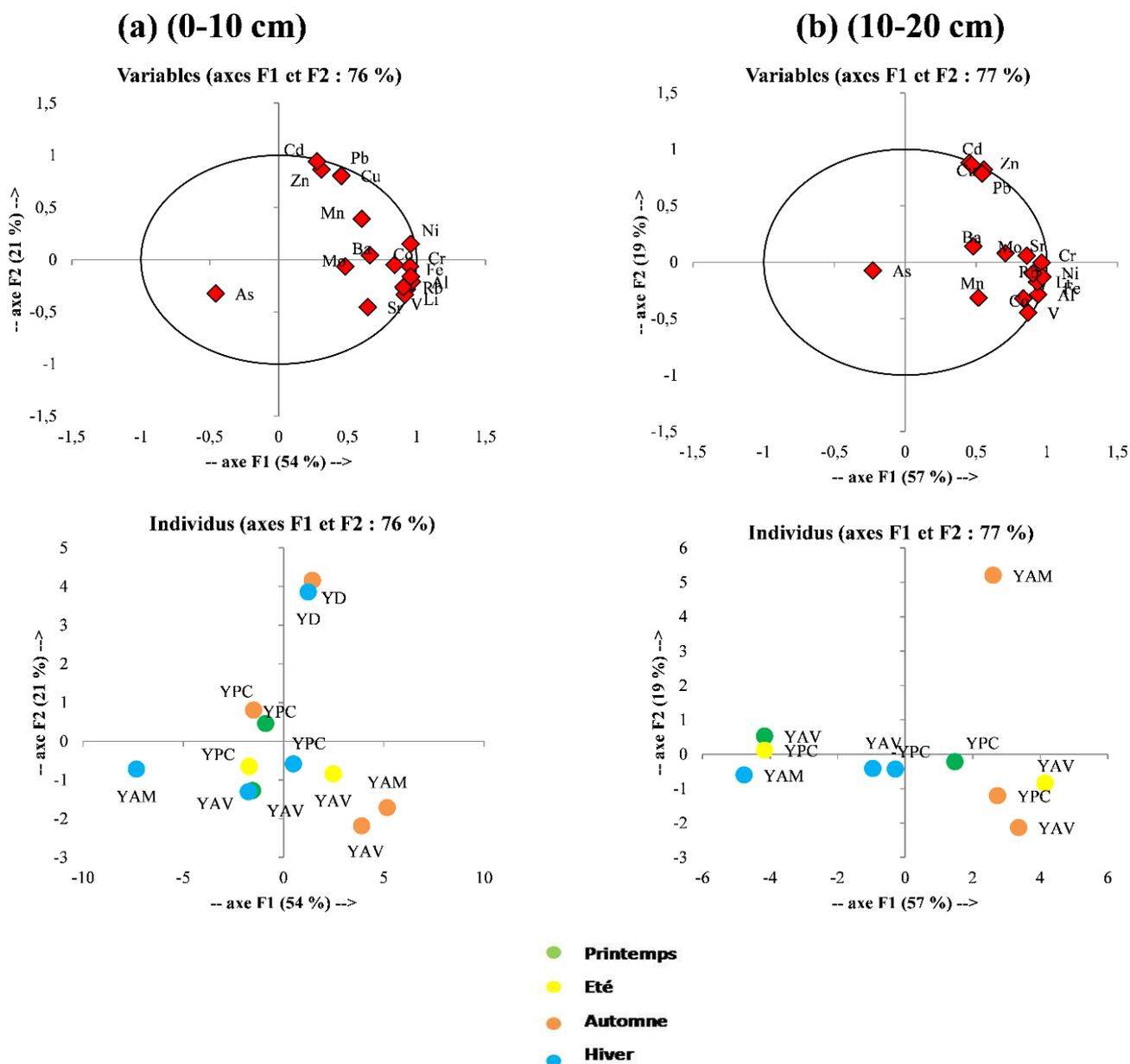


Figure 27. (a) : Analyse statistique (ACP) des éléments métalliques dans les sédiments superficiels de l'Oued Hillil et dans le sol de la décharge (0-10 cm).
(b) : Analyse statistique (ACP) des éléments métalliques dans les sédiments profonds de l'Oued Hillil (10-20 cm).
YAM = station amont, YPC = station point de contact, YAV = station aval, YD sol de la décharge.

A partir des analyses des sédiments du cours d'eau et du sol de la décharge, on remarque que les éléments métalliques (variables) sont répartis en trois groupes principaux :

(G1) : Al, Fe, Li, Rb, Cr, Co, Mo, Sr, Mn, Ba et Ni avec des valeurs positives suivant l'axe F1.

(G2) : As avec des valeurs négatives suivant les deux axes F1 et F2.

(G3) : Zn, Cu, Pb et Cd à l'opposé de As avec des valeurs positive suivant les deux axes F1 et F2.

Sédiments de surface (0-10 cm)

Selon la figure 27 (a), la variation est expliquée à 76% par les deux premiers axes qui sont utilisés pour l'interprétation des données. Le premier axe représente 54% de l'information totale alors que le deuxième axe représente 21%.

La répartition des stations (individus) pour les sédiments de surface met en évidence une discrimination saisonnière le long de l'axe F1 avec l'automne (YAM, YAV orange) et l'été (YAV jaune) correspondant à des concentrations élevées des éléments du groupe (G1) (Al, Fe, Li, Rb, Cr, Co, Ni et Sr), à l'inverse du prélèvement à la station amont d'hiver qui est faible en ces éléments mais très concentré en As (YAM bleu).

Sur l'axe F2, la discrimination spatiale apparaît, avec la station point de contact (YPC) et le sol de la décharge (YD bleu et orange) qui se distinguent des autres stations avec des teneurs très élevées en éléments du groupe (G3) (Zn, Cd, Pb et Cu) en toute saison.

Les coefficients de corrélation (Tableau 1 annexe 6) significatifs pour les paires Zn-Cd, Zn-Cu et Cu-Cd sont mis en évidence (0,86 ; 0,80 et 0,95 ($p = 0,05$) respectivement). Pour les paires Al-Fe, Al-Ni, Al-Cr, Fe-Ni, Fe-Cr et Ni-Cr, l'indice de Pearson est égal à 0,95 ; 0,97 ; 0,98 ; 0,92 ; 0,94 et 0,92 respectivement ($p = 0,05$), montrant également une corrélation significative. Les coefficients de corrélation négatifs de l'élément As avec tous les autres métaux indique qu'il a une origine différente des autres métaux telle que les le ruissellement des eaux de pluies qui lessivent les sols et les terrain voisins (INERIS, 2017).

Sédiments de profondeur (10-20 cm)

La variation est expliquée par les deux axes principaux F1 à 57% et F2 à 19% utilisés pour l'interprétation des données (Fig. 27 (b)).

La distribution des métaux (variables) est similaire à celle décrite dans les sédiments de surface avec les mêmes trois groupes. Le long de l'axe F1, les stations (individus) sont réparties suivant les saisons avec l'automne (YPC, YAV orange) et l'été (YAV jaune) caractérisés par de fortes teneurs en éléments du groupe (G1) (Al, Fe, Li, Rb, Cr, Co, Ni et Sr), représentées par des

valeurs positives suivant l'axe F1. A l'opposé, la station amont en hiver (YAM bleu) est caractérisée par une forte concentration de As et elle est représentée par des valeurs négatives suivant F1. La distribution spatiale est observée le long de l'axe F2 avec la station amont en saison d'automne (YAM orange) qui est très concentrée en Cu, Zn, Cd et Pb (valeurs positives) par rapport aux autres stations.

Dans ces sédiments en profondeur les éléments peuvent être répartis en trois groupes selon les coefficients de corrélation. Pour les paires Al-Fe, Al-Ni, Al-Cr, Fe-Ni, Fe-Cr, Ni-Cr, Sr-Al, Sr-Fe, Sr-Cr et Sr Ni qui forment le groupe (G1), les coefficients de Pearson sont égaux à 0,90 ; 0,93 ; 0,90 ; 0,94 ; 0,88 ; 0,93 ; 0,85 ; 0,66 ; 0,84 et 0,79 respectivement avec ($p = 0,05$), ce qui montre également une corrélation significative. L'arsenic est également négativement corrélé avec tous les autres métaux et il est considéré comme faisant partie du groupe (G2). Les corrélations des paires Zn-Cd, Zn-Cu et Cu-Cd, Pb-Zn, Pb-Cu, Pb-Cd sont calculées et sont respectivement égales à 0,97 ; 0,99 ; 0,98 ; 0,95 ; 0,94 et 0,91 ($p = 0,05$) ce qui représente des valeurs significatives reliant ces éléments en un groupe de source probablement commune (G3) (Tableau 2 annexe 6).

III.I.3. Impact de la décharge D1 (Yellel) sur le cours d'eau de l'Oued Hillil

III.I.3.1 Bilan dans les eaux :

a) **Physico-chimie** : On note une forte contamination pendant la période sèche (printemps et été) caractérisée par de fortes concentrations en DCO, chlorures et en nitrites dépassant largement les normes algériennes de 30 mg O₂/L, 200 mg/L et 0,1 mg/L respectivement.

Les nitrates et les sulfates ne dépassent pas les normes, mais leurs teneurs sont considérablement élevées dans cette décharge en période sèche par rapport à la période pluviale.

La décharge D1 étant implantée sur un cours d'eau secondaire de débit faible, les hautes températures causent une importante évaporation et le peu d'eau qui reste se retrouve très concentrée en différents polluants.

b) **Éléments traces métalliques** : La station de prélèvement en amont de cette décharge est marquée par de fortes concentrations en Cr pendant la saison d'automne. Le point de contact (PC) est spécialement contaminé en Cd, Fe et Cu dépassant les normes (annexe 4). Les mêmes éléments contaminants sont détectés à la station aval de la décharge (AV).

La saison d'automne est caractérisée par de fortes concentrations en Al, Fe, Ni, Cu, Zn et Mn. Les teneurs en Pb ne dépassent pas la norme algérienne des eaux de surface destinées à la potabilisation qui est de 50 µg/L (annexe 4) mais elles sont considérablement élevées en hiver.

Suite aux fortes précipitations (38 mm, Fig 4) qui ont lessivé les sols et le tas de déchets dans la décharge, on retrouve les polluants métalliques en forte concentration dans les eaux en automne.

On peut distinguer un effet saisonnier qui caractérise les lixiviats et change la nature et les concentrations des polluants qu'ils contiennent, ce qui modifie la contamination qu'ils causent au sein des eaux de la rivière. Les lixiviats de printemps proviennent en grande partie de l'humidité des déchets et sont caractérisés par de fortes teneurs en phosphates et en quelques métaux tels que Cr, Co, Mn et le Ni naturellement présents dans les déchets organiques (petit pois, légumes verts...). En rejoignant les eaux de la rivière, ils augmentent leurs charges polluantes et contaminent les eaux. Comme les lixiviats sont généralement le résultat du lessivage du tas de déchets par les eaux de pluie, ils sont plus chargés en Cl⁻ et en métaux contenus dans les déchets tels que le Zn

(caoutchouc et textile), Cd (plastique et piles), Pb (carton, batteries et ferraille) et le Cu (papier et carton). Les nitrites et nitrates élevés en période pluviale sont aussi dus aux activités agricoles de la région.

III.1.3.2. Bilan pour les sédiments et sols de décharge

Les concentrations moyennes dans les sols de la décharge de Fe, Ni, Cr, Sr et As sont dans la même gamme de valeur que celles enregistrées dans les sédiments du cours d'eau. On peut donc dire que ces métaux ne proviennent pas de la décharge.

Pour les autres métaux, les concentrations dans les sols de décharge sont largement supérieures à celles des sédiments : environ 1,7 fois pour Cu (47 µg/g) et Zn (153 µg/g), environ 2,8 fois pour Cd (0,81 µg/g) et environ 4,5 fois pour Pb (157,5 µg/g). Tous les facteurs et indices calculés ont mis en évidence que le sol de la décharge est fortement contaminé par deux éléments à savoir Cd et Pb.

Les prélèvements à la station amont de la décharge (AM) se caractérisent par des concentrations en éléments métalliques élevées en automne et plus faibles en hiver. Il n'y a pas de changement significatif en fonction de la profondeur sauf pour As qui montre des concentrations plus élevées dans la tranche profonde (10-20 cm) par rapport à la surface, et à l'opposé Pb et Mo sont plus concentrés en surface.

Au point de contact (PC), Pb présente une concentration élevée en automne en surface. A cette station, l'impact de la décharge concerne en particulier Cu, Zn, Cd et Pb en automne avec des concentrations élevées augmentant en profondeur, ce qui peut s'expliquer par la quantité de pluie (38 mm, Fig 4) qui est tombée juste avant l'échantillonnage après une longue période de sécheresse alors que les polluants sont concentrés.

Le point aval du site de dépôt (AV) est caractérisé par la présence de fortes concentrations en Al, Fe, Cr, Ni et Sr en été et en automne. Pour les éléments Cu, Zn et Cd, les concentrations les plus élevées sont trouvées pendant l'été en raison de l'évaporation qui concentre les polluants dans les eaux.

III.II. Résultats des analyses de la décharge de Sidi Belattar (D2)

III.II.1. Apport de la décharge de Sidi Belattar

III.II.1.1. Les lixiviats de la décharge D2

Cette décharge D2 est située dans la commune Sidi Belattar qui est limitée au Sud par l'Oued Cheliff (cours d'eau principale) comme indiqué dans la figure 7 du chapitre 2. Elle est implantée directement sur les berges d'un petit ruisseau temporaire qui se déverse dans l'Oued Cheliff à 700 m au sud. Au sein de cette décharge, aucun prélèvement de lixiviat n'a pu être effectué durant les périodes de prélèvement. En plus de sa nature argileuse et relativement imperméable, le terrain de cette décharge possède une pente importante comme illustré dans la figure 28. Les eaux de pluies et l'humidité percolant à travers les déchets sont donc entraînés directement jusqu'au cours d'eau sans avoir la possibilité de s'accumuler.



Figure 28. Décharge de Sidi Belattar (D2) au point de contact avec le cours d'eau.

III.II.1.2. Les ETM dans le sol de la décharge de Sidi Belattar

Les déchets de cette décharge sont fréquemment et anarchiquement brûlés ce qui fait que le site de la décharge a souvent été inaccessible pour y faire les prélèvements saisonniers de sol. Un seul prélèvement représentatif du sol de la décharge a pu être effectué en automne et les résultats de l'analyse des éléments traces métalliques dans cet échantillon sont représentés dans la figure 29.

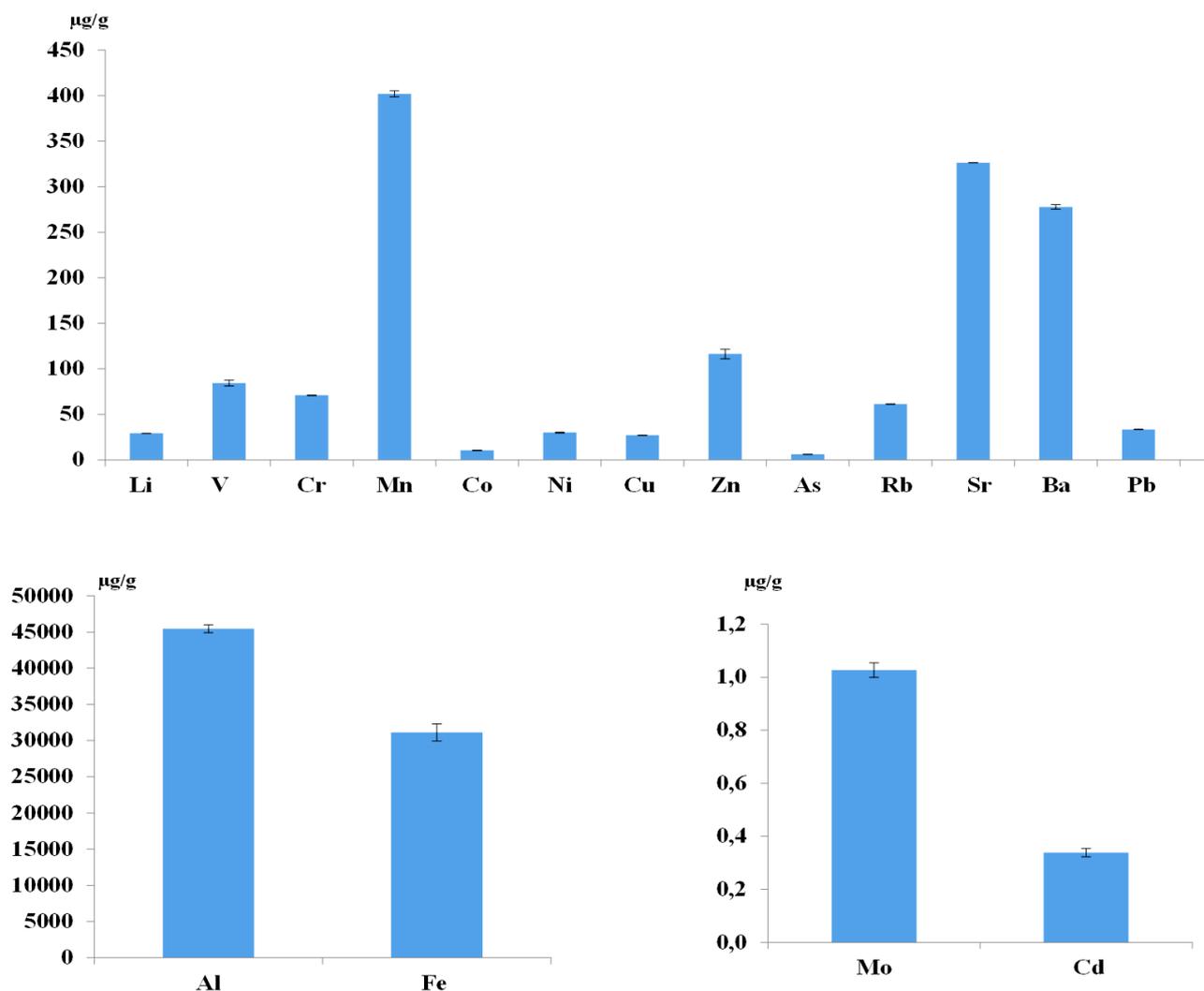


Figure 29. Concentrations des métaux et ETM dans le sol de la décharge de Sidi Belattar D2 en automne.

Le sol présente des teneurs en Al, Fe, Sr, Li, Co et Mo qui sont respectivement de 45449 µg/g ; 31114 µg/g ; 326,4 µg/g ; 29,1 µg/g ; 10,5 µg/g ; et 1,02 µg/g toutes inférieures à la moyenne de croûte terrestre (Wedepohl, 1995). On remarque aussi que les concentrations des éléments Mn, Rb et Ba qui sont principalement d'origine naturelle sont du même ordre que la moyenne de référence. Les concentrations du V, Cr et Zn sont respectivement de 84,3±3,2 µg/g ; 71,13±0,4 µg/g et 116,3±5,1 µg/g. Ces éléments sont élevés dans le sol de cette décharge et proviennent essentiellement des cendres résultant du brûlage des différentes matières qui peuvent être contenues dans les déchets (plastique, carton, papier, batteries, pneumatiques, lampes...).

Facteurs et indices de contamination dans le sol de la décharge

Les résultats des facteurs et indices de contamination dans le sol de la décharge sont présentés dans le tableau 9.

Tableau 9. Calcul des facteurs d'enrichissement (FE) ainsi que des indices de géo-accumulation (I_{geo}) et de risque écologique (E^i_r) dans le sol de la décharge de Sidi Belattar D2. / = Pas de donnée.

	Al	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Sr	Cd	Pb	As
FE	/	3,68	1,82	2,93	3,42	4,05	1,87	6,01	3,56	5,57
I_{geo}	-1,35	0,44	-0,57	0,11	0,33	0,58	-0,54	1,15	0,39	1,04
E^i_r	/	4,92	/	7,88	10,21	1,90	/	94,76	33,15	38,65

Comme le montre le tableau 9, les valeurs des facteurs d'enrichissement (FE en vert) correspondent à un enrichissement mineur ($1 < FE < 3$) par Fe, Ni et Sr ; à un enrichissement modéré (en vert gras) par Cr, Cu, Zn et Pb et à un enrichissement modérément sévère (rouge) par Cd et As.

Le calcul de l'indice de géo-accumulation (I_{geo}) montre que le sol de la décharge n'est pas contaminé par Al, Fe, et Sr (en noir), il est non contaminé à modérément contaminé par Cr, Ni, Cu, Zn et Pb (en vert) et modérément contaminé par Cd et As (en rouge).

Les facteurs de risque écologique dans le sol de la décharge sont inférieurs à 40 pour la plupart des métaux ce qui indique un faible risque (en noir). Seul le Cd (E^i_r moyen = 94,76) révèle un risque environnemental élevé (en rouge) menaçant ainsi l'environnement et l'écosystème. L'indice RI étant la somme des E^i_r pour une station donnée, pour le sol de cette décharge il est égal à 191,5 ce qui correspond à un risque modéré ($150 < RI < 300$).

III.II.2. Charge polluante dans les eaux du cours d'eau

III.II.2.1. Dans les eaux

Durant le printemps et l'été, le ruisseau qui passe à côté de la décharge était à sec, donc au point de contact, il n'a pas été possible d'effectuer de prélèvements.

Les résultats des analyses des eaux du cours d'eau sont comparés aux normes algériennes des eaux destinées à la potabilisation présentées dans l'annexe 4.

III.II.2.1 a) Analyses physicochimiques

Les valeurs moyennes des paramètres physicochimiques des échantillons liquides analysés sont représentées dans les figures 30, 31 et 32. Les températures ambiantes lors des prélèvements étaient comprises entre 21°C l'hiver et 37°C l'été. Les valeurs du pH mesurées dans les eaux variaient entre 6,7 enregistrée au printemps à la station point de contact et 8,9 enregistrée en automne et en hiver à la station amont de la décharge. Ces valeurs ne dépassent pas la norme algérienne des eaux de surface destinées à la potabilisation (6,5 et 9).

Les valeurs maximales des phosphates, sulfates et nitrates qui sont respectivement de 0,015 mg/L, 101,18 mg/L et 4,28 mg/L ont toutes été observées en automne à la station point de contact tandis que les nitrites sont plus concentrés en hiver à la station aval avec une valeur de 1,51 mg/L comme illustré dans la figure 30. Toutes ces valeurs restent inférieures aux normes exigées par la réglementation (annexe 4) et qui sont respectivement égales à 10, 400 et 50 mg/L. Ces valeurs très élevées au point de contact en automne sont dues aux fortes précipitations (plus de 38 mm, Fig 4), qui ont lessivé le tas de déchets et qui ont entraîné des lixiviats chargés en polluants vers le point de contact et le cours d'eau voisin. Une fois que ce dernier a rejoint l'Oued Cheliff où les prélèvements amont et aval ont été effectués, la charge polluante est diluée. Ce phénomène de lessivage qui entraîne les polluants des déchets vers le cours d'eau s'atténue après une saison de pluie (plusieurs jours successifs), donc il n'est plus visible en hiver où les valeurs relevées au point de contact sont du même ordre de grandeur que celles relevées en amont et en aval. On remarque que les concentrations en sulfates en été et en nitrates au printemps sont élevées en amont et en aval par rapport au point aval. Ces deux polluants sont en relation avec l'activité agricole de la région (fertilisants et pesticides). Ils peuvent provenir aussi des rejets urbains d'eaux usées déversées sans traitement en amont dans le cours d'eau.

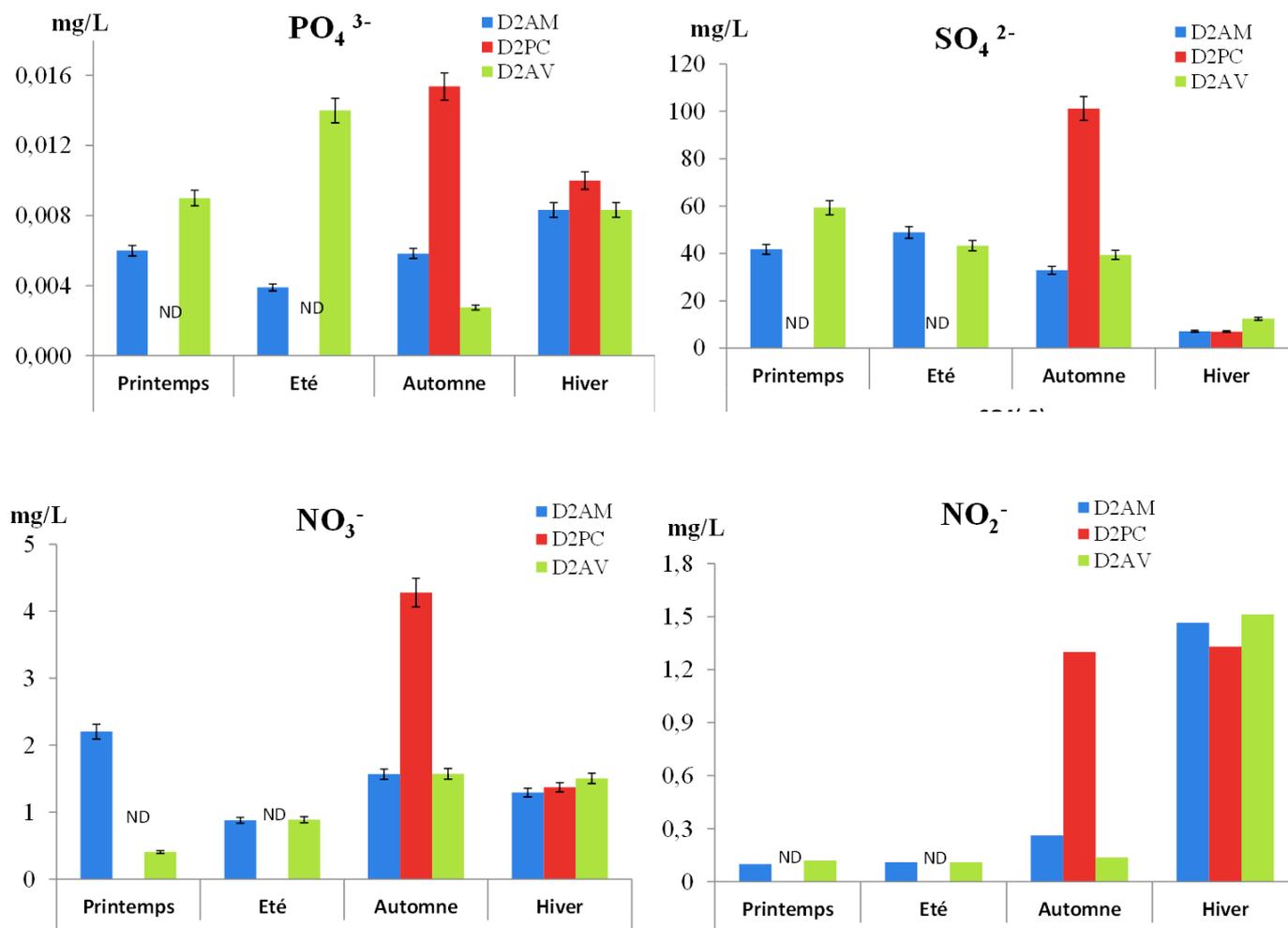


Figure 30. Concentrations des ions phosphates, sulfates, nitrates et nitrites dans les eaux de l'Oued Cheliff et au point de contact avec la décharge.

D2AM = station amont, D2PC = station point de contact, D2AV = station aval, ND = non déterminé.

La valeur maximale de conductivité (7,41 mS/cm) de l'eau est enregistrée au point de contact à la saison d'automne, tandis que la valeur minimale de 1,18 mS/cm, est notée en été à la station aval de la décharge (Fig. 31). On constate que les valeurs de conductivité des échantillons prélevés dans le cours d'eau en été est inférieure à la norme tandis que celles des échantillons prélevés en saison automne et hiver dépassent la norme en vigueur qui est de 2,8 mS/cm (annexe 4). Il en est de même pour la teneur en ions chlorures dont la variation est corrélée avec la conductivité sauf pour la saison d'été. Leurs concentrations varient entre 375 mg/L et 997,6 mg/L ce qui est largement supérieur à la norme algérienne des eaux destinées à la potabilisation qui est de 600 mg/L comme indiqué dans l'annexe 4. On remarque que, contrairement aux ions Cl^- , la conductivité au point de contact avec la décharge en automne est très élevée, ce qui peut être expliqué par la présence d'autres ions supplémentaires provenant

principalement des activités humaines comme mentionné pour les paramètres précédents et aussi des rejets de la décharge.

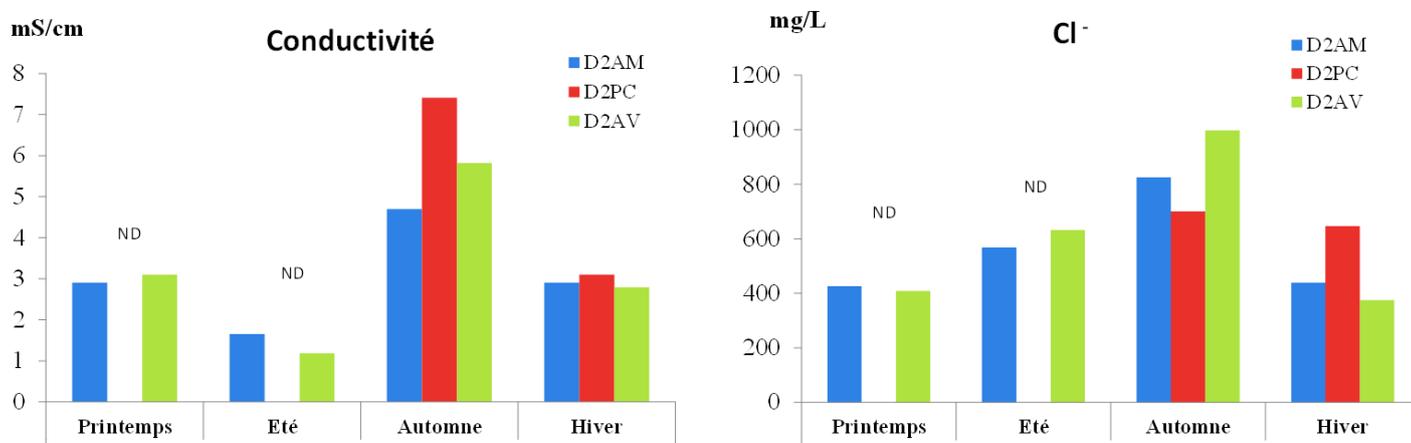


Figure 31. Conductivité et concentrations des ions chlorures dans les eaux de l'Oued Cheliff et au point de contact avec la décharge.

D2AM = station amont, D2PC = station point de contact, D2AV = station aval. ND = non déterminé.

La demande chimique en oxygène est maximale au point aval en hiver et atteint les 624 mg d'O₂/L, tandis que le minimum qui est de 48 mg d'O₂/L est enregistré au point aval en saison de printemps (Figure 32). La station point de contact est moins chargée que les stations amont et aval car ces deux dernières sont situées dans le cours d'eau principal l'Oued Cheliff dans lequel se déverse des rejets urbains et industriels diffus non traités tandis que l'eau du ruisseau qui est en contact avec le dépôt de déchets provient directement d'un barrage : donc la décharge est sa seule source de charge polluante.

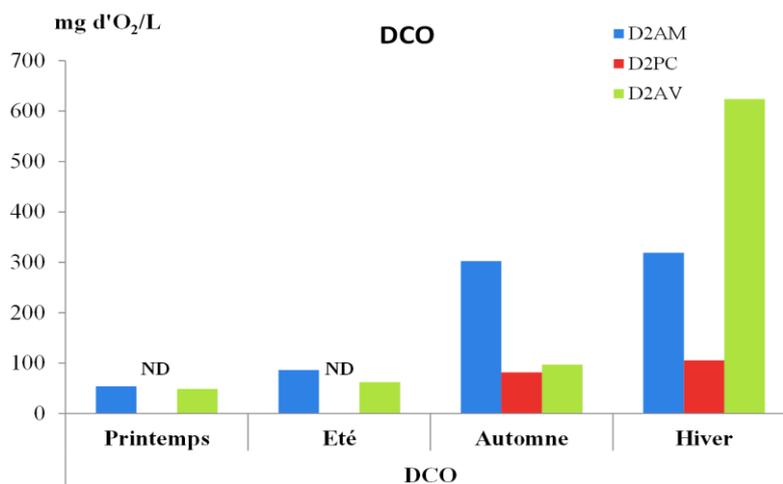


Figure 32. Demande chimique en oxygène (DCO) des eaux de l'Oued Cheliff et du point de contact avec la décharge.

D2AM = station amont, D2PC = station point de contact, D2AV = station aval. ND = non déterminé.

Lors du prélèvement d'hiver nous avons remarqué au point aval que l'eau était stagnante (débit presque nul) avec la présence de lentilles d'eau (Fig 33). L'eau avait une couleur verdâtre, signe de fortes charges en matières organiques notamment des algues, comme le montrent les photographies présentées dans les figures 33 et 34.



Figure 33. Photographie de la station aval de la décharge D2 en hiver (couleur verdâtre).

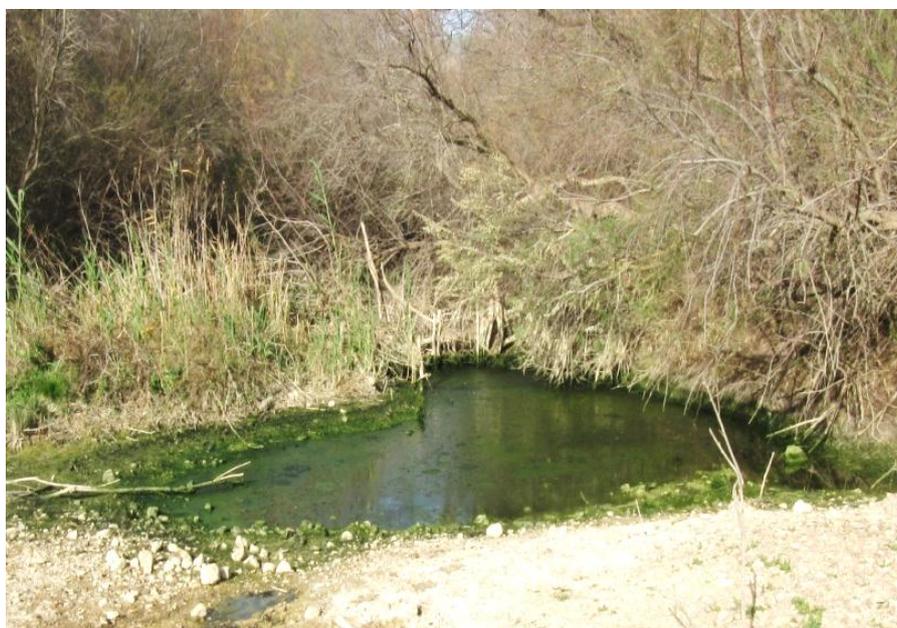


Figure 34. Photographie de la station aval de la décharge D2 en hiver (eau stagnante).

Les valeurs élevées en phosphates, nitrites et en DCO à la saison d'hiver, ainsi que la couleur verdâtre de l'eau témoignent d'un phénomène d'eutrophisation très important en cette saison (Monferran et al., 2016).

III.II.2.1 b) Résultats des analyses des ETM dans les eaux

Les résultats des analyses présentés dans la figure 35 montrent que les éléments Co, Al, Pb, Cr, Fe et Rb sont présents en très faibles concentrations (presque nulles) pendant la période printemps et été, sauf pour Rb qui est présent en été au point aval de la décharge. Par contre, leurs concentrations augmentent considérablement pendant la saison pluviale (automne et hiver) et avec les valeurs maximales à la station point de contact. Cette augmentation importante est due au lessivage des terrains voisins du cours d'eau, aux différents rejets urbains diffus de la région, en plus de la décharge qui libère aussi des polluants organiques et minéraux solubles dans les eaux de pluies et qui vont par la suite rejoindre le cours d'eau. Cela se traduit par les concentrations plus élevées à la station aval par rapport à la station amont. Ces éléments ont donc pour principale source le lessivage des différents déchets de la décharge par les eaux de pluie.

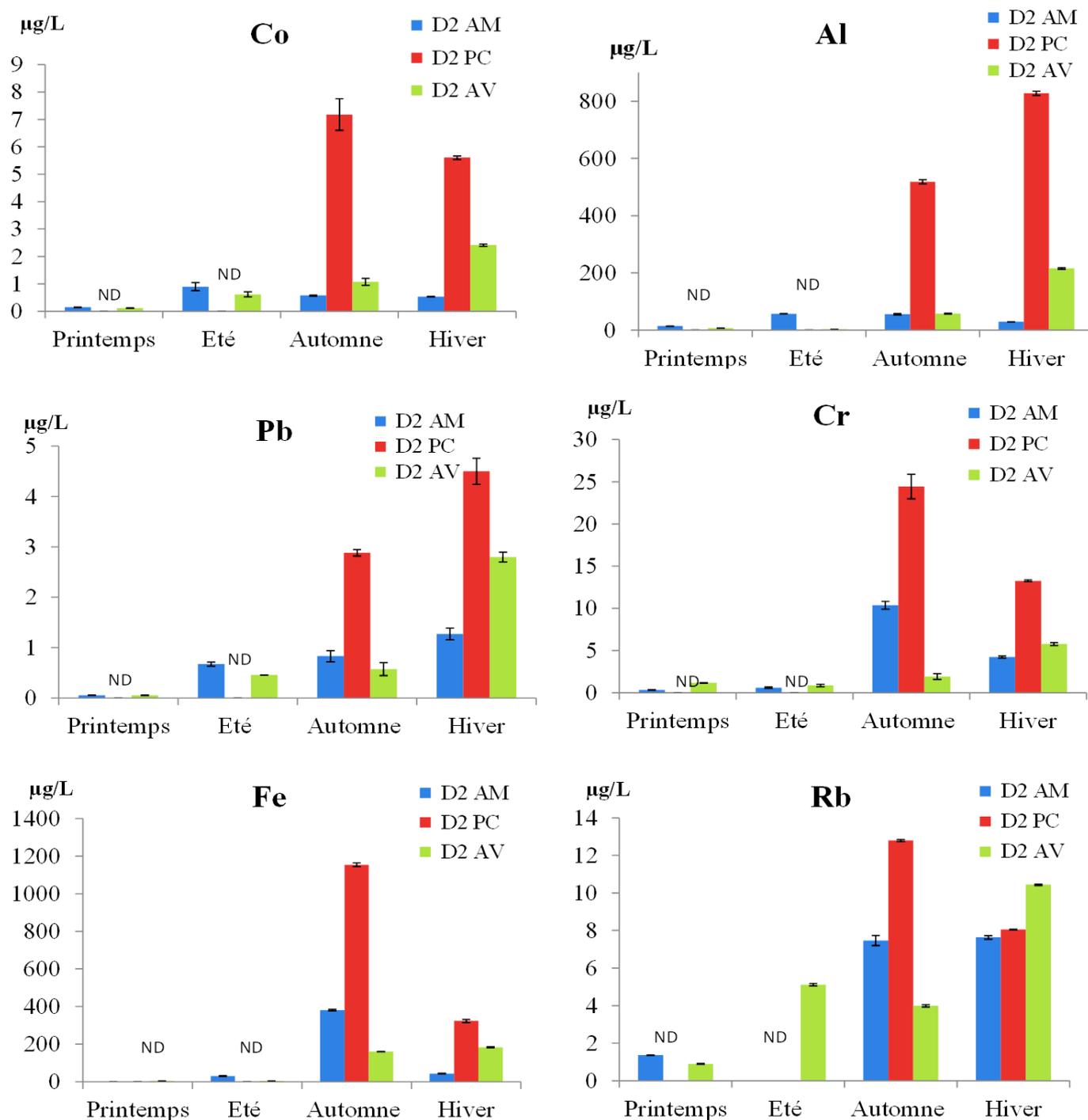


Figure 35. Concentration des éléments métalliques Co, Al, Pb, Cr, Fe et Rb présents dans les eaux de l'Oued Cheliff et au point de contact avec la décharge (D2).

D2AM = station amont, D2PC = station point de contact, D2AV = station aval. ND = non déterminé.

Concernant les éléments Ni, Li, Zn, Mn, Ba, V, Cu et Sr dans les eaux de l'Oued Cheliff sont représentées dans la figure 36 on remarque qu'ils sont présents à de très fortes concentrations dans la station point de contact en automne et en hiver par rapport aux saisons été et printemps. On peut dire que ces éléments proviennent en partie de la décharge car en absence de pluie les

polluants sont retenus dans les déchets et ne passent pas dans les eaux. En toutes saisons, ces éléments sont présents en amont et en aval en concentrations relativement faibles provenant d'autres sources anthropiques mais pas aussi importantes que dans la décharge. Les concentrations en Ni et Cu sont très élevées à la station aval en hiver, ce qui est corrélé avec le pH élevé (8,9) et la valeur élevée de DCO (624 mg O₂/L) enregistrés lors de ce prélèvement : étant des oligoéléments, ils sont souvent associés à la matière organique.

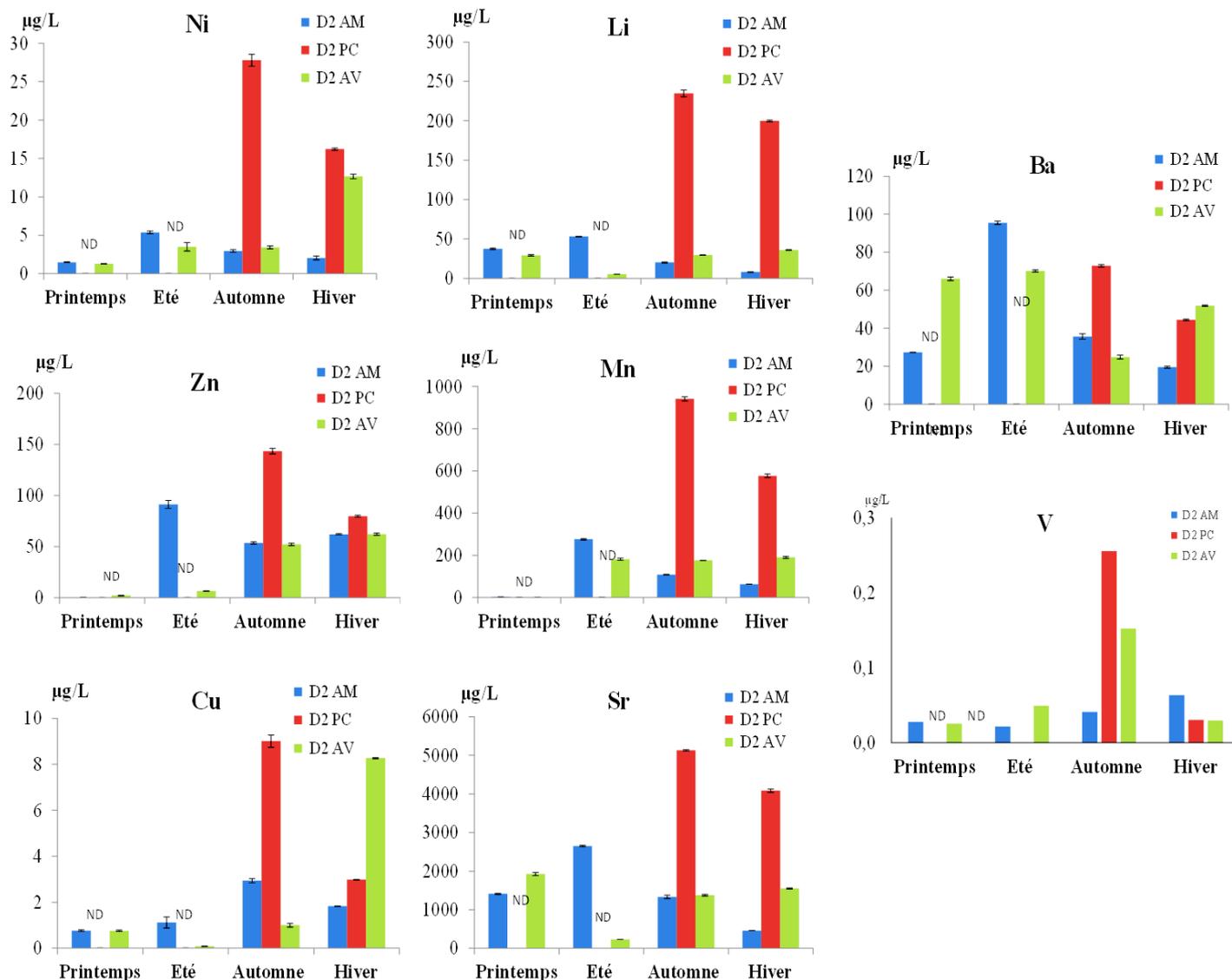


Figure 36. Concentrations des éléments métalliques Ni, Li, Zn, Mn, Ba, V, Cu et Sr dans les eaux de l'Oued Cheliff et principalement au point de contact avec la décharge (D2).

D2AM = station amont, D2PC = station point de contact, D2AV = station aval. ND = non déterminé.

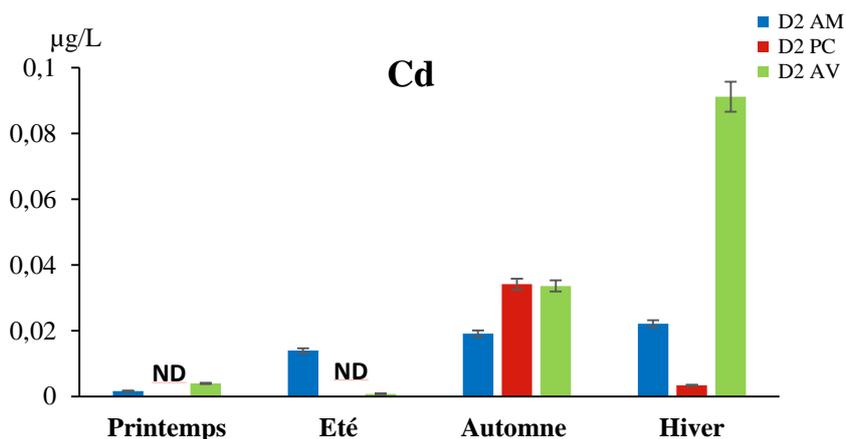


Figure 37. Concentration de Cd dans les eaux de l'Oued Cheliff et au point de contact avec la décharge D2.

La concentration de Cd dans les eaux est très faible aux deux stations amont et aval pendant le printemps et à la station aval pendant l'été. Pendant l'automne le point aval est d'autant chargé en Cd que le point de contact et plus chargé que le point amont. La décharge est donc source principale de Cd en automne avec le lessivage des déchets (piles, batteries, plastiques, carton) ainsi que les terrains agricoles voisins par les eaux de pluie. La valeur maximale de Cd est quant à elle enregistrée à la station aval de la saison d'hiver. Cette concentration élevée en aval, en plus de la faible concentration au point de contact indique que contrairement à l'automne, pendant la saison hiver, il existe d'autres rejets diffus (urbains ou industriels) source de pollution en Cd que la décharge.

III.II.2.2. Pollutions métalliques dans les sédiments de l'Oued Cheliff

Les résultats d'analyses des métaux et des ETM dans les échantillons de sédiments minéralisés du cours d'eau (Cheliff) sont représentés dans les figures 37, 38, 39 et 40.

III.II.2.2. a) Résultats des analyses des ETM dans les sédiments

Les valeurs minimales des éléments Li, Al, V, Cr, Mo, Ba, Fe, Rb, Co et Ni (Fig. 37) ont toutes été enregistrées dans le sédiment de surface (0-10 cm) de la station amont de la décharge en saison d'hiver. Dans la même station de prélèvement, les teneurs maximales en Li, Al, V, Cr, Fe, Rb, Co et Ni ont été enregistrées dans les sédiments de profondeur (10-20 cm) pendant la saison d'automne. Ba qui présente une concentration plus élevée dans les sédiments de profondeur de la station aval du prélèvement d'été et le Mo qui montre sa plus forte teneur dans la station du point de contact de la saison d'hiver. On remarque également que les teneurs des sédiments en tous les éléments présentés dans la figure 37 (sauf Mo) étaient moins importantes dans les sédiments de la station point de contact avec la décharge que dans ceux des stations amont et en aval (cours d'eau principal). Les variations spatiales de ces éléments montrent que

l'apport de la décharge en ces éléments n'est pas très élevé. De plus, leur présence plus importante en dans la tranche (10-20) par rapport à la tranche (0-10), montre qu'ils proviennent de source principalement naturelle (Al, Ba, Fe et Rb) ou d'activités humaines autres que la décharge comme les rejets diffus urbains et industriels.

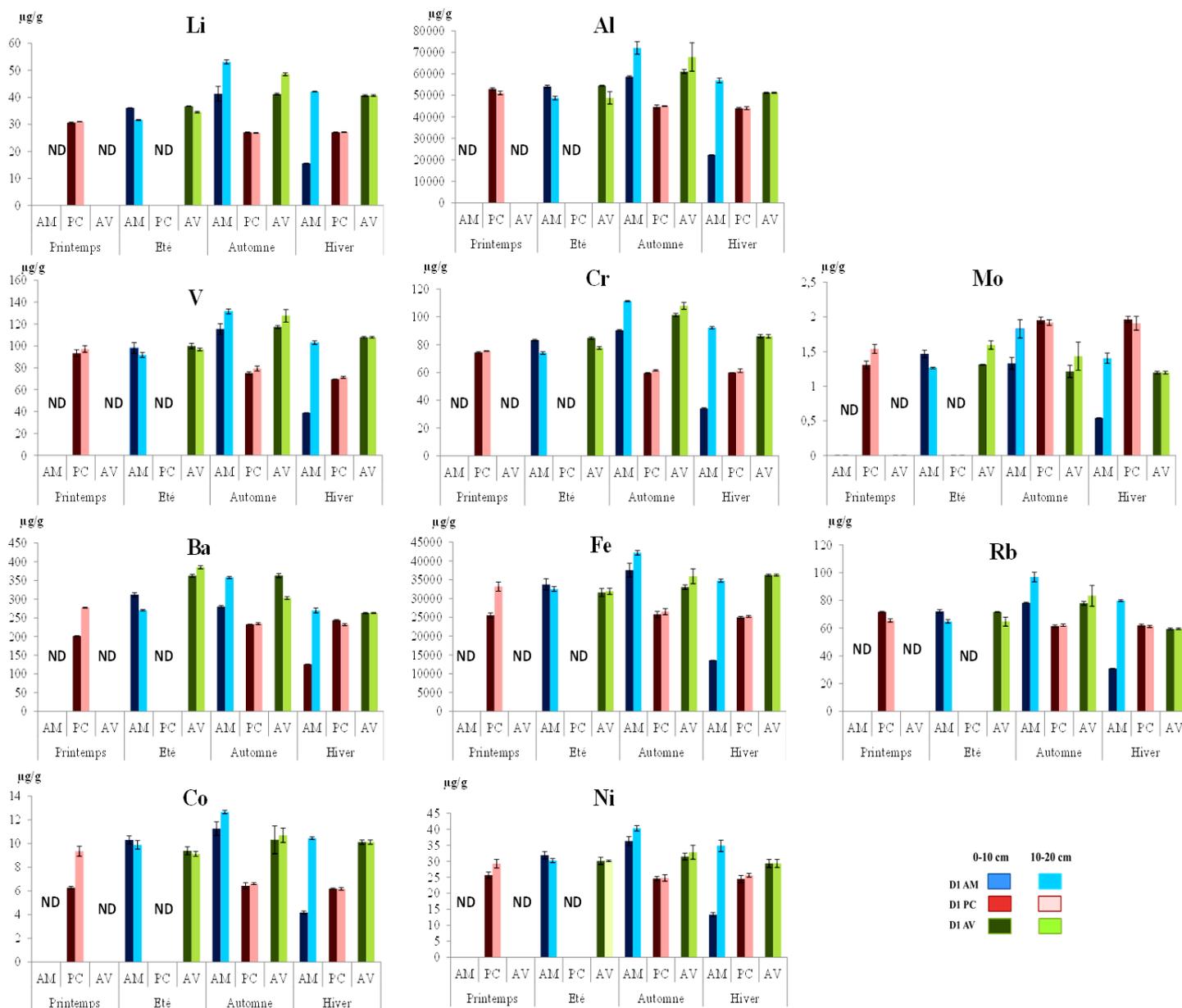


Figure 38. Concentrations des éléments métalliques Li, Al, V, Cr, Mo, Ba, Fe, Rb, Co et Ni dans les deux tranches de sédiment (0-10 cm en couleur foncée) et (10-20 cm en couleur claire) de l'Oued Cheliff et au point de contact avec la décharge (D2).

AM = station amont, PC = station point de contact, AV = station aval. ND = non déterminé.

On peut noter que les concentrations des deux éléments Cd et Sr (Fig 38) sont très élevées dans la station aval de la décharge et précisément dans les sédiments de surface (0-10 cm) avec des valeurs maximales de $0,5 \pm 0,1 \mu\text{g/L}$ pour Cd et $815 \pm 5 \mu\text{g/L}$ pour Sr enregistrées lors du

prélèvement d'été. Comme pour les éléments Li, Al, V, Cr, Mo, Ba, Fe, Rb, Co et Ni, les valeurs minimales de ces deux éléments sont mesurées dans les sédiments superficiels de la station amont de la décharge en saison d'hiver, avec des valeurs de $0,10 \pm 0,00 \mu\text{g/g}$ pour Cd et $175,0 \pm 0,4 \mu\text{g/g}$ pour Sr. Ces faibles concentrations peuvent être dues aux précipitations enregistrées en cette saison qui peuvent, en augmentant le débit des cours d'eau, remobiliser les éléments contenus dans les sédiments et les faire passer dans les eaux. Les deux éléments Cd et Sr sont fortement concentrés dans la station aval en saison d'été suite aux hautes températures qui font évaporer les eaux et concentrer les polluants dans les sédiments de surface.

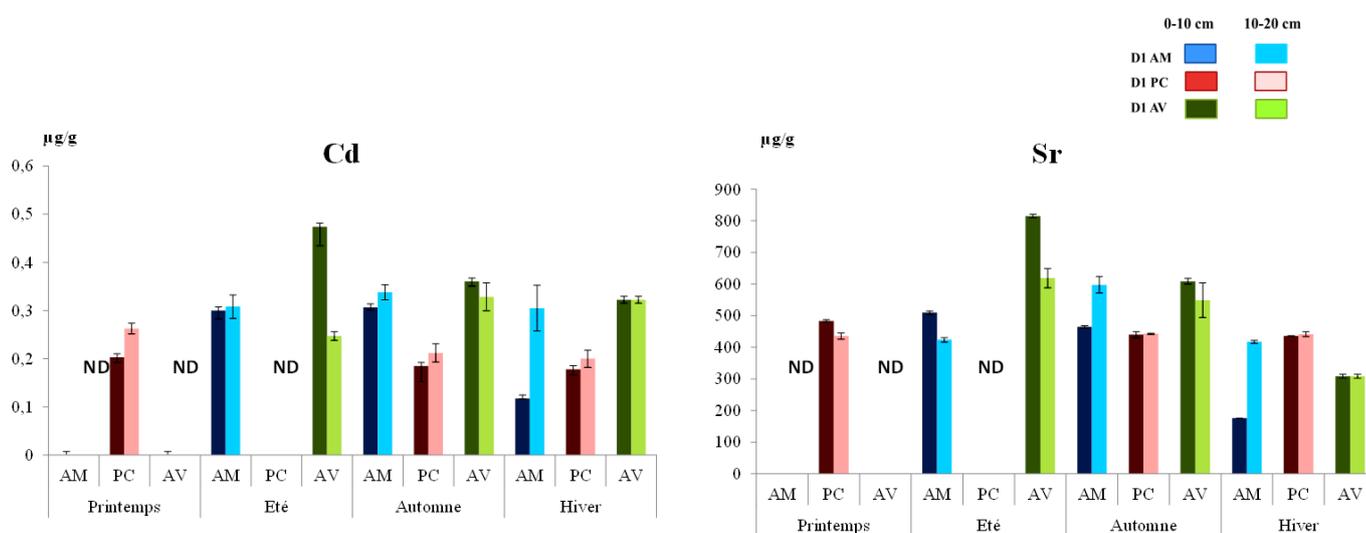


Figure 39. Concentrations du Cd et du Sr dans les deux tranches de sédiments (0-10 cm en couleur foncée et (10-20 cm en couleur claire) de l'Oued Cheliff et du point de contact avec la décharge (D2). AM = station amont, PC = station point de contact, AV = station aval. ND = non déterminé.

Dans la figure 39, on remarque que les valeurs maximales en As et Zn sont enregistrées dans la même station amont en profondeur à la saison d'automne pour As ($9,44 \pm 0,13 \mu\text{g/g}$) et en hiver pour Zn ($128,74 \pm 2,26 \mu\text{g/g}$). Les teneurs minimales se situent à la même station que les ETM précédents dans les sédiments de surface (0-10 cm) en hiver avec $3,04 \pm 0,26 \mu\text{g/g}$ pour As et $42,52 \pm 1,60 \mu\text{g/g}$ pour Zn. On peut expliquer cette différence de concentration par les fortes précipitations qui ont été enregistrées en cette saison et qui ont fait augmenter le débit du cours d'eau, provoquant la mobilisation potentielle des éléments et leur passage des sédiments superficiels vers les eaux : les ETM sont fortement concentrés en profondeur et beaucoup moins en surface.

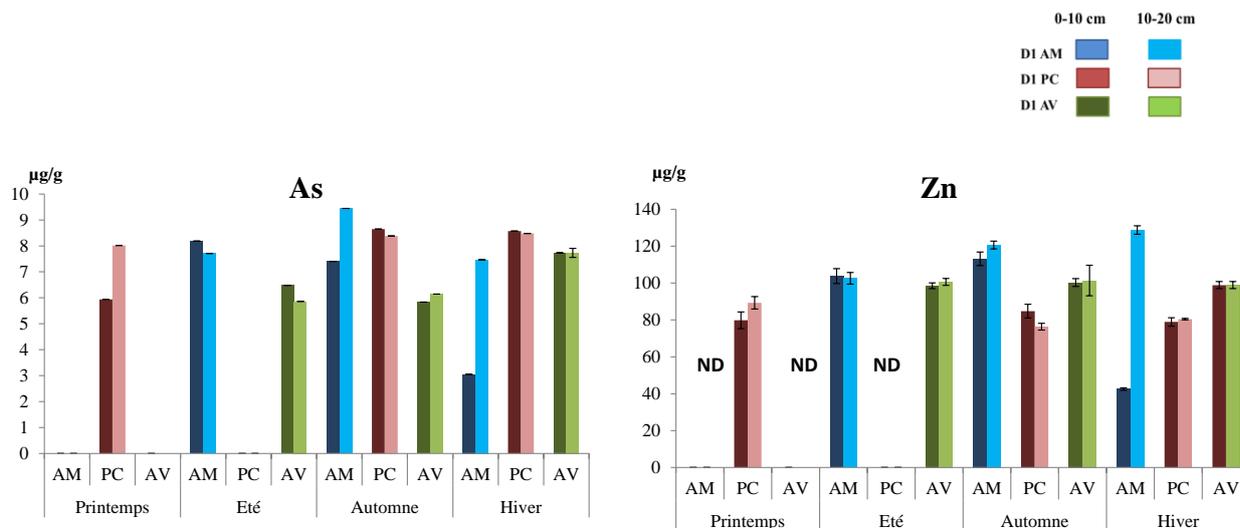


Figure 40. Concentrations des éléments As et Zn dans les deux tranches de sédiments (0-10 cm en couleur foncée) et (10-20 cm en couleur claire) de l'Oued Cheliff et du point de contact avec la décharge (D2). D2AM = station amont, D2PC = station point de contact, D2AV = station aval. ND = non déterminé.

Les plus fortes concentrations en Cu, Mn et Pb (Fig. 40) qui sont respectivement de $29,2 \pm 0,8$ $\mu\text{g/g}$, $467,8 \pm 22,2$ $\mu\text{g/g}$ et $112,7 \pm 0,3$ $\mu\text{g/g}$ sont enregistrées dans les deux tranches de sédiments de la station aval en saison d'hiver. Les valeurs minimales qui sont égales à $9,5 \pm 0,2$ $\mu\text{g/g}$ pour Cu, $159,9 \pm 5,2$ $\mu\text{g/g}$ pour Mn et $11,9 \pm 0,1$ $\mu\text{g/g}$ pour Pb sont, comme tous les éléments précédents, notées dans les sédiments de surface de la station amont en hiver. Les fortes concentrations en ces éléments sont étroitement liées à la haute charge organique des eaux exprimée par la valeur de DCO et le caractère stagnant de l'eau qui permet aux polluants de se déposer et être piégés dans les sédiments.

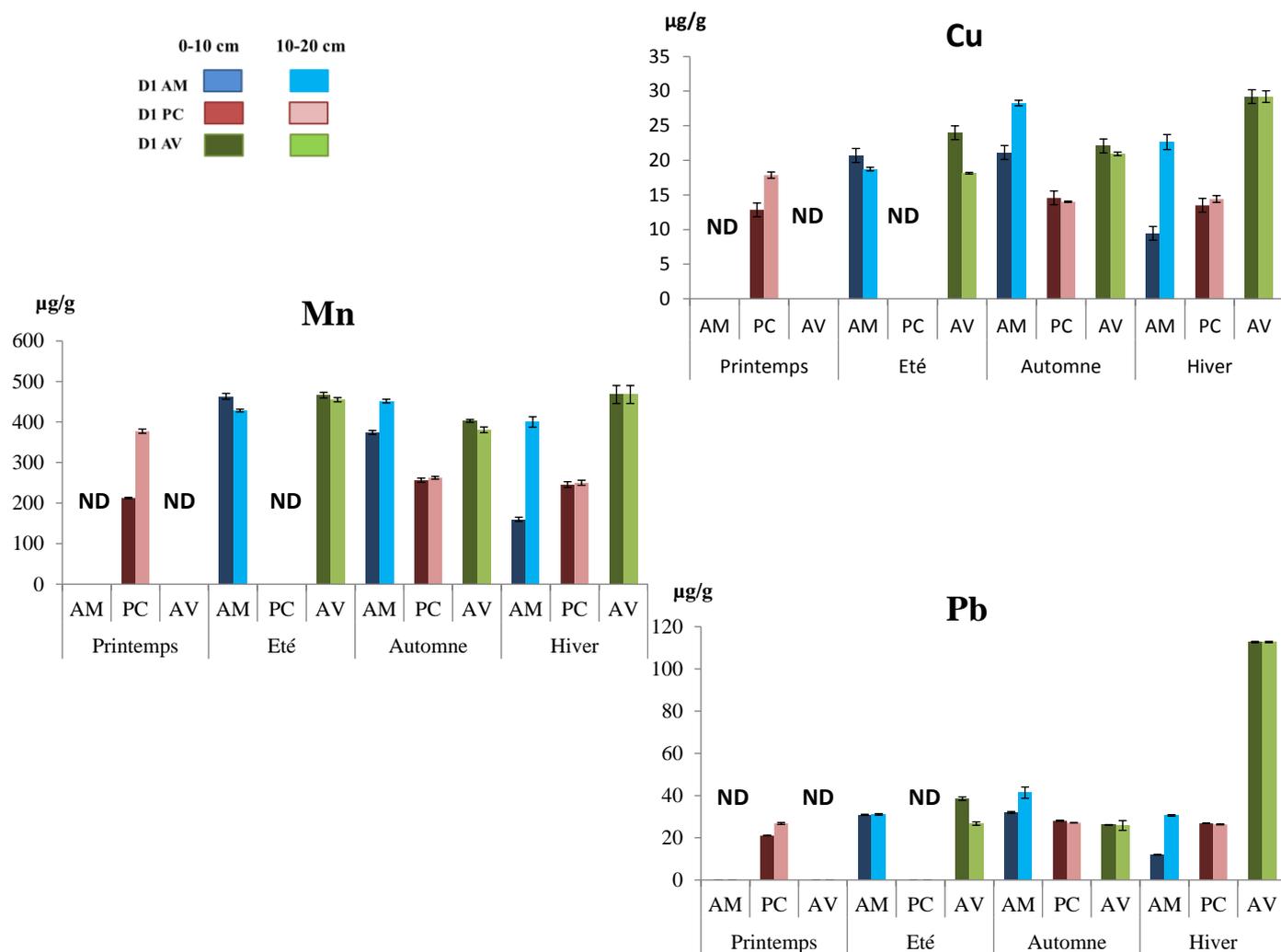


Figure 41. Concentrations des éléments Cu, Mn et Pb dans les deux tranches de sédiments (0-10 cm en couleur foncée) et (10-20 cm en couleur claire) de l'Oued Cheliff et du point de contact avec la décharge (D2). ND = non déterminé.

III.II.2.2. b) Analyse statistique (ACP) dans les sédiments

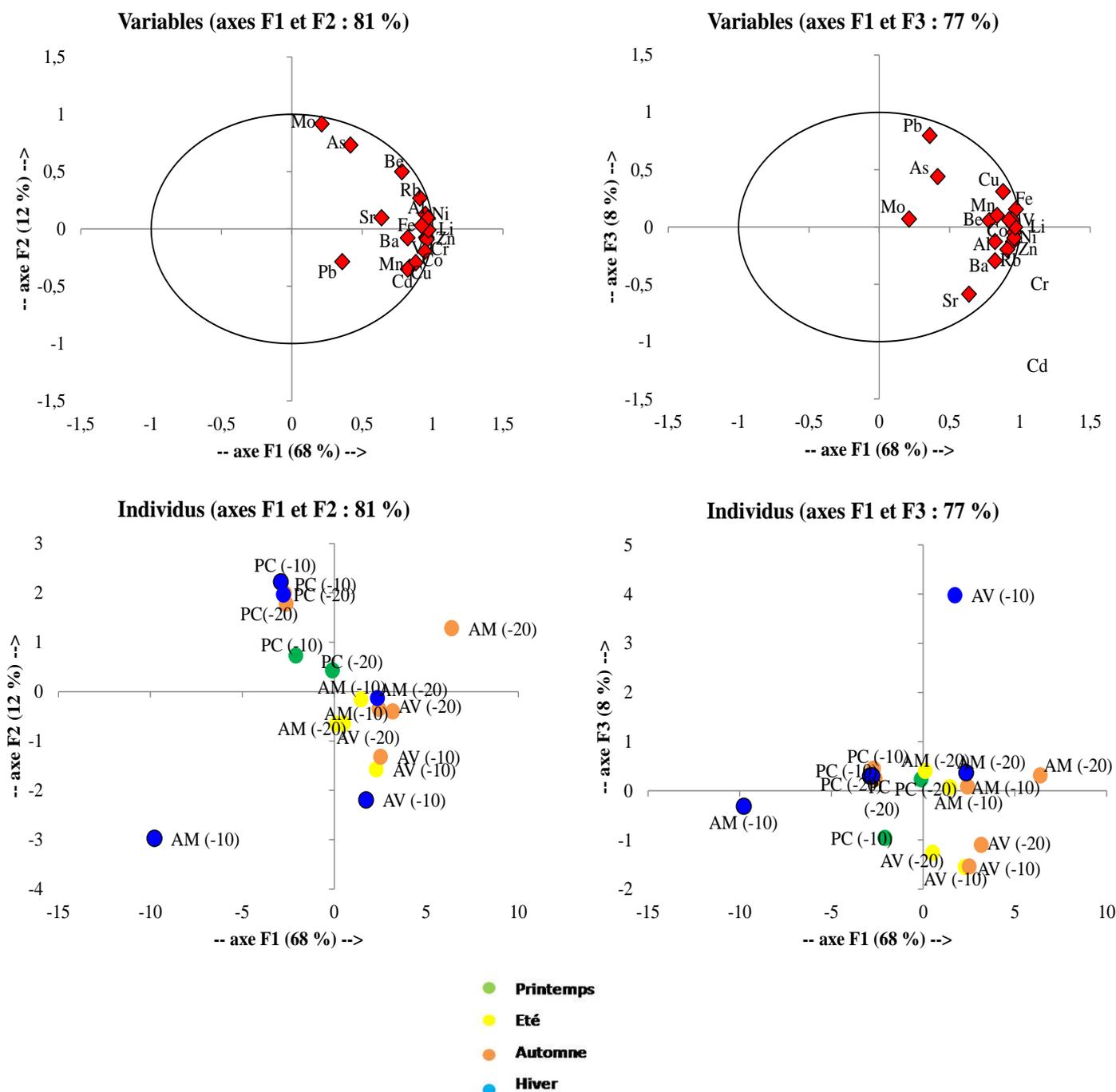


Figure 42. Analyse statistique (ACP) des éléments métalliques dans les deux tranches de sédiments (0-10 et 10-20 cm) de l'Oued Cheliff et du point de contact avec la décharge (D2).

Les résultats de la distribution des paramètres (variables) et des stations (individus) pour les sédiments de l'Oued Cheliff et les sols de la décharge D2 sont représentés dans la figure 41. La variation est expliquée à 81% par les axes F1 et F2 et à 77% par F1 et F3. On remarque un premier groupe d'éléments qu'on retrouve dans la plupart des stations. Les stations qui se distinguent sont les sédiments de la station amont hiver se distinguent par Mo et ceux de la

station aval de la même saison distinguée par les éléments Pb. Les sédiments des deux tranches de la station point de contact sont caractérisés par les éléments As et Mo.

L'axe F1 sépare les sédiments superficiels de la station amont hiver de tous les autres prélèvements. Ils sont caractérisés par de fortes concentrations en Mo, Pb et As. Selon l'axe F2 la station point de contact pour toutes les saisons est caractérisée par de fortes concentrations en Mo et As. L'axe F3 met en évidence le prélèvement d'hiver à la station aval qui est riche en Pb et Cu. Les deux tranches des sédiments de la station aval pour les saisons été et automne sont caractérisés par de fortes concentrations en Sr et Rb.

III.II.2.2. c) Evaluation de la contamination métallique dans les sédiments

En suivant la même approche que pour la décharge D1 précédemment expliqué précédemment (paragraphe II.I.2.2.b) la qualité des sédiments et leur contamination sont évalués en se basant sur le calcul des facteurs et indicateurs de l'enrichissement de échantillons de sédiments par les éléments étudiés, par rapport à leur valeur naturelle dans la croûte terrestre. Le calcul des indices révélateurs de l'accumulation d'un élément donné dans les sédiments par rapport à sa concentration dans la croûte terrestre et aussi le risque écologique qu'il représente pour l'écosystème sont également évalués.

Facteurs d'enrichissement (FE)

Les valeurs des facteurs d'enrichissement ont été calculées pour les tranches de sédiments (0 -10 cm) et (10- 20 cm), et les résultats sont indiqués dans le tableau 10.

Tableau 10. Calcul des facteurs d'enrichissement (FE) des ETM dans les deux tranches de sédiments (0-10 cm) et (10- 20 cm) de l'Oued Cheliff et dans le point de contact avec la décharge (D2).

/ = donnée non déterminée.

FE			Li	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Rb	Sr	Cd	Ba	Pb	As	Mo
D2 Amont	Eté	(0-10)	3,1	3,5	4,5	1,7	2,1	1,7	3,2	2,7	3,8	1,2	3,1	5,6	0,9	3,4	7,8	2,0
		(10-20)	3,2	3,9	4,7	1,8	2,3	1,9	3,6	2,9	4,4	1,3	3,0	6,7	0,9	4,1	8,6	2,0
	Automne	(0-10)	2,9	3,4	4,0	1,1	1,9	1,5	3,0	2,3	3,4	1,1	2,3	4,6	0,6	2,9	5,7	1,5
		(10-20)	3,9	4,0	5,1	1,4	2,2	1,8	3,5	3,2	3,7	1,4	3,0	5,3	0,9	3,9	7,6	2,1
	Hiver	(0-10)	1,7	1,7	2,3	0,7	1,0	0,9	1,7	1,6	2,0	0,7	1,3	2,7	0,4	1,7	3,6	0,9
		(10-20)	4,4	4,5	6,1	1,8	2,6	2,1	4,3	3,7	5,7	1,7	3,0	6,9	0,9	4,2	8,6	2,3
D2 Point de contact	Printemps	(0-10)	2,3	2,9	3,5	0,7	1,4	0,9	2,3	1,5	2,5	1,1	2,5	3,3	0,5	2,1	4,9	1,9
		(10-20)	2,6	3,4	4,0	1,3	2,0	1,5	2,9	2,3	3,2	1,1	2,6	4,8	0,8	3,0	7,5	2,0
	Eté	(0-10)	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
		(10-20)	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
	Automne	(0-10)	2,4	2,8	3,3	0,9	1,6	1,1	2,6	2,0	3,2	1,1	2,7	3,5	0,7	3,2	8,4	2,7
		(10-20)	2,2	2,8	3,2	0,9	1,6	1,1	2,5	1,8	2,7	1,0	2,6	3,8	0,6	2,9	7,7	2,5
Hiver	(0-10)	2,3	2,4	3,2	0,9	1,5	1,0	2,4	1,8	2,8	1,0	2,6	3,2	0,7	2,9	8,0	2,6	
	(10-20)	2,2	2,4	3,1	0,8	1,5	0,9	2,5	1,8	2,8	1,0	2,5	3,5	0,6	2,8	7,6	2,4	
D2 Aval	Printemps	(0-10)	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
		(10-20)	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
	Eté	(0-10)	2,8	3,1	4,0	1,5	1,7	1,3	2,7	2,8	3,1	1,1	4,3	7,7	0,9	3,8	5,4	1,6
		(10-20)	2,3	2,7	3,2	1,3	1,5	1,1	2,3	1,8	2,8	0,9	2,8	3,5	0,8	2,3	4,3	1,7
	Automne	(0-10)	2,9	3,5	4,5	1,2	1,7	1,4	2,7	2,4	3,0	1,1	3,0	5,5	0,9	2,4	4,6	1,4
		(10-20)	3,4	3,7	4,8	1,1	1,8	1,4	2,7	2,3	3,0	1,2	2,7	5,0	0,7	2,4	4,8	1,6
Hiver	(0-10)	3,4	3,8	4,6	1,6	2,2	1,6	2,9	3,8	3,5	1,0	1,8	5,9	0,7	12,3	7,2	1,6	
	(10-20)	3,4	3,8	4,6	1,6	2,2	1,6	2,9	3,8	3,5	1,0	1,8	5,9	0,7	12,3	7,2	1,6	

Les résultats des facteurs d'enrichissement montrent qu'il y a absence d'enrichissement (en noir dans le tableau) en Ba ($EF < 1$) dans toutes les stations et pour toutes les saisons, ainsi qu'en Mn à la station point de contact. L'enrichissement en As est très sévère ($EF > 5$) (en rouge souligné dans le tableau) dans toutes les stations et pour toutes les saisons, sauf pour sédiments de surface prélevés en hiver au point amont et au point aval en automne.

Dans la station amont de la décharge D2, le calcul de ce facteur pour toutes les saisons a révélé globalement un enrichissement mineur (en vert) à modéré (en vert gras). Un enrichissement modérément sévère (en rouge) est noté pour Cr en profondeur (automne et hiver) ; en Zn en profondeur (hiver) ; en Cd en été, en profondeur (automne et hiver) et en As sauf en hiver en surface.

Au point de contact du cours d'eau avec la décharge le calcul de ce facteur révèle globalement un enrichissement mineur (en vert) à modéré (en vert gras) pour tous les métaux à l'exception d'As qui montre un enrichissement modérément sévère (en rouge).

Dans la station aval de la décharge, le calcul de ce facteur pour toutes les saisons montre globalement un enrichissement mineur (en vert) à modéré (en vert gras). Un enrichissement modérément sévère (en rouge) est noté en Cd (automne et hiver) ; en As en été (surface) et en hiver. L'enrichissement devient sévère (rouge gras) pour Pb en hiver.

Indice de géo-accumulation (I_{geo})

L'indice de géo-accumulation est déterminé pour les trois stations (AM, PC et AV) et pour toutes les saisons et les valeurs sont présentées dans le tableau 11.

Tableau 11. Calcul des indices de géo-accumulation (I_{geo}) des ETM dans les deux tranches de sédiments (0-10 et 10-20 cm) de l'Oued Cheliff et dans le point de contact avec la décharge (D2).
/ = donnée non déterminée

I_{geo}			Li	Al	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Rb	Sr	Cd	Ba	Pb	As	Mo
D2 Amont	Eté	(0-10)	0,1	-1,1	0,3	0,7	-0,8	-0,5	-0,8	0,2	-0,1	0,4	-1,2	0,1	1,0	-1,7	0,3	1,4	-0,5
		(10-20)	-0,1	-1,3	0,2	0,5	-0,9	-0,5	-0,8	0,1	-0,2	0,4	-1,3	-0,2	1,0	-1,9	0,3	1,4	-0,7
	Automne	(0-10)	0,3	-1,0	0,5	0,8	-1,1	-0,3	-0,6	0,4	0,0	0,5	-1,1	0,0	1,0	-1,8	0,3	1,3	-0,7
		(10-20)	0,7	-0,7	0,7	1,1	-0,8	-0,1	-0,5	0,5	0,4	0,6	-0,8	0,3	1,1	-1,5	0,7	1,7	-0,2
	Hiver	(0-10)	-1,1	-2,4	-1,0	-0,6	-2,3	-1,8	-2,1	-1,1	-1,2	-0,9	-2,4	-1,4	-0,4	-3,0	-1,1	0,0	-2,0
		(10-20)	0,4	-1,0	0,4	0,8	-1,0	-0,4	-0,7	0,3	0,1	0,7	-1,0	-0,2	1,0	-1,9	0,3	1,3	-0,6
D2 Point de contact	Printemps	(0-10)	-0,1	-1,1	0,2	0,5	-1,9	-0,9	-1,5	-0,1	-0,7	0,0	-1,2	0,0	0,4	-2,3	-0,3	1,0	-0,7
		(10-20)	-0,1	-1,2	0,3	0,5	-1,1	-0,5	-0,9	0,1	-0,3	0,2	-1,3	-0,1	0,8	-1,9	0,1	1,4	-0,4
	Eté	(0-10)	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
		(10-20)	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
	Automne	(0-10)	-0,3	-1,4	-0,1	0,2	-1,6	-0,8	-1,4	-0,2	-0,6	0,1	-1,4	-0,1	0,3	-2,1	0,1	1,5	-0,1
		(10-20)	-0,3	-1,4	0,0	0,2	-1,6	-0,8	-1,4	-0,2	-0,6	0,0	-1,4	-0,1	0,5	-2,1	0,1	1,5	-0,1
Hiver	(0-10)	-0,3	-1,4	-0,2	0,2	-1,7	-0,9	-1,5	-0,2	-0,7	0,0	-1,4	-0,1	0,2	-2,0	0,1	1,5	-0,1	
	(10-20)	-0,3	-1,4	-0,2	0,2	-1,7	-0,9	-1,5	-0,1	-0,6	0,0	-1,4	-0,1	0,4	-2,1	0,0	1,5	-0,1	
D2 Aval	Printemps	(0-10)	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
		(10-20)	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
	Eté	(0-10)	0,2	-1,1	0,3	0,7	-0,8	-0,6	-0,9	0,1	0,2	0,3	-1,2	0,8	1,6	-1,5	0,6	1,1	-0,7
		(10-20)	0,1	-1,3	0,3	0,6	-0,8	-0,5	-0,9	0,1	-0,2	0,4	-1,4	0,4	0,7	-1,4	0,1	1,0	-0,4
	Automne	(0-10)	0,3	-0,9	0,6	0,9	-1,0	-0,5	-0,8	0,2	0,0	0,4	-1,1	0,4	1,2	-1,5	0,0	1,0	-0,8
		(10-20)	0,6	-0,8	0,7	1,0	-1,1	-0,4	-0,7	0,2	0,0	0,4	-1,0	0,2	1,1	-1,7	0,0	1,0	-0,6
Hiver	(0-10)	0,3	-1,2	0,4	0,7	-0,8	-0,4	-0,8	0,1	0,4	0,3	-1,5	-0,6	1,1	-1,9	2,1	1,4	-0,8	
	(10-20)	0,3	-1,2	0,4	0,7	-0,8	-0,4	-0,8	0,1	0,4	0,3	-1,5	-0,6	1,1	-1,9	2,1	1,4	-0,8	

Les calculs montrent que les indices de géo-accumulation de Al, Mn, Fe, Co, Rb, Ba et Mo sont négatifs (en noir) pour toutes les stations et toutes les saisons. Il n'y a donc pas d'enrichissement en ces éléments.

Pour les trois stations de prélèvement les indices I_{geo} des éléments Li, V, Ni, Cu, Zn, Sr et Pb signifient que les sites sont non contaminés à modérément contaminés en ces éléments (noté en noir et en vert). Le calcul de l'indice I_{geo} de l'As révèle que toutes les stations sont modérément contaminées (en rouge) quel que soit la saison sauf automne aval.

La station amont de la décharge est modérément contaminée en Cr en automne (profondeur) et en Cd sauf en hiver (surface).

En aval, l'enrichissement est modéré (en rouge) en Cr en automne (profondeur) et en Cd sauf en été (profondeur). La valeur de l'indice de géo-accumulation pour Pb en hiver est de 2,1 correspondant à une forte contamination (en rouge gras) dans les deux tranches de sédiments.

Indice écologique

Tableau 12. Calcul des facteurs de risque écologique (E_r) et indices de risque écologique (IR) concernant les ETM pour les deux tranches de sédiments (0-10 et 10-20 cm) de l'Oued Cheliff et au point de contact avec la décharge (D2). / = donnée non déterminée.

E _r			Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	As	RI
D2 Amont	Printemps	(0-10)	/	/	/	/	/	/	/	/
		(10-20)	/	/	/	/	/	/	/	/
	Eté	(0-10)	4,8	8,6	7,2	2,0	88,3	9,1	40,9	160,9
		(10-20)	4,2	8,1	6,6	2,0	90,6	9,2	38,5	159,2
	Automne	(0-10)	5,2	9,8	7,4	2,2	90,2	9,4	37,0	161,1
		(10-20)	6,4	10,8	9,9	2,3	99,4	12,2	47,2	188,2
	Hiver	(0-10)	1,9	3,6	3,3	0,8	34,5	3,5	15,2	62,9
		(10-20)	5,3	9,4	7,9	2,5	89,7	9,0	37,3	161,0
D2 Point de contact	Printemps	(0-10)	4,2	6,9	4,5	1,5	59,7	6,2	29,7	112,8
		(10-20)	4,3	7,9	6,2	1,7	77,3	7,9	40,1	145,4
	Eté	(0-10)	/	/	/	/	/	/	/	/
		(10-20)	/	/	/	/	/	/	/	/
	Automne	(0-10)	3,4	6,6	5,1	1,6	54,4	8,3	43,2	122,7
		(10-20)	3,5	6,7	4,9	1,5	62,3	8,0	41,9	128,8
	YPC	(0-10)	3,4	6,6	4,7	1,5	52,3	7,9	42,8	119,3
		(10-20)	3,5	6,9	5,0	1,5	58,8	7,8	42,4	125,9
D2 Aval	Eté	(0-10)	3,7	6,9	5,1	1,6	60,8	7,6	40,0	125,8
		(10-20)	4,8	8,1	8,4	1,9	139,5	11,3	32,4	206,4
	Automne	(0-10)	5,8	8,5	7,8	1,9	105,9	7,7	29,2	166,7
		(10-20)	6,2	8,8	7,3	1,9	96,6	7,6	30,2	159,2
	Hiver	(0-10)	4,9	7,7	10,2	1,9	94,8	33,2	38,6	191,4
		(10-20)	4,9	7,8	10,1	1,9	94,7	33,1	38,5	191,4

Les valeurs du facteur E_r est inférieures à 40 pour la plupart des métaux dans les trois stations (Tableau 12) indiquent un faible risque (en noir) pour les organismes sauf pour As et Cd. Avec des valeurs comprises entre 40 et 80 (en vert) à la station point de contact pour toutes les saisons, Cd et As présente un risque modéré, ainsi que dans les sédiments de surface (0-10 cm)

de la station aval en été. Le risque que représente le Cd est élevé ($80 < Er < 160$, en rouge) pour les stations amont et aval.

Selon l'indice IR, le risque est modéré ($150 < IR < 300$, noté en vert) dans les stations amont (AM) et aval (AV), alors qu'au point de contact avec la décharge (PC) le risque est faible avec des $IR < 150$.

III.II.3. Impact de la décharge de Sidi Belattar (D2) sur l'Oued Cheliff

III.II.3.1. Dans l'eau

a) **Physico-chimie** : On note une forte contamination pendant l'hiver au point aval qui se caractérise par de fortes concentrations en DCO, en chlorures et en nitrites dépassant largement les normes algériennes de 30 mg O₂/L, 200 mg/L et 0,1 mg/L.

Les nitrates et les sulfates ne dépassent pas les normes, mais les teneurs sont considérablement élevées dans cette décharge en période sèche par rapport à la période pluviale.

En plus d'être un cours d'eau permanent, l'Oued Cheliff traverse plusieurs villes avant d'arriver à Sidi Belattar et il est le lieu de déversement de plusieurs rejets urbains et industriels sans traitement. L'eau se retrouve donc très concentrée en différents polluants tout au long de l'année.

Le traitement statistique permet de distinguer nettement la saison d'hiver qui se caractérise par de faibles teneurs en sulfates et chlorures alors que la concentration en nitrites et la DCO sont très élevées surtout à la station aval. La station point de contact est caractérisée par une forte turbidité et une forte conductivité en automne.

En automne la station point de contact du cours d'eau avec la décharge est fortement chargée en polluants tels que les nitrates, les sulfates et phosphates et présente une conductivité très élevée (7,4 mS/cm). Les valeurs les plus élevées de DCO, nitrites, Pb et Al sont enregistrées à station aval de la décharge.

b) **Eléments traces métalliques** : Le prélèvement d'été à station amont de la décharge est caractérisé principalement par une forte charge de polluants métalliques qui se traduit par des concentrations élevées en Ba Ni, Zn et Sr. La station point de contact du cours d'eau avec la décharge est fortement concentrée en éléments métalliques Fe, Cu, Cr et Pb en saison d'automne.

III.II.3.2. Bilan pour les sédiments

a) **Sol de la décharge** : Les concentrations moyennes de Al, Fe, dans le sol de la décharge sont respectivement égales à 45,5 mg/g et 31,1 mg/g. Pour Cu, Ni, Cr et As, leurs concentrations moyennes sont respectivement égales à 29,14 ; 30,06 ; 71,0 et 6,2 µg/g. Ces valeurs sont dans la même gamme que celle enregistrées dans les sédiments du cours d'eau. On peut donc dire que ces métaux ne proviennent pas de la décharge. Pour les autres métaux, les concentrations dans les sols de décharge sont largement supérieures à celles de la référence avec 84,3 µg/g pour V ; 71,1 µg/g pour Cr ; 30,1

$\mu\text{g/g}$ pour Ni ; 116,3 $\mu\text{g/g}$ pour Zn et 326,4 $\mu\text{g/g}$ pour Sr. Le calcul des facteurs et indices de contamination révèlent que le sol de la décharge est contaminé principalement par $\text{Cd} > \text{As} > \text{Zn} > \text{Cr} > \text{Pb}$.

- b) Sédiments de la rivière :** Les valeurs minimales des éléments Li, Al, V, Cr, Mo, Ba, Fe, Rb, Co et Ni sont toutes enregistrées dans le sédiment de surface (0-10 cm) de la station amont de la décharge pendant la saison d'hiver. A la même station de prélèvement, les teneurs maximales en ces éléments sont détectées dans les sédiments de profondeur (10-20 cm) pendant la saison d'automne sauf pour le Ba dont la teneur est plus élevée dans les sédiments de profondeur de la station aval du prélèvement d'été et le Mo qui présente une concentration importante dans la station du point de contact de la saison d'hiver. On remarque que les teneurs des sédiments en tous ces éléments (sauf le Mo) sont moins importantes au point de contact avec la décharge qu'en amont et en aval (cours d'eau principal). Les variations spatiales de ces éléments montrent que l'apport de la décharge en ces éléments n'est pas très fort. De plus, leur présence plus importante en profondeur qu'en surface, permet de dire qu'ils proviennent de sources principalement naturelles ou d'activités humaines autres que la décharge tels que les rejets urbains et industriels.

La concentration en cuivre est très élevée à la station aval en hiver, ce qui explique la forte valeur de DCO enregistrée lors de ce prélèvement comme Cu est un oligoélément souvent associé à la matière organique.

La station de prélèvement en amont de cette décharge est marquée par de fortes concentrations en Ba, Sr et Zn pendant la saison d'été. Le point de contact (PC) est spécialement contaminé en Zn, Fe, Ni et Cu avec le dépassement des normes (annexe 4). Les éléments contaminants Cu, Rb et Ba sont détectés à la station aval de la décharge.

Suite aux fortes précipitations (38 mm, Fig 4) qui ont lessivées les sols et le tas de déchets dans la décharge, on retrouve les polluants métalliques en fortes concentrations dans les eaux en automne et en hiver au point de contact ainsi qu'en aval de la décharge. Pendant la période pluviale, les eaux sont chargées en Cl^- et en métaux contenus dans les déchets tels que le Zn (caoutchouc et textile), Cd (plastique et piles), Pb (carton, batteries et ferraille) et le Cu (papier et carton). Les nitrites et nitrates élevés en période pluviale sont dus aussi aux activités agricoles de la région. Le faible débit et la forte

charge polluante au point aval de la décharge ont favorisé le phénomène d'eutrophisation.

Le traitement statistique nous permet de constater que les sédiments superficiels de la station amont pendant la saison d'hiver se distinguent de tous les autres prélèvements par de fortes concentrations en Pb et As. La station point de contact pour toutes les saisons est caractérisée par de fortes concentrations en Mo et As. Le prélèvement d'hiver à la station aval est riche en Pb et Cu. Les deux tranches de sédiment de la station aval pour les saisons été et automne sont caractérisés par de fortes concentrations en Sr et Rb.

Chapitre IV : Résultats des analyses des traceurs fluorescents dans les eaux et les sédiments

IV.1. Etude des matières organiques fluorescentes dans les eaux.

L'analyse en fluorescence de tous les échantillons d'eau et de lixiviats ont été réalisées suivant le protocole décrit dans le chapitre 2 (paragraphe II.5.2), en s'assurant au préalable que l'absorbance à 254 nm A_{254} soit inférieure à 0,3 dans tous les échantillons, pour éviter l'effet de filtre interne (Ohno et al., 2003).

Pour la décharge de Yellel (D1) il n'y a pas eu de prélèvement d'eau à la station amont en été (cours d'eau sec) dans l'Oued Hilli et pour la décharge de Sidi Belattar (D2) il n'y a pas eu de prélèvement au point de contact au printemps et en été (cours d'eau sec) dans l'Oued Cheliff.

IV.1.1. MEEFs caractéristiques des eaux de l'Oued Hillil pour la décharge de Yellel (D1).

La représentation plane des matrices tridimensionnelles (MEEF) des résultats d'analyses des échantillons par la méthode de fluorescence 3D est représentée dans la figure 42. Les MEEFs des échantillons de printemps et d'été ont été réalisées sur l'ancien spectrofluorimètre SAFAS et celles des échantillons d'automne et d'hiver sur le nouveau spectrofluorimètre JASCO.

On remarque que les MEEFs des eaux prélevées au printemps et en été dans les trois stations (amont, point de contact et aval) de la décharge de Yellel (D1) présentent deux maxima de fluorescence. Un pic majeur (Pic1 = excitation 340-360 nm, émission 420-460 nm), et un pic dans les stations point de contact et aval et dont l'épaule est déjà visible à la station amont (Pic2 = excitation 270-300 nm, émission 320-360 nm). On remarque que l'intensité de fluorescence des deux pics est plus importante en aval et au point de contact par rapport au point amont.

Sur les MEEFs des eaux prélevées en automne effectués avec le nouvel appareil, on remarque un nouveau pic (Pic3 = excitation 260-270 nm, émission 420-460 nm) qui est majoritaire dans les deux stations amont et point de contact. Les deux pics précédents sont présents aussi mais avec des intensités de fluorescence moindre. On remarque qu'au point de contact, les intensités de fluorescence des trois pics sont plus importantes que celles en amont et aval. A la station aval, c'est le pic 2 qui devient majoritaire devant le pic 3 et le pic 1.

Dans les MEEFs des eaux prélevées en hiver on retrouve les trois pics avec dominance du Pic3 devant le pic 2 et le pic 1 et les intensités de fluorescence maximales au point de contact.

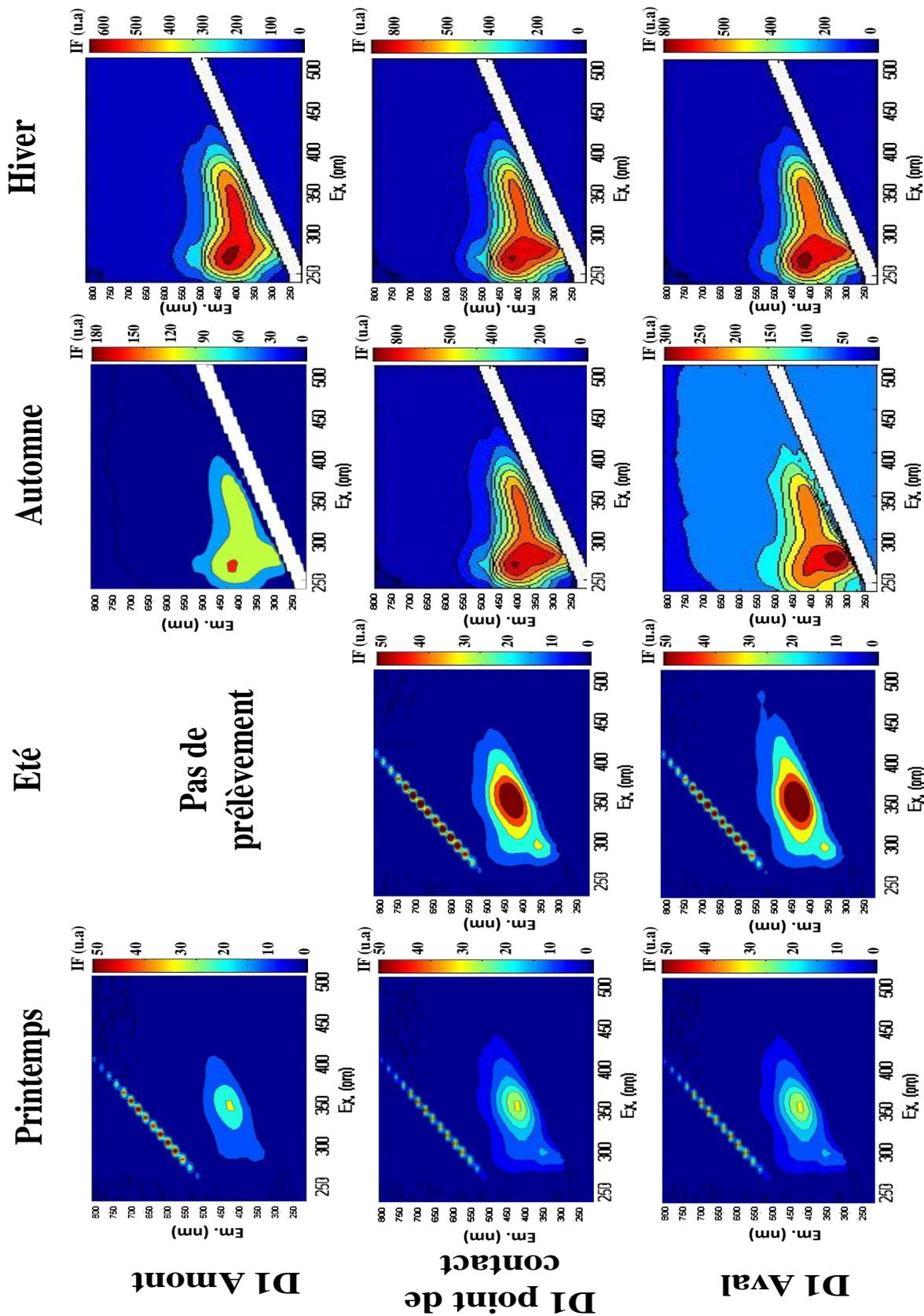


Figure 43. MEEFs des échantillons d'eau d'Oued Hillil en contact avec la décharge de Yessel (D1).

IV.1.2. MEEFs caractéristiques des lixiviats de la décharge de Yellel (D1).

(Banat et al., 2004) ont démontré que l'on peut recourir à l'empreinte de fluorescence du lixiviat des décharges pour détecter leur transfert dans l'environnement et la contamination qu'ils causent. Les MEEFs des lixiviats prélevés à la décharge de Yellel (D1) au printemps, en automne et en hiver sont représentées dans la figure 43 Il n'y avait pas de lixiviats en été.

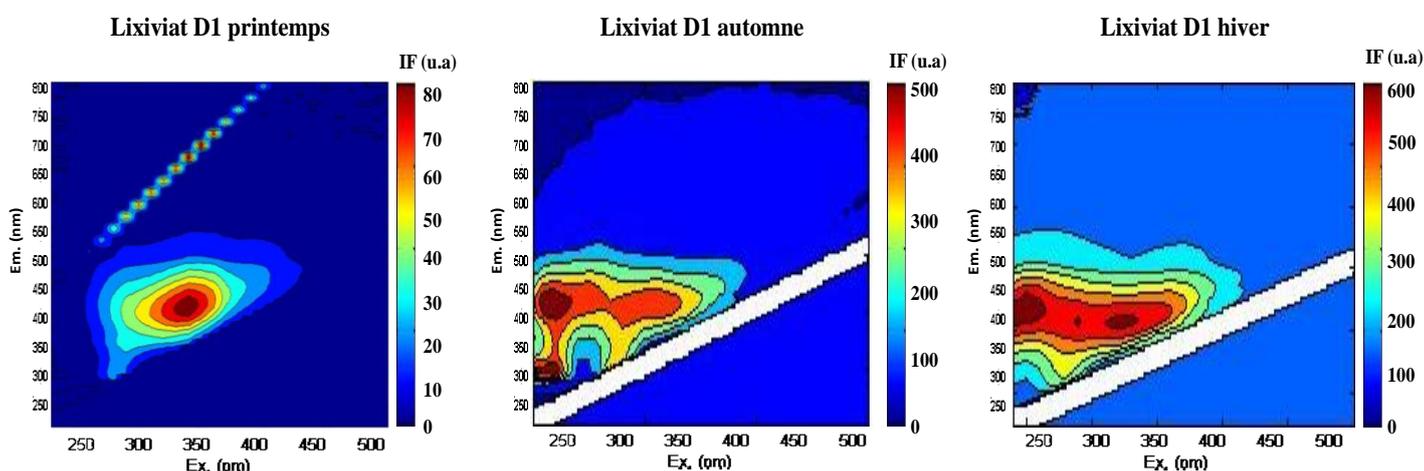


Figure 44. MEEFs des lixiviats de la décharge de Yellel (D1).

Les lixiviats de printemps ont été analysés avec l'ancien appareil SAFAS, alors que les lixiviats d'automne et d'hiver ont été analysés avec le nouvel appareil JASCO.

On retrouve dans les lixiviats de printemps les mêmes pics observés précédemment dans les échantillons d'eau de la même saison à savoir le Pic1 majoritaire et le Pic2 minoritaire. Les lixiviats prélevés en automne montrent la présence majoritaire des Pic2 et Pic3 comparé au Pic1 qui est moins intense.

En hiver, les Pic1 et Pic3 sont les plus intenses alors que le Pic2 apparaît mineur sous la forme d'un épaulement. On remarque que l'intensité totale de fluorescence dans les lixiviats d'automne et d'hiver est plus importante que dans celui du printemps.

IV.1.3. MEEF caractéristiques des eaux de l'Oued Cheliff en contact avec la décharge de Sidi Belattar (D2).

La figure 44 présente les MEEFs du cours d'eau en contact avec la décharge D2. Seules les MEEFs de printemps ont été réalisées sur l'ancien fluorimètre SAFAS. On retrouve les pics caractéristiques déjà observés dans les échantillons du cours d'eau en contact avec la décharge de Yellel (D1) (figure 42). Pour les prélèvements de printemps, on distingue seulement le Pic1 à une faible intensité en amont et en aval.

En été, les MEEFs se caractérisent par la présence des Pic1 et Pic3 d'intensités similaires en amont alors qu'en aval c'est le Pic3 qui apparaît majoritaire.

Sur les MEEFs des eaux prélevées en automne à la station amont, on retrouve le Pic2 majoritaire, le Pic1 d'intensité moyenne et le Pic3 présent seulement sous forme d'épaulement. La station point de contact est marquée par le Pic3 qui est plus intense que le Pic1 et l'épaulement du Pic2. En aval, les Pic1 et Pic3 apparaissent majoritaires avec des intensités de fluorescence similaires et le Pic2 est mineur. On remarque que les intensités de fluorescence sont plus élevées en aval par rapport à l'amont et au point de contact.

Dans les eaux prélevées en hiver, la forme des MEEFs est similaire avec la présence des trois pics. En amont, le Pic3 est dominant devant le Pic2 et le Pic1. Au point de contact, le Pic3 est toujours dominant comparé au Pic1, le Pic2 étant absent. En aval, c'est le Pic2 qui est majoritaire par rapport au Pic3 et au Pic1. Les intensités de fluorescence sont beaucoup plus importantes dans la station aval qu'à la station amont (Fig. 44) et qu'au point de contact.

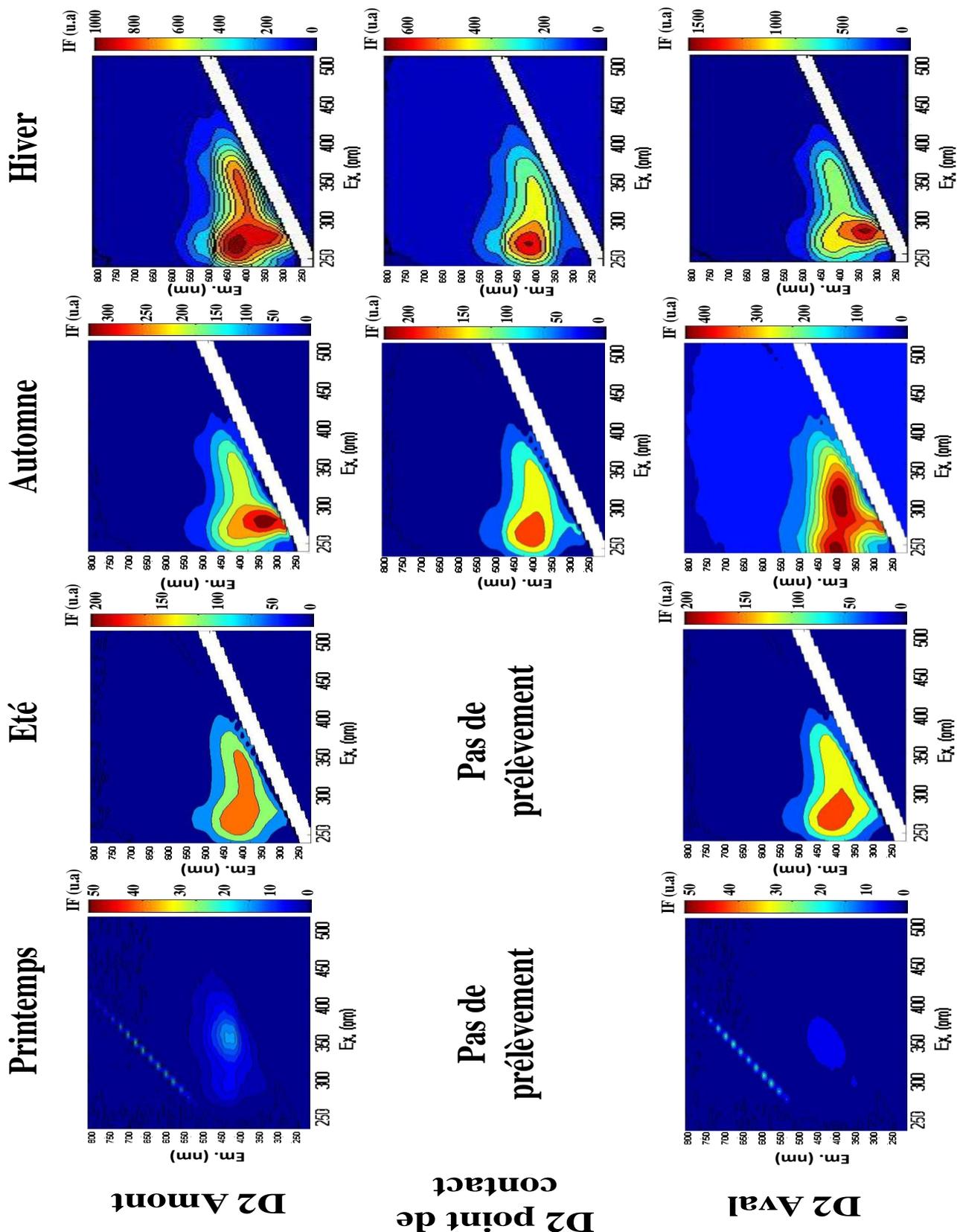


Figure 45. MEEFs des échantillons d'eaux de l'Oued Cheliff proche de la décharge de Sidi Belattar (D2).

IV.1.4. Identification des pics de fluorescence

La littérature concernant les composés organiques dissous fluorescents dans les eaux naturelles fait référence aux substances humiques. Pour identifier les fluorophores analysés dans le milieu aquatique, les auteurs utilisent le terme « humic like » et « fulvic like » car il existe des substances humiques de référence auxquelles les résultats peuvent être comparés (Jacquin, 1963; Mounier et al., 1999; Zhao, 2011; Hammou, 2012). On retrouve donc les empreintes de fluorescence présentées dans la cette étude par le Pic1 et le Pic3 qui correspondent à la fluorescence des substances humiques naturelles dissoutes.

Suivant les différents auteurs, le Pic1 a été identifié et nommé pic « C » (Coble, 1996), « pic α » (Parlanti et al., 2000), « Humic-like » (De Laurentiis et al., 2012; Vouvé et al., 2009) ou encore « Vis fulvic-like (Wang et al., 2009)

Le pic appelé dans cette étude Pic3 a été ultérieurement identifié et nommé pic « A » (Coble, 1996), pic « γ » (Parlanti et al., 2000), pic «A»- «Humic-like» (De Laurentiis et al., 2012) et « Fulvic-like » ou « UV Fulvic-like » (Vouvé et al., 2009; Wang et al., 2009).

La signature fluorescente du Pic2 correspond à celle des acides aminés de type « Tryptophan - like » (Murphy et al., 2008; Vouvé et al., 2009; De Laurentiis et al., 2012; Yang et al., 2016). D'autres auteurs l'ont dénommé « Trypto-like » et « Tyro-like » (Parlanti et al., 2000) ou encore « Protein-like » (Holbrook et al., 2006; Wang et al., 2009). En particulier l'acide aminé tryptophane est souvent étudié et utilisé comme un traceur de pollution urbaine que l'on retrouve dans les effluents urbains et les rejets humains et animaux (Baker 2001, Baker 2003). D'après (De Laurentiis et al., 2012), la fluorescence du tryptophane et les composés associés qui sont liés à ce dernier (tyrosine, composés comportant un groupement indole) sont dans la zone de fluorescence du Pic2 (excitation 270-280 nm et émission 300-360 nm).

IV.1.5. Traitement statistique des MEEFs des eaux par PARAFAC.

Le traitement statistique des MEEFs des liquides (eaux+lixiviats) par l'algorithme PARAFAC teste entre trois et dix composants et révèle que le meilleur modèle résultant est le modèle avec sept fluorophores. Le choix de ce modèle s'est fait en se basant sur la forme des spectres spécifiques des fluorophores et sur les valeurs du Corcondia (> 60%) (Bro and Kiers, 2003). Un exemple d'échantillon après traitement avec ce modèle à sept fluorophore est représenté dans l'annexe 7, avec l'évaluation du modèle, le calcul des résidus ainsi que les contributions de chaque fluorophore dans l'intensité de fluorescence totale de l'échantillon donné. Ce traitement PARAFAC nous a permis de séparer sept fluorophores communs dans les eaux

naturelles étudiées dont les spectres d'excitation et d'émission sont représentés dans la figure 1 de l'annexe 8.

Parmi les sept fluorophores trouvés, trois ont pu être identifiés par comparaison de la forme de leurs spectres d'excitation et d'émission avec ceux de solutions de produits purs (annexe 9). Il s'agit de deux acides aminés de type tyrosine et tryptophane, ainsi que du résidu de type indole contenus dans plusieurs composés. Les spectres d'excitation et d'émission de ces composés identifiés sont présentés dans la figure 2 de l'annexe 8.

Comme la présente étude s'intéresse principalement aux composés fluorescents comme traceurs de pollution (urbaine surtout), les trois fluorophores identifiés ont donc été quantifiés et leurs variances ont été étudiées. Les quatre autres fluorophores (annexe 8) restants appartiennent à la matière organique naturelle, ils ne seront pas commentés dans ce travail.

IV.1.6. Quantification des acides aminés et de l'indole dans les échantillons d'eau

Différentes concentrations des solutions pures des produits précédemment identifiés (tyrosine, tryptophane et indole) ont été analysées en fluorescence de manière identique aux échantillons d'eau. Les MEEFs ont été incorporées au traitement PARAFAC des échantillons d'eaux naturelles afin de quantifier ces trois composés dans les échantillons, en se référant aux droites d'étalonnages (annexe 9).

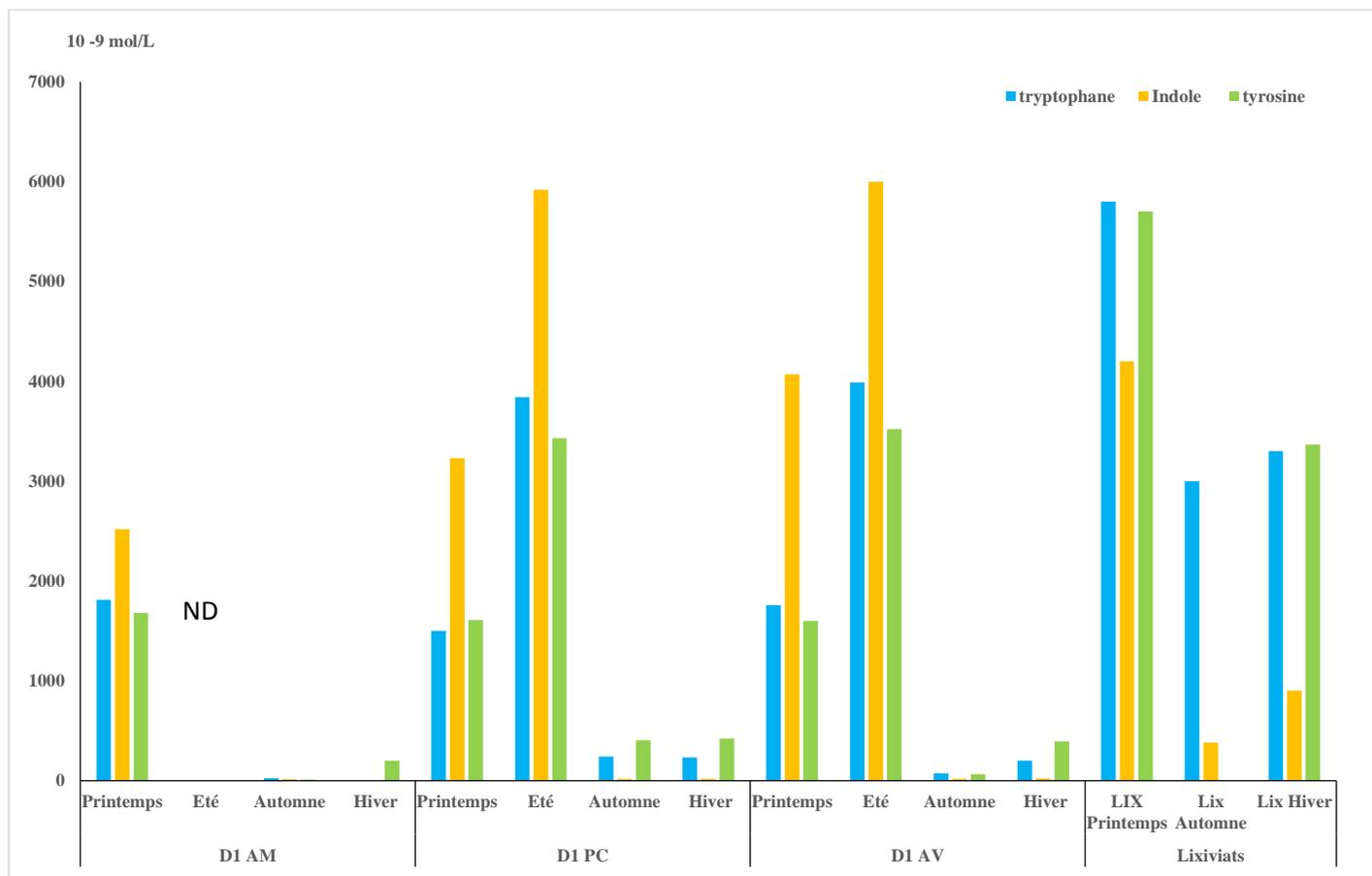


Figure 46. Variations saisonnières de tyrosine, tryptophane et indole dans les échantillons d'eau de l'Oued Hillil et dans les lixiviats de la décharge de Yellel (D1). ND = non déterminé.

La figure 45 met en évidence la présence des trois composés (tyrosine, tryptophane, indole) dans les eaux de l'Oued Hillil voisin de la décharge de Yellel (D1) ainsi que dans les lixiviats, mais avec des concentrations différentes en fonction de la station et de la saison. Dans les prélèvements automne et hiver, les deux acides aminés de type tyrosine et tryptophane sont présents mais ils sont à de très faibles concentrations à la station amont et légèrement plus élevées aux stations point de contact et aval. Le composé de type indole n'a pas été détecté à ces deux saisons.

Les concentrations maximales de ces trois composés ont été mesurées en été avec des valeurs très proches aux stations point de contact et aval. Les concentrations d'indole sont maximales de $5920 \cdot 10^{-9}$ mol/L, ce qui peut être expliqué par la dégradation du tryptophane avec la chaleur apporté par des rejets diffus en cette saison.

Au printemps, les concentrations de tyrosine et tryptophane varient très peu entre les trois stations. Par contre les concentrations d'indole augmentent d'amont en l'aval.

Etant souvent contenus dans les rejets humains et animaux, ces deux acides aminés sont traceurs de la pollution urbaine mais aussi des lixiviats : ils témoignent de la pollution d'origine domestique du cours d'eau Hillil. Le tryptophane est présent dans les rejets naturels humains, alors que la tyrosine est issue des protéines du lait. La présence du tryptophane peut s'expliquer par les apports de rejets urbains ou animaux (élevages sur les berges) non traités dans le cours d'eau et la présence de la tyrosine par la présence d'une unité de production de fromages en amont de cette décharge D1 aussi que de résidus de produit laitiers au sein de la décharge. On remarque que la concentration de l'indole est plus élevée au printemps et en été au point de contact et à la station aval, tandis que les deux acides aminés tryptophane et tyrosine sont plus concentrés en automne et en hiver au point de contact. Les concentrations des trois fluorophores sont minimales en automne et en hiver à la station amont de la décharge.

Les lixiviats sont caractérisés par des concentrations plus élevées en tyrosine et tryptophane qu'en indole. On remarque que les lixiviats de printemps sont les plus concentrés en tyrosine et tryptophane comparés à ceux des saisons automne et hiver ce qui s'explique par la dilution, en ces saisons, de ces lixiviats par les eaux de pluie et leurs charge polluante. Le lixiviat d'automne est le seul qui ne contienne pas de tyrosine. Les concentrations de tyrosine, tryptophane et indole dans les lixiviats sont du même ordre de grandeur que celles obtenues dans les eaux en printemps. Dans les lixiviats, le tryptophane et la tyrosine sont plus concentrées dans les lixiviats alors que l'indole est plus concentré dans le cours d'eau que dans les lixiviats, il provient donc d'une source de pollution probablement urbaine en amont.

Ces résultats montrent que le cours d'eau reçoit au point de contact une source de pollution organique au printemps en automne et en printemps, en partie due aux apports des lixiviats de la décharge de Yellel (D1). Les prélèvements d'automne et d'hiver sont moins concentrés vu les précipitations qui ont précédé les prélèvements permettant de diluer les lixiviats et les eaux. Par contre en été, cette pollution organique ne provient pas des lixiviats de décharge qui étaient absents mais d'une autre source non identifiée. En amont (au printemps) et en aval (printemps et été), la pollution organique révèle des apports urbains ou d'élevages diffus non identifiés.

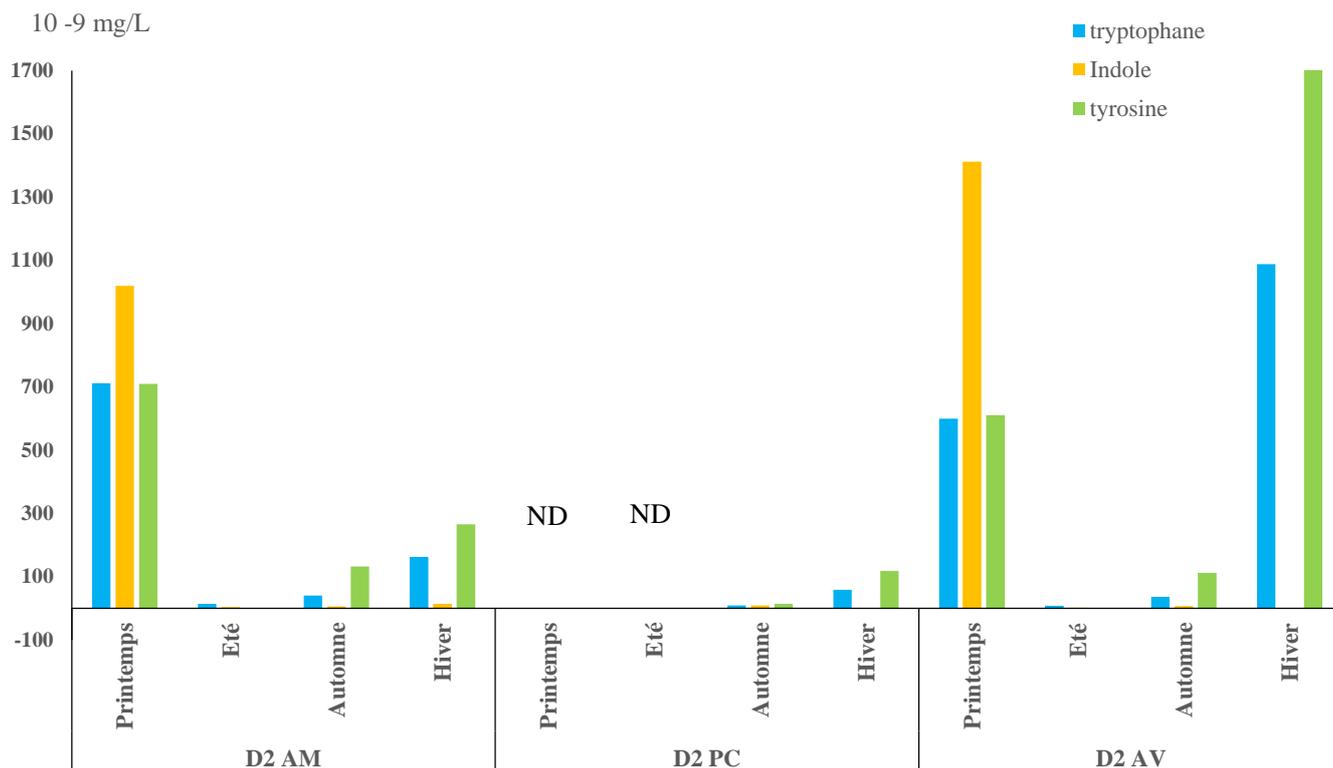


Figure 47. Variations saisonnières de tyrosine, tryptophane et indole dans les échantillons d'eau de l'Oued Cheliff proche de la décharge de Sidi Belattar (D2). ND= non déterminé.

Il n'y avait pas de lixivats dans la décharge de Sidi Belattar (D2). La figure 46 montre que les eaux de l'Oued Cheliff proche de cette décharge D2 sont caractérisées par les concentrations maximales de tyrosine et tryptophane en hiver à la station aval. Au printemps de cette même station, l'indole est maximum. La station point de contact est moins concentrée en ces trois fluorophores que les stations amont et aval en automne et hiver. La présence des trois composés à la station amont surtout au printemps et à la station aval (printemps, automne et hiver) indique que le cours d'eau principal l'Oued Cheliff est aussi le lieu de déversement d'autres rejets urbains diffus et probablement des rejets animaux du bétail le long des berges. On remarque que la concentration du tryptophane diminue d'amont en aval au printemps contrairement à celle de l'indole qui augmente, ce qui peut être expliqué par la dégradation du tryptophane qui donne le noyau indole. En hiver, c'est le contraire, tyrosine et tryptophane augmentent d'amont en aval alors que l'indole diminue. Les concentrations très faibles au point de contact ne montrent aucun apport de pollution organique due à la décharge D2 vers le cours d'eau. Par contre, le cours d'eau reçoit des apports diffus de pollution organique non localisés (urbain diffus ou d'élevage) aux stations amont et aval.

IV.2. Etude des matières organiques fluorescentes dans les sédiments

Les analyses en fluorescence de tous les échantillons de sédiments ont été réalisées suivant le protocole décrit dans le chapitre 2 (paragraphe II.5.2). Pour la décharge de Yellel (D1) il n'y a pas eu de prélèvement de sédiment à la station amont au printemps et en été dans l'Oued Hillil. Concernant la décharge de Sidi Belattar (D2) il n'y a pas eu de prélèvement de sédiment au printemps aux stations amont et aval, ni au point de contact en été dans l'Oued Cheliff. Toutes les MEEFs des échantillons de sédiments ont été réalisées sur le nouveau spectrofluorimètre JASCO.

IV.2.1. MEEFs caractéristiques des sédiments de l'Oued Hillil proche de la décharge de Yellel (D1).

Les MEEFs obtenues dans les sédiments de l'Oued Hillil proche de la décharge de Yellel (D1) sont présentés dans la figure 47 pour la tranche superficielle (0-10 cm) de sédiment et dans la figure 48 pour la tranche profonde (10-20 cm).

A partir de ces MEEFs, on observe deux zones de fluorescence majoritaires déjà observées dans les échantillons d'eau, à savoir le Pic1 (excitation = 340-360 nm, émission = 420-460nm) et le Pic3 (excitation = 260-270 nm, émission = 420-460 nm). Le pic majoritaire est le Pic3 dans tous les échantillons de sédiments des deux tranches. Ce Pic3 présente une intensité de fluorescence plus importante en automne dans les deux tranches de la station en amont de la décharge.

Sur l'ensemble de ces MEEFs des sédiments, est apparue une nouvelle zone de fluorescence définie par un nouveau Pic4 (excitation = 250-280 nm, émission = 520-540 nm). Ce Pic4 est observé à toutes les stations et à toutes les saisons mais avec une intensité plus élevée en automne dans les sédiments de surface et dans les sédiments profonds. Ce Pic 4 est plus intense à la station amont dans les sédiments profonds.

On remarque aussi la présence du Pic 2 (excitation = 270-300 nm, émission = 320-360 nm) avec des intensités très faibles sous la forme d'épaulement dans les sédiments de surface et profond à la station point de contact, mais aussi à la station aval au printemps.

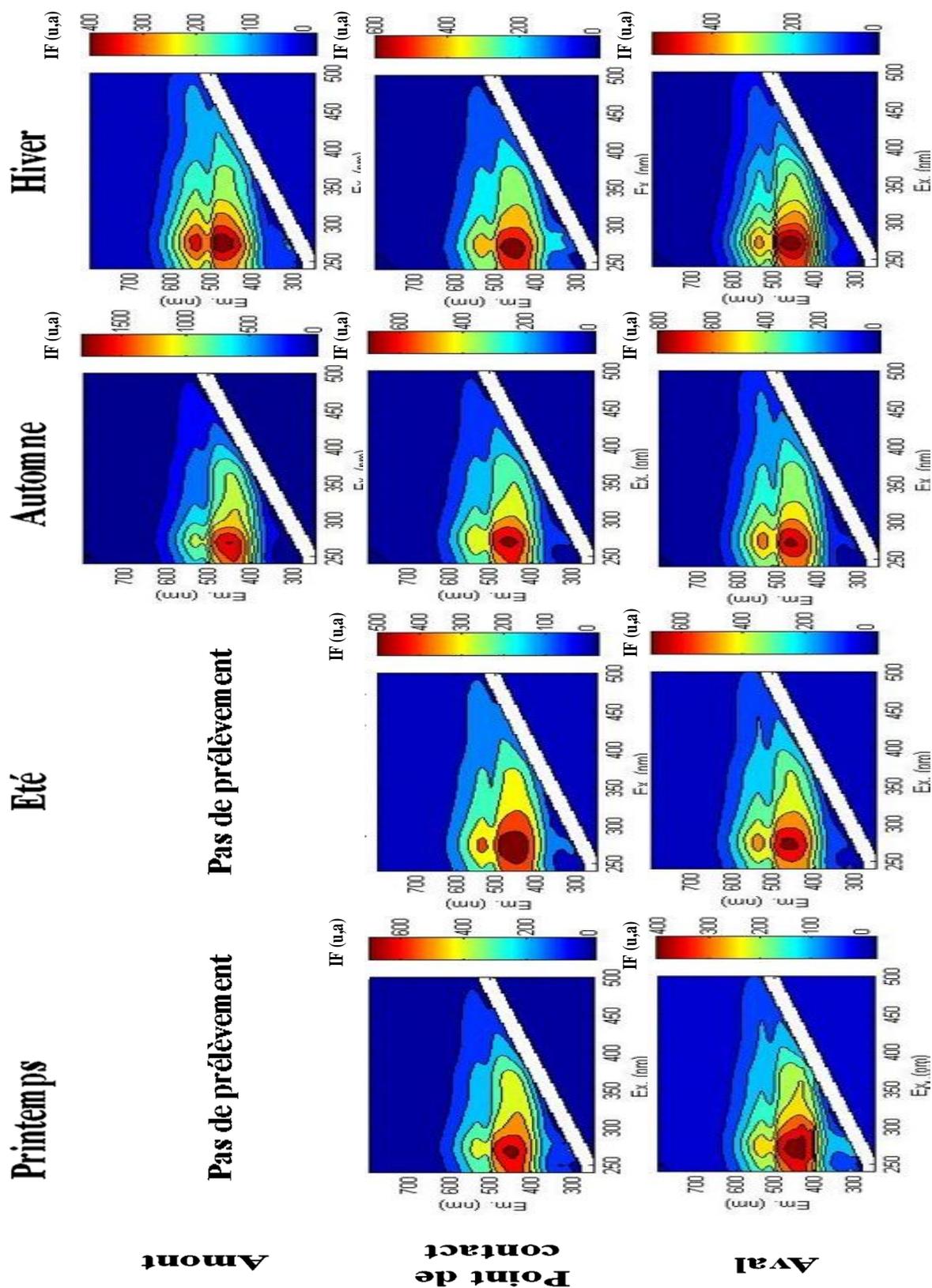


Figure 49. MEEFs des échantillons de sédiments profonds (10-20 cm) de l'Oued Hillil proche de la décharge de Yellel (D1).

IV.2.2. MEEFs caractéristiques des sédiments de l'Oued Cheliff pour la décharge de Sidi Belattar (D2).

Les MEEFs obtenues dans les sédiments de l'Oued Cheliff proche de la décharge de Sidi Belattar (D2) sont présentés dans la figure 49 pour tranche de surface (0-10 cm) et dans la figure 50 pour la tranche profonde (10-20 cm).

Dans les MEEFs des sédiments de l'Oued Cheliff proche de la décharge de Sidi Belattar (D2), on retrouve les mêmes pics observés dans celles de la décharge de Yellel (D1) (Fig 47, 48) mais avec des intensités moindres.

Le Pic 3 est toujours largement majoritaire à toutes les stations et à toutes les saisons dans les deux tranches de sédiments. Le Pic4 est présent aussi à toutes stations et saisons avec des intensités de fluorescence plus élevées dans les MEEFs.

On remarque la présence du Pic2 à la station amont surtout en été dans les sédiments de surface au point de contact au printemps dans les deux tranches et à la station aval aux trois saisons dans les deux tranches de sédiments.

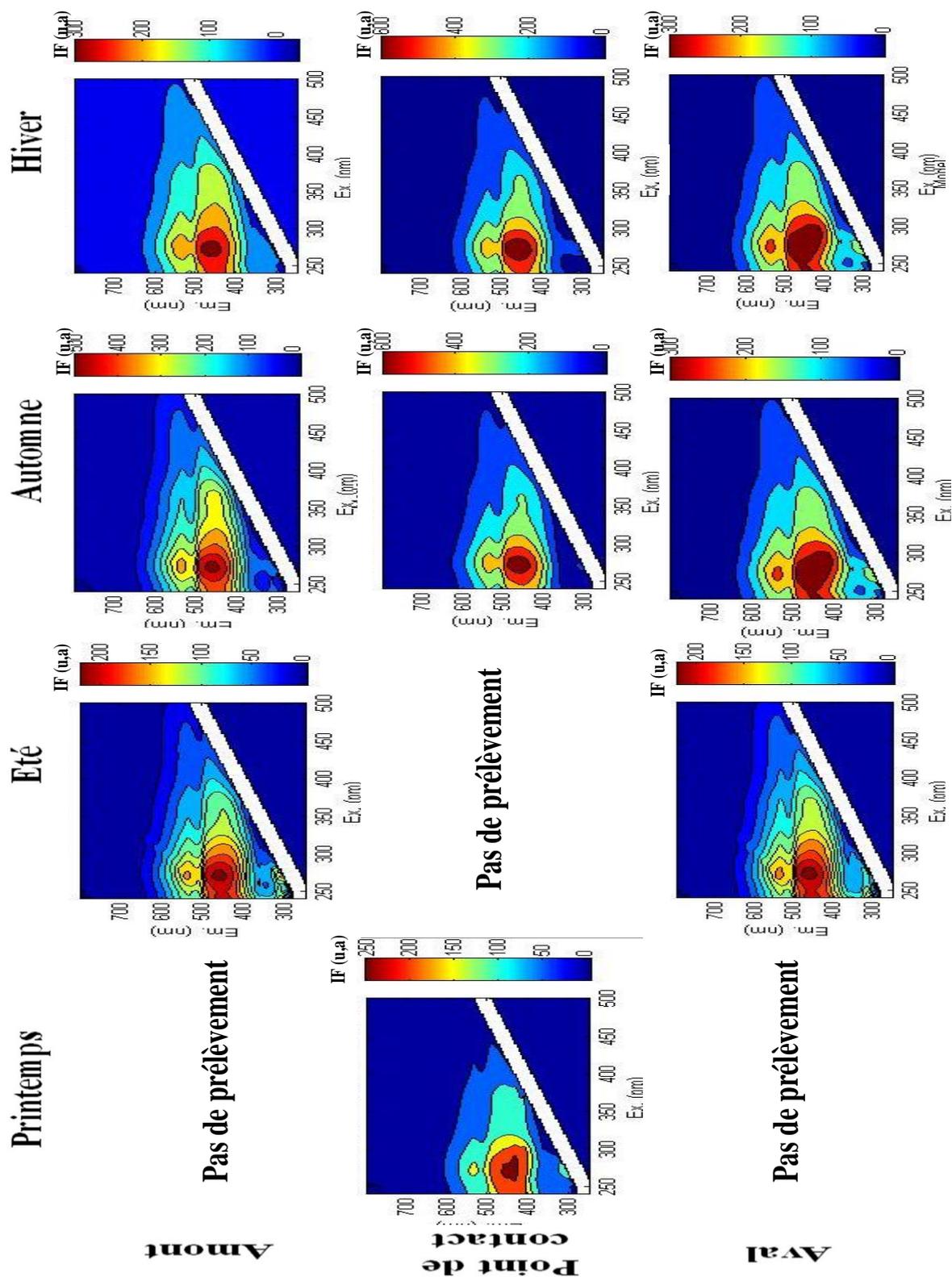


Figure 50. MEEFs des échantillons de sédiments de surface (0-10 cm) de l'Oued Cheliff proche de la décharge de Sidi Belattar (D2).

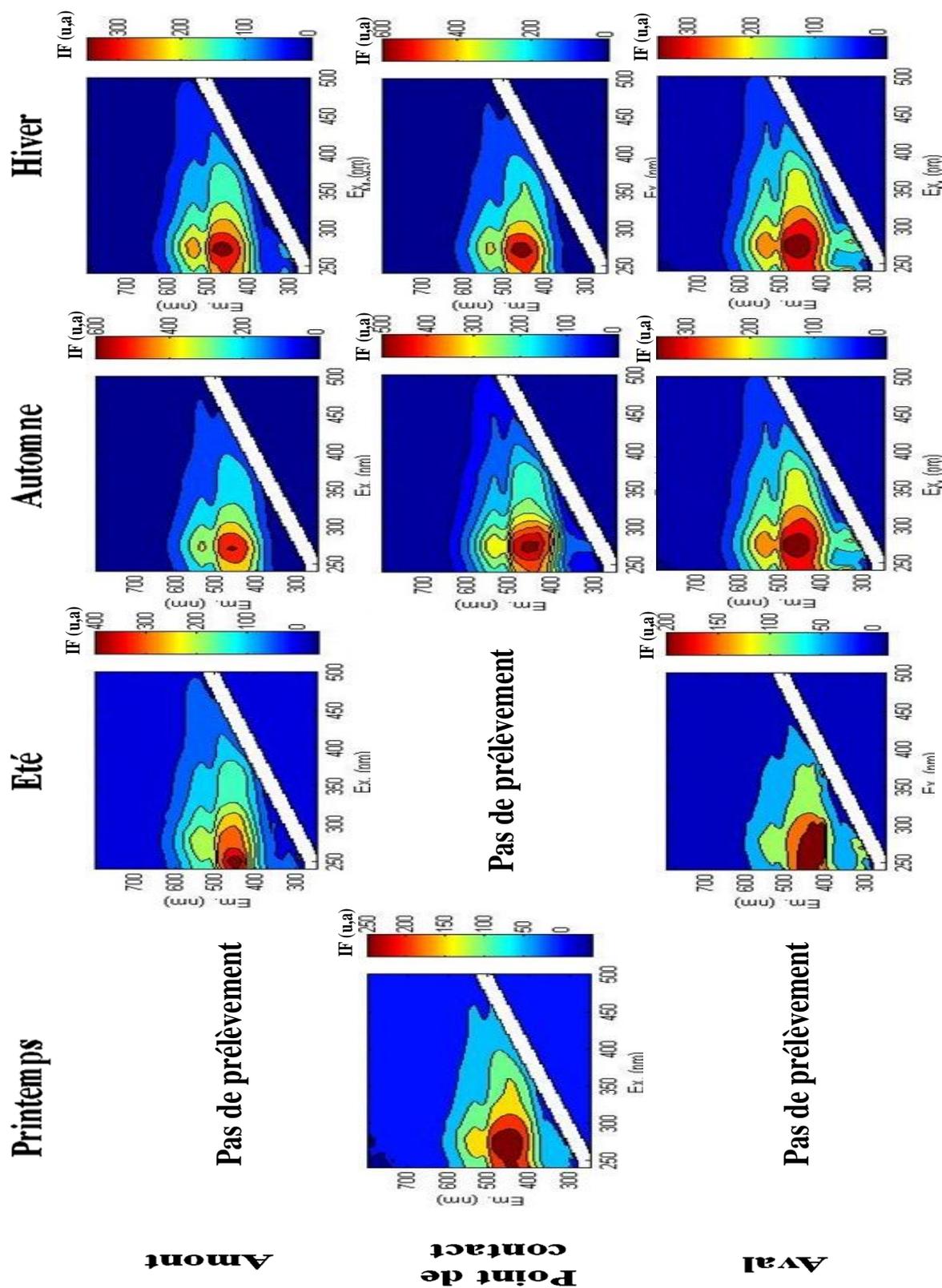


Figure 51. MEEFs des échantillons de profonds de surface (10-20 cm) de l'Oued Cheliff proche de la décharge de Sidi Belattar (D2).

IV.2.3. Traitement statistique des MEEFs des sédiments par PARAFAC

Le traitement statistique des MEEFs des sédiments par le programme PARAFAC a été effectué avec un nombre de composants entre trois et dix avant de déterminer le meilleur modèle obtenu avec sept fluorophores communs dont les spectres d'excitation et d'émission sont représentés dans la figure 1 de l'annexe 10.

De la même manière que dans les eaux, le choix du modèle a été basé sur la forme des spectres de fluorophores et sur les valeurs du Corcondia (>60%). Parmi ces sept fluorophores trouvés, on retrouve les trois composés identifiés précédemment à savoir les deux acides aminés de type tyrosine et tryptophane, ainsi que le composé type indole. Les spectres d'excitation et d'émission de ces composés identifiés sont présentés dans la figure 2 de l'annexe 10.

Les quatre autres fluorophores appartiennent à la matière organique naturelle des sédiments et ils ne seront pas commentés dans ce travail.

Les résultats correspondant aux échantillons après traitement statistique des MEEFs des sédiments sont présentés dans l'annexe 11.

IV.2.4.. Quantification des acides aminés et de l'indole dans les échantillons de sédiments

De la même manière que pour les eaux, les concentrations des deux acides aminés et de l'indole dans nos échantillons de sédiments ont été déterminées dans les deux tranches. Dans les sédiments, les composés de type tryptophane, tyrosine et indole ne sont plus utilisés comme indicateurs de pollution urbaine mais ils reflètent plutôt l'influence des activités biologiques qui peuvent se dérouler dans les sédiments. Le tryptophane et l'indole issu de sa dégradation, peuvent provenir de rejets animaux et de débris végétaux. La tyrosine reflète l'activité bactérienne.

Tout d'abord les variations saisonnières de tyrosine, tryptophane et indole dans les sédiments de l'Oued Hillil sont présentées pour la décharge de Yellel (D1) dans les deux tranches (Fig 51).

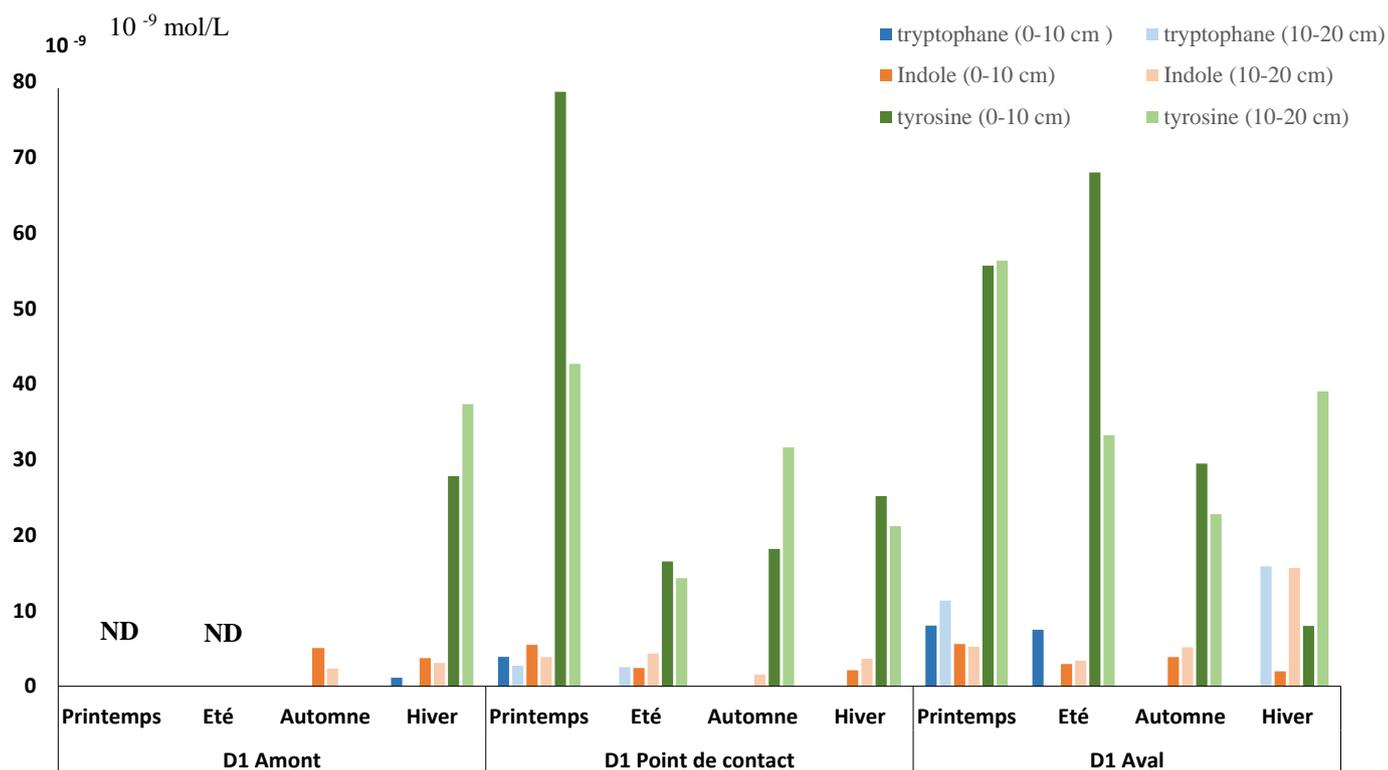


Figure 52. Variations saisonnières de tyrosine, tryptophane et indole dans les échantillons de sédiments de l'Oued Hillil proche de la décharge de Yellel (D1) dans les deux tranches. ND = non déterminé.

D'après la figure 51, on retrouve la tyrosine à toutes les saisons dans les deux stations point de contact et aval avec de grandes concentrations spécialement dans les sédiments de surface avec un maximum de 78.66 mol/L au point de contact en saison de printemps. Ces grandes concentrations en tyrosine dans les sédiments de surface témoignent d'une importante activité bactérienne aérobie. Le tryptophane est présent en faibles concentrations en amont en hiver, dans les sédiments de surface avec un minimum de $1,2 \cdot 10^{-9}$ mg/L.

L'indole est présent à toutes les saisons dans les trois stations avec des concentrations variant de 1.53 mol/L au point de contact en automne jusqu'à 15.63 mol/L en aval en hiver. Les résultats reflètent la forte activité bactérienne dans les sédiments de l'Oued Hillil alors que les activités animales et végétales et végétales paraissent faibles.

Les variations saisonnières de tyrosine, tryptophane et indole dans les sédiments de l'Oued Cheliff sont présentées pour la décharge de Sidi Belattar (D2) dans les deux tranches (Fig. 52).

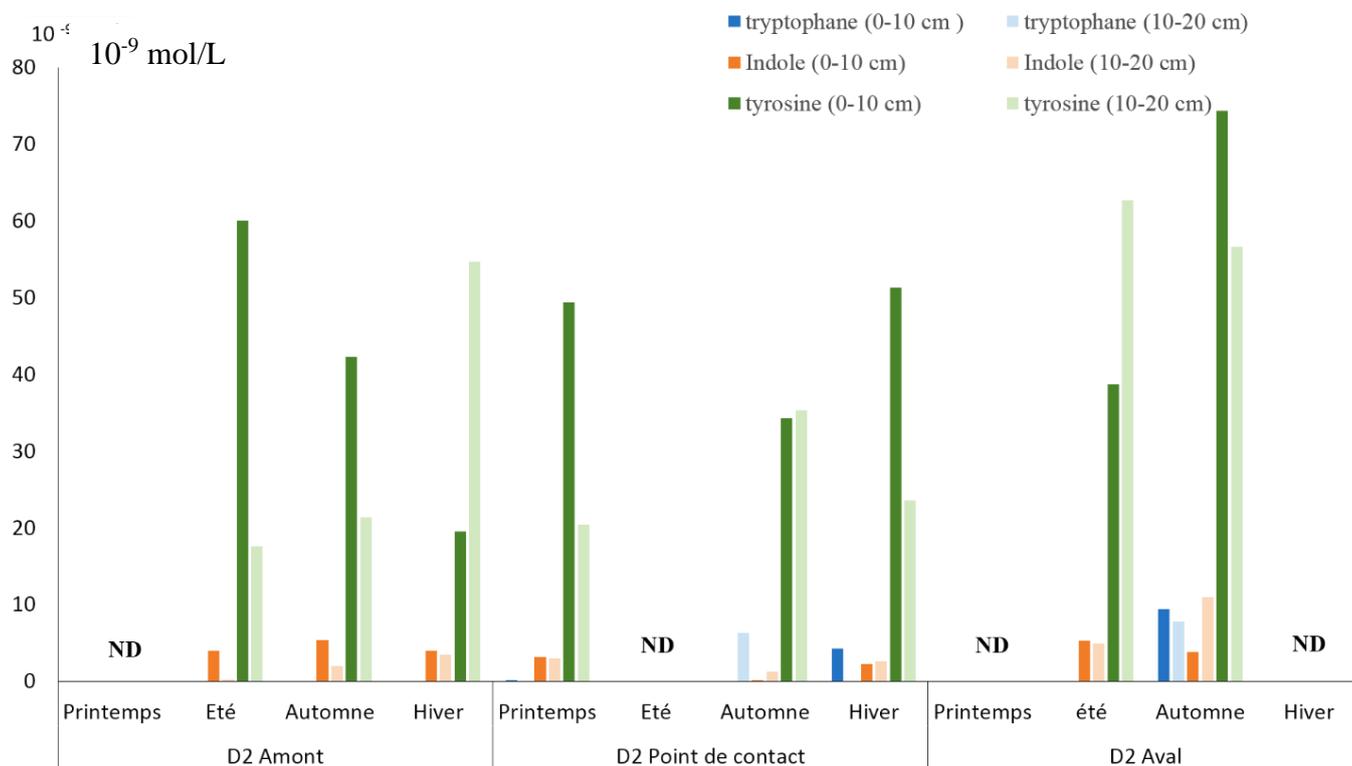


Figure 53. Variations saisonnières de tyrosine, tryptophane et indole dans les échantillons de sédiments de l'Oued Cheliff proche de la décharge de Sidi Belattar (D2) dans les deux tranches. ND = non déterminé.

Pour les sédiments de l'Oued Cheliff, le tryptophane n'est présent qu'à la station point de contact en automne (profondeur) et en hiver (surface) ainsi qu'à la station aval en saison d'automne (Fig. 52). L'indole est présent dans les sédiments du cours d'eau principal à savoir la station amont pendant les saisons été, automne et hiver ainsi qu'à la station aval pendant les saisons été et automne. On remarque aussi qu'au point de contact on retrouve l'indole aux saisons printemps, automne et hiver mais avec des concentrations qui ne dépassent pas les $2,5 \cdot 10^{-9}$ mol/L. La tyrosine est présente à toutes les stations et en toutes saisons avec des concentrations plus élevées dans les sédiments de surface surtout à la station aval en automne avec un maximum de $74,33$ mol/L. Ce cours d'eau montre donc aussi une forte activité bactérienne dans les sédiments avec de faibles activités animales et végétales.

IV.3. Analyses statistiques en composantes principales (ACP) de toutes les données des liquides (eau-lixiviat) des deux cours d'eau :

Pour chaque cours d'eau, un traitement statistiques par ACP a été effectué sur les données physicochimiques (DCO, conductivité, NO_2^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , Cl^- et MES), métalliques (Al,

As, Ba, Cu, Co, Cd, Cr, Fe, Li, Mn, Mo, Ni, Pb, Rb, Sr, V et Zn) et les traceurs fluorescents (tryptophane, tyrosine et indole) de toutes les stations aux quatre saisons (voir paragraphe II.6 chapitre II).

IV.3.1. Résultats du traitement des données des liquides (eau-lixiviat) dans le cours d'eau Hillil et les lixiviats la décharge D1.

Pour faire un bilan sur tous les résultats obtenus dans les eaux du cours d'eau et dans les lixiviats (décharge D1), une analyse statistique (ACP) a été appliquée sur tous les paramètres physicochimiques, métalliques et fluorescents.

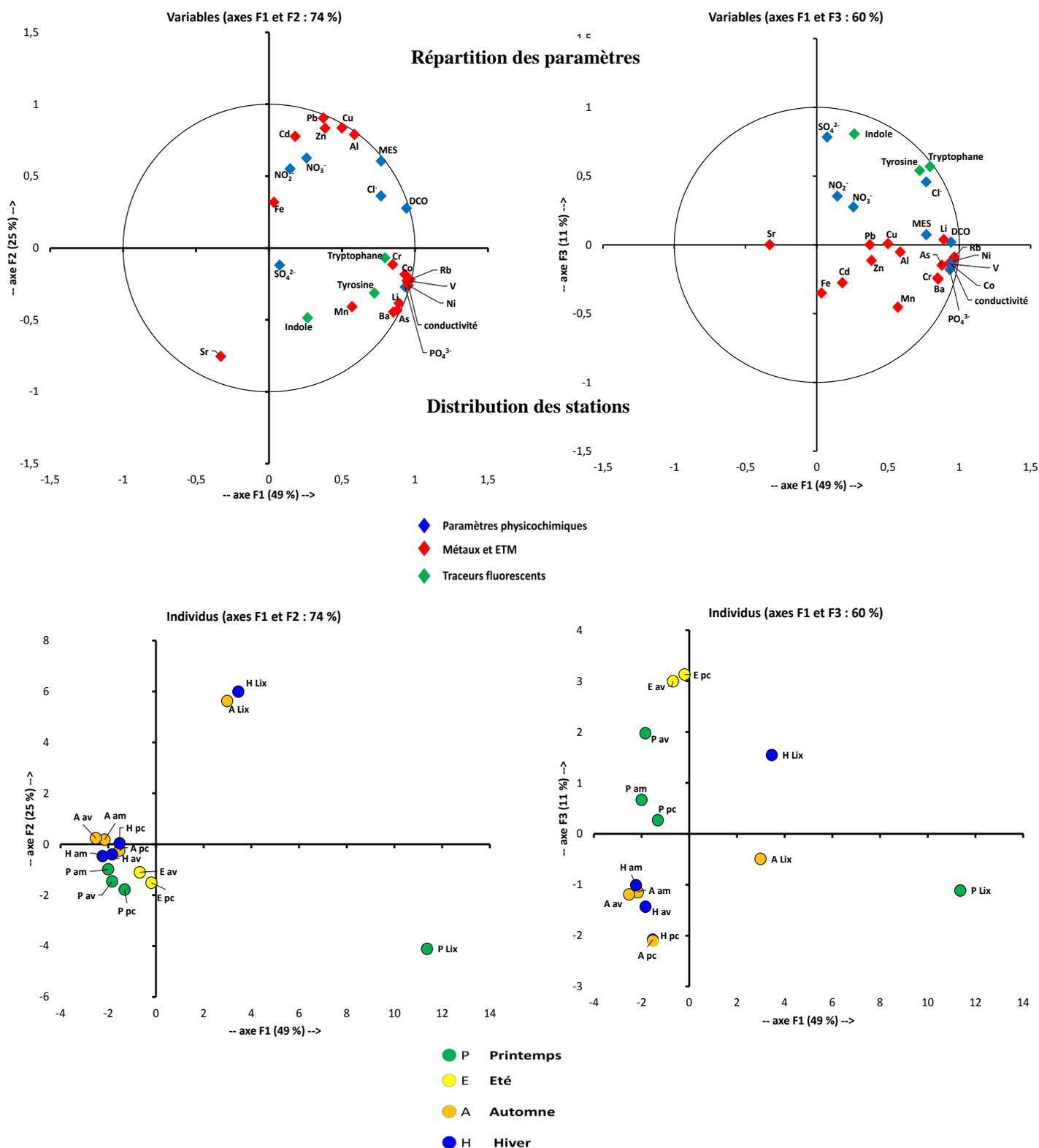


Figure 54. Analyse statistique (ACP) des paramètres physicochimiques, métalliques et fluorescents dans les eaux de l'Oued Hillil et les lixiviats de la décharge de Yellel (D1). Cercle de corrélation de la répartition des paramètres (en haut) et distribution des échantillons (en bas).
am = station amont, pc = station point de contact, av = station aval.

L'analyse statistique (ACP) des résultats des différents paramètres mesurés dans les eaux et les lixiviats est présentée dans la figure 53. La variation totale de la distribution des paramètres (variable) et des stations (individus) est expliquée à 49% par F1, 25% par F2 et 11% par l'axe F3.

Cercle de corrélation F1-F2 :

Selon l'axe F1, les paramètres corrélés positivement sont Co, V, Ni, Rb, PO_4^{3-} , conductivité, Li, As, Ba, tyrosine, tryptophane et indole. Seul Sr est corrélé négativement avec tous les autres. Selon l'axe F2, les paramètres DCO, MES, NO_2^- , Pb, Cu, Zn, Al et Cd sont corrélés positivement alors que l'indole est corrélé négativement (tableau 1, annexe 12).

Suivant le plan F1-F2, l'axe F1 sépare clairement les lixiviats (valeurs positives) des stations du cours d'eau (valeurs négatives). Le lixiviats de printemps est caractérisé par les teneurs élevées en PO_4^{3-} , conductivité, Ba, As, Mn, Rb, Ni, Cr, Co, V et Li contrairement aux eaux du cours d'eau qui sont faiblement concentrés en ces éléments. L'axe F2 sépare les lixiviats d'automne et ceux de l'hiver (valeurs positive) des autres stations car ils sont caractérisés par des concentrations élevées en Zn, Pb, Cu, Al, Cd, NO_2^- , NO_3^- et Fe.

Cercle de corrélation F1-F3 :

Selon l'axe F3, d'un côté les paramètres SO_4^{2-} , indole, tryptophane sont corrélés positivement entre eux (valeurs positives) et négativement avec les paramètres Fe, Cd et Mn (valeurs négatives).

Sur le plan F1-F3, l'axe F3 met en évidence l'effet saisonnier en séparant les stations su cours d'eau. En été les stations : point de contact et aval révèlent des valeurs élevées en SO_4^{2-} , tyrosine, tryptophane, indole et Cl^- . Au printemps, les trois stations sont caractérisées par des concentrations élevées en indole. A l'opposé les saisons hiver et automne montrent des concentrations fortes en Fe, Cd, et Sr qui illustrent les trois stations.

L'axe F3 a permis aussi de séparer le lixiviats d'hiver caractérisé par des teneurs élevées en tryptophane, tyrosine, NO_2^- , NO_3^- du lixiviats d'automne représenté par des valeurs élevées en Fe, Cd et Zn.

IV.3.2. Résultats de l'analyse statistique des eaux de l'Oued Cheliff proche de la décharge D2.

Une analyse statistique de toutes les données physicochimiques, métalliques et de fluorescence a été effectuée sur les eaux prélevées pendant les quatre saisons dans les trois stations de l'Oued Cheliff. Les résultats de la distribution des paramètres (variables) et des stations (individus) sont représentés dans la figure 54.

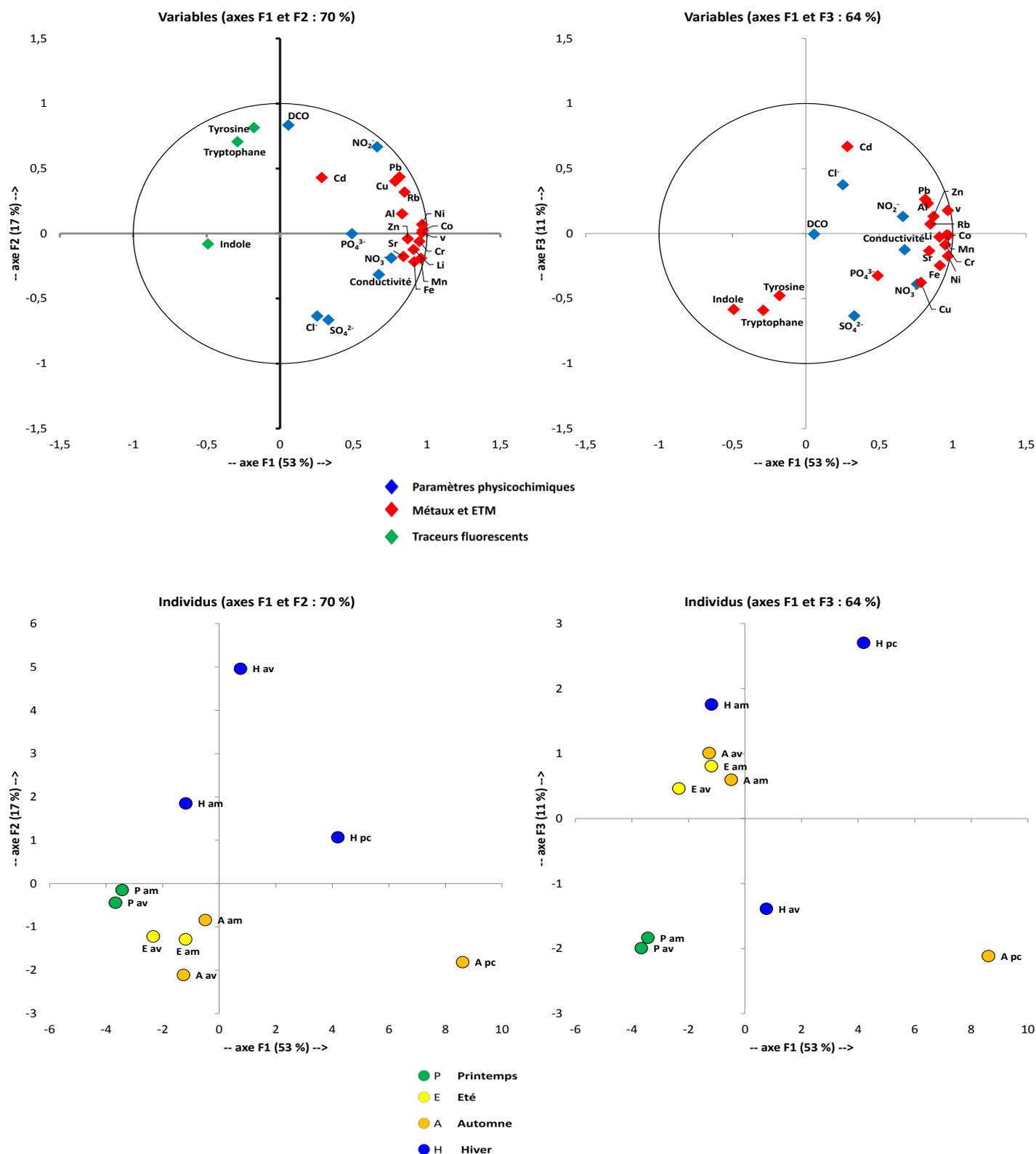


Figure 55. Analyse statistique (ACP) des paramètres physicochimiques, métalliques et fluorescents dans les eaux de l'Oued Cheliff proche de la décharge (D2). Cercle de corrélation de la répartition des paramètres (en haut) et distribution des échantillons (en bas).

am = station amont, pc = station point de contact, av = station aval.

La variation totale de la distribution des paramètres (variable) et des stations (individus) est expliquée à 53% par F1, 17% par F2 et 11% par l'axe F3.

Cercle de corrélation F1-F2 :

Selon l'axe F1, les paramètres conductivité NO_3^- , Co, V, Ni, Cr, Li, Zn, Sr, Mn, Fe et Al ont des valeurs positives et sont corrélés positivement entre eux et négativement avec les trois traceurs tyrosine, tryptophane et indole qui ont des valeurs négatives sur F1.

Les paramètres DCO, NO_2^- , Cd, Pb, Cu, et Rb ont des valeurs positives selon l'axe F2 et sont corrélés positivement entre eux et négativement corrélés avec Cl^- et SO_4^{2-} qui ont des valeurs négatives sur F2 (tableau 2, annexe 12).

Suivant le plan F1-F2, l'axe F1 sépare la station point de contact automne qui se distingue des autres par une forte conductivité et des concentrations élevées en SO_4^{2-} , PO_4^{3-} et NO_3^- comparé aux autres stations. A l'opposé les prélèvements du printemps dans les stations amont et aval se caractérisent par de forte concentration en traceurs tyrosine, tryptophane et indole. L'axe F2 quant à lui, sépare clairement le prélèvement d'hiver dans les trois stations amont, point de contact et aval (valeurs positives) des autres saisons (valeurs négatives).

Cercle de corrélation F1-F3 :

Selon l'axe F3, d'un côté les paramètres Cd et Cl^- sont corrélés positivement entre eux (valeurs positives) et négativement avec les paramètres SO_4^{2-} , indole, tryptophane (valeurs négatives).

Sur le plan F1-F3, l'axe F3 confirme l'effet saisonnier observé dans la répartition sur le plan F1-F2 en séparant les stations du cours d'eau prélevées au printemps de toutes les autres. En plus cet axe F3 permet de distinguer pour la saison d'hiver la station aval fortement concentrée en tyrosine et tryptophane par rapport aux stations amont et point de contact été les stations où la concentration de ces traceurs sont très faible ainsi que celle de SO_4^{2-} .

Conclusion générale

Conclusion :

Ce travail de thèse répond à l'objectif principal d'améliorer les connaissances sur les différents contaminants dans l'environnement au voisinage des décharges par l'étude de l'impact de décharges à ciel ouvert sur la qualité des cours d'eau avec lesquels elles sont en contact. Le but est de contribuer à améliorer la situation environnementale de la région traversée par l'Oued Cheliff et ses affluents. La zone d'étude de l'Oued Cheliff et ses affluents a été choisie pour son importance, puisqu'il constitue le plus grand cours d'eau permanent d'Algérie. Parmi les décharges existantes dans la zone, deux ont été choisies pour être étudiées dans ce travail en se basant sur leurs grandes superficies, la quantité de déchets qu'elles reçoivent ainsi que leurs emplacements sur les berges des cours d'eau et leur contact avec les pompes d'irrigation.

Le cours d'eau Oued Hillil qui est un affluent secondaire de l'Oued Cheliff traverse principalement des petits villages et des zones rurales avec des activités principalement agricoles et des rejets domestiques, tandis que l'Oued Cheliff se trouve fortement impacté par les différents apports anthropiques des activités urbaines et industrielles des départements de Relizane et Mostaganem et la zone industrielle de Chlef en amont. De plus, le climat de la zone est semi-aride : il est caractérisé d'une part par des longues périodes sèches entraînant une forte diminution du débit et limitant ainsi la dilution des contaminants, d'autre part par des précipitations très importantes et parfois violentes, succédant généralement les périodes sèches, qui provoque un apport important de contaminants dans les eaux de surface par lessivage des zones urbaines et agricoles voisines.

Dans ce cadre, nous nous sommes intéressés à deux décharges à ciel ouvert implantées au voisinage de deux cours d'eau : la décharge de Yellel (D1) proche de l'Oued Hillil et la décharge Sidi Belattar (D2) proche de l'Oued Cheliff. Ce travail de recherche, financé par le programme PHC-Tassili N°15MDU937 et par le Fonds Départemental de Coopération Extérieure des Pyrénées-Orientales (France), s'est focalisé sur deux grands axes principaux : le premier axe a porté sur l'étude des contaminants métalliques et organiques présents dans les sols des sites de décharges et dans les lixiviats qui en résultent. Des échantillons saisonniers de lixiviats et de sols ont ainsi été prélevés au sein des décharges permettant ainsi de déterminer la charge polluante contenue dans chaque décharge ; le second axe a concerné l'étude du cours d'eau (les deux compartiments eaux et sédiment) dans le but d'évaluer l'impact des apports des lixiviats et d'identifier l'influence des différentes saisons sur les apports (précipitations, sécheresse). Ainsi, plusieurs campagnes saisonnières de prélèvement ont été réalisées sur les deux décharges et leurs cours d'eaux. Afin d'évaluer l'impact d'une décharge sur le cours d'eau, trois stations de prélèvements ont été choisies ; la première en amont de la décharge

pour étudier l'état du cours d'eau avant de recevoir les rejets de la décharge, la deuxième station au contact des rejets de la décharge (lixiviats) avec le cours d'eau pour voir l'apport de ces rejets dans ce dernier et la troisième station en aval de la décharge pour évaluer l'impact de la décharge sur le cours d'eau. A partir des résultats des analyses et du traitement statistique des données, l'état actuel de la ressource en eau et l'impact des rejets des décharges à ciel ouvert sur la qualité des eaux et des sédiments ont été évalués.

Les résultats de l'étude de la composition chimique des eaux du cours d'eau « Oued Hillil » ont montré qu'en période sèche, les trois stations présentent des valeurs élevées de demande chimique en oxygène (DCO) ainsi que des concentrations élevées en nitrites, nitrates, sulfates et phosphates au point de contact. On note que la station de prélèvement amont est marquée par de fortes concentrations en Cr pendant les deux saisons automne et hiver. Le point de contact et la station aval sont contaminés en Zn, Al et Cr au printemps, tandis qu'en automne et en hiver ces deux stations sont plus contaminées par Cd, Fe, C et Pb. Les éléments Sr, Ba, Li et Mn sont plus concentrés au point de contact quel que soit la saison. La station aval est plus concentrée en V, Co et Ni mais seulement en hiver. La décharge est donc source d'apports de métaux (Cd, Zn et Cu) que l'on note au point de contact puis on les retrouve en aval de cette décharge plus concentrés qu'en amont.

Le traitement statistique des données des liquides (eau et lixiviat) a permis de distinguer l'effet saisonnier qui caractérise les apports de lixiviat et qui change la nature et les concentrations des polluants, en contaminant les eaux et les sédiments du cours d'eau. En période sèche, les lixiviats proviennent principalement de l'humidité contenue dans les déchets et sont caractérisés par de fortes teneurs en phosphates et en quelques métaux tels que Cr, Co, Mn et Ni généralement liés aux matières organiques contenues dans les déchets (petit pois, légumes verts...).

Concernant le sol de cette décharge D1, les concentrations en métaux sont largement supérieures à celles des sédiments fluviaux : environ 1,7 fois pour Cu (47 µg/g) et Zn (153 µg/g), environ 2,8 fois pour Cd (0,81 µg/g) et environ 4,5 fois pour Pb (157,5 µg/g). Tous les facteurs et indices de contamination calculés ont mis en évidence que le sol de la décharge est fortement contaminé par deux éléments à savoir Cd et Pb. Pour le cours d'eau, la station amont de la décharge se caractérise par des concentrations métalliques plus faibles en hiver, sauf pour As pour lequel on note des concentrations plus élevées à la tranche profonde (10-20 cm) par rapport à la surface. Au point de contact, Pb présente une concentration maximale en automne à la tranche supérieure (0-10 cm). A la station point de contact de la décharge D1, l'impact de la décharge concerne particulièrement Cu, Zn, Cd et Pb en automne avec des concentrations plus élevées en profondeur, ce qui peut s'expliquer par les pluies (38 mm) enregistrées avant le prélèvement après une longue période de sécheresse durant

laquelle les polluants se sont concentrés. En aval, on retrouve de fortes concentrations en Al, Fe, Cr, Ni et Sr, en été et en automne. Pour les éléments Cu, Zn et Cd, les concentrations les plus élevées sont mesurées en été.

Cette première décharge est implantée sur un cours d'eau qui n'est pas permanent et dont le débit est faible ;, donc en saison chaude les eaux ont tendance à s'évaporer et les polluants qui s'y trouvent sont ainsi piégés dans les sédiments lorsque ce cours d'eau est à sec. L'impact de cette décharge sur le cours d'eau est donc ainsi plus important en saison pluviale. Pour les sédiments de ce cours d'eau, la pollution observée au point de contact pour Cd, Cu, Pb et Zn se retrouve à la station aval surtout en saison d'été. Comme les polluants étaient déjà présents à la station amont de la décharge avec des quantités moindres, on peut affirmer qu'il existe d'autres apports que les rejets de la décharge D1 chargés spécialement en Fe, Mn, Pb, Mo que l'on retrouve en automne et en As en hiver à la station amont.

Les eaux des deux stations amont et aval situées sur l'Oued Cheliff sont impactées par les rejets de la deuxième décharge (D2) se caractérisent par des valeurs élevées de DCO et de nitrites à la saison d'hiver et présentent une conductivité très élevée en automne. Les résultats montrent que le prélèvement d'été à la station amont de la décharge est caractérisé principalement par une forte charge de polluants métalliques qui se traduit par des concentrations élevées en Ba, Ni, Zn et Sr. La station point de contact du cours d'eau avec la décharge est fortement concentrée en éléments métalliques Fe, Cu, Cr et Pb en saison d'automne. La station aval est caractérisée par des concentrations de Cu, Pb et Al en automne.

Pour le sol de la décharge D2, les valeurs de Ni, Cr et As sont dans la même gamme que celle enregistrées dans les sédiments du cours d'eau. Pour les autres métaux, les concentrations dans les sols de décharge sont largement supérieures à celles des sédiments avec V, Cr, Ni, Zn et Sr comme principaux contaminants. Le calcul des facteurs et indices de contamination pour le sol de cette décharge révèlent une contamination principalement par Cd, As, Zn, Cr et Pb.

Dans les sédiments de l'Oued Cheliff (amont et aval de la décharge), les teneurs maximales en Li, Al, V, Cr, Mo, Ba, Fe, Rb, Co et Ni, sont détectées en automne dans les sédiments profonds (10-20 cm). On remarque aussi que les teneurs des sédiments en tous ces éléments (sauf le Mo) sont moins importantes au point de contact avec la décharge qu'en amont et en aval (cours d'eau principal), confirmant que la décharge n'est pas la source de ces contaminants.

La station de prélèvement en amont de cette décharge est marquée par de fortes concentrations en Ba, Sr et Zn pendant la saison d'été. Le point de contact est spécialement contaminé en Zn, Ni, Mn,

et Cr en automne. Les éléments contaminants Cu, Rb et Cd sont détectés à la station aval de la décharge en saison d'hiver en des concentrations élevées. La concentration en cuivre est très élevée à la station aval en hiver, ce métal pouvant être lié à la matière organique. On note aussi une forte demande chimique en oxygène enregistrée lors de ce prélèvement.

Le traitement statistique des données métalliques a permis de constater que les sédiments superficiels de la station amont pendant la saison d'hiver se distinguent de tous les autres par de fortes concentrations en Pb et As. La station point de contact est caractérisée par de fortes concentrations en Mo et As pendant les quatre saisons. Le prélèvement d'hiver à la station aval relève une concentration élevée en Pb et Cu. Les deux tranches de la station aval pour les saisons été et automne sont caractérisés par de fortes concentrations en Sr et Rb.

Cette décharge D2 n'est pas située directement sur le cours d'eau principal et permanent de l'Oued Cheliff. Ainsi l'impact de cette décharge sur le cours d'eau est indirect et son apport pendant la saison sèche est négligeable alors qu'en saison pluviale, les eaux de pluie lessivent les déchets et véhiculent les polluants jusqu'au cours d'eau qui est déjà contaminé en amont. Comme la station amont, située sur le cours d'eau principal, est déjà contaminée par As, Fe et Ni en hiver et par Li, Al, V, Cr, Rb, Co, Ni et Cu en saison d'automne, on peut dire que l'apport des rejets de la décharge D2 est négligeable par rapport à ce qui est présent préalablement.

Jusqu'à présent l'étude des matières organiques fluorescentes n'avaient jamais été réalisée dans cette zone. Cette étude a utilisé cette méthode pour suivre la contamination organique, en utilisant trois traceurs fluorescents de la contamination urbaine. Les résultats montrent que les eaux des deux décharges présentent des concentrations élevées en tyrosine pour toutes les saisons confondues. On retrouve dans les stations aval des deux décharges des concentrations plus élevées en tryptophane qu'aux stations amont et point de contact. On remarque que l'indole, qui est un produit de dégradation du tryptophane, est présent majoritairement au point de contact de la décharge D1. La tyrosine et le tryptophane étant deux acides aminés constituant des protéines, ils sont présents dans les rejets urbains et animaux et servent de traceurs de pollution. Il en est de même pour l'indole. La présence de ces composés dans les échantillons des deux cours d'eau témoigne d'une contamination causée par les rejets urbains non traités rejetés principalement dans l'Oued Cheliff. Dans les sédiments ces composés sont plutôt la preuve d'activités bactériennes intenses dégradant les matières organiques présentes dans ces sédiments.

Perspectives :

Afin d'améliorer l'état environnemental des cours d'eau de cette région, la construction de davantage d'infrastructures permettant le stockage et l'élimination des déchets ménagers conformément à la loi (centres d'enfouissement technique ou usines d'incinération) est impérative. Ainsi, il est nécessaire de penser à un meilleur plan de gestion et de collecte des déchets ménagers pour mettre fin ou au moins limiter la prolifération des décharges à ciel ouvert polluantes. Ajoutant aussi un contrôle plus régulier et rigoureux des industriels et les rejets urbain, indispensable pour préserver la qualité de la ressource en eau.

Enfin, il faut attirer l'attention sur le fait que cette première étude pourra être considérée comme un état des lieux initial pour les futurs travaux s'intéressant à l'étude de la qualité de l'Oued Cheliff et son affluent secondaire Oued Hillil. Les résultats obtenus dans cette thèse montrent la complexité du système étudié et nécessitent en perspectives des travaux complémentaires plus approfondis tel que :

- Etudier les quatre fluorophores analysés et séparés par PARAFAC dans les échantillons, correspondant à la matière organique naturelle, qui n'ont pas fait l'objet de cette étude. Un fractionnement éventuel de ces substances naturelles (acides humiques et acides fulviques) nous informera davantage sur leur nature et les caractéristiques de la zone d'étude.
- Etudier de manière plus poussée les propriétés la matière organique, principalement les interactions et associations métaux traces – matière organique dissoute. Il apparaît donc fondamental de caractériser les propriétés de complexation de la matière organique anthropique vis-à-vis des ETM.
- Etudier la fraction particulaire pour mieux comprendre le mécanisme de transferts entre les différents compartiments eau-sédiments et pouvoir mieux cerner le problème dans sa globalité.
- Evaluer la contamination de la zone par d'autres polluants (ex. HAP, PCB, pesticides, ...) pour avoir un bilan plus complet du problème de pollution.
- Proposer des technologies de traitements (eaux usées, effluents, lixiviats...) voire de remédiation (sédiments pollués) adaptées aux caractéristiques exactes du site, avec des coûts réalistes par rapport aux capacités de traitement.
- Faire évoluer la réglementation (par ex. pour les normes des sédiments).

- Etudier le transfert de la contamination vers les végétaux (fruits et légumes) irrigués par ces eaux polluées mais aussi vers les organismes vivants (poissons) dans le cours d'eau et ainsi évaluer le danger qu'elle représenterait en passant dans la chaîne alimentaire.

Références bibliographiques :

- Abdelli, F Abdelmalek, A Djelloul, K Mesghouni, A Addou, 2016. GIS-based approach for optimised collection of household waste in Mostaganem city (Western Algeria). *Waste Manag Res* 34, 417–426. <https://doi.org/10.1177/0734242X16633519>
- Abdelli, I.S., Asnoune, M., Arab, Z., Abdelmalek, F., Addou, A., 2017. Management of household waste in sanitary landfill of Mostaganem district (Western Algeria). *Journal of Mater Cycles Waste Managment* 19, 265–281. <https://doi.org/10.1007/s10163-015-0415-6>
- Achour Louhi, Atika Hammadi, Mabrouka Achouri, 2012. Determination of Some Heavy Metal Pollutants in Sediments of the Seybouse River in Annaba, Algeria. *Air, Soil and Water Research* 5, ASWR.S10081. <https://doi.org/10.4137/ASWR.S10081>
- Ackermann, F., 1980. A procedure for correcting the grain size effect in heavy metal analyses of estuarine and coastal sediments. *Environmental Technology* 1, 518–527.
- Addou, A., 2009. *Traitement des déchets valorisation, élimination*. Ellipses, Paris. 284 p.
- Admiraal, W., Velde, G. van der, Smit, H., Cazemier, W.G., 1993. The rivers Rhine and Meuse in The Netherlands: present state and signs of ecological recovery, in: *Netherlands-Wetlands, Developments in Hydrobiology*. Springer, Dordrecht, pp. 97–128. https://doi.org/10.1007/978-94-011-2042-5_5
- Affholder, M.-C., Prudent, P., Masotti, V., Coulomb, B., Rabier, J., Nguyen-The, B., Laffont-Schwob, I., 2013. Transfer of metals and metalloids from soil to shoots in wild rosemary (*Rosmarinus officinalis* L.) growing on a former lead smelter site: Human exposure risk. *Science of The Total Environment* 454–455, 219–229. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.02.086>
- Al-Abdali, F., Massoud, M.S., Al-Ghadban, A.N., 1996. Bottom sediments of the Arabian Gulf—III. Trace metal contents as indicators of pollution and implications for the effect and fate of the Kuwait oil slick. *Environmental Pollution* 93, 285–301. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(96\)00046-2](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(96)00046-2)
- Asnoun, M., 2017. *Optimisation de la gestion des déchets ménagers dans quelques villes de l’Ouest algérien (Thèse de Doctorat)*. Université Abdelhamid Ibn Badis Mostaganem., Algérie. 122 p.
- Asnoune, M., Abdelmalek, F., Djelloul, A., Mesghouni, K., Addou, A., 2016. Recherche d’un nouvel optimum économique dans la gestion des ordures ménagères à Tiaret (Algérie occidentale). *Waste Management & Research* 34, 1136–1147. <https://doi.org/10.1177/0734242X16657607>

- Association française de normalisation, 1999. Qualité de l'eau: recueil, environnement, Tome 1, 2, 3, 4, Sain-Denis. ed. Paris-La Défense.
- Atroune, F., 2015. Degré de pollution marine par les métaux lourds dans les sédiments superficiels des principaux ports algériens. Editions Paralia, pp. 103–106. <https://doi.org/10.5150/cmcm.2015.021>
- Aubert, G., 1983. Observations sur les caractéristiques, la dénomination et la classification des sols salés ou salsodiques. Cah. ORSTOM, série pédol 20, 73–78.
- Bachouche, S., Houma, F., Gomiero, A., Rabah, B., 2017. Distribution and Environmental Risk Assessment of Heavy Metal in Surface Sediments and Red Mullet (*Mullus barbatus*) from Algiers and BouIsmaïl Bay (Algeria). *Environmental Modeling & Assessment* 1–18. <https://doi.org/10.1007/s10666-017-9550-x>
- Baker, A., 2005. Thermal fluorescence quenching properties of dissolved organic matter. *Water Research* 39, 4405–4412. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.08.023>
- Baker, A., 2001. Fluorescence Excitation–Emission Matrix Characterization of Some Sewage-Impacted Rivers. *Environmental Science & Technology* 35, 948–953. <https://doi.org/10.1021/es000177t>
- Baker, A., Curry, M., 2004. Fluorescence of leachates from three contrasting landfills. *Water Research* 38, 2605–2613. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.02.027>
- Banat, K.M., Howari, F.M., Al-Hamad, A.A., 2004. Heavy metals in urban soils of central Jordan: Should we worry about their environmental risks? *Environmental Research* 97, 258–273. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2004.07.002>
- Barlaz, M.A., Ham, R.K., Schaefer, D.M., Isaacson, R., 1990. Methane production from municipal refuse: A review of enhancement techniques and microbial dynamics. *Critical Reviews in Environmental Control* 19, 557–584. <https://doi.org/10.1080/10643389009388384>
- Belhadj, M., Ghezzar, M., R., Abdelmalek, F., Benahmed, A., A., Ouddane, B., Addou, A., 2006. Assessment of the sediment contamination by heavy metals of the Cheliff river, Algeria. *Fresenius Environmental Bulletin* 15, 186–192.
- Berthe, C., 2006. Etude de la matière organique contenue dans des lixiviats issus de différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés (Thèse de Doctorat). Limoges, France. 196 p.
- Bettahar, N., Benamara, A.A., Kettab, A., Douaoui, A., 2009. Risque de pollution nitratée des zones semi-arides: cas de la vallée du moyen Cheliff occidental (Nord Algérien). *Revue des sciences de l'eau* 22, 69. <https://doi.org/10.7202/019824ar>

- Bougherira, N., Hani, A., Toumi, F., Haied, N., Djabri, L., 2017. Impact des rejets urbains et industriels sur la qualité des eaux de la plaine de la Meboudja (Algérie). *Hydrological Sciences Journal* 62, 1290–1300. <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1052451>
- Bouhezila, F., Hariti, M., Lounici, H., Mameri, N., 2011. Treatment of the OUED SMAR town landfill leachate by an electrochemical reactor. *Desalination* 280, 347–353. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.07.032>
- Bourrelrier, P.-H., Berthelin, G., 1998. Contamination des sols par des éléments en traces: les risques et leur gestion. Académie des sciences : Technique et Documentation, Paris.
- Bradai, A., Douaoui, A., Marlet, S., 2008. Qualité des eaux souterraines utilisées en irrigation et risques de dégradation des sols dans la plaine du Bas-Cheliff, Algérie. Presented at the Economies d'eau en systèmes irrigués au Maghreb, Cirad, p. 7 p.
- Bro, R., Kiers, H.A.L., 2003. A new efficient method for determining the number of components in PARAFAC models. *Journal of Chemometrics* 17, 274–286. <https://doi.org/10.1002/cem.801>
- Bro, R., Sidiropoulos, N.D., Giannakis, G.B., 1998. Optimal joint azimuth-elevation and signal-array response estimation using parallel factor analysis, in: Conference Record of Thirty-Second Asilomar Conference on Signals, Systems and Computers (Cat. No.98CH36284). Presented at the Conference Record of Thirty-Second Asilomar Conference on Signals, Systems and Computers (Cat. No.98CH36284), pp. 1594–1598 vol.2. <https://doi.org/10.1109/ACSSC.1998.751595>
- Calvet, R., 2003. Le sol: propriétés et fonctions, France agricole. ed. France Agricole Editions, FRace. 516 pages.
- Cameron, R.D., 1980. Toxicity of Landfill Leachates. *Journal (Water Pollution Control Federation)* 52, 760–769.
- Chemlal, R., Abdi, N., Drouiche, N., Lounici, H., Pauss, A., Mameri, N., 2013. Rehabilitation of Oued Smar landfill into a recreation park: Treatment of the contaminated waters. *Ecological Engineering* 51, 244–248. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.019>
- Chofqi, A., Younsi, A., Lhadi, E.K., Mania, J., Mudry, J., Veron, A., 2004. Environmental impact of an urban landfill on a coastal aquifer (El Jadida, Morocco). *Journal of African Earth Sciences* 39, 509–516. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2004.07.013>
- Christensen, J.B., Jensen, D.L., Christensen, T.H., 1996. Effect of dissolved organic carbon on the mobility of cadmium, nickel and zinc in leachate polluted groundwater. *Water Research* 30, 3037–3049. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00091-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00091-7)

- Coble, P.G., 1996. Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission matrix spectroscopy. *Marine Chemistry* 51, 325–346. [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(95\)00062-3](https://doi.org/10.1016/0304-4203(95)00062-3)
- Coïc, Y., Coppenet, M., 1989. Les oligo-éléments en agriculture et élevage: Incidence sur la nutrition humaine, Quae. ed. Editions Quae, France. 144 p.
- Colin, F., 1984. Étude des mécanismes de la genèse des lixiviats. Inventaire et examen critique des tests de laboratoire, Nancy IRH-Rapport RH 84–136.
- Dahri, N., Atoui, A., Ellouze, M., Abida, H., 2018. Assessment of streambed sediment contamination by heavy metals: The case of the Gabes Catchment, South-eastern Tunisia. *Journal of African Earth Sciences* 140, 29–41. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2017.12.033>
- Dali-youcef, N., Ouddane, B., Derriche, Z., 2006. Adsorption of zinc on natural sediment of Tafna River (Algeria). *Journal of Hazardous Materials* 137, 1263–1270. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.03.068>
- De Laurentiis, E., Minella, M., Maurino, V., Minero, C., Brigante, M., Mailhot, G., Vione, D., 2012. Photochemical production of organic matter triplet states in water samples from mountain lakes, located below or above the tree line. *Chemosphere* 88, 1208–1213. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.03.071>
- Deramchi, D., 2004. Cadastre Hydraulique atlas-3 (Bas Cheliff et Mina) [WWW Document]. URL <http://www.abh-cz.com.dz/publication.html> (accessed 7.5.17).
- Direction de l'environnement de la wilaya de Mostaganem, 2011. Fiche technique des décharges sauvages de la wilaya de mostaganem (au 31/12/2011).
- Direction de l'environnement de la wilaya de Relizane, 2015. Fiche technique de la décharge de Yellel, wilaya de Relizane.
- Doe, B.R., Delevaux, M.H., 1972. Source of Lead in Southeast Missouri Galena Ores. *Economic Geology* 67, 409–425. <https://doi.org/10.2113/gsecongeo.67.4.409>
- Douaoui, A.E.K., Nicolas, H., Walter, C., 2006. Detecting salinity hazards within a semiarid context by means of combining soil and remote-sensing data. *Geoderma* 134, 217–230. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.10.009>
- Eggen, T., Moeder, M., Arukwe, A., 2010. Municipal landfill leachates: A significant source for new and emerging pollutants. *Science of The Total Environment* 408, 5147–5157. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.07.049>
- El-Fadel, M., Bou-Zeid, E., Chahine, W., Alayli, B., 2002. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste Management* 22, 269–282.

- Emmanuel, A., Cobbina, S.J., Adomako, D., Duwiejuah, A.B., Asare, W., 2014. Assessment of heavy metals concentration in soils around oil filling and service stations in Tamale Metropolis, Ghana. *African Journal of Environmental Science and Technology* 8, 256–266.
- Ettler, V., Matura, M., Mihaljevič, M., Bezdička, P., 2006. Metal speciation and attenuation in stream waters and sediments contaminated by landfill leachate. *Environmental Geology* 49, 610–619. <https://doi.org/10.1007/s00254-005-0110-3>
- Fishbein, L., 1981. Sources, transport and alterations of metal compounds: an overview. I. Arsenic, beryllium, cadmium, chromium, and nickel. *Environmental Health Perspectives* 40, 43–64.
- Flores Rodriguez, J., Thevenot, D., 1992. Les métaux toxiques dans les eaux pluviales en milieu urbain: Caractéristiques physico-chimiques = Toxic metals in urban runoff: Physico-chemical characteristics. *Environmental Health Perspectives* 40, 43–64, 1981.
- Glandier, S., 2002. Risque sanitaire liés aux fuites de lixiviat des centres de stockage de déchets ménagers et assimilés.
- González-Macías, C., Schifter, I., Lluch-Cota, D.B., Méndez-Rodríguez, L., Hernández-Vázquez, S., 2006. Distribution, Enrichment and Accumulation of Heavy Metals in Coastal Sediments of Salina Cruz Bay, México. *Environmental Monitoring and Assessment* 118, 211–230. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-1492-8>
- Hakanson, L., 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research* 14, 975–1001. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)
- Hammou, A., 2012. Caractéristiques de la fluorescence des eaux du fleuve côtier Têt (Pyrénées-Orientales) en relation avec la matière organique naturelle du bassin versant: utilisation de l’algorithme PARAFAC (Thèse de Doctorat). Université de Perpignan Via Domitia, France. 270 p.
- He, X.-S., Fan, Q.-D., 2016. Investigating the effect of landfill leachates on the characteristics of dissolved organic matter in groundwater using excitation–emission matrix fluorescence spectra coupled with fluorescence regional integration and self-organizing map. *Environmental Science and Pollution Research* 23, 21229–21237. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7308-7>
- Hlavackova, P., 2005. Évaluation du comportement du cuivre et du zinc dans une matrice de type sol à l’aide de différentes méthodologies (Thèse de Doctorat). Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, France. 202 p.
- Holbrook, R.D., Yen, J.H., Grizzard, T.J., 2006. Characterizing natural organic material from the Occoquan Watershed (Northern Virginia, US) using fluorescence spectroscopy and PARAFAC. *The Science of the Total*

- Environment 361, 249–266.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.11.020>
- Horowitz, A.J., Elrick, K.A., 1987. The relation of stream sediment surface area, grain size and composition to trace element chemistry. *Applied Geochemistry* 2, 437–451. [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(87\)90027-8](https://doi.org/10.1016/0883-2927(87)90027-8)
- Hotelling, H., 1930. The Consistency and Ultimate Distribution of Optimum Statistics. *Transactions of the American Mathematical Society* 32, 847–859. <https://doi.org/10.2307/1989353>
- Hu, L., Long, Y., 2017. Zinc leaching behavior in semi-aerobic landfill. *Environmental Technology* 0, 1–8.
<https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1377293>
- Hutton, M., Symon, C., 1986. The quantities of cadmium, lead, mercury and arsenic entering the U.K. environment from human activities. *Science of The Total Environment* 57, 129–150. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(86\)90018-5](https://doi.org/10.1016/0048-9697(86)90018-5)
- Huynh, T.M.D., 2009. Impact des métaux lourds sur les interactions plante/ ver de terre/ microflore tellurique (Thèse de Doctorat). Université Paris-Est, France. 170p.
- INERIS, A., 2017. Guide pour l'inventaire des émissions, rejets et pertes de micropolluants vers les eaux de surface, DRC-17-136877-04137A, INERIS. ed. INERIS.
- Jacquin, F., 1963. Contribution à l'étude des processus de formation et d'évolution de divers composés humiques (Thèse de Doctorat d'Etat). Université de Nancy, France. 156p.
- Jensen, D.Læ., Ledin, A., Christensen, T.H., 1999. Speciation of heavy metals in landfill-leachate polluted groundwater. *Water Research* 33, 2642–2650. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00486-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00486-2)
- Jiang, C., Yuan, Y., Sun, Z., Ye, S., Chen, H., Pan, Q., 2013. Effect of hydrostatic pressure and pH value on the three-dimensional fluorescence spectrum of tyrosine solution with various concentrations of copper ion. *Journal of Luminescence* 135, 42–46. <https://doi.org/10.1016/j.jlumin.2012.10.045>
- Journal officiel de la république algérienne, 2001. loi 01-19 du 27 Ramadhan 1422 correspondant au 12 Décembre 2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets.
- Journal Officiel de la République Algérienne Démocratique et Populaire., 2011. Décret exécutif n°11-219 du 20 Rabie El Aouel 1432, correspondant au 12 avril 2011. Normes Algériennes de qualité des eaux superficielles et souterraines destinées à l'alimentation en eau potable des populations.
- Journal officiel de la République française, 2013. Articles R.1321-1 à R.1321-66 et annexes 13-1 à 13-3, correspondant au 25 décembre 2013. Normes françaises de l'eau destinée à la consommation humaine.

- Kang, K.-H., Shin, H.S., Park, H., 2002. Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications. *Water Res.* 36, 4023–4032.
- Kendouci, M.A., Kharroubi, B., Maazouzi, A., Bendida, A., 2013. Study of Physic-Chemical Quality of Wastewater Discharged into the Natural Environment the Case of Bechar River Algeria. *Energy Procedia, TerraGreen 13 International Conference 2013 - Advancements in Renewable Energy and Clean Environment* 36, 287–292. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2013.07.033>
- Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H., 2002. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 32, 297–336. <https://doi.org/10.1080/10643380290813462>
- Koukal, B., Dominik, J., Vignati, D., Arpagaus, P., Santiago, S., Ouddane, B., Benaabidate, L., 2004. Assessment of water quality and toxicity of polluted Rivers Fez and Sebou in the region of Fez (Morocco). *Environmental Pollution* 131, 163–172. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.01.014>
- Kulikowska, D., Klimiuk, E., 2008. The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology* 99, 5981–5985. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.10.015>
- Lanini, S., 1998. Analyse et modélisation des transferts de masse et de chaleur au sein des décharges d'ordures ménagères (Thèse de Doctorat). Institut national polytechnique de Toulouse, France. 168 p.
- Leenheer, J.A., Croué, J.-P., 2003. Characterizing Dissolved, in: *Peer Reviewed: Characterizing Aquatic Dissolved Organic Matter*. ACS Publications.
- Leghouchi, E., Laib, E., Guerbet, M., 2009. Evaluation of chromium contamination in water, sediment and vegetation caused by the tannery of Jijel (Algeria): a case study. *Environmental Monitoring and Assessment* 153, 111. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0341-3>
- Leleyter, L., Baraud, F., 2005. Evaluation de la mobilité des métaux dans les sédiments fluviaux du bassin de la Vire (Normandie, France) par extractions simples ou séquentielles. *Comptes Rendus Geoscience* 337, 571–579. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2005.01.001>
- Luciani, X., Mounier, S., Redon, R., Bois, A., 2009. A simple correction method of inner filter effects affecting FEEM and its application to the PARAFAC decomposition. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 96, 227–238. <https://doi.org/10.1016/j.chemolab.2009.02.008>
- Madany, Raveendran, E., 1992. Leachability of heavy metals from copper blasting grit waste. *Waste Management & Research* 10, 87–91. [https://doi.org/10.1016/0734-242X\(92\)90059-T](https://doi.org/10.1016/0734-242X(92)90059-T)
- Marrugo-Negrete, J., Pinedo-Hernández, J., Díez, S., 2017. Assessment of heavy metal pollution, spatial distribution and origin in agricultural soils along

- the Sinú River Basin, Colombia. *Environmental Research* 154, 380–388. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.01.021>
- Meddi, M., Belhadj Bouchaib, F., 2010. Etude des crues dans le bassin du Cheliff: Application de la methode du gradex. *Revue Nature & Technologie* 21–28.
- Mehennaoui, F.Z.A., Sahli, L., Mehennaoui, S., 2009. Evaluation de la contamination par le cadmium, le plomb et le zinc de l'eau, des sédiments de l'oued Rhumel et son affluent le Boumerzoug, et leur transfert vers une plante semi-aquatique : *Rorippa nasturtium-aquaticum* (L.). *Sciences & Technologie C* 45–55.
- Melnyk, A., Kuklińska, K., Wolska, L., Namieśnik, J., 2014. Chemical pollution and toxicity of water samples from stream receiving leachate from controlled municipal solid waste (MSW) landfill. *Environmental Research* 135, 253–261. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.09.010>
- Monferran, M.V., Garnero, P.L., Wunderlin, D.A., de los Angeles Bistoni, M., 2016. Potential human health risks from metals and As via *Odontesthes bonariensis* consumption and ecological risk assessments in a eutrophic lake. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 129, 302–310. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.03.030>
- Mouloubou, O., 2015. Développements spectroscopiques pour l'étude de la matière organique du sol dans des extraits liquides, avec étude de son impact sur le comportement des métaux : application à un sol agricole amendé par du compost (Thèse de Doctorat). Aix-Marseille, France. 246 p.
- Mouni, L., Merabet, D., Arkoub, H., Moussaceb, K., 2009. Étude et caractérisation physico-chimique des eaux de l'oued Soummam (Algérie). *Science et changements planétaires / Sécheresse* 20, 360–366. <https://doi.org/10.1684/sec.2009.0209>
- Mounier, S., Patel, N., Quilici, L., Benaim, J.Y., Benamou, C., 1999. Fluorescence 3D de la matière organique dissoute du fleuve amazon: (Three-dimensional fluorescence of the dissolved organic carbon in the Amazon river). *Water Research* 33, 1523–1533. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00347-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00347-9)
- Mugoša, B., Đurović, D., Nedović-Vuković, M., Barjaktarović-Labović, S., Vrić, M., 2016. Assessment of Ecological Risk of Heavy Metal Contamination in Coastal Municipalities of Montenegro. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 13, 393. <https://doi.org/10.3390/ijerph13040393>
- Muller, G., 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine river. *Geo Journal* 2, 108–118.
- Murphy, K.R., Stedmon, C.A., Waite, T.D., Ruiz, G.M., 2008. Distinguishing between terrestrial and autochthonous organic matter sources in marine

- environments using fluorescence spectroscopy. *Marine Chemistry* 108, 40–58. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2007.10.003>
- Nowrouzi, M., Pourkhabbaz, A., 2014. Application of geoaccumulation index and enrichment factor for assessing metal contamination in the sediments of Hara Biosphere Reserve, Iran. *Chemical Speciation & Bioavailability* 26, 99–105. <https://doi.org/10.3184/095422914X13951584546986>
- Nyoman, Pandit, 2008. Humic Substances: Structure, Function, Effects and Applications. *Asian Journal of Water, Environment and Pollution* 5, 39–47.
- Ohno, K., Suzuki, S., Fukushima, T., Maeda, M., Santa, T., Imai, K., 2003. Study on interactions of endocrine disruptors with estrogen receptor using fluorescence polarization. *Analyst* 128, 1091–1096. <https://doi.org/10.1039/B303985D>
- Parlanti, E., Wörz, K., Geoffroy, L., Lamotte, M., 2000. Dissolved organic matter fluorescence spectroscopy as a tool to estimate biological activity in a coastal zone submitted to anthropogenic inputs. *Organic Geochemistry* 31, 1765–1781. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(00\)00124-8](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(00)00124-8)
- Pearson, K.P.F.S.T., 1901. LIII. On lines and planes of closest fit to systems of points in space. *The London, Edinburgh, and Dublin Philosophical Magazine and Journal of Science* 2, 559–572. <https://doi.org/10.1080/14786440109462720>
- Pereira, B., Sonnet, P., 2006. La contamination diffuse des sols par les éléments traces métalliques en Région wallonne. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2007.
- Piccolo, A., 2001. The supramolecular structure of humic substances. *Soil science* 166, 810–832.
- Poiret, 2012. Livret FRAPNA “Lutter contre les décharges sauvages” [WWW Document]. <http://www.calameo.com/books/002194176975010b3a8e5> URL (accessed 8.4.17).
- Ratsimbazafy, C., 1973. Protocole de fractionnement et d'étude de la matière organique des sols hydromorphes de Madagascar. *Cahiers ORSTOM.Série Pédologie* 11, 227–236.
- Salomons, W., Förstner, U., 1980. Trace metal analysis on polluted sediments. *Environmental Technology Letters* 1, 506–517. <https://doi.org/10.1080/09593338009384007>
- Seklaoui, M., Boutaleb, A., Benali, H., Alligui, F., Prochaska, W., 2016. Environmental assessment of mining industry solid pollution in the mercurial district of Azzaba, northeast Algeria. *Environmental Monitoring and Assessment* 188, 621. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5619-2>

- Shala, Albona, Sallaku, F., Shala, Agron, Ukaj, S., 2015. The effects of industrial and agricultural activity on the water quality of the Sitnica River (Kosovo). *Geoadria* 20, 13–21.
- Stedmon, C.A., Bro, R., 2008. Characterizing dissolved organic matter fluorescence with parallel factor analysis: a tutorial. *Limnology and Oceanography: Methods* 6, 572–579.
- Stedmon, C.A., Markager, S., Bro, R., 2003. Tracing dissolved organic matter in aquatic environments using a new approach to fluorescence spectroscopy. *Marine Chemistry* 82, 239–254.
- Stevenson, F.J., 1994. *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*. John Wiley & Sons.
- Stoffers, P., Glasby, G.P., Wilson, C.J., Davis, K.R., Walter, P., 1986. Heavy metal pollution in Wellington Harbour. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 20, 495–512. <https://doi.org/10.1080/00288330.1986.9516169>
- Tam, N.F.Y., Wong, Y.S., 1995. Spatial and temporal variations of heavy metal contamination in sediments of a mangrove swamp in Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin, Selected Papers from the International Conference on Marine Pollution and Ecotoxicology* 31, 254–261. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(95\)00141-9](https://doi.org/10.1016/0025-326X(95)00141-9)
- Tam, N.F.Y., Yao, M.W.Y., 1998. Normalisation and heavy metal contamination in mangrove sediments. *Science of The Total Environment* 216, 33–39. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00132-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00132-6)
- Taylor, S.R., 1964. Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 28, 1273–1285. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(64\)90129-2](https://doi.org/10.1016/0016-7037(64)90129-2)
- Testiati, E., Parinet, J., Massiani, C., Laffont-Schwob, I., Rabier, J., Pfeifer, H.-R., Lenoble, V., Masotti, V., Prudent, P., 2013. Trace metal and metalloid contamination levels in soils and in two native plant species of a former industrial site: Evaluation of the phytostabilization potential. *Journal of Hazardous Materials* 248–249, 131–141. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.12.039>
- Trabelsi, S., 2011. *Studies of landfill leachate treatment by photochemical and electrochemical advanced oxidation process: application to the depollution of Tunisian landfill leachate of "Jebel Chakir" (Thèse de Doctorat)*. Université Paris-Est, France. 227 p.
- Tutiempo, network, 2017. *Climat Algérie - Données climatiques* [WWW Document]. www.tutiempo.net. URL <https://fr.tutiempo.net/climat/algerie.html> (accessed 12.27.17).
- Vouvé, F., Cunha, L.C. da, Serve, L., Vigo, J., Salmon, J.-M., 2009. Spatio-temporal variations of fluorescence properties of dissolved organic matter

- along the River Têt (Pyrénées-Orientales, France). *Chemistry and Ecology* 25, 435–452. <https://doi.org/10.1080/02757540903325104>
- Wang, L., Wu, F., Zhang, R., Li, W., Liao, H., 2009. Characterization of dissolved organic matter fractions from Lake Hongfeng, Southwestern China Plateau. *Journal of Environmental Sciences (China)* 21, 581–588.
- Wedepohl, K.H., 1995. The composition of the continental crust. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 59, 1217–1232. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(95\)00038-2](https://doi.org/10.1016/0016-7037(95)00038-2)
- Weishaar, J.L., Aiken, G.R., Bergamaschi, B.A., Fram, M.S., Fujii, R., Mopper, K., 2003. Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon. *Environmental Science & Technology* 37, 4702–4708.
- Wershaw, pinckney, 1971. Geological Survey Research, 1971. U.S. Government Printing Office.
- Yamashita, Y., Tanoue, E., 2003. Chemical characterization of protein-like fluorophores in DOM in relation to aromatic amino acids. *Marine Chemistry* 82, 255–271. [https://doi.org/10.1016/S0304-4203\(03\)00073-2](https://doi.org/10.1016/S0304-4203(03)00073-2)
- Yang, H., Xiao, X., Zhao, X., Wu, Y., 2016. Intrinsic fluorescence spectra of tryptophan, tyrosine and phenylalanine. Presented at the Society of Photo-Optical Instrumentation Engineers (SPIE) Conference Series, p. 102554M. <https://doi.org/10.1117/12.2268397>
- Zahra, A., Hashmi, M.Z., Malik, R.N., Ahmed, Z., 2014. Enrichment and geo-accumulation of heavy metals and risk assessment of sediments of the Kurang Nallah—Feeding tributary of the Rawal Lake Reservoir, Pakistan. *Science of The Total Environment* 470–471, 925–933. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.017>
- Zhang, Z., Juying, L., Mamat, Z., QingFu, Y., 2016. Sources identification and pollution evaluation of heavy metals in the surface sediments of Bortala River, Northwest China. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 126, 94–101. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.025>
- Zhao, H., 2011. Analyse de la matière organique et ses propriétés dans l'environnement naturel en spectroscopie de fluorescence 3D traitée par PARAFAC (Thèse de doctorat). Université de Toulon, France. 186 p.

Annexe 1 : Loi n° 01-19 du 27 Ramadhan 1422 correspondant au 12 Décembre 2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets (Journal officiel de la république algérienne, 2001).

8	JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE N° 77	30 Ramadhan 1422 15 décembre 2001
<p>Vu l'ordonnance n° 66-156 du 8 juin 1966, modifiée et complétée, portant code pénal ;</p> <p>Vu l'ordonnance n° 76-80 du 23 octobre 1976, modifiée et complétée, portant code maritime ;</p> <p>Vu la loi n° 83-03 du 5 février 1983 relative à la protection de l'environnement ;</p> <p>Vu la loi n° 83-17 du 16 juillet 1983, modifiée et complétée, portant code des eaux ;</p> <p>Vu la loi n° 84-12 du 23 juillet 1984, modifiée et complétée, relative au régime général des forêts ;</p> <p>Vu la loi n° 84-17 du 7 juillet 1984, modifiée et complétée, relative aux lois de finances ;</p> <p>Vu la loi n° 85-05 du 16 février 1985, modifiée et complétée, relative à la protection et à la promotion de la santé ;</p> <p>Vu la loi n° 87-05 du 27 janvier 1987 relative à l'aménagement du territoire ;</p> <p>Vu la loi n° 87-17 du 1er août 1987 relative à la protection phytosanitaire ;</p> <p>Vu la loi n° 88-08 du 26 janvier 1988 relative aux activités de médecine vétérinaire et à la protection de la santé animale ;</p> <p>Vu la loi n° 89-02 du 7 février 1989 relative aux règles générales de protection du consommateur ;</p> <p>Vu la loi n° 90-08 du 7 avril 1990 relative à la commune ;</p> <p>Vu la loi n° 90-09 du 7 avril 1990 relative à la wilaya ;</p> <p>Vu la loi n° 90-29 du 1er décembre 1990 relative à l'aménagement et l'urbanisme ;</p> <p>Vu la loi n° 98-04 du 20 Safar 1419 correspondant au 15 juillet 1998 relative à la protection du patrimoine culturel ;</p> <p>Vu la loi n° 01-13 du 17 Joumada El Oula 1422 correspondant au 7 août 2001 portant orientation et organisation des transports terrestres ;</p> <p>Après adoption par le Parlement ;</p> <p>Promulgue la loi dont la teneur suit :</p> <p style="text-align: center;">TITRE I</p> <p style="text-align: center;">DISPOSITIONS GENERALES</p> <p style="text-align: center;">Chapitre 1</p> <p style="text-align: center;">Objet et champ d'application</p> <p>Article 1er. — La présente loi a pour objet de fixer les modalités de gestion, de contrôle et de traitement des déchets.</p>	<p>Art. 2. — La gestion, le contrôle et l'élimination des déchets reposent sur les principes suivants :</p> <ul style="list-style-type: none"> — la prévention et la réduction de la production et de la nocivité des déchets à la source ; — l'organisation du tri, de la collecte, du transport et du traitement des déchets ; — la valorisation des déchets par leur réemploi, leur recyclage ou toute autre action visant à obtenir, à partir de ces déchets, des matériaux réutilisables ou de l'énergie ; — le traitement écologiquement rationnel des déchets ; — l'information et la sensibilisation des citoyens sur les risques présentés par les déchets et leur impact sur la santé et l'environnement, ainsi que les mesures prises pour prévenir, réduire ou compenser ces risques. <p>Art. 3. — Au sens de la présente loi on entend par :</p> <p>Déchets : tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, et plus généralement toute substance, ou produit et tout bien meuble dont le propriétaire ou le détenteur se défait, projette de se défaire, ou dont il a l'obligation de se défaire ou de l'éliminer.</p> <p>Déchets ménagers et assimilés : tous déchets issus des ménages ainsi que les déchets similaires provenant des activités industrielles, commerciales, artisanales et autres qui, par leur nature et leur composition, sont assimilables aux déchets ménagers.</p> <p>Déchets encombrants : tous déchets issus des ménages qui en raison de leur caractère volumineux ne peuvent être collectés dans les mêmes conditions que les déchets ménagers et assimilés.</p> <p>Déchets spéciaux : tous déchets issus des activités industrielles, agricoles, de soins, de services et toutes autres activités qui, en raison de leur nature et de la composition des matières qu'ils contiennent, ne peuvent être collectés, transportés et traités dans les mêmes conditions que les déchets ménagers et assimilés et les déchets inertes.</p> <p>Déchets spéciaux dangereux : tous déchets spéciaux qui, par leurs constituants ou par les caractéristiques des matières nocives qu'ils contiennent, sont susceptibles de nuire à la santé publique et/ou à l'environnement.</p> <p>Déchets d'activité de soins : tous déchets issus des activités de diagnostic, de suivi et de traitement préventif ou curatif, dans les domaines de la médecine humaine et vétérinaire.</p> <p>Déchets inertes : tous déchets provenant notamment de l'exploitation des carrières, des mines, des travaux de démolition, de construction ou de rénovation, qui ne subissent aucune modification physique, chimique ou biologique lors de leur mise en décharge, et qui ne sont pas contaminés par des substances dangereuses ou autres éléments générateurs de nuisances, susceptibles de nuire à la santé et/ou à l'environnement.</p>	

Annexe 2 : Liste des industries du sous bassin Mina-Bas Cheliff

Wilaya	Nom Agglomération	Caractéristiques de l'unité	
		Nom	Type d'Activité
Tiaret	Tiaret	OROLAIT	Production laitière
		ENF	Fonderies production de pièces
		ENATEX	Filature, tissage, finissage
		ENTPL	Tréfilerie
		ECOTEX	Confection
		ERIAD	Semoulerie, minoterie
		Briqueterie	Fabrication des briques
	Ain Bouchekif	SNVI	Carrosserie industrielle
		FATIA	Production des voitures particulières
	Sougueur	Charpente Métallique	Construction des hangars pour batteries poules pondeuses
		BATIMETAL	Fabrication des pylônes
	Tousnina	EMACOT	Agglo - béton
	Frende	ERIAD	semoulerie
		EMAC	Fabrication de chaussures
		Menuiserie	Fabrication de logements
		EMACOT	Carreaux, granito et agglo- béton
	Takhmaret	Station de concassage	concassage
	Rahouia	Briqueterie	Fabrication des briques
	Mahdia	Complexe de semoulerie et minoterie	Fabrication de pattes alimentaires et couscous
Belhacel	Mini centre enfuteur	Enfûtage de gaz butane	
Relizane	Oued El Djemâa	SOPRESICAL	Production de brique silico-calcaire
		Sarl Etanchal	Fabrication de produits d'étanchéité de bitume
		ENASEL	Extraction et traitement de sel
	Oued Rhiou	BCR	Production de boulonnerie
	Relizane	Semoulerie	Transformation des céréales (blé)
		Semoulerie, minoterie	Transformation des céréales (blé)
	Yellel	Boom Ex ECOTEX	Confection des articles de bonneterie
		Tel Oise Ex ENAJUC	Production de conserves alimentaires
		ORPO	Transformation d'olive
		OROLAIT	Produit laitier
Djidiouia	ENAJUC	Production de jus	

Annexe 3 : Méthodes analytiques de mesure des paramètres physicochimiques.

I. Dosage des sulfates (Méthode Néphélométrique)

Les sulfates sont dosés par la méthode néphélométrique suivant la norme NF T90 013 (Association française de normalisation, 1999) par principe de précipitation des ions sulfates, en présence de chlorure de baryum en milieu chlorhydrique avec stabilisation du précipité à l'aide d'un agent stabilisant.

I.1. Réactifs

- Solution de chlorure de baryum : dissoudre 10 g de chlorure de baryum ($\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) dans une fiole de 100 ml, ajouter 5 ml de solution de polyvinylpyrrolidone ou 20 ml de la solution de Tween 20 puis compléter avec de l'eau distillée.
- Solution mère étalon d'ions de sulfates : dissoudre 0,1775 g de sulfate de sodium anhydride Na_2SO_4 dans l'eau distillée dans une fiole de 1 litre.
- Acide chlorhydrique 10% (v/v).

I.2. Courbe d'étalonnage

Dans une série de béchers de 100 ml, on introduit successivement (Tableau 1) :

Tableau 1. Préparation de la courbe d'étalonnage des sulfates

Numéro du bécher	Témoin	1	2	3	4	5	6
Eau distillée (ml)	50	49	47	45	43	41	40
Na_2SO_4 (ml)	0	1	3	5	7	9	10
HCl 10% (ml)	1	1	1	1	1	1	1
BaCl_2 (ml)	5	5	5	5	5	5	5

On agite magnétiquement 1 ou 2 fois puis on laisse reposer pendant 15 minutes et on note la lecture des absorbance à la longueur d'onde $\lambda = 650 \text{ nm}$.

I.3. Mesure

A 50 ml de l'échantillon on ajoute 1 ml de l'acide chlorhydrique à 10% et 5 ml de l'agent stabilisant. Ensuite on poursuit de la même manière que pour la courbe d'étalonnage. La courbe d'étalonnage obtenue pour le dosage de sulfates est représentée dans la figure 1.

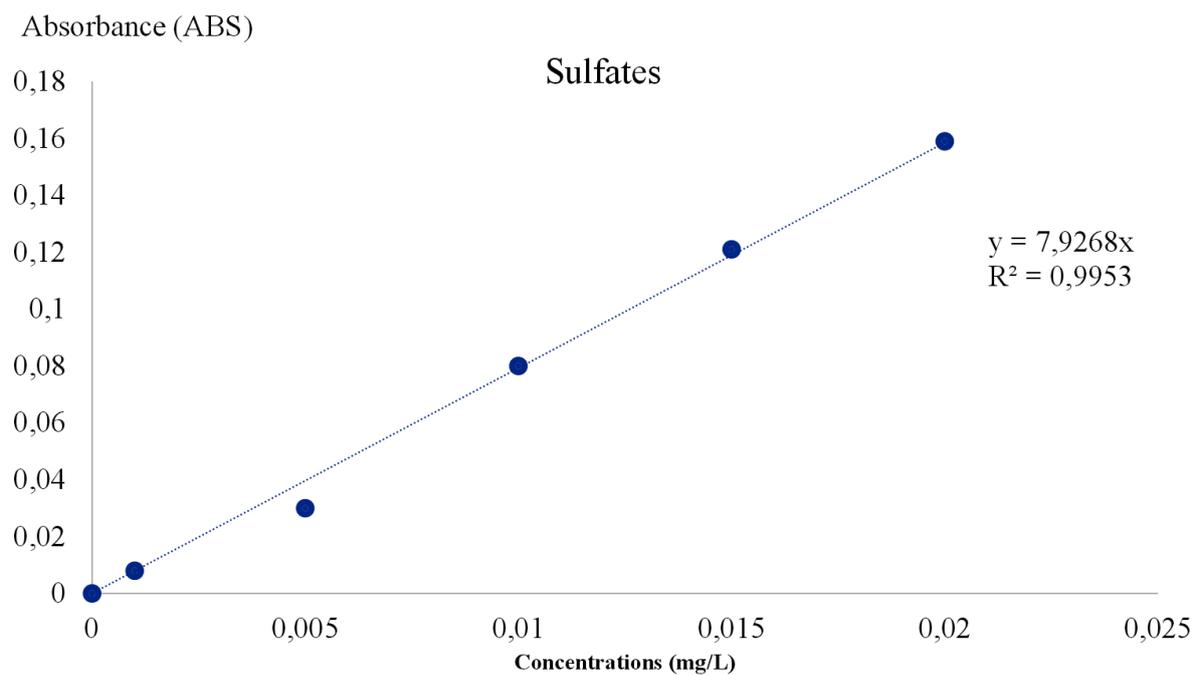


Figure 1. Courbe d'étalonnage des sulfates

II. Dosage des phosphates (Méthode Colorimétrique)

Les phosphates sont dosés par colorimétrie suivant la norme NF T90 023 (Association française de normalisation, 1999), en présence d'acide ascorbique et de molybdate d'ammonium, qui développent une coloration bleue, à la longueur d'onde 700 nm.

II.1. Réactifs

- Acide sulfurique : Solution à 15 % (v/v) d'acide de densité 1,84.
- Acide ascorbique : Solution à 20 g/l.
- Tartrate double de potassium et d'antimoine : solution à 2,8 g/l.
- Molybdate d'ammonium : solution à 40 g/l.

Solution combinée : dans une fiole jaugée de 100 ml, on mélange 50 ml d'acide sulfurique, 5 ml de la solution de tartrate et 15 ml de la solution de molybdate d'ammonium. On complète le volume avec de l'eau distillée.

Solution mère de phosphate: On pèse 0,440 g de KH_2PO_4 , on sèche à 120°C pendant 2 heures à l'étuve puis on dissout cette quantité dans 1000 ml d'eau distillée.

Solution étalon de phosphate: On dilue 100 fois la solution précédente.

II.2. Mode opératoire

Dans une série de fioles jaugées de 25 ml, on introduit 20 ml d'échantillon. On ajoute 1 ml d'acide ascorbique et on agite énergiquement. Après addition de 4 ml de réactif combiné, la solution est agitée et complétée si nécessaire avec de l'eau distillée. Après 30 minutes on effectue la mesure à la longueur d'onde égale à 700 nm.

II.3. Courbe d'étalonnage

Dans une série de fioles jaugées de 25 ml, on introduit : 0-1-5-10-15-20 ml de solution étalon de phosphates. On ajoute 1 ml d'acide ascorbique et on agite énergiquement. Après addition de 4 ml de réactif combiné, la solution est agitée et complétée au volume avec de l'eau distillée (Tableau 2).

Tableau 2. Préparation de la courbe d'étalonnage des sulfates

Numéro du bécher	Témoin	1	5	10	15	20
Eau distillée (ml)	20	19	15	10	5	0
Acide ascorbique (ml)	1	1	1	1	1	1
Agiter énergiquement						
Réactif combiné (ml)	4	4	4	4	4	4

Après 30 minutes on effectue la mesure à la longueur d'onde $\lambda = 700 \text{ nm}$, [4]. La courbe d'étalonnage obtenue pour le dosage des phosphates est représentée dans la figure 2.

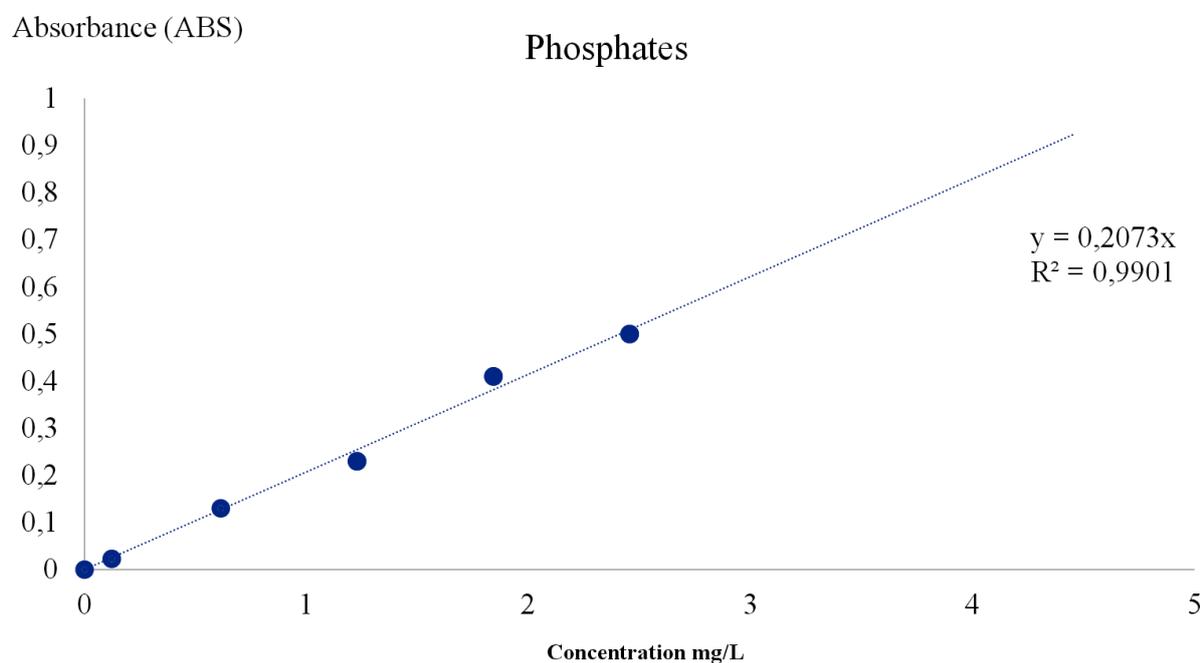


Figure 2. Courbe d'étalonnage des phosphates.

III. Dosage des nitrites (Méthode colorimétrique)

Suivant la norme NF T90 013 (Association française de normalisation, 1999), l'acide sulfanilique en milieu chlorhydrique, en présence d'ion ammonium et de phénol (réactif de ZAMBELLI), forme avec les ions nitrites un complexe coloré jaune dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en nitrites.

III.1. Principe

Le complexe coloré jaune absorbe à la longueur d'onde 435 nm. L'intensité qui est proportionnelle à la concentration des nitrites peut donc être évaluée par une mesure spectrométrique UV-visible. On réalise alors une gamme étalon à partir d'une solution étalon de nitrites à 0,0023 g.l⁻¹.

III.2. Réactifs

- Ammoniaque pur.
- Réactifs de ZAMBELLI :
 - Acide chlorhydrique (d=1,19) 260 ml.
 - Acide sulfanilique 5 g.
 - Phénol cristallisé 7,5 g.
 - Chlorure d'ammonium 135 g.
 - Eau distillée 625 ml.

III.3. Courbe d'étalonnage

Introduire dans une fiole de 1 litre l'acide chlorhydrique plus l'eau distillée puis y dissoudre l'acide sulfanilique et le phénol en chauffant légèrement dans un bain marie. Après la dissolution complète, ajouter le chlorure d'ammonium et agiter jusqu'à la dissolution. Après refroidissement, compléter avec de l'eau distillée.

- Solution mère étalon de NO₂⁻ à 0,23 g/L.
 - Nitrites de sodium 0,345 g/L.
 - Eau distillée 1000 ml.
- Solution fille 0,0023 g/L.

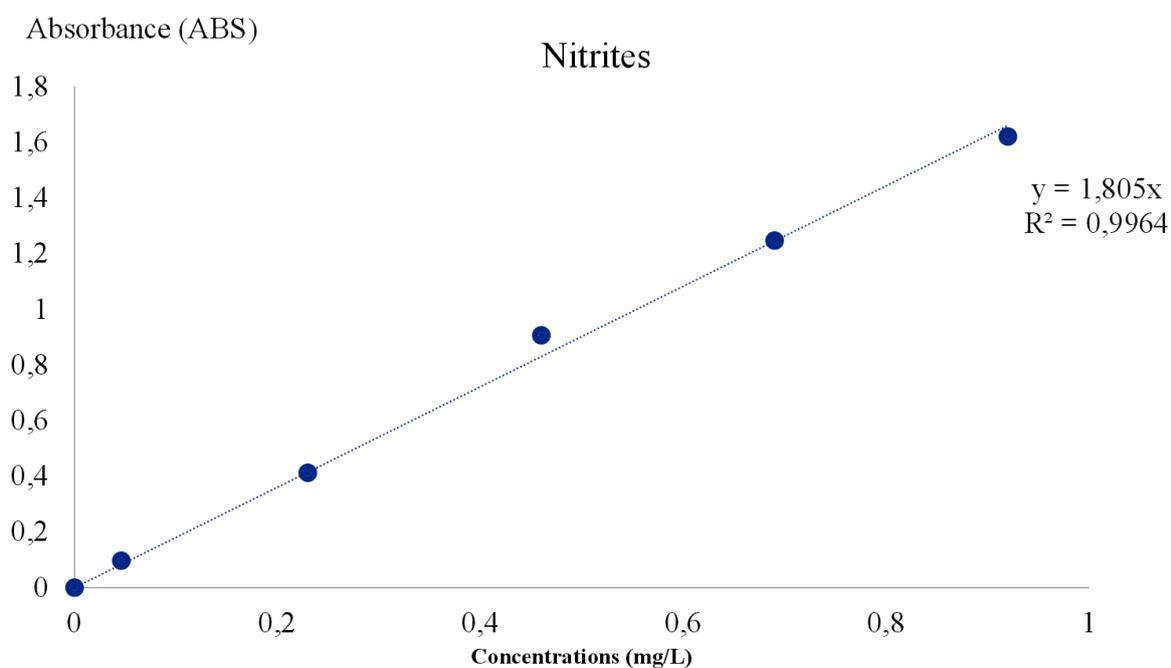
Dans 6 fioles introduire les différentes solutions filles étalons.

Tableau 3. Préparation de la courbe d'étalonnage des nitrites

N°	Témoin	1	2	3	4	5
Solution fille étalon (ml)	0	1	5	10	15	20
Eau distillée (ml)	50	49	45	40	35	30
Réactif Zambelli (ml)	2	2	2	2	2	2
10 minutes						
Ammoniaque pure (ml)	2	2	2	2	2	2

III.4. Mode opératoire

Prélever 50 ml d'échantillon à analyser, ajouter 2 ml de réactif de ZAMBELLI puis laisser reposer 10 minutes ensuite introduire 2 ml d'ammoniaque pur. La courbe d'étalonnage obtenue est présentée par la figure 3.

**Figure 3. Courbe d'étalonnage des nitrites.**

IV. Dosage des nitrates (Méthode colorimétrique)

IV.1. Principe

Selon la norme NF T90 012 (Association française de normalisation, 1999), en présence du salicylate de sodium, les nitrates réagissent et donnent du para-nitro-salicylate de sodium susceptible d'un dosage colorimétrique.

IV.1. Réactifs

- Solution de salicylate à 0,5% à renouveler chaque 24 heures.
- Acide sulfurique ($d=1,84$).
- Solution d'hydroxyde de sodium et de tartrate de sodium et potassium.
- Hydroxyde de sodium 400 g.
- Tartrate de sodium et potassium 60 g.
- Eau distillée 1000 ml.

Faire dissoudre les sels et laisser refroidir

- Solution mère étalon à 0,1 g/L
- Nitrate de potassium 0,722 g.
- Eau distillée 1000 q.s.
- Solution fille étalon à 0,005 g/L.

Dans 5 fioles, introduire les différentes solutions filles étalons.

IV.2. Mode opératoire

Introduire 10 ml de l'échantillon à analyser, ajouter 1 ml de salicylate de sodium, puis poursuivre le même dosage que celui de la courbe d'étalonnage. Préparer un témoin avec 10 ml d'eau distillée. Pour une prise de 10 ml, la courbe d'étalonnage donne directement la teneur en azote nitrique exprimée en (mg.l^{-1}), pour obtenir la concentration des nitrates, multiplié par 4,43.

IV.3. Courbe d'étalonnage

Tableau 4. Préparation de la courbe d'étalonnage des nitrates

N°	Témoin	1	2	3	4
Solution fille étalon (ml)	0	1	2	5	10
Eau distillée (ml)	10	9	8	5	0
Salicylates de Sodium (ml)	1	1	1	1	1

Evaporer à sec dans un bain marie porté à 75-80 °C, humidifier la matière sèche avec 2 ml d'acide sulfurique, laisser reposer pendant 10 min, puis ajouter 15 ml d'eau distillée et 15 ml de la solution hydroxyde de sodium et de tartrate de sodium et potassium qui développe une coloration jaune. Effectuer la lecture d'absorbance à 415 nm.

La courbe d'étalonnage obtenue est montrée sur la figure 4.

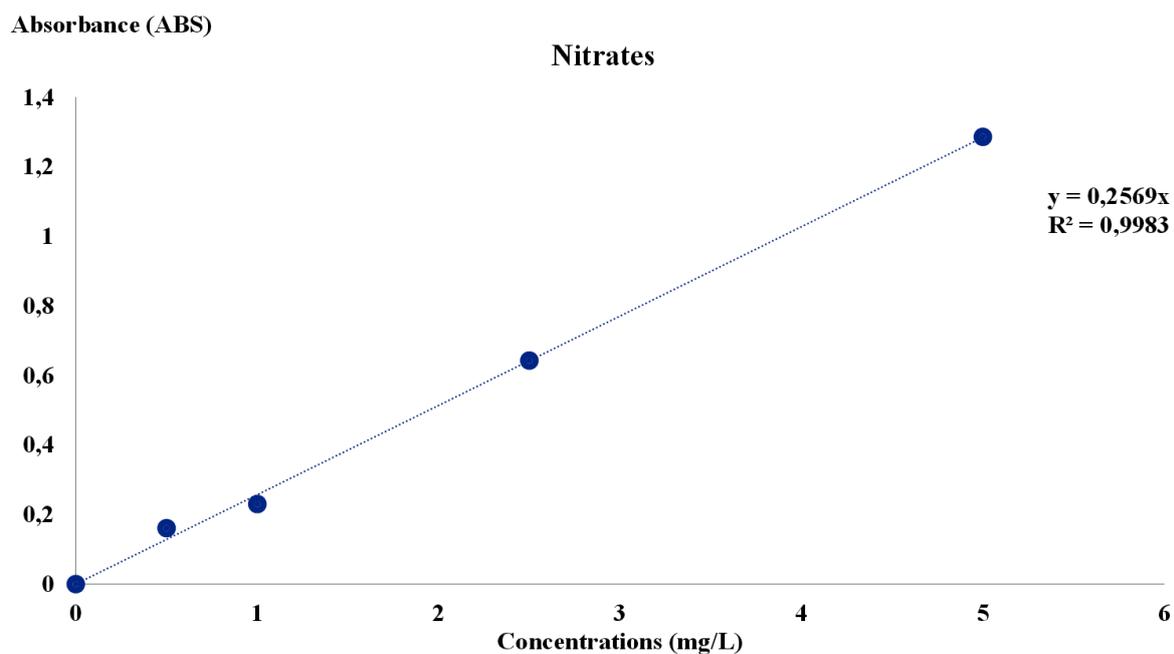


Figure 4. Courbe d'étalonnage des nitrates

V. Dosage des chlorures (Méthode de Mohr)

Les chlorures sont dosés en milieu neutre par une solution titrée de nitrate d'argent en présence de chromate de potassium. La fin de la réaction est indiquée par l'apparition de la teinte rouge caractéristique du chromate argent.

V.1. Réactifs :

- Acide nitrique pur.
- Carbonate de calcium pur.
- Solution de chromate de potassium à 10%.
- Solution de nitrate d'argent N/10.

V.2. Mode opératoire

Introduire 100 ml d'eau à analyser, préalablement filtrée, dans un erlenmeyer de 250 ml. Ajouter 2 à 3 gouttes d'acide nitrique pur puis une pincée de carbonate de chaux et 3 gouttes de solution de chromate de potassium à 10%.

Verser alors au moyen d'une burette la solution de nitrate d'argent jusqu'à apparition d'une teinte rougeâtre, qui doit persister 1 à 3 minutes.

Soit V le nombre de millilitres de nitrate d'argent N/10 utilisés.

Avant de commencer le dosage, il faut s'assurer du pH de l'échantillon, de telle sorte que l'acidité soit neutralisée par le carbonate de calcium (CaCO₃) et la basicité par l'acide nitrique. La concentration en ions chlorures est ensuite calculée par la formule suivante :

$$[\text{Cl}^-] = (35,5 V_1) * (N_{\text{AgNO}_3}) \text{ (mg/L)}$$

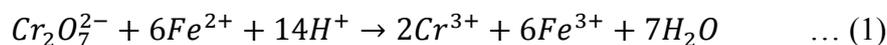
Où V₁ : Volume d'AgNO₃ versé (mL) lors du dosage.

VI. Demande chimique en oxygène (DCO)

Les matières oxydables dans l'échantillon sont oxydées quantitativement par une quantité connue en excès (5 ml) de bichromate de potassium (0,24 N). On opère en présence d'un catalyseur (sulfate d'argent) pour faciliter l'oxydation de certains composés aliphatiques en présence d'un complexant d'ions Cl^- (l'ion Hg^{2+}) empêchant l'oxydation des ions chlorures en Cl_2 gazeux par le bichromate. Le tout est mis sous chauffage (150°C) et au reflux pendant 2 heures.

L'excès de bichromate qui, en fin de réaction n'a pas réagi, est titré par une solution de Fe^{2+} (solution de sel de Mohr, 0,12 M). On calcule la DCO en faisant la différence entre la quantité initiale de bichromate et l'excès non consommé par l'oxydation chimique.

La réaction de ce dosage d'oxydoréduction est la suivante :



La valeur de la DCO est calculée à partir de la relation (1) :

$$\text{DCO (mg d' O}_2\text{. L}^{-1}\text{)} = \frac{8000 \times C \times (V_1 - V_2)}{V_0} \quad \dots (2)$$

Où :

$C = 0,12$ = titre de la solution de sel de Mohr (mol.L^{-1}),

$V_0 = 10$ = volume de la prise d'essai (ml),

$V_1 = 9,9$ = volume de sel de Mohr versé pour l'essai à blanc (ml),

V_2 = volume de la solution de sel de Mohr versé pour l'échantillon (ml).

VII. Demande biochimique en oxygène sur 5 jours (DBO₅)

La détermination est basée sur le résultat d'analyse de la DCO. Le volume de l'échantillon est calculé à partir du tableau 5 qui nous donne la relation volume DBO.

Dans des flacons bruns et étanches, on place le volume de l'échantillon à analyser, puis on incube pendant cinq jours en prenant soin de placer dans le bouchon des flacons 1 à 2 pastilles de NaOH. On note la date et l'heure. On lit les résultats sur l'échelle à la fin de la mesure, et on multiplie les valeurs lues par le coefficient de conversion qui correspond au volume d'échantillon utilisé (voir tableau 5)

Tableau 5. Taux de conversion et volume d'échantillon d'eau pour mesurer la DBO₅

volume d'échantillons (ml)	valeur mesurée de la DCO (u.a)	Taux de conversion
423	0 – 40	1
365	40 – 80	2
250	80 – 200	5
164	200 – 400	10
97	400 – 800	20
43,5	800 – 2000	50
22,7	2000 – 4000	100

Annexe 4 : Normes Algériennes et Françaises des eaux de surface destinées à l'alimentation en eau potable des populations.

Tableau 1. Normes Algériennes des eaux destinées à l'alimentation en eau potable des population (Journal Officiel de la République Algérienne Démocratique et Populaire., 2011).

17 Rajab 1432 19 juin 2011		JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE N° 34		5	
<p>— ouvrages de dérivation des écoulements de surface ;</p> <p>— retenues d'eaux superficielles.</p> <p>Art. 5. — Les prélèvements d'échantillons aux fins de contrôle de conformité sont effectués selon les périodicités minimales suivantes :</p> <p>— pour les eaux souterraines : deux (2) prélèvements échantillons par an pour chaque point de prélèvement, à raison d'au moins un (1) échantillon par semestre.</p> <p>— pour les eaux superficielles : quatre (4) échantillons par an pour chaque point de prélèvement, à raison d'au moins un (1) échantillon par trimestre.</p> <p>Ces périodicités peuvent être augmentées pour tout ou partie des paramètres faisant l'objet d'analyses et, ce, en fonction de la qualité des ressources en eau.</p> <p>Art. 6. — La liste des points de prélèvement et les modalités de prélèvement d'échantillons sont fixées par arrêté du ministre chargé des ressources en eau.</p>		<p>Art. 7. — Lorsqu' il est constaté un dépassement des valeurs maximales pour tout ou partie des paramètres, l'administration chargée des ressources en eau avise les organismes exploitants concernés aux fins de prendre les mesures adéquates permettant d'assurer la continuité de l'alimentation en eau des populations sans risque pour la santé.</p> <p>Les modalités d'application du présent article sont fixées par arrêté du ministre chargé des ressources en eau.</p> <p>Art. 8. — Le présent décret sera publié au <i>Journal officiel</i> de la République algérienne démocratique et populaire.</p> <p>Fait à Alger, le 10 Rajab 1432 correspondant au 12 juin 2011.</p> <p style="text-align: right;">Ahmed OUYAHIA.</p>			
<p>-----</p> <p>ANNEXE</p> <p>Objectifs de qualité des eaux superficielles et souterraines destinées à l'alimentation en eau potable des populations</p>					
Groupes de paramètres	Paramètres	Unité	Valeur maximale		
			Eaux superficielles	Eaux souterraines	
Paramètres organoleptiques	Couleur	mg/l Echelle Pt	200	20	
	Odeur (taux dilution à 25°)	—	20	3	
Paramètres physico-chimiques en relation avec la structure naturelle des eaux	Chlorures	mg/l Ci	600	500	
	Concentration en ions hydrogène (pH)	Unité pH	≥ 6,5 et ≤ 9	≥ 6,5 et ≤ 9	
	Conductivité	µS/cm à 20°C	2800	2800	
	Demande biochimique en oxygène (DBO 5)	mg/l O2	7	< 3	
	Demande chimique en oxygène (DCO)	mg/l O2	30	—	
	Matières en suspension	mg/l	25	25	
	Sulfates	mg/l SO4	400	400	
	Taux de saturation en oxygène dissous	% O2	30	> 70	
	Température	°C	25	25	
	Ammonium	mg/l	4	0,5	

6		JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE N° 34		17 Rajab 1432 19 juin 2011	
ANNEXE (suite)					
Groupes de paramètres	Paramètres	Unité	Valeur maximale		
			Eaux superficielles	Eaux souterraines	
Paramètres chimiques	Baryum	mg/l	1	0,7	
	Bore	mg/l	1	1	
	Fer dissous	mg/l	1	0,3	
	Fluor	mg/l	2	1,5	
	Manganèse	mg/l	1	0,05	
	Nitrates	mg/l NO3	50	50	
	Phosphore	mg/l	10	5	
	Arsenic	µg/l	100	10	
	Cadmium	µg/l	5	5	
	Chrome	µg/l	100	50	
	Cuivre	Mg/l	2	0,05	
	Cyanures	µg/l	100	50	
	Mercure	µg/l	10	6	
	Plomb	µg/l	50	10	
	Sélénium	µg/l	50	10	
	Zinc	mg/l	5	5	
	Hydrocarbures polycycliques aromatiques	µg/l	1	0,2	
	Hydrocarbures dissous	µg/l	1000	10	
	Phénols	µg/l	2	0,5	
	Agents de surface	mg/l	0,5	0,2	
Azote Kjeldhal	mg/l	3	1		
Pesticides	µg/l	1	0,5		
Paramètres microbiologiques	Escherichia coli	n/100ml	20.000	20	
	Entérocoques	n/100ml	10.000	20	
	Salmonelles	—	Absence dans 1000 ml	Absence dans 5000 ml	

Tableau 2. Normes française pour les eaux destinées à la consommation humaine (Journal officiel de la République française, 2013).



NORMES FRANÇAISES POUR L'EAU DESTINÉE À LA CONSOMMATION HUMAINE

CODE DE LA SANTÉ PUBLIQUE
Articles R.1321-1 à R.1321-66 et annexes 13-1 à 13-3

Limites et références de qualité des eaux destinées à la consommation humaine

Paramètres	Valeurs	Commentaires
LIMITES DE QUALITÉ (LQ) : PARAMÈTRES MICROBIOLOGIQUES		
Escherichia coli (E.Coli)	0 nombre/100 ml	
Entérocoques	0 nombre/100 ml	
LIMITES DE QUALITE (LQ) : PARAMETRES CHIMIQUES		
Acrylamide	0,10 µg/l	
Antimoine	5,0 µg/l	
Arsenic	10 µg/l	
Baryum	0,7 mg/l	
Benzène	1,0 µg/l	
Benzo(a)pyrène	0,010 µg/l	
Bore	1,0 mg/l	
Bromates	25 µg/l de 12/2003 à 12/2008 10 µg/l après 12/2008	La valeur la plus faible possible inférieure à cette limite doit être visée sans pour autant compromettre la désinfection. Toutes les mesures appropriées doivent être prises pour réduire le plus possible, au cours de la période nécessaire pour se conformer à la limite de qualité (Cf art.50 et 53), la concentration en bromates dans les eaux.
Cadmium	5,0 µg	
Chrome	50 µg/l	
Chlorure de vinyle	0,5 µg/l	
Cuivre	2,0 mg/l	
Cyanures totaux	50 µg/l	
1,2- dichloroéthane	3,0 µg/l	
Epichlorhydrine	0,10 µg/l	
Fluorures	1,5 mg/l	
Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques	0,1 µg/l	Pour la somme des composés suivants : fluoranthène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(k)fluoranthène, Benzo[ghi]pérylène, Indéno(1,2,3-cd)pyrène.
Mercuré total	1,0 µg/l	
Microcystine-LR	1 µg/l	A rechercher en cas de prolifération algale dans les eaux brutes

2

3

Paramètres	Valeurs	Commentaires
LIMITES DE QUALITÉ (LQ) :PARAMÈTRES CHIMIQUES		
Nickel	20 µg/l	
Nitrates	50 mg/l (nitrate/50+Nitrite/3)<1	
Nitrites	0,50 mg/l 0,10 mg/l en sortie d'installation de traitement	
Pesticides par substance individualisée	0,10 µg/l sauf aldrine, dieldrine, heptachlore, heptachlorépoxyde : 0,03 µg/l	Par "pesticides" on entend : Les insecticides organiques, les herbicides organiques, les fongicides organiques, les nématocides organiques, les acaricides organiques, les algicides organiques, les rodenticides organiques, les produits antimoississures organiques, les produits apparentés (notamment les régulateurs de croissance) et leurs métabolites, produits de dégradation et de réaction pertinents.
Total pesticides	0,50 µg/l	Par "total pesticides", on entend la somme de tous les pesticides individualisés et quantifiés.
Plomb	25 µg/l de 12/2003 à 12/2013 10 µg/l après 12/2013	Lors de la mise en oeuvre des mesures destinées à atteindre cette valeur, la priorité est donnée aux cas où les [Pb] dans les eaux sont les plus élevées.
Sélénium	10 µg/l	
Tétrachloréthylène + trichloréthylène	10 µg/l	Somme des concentrations des paramètres spécifiés
Total trihalométhanes (THM)	150 µg/l de 12/2003 à 12/2008 100 µg/l après 12/2008	La valeur la plus faible possible inférieure à cette valeur doit être visée sans pour autant compromettre la désinfection. Total trihalométhanes : somme de Chloroforme, bromoforme, dibromochlorométhane et bromodichlorométhane
Turbidité	1 NFU pour les stations > 1000 m3/j ou > 5000 habitants. 2 NFU de 12/2003 à 12/2008 pour les stations < 1000 m3/j ou < 5000 habitants. 1 NFU après 12/2008	LQ applicable au point de mise en distribution pour les eaux de surface (art25) et les eaux d'origine souterraine provenant de milieux fissurés présentant une turbidité périodique importante et > à 2 NTU. En cas de mise en oeuvre d'un traitement de neutralisation ou de reminéralisation, la LQ s'applique hors augmentation de turbidité due au traitement. Pour les installations avec Q<1000 m3/j ou UD < 5000h, toutes les mesures doivent être prises pour réduire le plus possible la turbidité, au cours de la période nécessaire pour se conformer à la LQ.

Paramètres	Valeurs	Commentaires
RÉFÉRENCES DE QUALITÉ (RQ) : PARAMÈTRES INDICATEURS DE QUALITÉ TÉMOINS DU FONCTIONNEMENT DES INSTALLATIONS DE PRODUCTION ET DE DISTRIBUTION D'EAU		
Aluminium total	200 µg/l	
Ammonium	0,1 mg/l	<i>Si il est démontré que l'ammonium a une origine naturelle, la valeur est de 0,5 mg/l pour les eaux souterraines</i>
Bactéries coliformes	0 Nombre/100 ml	
Chlore libre et total	Absence d'odeur et de saveur désagréable et pas de changement anormal	
Cuivre	1,0 mg/l	
Chlorites	0,2 mg/l	<i>Sans compromettre la désinfection, la valeur la plus faible possible doit être visée.</i>
Chlorures	250 mg/l	<i>Les eaux ne doivent pas être agressives.</i>
Bactéries sulfite réductrices y compris les spores	0 Nombre/100 ml	<i>A mesurer si eau d'origine superficielle ou influencée par une eau d'origine superficielle. En cas de non-respect de cette valeur, une enquête doit être menée sur la distribution d'eau pour s'assurer qu'il n'y a aucun danger potentiel pour la santé humaine résultant de la présence de micro-organisme pathogène, par exemple des cryptosporidium.</i>
Couleur	15 mg/l Pt-Co	<i>Acceptable pour les consommateurs et aucun changement anormal.</i>
Conductivité	180 à 1000 µS/cm à 20°C	<i>Les eaux ne doivent pas être corrosives.</i>
Concentration en ions hydrogène	6,5 à 9 Unités pH	<i>Les eaux ne doivent pas être agressives.</i>
Carbone Organique Total (COT)	2 mg/l Aucun changement anormal	<i>Ce paramètre doit être mesuré pour les unités de distribution desservant au moins 5 000 habitants.</i>
Equilibre calcocarbonique	Les eaux ne doivent pas être agressives	
Fer total	200 µg/l	
Manganèse	50 µg/l	
Numération de germes aérobies revivifiables à 22°C et 37°C	Variation dans un rapport de 10 par rapport à la valeur habituelle	

6

7

Paramètres	Valeurs	Commentaires
------------	---------	--------------

**RÉFÉRENCE DE QUALITÉ (RQ) : PARAMÈTRES INDICATEURS DE QUALITÉ TÉMOINS
DU FONCTIONNEMENT DES INSTALLATIONS DE PRODUCTION ET DE DISTRIBUTION D'EAU**

Oxydabilité au KMnO4 mesurée après 10mn en milieu acide	5,0 mg/l O2	Ce paramètre doit être recherché lorsque le COT n'est pas analysé.
Odeur		Acceptable pour les consommateurs et aucun changement anormal pas d'odeur détectée pour un taux de dilution de 3 à 25° C.
Saveur		Acceptable pour les consommateurs et aucun changement anormal pas de saveur détectée pour un taux de dilution de 3 à 25° C.
Sodium	200 mg/l	
Sulfates	250 mg/l	
Température	25° C	Cette valeur ne s'applique pas dans les départements d'outre-mer.
Turbidité	0,5 NFU 2 NFU	RQ de 0.5 NFU applicable au point de mise en distribution pour les eaux de surface (art. 25) et les eaux d'origine souterraine provenant de milieux fissurés présentant une turbidité périodique importante et > à 2 NFU. En cas de mise en oeuvre d'un traitement de neutralisation ou de reminéralisation, la RQ s'applique hors augmentation de turbidité due au traitement. RQ de 2 NFU applicable aux robinets normalement utilisés.

**RÉFÉRENCES DE QUALITÉ (RQ) DES EAUX DESTINÉES
À LA CONSOMMATION HUMAINE : INDICATEURS DE RADIOACTIVITE**

Dose Totale Indicative (DTI)	0,10 mSv/an (Sv = Sievert)	Le calcul de la DTI est effectué selon les modalités définies à l'article 15 du présent décret.
Activité alpha globale	0,1 Bq/l (Becquerel)	
Activité bêta globale	1 Bq/l	
Tritium	100 Bq/l	Si [tritium] dépasse le niveau de référence, il est procédé à la recherche de la présence éventuelle d'autres radionucléides artificiels.

Annexe 5 : Carte pédologique de la zone d'étude

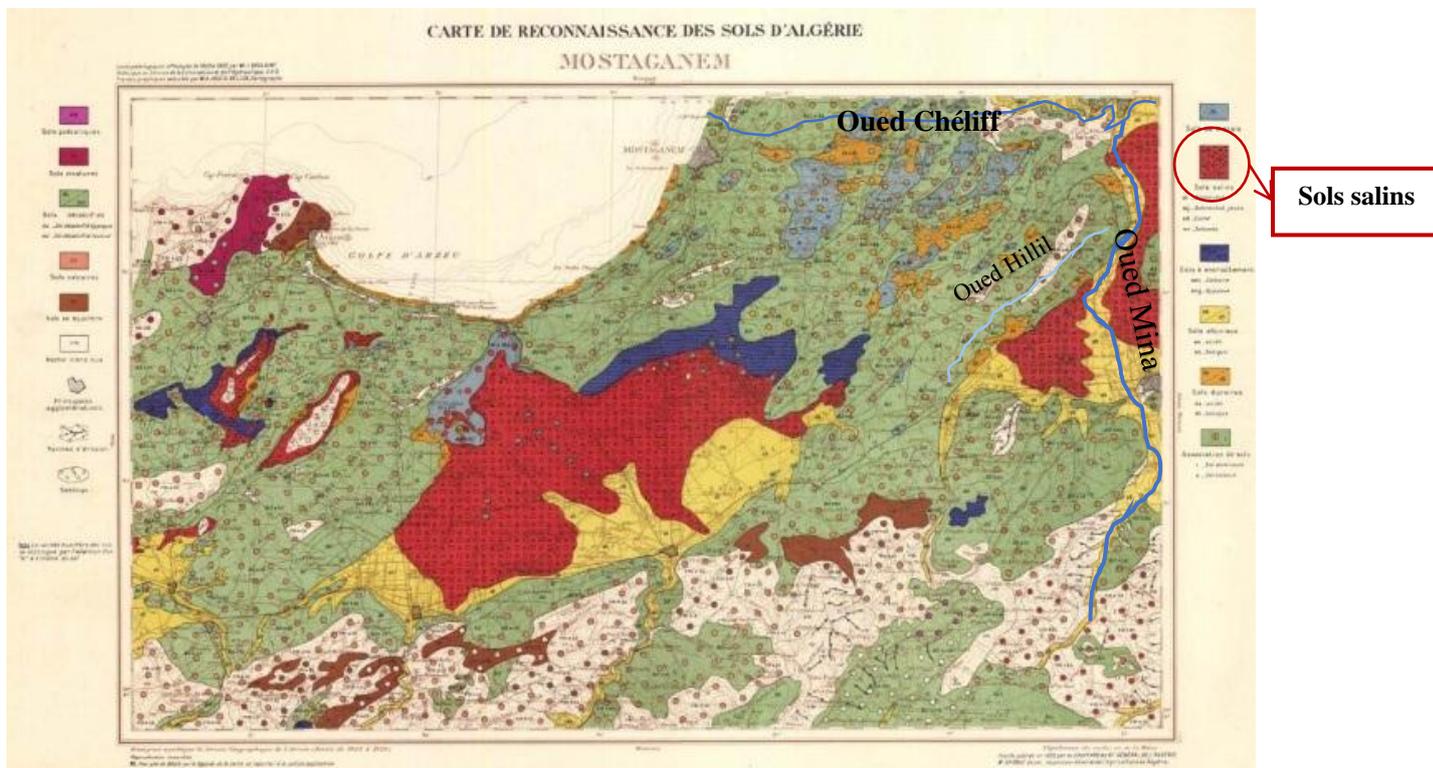


Figure 1. Carte pédologique de la zone d'étude Mina-Bas Cheliff (Boulaine et Bellon, 1955).

Annexe 6 : Tableau de Pearson du traitement statistiques des données des échantillons solides (sédiments et dols).

Tableau 1 : Coefficients de Pearson des sédiments de surface (0-10)cm de l'Oued Hillil et des sols superficiels de la décharge de Yellel (D1).

	Li	Be	Al	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Rb	Sr	Cd	Ba	Pb	As	Mo
Li	-																	
Be	0,74	-																
Al	0,98	0,77	-															
V	0,94	0,77	0,97	-														
Cr	0,94	0,64	0,96	0,92	-													
Mn	0,36	0,44	0,48	0,53	0,55	-												
Fe	0,91	0,79	0,95	0,93	0,93	0,51	-											
Co	0,74	0,78	0,77	0,75	0,80	0,51	0,84	-										
Ni	0,87	0,66	0,91	0,83	0,91	0,58	0,87	0,72	-									
Cu	0,22	0,14	0,28	0,12	0,34	0,46	0,28	0,21	0,61	-								
Zn	0,07	0,08	0,10	-0,07	0,19	0,39	0,15	0,21	0,40	0,91	-							
Rb	0,96	0,74	0,95	0,90	0,86	0,31	0,88	0,63	0,88	0,30	0,10	-						
Sr	0,79	0,65	0,73	0,71	0,57	0,07	0,63	0,36	0,62	0,13	-0,05	0,88	-					
Cd	0,01	-0,07	0,08	-0,04	0,21	0,55	0,09	0,14	0,43	0,92	0,89	0,03	-0,19	-				
Ba	0,62	0,39	0,59	0,56	0,72	0,36	0,66	0,82	0,56	0,19	0,28	0,46	0,19	0,17	-			
Pb	0,13	0,20	0,27	0,19	0,37	0,76	0,32	0,38	0,53	0,77	0,73	0,14	-0,20	0,87	0,24	-		
As	-0,45	-0,09	-0,42	-0,21	-0,49	0,12	-0,39	-0,35	-0,54	-0,51	-0,49	-0,44	-0,14	-0,39	-0,45	-0,31	-	
Mo	0,31	0,64	0,45	0,51	0,35	0,59	0,55	0,42	0,37	0,08	0,00	0,37	0,20	0,01	0,02	0,44	0,18	-

En gras, valeurs significatives (hors diagonale) au seuil alpha=0,05 (test bilatéral)

Tableau 2 : Coefficients de Pearson des sédiments propond (10-20) cm de l'Oued Hillil (D1).

	Li	Be	Al	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Rb	Sr	Cd	Ba	Pb	As	Mo
Li																		
Be	0,84																	
Al	0,97	0,88																
V	0,85	0,84	0,92															
Cr	0,93	0,87	0,90	0,85														
Mn	0,34	0,59	0,47	0,66	0,44													
Fe	0,83	0,82	0,90	0,93	0,88	0,56												
Co	0,77	0,71	0,83	0,91	0,78	0,55	0,96											
Ni	0,90	0,90	0,93	0,92	0,93	0,64	0,94	0,85										
Cu	0,23	0,19	0,15	0,01	0,44	0,04	0,27	0,11	0,34									
Zn	0,35	0,30	0,27	0,14	0,55	0,07	0,39	0,21	0,45	0,99								
Rb	0,97	0,85	0,94	0,76	0,90	0,27	0,76	0,66	0,84	0,28	0,38							
Sr	0,92	0,73	0,85	0,64	0,84	0,27	0,66	0,59	0,79	0,42	0,49	0,93						
Cd	0,27	0,23	0,19	0,02	0,45	0,05	0,25	0,07	0,37	0,98	0,97	0,34	0,49					
Ba	0,49	0,06	0,47	0,38	0,44	-0,04	0,45	0,46	0,35	0,29	0,33	0,47	0,50	0,26				
Pb	0,27	0,31	0,26	0,15	0,49	0,10	0,44	0,25	0,43	0,94	0,95	0,34	0,38	0,91	0,30			
As	-0,33	0,03	-0,26	-0,08	-0,21	0,49	-0,25	-0,34	-0,05	-0,09	-0,11	-0,35	-0,33	-0,03	-0,65	-0,12	-	
Mo	0,45	0,72	0,59	0,59	0,58	0,66	0,71	0,57	0,69	0,40	0,44	0,52	0,40	0,39	0,10	0,61	0,09	-

En gras, valeurs significatives (hors diagonale) au seuil alpha=0,05 (test bilatéral)

Tableau 3 : Coefficients de Pearson des sédiments de surface (0-10) cm et profond (10-20) cm de l'Oued Cheliff proche de la décharge de Sidi Belattar (D2).

	Conductivité																							
	pH	Turbidité	Cl ⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁺	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	DCO	Pb	Co	Cu	Ru	Cr	Ni	Zn	Li	Al	Mn	Fe	Sr	Cd	v	
pH	-																							
turbidité	0,00	-																						
conductivité	0,04	-0,10	-																					
Cl ⁻	-0,34	-0,46	0,64	-																				
NO ₂ ⁻	0,87	0,13	0,27	-0,27	-																			
NO ₃ ⁻	0,02	0,00	0,76	0,23	0,38	-																		
PO ₄ ³⁻	0,13	0,16	0,12	-0,20	0,37	0,42	-																	
SO ₄ ²⁻	-0,58	0,04	0,46	0,20	-0,29	0,57	0,43	-																
DCO	0,85	-0,18	0,01	-0,28	0,58	-0,06	-0,09	-0,53	-															
Pb	0,60	0,03	0,29	0,01	0,82	0,37	0,31	-0,21	0,30	-														
Co	0,25	0,03	0,57	0,18	0,64	0,70	0,51	0,30	-0,04	0,86	-													
Cu	0,56	-0,06	0,56	-0,07	0,72	0,68	0,43	0,23	0,53	0,66	0,72	-												
Ru	0,62	-0,27	0,54	0,12	0,80	0,60	0,46	0,05	0,51	0,75	0,75	0,86	-											
Cr	0,22	0,12	0,73	0,27	0,59	0,78	0,53	0,38	0,05	0,71	0,90	0,76	0,80	-										
Ni	0,28	-0,04	0,57	0,11	0,64	0,75	0,56	0,39	0,06	0,80	0,97	0,83	0,80	0,89	-									
Zn	0,27	-0,27	0,64	0,28	0,58	0,62	0,18	0,28	0,13	0,64	0,78	0,69	0,81	0,77	0,80	-								
Li	0,05	0,17	0,51	0,17	0,50	0,67	0,43	0,38	-0,25	0,77	0,96	0,57	0,57	0,85	0,91	0,72	-							
Al	0,30	0,15	0,33	0,13	0,62	0,43	0,32	-0,02	-0,03	0,93	0,91	0,52	0,59	0,75	0,81	0,61	0,91	-						
Mn	0,07	-0,12	0,59	0,29	0,49	0,72	0,52	0,47	-0,18	0,72	0,96	0,65	0,72	0,87	0,95	0,84	0,94	0,81	-					
Fe	0,07	0,01	0,83	0,35	0,44	0,87	0,51	0,59	-0,03	0,54	0,84	0,76	0,75	0,96	0,87	0,78	0,80	0,50	0,87	-				
Sr	-0,05	0,17	0,49	0,14	0,37	0,61	0,28	0,48	-0,26	0,66	0,88	0,56	0,49	0,78	0,86	0,74	0,95	0,81	0,88	0,77	-			
Cd	0,56	0,29	-0,10	-0,16	0,67	-0,11	0,03	-0,62	0,16	0,63	0,33	0,02	0,29	0,22	0,18	0,23	0,32	0,57	0,19	-0,02	0,16	-		
v	0,29	-0,19	0,55	0,30	0,63	0,61	0,45	0,21	0,06	0,85	0,95	0,70	0,85	0,88	0,93	0,86	0,88	0,86	0,95	0,82	0,80	0,34	-	

En gras, valeurs significatives au seuil $\alpha=0,05$ (test bilatéral)

Annexe 7 : Résultat du traitement PARAFAC sur les matrices des liquides

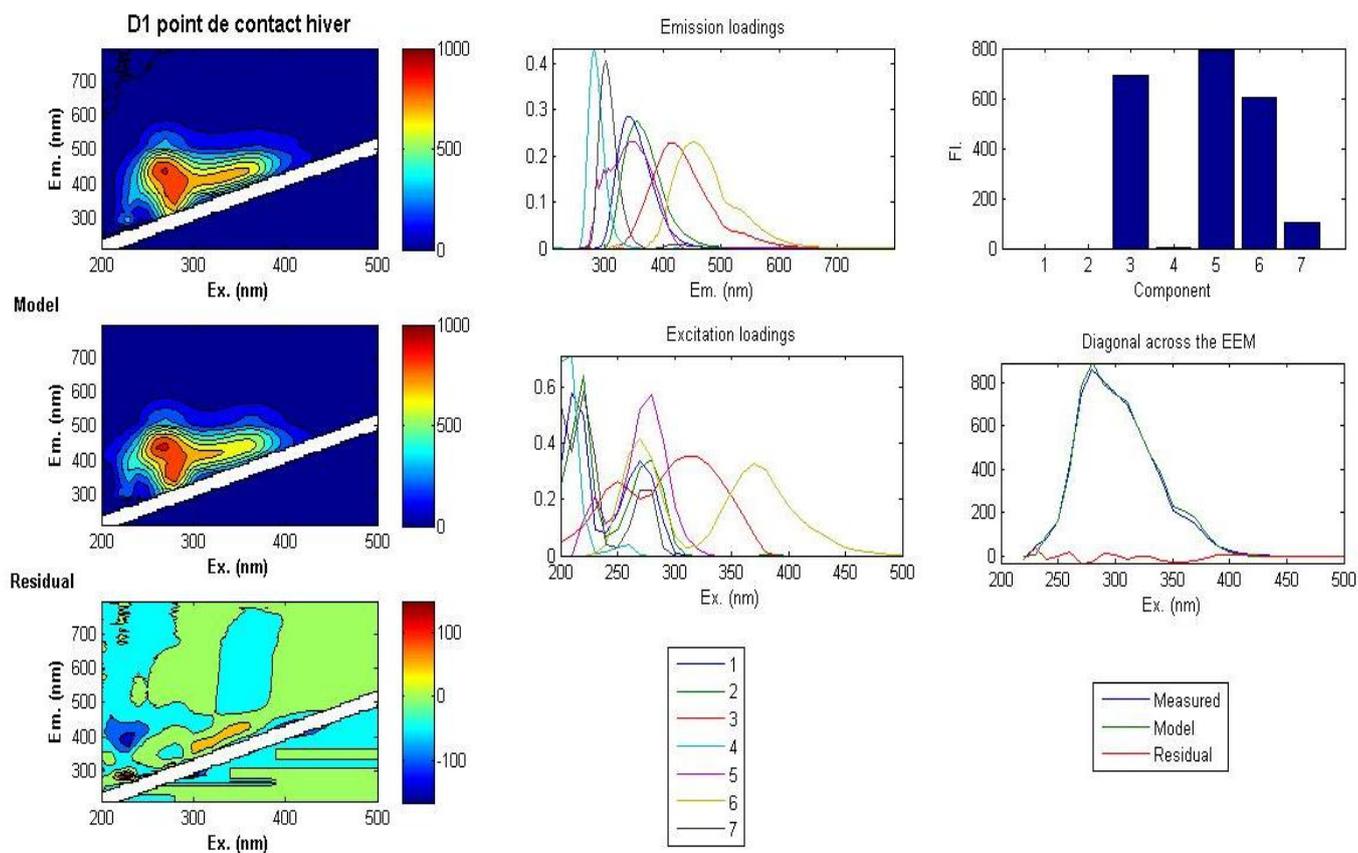


Figure 1. Exemple de résultat du traitement PARAFAC réalisé sur les MEEF des échantillons d'eaux et de lixiviats de l'Oued Hillil proche de la décharge de Yellel (D1) : station point de contact en Hiver).

Annexe 8 : Séparation et identification des fluorophores après traitement des MEEF des échantillons liquides par PARAFAC.

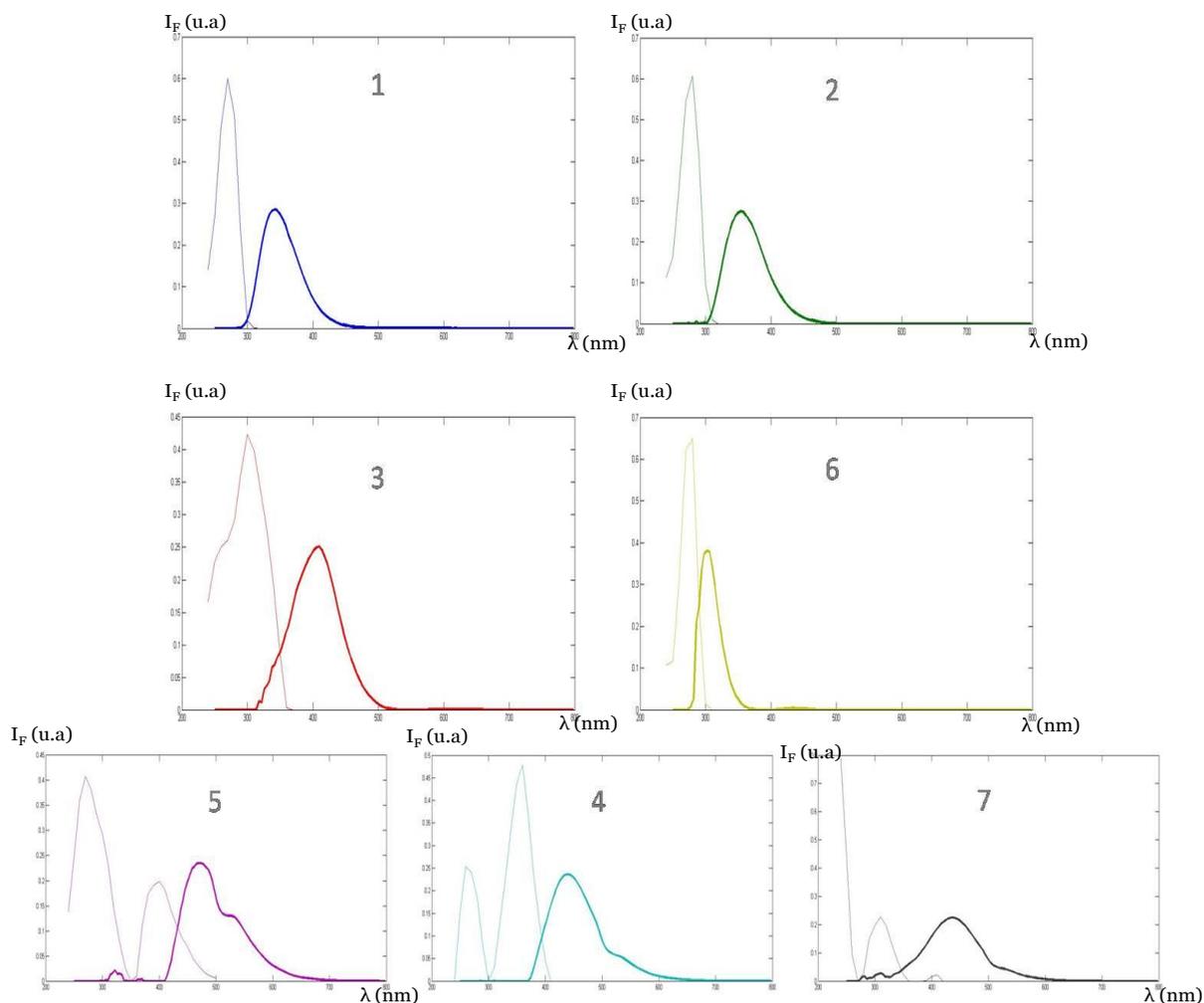


Figure 1. Spectres d'excitation (en trait normal) et d'émission (en trait gras) des fluorophores séparés après traitement par PARAFAC des matrices 3D des liquides (eaux + lixiviats).

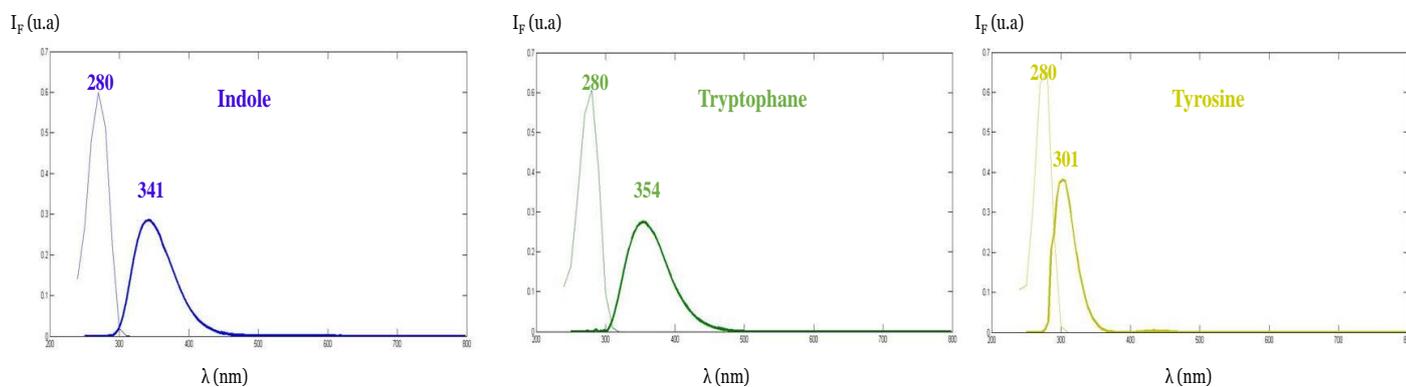


Figure 2. Identification des deux acides aminés : tyrosine (fluorophore 6) et tryptophane (fluorophore 2), ainsi que l'indole (fluorophore 1) parmi les fluorophores isolés par le traitement PARAFAC.

Annexe 9 : Spectres et droites d'étalonnage des fluorophore identifié purs.

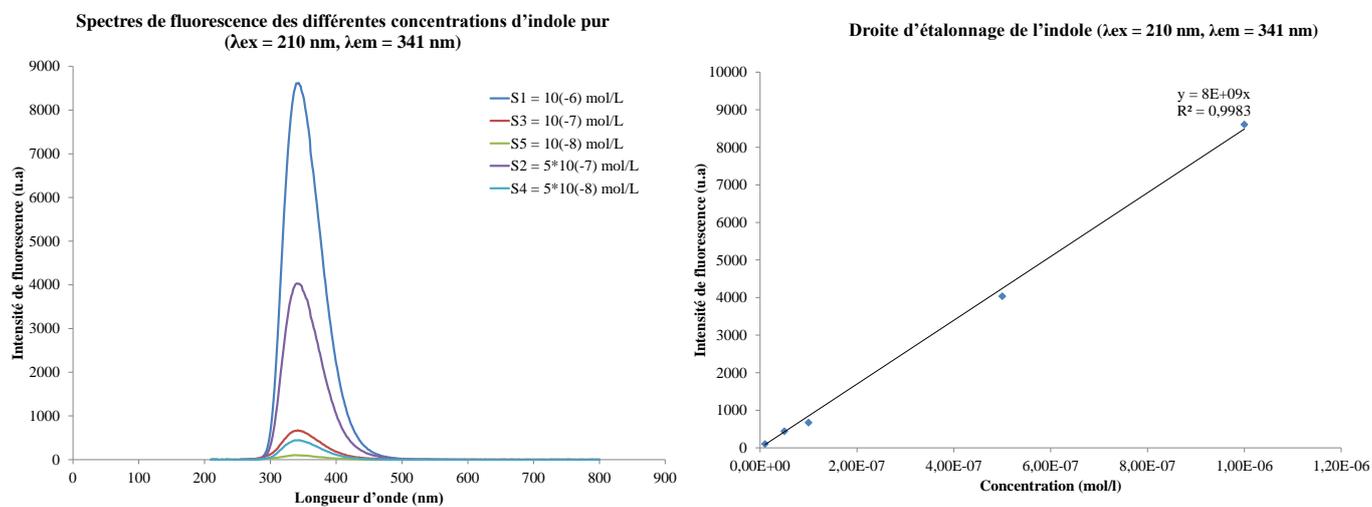


Figure 1. Spectres d'émission de fluorescence et droite d'étalonnage de l'indole pur.

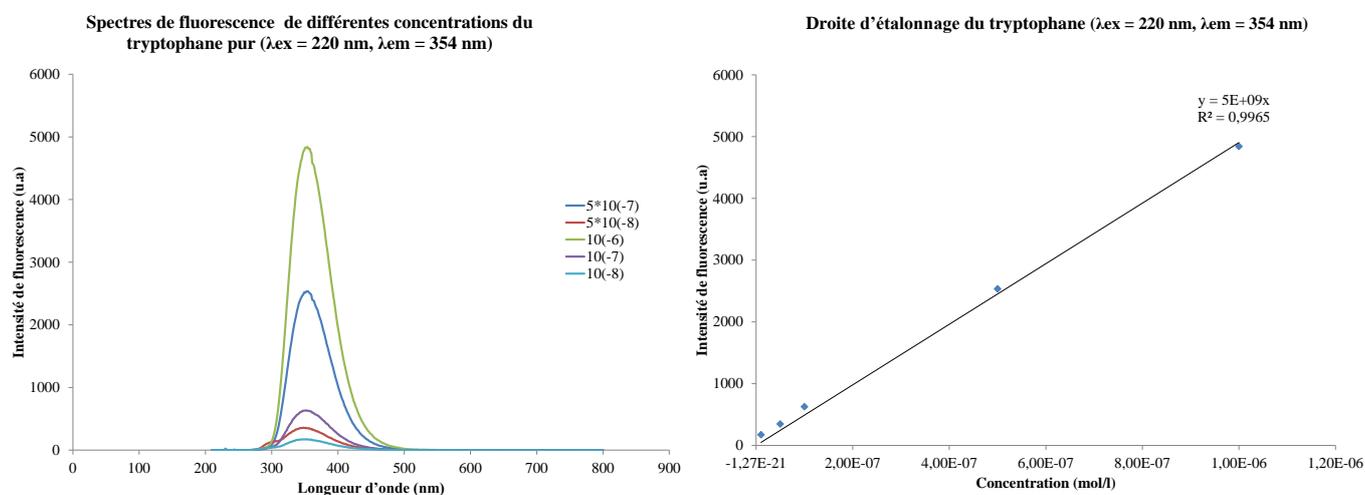


Figure 2. Spectres d'émission de fluorescence et droite d'étalonnage du tryptophane pur.

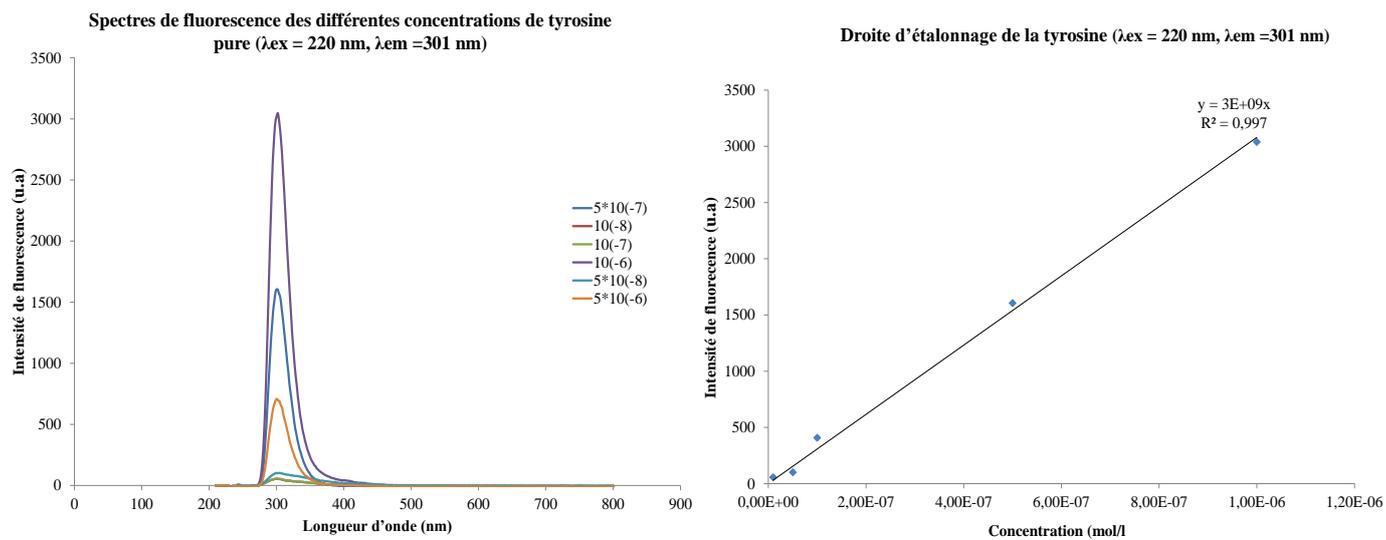


Figure 3. Spectres d'émission de fluorescence et droite d'étalonnage de la tyrosine pure.

Annexe 10 : Séparation et identification des fluorophores après traitement des MEEF des échantillons solides par PARAFAC.

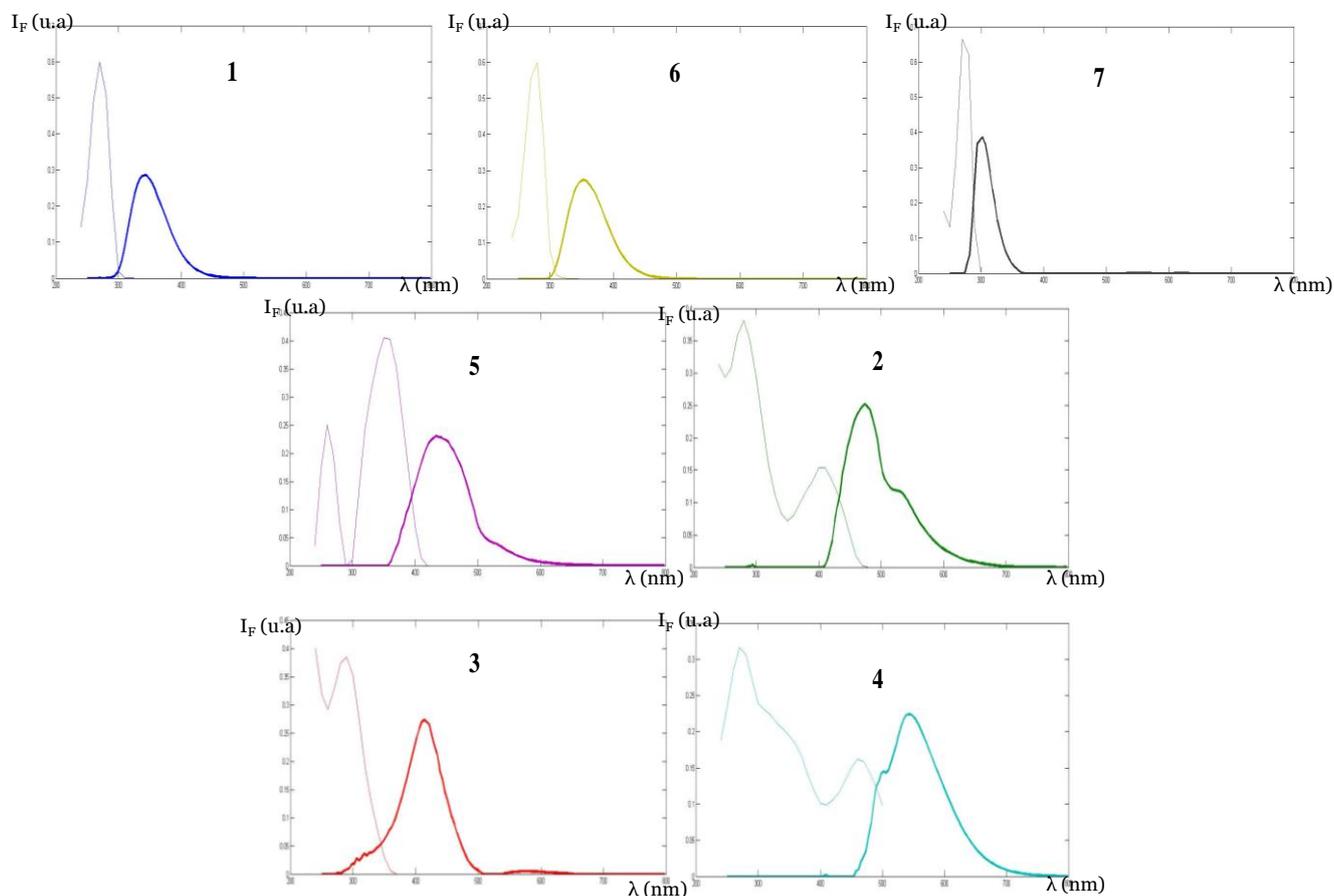


Figure 56. Spectres d'excitation (trait normal) et d'émission (trait gras) des fluorophores séparés après traitement par PARAFAC des matrices 3D des sédiments.

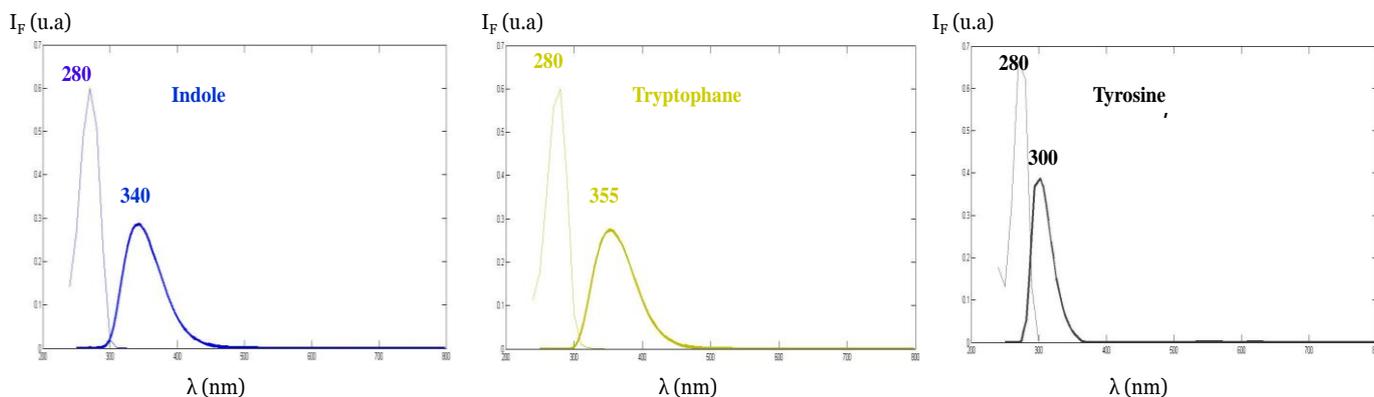


Figure 2. Identification des fluorophores correspondant aux deux acides aminés : tyrosine (fluorophore 7) et tryptophane (fluorophore 6), ainsi que l'indole (fluorophore 1) parmi les fluorophores isolés par le traitement PARAFAC.

Annexe 11 : Résultats du traitement PARAFAC des MEEF sédiments.

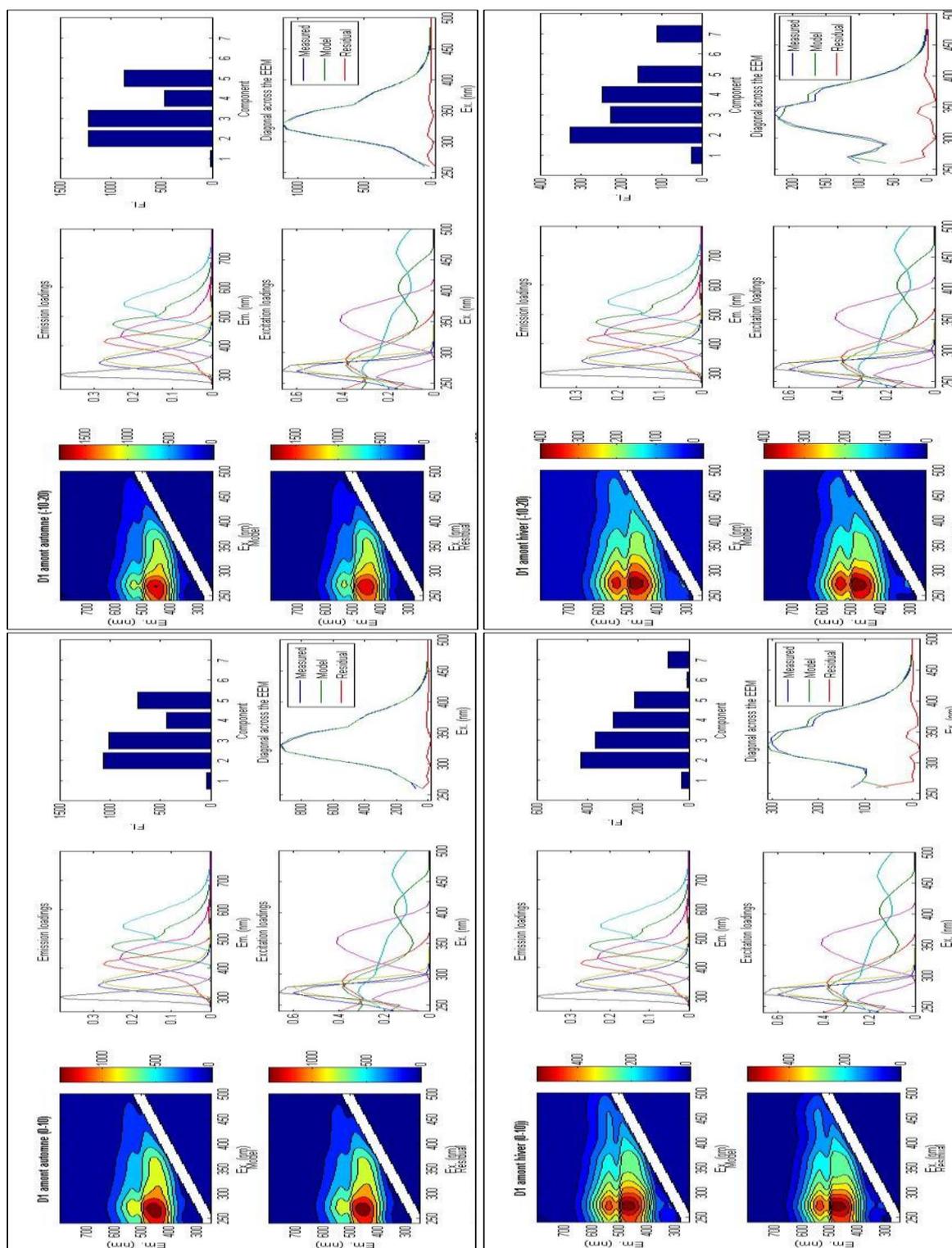


Figure 1. Résultats du traitement PARAFAC des sédiments de la station amont de l'Oued Hillil proche de la décharge de Yellel (D1).

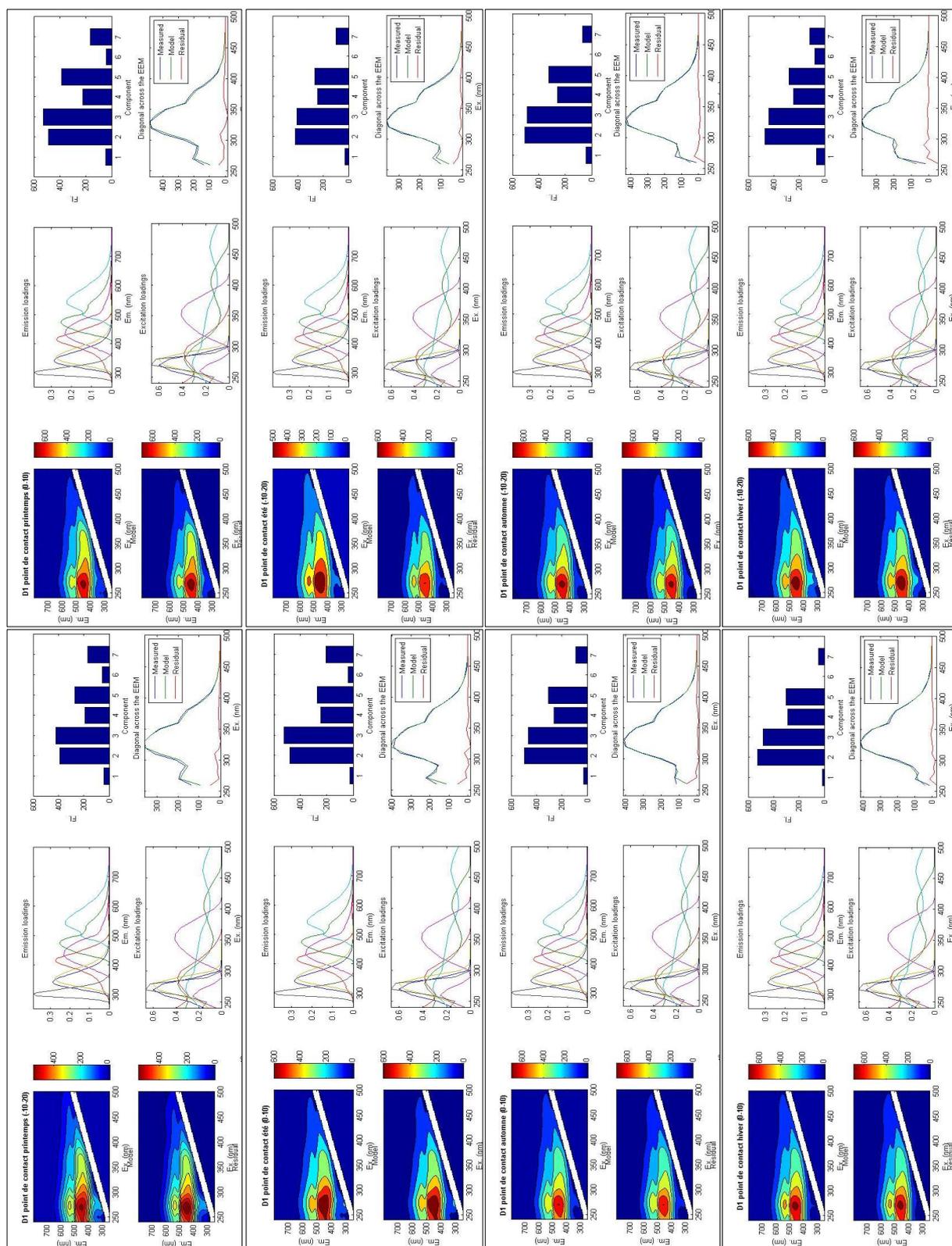


Figure 2. Résultats du traitement PARAFAC des sédiments de la station point de contact de l'Oued Hillil proche de la décharge de Yellel (D1).

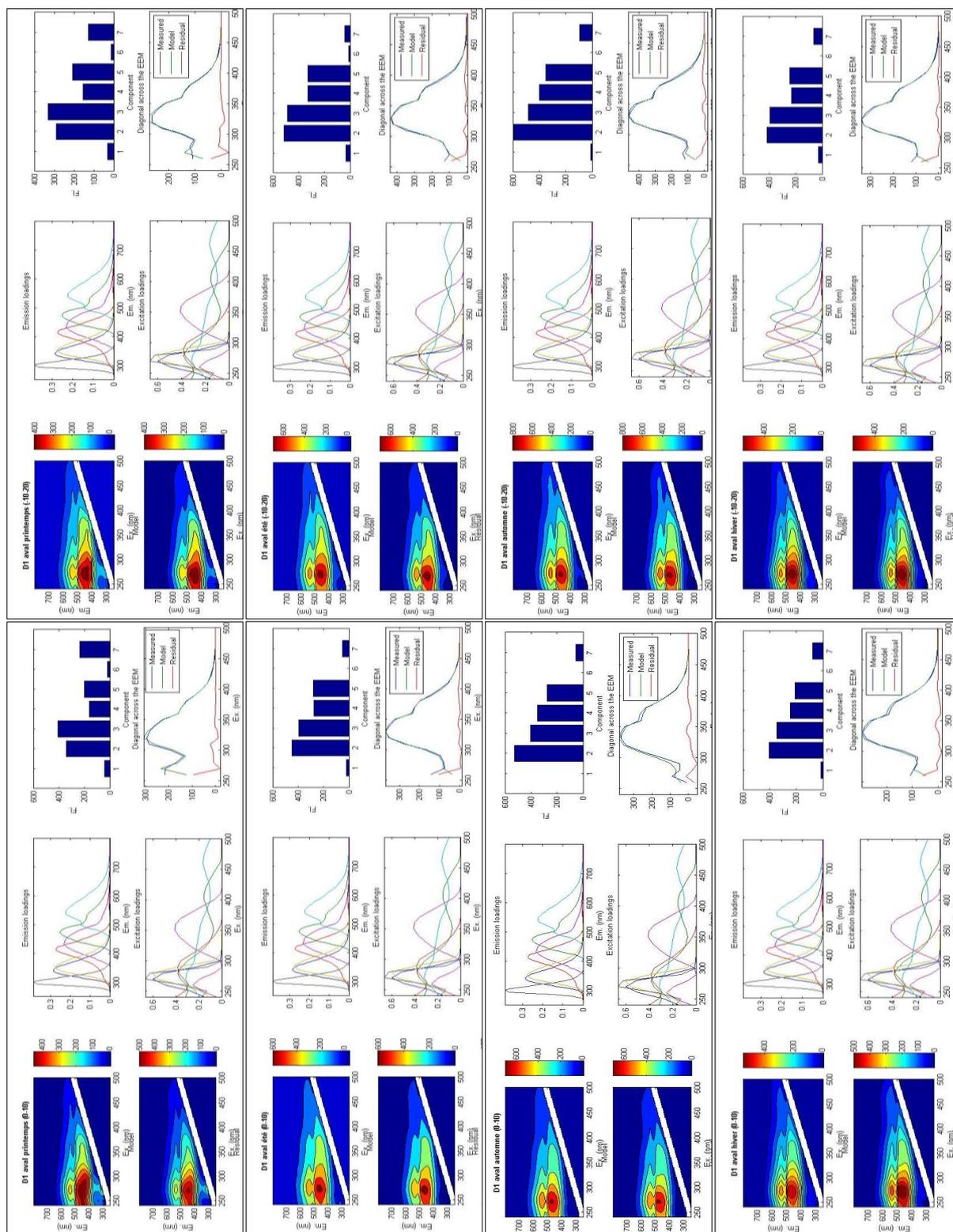


Figure 3. Résultats du traitement PARAFAC des sédiments de la station aval de l'Oued Hillil proche de la décharge de Yellel (D1).

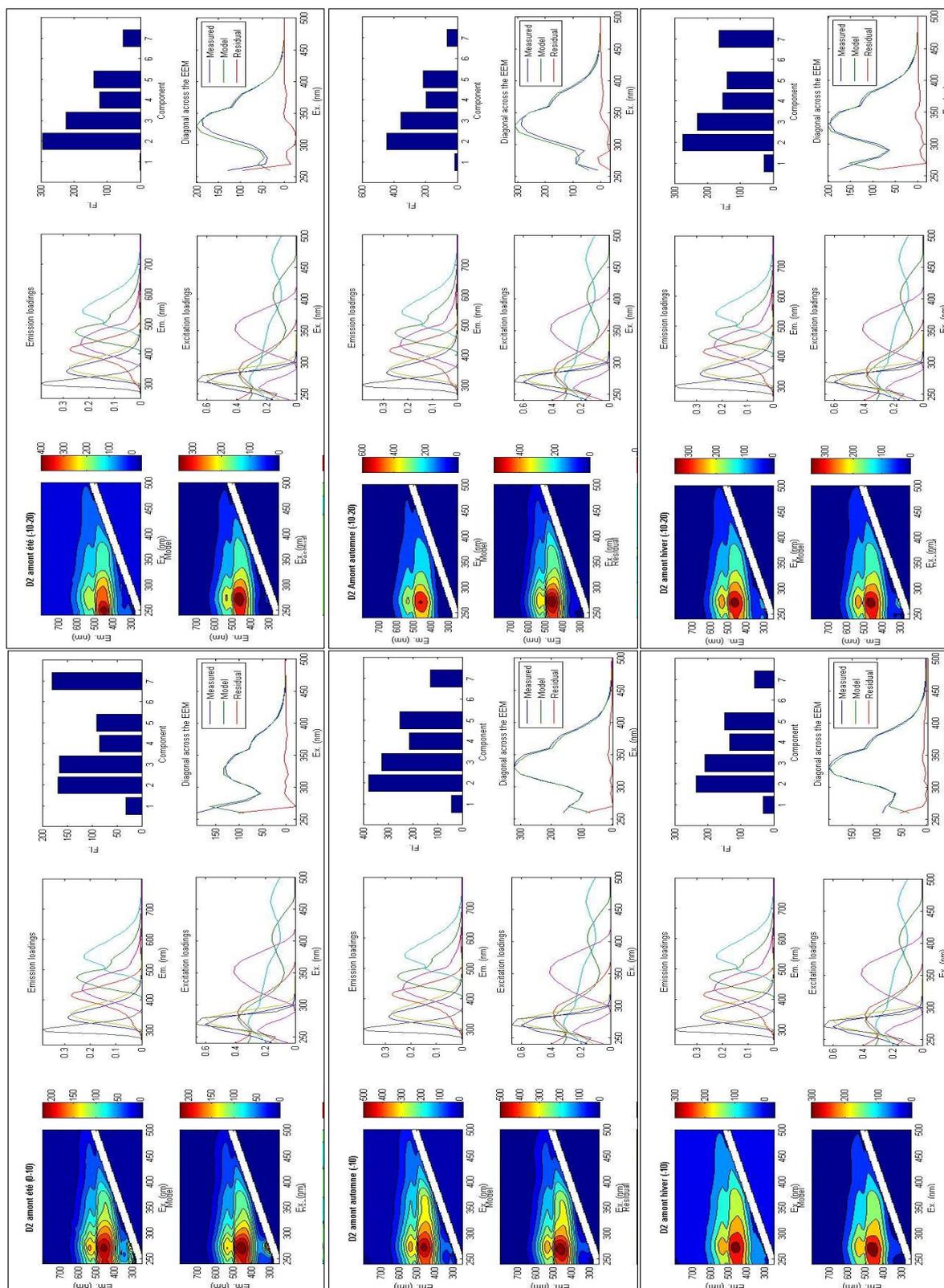


Figure 4. Résultats du traitement PARAFAC des sédiments de la station amont de l'Oued Cheliff proche de la décharge de Sidi Belattar (D2).

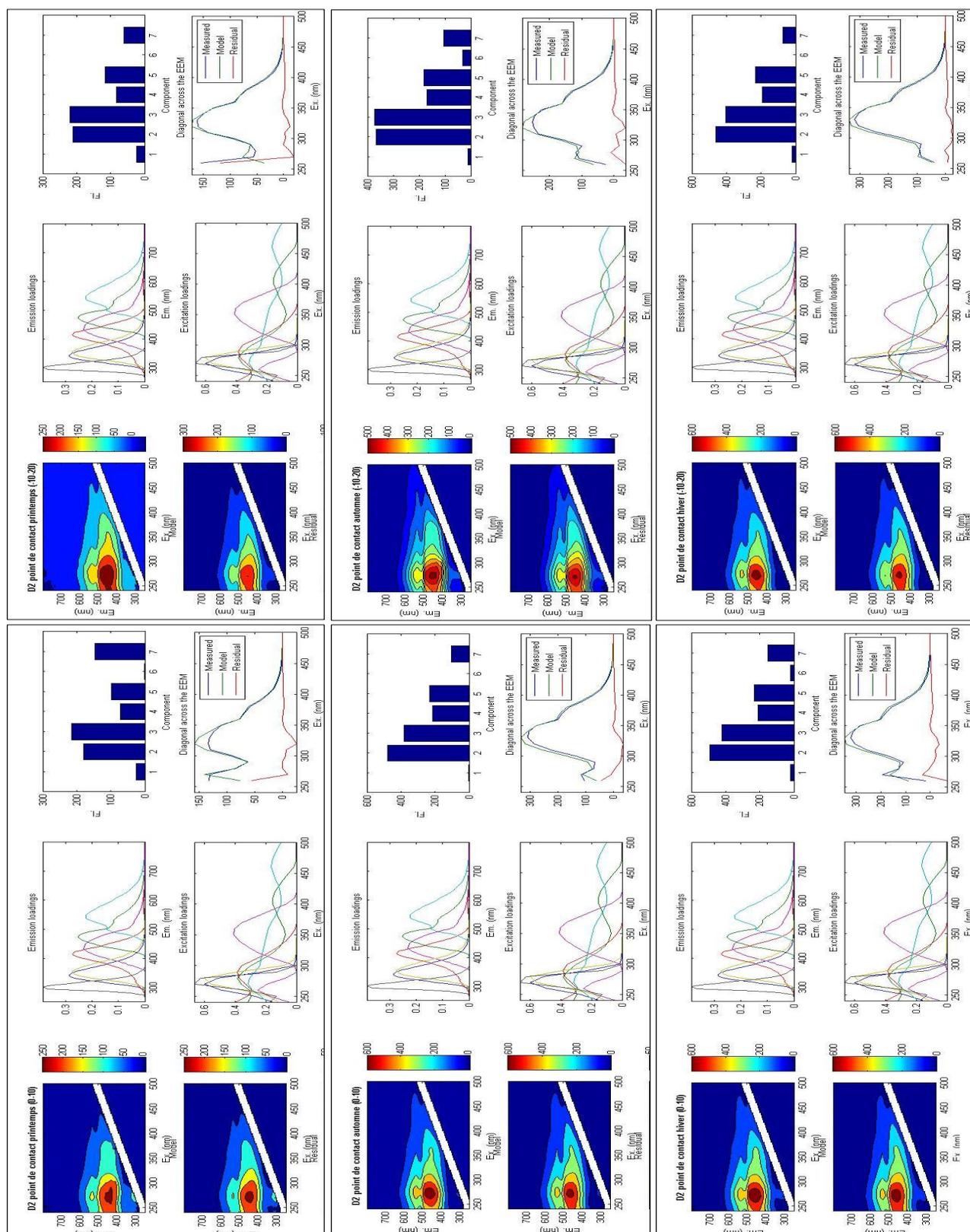


Figure 5. Résultats du traitement PARAFAC des sédiments de la station point de contact de l'Oued Cheliff proche de la décharge de Sidi Belattar (D2).

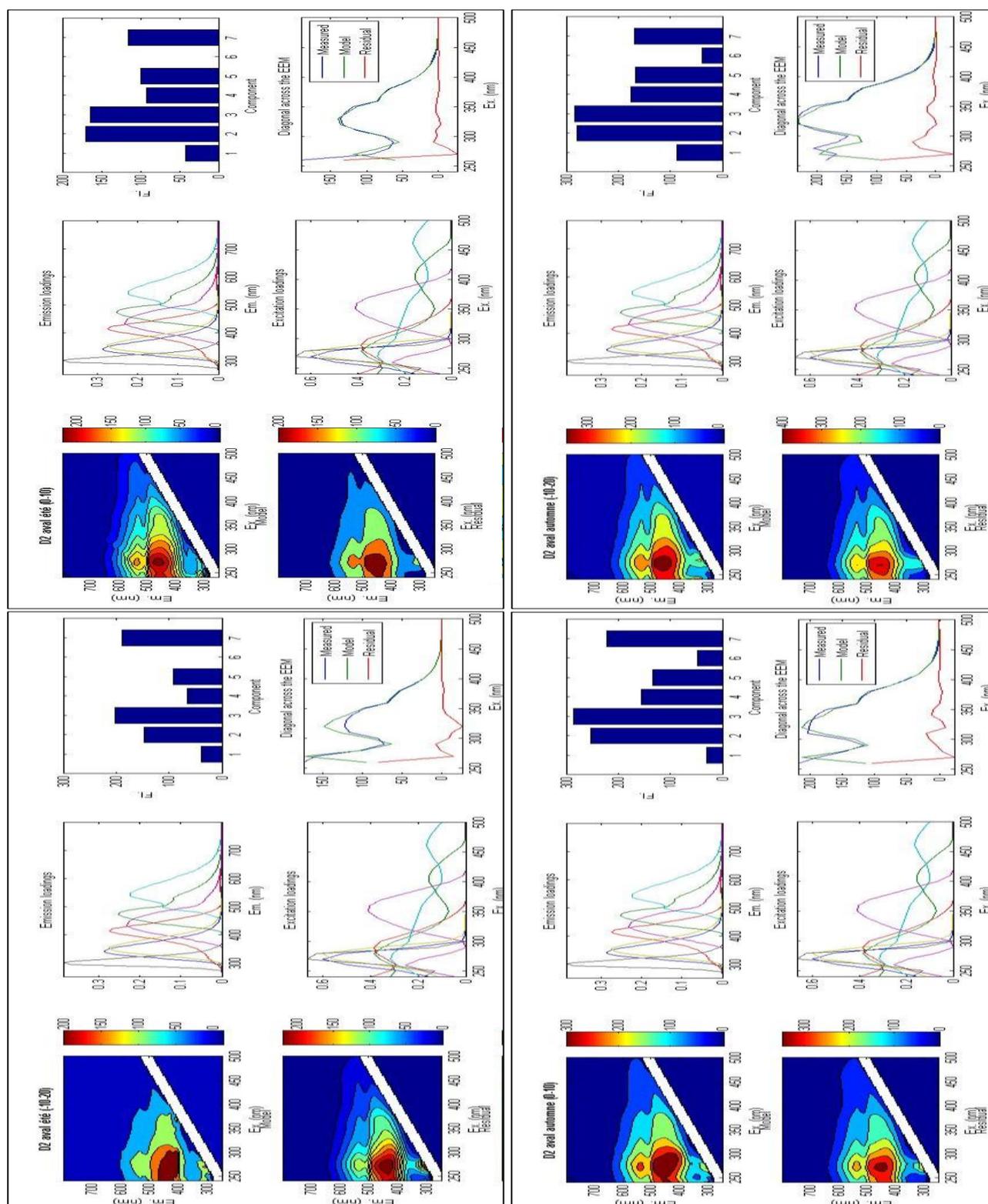


Figure 6. Résultats du traitement PARAFAC des sédiments de la station aval de l'Oued Cheliff proche de la décharge de Sidi Belattar (D2).

Annexe 12 : Tableau de Pearson du traitement statistiques des données des échantillons liquides (eau et lixiviats)

	Cl ⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	DCO	MES	Pb	Co	Cu	Rb	Cr	Ni	Ba	Zn	Li	Al	Mn	Fe	Sr	Cd	V	As	Tryptophane	Indole	Tyrosine
Conductivité	-																									
Cl ⁻	0,56																									
NO ₂ ⁻	-0,05	0,44																								
NO ₃ ⁻	0,07	0,49	0,94																							
PO ₄ ³⁻	0,99	0,53	-0,16	-0,04																						
SO ₄ ²⁻	-0,03	0,34	-0,12	-0,10	0,00																					
DCO	0,84	0,79	0,29	0,45	0,81	0,07																				
MES	0,58	0,81	0,54	0,68	0,53	0,03	0,92																			
Pb	0,12	0,62	0,47	0,56	0,11	0,00	0,60	0,82																		
Co	0,93	0,63	0,05	0,09	0,93	-0,06	0,79	0,58	0,18																	
Cu	0,26	0,72	0,40	0,52	0,25	0,02	0,69	0,86	0,98	0,32																
Rb	1,00	0,61	0,01	0,12	0,98	0,00	0,85	0,61	0,14	0,94	0,28															
Cr	0,88	0,51	-0,07	0,08	0,88	-0,11	0,76	0,55	0,17	0,80	0,31	0,87														
Ni	0,99	0,58	-0,04	0,06	0,99	-0,01	0,82	0,57	0,11	0,96	0,25	1,00	0,87													
Ba	0,95	0,38	-0,21	-0,14	0,96	-0,09	0,68	0,36	-0,08	0,91	0,06	0,94	0,82	0,96												
Zn	0,17	0,59	0,23	0,34	0,18	-0,01	0,58	0,75	0,95	0,23	0,97	0,17	0,25	0,16	-0,01											
Li	0,92	0,58	-0,11	-0,05	0,92	0,19	0,71	0,44	0,01	0,90	0,15	0,93	0,77	0,94	0,93	0,04										
Al	0,37	0,71	0,40	0,54	0,35	-0,01	0,78	0,92	0,96	0,41	0,99	0,38	0,40	0,35	0,17	0,94	0,22									
Mn	0,66	0,08	-0,25	-0,19	0,67	-0,21	0,44	0,19	-0,11	0,64	-0,04	0,65	0,54	0,67	0,80	-0,07	0,67	0,07								
Fe	-0,03	-0,02	0,44	0,35	-0,08	-0,42	0,06	0,22	0,31	0,09	0,20	-0,02	-0,09	-0,03	0,16	-0,01	0,23	0,21								
Sr	-0,20	-0,48	-0,38	-0,52	-0,17	0,07	-0,55	-0,71	-0,75	-0,10	-0,75	-0,20	-0,29	-0,14	0,09	-0,75	0,07	-0,76	0,31	-0,05						
Cd	0,00	0,34	0,09	0,25	0,02	-0,13	0,36	0,53	0,81	0,02	0,82	0,00	0,16	-0,01	-0,11	0,86	-0,08	0,78	-0,05	0,19	-0,56					
V	0,99	0,56	0,02	0,12	0,97	-0,04	0,83	0,60	0,13	0,96	0,25	0,99	0,84	0,99	0,93	0,16	0,91	0,37	0,65	0,04	-0,17	-0,03				
As	0,98	0,42	-0,15	-0,05	0,97	0,00	0,72	0,41	-0,08	0,91	0,05	0,97	0,82	0,98	0,97	-0,03	0,93	0,17	0,72	-0,06	-0,01	-0,17	0,97			
Tryptophane	0,67	0,88	0,22	0,23	0,66	0,51	0,72	0,59	0,26	0,69	0,37	0,72	0,52	0,70	0,58	0,22	0,78	0,39	0,23	-0,19	-0,18	-0,02	0,67	0,63		
Indole	0,23	0,42	-0,02	-0,11	0,23	0,76	0,12	-0,05	-0,31	0,22	-0,23	0,27	0,07	0,27	0,25	-0,34	0,48	-0,25	0,04	-0,40	0,32	-0,49	0,22	0,30	0,74	
Tyrosine	0,68	0,68	0,31	0,30	0,63	0,37	0,60	0,42	-0,05	0,66	0,06	0,73	0,49	0,71	0,62	-0,14	0,78	0,11	0,33	-0,11	0,03	-0,33	0,69	0,90	0,76	

En gras, valeurs significatives (hors diagonale) au seuil alpha=0,05 (test bilatéral)

Tableau 1 : Coefficients de Pearson entre tous les paramètres physicochimiques, métalliques et traceurs fluorescents dans les eaux de l'Oued Hillil et les lixiviats de la décharge de Yellel (D1).

	Cl ⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	DCO	Pb	Co	Cu	Rb	Cr	Ni	Zn	Li	Al	Mn	Fe	Sr	Cd	v	Tryptophane	Indole	Tyrosine	
conductivité	0.64	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Cl ⁻	0.27	-0.27	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
NO ₂ ⁻	0.76	0.23	0.38	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
NO ₃ ⁻	0.12	-0.20	0.37	0.42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
PO ₄ ³⁻	0.46	0.20	-0.29	0.57	0.43	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
SO ₄ ²⁻	0.01	-0.28	0.58	-0.06	-0.09	-0.53	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
DCO	0.29	0.01	0.82	0.37	0.31	-0.21	0.30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Pb	0.57	0.18	0.64	0.70	0.51	0.30	-0.04	0.86	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Co	0.56	-0.07	0.72	0.68	0.43	0.23	0.53	0.66	0.72	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Cu	0.54	0.12	0.80	0.60	0.46	0.05	0.51	0.75	0.75	0.86	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Rb	0.73	0.27	0.59	0.78	0.53	0.38	0.05	0.71	0.90	0.76	0.80	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Cr	0.57	0.11	0.64	0.75	0.56	0.39	0.06	0.80	0.97	0.83	0.80	0.89	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Ni	0.64	0.28	0.58	0.62	0.18	0.28	0.13	0.64	0.78	0.69	0.81	0.77	0.80	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Zn	0.51	0.17	0.50	0.67	0.43	0.38	-0.25	0.77	0.96	0.57	0.85	0.91	0.72	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Li	0.33	0.13	0.62	0.43	0.32	-0.02	-0.03	0.93	0.91	0.52	0.59	0.81	0.61	0.91	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Al	0.59	0.29	0.49	0.72	0.52	0.47	-0.18	0.72	0.96	0.65	0.72	0.87	0.95	0.84	0.94	0.81	-	-	-	-	-	-	-	
Mn	0.83	0.35	0.44	0.87	0.51	0.59	-0.03	0.54	0.84	0.76	0.75	0.96	0.87	0.78	0.80	0.60	0.87	-	-	-	-	-	-	
Fe	0.49	0.14	0.37	0.61	0.28	0.48	-0.26	0.66	0.88	0.56	0.49	0.78	0.86	0.74	0.95	0.81	0.88	0.77	-	-	-	-	-	
Sr	-0.10	-0.16	0.67	-0.11	0.03	-0.62	0.16	0.63	0.33	0.02	0.29	0.22	0.18	0.23	0.32	0.57	0.19	-0.02	0.16	-	-	-	-	
Cd	0.55	0.30	0.63	0.61	0.45	0.21	0.06	0.85	0.95	0.70	0.85	0.88	0.93	0.86	0.88	0.95	0.82	0.80	0.34	-	-	-	-	
v	-0.33	-0.70	0.16	-0.12	-0.08	-0.23	0.52	-0.03	0.26	-0.15	-0.29	-0.11	-0.39	-0.27	-0.18	-0.40	-0.30	-0.21	-0.16	-0.38	-	-	-	
tryptophane	-0.34	-0.48	-0.42	-0.21	-0.06	0.23	-0.36	-0.48	-0.38	-0.35	-0.72	-0.36	-0.38	-0.62	-0.21	-0.32	-0.44	-0.33	-0.10	-0.28	-0.62	0.50	-	
Indole	-0.24	-0.61	0.31	-0.10	-0.08	-0.33	0.71	0.11	-0.13	0.40	0.05	-0.20	-0.02	-0.25	-0.11	-0.33	-0.23	-0.21	-0.10	-0.25	0.96	0.27	-	
tyrosine																								

Tableau 2 : Coefficients de Pearson entre tous les paramètres physicochimiques, métalliques et traceurs fluorescents dans les eaux de l'Oued Cheliff proche de la décharge de Sidi Belattar (D2).

Résumé :

Dans la région traversée par le plus important cours d'eau permanent d'Algérie l'Oued Cheliff, les déchets ménagers sont fréquemment mis en décharges à ciel ouvert, constituant une véritable menace environnementale à cause de la contamination causée par les lixiviats. Deux décharges ont été prises pour étude de cas : la première située sur l'Oued Hillil, affluent secondaire de l'Oued Chélif et la deuxième localisée sur l'Oued Cheliff.

Des prélèvements saisonniers d'eau et de sédiments ont été effectués dans les cours d'eau. Au sein de la décharge les lixiviats et les sols ont aussi été prélevés. L'impact des décharges a été évalué par l'analyse des paramètres physico-chimiques dans les liquides et des métaux dans tous les compartiments (eaux, lixiviats, sols et sédiments). L'analyse des traceurs fluorescents dans tous les compartiments est utilisée pour le suivi de la pollution urbaine.

Cette étude a mis en évidence l'effet saisonnier important de l'impact des décharges sur les cours d'eau. Au printemps, les lixiviats présentent de fortes teneurs en traceurs fluorescents, Cr, Co, Mn, Ni issus de dépôt importants de déchets verts. En automne, ils reflétaient plutôt une contamination par NO_2^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , Fe, Cu, Cr provenant de résidus de produits agricoles (engrais, traitements phytosanitaires). Les eaux des deux cours d'eau sont très chargées en Cl⁻ et Sr en toute saison dû à la nature saline des sols de la région.

Les concentrations des métaux dans les sols des décharges sont largement supérieures à celles des sédiments fluviaux et révèlent une contamination métallique élevée (Cd, As, Zn, Cr, Pb), reflétant l'impact de déchets urbains (piles, batteries, plastiques...)

Mots clés : Décharges à ciel ouvert, lixiviats, cours d'eau, sédiments, eau, sol, contamination, éléments traces métalliques, traceurs fluorescents, algorithme PARAFAC

Abstract:

In the region crossed by the largest permanent watercourse of Algeria Oued Cheliff, household waste is frequently put in open dumps, constituting a real environmental threat because of the contamination caused by the leachates. Two landfills were taken for the case study: the first located on Oued Hillil, a secondary tributary of Oued Chélif and the second located on Oued Cheliff.

Seasonal sampling of water and sediment has been conducted in streams. In the landfill, leachates and soils were also collected. The impact of landfills was assessed by analyzing physico-chemical parameters in liquids and metals in all compartments (water, leachate, soils and sediments). The analysis of fluorescent tracers in all compartments is used for monitoring urban pollution.

This study has highlighted the important seasonal effect of the impact of landfills on rivers. In the spring, leachates present high levels of fluorescent tracers, Cr, Co, Mn, Ni from large deposits of green waste. In autumn, they reflected rather NO_2^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , Fe, Cu, Cr contamination from residues of agricultural products (fertilizer, phytosanitary treatments). The waters of both rivers are heavily loaded with Cl⁻ and Sr in any season due to the saline nature of the soils of the region.

The concentrations of metals in landfill soil are much higher than those of river sediments and reveal a high metallic contamination (Cd, As, Zn, Cr, Pb), reflecting the impact of urban waste (batteries, batteries, plastics ...)

Key words: Open dumps, leachate, watercourses, sediments, water, soil, contamination, trace metals, fluorescent tracers, PARAFAC algorithm.