

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية  
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي  
République Algérienne Démocratique et Populaire  
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique



Université Mohamed Seddik Benyahia- Jijel  
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie  
Département des Sciences de la Terre et de l'Univers

جامعة محمد الصديق بن يحيى - جيجل  
كلية علوم الطبيعة و الحياة  
قسم علوم الارض والكون

## Thèse

Présentée par

**HIZIR Fouzia**

En vue de l'obtention du

**Doctorat 3<sup>ème</sup> Cycle LMD**

**Filière : Géologie**

**Spécialité : Hydrogéologie**

## Thème

**Caractérisation spatiale des eaux et des sédiments de l'Oued  
Kébir-Rhumel face aux problèmes de pollution (NE, Algérien)**

Soutenue publiquement le 12/06/2024

devant le jury composé de :

Président :	<b>DEBIECHE Taha-Hocine</b>	Pr.	Univ. Mohamed Seddik Benyahia - Jijel
Rapporteur :	<b>KRIKA Abderrezak</b>	Pr	Univ. Mohamed Seddik Benyahia - Jijel
Co-Rapporteur :	<b>KESSASRA Farés</b>	Pr.	Univ. Mohamed Seddik Benyahia - Jijel
Examineurs :	<b>CHEBBAH Mohamed</b>	Pr.	Centre. Univ. Abdelhafid Boussouf - Mila
	<b>MAYACHE Boualem</b>	Pr.	Univ. Mohamed Boudiaf - M'Sila

# **Remerciements**

Tout d'abord nous remercions **ALLAH Taala**, le tout puissant qui nous a porté le courage, la force et la patience au cours de toutes nos vies et qui nous a dirigés dans le bon sens en éclairant nos cheminements dans les nuits les plus obscures.

Je réserve ces lignes en signe de reconnaissance à toute personne qui a contribué directement ou indirectement à la réalisation de cette thèse :

En tout premier lieu, je tiens à exprimer ma profonde gratitude à mon promoteur Monsieur **KRIKA Abderrezak** qui a proposé le thème de cette thèse et pour sa confiance mais aussi pour m'avoir permis de réaliser ce travail dans les meilleures conditions et en toute liberté. Son aide, ses conseils et sa rigueur scientifique ont représenté un soutien précieux et enrichissant.

Aussi, je le remercie sincèrement.

Je remercie mon co-directeur **Mr KESSASRA Farés** d'avoir accepté de codiriger cette thèse et de m'avoir prêté aide, conseils et orientations durant la réalisation de ce travail. Mes remerciements s'adressent également et spécialement à tous mes membres de jury et qui ont consacré une part importante de leurs temps à la lecture et à l'évaluation de ce travail.

Mes vives gratitudes vont à Monsieur le professeur **DEBIECHE Taha-Hocine** d'avoir accepté d'être président du jury. Je remercie également Monsieur le professeur **CHEBBAH Mohamed** et Monsieur le professeur **MAYACHE Boualem** d'avoir accepté d'examiner ce modeste travail.

Un spécial remerciement à **Mr DROUCHE Abdelmalek** et **Mr ZAHY Faouzi** et **Mr KRIKA Fouad** pour leur précieuse aide, pour leur conseil et intérêt qu'ils ont portés à cette étude. Nous remercions également tous les enseignants qui nous ont encadrés durant l'année théorique du doctorat.

Je tiens à exprimer mes très vifs remerciements à **tous mes enseignants** du département des sciences de la terre et de l'univers de l'université Mohamed Seddik Benyahia-Jijel auxquels je dois beaucoup pour ma formation en hydrogéologie. Mes remerciements à **toute l'équipe du laboratoire de génie géologique (LGG)**

Mes vifs remerciements à tous les amis qui m'ont aidé et encouragé pour réaliser ce travail et à toutes les personnes qui m'ont soutenu tout au long de ce travail.



# Dédicace

Au nom **d'Allah**, le Tout Miséricordieux, le Très Miséricordieux Tout d'abord je tiens à remercier le tout puissant de m'avoir donné le courage et la patience pour arriver à ce stade afin de réaliser ce travail que je dédie :

À **MES CHERS PARENTS : Nadia Massoud**, Aucune dédicace ne saurait exprimer mon respect, mon amour éternel et ma considération pour les sacrifices que vous avez consenti pour mon instruction et mon bien être. Je vous remercie pour tout le soutien et l'amour que vous me portez depuis mon enfance et j'espère que votre bénédiction m'accompagne toujours. Que ce modeste travail soit l'exaucement de vos vœux tant formulés, le fruit de vos innombrables sacrifices, bien que je ne vous en acquitterai jamais assez. Puisse Dieu, le Très Haut, vous accorder santé, bonheur et longue vie et faire en sorte que jamais je ne vous déçoive.

A ma chère sœur : **Siham** et son mari **Mounir** et leurs enfants

A mes chers frères : **Adel et Oussama** qui m'encourage beaucoup j'espère que vous été fière de ta sœur.

A **Yassine** et sa femme **Nafila** et leurs enfants,

**Fatah** et sa femme **Fatima** et leurs enfants,

A toute ma grande famille : **Hizir et Zeghache**

A mes amis : **Asma, Selma, Souad et Zineb**

A toute la promotion 2019/2020 des Sciences de la Terre et de l'Univers et surtout la spécialité Hydrogéologie.



***Résumé***

***Abstract***

**المُلخَص**



## Résumé

La région du bassin versant de l'Oued Kébir-Rhumel, essentiellement dédiée à l'agriculture, est particulièrement impactée par la problématique de la pollution. Cette situation est exacerbée par la croissance démographique constante, la modernisation de l'agriculture ainsi que par le développement continu du secteur industriel dans la zone. Les écoulements liquides et les déversements solides provenant des foyers, des activités agricoles, des installations industrielles et des stations d'épurations sont directement relâchés dans le lit de l'Oued, lequel traverse la zone d'étude du sud au nord avant de se jeter dans la mer. Ce processus entraîne le transport de diverses formes de substances polluantes. Pour atteindre notre objectif, cette étude a adopté une approche polyvalente intégrant le travail sur le terrain avec des prélèvements d'eau et de sédiments effectués sur huit sites répartis le long de l'oued, de l'amont vers l'aval, tout en étant assistée par une approche analytique.

La première phase de l'étude a consisté en la caractérisation physique et chimique des eaux, ainsi qu'en la quantification de la pollution organique à l'aide de paramètres indicateurs tels que le pH, la conductivité électrique (CE), la demande biochimique en oxygène ( $DBO_5$ ), la demande chimique en oxygène (DCO), les azotes ( $NH_4$ ,  $NO_2$ ,  $NO_3$ ) et les orthophosphates ( $PO_4$ ). La seconde phase de l'investigation visait à évaluer le niveau de contamination du cours d'eau par les éléments traces métalliques (Cd, Pb, Cu et Zn), déterminés à la fois dans la matrice sédimentaire et dans la colonne d'eau.

Dans l'eau, les valeurs moyennes des paramètres examinés dépassent systématiquement les seuils établis par la norme algérienne, à l'exception du pH, de la conductivité électrique (CE) et du nitrate ( $NO_3$ ). Les résultats de l'indice global de pollution (CPI) révèlent que les eaux de l'Oued sont classées de polluées à sérieusement polluées. Les valeurs de l'indice d'eutrophisation (EI) dépassent l'unité ( $>1$ ), indiquant une situation d'eutrophisation sévère dans la plupart des sites, à l'exception des sites S1 (la partie amont d'Ain Smara), S7 (à la jonction d'El Kébir-BouSiaba et d'Al Anser) et S8 (l'embouchure de l'oued El Kébir). Les concentrations moyennes des teneurs en ETM des sédiments enregistrent l'ordre d'abondance suivant :  $Zn > Pb > Cu > Cd$ . Elles sont de l'ordre de :  $0.94 \mu g.g^{-1}$  pour le Cd,  $78.80 \mu g.g^{-1}$  pour le Pb,  $46.20 \mu g.g^{-1}$  pour le Cu et  $146.80 \mu g.g^{-1}$  pour le Zn. L'indice de géoaccumulation "Igeo" et le facteur de contamination "FC" révèlent des contaminations polymétalliques dominées par deux éléments ; Pb et Cd étant les plus préoccupants. L'indice de charge de pollution (PLI) mettait en évidence une pollution significative des sédiments du fleuve. Les valeurs de l'indice de réponse potentielle à la toxicité confirmaient la possibilité d'un risque écologique, en particulier aux sites S1, S2 (l'aval de la décharge publique d'Ain Smara), S4 (proximité du pont d'El Menia), S7 et S5 (l'amont du barrage de Beni Haroun). Cependant, l'indice de risque écologique potentiel suggère un risque écologique potentiel modéré dans tous les sites, englobant l'ensemble des éléments traces, à l'exception du Cd.

**Mots clés :** Eau, Sédiments, Pollution, Oued Kébir-Rhumel, Algérie

## ملخص

المنطقة الحوضية لوادي الكبير- الرمال، المخصصة أساساً للزراعة، تتأثر بشكل كبير بمشكلة التلوث. يزداد تفاقم هذا الوضع بسبب النمو السكاني المستمر، وتحديث الزراعة، والتطور المستمر للقطاع الصناعي في المنطقة. يتم إطلاق التدفقات السائلة والفضلات الصلبة المنبعثة من المنازل والأنشطة الزراعية والمنشآت الصناعية ومحطات معالجة مياه الصرف مباشرة في مجرى الوادي الذي يعبر المنطقة الدراسية من الجنوب إلى الشمال قبل أن يصب في البحر. تؤدي هذه العملية إلى نقل أشكال متنوعة من المواد الملوثة لتحقيق هدفنا، اعتمدت هذه الدراسة على نهج متعدد الجوانب يجمع بين العمل الميداني وجمع العينات من المياه والرواسب على ثمانية مواقع موزعة على طول الوادي من الجزء العلوي إلى السفلي، بالإضافة إلى الاعتماد على النهج التحليلي.

شملت المرحلة الأولى من الدراسة توصيف المياه من الناحية الفيزيائية والكيميائية، وكذلك كمية تلوث المواد العضوية باستخدام مؤشرات مثل درجة الحموضة (pH) ، والتوصيل الكهربائي (CE) ، والطلب البيولوجي على الأكسجين (DBO<sub>5</sub>) ، الطلب الكيميائي على الأكسجين (DCO) ، الأزوتات (NO<sub>2</sub> ، NO<sub>3</sub> ، NH<sub>4</sub>) والأورثوفوسفاتات (PO<sub>4</sub>). كانت المرحلة الثانية من التحقيق تستهدف تقييم مستوى التلوث في مجرى الوادي بواسطة العناصر الثقيلة (الكاديوم، الرصاص، النحاس، والزنك)، المحددة على حد سواء في الركيزة الطينية والعمود المائي.

في الماء، تتجاوز القيم المتوسطة للمتغيرات المدروسة بشكل منتظم الحدود المقررة من قبل المعايير الجزائرية (باستثناء الرقم الهيدروجيني والموصلية الكهربائية والنترات). تكشف نتائج مؤشر التلوث الشامل (CPI) عن تصنيف مياه وادي الكبير-الرمال من ملوثة إلى ملوثة بشكل خطير. بالإضافة إلى ذلك، تتجاوز قيم مؤشر الإثراء الغذائي (EI) الوحدة (>1) ، مشيرة إلى حالة إثراء غذائي شديدة في معظم المواقع، باستثناء المواقع S1 (الجزء العلوي من عين السمارة) ، S7 (عند تقاطع الكبير-بوسياية والعنصر) وS8 (مصب وادي، الكبير). تتبع التراكيز المتوسطة للعناصر الثقيلة في الرواسب ترتيب الوفرة التالي Cd<Cu<Pb<Zn : بقيم تتراوح على التوالي بين 0.94 µغ/غ للكاديوم ، 78.80 µغ/غ للرصاص ، 46.20 µغ/غ للنحاس و 146.80 µغ/غ للزنك. يكشف مؤشر التراكم الجيولوجي (Igeo) وعامل التلوث (FC) عن تلوّثات متعددة المعادن يسيطر عليها عنصرين هما الرصاص والكاديوم. يسلط مؤشر الحمل التلوثي (PLI) الضوء على تلوث كبير في رواسب الوادي فيما تؤكد قيم مؤشر الاستجابة المحتملة للسمية (RI) على إمكانية وجود خطر بيئي، خاصة في المواقع S1، S2 (أسفل المكب العمومي عين السمارة) ، S4 (بالقرب من جسر المنيا) ، S7 وS5 (أعلى سد بني هارون) ، في حين يشير مؤشر الخطر البيئي المحتمل إلى وجود خطر بيئي محتمل معتدل في جميع المواقع، شاملاً جميع العناصر الثقيلة باستثناء الكاديوم.

**الكلمات مفتاحية:** المياه، الرواسب، التلوث، وادي الكبير- رمال، الجزائر

## Abstract

The watershed region of Wadi Kebir-Rhumel, primarily dedicated to agriculture, is significantly affected by the issue of pollution. This situation is exacerbated by constant population growth, the modernization of agriculture, and the ongoing development of the industrial sector in the area. Liquid flows and solid discharges from households, agricultural activities, industrial facilities and wastewater treatment plant are directly released into the bed of the Wadi, which traverses the study area from south to north before flowing into the sea. This process leads to the transport of various forms of pollutants.

To achieve our objective, this study adopted a versatile approach that integrates fieldwork with water and sediment sampling at eight sites along the Wadi, from upstream to downstream, supported by an analytical approach. The first phase of the study involved the physical and chemical characterization of water, as well as the quantification of organic pollution using indicator parameters such as pH, electrical conductivity (EC), biochemical oxygen demand (BOD<sub>5</sub>), chemical oxygen demand (COD), nitrogen compounds (NH<sub>4</sub>, NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>), and orthophosphates (PO<sub>4</sub>). The second phase of the investigation aimed to assess the contamination level of the watercourse by trace metal elements (Cd, Pb, Cu, and Zn), determined in both the sediment matrix and the water column.

In the water, the mean values of the examined parameters consistently exceed the limits established by the Algerian standard, except for pH, electrical conductivity (EC), and nitrate (NO<sub>3</sub>). The results of the Comprehensive Pollution Index (CPI) reveal that the waters of the Wadi are classified from polluted to seriously polluted. Furthermore, Eutrophication Index (EI) values surpass the unity (>1), indicating a severe eutrophication situation in most sites, except for S1(the upstream part of Ain Smara), S7(at the junction of El Kébir-BouSiaba and Al Anser), and S8(At the mouth of the Oued El Kébir). The average concentrations of trace metals in sediments follow the abundance order: Zn > Pb > Cu > Cd, with respective values of 0.94 µg.g<sup>-1</sup> for Cd, 78.80 µg.g<sup>-1</sup> for Pb, 46.20 µg.g<sup>-1</sup> for Cu, and 146.80 µg.g<sup>-1</sup> for Zn. The Geoaccumulation Index (I<sub>geo</sub>) and Contamination Factor (FC) reveal polymetallic contaminations dominated by two elements; Pb and Cd being the most concerning. The Pollution Load Index (PLI) highlights significant sediment pollution in the river. Values of the Potential Ecological Risk Index (RI) confirm the possibility of ecological risk, especially at sites S1, S2(the downstream of the Ain Smara landfill), S4 (near the El Menia bridge), S7, and S5 (Upstream of the Beni Haroun dam). However, the Potential Ecological Risk Index suggests a moderate potential ecological risk at all sites, encompassing all trace elements, except for Cd.

**Keywords:** Water, Sediments, Pollution, Kébir-Rhumel River, Algeria

## Table des matières

### Remerciements

Dédicace

Résumé

Abstract

ملخص

Table des matières

Liste des tableaux

Liste des figures

Liste des abréviations

Introduction générale..... 1

Références bibliographiques .....4

## Chapitre I. Synthèse bibliographique

I.1	Définition de la pollution.....	6
I.2	La pollution des eaux.....	6
I.3	Type de pollution des eaux de surface.....	7
I.3.1	La pollution physique .....	7
I.3.2	La pollution chimique .....	8
I.3.3	La pollution biologique.....	8
I.4	Conséquences de la pollution des milieux aquatiques.....	8
I.5	Origine de la pollution des eaux de surface.....	9
I.5.1	Phénomènes naturels.....	9
I.5.2	Origine domestique .....	9
I.5.3	Origines industriels .....	10
I.5.4	Origine agricole .....	10
I.6	Estimation de la qualité des eaux de surface .....	11
I.6.1	Les paramètres physico-chimiques de l'eau .....	11
I.6.1.1	La Température.....	11
I.6.1.2	Le potentiel d'Hydrogène (pH) .....	11
I.6.1.3	La conductivité électrique (CE).....	11
I.6.1.4	Les matières en suspensions (MES) .....	12
I.6.1.5	Les éléments indicateurs de pollution .....	12
I.6.1.5.1	L'azote .....	12

I.6.1.5.2	Le phosphore.....	13
I.6.1.6	La demande biochimique en oxygène (DBO) .....	14
I.6.1.7	La demande chimique en oxygène (DCO) .....	14
I.7	Les sédiments .....	15
I.7.1	Rôle des sédiments.....	16
I.7.2	Relation sédiment-pollution.....	16
I.7.3	Les éléments en trace métallique dans l'écosystème aquatique .....	17
I.7.4	Origine des ETM dans l'écosystème aquatique.....	17
I.7.4.1	Origines naturelles .....	18
I.7.4.2	Origines anthropiques.....	19
I.7.5	Les éléments en traces métalliques : identités et propriétés physicochimiques.....	20
I.7.5.1	Le plomb(Pb).....	20
I.7.5.1.1	Biodisponibilité de Plomb.....	20
I.7.5.1.2	Toxicité de plomb .....	21
I.7.5.2	Le cadmium (Cd).....	21
I.7.5.2.1	Biodisponibilité de Cadmium .....	22
I.7.5.3	Toxicité de cadmium .....	22
I.7.5.4	Le zinc (Zn) .....	23
I.7.5.4.1	Biodisponibilité de Zinc.....	24
I.7.5.4.2	Toxicité de Zinc .....	24
I.7.5.5	Le cuivre (Cu).....	25
I.7.5.5.1	Biodisponibilité du cuivre.....	25
I.7.5.6	Toxicité de cuivre .....	26
I.8	Conclusion .....	26
	Références bibliographiques.....	27

## ***Chapitre II. Cadre géographique***

II.1	Introduction .....	40
II.2	Présentation et description du bassin versant Kébir-Rhume .....	40
II.2.1	Situation géographique.....	40
II.2.2	Socio-économie .....	42
II.2.2.1	Population.....	42

II.2.2.2	Alimentation en eau potable des agglomérations .....	43
II.2.2.3	Barrage.....	43
II.2.2.4	Assainissement .....	44
II.2.2.5	Végétation.....	44
II.2.2.5.1	Végétation forestière .....	44
II.2.2.5.2	Végétation des terres cultivées.....	45
II.2.2.6	Agriculture.....	46
II.2.2.7	Industrie .....	47
II.2.3	Principales sources de contamination dans l'Oued Kébir Rhumel.....	49
II.3	Conclusion .....	50
	Références bibliographiques.....	51

### ***Chapitre III. Hydroclimatologie***

III.1	Introduction .....	53
III.2	Station pluviométrique .....	53
III.3	Facteurs climatiques .....	54
III.3.1	Précipitations .....	54
III.3.1.1	Précipitations moyennes mensuelles.....	55
III.3.1.2	Coefficient pluviométrique (H).....	56
III.3.1.3	Précipitations moyennes saisonnières .....	59
III.3.2	Température .....	60
III.4	Type de climat .....	62
III.4.1	Diagramme pluviothermique.....	62
III.4.2	Méthode d'Euverte (humidité du sol) .....	63
III.4.3	Evapotranspiration .....	66
III.4.3.1	Evapotranspiration potentielle (ETP).....	66
III.4.3.2	Bilan hydrologique de Thornthwaite .....	67
III.4.3.3	Evapotranspiration réelle annuelle (ETR).....	70
III.4.4	Ruissellement superficiel (R) .....	71
III.4.5	Estimation de l'infiltration .....	71
III.5	Caractéristiques morphématiques de bassins versants Kébir Rhumel.....	72
III.5.1	Réseaux hydrographiques .....	73

III.5.2	Courbe hypsométrique .....	76
III.5.2.1	Les altitudes caractéristiques .....	79
III.5.2.2	Les indices de pente du B.V Kébir Rhumel.....	79
III.6	Conclusion .....	80
	Références bibliographiques.....	81

### ***Chapitre IV. Cadre géologique***

IV.1	Introduction .....	84
IV.2	La géologie de la zone d'étude .....	84
IV.2.1	Domaine interne .....	84
IV.2.1.1	Socle kabyle .....	84
IV.2.1.2	L'Oligo-Miocène Kabyle (OMK) et Olistostromes .....	86
IV.2.1.3	La chaîne calcaire ou dorsale Kabyle .....	86
IV.2.2	Domain des flysches.....	86
IV.2.2.1	La série numidienne .....	87
IV.2.3	Domain externe .....	87
IV.2.3.1	Les formations telliennes .....	87
IV.2.3.2	L'avant pays allochtone .....	88
IV.2.3.2.1	Nappe néritique constantinoise.....	88
IV.2.3.2.2	Ensemble allochtone de type sellaoua et formation allochtone de sud sétifienne .....	88
IV.2.4	Roche éruptive .....	88
IV.2.5	Marne et conglomérat de post nappe .....	88
IV.2.6	Quaternaire .....	89
IV.2.7	Trias.....	89
IV.3	Conclusion.....	89
	Références bibliographiques.....	90

### ***Chapitre V : Hydrochimie***

V.1	Introduction .....	92
V.2	Sélection et positionnement des sites de prélèvement.....	92
V.3	Prélèvement et préparation des échantillons .....	95
V.3.1	Fréquences et caractérisation des prélèvements.....	95

V.3.2	Méthodologie de prélèvement et préparation des échantillons .....	95
V.3.2.1	Compartiment « eau ».....	95
V.3.2.1.1	Extraction et dosage des ETM.....	96
V.3.2.2	Compartiment « sédiments » .....	97
V.3.2.2.1	Extraction et dosage des ETM.....	97
V.3.3	Analyse statistique et traitement des données .....	98
V.4	Résultats et discussions .....	98
V.4.1	Compartiment « eau » .....	98
V.4.1.1	Variations spatiales des paramètres physico-chimiques des eaux de l'Oued Kébir-Rhumel.....	98
V.4.1.1.1	Température de l'eau .....	99
V.4.1.1.2	Potentiel d'hydrogène (pH) .....	100
V.4.1.1.3	La conductivité électrique (CE).....	103
V.4.1.1.4	Les matières en suspension (MES).....	104
V.4.1.1.5	Les nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) .....	106
V.4.1.1.6	Les nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ).....	107
V.4.1.1.7	Les orthophosphates ( $\text{PO}_4^{2-}$ ).....	109
V.4.1.1.8	L'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) .....	111
V.4.1.1.9	La demande chimique en oxygène (DCO) .....	113
V.4.1.1.10	La demande biologique en oxygène (DBO <sub>5</sub> ) .....	115
V.4.1.2	Indices de qualité de l'eau.....	116
V.4.1.2.1	Indice d'eutrophisation (IE).....	116
V.4.1.2.2	Indice global de pollution (IGP) .....	118
V.4.1.3	Analyses en composantes principales (ACP) .....	119
V.4.1.4	Teneurs en ETM de l'eau de l'Oued Kébir-Rhumel .....	121
V.4.2	Compartiment « Sédiment ».....	111
V.4.2.1	Caractérisation physico-chimique des sédiments .....	122
V.4.2.1.1	Granulométrie .....	122
V.4.2.1.2	Les éléments trace métalliques (ETM).....	124
a.	Cadmium (Cd) .....	127
b.	Le plomb (Pb).....	129
c.	Le cuivre (Cu).....	132
d.	Le Zinc (Zn).....	134

V.4.2.1.3 Evaluation de la contamination métallique des sédiments .....	136
a. Indice de géo-accumulation (Igeo) .....	137
b. Facteur de contamination (FC) .....	139
c. L'indice De charge de pollution (PLI=Pollution Load Index) .....	142
d. Indice de réponse potentielle à la toxicité (RI).....	144
e. Indice de risque écologique potentiel ( <i>Efi</i> ) .....	146
V.4.2.1.4 Analyses en composantes principales (ACP) .....	147
V.5 Conclusion.....	149
Références bibliographiques.....	151
<b>Conclusion générale.....</b>	<b>163</b>

## Liste des tableaux

<b>Tableau. I.1.</b> Origine et nature de différentes sources de pollution des eaux de surface (Ramade, 2000 ; Chouteau, 2004).....	7
<b>Tableau. I 2.</b> Source et types de produits toxiques d'origine industrielle (Assaad., 2014).....	10
<b>Tableau. I.3.</b> Contenu des roches en éléments traces métalliques (ppm) (Kabata-Pendias et Pendias., 1992).....	19
<b>Tableau. I.4.</b> Flux des éléments traces dans l'environnement (tonne/an).....	19
<b>Tableau. I.5.</b> Propriétés physico-chimiques du plomb (Lenntech., 2007a).....	20
<b>Tableau. I.6.</b> Propriétés physico-chimiques du cadmium (Lenntech., 2007b).....	21
<b>Tableau.I.7.</b> Propriétés physico-chimiques du zinc (Lenntech., 2007c).....	23
<b>Tableau.I.8.</b> Propriétés physico-chimiques du Cuivre (Lenntech., 2007d).....	25
<b>Tableau. II. 1.</b> Différentes surfaces des sous bassins de Kébir Rhumel (Marouf., 2012).....	41
<b>Tableau. II. 2.</b> Les principales agglomérations du bassin versant du Kébir-Rhumel.....	42
<b>Tableau. II. 3.</b> Barrages dans le bassin du Kebir-Rhumel (ABH., 2004).....	44
<b>Tableau. II. 4.</b> Assainissement des eaux usées urbaines dans le bassin Kébir Rhumel.....	45
<b>Tableau. II. 5.</b> Type des pesticides utilisés par les agriculteurs, selon la culture et la dose à l'hectare (cahierdel'ABH,C.S.M.,2002).....	47
<b>Tableau. II. 6.</b> Synthèse de la situation des principales industries du bassin versant de Kébir Rhumel (ABH., 2002).....	48
<b>Tableau. III. 1.</b> Coordonnées de la station pluviométrique du bassin versant de Kébir Rhumel.....	53
<b>Tableau. III. 2.</b> Précipitations moyennes mensuelles (mm) des stations (Téleghma (Mila), Aïn El Bey (Constantine) et Al Ancer (Jijel), (2011/2020).....	55
<b>Tableau. III. 3.</b> Répartition saisonnières des précipitations des stations Téleghma (Mila), Aïn El Bey (Constantine) et Al Ancer (Jijel) (2011/2020).....	59
<b>Tableau. III. 4.</b> Températures moyennes Mensuelles des stations : Téleghma (Mila), Aïn El Bey (Constantine) et Al Ancer (Jijel) (2011/2020).....	61
<b>Tableau. III. 5.</b> Evaluation du degré d'humidité du sol aux stations : Aïn El Bey (Constantine), Al Ancer (Jijel) et Téleghma (Mila) (2011/2020).....	64
<b>Tableau. III. 6.</b> Bilan hydrique d'après la formule de Thornthwaite (Téleghma, 2011/ 2020).....	68
<b>Tableau. III. 7.</b> Bilan hydrique d'après la formule de Thornthwaite (Aïn El Bey, 2011/ 2020).....	68
<b>Tableau. III. 8.</b> Bilan hydrique d'après la formule de Thornthwaite (Al Ancer, 2011/ 2020).....	68
<b>Tableau. III. 9.</b> Les résultats ETR selon la formule de Turc des stations : Téleghma (Mila), Aïn El Bey (Constantine) et Al Ancer (Jijel) (2010/2011-2019/2020).....	71
<b>Tableau. III. 10.</b> Estimation de l'infiltration selon l'équation globale du bilan hydrologique.....	72
<b>Tableau. III. 11.</b> Récapitulatif des paramètres morphométriques du bassin versant Kébir Rhumel (Marouf., 2012).....	76
<b>Tableau. III. 12.</b> La répartition altimétrique dans le bassin versant Kébir Rhumel.....	77

<b>Tableau. V. 1.</b> Paramètres de qualité de l'eau, unités et méthodes analytiques.....	96
<b>Tableau. V. 2.</b> Résultats de l'analyse physico-chimique des eaux de l'Oued Kébir-Rhumel. ....	99
<b>Tableau. V. 3.</b> Analyse spatiale de la température de l'eau en fonction du Test de Newman-Keuls....	99
<b>Tableau. V. 4.</b> Analyse spatiale de la température de l'eau en fonction du Test de Newman-Keuls (effet sous bassin).....	100
<b>Tableau. V. 5.</b> Analyse spatiale des valeurs de pH de l'eau en fonction du Test de Newman-Keuls (effet de site).....	102
<b>Tableau. V. 6.</b> Analyse spatiale des valeurs en pH de l'eau en fonction du Test de Newman-Keuls (effet sous bassin).....	103
<b>Tableau. V. 7.</b> Analyse spatiale des teneurs en CE de l'eau en fonction du Test de Newman-Keuls (effet site).....	103
<b>Tableau. V. 8.</b> Analyse spatiale des valeurs en pH de l'eau en fonction du Test de Newman-Keuls.....	104
<b>Tableau. V. 9.</b> Analyse spatiale des teneurs en MES en fonction du Test de Newman-Keuls .....	105
<b>Tableau. V. 10.</b> Analyse spatiale des teneurs en NO <sub>3</sub> en fonction du Test de Newman-Keuls (effet site).....	106
<b>Tableau. V. 11.</b> Analyse spatiale des valeurs en NO <sub>3</sub> de l'eau en fonction du Test de Newman-Keuls (effet sous bassin) .....	107
<b>Tableau. V. 12.</b> Analyse spatiale des teneurs en NO <sub>2</sub> en fonction du Test de Newman-Keuls .....	108
<b>Tableau. V. 13.</b> Analyse spatiale des teneurs en NO <sub>2</sub> en fonction du Test de Newman-Keuls .....	109
<b>Tableau. V. 14.</b> Analyse spatiale des teneurs en PO <sub>4</sub> selon le Test de Newman-Keuls .....	110
<b>Tableau. V. 15.</b> Analyse spatiale des teneurs en PO <sub>4</sub> en fonction du Test de Newman-Keuls.....	111
<b>Tableau. V. 16.</b> Analyse spatiale des teneurs en NH <sub>4</sub> en fonction du Test de Newman-Keuls (effet site).....	112
<b>Tableau. V. 17.</b> Analyse spatiale des teneurs en NH <sub>4</sub> en fonction du de Newman-Keuls.....	112
<b>Tableau. V. 18.</b> Analyse spatiale des teneurs en DCO en fonction du Test de Newman-Keuls .....	113
<b>Tableau. V. 19.</b> Analyse spatiale des teneurs en DCO en fonction du Test de Newman-Keuls (effet sous bassin)...	114
<b>Tableau. V. 20.</b> Analyse spatiale des teneurs en DBO <sub>5</sub> en fonction du Test de Newman-Keuls (effet site).....	115
<b>Tableau. V. 21.</b> Analyse spatiale des teneurs en DBO <sub>5</sub> en fonction du Test de Newman-Keuls (effet sous bassin).....	116
<b>Tableau. V. 22.</b> Variations spatiales de l'indice d'eutrophisation (EI) des eaux de l'Oued Kebir-Rhumel.....	117
<b>Tableau. V. 23.</b> Classification de la qualité des eaux selon l'IGP (Zhao <i>et al.</i> , 2012).....	118
<b>Tableau. V. 24.</b> Variations spatiales de l'indice global de pollution (IGP) des eaux de l'Oued Kebir-Rhumel.....	119
<b>Tableau. V. 25.</b> Matrice de corrélation pour les paramètres physico-chimiques .....	120
<b>Tableau. V. 26.</b> Données statistiques de l'analyse granulométrique des sédiments de l'Oued Kébir-Rhumel.....	122

<b>Tableau. V. 27.</b> Répartition granulométrique des particules selon les sites .....	123
<b>Tableau. V. 28.</b> Répartition granulométrique des fractions dans les trois sous bassins .....	124
<b>Tableau. V. 29.</b> Données statistiques des ETM dans les sédiments comparés aux concentrations de référence et à celles de certaines rivières dans le monde .....	125
<b>Tableau. V. 30.</b> Teneurs en ETM comparées au TEC et PEC et pourcentage des échantillons à effets biologiques prévisibles (Mac Donald <i>et al.</i> , 2000).....	127
<b>Tableau. V. 31.</b> Analyse spatiale des teneurs en Cd en fonction du Test de Newman-Keuls en Cd (effet station).....	128
<b>Tableau. V. 32.</b> Analyse spatiale des teneurs en Pb en fonction du Test de Newman-Keuls .....	130
<b>Tableau. V. 33.</b> Analyse spatiale des teneurs en Cu en fonction du Test de Newman-Keuls .....	132
<b>Tableau. V. 34.</b> Analyse spatiale des teneurs en Zn selon le Test de Newman-Keuls (effet site).....	134
<b>Tableau. V. 35.</b> Analyse spatiale des teneurs en Zn en fonction du Test de Newman-Keuls (effet sous bassin).....	136
<b>Tableau. V. 36.</b> Moyennes des Indices : Igeo, FC, PLI des sédiments de l'Oued Kébir-Rhumel .....	137
<b>Tableau.V.37.</b> Classification et répartition en pourcentage des indices Igeo des sédiments (n=24).....	137
<b>Tableau.V.38.</b> Classification et répartition en pourcentage des FC des sédiments. (n=24).....	140
<b>Tableau. V. 39.</b> Classification de la qualité des sédiments selon RI (Guo <i>et al.</i> , 2010).....	144
<b>Tableau. V. 40.</b> Répartition spatiale de l'IR des sédiments de l'Oued Kébir-Rhumel.....	144
<b>Tableau. V. 41.</b> Classement des sédiments en fonction de l'indice de risque écologique potentiel ( <i>Efi</i> ) (Guo <i>et al.</i> , 2010) .....	146
<b>Tableau. V. 42.</b> Analyse de corrélation entre les concentrations en ETM et les proportions des fractions granulométriques des sédiments.....	148

## Liste des figures

<b>Figure. I. 1.</b> Les principales réactions du cycle de l'azote (Gobat <i>et al.</i> , 2003) .....	13
<b>Figure. I. 2.</b> Origine des éléments en traces métalliques dans le milieu aquatique .....	18
<b>Figure. II. 1.</b> Localisation de la zone d'étude.....	41
<b>Figure. II. 2.</b> L'ensemble des dotations théoriques (D.H.W. Constantine).....	43
<b>Figure. II. 3.</b> Occupation du bassin versant Kebir-Rhumel .....	46
<b>Figure. II. 4.</b> Emplacement des principaux agglomérations et industries dans le bassin versant de Kébir-Rhumel (Mebarki, 2005).....	50
<b>Figure. III. 1.</b> Carte de localisation des stations pluviométrique du bassin versant de Kébir Rhumel .....	54
<b>Figure. III. 2.</b> : Précipitations moyennes mensuelles des stations : (A) Téléghma (Mila), (B) Aïn El Bey (Constantine) et (C) Al Ancer (Jijel) (2011/2020) .....	56
<b>Figure. III. 3.</b> Précipitations annuelles des stations : (A) Téléghma (Mila), (B) Aïn El Bey (Constantine) et (C) Al Ancer (Jijel) (2011/2020) .....	57
<b>Figure. III. 4.</b> Variations des coefficients pluviométriques pour les stations : Aïn El Bey (Constantine), Al Ancer (Jijel) et Téléghma (Mila) (2011/2020) .....	58
<b>Figure. III. 5.</b> : Répartition saisonnières des précipitations des stations : (A) Téléghma (Mila), (B) Aïn El Bey (Constantine) et (C) Al Ancer (Jijel) (2011/2020) (2011/2020).....	60
<b>Figure. III. 6.</b> Températures moyennes mensuelles des stations : (A) Téléghma (Mila), (B) Aïn El Bey (Constantine) et (C) Al Ancer (Jijel) (2011/2020) .....	62
<b>Figure. III. 7.</b> Courbes pluviothermiques des stations : (A) Téléghma (Mila), (B) Aïn El Bey (Constantine) et (C) Al Ancer (Jijel) (2011/2020) .....	63
<b>Figure. III. 8.</b> Carte de répartition des zones bioclimatiques dans le bassin versant du Kebir-Rhumel (Mebarki., 2005) .....	65
<b>Figure. III. 9.</b> Bilan hydrologique selon la méthode de Thornthwaite aux stations : (A) Téléghma (Mila), (B) Aïn El Bey (Constantine) et (C) Al Ancer (Jijel) (2011/2020) (2011/2020) .....	70
<b>Figure. III. 10.</b> Réseau hydrographique de bassin Kébir Rhumel .....	74
<b>Figure. III. 11.</b> Principaux oueds du bassin versant Kebir Rhumel (longueur > 10 km) (ABH, 2004) .....	75
<b>Figure. III. 12.</b> Profil en long de l'Oued Kébir-Rhumel (Mebarki., 1982) .....	76
<b>Figure. III. 13.</b> Courbe hypsométrique du bassin Kébir-Rhumel.....	78
<b>Figure. IV. 1.</b> Carte géologique de la région d'étude (d'après Vila., 1980) .....	85
<b>Figure. V. 1.</b> L'emplacement des sites d'échantillonnage.....	93
<b>Figure. V. 2.</b> Variations spatiales moyennes des paramètres physico-chimiques des eaux de l'Oued Kébir-Rhumel.....	120
<b>Figure. V. 3.</b> Moyennes de l'IE des eaux des sous bassins de l'Oued Kébir-Rhumel .....	118
<b>Figure. V. 4.</b> Moyennes de l'IGP des eaux des sous bassins de l'Oued Kébir-Rhumel] .....	119

<b>Figure. V. 5.</b> Cercle de corrélation montrant la répartition des paramètres selon les axes F1, F2 et F3.....	121
<b>Figure. V. 6.</b> Triangle textural et classes texturales .....	122
<b>Figure. V. 7.</b> Répartition granulométrique des fractions des sédiments en fonction des sites.....	123
<b>Figure. V. 8.</b> Variation spatiale des concentrations moyennes en ETM dans les sédiments. ....	126
<b>Figure. V. 9.</b> Teneurs en Cd des 08 sites au par rapport aux seuils de toxicité.....	130
<b>Figure. V. 10.</b> Comparaison des teneurs en Pb de 08 sites par rapport aux seuils de toxicité.....	132
<b>Figure. V. 11.</b> Comparaison des teneurs en Cu de 08 sites par rapport aux seuils de toxicité.....	134
<b>Figure. V. 12.</b> Comparaison des teneurs en Zn de 08 sites par rapport aux seuils de toxicité.....	136
<b>Figure. V. 13.</b> Moyennes des l'indices Igeo pour les éléments étudiés en fonction des sites.....	138
<b>Figure. V. 14.</b> Moyennes des l'indices Igeo pour les éléments étudiés en fonction des sous bassins. ....	138
<b>Figure. V. 15.</b> Répartition spatiale de FC des sédiments des sites de prélèvements.....	141
<b>Figure. V. 16.</b> Répartition spatiale des FC dans les sous bassins de l'Oued Kébir-Rhumel. ....	142
<b>Figure. V. 17.</b> Répartition spatiale de PLI des sédiments des sites de prélèvements. ....	143
<b>Figure. V. 18.</b> Répartition spatiale de PLI des sédiments des sous bassins de l'Oued Kébir-Rhumel. ....	143
<b>Figure. V. 19.</b> Répartition spatiale des RI des sédiments de l'Oued Kébir-Rhumel.....	145
<b>Figure. V. 20.</b> Moyennes des RI dans les sédiments des sous bassins de l'Oued Kébir-Rhumel .....	145
<b>Figure. V. 21.</b> ACP des teneurs en ETM et des fractions granulométriques des sédiments..	147
<b>Figure. V. 22.</b> Carte factorielle des sites (axes F1 xF2 de l'ACP) .....	149

## *Liste des abréviations*

A.B.H : Agence de Bassin Hydrographique.

ACP : Analyse en composantes principales

CE : conductivité électrique.

CSM : Constantinois-Seybousse-Mellegue.

D.H.W : Direction de l'Hydraulique Wilaya.

ETM : Eléments traces métalliques.

HBT : Habitant.

$\mu\text{s/cm}$  : Microsiemens par centimètre.

ONM : Office National de la Météorologie.

ppm : partie par million ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ).

PEC : Probable Effect Concentration

TEC : Threshold Effect Concentration

***INTRODUCTION***

***GENERALE***



L'eau, une ressource vitale pour l'humanité, a toujours joué un rôle crucial dans l'histoire de l'humanité (Kettab *et al.*, 2008). Elle revêt une importance fondamentale dans de nombreux domaines tels que la potabilisation, l'agriculture, l'industrie, la production d'électricité et les usages domestiques. Selon des études récentes de l'Organisation des Nations Unies (ONU), près de la moitié de la population des pays méditerranéens fera face à des tensions ou à une pénurie d'eau d'ici 2025. Les ressources en eau douce sont actuellement exposées à diverses pollutions d'origines multiples (industrielle, urbaine et agricole), entraînant des dommages pour l'homme et son environnement, y compris la faune et la flore.

Cette menace a suscité une prise de conscience mondiale, incitant les chercheurs à se pencher sur l'étude de la contamination des milieux aquatiques, susceptible de réduire leurs capacités économiques et d'avoir des impacts négatifs sur la santé humaine. La pollution de l'eau est devenue fréquente en raison de l'intensification des activités industrielles et agricoles, associée à une urbanisation rapide. De plus, les ressources hydriques, particulièrement celles issues des nappes tributaires des conditions climatiques, sont très sensibles à l'exposition aux sources de pollution (Chaou *et al.*, 2013).

Au cours des dernières décennies, le développement rapide des activités urbaines, industrielles et agricoles a engendré divers problèmes de pollution, en particulier par des éléments traces métalliques (ETM) et des polluants organiques. Les ETM, souvent issus des activités humaines, présentent une toxicité pour les plantes, les produits de consommation courante et l'homme (Waseen *et al.*, 2014). En raison de leur toxicité et de leur accumulation dans l'environnement aquatique, la pollution des écosystèmes aquatiques par les ETM demeure un problème d'actualité, faisant l'objet d'une attention particulière dans plusieurs pays à travers le monde.

D'autre part, les polluants d'origine organique sont souvent liés au développement des élevages, à une fertilisation excessive des zones agricoles par les engrais, les déchets (organiques, minéraux, etc.), voire les boues des stations d'épuration (Boualla *et al.*, 2011). L'augmentation des concentrations de ces polluants dans les systèmes aquatiques peut entraîner l'eutrophisation, considérée comme la plus grande menace récente pesant sur les ressources hydriques (Vidal *et al.*, 1999), et causer des problèmes de santé (Camargo et Alonso, 2006).

En Afrique du Nord, en particulier en Algérie, l'eau est une ressource rare nécessitant une conservation et une préservation attentives. Parmi les cours d'eau représentatifs de la région nord-est, l'Oued Kébir-Rhumel est un écosystème aquatique majeur en raison de son débit et de son rôle écologique crucial. Traversant les régions de Constantine, Mila et Jijel avant de se jeter dans la mer

Méditerranée, il contribue en tant que source hydrique aux activités économiques le long de ses rives, notamment l'agriculture, l'industrie et l'approvisionnement en eau potable.

Cependant, cette ressource en eau de surface est exposée à des risques potentiels d'altérations chroniques ou épisodiques, illustrant un exemple de pollution intense due aux rejets domestiques et industriels riches en polluants organiques et minéraux (Drouiche *et al.*, 2022). Cette situation s'est accentuée en raison de l'augmentation démographique et de l'utilisation abusive de fertilisants et de pesticides dans l'agriculture de la région. À noter cependant que l'Oued Kebir-Rhumel rejette dans la Méditerranée un débit total de 2,12 m<sup>3</sup>/s (67.1 hm<sup>3</sup>/an) (Kiniouar, 2018). Cette part excessive des rejets dans l'Oued soulève des préoccupations quant à la protection des eaux.

Les principales sources de rejets industriels préoccupants se localisent dans les environs de la ville de Constantine. Ces rejets proviennent notamment des industries de construction mécanique à Ain Smara et à Oued Hamimime, des unités textiles et laitières à Constantine, de la cimenterie à Hamma Bouziane, des installations de matériaux de construction à Mila (briqueterie, vaissellerie, matériel électroménager, minoterie, détergents) selon Kiniouar (2018), ainsi que des activités industrielles à Jijel, notamment la tannerie d'El Milia.

Cette étude se concentre d'une part sur l'évaluation de la qualité des eaux et des sédiments superficiels (5 cm) de l'Oued Kébir-Rhumel, en se basant sur l'étude spatiale de l'impact des rejets urbains, industriels et agricoles sur le cours d'eau. Pour ce faire, des analyses des composants organiques et métalliques ont été réalisées.

Pour Évaluer le niveau de qualité physico-chimique et le degré de pollution organique des eaux provenant de Kébir-Rhumel, des investigations ont porté sur la mesure de la température (T), du pH, de la conductivité électrique (CE), des matières en suspension (MES), des azotes (NH<sub>4</sub>, NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>), des orthophosphates (PO<sub>4</sub>), de la demande biologique en oxygène (DBO<sub>5</sub>) et de la demande chimique en oxygène (DCO). Afin d'analyser le degré de contamination des eaux et des sédiments superficiels (5cm) de l'oued Kébir-Rhumel par les éléments traces métalliques (ETM), les recherches se sont concentrées sur les ETM prédominants, à savoir le cadmium (Cd), le plomb (Pb), le cuivre (Cu) et le zinc (Zn).

Par conséquent, les objectifs de cette thèse sont orientés vers une amélioration de la compréhension : (a) de la situation actuelle par la caractérisation physico-chimique des eaux et des sédiments ; (b) de l'ampleur de la contamination métallique dans les sédiments superficiels des cours d'eau ; (c) de l'évaluation de la qualité écotoxicologique des sédiments en se référant aux seuils de toxicité.

Cette étude est structurée en plusieurs chapitres distincts, chacun revêtant une importance cruciale :

1. Dans le premier chapitre, une "synthèse bibliographique" est présentée, fournissant une vue d'ensemble des éléments cruciaux pour l'étude des polluants dans les écosystèmes aquatiques. Ce chapitre aborde la pollution des écosystèmes aquatiques, ses implications, les paramètres physico-chimiques de l'eau, ainsi que l'origine, la structure et la composition de la matrice sédimentaire. De plus, il détaille les caractéristiques générales des éléments traces métalliques (Cd, Pb, Cu, Zn) faisant l'objet de l'étude, en examinant leurs origines et leurs impacts sur le milieu aquatique.
2. Le second chapitre fournit un aperçu général sur la région étudiée, en abordant également les caractéristiques du bassin versant.
3. Le troisième chapitre se concentre sur une étude hydroclimatologique permettant une meilleure compréhension de l'évolution temporelle des caractéristiques climatiques dans le temps et dans l'espace. Il met en évidence les liens potentiels entre les différentes formes géomorphologiques et estime le régime hydrologique du bassin versant du Kébir-Rhumel.
4. Le quatrième chapitre offre un aperçu du cadre géologique et de la morphométrie de la zone d'étude, en s'appuyant principalement sur les travaux réalisés par J.M Vila en 1980. Cette section nous permet d'identifier la nature des différentes formations géologiques potentiellement responsables de la minéralisation des eaux dans le bassin versant.
5. Le cinquième chapitre se concentre sur la caractérisation hydrochimique des eaux de surface du bassin versant Kébir-Rhumel, en déterminant les différentes sources de pollution. Il met également en lumière les divers processus et phénomènes responsables de la dégradation de la qualité des eaux de l'oued, tant en termes d'eau d'irrigation que d'alimentation en eau potable.

En conclusion, le travail se termine par une synthèse générale reprenant les principaux résultats obtenus et suggérant des perspectives futures pour compléter cette étude. Cela inclut l'établissement de corrélations utiles pour comprendre la problématique de la pollution du cours d'eau étudié, ainsi que la proposition de solutions d'amélioration et de préservation de sa qualité.

---

## B

---

- **Boualla, N., Benziane, A., Charaoui, F. (2011).** Étude de l'état des eaux usées rejetées dans la grande sebkha d'Oran par l'analyse en composantes principales (ACP). Science Lib Éditions Mersenne, 3(110507). ISSN 2111-4706.

---

## C

---

- **Camargo, J.A., Alonso, Á. (2006).** Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environnement International*. 32(6) :831-849.
- **Chaoui, W., Bousnoubara, W., Chaoui, K. (2013).** Etude de la vulnérabilité a la pollution des eaux superficielles et souterraines de la région de Bouchegouf (Nord-Est algerien). *Revue « Nature Technologie »*. C- Science de l'environnement, n° 08.

---

## D

---

- **Drouiche, A., Zahi, F., Debieche, T-H., Lekoui, A & Mahdid, S. (2022).** Assessment of surface water quality: a case of Jijel region, North-East Algeria. *Arabian Journal of Geosciences*, 15 : 252. <https://doi.org/10.1007/s12517-022-09458-9>.

---

## K

---

- **Kettab, A. Mitiche, R. Bennaçar, N. (2008).** De l'eau pour un développement durable : enjeux et stratégies. *Revue des sciences de l'eau*, 21(2) : 247-256.
- **Kiniouar, H. (2018).** Analyse multicritère et caractérisation du modèle de gestion intégrée des ressources en eau de la vallée du Rhumel. Thèse de Doctorat, Université de Badji Mokhtar, Annaba, 175p.

---

## S

---

- **Sahli, L. (2012).** Etude du comportement de quelques espèces floristiques et faunistiques des écosystèmes aquatiques vis-à-vis des éléments traces métalliques par des bioessais. Thèse d'état en pollution et écotoxicologie, Université Constantine 1, Constantine, 85p.

---

## V

---

- **Vidal, M., Duarte, C.M., Sánchez, M.C. (1999).** Coastal eutrophication research in Europe: progress and imbalances. *Marine Pollution Bulletin*, 38: 851–854.

---

**W**

- **Waseem, A., Arshad, J., Iqbal, F., Sajjad, A., Mehmood, Z., & Murtaza, G. (2014).** Pollution status of Pakistan: a retrospective review on heavy metal contamination of water, soil, and vegetables. *BioMed research international*, 2014.

# *Chapitre I*

## *Synthèse*

### *bibliographique*



## I.1 Définition de la pollution

Le sens actuel du terme "pollution" est une notion récente. En 1958, le Petit Larousse le définissait comme une profanation ou une souillure. Ce n'est qu'en 1970, avec le Robert, que le terme "pollution" est associé à l'idée de rendre quelque chose malsain ou dangereux. Ainsi, lorsque des dommages sont causés à l'environnement par l'introduction de substances étrangères, on parle de "pollution de l'environnement".

La pollution se réfère également à tout changement néfaste dans l'environnement naturel, résultant en tout ou en partie de l'action humaine, par le biais d'effets directs ou indirects qui altèrent les critères de répartition des flux d'énergie, les niveaux de radiation, la composition physico-chimique de l'environnement naturel, ainsi que l'abondance des espèces vivantes (Melghit, 2012). Ces altérations peuvent avoir un impact directement sur les êtres humains ou par le biais des ressources agricoles, les produits biologiques et l'eau. Au sens général, la pollution désigne toute modification défavorable à un état d'équilibre naturel qui apparaît comme étant, en tout ou en partie, le produit de l'activité humaine, par des effets directs ou indirects. Elle a des caractéristiques propres lorsqu'elle s'applique à l'eau. Voici un résumé de ce que l'on sait sur la pollution de l'eau (Chaouch, 2014).

De nos jours, la pollution de l'eau est devenue un problème mondial qui menace sérieusement l'environnement et nécessite des efforts continus pour la combattre, parce que de nombreux produits industriels et agricoles deviennent de plus en plus responsables de l'émergence de cette forme de pollution

## I.2 La pollution des eaux

La pollution des eaux, est l'introduction dans le milieu aquatique de toute substance susceptible de modifier les caractéristiques physiques, chimiques, et/ou biologique de l'eau (Gaid, 1984 ; Adjagodo, 2017). Cela peut engendrer des dangers pour la santé humaine, ainsi qu'un préjudice pour la faune et la flore, tant sur terre que dans les milieux aquatiques. Elle peut être aussi définie comme une dégradation de celle-ci par les éléments qu'elle a accumulée de son utilisation. Des évaluations récentes ont permis de rapporter que les principaux polluants de l'eau sont les effluents d'égout, les nutriments, les métaux toxiques rejetés par les industries en activité et surtout les installations minières abandonnées, les produits chimiques utilisés dans l'industrie et en agriculture ainsi que le lessivage des terrains traversés (PNUE, 1991 ; Mekhalif, 2009 ; Belhadj, 2017).

L'altération de la qualité de l'eau est incontestablement l'un des aspects les plus préoccupants de la dégradation de l'environnement naturel, étant donné que l'eau est considérée comme la ressource naturelle la plus essentielle à la vie sous toutes ses formes, et qu'elle est également la plus vulnérable (Lounnas, 2009 ; Nehme, 2014 ; Adjagodo *et al.*, 2016 ; Bougherira *et al.*, 2017).

### I.3 Type de pollution des eaux de surface

Le milieu aquatique est la cible de contamination par le rejet des effluents pollués (activités humaines, industrielles, urbaines ou agricoles), induisant différentes formes de pollution ; la pollution physique, chimique et biologique (Tab.I.1).

**Tableau. I.1** Origine et nature de différentes sources de pollution des eaux de surface (Ramade, 2000 ; Chouteau, 2004).

Type de pollution	Nature	Origine
Physique		Centrale thermiques nucléaire
		Erosion des sols, rejet bain.
Chimique	La matière organique	Agroalimentaires, agricoles, effluents domestiques
	Fertilisants (phosphate, nitrite)	Lessives, agricultures
	Les ETM(Al, As, Cd, Pb)	Déchets, agricultures, industries
	Les pesticides (fongicides, insecticides, herbicides)	Agricultures, industries
	Les organochlorés (solvants PCB,)	Industrie
	Les composés organiques de synthèse	Industrie
	Les détergents	Effluents domestiques
	Les hydrocarbures	Rejet d'eau chaude
biologique	champignons, virus, Bactéries	M.E.S (matière en suspension)

La pollution peut être classée de différentes manières en fonction du type de polluant. Selon une classification courante, il existe trois catégories de pollution : la pollution physique, la pollution chimique et la pollution biologique (Rodier *et al.*, 2009).

#### I.3.1 La pollution physique

Elle est générée par divers éléments solides transportés par les émissions domestiques et industrielles. On peut distinguer plusieurs types de pollution physique, notamment, la pollution thermique qui est produite généralement par les eaux des circuits de refroidissement des usines des eaux de ruissellement et des décharges à ciel ouvert, ainsi que la pollution solide qui provient des eaux industrielles. Tout changement au niveau de la température de l'eau peut avoir des effets néfastes non négligeables sur l'équilibre écologique de l'écosystème aquatique et sur la vie des organismes vivants. (Gomez *et al.*, 2002). La pollution radioactive est également une forme de

pollution physique liée aux rejets d'éléments radioactifs des installations nucléaires, des centrales électriques et des usines de traitement des déchets radioactifs (Garcia *et al.*, 1996).

### **I.3.2 La pollution chimique**

Elle est due aux polluants chimiques d'origine organique et minérale résultant de diverses activités humaines. Cela peut inclure les engrais agricoles, les pesticides, les composés organochlorés, les hydrocarbures, les détergents, et d'autres substances chimiques nocives (Belli *et al.*, 2021). Certains éléments toxiques, tels que le plomb, l'arsenic, le mercure, qui sont considérés comme bio-accumulables, peuvent atteindre l'Homme à travers la chaîne alimentaire, depuis le plancton, et provoquer des altérations graves de certains organes (Mendez *et al.*, 2015).

### **I.3.3 La pollution biologique**

Elle provient de diverses sources telles que les déchets des hôpitaux, l'agriculture et l'évacuation des eaux usées. Elle peut entraîner la présence de micro-organismes pathogènes tels que les bactéries, les virus et les parasites dans l'eau, ce qui peut être dangereux pour l'environnement et la santé humaine (Baumont *et al.*, 2004). Cette forme de pollution peut résulter du rejet dans le milieu d'une grande variété de substances organiques fermentescibles provenant de sources diverses telles que les effluents urbains, les matières fécales, les industries, l'élevage, etc. (Vincent, 2006).

En somme, la classification de la pollution en ces trois catégories permet de mieux comprendre les différents types de polluants et leurs sources, ainsi que leurs impacts sur l'environnement et la santé humaine, ce qui peut être utile pour la mise en place de mesures de prévention et de lutte contre la pollution.

## **I.4 Conséquences de la pollution des milieux aquatiques**

Toute pollution au niveau du milieu aquatique peut entraîner des conséquences désastreuses tant au niveau des différentes populations animales et végétales qui les habitent qu'au niveau de leur environnement naturel. Qu'elle soit organique, chimique ou microbiologique, la pollution de l'eau peut avoir des effets très spécifiques en raison des caractéristiques écologiques particulières des milieux aquatiques (Ramade, 2002). L'enrichissement excessif en nutriments dans les cours d'eau entraîne une croissance anormalement élevée des plantes aquatiques, perturbe la structure biotique et réduit la quantité d'oxygène dissous disponible dans l'eau (Carplancq *et al.*, 2002). Ce phénomène, appelé eutrophisation, est de plus en plus répandu, en particulier dans les zones rurales (Neal Whitehead *et al.*, 2002). Des études menées par Kelly et Wilson en 1988 ont mis en évidence des conditions eutrophiques prédominantes dans tout le fleuve de Stour à Ashford a Royaume-Uni ,

ce qui a entraîné l'extinction de la vie aquatique, notamment des poissons (Duda, 1993 ; Carpenter *et al.*, 1998).

La pollution organique des eaux s'accompagne souvent d'une pollution microbiologique, les microorganismes aérobies sont capables de se décomposer et de se purifier en utilisant l'oxygène dissous dans l'eau. Cependant, cette consommation d'oxygène peut avoir un impact négatif sur la faune aquatique en réduisant le taux d'oxygène disponible dans l'eau. Cette diminution de l'oxygène peut entraîner l'asphyxie de certaines espèces animales aquatiques, de même que la disparition de la vie animale dans les eaux situées dans la partie aval d'un point de déversement des eaux usées. (Nollet, 1996).

Néanmoins, la pollution organique n'est pas l'unique facteur responsable de la dégradation des écosystèmes aquatiques. Des études menées par Lisbeth *et al.*, (2006) ont révélé des taux élevés de Cu atteignant 200 mg/kg, ainsi que des concentrations maximales de Cd allant jusqu'à 4.0 mg/kg, dans les sédiments de l'environnement aquatique entourant Sisimiut, au Groenland. Ces concentrations dépassent de quatre fois la limite où des effets toxiques sont susceptibles de se produire.

## **I.5 Origine de la pollution des eaux de surface**

Selon la nature des polluants on distingue 4 origines principales qui sont :

### **I.5.1 Phénomènes naturels**

Certains phénomènes naturels peuvent être à l'origine de la pollution de l'eau, ces phénomènes naturels sont associés aux éruptions volcaniques (sulfures, acides, poussières), des épanchements sous-marins, d'hydrocarbures, le contact avec les filons ou gisements d'éléments toxiques (mercure, arsenic, éléments radioactives), la présence d'une source thermo minérale (Genin *et al.*, 2003).

### **I.5.2 Origine domestique**

Les activités domestiques sont considérées comme la principale source de pollution des eaux de surface, générant des déchets solides (tels que le plastique) et liquides (tels que les eaux usées provenant des toilettes, de la cuisine, etc.). Ces eaux usées sont souvent rejetées directement dans la nature en l'absence de stations d'épuration ou de réseaux d'assainissement adéquats (Adjagodo *et al.*, 2016). Elles contiennent des niveaux élevés de PO<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, MES, sels minéraux, ETM, matières fécales, bactéries et autres matières organiques (Gaujout, 1995), qui consomment une grande quantité d'oxygène et entraînent finalement des problèmes d'eutrophisation (Faurie *et al.*, 2003).

### I.5.3 Origines industriels

L'expansion industrielle dans différents domaines à travers le monde est à l'origine de graves problèmes de pollution, notamment dans les sources d'eau de surface qui sont souvent utilisées pour la production industrielle. Cette pollution est causée par le rejet d'effluents riches en produits toxiques directement dans les différents milieux aquatiques tels que les mers, les lacs, les oueds et les rivières, sans contrôle adéquat (Bawa *et al.*, 2005). Cette situation est aggravée par l'absence de stations de traitement pour éliminer les substances nocives avant leur rejet dans l'environnement (Adjagodo *et al.*, 2016). Parmi les polluants toxiques les plus courants figurent les substances énumérées dans le tableau (II.2).

**Tableau. I 2** Source et types de produits toxiques d'origine industrielle (Assaad, 2014).

Le polluant	La source
Hydrocarbures	Transports, pétrolières, industries
ETM	Métallurgie, traitement de surface
Produits chimiques divers, des acides, bases	Tanneries, industries chimiques, ...)
Eaux chaudes	circuits de refroidissement des centrales thermiques
Matières radioactives	Traitement des déchets médicaux radioactifs, centrales nucléaires

### I.5.4 Origine agricole

En raison de l'accroissement démographique, la demande de produits agricoles s'est intensifiée, ce qui a engendré l'utilisation de divers types d'engrais (organiques et chimiques), de pesticides (fongicides, insecticides et herbicides), ainsi que de fumiers d'animaux et de déjections humaines pour enrichir le sol et augmenter les rendements (Adjagodo *et al.*, 2016 ; Maf., 2001). Cependant, ces produits chimiques sont considérés comme des polluants pour les eaux de surface car ils deviennent toxiques lorsqu'ils sont utilisés en grande quantité (Ayad., 2017). Le lessivage des sols agricoles et les périodes de pluie permettent à ces polluants d'être transférés vers les eaux de surface (Chaden, 2014). Ces dernières sont souvent chargées en composés azotés (nitrates, nitrites, ammonium et phosphate), ainsi qu'en éléments traces métalliques (Zn, Cu, Pb, ...) (Benkaddour., 2018).

## I.6 Estimation de la qualité des eaux de surface

Différents types de paramètres sont mesurés afin d'évaluer la qualité d'une eau de surface.

### I.6.1 Les paramètres physico-chimiques de l'eau

#### I.6.1.1 La Température

La température joue un rôle crucial dans les écosystèmes aquatiques, étant donné qu'elle est influencée par des variations saisonnières et quotidiennes de la température extérieure ainsi que par les rejets d'eau de refroidissement issus des activités humaines. Si la température est perturbée, elle peut causer une pollution thermique, ce qui peut affecter la vie aquatique (Wilby *et al.*, 2014). En outre, la température a un impact sur les processus bactériens tels que la nitrification et la dénitrification, qui sont optimales pour des températures spécifiques (Leynaud., 1968). Par exemple, la nitrification est optimale pour des températures variant de 28 à 32°C, tandis que des températures comprises entre 12 et 15°C la réduisent considérablement, et des températures inférieures à 5°C sont défavorables à ce phénomène. Enfin, la température de l'eau peut également affecter d'autres paramètres, tels que le pH et l'oxygène dissous (Johnson et Wilby., 2015).

#### I.6.1.2 Le potentiel d'Hydrogène (pH)

Le pH de l'eau, qui mesure la concentration des ions d'hydrogène ( $H^+$ ) qu'elle contient, est un facteur crucial pour le développement de la vie aquatique (Belghiti *et al.*, 2013). Il permet de déterminer si l'eau est acide, neutre ou basique (Benkaddour, 2018), et il est également lié à l'équilibre physico-chimique entre l'eau, le gaz carbonique dissous, les carbonates et les bicarbonates (Belghiti *et al.*, 2013). Le pH varie sur une échelle logarithmique de 0 à 14 (Darwiche *et al.*, 2010), et il dépend de l'origine de l'eau ainsi que de la nature géologique du terrain qu'elle traverse (Belghiti *et al.*, 2013). Il est également étroitement lié à d'autres paramètres tels que la température, l'oxygène dissous et la conductivité électrique (El Haouati *et al.*, 2013). Il influe sur le comportement de certains éléments comme les métaux dont il peut diminuer ou augmenter la mise en solution et donc la toxicité en rendant les métaux biodisponibles. Selon les recommandations de l'OMS, la plage de pH recommandée pour les eaux naturelles est de 6.5 à 8.5 (Aguiza Abai *et al.*, 2014).

#### I.6.1.3 La conductivité électrique (CE)

La conductivité électrique (CE) de l'eau est un indicateur de sa capacité à conduire un courant électrique, et elle est l'inverse de la résistivité (Darwiche *et al.*, 2010). Elle est également un bon indicateur du degré de minéralisation de l'eau, car elle permet de mesurer facilement la concentration des sels dissous tels que les carbonates, bicarbonates, chlorures, sulfates, calcium,

sodium, potassium et magnésium, ce qui peut aider à déterminer l'origine de l'eau (Belghiti *et al.*, 2013). Il peut également jouer le rôle d'indicateur de pollution dans le cadre d'études environnementales visant à déterminer si les sels dissous proviennent de sources naturelles. (Comme le ruissellement des bassins versants) ou anthropiques (tels que les rejets industriels ou agricoles) (Benkaddour, 2018). Elle s'exprime généralement en mS/cm. Par conséquent, des valeurs élevées de conductivité électrique peuvent être dangereuses pour la vie aquatique et pour les organismes sensibles (Gaujous, 1995).

#### **I.6.1.4 Les métiers en suspensions (MES)**

Les matières en suspension, qui regroupent les matières minérales ou organiques insolubles dans l'eau, telles que les argiles, les sables, les limons, les matières organiques et minérales de petite taille, le plancton et autres micro-organismes présents dans l'eau, peuvent varier en quantité en fonction des saisons et du régime d'écoulement des eaux (Chowdhury et Erfan-Nayeem, 2017). Ces matières ont un impact sur la transparence de l'eau en réduisant la pénétration de la lumière et donc la photosynthèse, ainsi que sur la respiration des poissons (Gerald *et al.*, 2016). En outre, les particules en suspension peuvent contenir des niveaux considérables de substances nocives telles que des métaux, des pesticides, des huiles minérales, des hydrocarbures aromatiques polycycliques, et d'autres composés toxiques (Liu *et al.*, 2019). En règle générale, les particules en suspension sont mesurées en milligrammes par litre (mg/l).

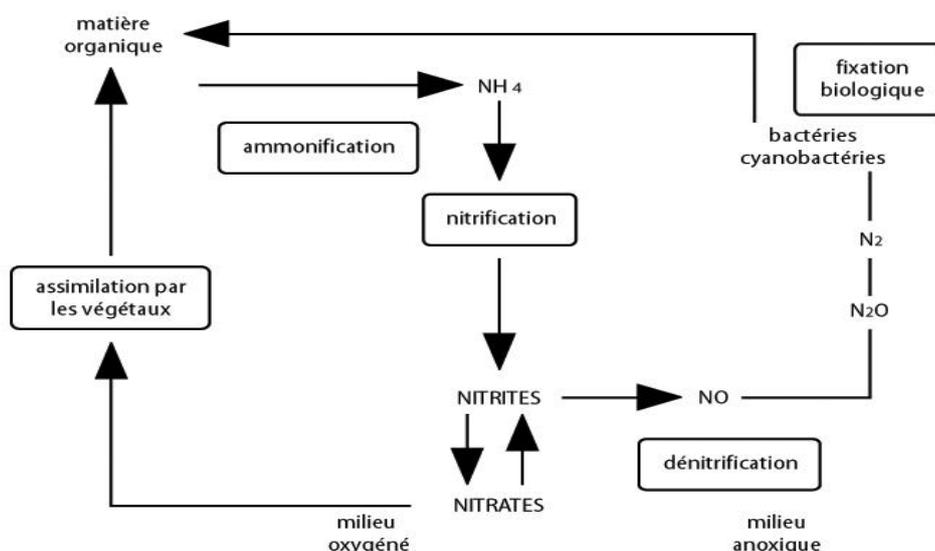
#### **I.6.1.5 Les éléments indicateurs de pollution**

##### **I.6.1.5.1 L'azote**

C'est un élément présent naturellement dans notre environnement, en particulier dans le sol, l'eau et l'air. De par son cycle, qui implique son assimilation par les producteurs primaires et sa régénération après dégradation par des bactéries hétérotrophes, il joue un rôle essentiel dans de nombreux processus biologiques. (Gromaire-Mertz *et al.*, 2011). Dans le milieu aquatique, l'azote se présente sous trois formes : minérale, organique et gazeuse.

La forme gazeuse, également appelée azote atmosphérique ( $N_2$ ), sont principalement provient de l'atmosphère terrestre qui contient environ 78% d'azote (Galloway *et al.*, 2003). Cependant, la plupart des organismes ne peuvent pas utiliser directement l'azote atmosphérique, seules certaines bactéries et quelques algues unicellulaires sont capables de le fixer, convertissant ainsi l'azote atmosphérique en azote minéral sous forme d'ammonium ( $NH_4$ ) ou d'ammoniac ( $NH_3$ ) (Galloway *et al.*, 2003). L'azote minéral peut également provenir de la décomposition de l'azote organique, qui est composé d'acides humiques, d'urée, de protéines, etc. La minéralisation de l'azote organique

entraîne la formation d'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), qui peut être ensuite transformé en nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) puis en nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) par des processus de nitrification (fig.I.1).



**Figure. I. 1** Les principales réactions du cycle de l'azote (Gobat *et al.*, 2003).

-L'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) est considéré comme un bon indicateur de la pollution domestique d'origine humaine (Gromaire-Mertz *et al.*, 1997).

-Les nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) sont une forme intermédiaire entre l'ammonium et les nitrates, et leur présence dans le milieu aquatique peut causer un déséquilibre dans l'oxygénation de la flore bactérienne, notamment dans des conditions de températures basses qui peuvent ralentir les processus bactériens (Gromaire-Mertz *et al.*, 1997).

-Les nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) sont la forme oxydée finale de l'azote après l'étape de la nitrification, qui correspond à la transformation des nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) en nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) (Galloway *et al.*, 2004). Les concentrations élevées de nitrates dans l'environnement proviennent principalement du lessivage des sols agricoles en raison de l'utilisation d'engrais, ainsi que des rejets urbains et industriels (Gromaire-Mertz *et al.*, 1997).

#### I.6.1.5.2 Le phosphore

C'est un élément essentiel à la vie des organismes, notamment les plantes, car il participe à la composition des phospholipides et des nucléotides (Hinsinger, 2001). Contrairement à l'azote, le phosphore n'existe pas sous forme gazeuse, mais il est considéré comme un élément majeur dans les roches volcaniques et sédimentaires (Carpenter *et al.*, 1998). Il provient principalement des roches composées de phosphates de calcium, et les processus de lessivage et d'érosion facilitent son transfert vers les cours d'eau (Elser *et al.*, 2007).

Le phosphore est présent dans les écosystèmes aquatiques sous deux formes distinctes : dissoute et sous forme de particules en suspension. La forme particulaire correspond aux composés phosphorés associés à la matière organique et aux minéraux du sol, grâce à la forte affinité des ions  $\text{PO}_4^{3-}$  pour les minéraux argileux et les oxyhydroxydes. La forme dissoute correspond principalement aux phosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), qui sont la forme minérale directement disponible pour les plantes aquatiques (Sharpley et Withers, 2002).

L'enrichissement des eaux des milieux aquatiques en azote, en phosphore et en matière organique peut entraîner un phénomène appelé "eutrophisation". L'eutrophisation consiste en une prolifération excessive de la végétation aquatique, ce qui entraîne une augmentation de la turbidité et une diminution de l'oxygène dissous dans l'eau (Smith, 2003). Cela peut avoir des conséquences néfastes sur la vie aquatique, notamment une mortalité accrue des organismes. L'utilisation excessive d'engrais chimiques en agriculture, les activités d'élevage intensives et les rejets anthropiques sont à l'origine de ce phénomène d'eutrophisation (Carpenter et Bennett, 2011).

#### **I.6.1.6 La demande biochimique en oxygène (DBO)**

La demande biologique en oxygène (DBO) est un indicateur important de la qualité de l'eau et de la santé des écosystèmes aquatiques. Des niveaux élevés de DBO peuvent indiquer une pollution organique dans les rivières, résultant souvent de la décharge d'eaux usées domestiques, de l'agriculture intensive ou d'autres activités humaines (Smith *et al.*, 2018 ; Johnson, 2019). La DBO peut entraîner une diminution de la teneur en oxygène dissous dans l'eau, ce qui peut causer des problèmes d'oxygénation pour la faune aquatique, notamment la mortalité des poissons et d'autres organismes sensibles à la baisse du taux d'oxygène (Brown *et al.*, 1972). Des études ont montré que des niveaux élevés de DBO peuvent entraîner une dégradation de la qualité de l'eau, une réduction de la biodiversité, ainsi que des effets négatifs sur les fonctions écosystémiques et les services écosystémiques fournis par les rivières (Jones *et al.*, 2017). La gestion de la DBO est donc essentielle pour protéger la qualité de l'eau et maintenir la santé des écosystèmes aquatiques. Des approches de gestion intégrée des bassins versants, comprenant la réduction des sources de pollution, la mise en œuvre de bonnes pratiques agricoles, le traitement approprié des eaux usées domestiques et industrielles, ainsi que la sensibilisation et la participation communautaire, sont nécessaires pour minimiser les impacts de la DBO sur les écosystèmes fluviaux (Miller, 2016).

#### **I.6.1.7 La demande chimique en oxygène (DCO)**

La demande chimique en oxygène (DCO) est un indicateur clé de la pollution de l'eau causée par des composés chimiques organiques et inorganiques. Les sources de DCO dans les eaux peuvent inclure les rejets industriels, les eaux usées domestiques, les effluents agricoles et les

produits chimiques utilisés dans l'agriculture et l'industrie (r'w *et al.*, 2018 ; Chen, 2019). Des niveaux élevés de DCO dans les eaux peuvent entraîner une diminution de la teneur en oxygène dissous, ce qui peut affecter négativement la qualité de l'eau et la vie aquatique (Li *et al.*, 2020). La DCO peut également contribuer à la formation de sous-produits indésirables lors du traitement de l'eau potable, tels que les trihalométhanes, qui peuvent présenter des risques pour la santé humaine (Ma *et al.*, 2017). Par conséquent, la gestion efficace de la DCO est essentielle pour protéger la qualité de l'eau et préserver la santé des écosystèmes aquatiques. Des approches de prévention de la pollution, de traitement approprié des eaux usées, de réglementation et de sensibilisation communautaire sont nécessaires pour minimiser les niveaux de DCO dans les eaux (Chen *et al.*, 2018). Des technologies avancées, telles que les processus d'oxydation avancée et les méthodes de traitement biologique, peuvent également être utilisées pour réduire efficacement la DCO dans l'eau (Zhang *et al.*, 2019).

## I.7 Les sédiments

Les sédiments, également appelés matériaux sédimentaires, sont des dépôts constitués par des particules qui sont en suspension dans l'eau et qui résultent des divers processus géologiques tels que l'érosion des roches et des sols, la décomposition d'organismes planctoniques, la floculation d'éléments colloïdaux, ainsi que la sédimentation de composés minéraux tels que les carbonates, les phosphates, etc. (Ramade, 1998 ; Pettijohn *et al.*, 1972).

La nature et composition des sédiments étant étroitement liées au contexte géologique, et à la pétrographie des bassins versants, c'est-à-dire les régions d'où proviennent les matériaux sédimentaires. Les sédiments peuvent être d'origine allochtone, c'est-à-dire qu'ils sont transportés depuis leur source d'origine par des certains agents externes tels que le vent ou l'eau, ou qu'ils sont ou d'origine autochtone, c'est-à-dire qu'ils sont générés localement dans le bassin versant par des processus tels que la décomposition d'organismes planctoniques (Ramade, 1998 ; Dott, 1964).

La caractérisation des sédiments repose principalement sur l'analyse de leur structure et de leur composition. La structure des sédiments peut varier considérablement, allant des sédiments clastiques, qui sont constitués de particules anguleuses dérivées de l'érosion mécanique des roches, aux sédiments biogéniques, qui sont formés à partir des restes d'organismes marins tels que les coquilles et les tests de plancton (Dott, 1964 ; Pettijohn *et al.*, 1972). La composition chimique des sédiments peut également fournir des informations importantes sur leur origine, leur histoire géologique et leur environnement de dépôt, notamment à partir de l'analyse des minéraux, des isotopes et des ETM qui sont présents au sein des sédiments (Ramade, 1998 ; Milliman et Syvitski, 1992).

### **I.7.1 Rôle des sédiments**

Le rôle des sédiments dans les écosystèmes aquatiques est crucial pour de nombreuses espèces, car ils servent d'habitat ou de site de reproduction, et représentent un compartiment dynamique et complexe où se déroulent divers processus biogéochimiques. Les gestionnaires des ressources hydriques considèrent désormais les sédiments comme un milieu de vie essentiel à protéger pour préserver la biodiversité (Ecotox., 2012). Les sédiments présents dans les cours d'eau jouent également un rôle primordial pour la régulation des cycles naturels des substances. En effet, ils agissent comme un piège pour de nombreuses substances polluantes présentes dans l'eau, mais peuvent aussi être une source de pollution si elles sont remises en suspension (Rousseau et Suaudeau, 2008).

### **I.7.2 Relation sédiment-pollution**

Les polluants, qu'ils soient chimiques, organiques, bactériens ou radioactifs, rejetés en solution ou en suspension dans les rivières, peuvent se fixer sur les sédiments fins présents dans l'eau et être transportés sur de longues distances avant de se déposer dans des zones privilégiées (Smith *et al.*, 1996 ; Johnson, 2019). Les processus de fixation des polluants sur les particules de sédiments dépendent de la nature minéralogique de ces particules et du milieu aquatique, et cette fixation peut être provisoire, avec une possible remise en suspension des polluants dans l'eau avec une augmentation locale de la contamination (Brown *et al.*, 1972). Les principales sources anthropiques de polluants dans les rivières sont les eaux usées directes, l'élimination des déchets, l'utilisation de pesticides sur les terres et les dépôts atmosphériques, ainsi que l'érosion des sols (Jones *et al.*, 2017). Les sédiments en suspension dans l'eau sont souvent considérés comme des réservoirs ou des puits de nombreux polluants chimiques, et les concentrations élevées de sédiments en suspension peuvent réduire la qualité de l'eau et causer des dommages physiques, chimiques et biologiques aux habitats aquatiques (Miller, 2016). En Amérique du Nord, par exemple, ces dommages sont estimés à 16 milliards de dollars par an (Smith *et al.*, 2019). Les sédiments transportés par les rivières sont l'un des principaux vecteurs de transport des polluants en rivière, en particulier dans les zones urbaines, car les substances chimiques toxiques peuvent se fixer ou être absorbées par les particules de sédiments, puis être transportées et déposées ailleurs (Johnson *et al.*, 2018). De nombreuses études ont montré des concentrations élevées de phosphore et de nitrate dans les rivières, en particulier pendant les événements d'orage en automne et en hiver, avec jusqu'à 85 % du phosphore exporté dans un bassin versant provenant des plaines en raison des rejets d'eaux usées et des pertes agricoles intensives. Les flux instantanés de métaux particuliers augmentent nettement avec le débit des rivières, principalement pendant les crues, et sont peu affectés par la

dilution des concentrations lors des crues et la diminution des teneurs dans les suspensions, en raison des importantes variations des débits et des concentrations des matières en suspension (Miller *et al.*, 1977). Les études ont également montré que la contamination des sédiments et de l'eau de certaines rivières causait d'importants problèmes environnementaux potentiels dans l'écosystème fluvial, avec des concentrations moyennes de métaux lourds dépassant les normes, et que la distribution spatiale de ces concentrations était plus élevée en aval qu'en amont (Jones, 2002).

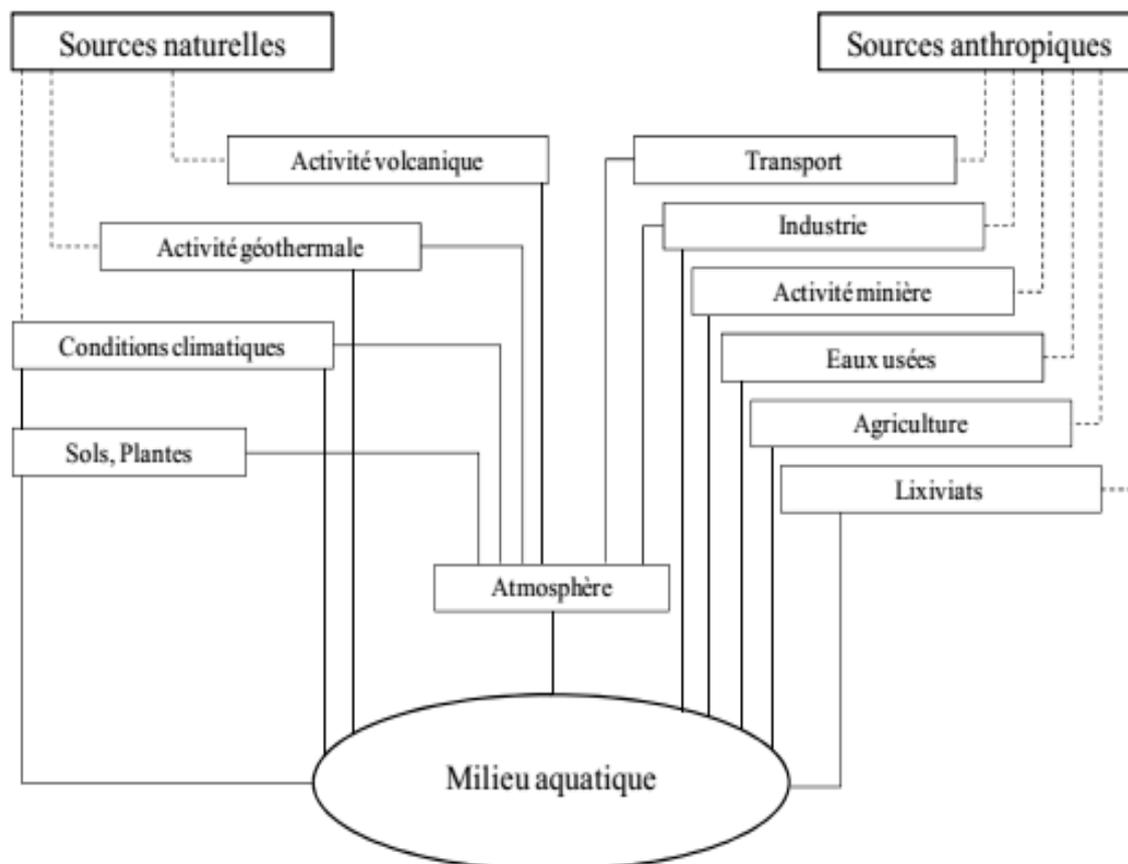
### **I.7.3 Les éléments en trace métallique dans l'écosystème aquatique**

Les métaux traces regroupent au total les 68 éléments minéraux qui composent notre croûte terrestre, et dont chacun a une concentration inférieure à 0,1 %, ce qui représente à peine 0,6 % de la totalité des éléments. (Baize, 1997). Leur teneur moyenne dans la croûte terrestre n'excède pas 01 g.kg<sup>-1</sup> (Taylor, 1964 ; Baize, 2010). Certains éléments traces métalliques ++tels que le cuivre (Cu) ou le zinc (Zn) sont essentiels dans les cycles biogéochimiques en tant qu'oligoéléments, et ne deviennent toxiques que lorsqu'ils sont présents à des concentrations élevées. En revanche, d'autres éléments comme le cadmium (Cd) ou le plomb (Pb) ne sont pas nécessaires aux organismes vivants et sont toxiques pour la chaîne alimentaire, quelles que soient leurs concentrations. Diverses études ont mis en évidence que la mobilité, la biodisponibilité et la toxicité des éléments traces métalliques (ETM) dépendent principalement de leurs formes chimiques plutôt que de leur concentration totale, ce qui est généralement accepté (Gleyzes *et al.*, 2002 ; Rao *et al.*, 2010 ; Degryse *et al.*, 2009).

De plus, les métaux traces sont capables de s'accumuler dans les tissus biologiques et peuvent être toxiques même à faible concentration pour les êtres vivants, représentant seulement 0,01 % du poids sec (Nabulo *et al.*, 2011 ; Singh *et al.*, 2010). Certaines de ces substances, comme, le manganèse (Mn), le cuivre (Cu), le fer (Fe), le zinc (Zn), le molybdène (Mo) ou le bore (B), jouent un rôle essentiel en tant que cofacteurs dans certaines réactions enzymatiques et sont nécessaires à l'organisme, mais à des faibles teneurs. En revanche, il n'est pas connu de rôle biologique pour d'autres éléments tels que le mercure (Hg), le bismuth (Bi), le cadmium (Cd) ou le plomb (Pb) dans les organismes vivants (Alturiqi et Albedair, 2012 ; Alloway, 2013).

### **I.7.4 Origine des ETM dans l'écosystème aquatique**

Des éléments métalliques sont présents en milieu naturel et peuvent provenir de la décomposition de roches naturelles riches en ces éléments ou de diverses sources d'origine humaine. (Fig. I.2).



**Figure. I. 2** Origine des éléments en traces métalliques dans le milieu aquatique

(Gaillard *et al.*, 2003).

#### I.7.4.1 Origines naturelles

Les métaux traces sont présents naturellement dans la croûte terrestre et principalement dans le magma granitique, avec une distribution inégale des concentrations à la surface de la Terre en raison du cycle géochimique (tab I.3). Les écosystèmes aquatiques contiennent également des traces d'ETM, bien qu'en faible quantité (Saeedi *et al.*, 2012).

Au niveau des bassins versants, les roches sont altérées ainsi que désagrégées sous les effets mécaniques liés à l'érosion, ainsi que des processus chimiques tels que les attaques d'acides se formant dans l'atmosphère (comme l'acide carbonique) ou encore par la décomposition de la matière organique. (Comme l'acide humique). Ces processus enrichissent les écosystèmes aquatiques en ETM, qui peuvent être fixés dans les roches en tant que des silicates ou des oxydes, qui peuvent être altérés chimiquement, ou se former sous forme de sulfates et de carbonates qui sont très solubles dans l'eau et facilement attaqués chimiquement (Ineris, 2004)

**Tableau. I.4** Contenu des roches en éléments traces métalliques (ppm) (Kabata-Pendias et Pendias, 1992)

Eléments	Roches magmatiques			Roches sédimentaires		
	Roches intermédiaires	Roches acides	Roches basiques	Grès	Carbonates	Roches argileuses sableuses
<b>Zinc</b>	40-100	40-60	80-120	15-30	10-25	80-120
<b>Cuivre</b>	15-80	10-30	60-120	5-30	2-10	40
<b>Plomb</b>	12-15	15-24	3-8	5-10	3-10	18-25
<b>Mercure</b>	-	0.08	-	0.04-0.10	0.04-0,05	0.18-0.40
<b>cadmium</b>	0.13	0.02-0.9	0.13-0.22	0.05	0.035	0.22-0.3
<b>Manganèse</b>	500-1200	350-600	1200-2000	100-500	200-1000	500-850
<b>Cobalt</b>	1.0-10	1-7	35-50	0.3-10	0.1-3.0	11-20
<b>Nickel</b>	5-55	5-15	130-160	5-20	7-20	50-70
<b>Molybdenum</b>	0.6-1.0	1-2	1.0-1.5	0.2-0.8	0.16-0.40	0.7-2.6
<b>Chrome</b>	15-50	4-25	170-200	20-40		60-100

#### I.7.4.2 Origines anthropiques

Les sources d'ETM anthropiques peuvent être multiples. Elles peuvent découler de déversements industriels, qu'ils soient continus et diffus, ou accidentels. Elles peuvent aussi être issues des activités agricoles (pesticides, engrais) et d'exploitation de minerais. Les activités humaines telles que la combustion d'hydrocarbures, les usines d'incinération de déchets ménagers et le chauffage urbain ont également un impact significatif sur les retombées atmosphériques d'origine anthropique (Oursel, 2013).

**Tableau. I.5.** Flux des éléments traces dans l'environnement (tonne/an) (Ghali,2008).

Elément	Flux anthropogénique (1)	Flux naturel (2)	Rapport (1/2)
<b>As</b>	150	90	<b>1.7</b>
<b>Cd</b>	43	4.5	<b>9.6</b>
<b>Cr</b>	7810	810	<b>9.6</b>
<b>Cu</b>	9162	375	<b>24.4</b>
<b>Pb</b>	3665	180	<b>20.4</b>
<b>Hg</b>	17.8	0.9	<b>19.8</b>
<b>Ni</b>	1134	255	<b>4.4</b>
<b>Zn</b>	7467	540	<b>13.8</b>

Le tableau (I.6) présente les données sur les variations des flux anthropogéniques et naturels dans l'environnement. Les résultats indiquent que le rapport entre les flux anthropogéniques et naturels est systématiquement supérieur à 1, ce qui signifie que le risque de contamination d'origine humaine est nettement plus élevé que celui d'origine naturelle. Cette situation se manifeste par une

augmentation des teneurs en éléments traces métalliques au sein des sédiments des lacs, des oueds et dans le sol. La pollution est d'autant plus insidieuse que ces compartiments ont la propriété de fixer les métaux (Ghali, 2008)

### I.7.5 Les éléments en traces métalliques : identités et propriétés physicochimiques

Seuls les métaux lourds étudiés dans cette étude, à savoir le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le plomb (Pb) et le zinc (Zn), sont concernés par les caractéristiques générales et les propriétés physicochimiques données. Ces métaux ont été étudiés en raison de leurs effets toxiques sur l'écosystème aquatique.

#### I.7.5.1 Le plomb(Pb)

C'est un élément chimique qui fait partie de la famille dite des cristallogènes., dense, très ductile et malléable (Salvarredy Aranguren, 2008). Il est présent naturellement dans la croûte terrestre, à une teneur moyenne de 0,002 %. (soit environ 13 à 16 mg/kg) et se présente sous forme de minerais tels que la galène (PbS), la cérusite (PbCO<sub>3</sub>) et l'anglésite (PbSO<sub>4</sub>), souvent associés à d'autres minéraux tels que le zinc, l'argent et le cuivre (Melghit, 2012). La galène est la principale source de plomb, contenant jusqu'à 86.6% de plomb en poids (Hayzoun, 2014). Le plomb existe sous trois formes : métallique, inorganique (sels de plomb) et organique. Il est sensible à la fatigue thermique et présente une faible conductivité électrique. Sa concentration dans les eaux de surface peut atteindre jusqu'à 600 µg/L (Guerraiche, 2017).

**Tableau. I.7** Propriétés physico-chimiques du plomb (Lenntech, 2007a).

Symbole chimique	Pb
Masse volumique	chimique 11.34 g/cm <sup>3</sup> à 20°C
Masse atomique	207.2g/mol
Numéro atomique	82
Température de fusion	327.4°C
Température d'ébullition	1740°C
Etat d'oxydation	+2 et +4

##### I.7.5.1.1 Biodisponibilité de Plomb

Le plomb est considéré comme un métal non essentiel pour la plupart des organismes vivants, ce qui explique sa faible disponibilité par rapport aux autres éléments (Qasim, 2015). Sa biodisponibilité est caractérisée par la production de différentes formes organiques et inorganiques, qui peuvent être solubles et devenir les principaux contaminants de la chaîne alimentaire (Pujol, 2016). Le pH joue un rôle important dans la disponibilité du plomb, car plus le pH diminue (milieu

acide), plus le degré de désorption dans la solution aqueuse augmente (Juste *et al.*, 1995). En ce qui concerne les plantes, le plomb s'accumule dans les racines, en particulier dans les membranes cellulaires., et sa concentration dans la plante est directement corrélée à la concentration de plomb dans le sol (Kebir, 2012).

#### I.7.5.1.2 Toxicité de plomb

L'exposition au plomb peut avoir des effets graves sur la santé humaine, même à de faibles concentrations, et peut être mortelle à fortes doses, surtout chez les fœtus, les nouveau-nés et les femmes enceintes (Jacques, 1999). Le plomb pénètre généralement dans le corps humain par ingestion directe (de fruits, de légumes et d'eau potable) ou par inhalation de vapeurs de plomb ou de poussières (comme l'oxyde de plomb). Il est principalement stocké dans le sang, le système nerveux, les reins, la rate, le foie et les os (Pichard, 2002 ; Cecch, 2008 ; Akhmetsadykova, 2012). Les symptômes les plus marquants sont ceux du saturnisme : troubles digestifs (coliques), sanguins (anémie, perturbation de la synthèse de l'hémoglobine), nerveux (paralysie des extenseurs de la main, encéphalopathie) et rénaux (néphrites) (Kebir, 2012).

#### I.7.5.2 Le cadmium (Cd)

Le cadmium, élément rare et hautement toxique, a une concentration moyenne de 0.15 à 0.2 mg/kg dans la nature, avec les argiles et les schistes étant les roches préférentielles pour sa concentration (Adriano, 2001). Le Cd possède une apparence blanc argenté et brillant, ainsi qu'une grande ductilité et malléabilité (Akhmetsadykova, 2012), une excellente résistance à la corrosion et une conductivité électrique élevée (Borchardt, 1985 in Belabed, 2010). Ces caractéristiques chimiques, telles que le rayon ionique et la capacité à pénétrer dans les organismes, sont similaires à celles du calcium et du zinc (Ghali, 2008 ; Hayzoun, 2014).

**Tableau. I.8** Propriétés physico-chimiques du cadmium (Lenntech, 2007b).

Symbole chimique	Cd	<b>Cd<sup>2+</sup></b>
Masse volumique	8.65 g/cm <sup>3</sup> à 20°C	
Masse atomique	112.41g/mol	
Numéro atomique	48	
Température de fusion	321°C	
Température d'ébullition	321°C	
Etat d'oxydation	+2	

En milieu aquatique, le cadmium peut prendre différentes formes chimiques, minérales ou organiques, ainsi que différentes formes physiques, dissoutes, colloïdales ou particulières. La variabilité de la forme de cadmium présente dans l'écosystème est influencée par plusieurs

paramètres, tels que la salinité, le pH, le potentiel redox, les caractéristiques sédimentologiques, la nature géochimique des particules et la concentration en chlorures (Gonzalez *et al.*, 1999; Chiffolleau *et al.*, 2001). En général, la stabilité du cadmium dans l'eau dépend du pH et du potentiel d'oxydoréduction (Debieche, 2002). Dans les eaux douces et pour un pH inférieur à 8, le Cd est principalement sous forme de  $\text{Cd}^{2+}$  complexé par les substances humiques (Adriano, 2001). Le cadmium peut se dissoudre dans de l'acide nitrique dilué ainsi que dans des acides chlorhydrique et sulfurique concentrés et chauffés (Ghali, 2008). En ce qui concerne le sol, le cadmium est adsorbé de manière moins forte que d'autres métaux (Bur, 2008).

#### **I.7.5.2.1 Biodisponibilité de Cadmium**

L'absorption du cadmium est principalement liée à la variation de certains paramètres physico-chimiques, notamment le pH et le potentiel redox (Kebir, 2012). La mobilité, le transfert et l'accumulation du Cd sont favorisés dans les sols à faible pH, légers, pauvres en matière organique et riches en sable. Dans le cas d'une augmentation du pH, on observe une augmentation de la mobilité du Cd lorsqu'il se lie à des complexes ou chélates mobiles. Cependant, l'absorption du Cd est considérée comme indépendante de ces conditions exceptionnelles (Kadem, 2005). Par rapport à d'autres métaux divalents, le Cd est moins fortement adsorbé, ce qui le rend plus mobile et plus facilement biodisponible (Bur, 2008).

#### **I.7.5.3 Toxicité de cadmium**

Le cadmium est considéré comme un métal non essentiel au développement des organismes vivants par rapport aux autres éléments, car il ne joue aucun rôle biologique ou métabolique dans la vie des êtres vivants (Price et Morel, 1990 ; Belabed, 2010). On peut retrouver ce métal dans l'eau potable, les aliments (tels que les légumes, la viande et le lait) ainsi que dans la fumée de cigarette (Waalkes, Krika, 2014).

Le cadmium est un métal très toxique, sous toutes ses formes, même à des concentrations faibles. Il représente un grand risque pour les consommateurs car il peut se propager dans la chaîne alimentaire via les végétaux ou contaminer les nappes phréatiques (Adriano, 2001). L'ingestion directe de cadmium est particulièrement dangereuse pour l'homme, car elle peut entraîner des perturbations gastro-intestinales telles que nausées, vomissements et diarrhées, ainsi que des dysfonctionnements urinaires. L'inhalation de fumées ou de poussières de cadmium peut également causer des empoisonnements aigus (Akhmetsadykova, 2012).

Le cadmium peut être stocké dans différents organes tels que le foie, la rate, le cerveau, les poumons, les muscles, le sang, la glande thyroïde, les os et les reins, qui sont considérés comme

l'organe le plus sensible à cette substance (Krika, 2014). Il est également responsable de la maladie itai-itai, qui provoque des symptômes tels que la fragilité osseuse, la douleur articulaire et la diminution du nombre de globules rouges (Hayzoun, 2014). En outre, il ne faut pas oublier que les sulfures de cadmium sont classés comme cancérogènes pour l'homme (Järup et Åkesson, 2009 ; Akhmetsadykova, 2012). En général, le cadmium n'est pas toxique seulement pour l'homme, mais aussi pour les animaux et les végétaux (Salvarredy Aranguren, 2008).

#### I.7.5.4 Le zinc (Zn)

Le zinc est un élément métallique de couleur bleu-gris, présent dans la croûte terrestre à une teneur d'environ 0.004 % (Akhmetsadykova, 2012), avec une concentration allant de 70 à 132 mg/kg (Hayzou, 2014). Il est considéré comme essentiel pour le développement de la vie (Chaney, 1993). Il se trouve naturellement dans l'environnement, principalement issu de la dégradation des roches (56 %) ainsi que du volcanisme (22 %) et de la végétation (Lantzy et Kenzie, 1979 ; Phelan *et al.*, 1982 ; Guerraiche, 2017).

**Tableau.I.9** Propriétés physico-chimiques du zinc (Lenntec, 2007c).

Symbole chimique	Zn	$Zn^{2+}$
Masse volumique	7.11 g/cm <sup>3</sup> à 20°C	
Masse atomique	65.37g/mol	
Numéro atomique	30	
Température de fusion	420°C	
Température d'ébullition	907°C	
Etat d'oxydation	+2	

Il est considéré comme moyennement actif avec des concentrations faibles dans les eaux naturelles qui diminuent dans les sédiments en raison de l'adsorption. Cependant, la concentration en sels de zinc est élevée, et en général, plus l'eau devient acide, plus la concentration en ions Zn est élevée (Guerraiche, 2017).

##### I.7.5.4.1 Biodisponibilité de Zinc

Le zinc joue un rôle vital pour le développement des plantes et des animaux. Dans les sols légèrement acides et avec une faible capacité d'échange cationique, le zinc est facilement absorbé par les plantes en raison de sa mobilité et de sa biodisponibilité (Larakeb, 2015). Les formes solubles et ioniques de zinc sont particulièrement absorbables par les plantes et leur concentration

dans la solution du sol reflète souvent leur biodisponibilité (Dehbi, 2021). Cependant, dans la nature, divers paramètres tels que l'adsorption sur les particules en suspension, la complexation sur les matières organiques et la complexation avec des ligands inorganiques comme les carbonates limitent la biodisponibilité du zinc (Vinot, 2004). La biodisponibilité du zinc dépend également de caractéristiques physico-chimiques du sol telles que la quantité totale de zinc, la matière organique et l'humidité (Larakeb, 2015). Le pH est considéré comme le paramètre le plus influent sur la biodisponibilité du zinc, avec une diminution de la teneur en zinc lorsque le pH augmente et une augmentation de la disponibilité de zinc lorsque le pH diminue (Inouri, 2012). Enfin, les oxydes de fer hydratés sont considérés comme un facteur limitant de la biodisponibilité du zinc dans la partie sédimentaire du sol (Vinot, 2004).

#### **I.7.5.4.2 Toxicité de Zinc**

Le zinc est essentiel pour la survie de la plupart des êtres vivants, y compris les humains, les animaux et les plantes, car il joue un rôle crucial dans toutes les étapes du métabolisme, telles que la réplication et la traduction de l'ADN, le développement osseux et cérébral, la croissance et le développement fœtal (Belabed, 2010). Cependant, une exposition excessive à ce métal peut être toxique, bien que l'eau potable contenant du zinc ne présente aucun danger pour la santé humaine. Les besoins quotidiens en zinc varient de 4 à 10 mg/j pour la plupart des individus, mais les femmes enceintes et les nouveau-nés ont besoin d'une dose recommandée de 16 mg (Guerraiche, 2017). Le zinc est stocké dans plusieurs organes du corps humain, notamment les muscles, le foie, les reins, les os et la prostate (Larakeb, 2015).

Il est important de noter que le manque de zinc dans le corps peut causer de nombreux symptômes néfastes pour la santé, tels que le retard de croissance, l'hypogonadisme, l'anorexie, la léthargie, la cécité nocturne, la faiblesse du système immunitaire, le ralentissement de la guérison des blessures, ainsi que des problèmes de peau comme l'eczéma et l'acné (Akhmetsadykova, 2012). Ces manifestations peuvent grandement affecter la qualité de vie des individus et entraver leur capacité à mener une vie normale.

#### **I.7.5.5 Le cuivre (Cu)**

Le cuivre est un élément indispensable à la survie de tous les êtres vivants, présentant des caractéristiques de ductilité et de malléabilité et une excellente conductivité électrique et thermique (Callender et al., 2003). On le trouve naturellement dans la croûte terrestre dont la teneur moyenne de 45 à 70 mg/kg sous forme libre dans la cuprite ou sous forme d'oxyde de sulfure (Baize, 1997). L'activité humaine, telle que l'industrie métallurgique, la fabrication de fertilisants et l'incinération

des déchets ménagers, est la principale source de cuivre anthropique, tandis que les éruptions volcaniques, l'érosion des roches et la végétation en sont des sources naturelles (Pichard et al., 2005). Dans les cours d'eau, l'érosion des sols, la contamination par le sulfate de cuivre et les rejets domestiques sont les principales sources de cuivre (Baize, 1997). Dans l'eau, le cuivre se présente sous forme ionique et sa forme cuivrique ( $\text{Cu}^{2+}$ ) prédomine jusqu'à un pH de 6 (Salvarredy Arangure, 2008). Bien que le cuivre soit essentiel à faible concentration, une concentration excessive peut être toxique pour les êtres vivants, dépassant les normes recommandées. Les concentrations élevées de cuivre dans l'eau peuvent entraîner des problèmes de santé tels que des vomissements, des diarrhées et des douleurs abdominales (Hayzoun, 2014).

**Tableau.I.10** Propriétés physico-chimiques du Cuivre (Lenntech, 2007d).

Symbole chimique	Cu
Masse volumique	/
Numéro atomique	29
Masse atomique	63.57 g/mol
Température de fusion	1084 °C
Température d'ébullition	°C
Etat d'oxydation	+2

$\text{Cu}^{2+}$

#### I.7.5.5.1 Biodisponibilité du cuivre

Le cuivre est un élément essentiel à la croissance de la faune et de la flore (Dehbi, 2021), mais sa biodisponibilité est influencée par divers facteurs, tels que la dureté de l'eau, l'alcalinité, la force ionique et le pH, ainsi que par les ligands qui peuvent former des complexes avec le métal, les matières particulaires en suspension, la concentration en carbone et les interactions entre l'eau et les sédiments (Pagenkopf *et al.*, 1974 ; Gensemer *et al.*, 2002; Gardner et Ravenscroft, 1991; Franklin *et al.*, 2000; Vinot, 2004; Stiff, 1971 ; Giesy *et al.*, 1989). Les complexes organiques du cuivre sont plus biodisponibles que les espèces inorganiques, mais peuvent également être plus toxiques. Le pH dans les sols est joué un rôle essentiel dans l'absorption du cuivre par les plantes, car il contrôle l'activation des ions  $\text{Cu}^{2+}$  dans la solution de sol (Juste, 1995). De plus, la présence d'oxydes de fer hydratés est considérée comme un facteur clé de la biodisponibilité du cuivre dans les milieux aquatiques, car ils peuvent lier le métal et réduire sa biodisponibilité en formant des complexes (Tessier *et al.*, 1995).

### **I.7.5.6 Toxicité de cuivre**

Le cuivre est un élément essentiel pour le métabolisme humain et animal, participant notamment à la production d'hémoglobine et à la maturation des polynucléaires neutrophiles (Belabed, 2010). Les besoins quotidiens en cuivre pour les adultes sont d'environ 3 mg/jour et de 2 mg/jour pour les enfants, mais des concentrations élevées peuvent causer des effets toxiques (Guerraiche, 2017). Le cerveau, le foie et les reins sont les principaux organes de stockage du cuivre chez l'homme (Akhmetsadykova, 2012).

L'empoisonnement au cuivre peut être causé par l'ingestion ou l'absorption excessive de cuivre, par exemple en consommant des aliments ou des boissons acides emballées dans un récipient en cuivre. Cela peut entraîner une gastro-entérite autolimitée avec des symptômes tels que nausées, vomissements et diarrhée (Pais et Benton, 2000).

## **I.8 Conclusion**

La définition de la qualité de l'eau dépend de paramètres physiques, chimiques et biologiques, mais aussi de l'utilisation qui en est faite. Son utilisation. Par exemple, une eau impropre à la consommation peut être adaptée à l'irrigation ou à la pisciculture.

La dégradation de la qualité de l'eau est le résultat des activités humaines ou de phénomènes naturels. Dans la plupart des cas, la pollution est considérée en tant que dépassement de normes définies en fonction des usages de l'eau. Une définition générale de la pollution inclut donc toutes les actions directes ou indirectes susceptibles de provoquer une détérioration des paramètres caractéristiques de l'eau. Elle est également définie en fonction de sa répartition spatiale et temporelle.

## **Références bibliographiques**

### **A**

---

- **Adjagodo, A., Agassounon Djikpo Tchibozo, M., Kelome Ahouangnivo, N., Lawani, R. (2016).** Flux des polluants liés aux activités anthropiques et risques sur les ressources en eau de surface à travers le monde (synthèse bibliographique). Larhyss Journal, 28:7-23.
- **Adjagodo, A., Agassounon Djikpo Tchibozo, M., Kelomè, N.C., Vissin, E et Agbossou, E. (2017).** Pollution physique et bactériologique de l'eau du fleuve dans la basse vallée de l'Ouémé pendant les périodes de basses et hautes eaux au Bénin. European Scientific Journal 13 (33): 1857-7881.
- **Adriano, D. C. (2001).** Trace elements in the Terrestrial Environment. Springer Verlag, New York, 866p.
- **Aguiza Abia, E., Ombolo, A., Ngassoum, M. B et Mbawala, A. (2014).** Suivi de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux des cours d'eau de Ngaoundéré, au Cameroun. Afrique SCIENCE , 11(4) : 135 - 145.
- **Akhmetsadykova, S. (2012).** Impact de la pollution sur la qualité du lait de chamelle au Kazakhstan. These de doctorat, Université Nationale Kazakh al-Farabi, 172p.
- **Alloway, B.J. (Ed.). (2013).** Introduction. Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. Environmental Pollution, 22, Springer Science Business Media, Dordrecht: 3 – 45.
- **Alturiqi, A.S., Albedair, L.A. (2012).** Evaluation of some heavy metals in certain fish, meat and meat products in Saudi Arabian markets (en ligne). The Egyptian Journal of Aquatic Research, 38 (1) : 45- 49.
- **Assaad, A. (2014).** Pollution anthropique de cours eau: caractérisation spatio-temporelle et estimation des flux. these de Doctorat, Université de Lorraine, France, 227p.
- **Ayad, W. (2017).** Evaluation de la qualite physico-chimique et bacteriologique des eaux souterraines : cas des puits de la region d' EL-HArrouch (wilaya de Skikda). These de Doctorat, Universite Badji Mokhtar, Annaba, 156p.

### **B**

---

- **Baize, D. (1997).** Teneurs en éléments traces métalliques dans les sols (France). Références et stratégies d'interprétation. Programme ASPITET. QUAE, Paris, 401p.

- **Baize, D., (2010).** Teneurs totales en plomb en fonction de la profondeur de sols « naturels ». Le point de vue d'un pédologue. *Archéo Sciences, revue d'archéométrie*, 34 :127-135.
- **Baumont, S., Camard, J-P., Lefranc, A., Franconi, A. (2004).** Réutilisation des eaux usées : risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. Rapport ORS, 220p.
- **Bawa, M.L., Djaneye-Boundjou, G., Boukari, Y. (2005).** Caractérisation de deux effluents industriels au Togo : étude d'impact sur l'environnement. *Afrique Science*, 02 : 57 – 68.
- **Belabed, B. E. (2010).** La pollution par les métaux lourds dans la région d'Annaba « Sources de contamination des écosystèmes aquatiques. Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar, Annaba, 199p.
- **Belghiti, M. L., Chahlaoui, A., Bengoumi, D., et El Moustaine, R. (2013).** Etude de la qualité physico-chimique Bacteriologique des eaux souterraines de la nappe plio-quaternaire dans la région de Meknés (Maroc). *Larhyss Journa*, (14) : 21-36.
- **Belhadj, M. Z. (2017).** Qualité des eaux de surface et leur impact sur l'environnement dans la Wilaya de Skikda. Thèse de Doctorat. Université de Biskra, 172p.
- **Belli A., Benendjeddou Y., Benzerrouk M. (2021).** Physico-chimiques Et Microbiologiques Des Eaux Introduites Dans Le Barrage Beni-Haroun (Wilaya De Mila). Université Abdelhafid Boussouf, Mila, 16, 21.
- **Benkaddour, B. (2018).** Contribution à l'étude de la contamination des eaux et des sédiments de l'Oued Cheliff (Algérie). Thèse de Doctorat, Université de Perpignan, Français, 193p.
- **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.
- **Brown, R.M., McClelland, N.I., Deininger, R.A., O'connor M.F. (1972).** Water Quality Index. Crashing the Psychological Barrier. In: Thomas W.A. (eds) *Indicators of Environmental Quality*. Environmental Science Research, vol 1 : 173-182.
- **Bur, T. (2008).** Impact anthropique sur les éléments traces métalliques dans les sols agricoles de Midi- Pyrenees. Implications en termes de limites et de charges critiques. Thèse de Doctorat, Université de Toulouse (INPT), 399p.

- **Callender, E. (2003).** Heavy Metals in the Environment-Historical Trends. In: B.S. Lollar (Ed.), Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry. Elsevier-Pergamon, Oxford : 67- 105.
- **Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N. & Smith, V.H. (1998).** Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. Appl.*, 8: 559–568.
- **Carpenter, S.R, Bennett, E.M. (2011).** Reconsideration of the planetary boundary for phosphorus. *Environ Res Lett* 6 :014009. doi :10.1088/1748-9326/6/1/014009.
- **Caplancq, J., Décamps, H. (2002).** L'eutrophisation des eaux continentales, question a propos d'un processus complexe. *Natures Sciences Sociétés*, 10(52) :6-17.
- **Cecchi, M. (2008).** Devenir du plomb dans le système sol-plante. Cas d'un sol contaminé par une usine de recyclage du plomb et de deux plantes potagères (Fève et Tomate). Thèse de Doctorat de l'INP, Toulouse, 226 p.
- **Chaden, M. (2014).** Evaluation de la qualite de l'eau du bassin superieur de la riviere du Litani, Liban :approche hydrochimique. these de Doctorat, Université de Lorraine, France, 326p.
- **Chaney, R. (1993).** Zin phytotoxicity. Zinc in soils and Plants. *Developments in Plant and Soil Sciences*, 55:135-150.
- **Chaouch, N. (2014).** Utilisation des sous-produits du palmier dattier dans le traitement physicochimique des eaux polluées, Thèse de Doctorat, UNiversite Hadj Lakhdar – Batna, P5,P6).
- **Chen, Q., Pan, X.D., Huang, B.F et Han, J.L. (2018).** Distribution of metals and metalloids in dried seaweeds and health risk to population in southeastern China. *Scientific Reports*, 8:3578 p.
- **Chen J., Huang Q., Lin Y., Fang Y., Qian H., Liu R., Ma H. (2019).** Caractéristiques hydrogéochimiques et évaluation de la qualité des eaux souterraines dans une région irriguée. Nord-Ouest de la Chine. *Water*, 11(1) : 96. [https:// doi.org/10.3390/w11010096](https://doi.org/10.3390/w11010096).
- **Chiffolleau, J.F., Auger D., Chartier, E., Michel, P., Truquet, I., Ficht, A., Gonzalez, J. L et Romana, L. A. (2001).** Spatiotemporal changes in Cadmium contamination in the Seine estuary (France). *Estuaries*, 24 (6B) : 1029-1040.
- **Chouteau, C. (2004).** Développement d'un biocapteur conductimétrique bienzymatique à cellules algales. *Chimie, Procédés, Environnement*. N° d'ordre : 04- ISAL-0066, 179 p.

- **Chowdhury, R. M., & Erfan-Nayeem, A. (2017).** Suspended Sediment Concentration and Particle Size Distribution in Relation to River Discharge in the Meghna River Estuary, Bangladesh. *Journal of Coastal Research*, 33(3) :686-698.

## D

- **Debieche, T. H. (2002).** Évolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle Application à la basse plaine de la Seybouse - Nord-Est Algérien. thèse de Doctorat, Université de Franche-comte, France, 235p.
- **Dehbi, M. (2021).** Contamination en éléments traces métalliques (ETM) des eaux de surface et des sédiments estuariens du bassin versant de la Soummam. Thèse de Doctorat, Université Ferhat Abbas, Setif I, 173 p.
- **Derwich, E., Benaabidate, L., Zian, A., Sadiki, O., & Belghity, D. (2010).** Caractérisation physico-chimique des eaux de la nappe alluviale du haut Sebou en aval de sa confluence avec oued Fes. *LarhyssJournal*, (8): 101-112.
- **Degryse, F., Smolders, E., Parker, D.R. (2009).** Partitioning of metals (Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Zn) in soils: concepts, methodologies, prediction and applications – a review. *European Journal of Soil Science*, 60: 590-612.
- **Dott, R.H. (1964).** Wacke, greywacke and matrix - what approach to immature sandstone classification. *J. Sedim. Petrol*, 34 : 625-635.
- **Duda, R., Laurens, J.P et Rémy, S. (1973).** L'exploitation didactique de documents authentiques. *Mélanges pédagogiques* :1-24.

## E

- **Ecotox, C. (2012).** Surveillance de la qualité des sédiments en Suisse : État actuel des méthodes disponibles et mise en place de recommandations. Centre Suisse d'écotoxicologie appliquée, 34 p.
- **El Haouati, H., Guechaoui, M., Arab, A. (2013).** Effet de l'eutrophisation sur les milieux aquatiques : Barrage de Hammam Boughrara Tlemcen. USTHB-FBS-4th International Congress of the Populations & Animal Communities "Dynamics & Biodiversity of the terrestrial & aquatic Ecosystems" CIPCA4"TAGHIT, Bechar, Algeria, 229p.

- **Elser, J.J., M.E.S. Bracken, E.E. Cleland, D.S. Gruner, W.S. Harpole, H. Hillebrand, J.T. Ngai, E.W. Seabloom., Shurin, J.B., et Smith, J.E. (2007).** Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecol. Lett*, 10 :1135-1142.

## **F**

---

- **Faurie, C., Erra C., Médorie, P., Devane, J., Remptine, J. L. (2003).** *Écologie, approche scientifique et pratique*. 5<sup>ème</sup> édition LAVOISIER. 823p.
- **Franklin, N. M., Stauber, J. L., Markich, S. J., et Lim, R. P. (2000).** pH-dependent toxicity of copper and uranium to a tropical freshwater alga (*Chlorella* sp.) - *Aquatic Toxicol*, 48 : 275- 289.

## **G**

---

- **Ghali, S. (2008).** Étude de la carbonisation d'un précurseur végétal, les noyaux d'olives. Utilisation dans le traitement des eaux. Mémoire de Magister, Université du 20 août 1955, Skikda, 130p.
- **Gaid, A. (1984).** « Épuration biologique des eaux usées urbaines tome I », édition OPU, Alger.
- **Gaillardet, J., Viers, J. et Dupré, B. (2003).** Trace elements in rivers waters. In: J.I. Drever (Ed.), *Surface and ground water, weathering, and soils. Treatise on Geochemistry*. Elsevier-Pergamon, Oxford, 225-272.
- **Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P., Howarth, R.W., Cowling, E.B., Cosby, B.J. (2003).** The nitrogen cascade. *Bioscience*, 53: 341-356.
- **Galloway, J. N., Dentener, F. J., Capone, D. G., Boyer, E. W., Howarth, R. W., Seitzinger, S. P., Asner, G. P., Cleveland, C. C., Green, P. A., Holland, E. A., Karl, D. M., Michaels, A. F., Porter, J. H., Townsend, A. R., et Vörösmarty, C. J. (2004).** Nitrogen cycles: Past, present, and future. *Biogeochemistry*, 70(2): 153-226.
- **Garcia, R., Millan, E., Maiz, I. (1996).** Heavy metal contamination analysis of roadside and grasses from Giupazkoa (Spain). *Environ. Techno*, 17: 763-770.
- **Gardner, M. et Ravenscroft, J. (1991).** The behaviour of copper complexation in rivers and estuaries: two studies in North-East England - *Chemosphere*, 23: 695-713.

- **Gaujous, D. (1995).** La pollution des milieux aquatique. ISIM lyonnaise des eaux. Aide-mémoire, 2<sup>ème</sup> édition, 220 p.
- **Genin, B ; Chaauvin, C ; Ménard, F. (2003).** Cours d'eau et indices biologiques : pollution-méthodes- IBGN. 2<sup>e</sup> édition, Dijon, Edition Educagri, 221 p.
- **Gensemer, R. V., Naddy, R. B., Stubblefield, W. A., Hockett, J.R., Santore, R. & Paquin, P. (2002).** Evaluating the role of ion composition on the toxicity of copper to *Ceriodaphnia dubia* in very hard waters - *Comp. Biochem. Physiol. Part C : Toxicology et ; Pharmacologie*, 133 : 87-97.
- **Geraldi, N. R., Magalhães, L., Feio, M. J., & Graça, M. A. (2016).** Effects of fine sediment deposition on macroinvertebrate communities in lowland streams: a manipulative field experiment. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(13) : 12731-12743.
- **Ghali, S. (2008).** Étude de la carbonisation d'un précurseur végétal, les noyaux d'olives. Utilisation dans le traitement des eaux. Mémoire de Magister, Université du 20 août 1955, Skikda, 130p.
- **Giesy, J.P., et Hoke, R.A. (1989).** Freshwater sediment toxicity bioassessment: Rationale for species selection and test design. *Journal of Great Lakes Research*, 15: 539-569.
- **Gleyzes, C., Tellier, S., Astruc, M. (2002).** Fractionation studies of trace elements in contaminated soils and sediments: a review of sequential extraction procedures. *Trends Anal Chem* 21 :451–467.
- **Gobat, J.M., Aragno, M., Matthey, W. (2003).** Le sol vivant. Bases de Pédologie - Biologie des Sols. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes. Collection Gérer l'environnement, 2<sup>ème</sup> édition, 592 p.
- **Gomez Ariza, J.L., Giraldez, I., Sanchez-Rodas, D. et Morales, E. (2000).** Metal sequential extraction procedure optimized for heavily polluted and iron oxide rich sediments. *Analytica Chimica Acta*, 414(1-2) : 151-164.
- **Gonzalez, J.L., Chiffolleau, J.F., Miramand, P., et Thouvenin, B. (1999).** Le cadmium : comportement d'un contaminant métallique en estuaire, Programme scientifique Seine Aval, Editions Ifremer, Plouzané, France, 31p.
- **Gonzalez-Merchan, C. (2011).** Improved knowledge of the clogging in the infiltration systems of stormwater. Ph.D thesis, INSA Lyon, Villeurbanne, France.

- **Gromaire-Mertz, M.-C., Chebbo, G., Saad, M., Mouche, J.M. (1997).** Le Bassin Versant Expérimental Urbain du Marais à Paris : Origine et Caractéristiques de la Pollution des Eaux Pluviales Urbaines en Réseau d'Assainissement Unitaire, LA Houille Blanch fj N° 7.
- **Guerraiche, Z. (2017).** Impact de la pollution urbaine sur les eaux de surface du grand Constantinois. Thèse de Doctorat, Université Mohamed Khider, Biskra, 181p.

## **H**

---

- **Hayzoun, H. (2014).** Caractérisation et quantification de la charge polluante anthropique et industrielle dans le bassin du Sebou. Thèse de Doctorat, Université de Toulon, France, 176p.
- **Hinsinger P. (2001).** Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: à review. *Plant Soil*, 237 (2) :173-195.

## **I**

---

- **INERIS. (2004).** Devenir et comportement des métaux lourds dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLMDRC-03-46822-FLg/JL-03.0693.
- **Inouri, A. (2012).** Evaluation du niveau de contamination par les éléments traces métalliques (Plomb, Zinc, Cuivre et Chrome), des sédiments de l'oued Boumerzoug (Constantine)-transfert des éléments traces métalliques vers une chénopodiacée (*Spinacia oleracea*). USTHB, 126p.

## **J**

---

- **Jacques, V ; BRGM. (1999).** Communication au colloque « Santé-Environnement, les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé, 365p.
- **Järup, L. et Åkesson, A. (2009).** Current status of cadmium as an environmental health problem, *Toxicology and Applied Pharmacology*, 238: 201–208.
- **Johnson, M.F., & Wilby, R.L. (2015).** Seeing the landscape for the trees: Metrics to guide riparian shade management in river catchments. *Water Resources Research*, 51(5): 3754-3769.
- **Johnson, Z. C., Warwick, J. J., Schumer, R. (2019).** Nitrogen retention in the main channel and two transient storage zones during nutrient addition experiments, *Limnol. Oceanogr*, 60:57–77.

- **Jones, D.S., Lapakko, K.A., Wenz, Z.J., Olson, M.C., Roepke, E.W., Sadowsky, M.J., Novak, P.J., Bailey, J.V. (2017).** Novel Microbial Assemblages Dominate Weathered Sulfide-Bearing Rock from Copper-Nickel Deposits in the Duluth Complex, Minnesota, USA. *Appl. Environ. Microbiol.* 83. doi:10.1128/AEM.00909-17.
- **Jones, J. B., Mulholland, P. J. (2000).** Streams and Ground Waters. Academic Press, 447p.
- **Juste, C., Chassin, P., Gomez, A., Linéres, M., Mocquet, B. (1995).** Les micropolluants métalliques dans les boues résiduares des stations d'épuration urbaines. ADEME Edition (Paris), 209p.

## **K**

---

- **Kabata-Pendias, A. et Pendias, H. (1992).** Traces elements in soil and plants, 2nd Eds CRC presse, 365p.
- **Kadem, D. E. (2005).** Évaluation et comportement des métaux lourds (Cd – Cr – Cu – Ni – Pb – Zn et Mn) Dans les sols a vocation agricole et a végétation naturelle soumis à une pollution atmosphérique (EL-Hadjar – Annaba – Est Algerien). Influence de la végétation sur la dynamique de ces métaux. Thèse de Doctorat, Université de Mentouri, Constantine, 127p.
- **Kebir, T. (2012).** Étude de contamination, d'accumulation et de mobilité de qualités métaux lourds dans des légumes, des fruits et des sols agricoles situes près d'une décharge industrielle de l'usine Al zinc de la ville de Ghazaouet. Thèse de Doctorat, Université Abou Bekr Belkaid, Telemcen, 282p.
- **Kelly, M., Allison, W.J., Garman, A.R., Symon, C.J. (1988).** Mining and the Freshwater Environment. Springer Netherlands.
- **Krika, A. (2014).** Etude de la distribution des métaux lourds dans les ripisylves de l'oued Rhumel. Thèse de doctorat, Université Constantine I, 184p.

## **L**

---

- **Lantzy, R.J., Kenzie, F.T. (1979).** Atmospheric trace metals: global cyclesans assessment of man's impact. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 43 : 511-523.
- **Larakeb, M. (2015).** Elimination du Zinc par adsorption et par coagulation-floculation. Thèse de Doctorat, Université Mohamed Khider, Biskra, 148p.
- **Lenntech, (2007a).** Plomb (Pb). Propriétés chimiques-Effets du plomb sur la santé Effets du plomb sur l'environnement. <http://www.lenntech.com/français/data-perio/Pb.htm>.

- **Lenntech, (2007b).** Cadmium (Cd). Propriétés chimiques-Effets du plomb sur la santé Effets du plomb sur l'environnement. <http://www.lenntech.com/français/data-perio/Cd.htm>.
- **Lenntech, (2007c).** Zinc (Zn). Propriétés chimiques-Effets du plomb sur la santé- Effets du plomb sur l'environnement. <http://www.lenntech.com/français/data-perio/Zn.ht>.
- **Lenntech, (2007d).** Cuivre (Cu). Propriétés chimiques-Effets du cuivre sur la santé- Effets du cuivre sur l'environnement. <http://www.lenntech.com/français/data-perio/Cu.htm>.
- **Leynaud, G. (1968).** Les pollutions thermiques, influence de la température sur la vie aquatique. B.T.I.Ministère de l'agriculture : 224-881.
- **Lisbeth, G.T., Jorgen, B.B.S., Preben, H. (2006).** Visualisation of dislocations in hemp fibres: a comparison between scanning electron microscopy (SEM) and polarized light microscopy (PLM). *Ind Crop Prod* ,24(2) :181–185.
- **Lounnas, A. (2009).** Amelioration des procedes de clarification des eaux de la station Hamadi-Kroma deSkikda. Mémoire de magister, l'université du 20 Août 1955, Skikda, 120p.
- **Li, S., Zhao, B., Jin, M., Hu, L., Zhong, H & He, Z. (2020).** A comprehensive survey on the horizontal and vertical distribution of heavy metals and microorganisms in soils of a Pb/Zn smelter. *Journal of Hazardous Materials*, 400: 123255.
- **Liu, A., Wei, C., Zhang, Y., Zhang, X., & Lin, C. (2019).** Distribution, sources, and ecological risk of polycyclic aromatic hydrocarbons in suspended particulate matter from the East China Sea. *Environmental Pollution*, 252(Pt A) : 261-270.
- **Liu, M., Han, Z., & Yang, Y. (2019).** Accumulation, temporal variation, source apportionment and risk assessment of heavy metals in agricultural soils from the middle reaches of Fenhe River basin, North China. *RSC advances*, 9(38):21893- 21902.

## **M**

---

- **Ma, A. T., Beld, J., and Brahalsha, B. (2017).** An amoebal grazer of cyanobacteria requires cobalamin produced by heterotrophic bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 83 :1–13
- **MAF (Manitoba Agriculture and Food). (2001).** Les nitrates dans le sol et dans l'eau. [En ligne]. Adresse URL : <http://www.gov.mb.ca/agriculture/crops/fruit/bld01s01.html>

- **Mekhalif, F. (2009).** Réutilisation des eaux résiduaires industrielles épurées comme eau d'appoint dans un circuit de refroidissement. Mémoire de Magistère, Université du 20 Août 1955, Skikda, 133p.
- **Melghit, M. (2012).** Qualité physico-chimique, pollution organique et métalliques des compartiments. Mémoire de Magistère, Université Mentouri, Constantine, 175p.
- **Méndez-García, C., Peláez, A.I., Mesa, V., Sánchez, J., Golyshina, O.V., Ferrer, M. (2015).** Microbial diversity and metabolic networks in acid mine drainage habitats. *Front Microbiol*, 6:475. doi:10.3389/fmicb.2015.00475.
- **Miller, K. D., Siegel, R. L., Lin, C. C., Mariotto, A. B., Kramer, J. L., Rowland, J. H., ... & Jemal, A. (2016).** Cancer treatment and survivorship statistics, 2016. *CA: a cancer journal for clinicians*, 66(4): 271-289.
- **Miller, M.C., Mac, Cave, I.N., Komar, P.D. (1977).** Threshold of sediment motion under unidirectional currents. *Sedimentology*, 24 :507-527.
- **Milliman, J. D., Syvitski, J.P.M. (1992).** Geomorphologic/tectonic control of sediment discharge to ocean: the importance of small mountainous rivers. *Journal of geology*, 100:525-544.

## N

---

- **Nabulo, G., Black, C.R., Young, S.D. (2011).** Trace metal uptake by tropical vegetables grown on soil amended with urban sewage sludge. *Environ. Pollut*, 159 : 368-376.
- **Nehme, N. (2014).** Evaluation de la qualité de l'eau du bassin inférieur de la rivière de Litani, Liban: approche environnementale. Thèse de Doctorat, Université de Lorraine, France, 359 p.
- **Neal, C., Whitehead, P. G., Flynn, N. (2002).** INCA: summary and conclusions. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 6 : 607-615.
- **Nollet, P. (1996).** Problèmes d'environnement. Dires d'experts. Ed. Technique et documentation. Lavoisier, Paris, 288 p.

## O

---

- **Oursel, B. (2013).** Transferts et dynamique des contaminants métalliques en zone côtière. Impact d'une grande agglomération méditerranéenne, diplôme de doctorat spécialité de Chimie de l'Environnement. Université de Toulon, 32p.

## P

---

- **Pagenkopf, G. K., Russo, R. C., et Thurston, R. V. (1974).** Effects of complexation on toxicity of copper to fishes. - Journal Fisheries Research Board of Canada,3.
- **Pais, I et Benton Jones, J. (2000).** The handbook of Trace Elements. Boca Raton, FL, St. Lucie Press, 223 p.
- **Phelan, J.M., Finnegan, D.L., Ballantine, D.S., Zoller, W.H., Hart, M.A., Moyers, J. (1982).** Airbone aerosols measurements in the quiescent plume of Mount St. Helen in September, 1980. Journal of Geophysics Research, 90 :1093-1096.
- **Pettijohn, F. J., Potter, P. E., & Siever, R. (2012).** *Sand and sandstone*. Springer Science & Business Media.
- **PNUE (1991).** Pollution des eaux douces. Bibliothèque de l'environnement PNUE/GEMS. Nairobi. N° 6.
- **Pichard, A. (2002).** Plomb et ses dérivés. Fiche INERIS.
- **Pichard, A., M. Bisson, N. Houeix, G. Gay, G. Lacroix, J. P. Lefèvre, H. Magaud, V. Migne, A. Morin and S. Tissot. (2005).** INERIS. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. Cuivre et ses dérivés.
- **Price, N. M., et Morel, F.M.M. (1990).** Cadmium and cobalt substitution for zinc in a marine diatom. Nature 344(6267): 658-660.
- **Pujol, L. (2016).** Mise au point d'un dispositif électroanalytique intégrant une étape de minéralisation et une étape de détection pour le dosage des métaux lourds. Thèse de Doctorat, l'Université Toulouse III Paul Sabatier, 277p.

## **Q**

---

- **Qasim, B. H. (2015).** Détermination, spéciation et biodisponibilité des éléments traces métalliques dans les sols contaminés et technosols. Thèse de Doctorat, Institut des Sciences de la Terre d'Orléans, 279p.

## **R**

---

- **Ramade, F. (1998).** Dictionnaire encyclopédique de science de l'eau. Ediscience, Paris. 800p.
- **Ramade, F. (2000).** Dictionnaire encyclopédique des pollutions (Les polluants : de l'environnement à l'homme) Ed science internationale, PARIS, 690p.
- **Ramade, F. (2002).** Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. 2ème Ed. DUNOD. Paris. 1075p.

- **Rao, C.S., Rao, B.S., Hariharan, A., Bharathi, N.M. (2010).** Determination of water quality index of some areas in Guntur district Andhra Pradesh. *International Journal of Applied Biology and Pharmaceutical Technology*, 1(1): 79-86
- **Rodier, J., Legube, B., Merlet, N. (2009).** L'analyse de l'eau, 9<sup>ème</sup> édition, Ed. Dunod, 1579p.
- **Rousseau, B., Suaudeau, R. (2008).** Contamination des sédiments « une pollution cachée » France Nature Environnement, la lettre eau, 41 : 10-13.

---

## S

- **Saedi, M., Li, L. Y., & Salmanzadeh, M. (2012).** Heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons: pollution and ecological risk assessment in street dust of Tehran. *Journal of hazardous materials*, 227 : 9-17.
- **Salvarredy-Aranguren, M. M. (2008).** Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers. Approches géochimique, minéralogique et hydrochimique. Thèse de Doctorat, Université Toulouse III, 490p.
- **Sharpley, A.N., P.J.A. Kleinman, R.W. McDowell, M. Gitau, and R.B. Bryant. (2002).** Modeling phosphorus transport in agricultural watersheds: Processes and possibilities. *J. Soil Water Conserv*, 57: 425–439.
- **Singh, M. R., Gupta, A., Beeteswari, K. H. (2010).** Physico-chemical Properties of Water Samples from Manipur River System, India, *Journal of Applied Sciences & Environmental Management*, 14(4): 85-89.
- **Smith, S.L., Macdonald, D.D, Keenleyside, K.A., Ingersoll, C.G., FIELD, J. (1996).** A preliminary evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystems. *J. Great Lakes Res*, 22: 624-638.
- **Smith, E.V., Swaney, D., Talaue-McManus, L. et al. (2003).** Humans, hydrology, and the distribution of inorganic nutrient loading to the ocean. *BioScience*, 53: 235-245.
- **Smith, H. G., Karam, D. S., Lennard, A. T. (2018).** Evaluating tracer selection for catchment sediment fingerprinting. *Journal of Soils and Sediments*, 18: 3005-3019. DOI: 10.1007/s11368-018-1990-7.
- **Stiff, M. J. (1971).** The chemical states of copper in polluted freshwater and a scheme of analysis to differential them. - *Water Res*, 5: 585-599.

---

## T

- **Taylor, S.R. (1964).** Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 28 : 1273–1285.
- **Tessier, A. et Turner, D.R. (Eds.). (1995).** Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems. New York : John Wiley and Sons,q, 679 p.

---

## V

- **Vincent, M. (2006).** Étude d’expertise en aquacultur-environnement-pêche-pollution : saint Mascimin-France.
- **Vinot, I. (2004).** Impact des rejets de cuivre et zinc en milieu aquatique : Circulation, spéciation, biodisponibilité, bioaccumulation, transfert et toxicité. Thèse de Doctorat, Université de Metz, 442p.

---

## W

- **Waalkes, M.P. (2000).** Cadmium carcinogenesis in review. *J. Inorg. Biochem*, 79: 241-244.
- **Wilby, R.I., Johnson, M.F., Toone, J.A. (2014).** Nocturnal river water temperatures: Spatiel and temporal variation. *Science of the Environment*: 482-483.

---

## Z

- **Zhang, Y., Shi, P., Song, J & Li, Q. (2018).** Application of nitrogen and oxygen isotopes for source and fate identification of nitrate pollution in surface water: a review. *Applied Sciences*, 9: 18.
- **Zhang, C., Li, D., Ge, T., Han, J., Qi, Y., & Huang, D. (2019).** 2,4-Dichlorophenol induces feminization of zebrafish (*Danio rerio*) via DNA methylation. *Science of the Total Environment*, 135084. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135084>.

# *Chapitre II*

*Cadre*

*géographique*



## II.1 Introduction

La qualité des eaux de surface est conditionnée par l'environnement physico-géographique propre à la région d'étude. Dans cette section, notre objectif est de fournir un aperçu global du bassin versant Kébir Rhumel, dans le but de mieux comprendre son fonctionnement hydrochimique.

## II.2 Présentation et description du bassin versant Kébir-Rhumel

Le bassin se définit comme une entité géographique et hydrologique qui reçoit des apports d'eau, principalement sous forme de précipitations, ainsi que des contributions souterraines provenant d'autres bassins. Il est caractérisé par un système de pentes naturelles et de cours d'eau qui permettent l'écoulement et le transport des matériaux érodés vers son embouchure ou exutoire principal (Sebihi, 2015 ; Gangbazo, 2004).

Le terme de "bassin versant" fait référence à un réseau de drainage des eaux pluviales, qu'il soit naturel ou artificiel, souterrain ou en surface. Cela concerne à la fois ce réseau et les surfaces qui potentiellement contribuent à leur alimentation par le ruissellement des eaux de pluie. (Thibault, 1997).

### II.2.1 Situation géographique

Situé entre les latitudes 36°15'-36°35' et les longitudes 6°10'-6°20', le bassin versant Kébir-Rhumel couvre une superficie d'environ 8815 km<sup>2</sup>, dont 80 km<sup>2</sup> se trouvent dans la wilaya de Constantine, avec une façade maritime d'environ 7 km<sup>2</sup> (ABH, 2004). Ses frontières sont délimitées au Nord par les wilayas de Jijel, Skikda et Béjaïa, à l'ouest par les wilayas de Bejaïa et Bourdj Arréridj, à l'Est par la wilaya de Guelma et au Sud par les wilayas de Batna et Oum El Bouaghi. Le réseau hydrographique de la région s'étend sur environ 4200 km, partant de la mer Méditerranée au Nord jusqu'aux marges septentrionales des hautes plaines des sebkhas (lacs salés) au Sud, conférant à cette zone des caractéristiques physiques uniques. Elle est juxtaposée à d'autres unités hydrologiques dans la région du Tell et des hautes plaines, telles que le bassin de la Seybouse à l'Est et le bassin de la Soumam à l'Ouest (Mebarki, 1984). La surface du bassin versant Kébir-Rhumel, dont le calcul peut varier selon les opérateurs, est généralement estimée à environ 8795 km<sup>2</sup>, alors que les données de l'ANRH font état d'une surface atteignant 8815 km<sup>2</sup>.

Tableau. II. 1 Différentes surfaces des sous bassins de Kébir Rhumel (Marouf, 2012).

Code	Nom de S/B	S (Km <sup>2</sup> )
10-01	Oued Dehamecha	1067
10-02	Oued Kébir Endja	1102
10-03	Oued Rhumel Amont	1241
10-04	Oued Rhumel Seguen	1150
10-05	Oued Bumerzoug	1835
10-06	Oued Rhumel Smendou	1091
10-07	Oued Kébir Maritime	13394

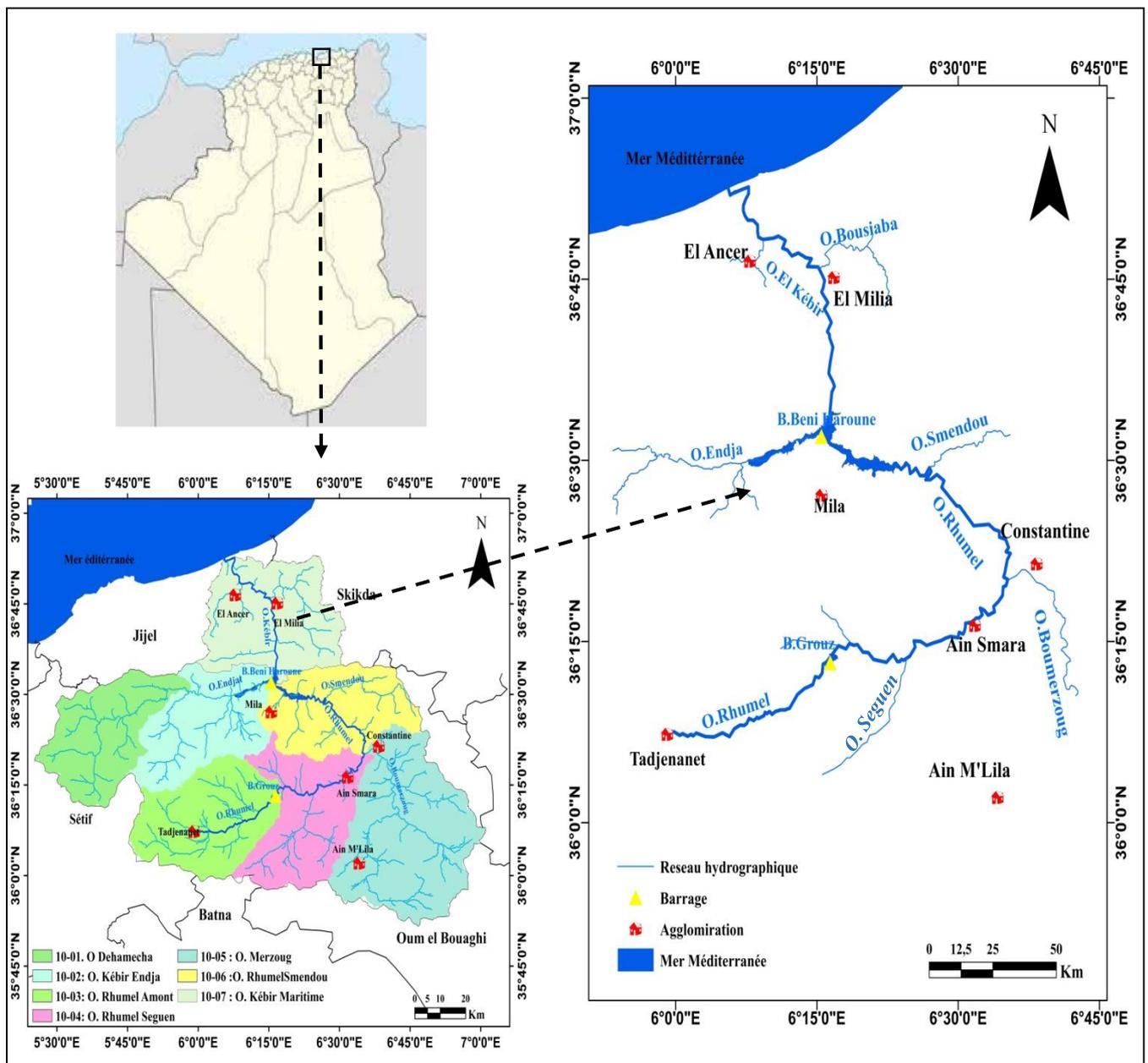


Figure. II. 1 Localisation de la zone d'étude.

L'Oued Kébir-Rhumel se subdivise en trois sous-bassins, identifiés comme (10-04), (10-06), et (10-07) (fig. II.1). Son origine se situe à une altitude d'environ 1 160 m, sur les marges méridionales du tell, au Nord-Ouest de Balaa, et il s'étend sur une distance de 208 km. Suivant une trajectoire Sud-Ouest-Nord-Est, il draine les sous-bassins semi-arides des hautes plaines, notamment Tadjenanet et Chelghoum Laïd. En traversant le rocher de Constantine, il pénètre profondément dans les gorges calcaires avec une dénivellation de 200 m (fig.II.1).

Par la suite, L'Oued Kébir-Rhumel naît de la confluence de deux cour d'eaux : l'Endja et le Rhumel et s'écoule du sud vers le nord. Ce grand cours d'eau s'écoule dans une large vallée et véhicule tous les flux hydrologiques des oueds Rhumel et Endja, en traversant la chaîne numidique puis traverse les massifs de Petite Kabylie d'El Milia et de Collo. Tout au long de son parcours, l'Oued El Kébir reçoit l'Oued Bousiaba près d'El Milia, ainsi que l'Oued Irdjana à El Ancer, avant de se jeter dans la mer Méditerranée (Tourki, 2019).

Traduit avec DeepL.com (version gratuite)

## II.2.2 Socio-économie

La compréhension et l'interprétation du problème de la pollution, de ses diverses sources et de son impact sur la région étudiée requièrent une considération fondamentale du contexte socio-économique de cette dernière.

### II.2.2.1 Population

Selon les derniers résultats provisoires en 2008, la région comptait deux millions cinquante-six mille (2 056 000) habitants, Elle est répartie dans 90 communes et 6 wilayas, dont 57 municipalités entièrement incluses dans le bassin et 33 partiellement (tab. II. 2.) La commune de Constantine concentre la majeure partie de la population, avec une estimation de 921 893 habitants en 2008, représentant 22,5% de la population totale du bassin. Cette disparité pourrait être liée au niveau d'équipement enregistré dans cette zone (Les cahiers de l'A.B.H, C.S.M., 2009 cité dans Kiniouar., 2018).

**Tableau. II. 2** Les principales agglomérations du bassin versant du Kébir-Rhumel (ABH., 2004)

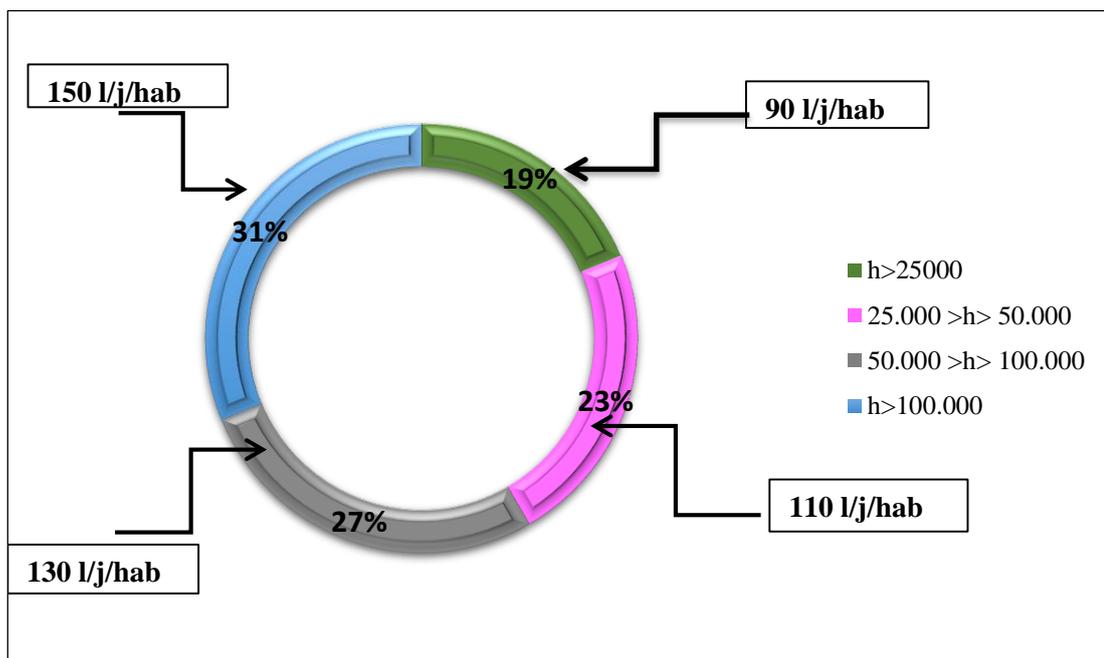
Agglomérations Principales	Wilaya	Population	
		Recensement 1998	Estimation 2002
<b>Constantine</b>	25	462 187	496 179
<b>El Khroub</b>	25	65 344	70 150
<b>Mila</b>	43	54 557	60 197
<b>Ain M'lila</b>	04	50 744	55 467
<b>Chelghoum Laid</b>	43	41 417	45 699
<b>Ain Fekroun</b>	04	40 701	44 490

<b>El Milia</b>	18	39 620	42 400
<b>Hamma Bouziane</b>	25	36 480	39 163
<b>Tadjenanet</b>	43	30 278	33 408

### II.2.2.2 Alimentation en eau potable des agglomérations

À la fin de l'année 2002, le bassin du Kebir-Rhumel recense 209 agglomérations, parmi lesquelles 160 disposent d'un réseau de distribution totalisant plus de 2010 km et présentent un volume de stockage potentiel d'environ 258 000 m<sup>3</sup> (ABH, 2002).

La répartition théorique se présente de la manière suivante (fig. II.2) :



**Figure. II. 2** L'ensemble des dotations théoriques (D.H.W. Constantine).

### II.2.2.3 Barrage

Le bassin de Kebir-Rhumel est équipé de trois barrages, à savoir Beni Haroun, Hammam Grouz, et Berla, avec un volume total de 843 hm<sup>2</sup>, ainsi que trente-trois (33) retenues collinaires, dont la plupart sont envasées (ABH., 2004). Pour rappel, le barrage de Beni-Haroun, le plus vaste barrage hydraulique d'Algérie, était situé dans la wilaya de Mila, e, il alimente une grande partie de l'Est Algérien en eau potable et en eau d'irrigation. Les principaux cours d'eau dans la région sont l'Oued Rhumel l'Oued El-Kebir et l'oued Endja (Marouf., 2012).

Le tableau ci-dessous (tab.II.3) présente les trois barrages du bassin Kebir-Rhumel ainsi que leurs caractéristiques, y compris le sous-bassin, la commune, le nom, la wilaya, et leurs capacités respectives

**Tableau. II. 3** Barrages dans le bassin du Kebir-Rhumel (kiniouar, 2018).

Sous bassins	Dénomination	Commune	Wilaya	Capacité (hm <sup>3</sup> )	Vom.régul (hm <sup>3</sup> )
10-01	Draa Diss	Tachouda	19	/	/
10-03	Hammam Grouz	Oued Athmania	43	45	18
10-05	Berla	Ain Smara	25	32	3.1
10-06	Oued Athmania	Sidi Khelifa	43	/	/
10-07	Beni-Haroun	Grarem Gouga	43	960	435
10-07	Bouadjoul	Khiri oued Adjoul	18	8.9	5.5
10-07	Boussiaba	El Milia	18	120	80

#### II.2.2.4 Assainissement

Les 171 villes qui comptent plus de 1 000 habitants disposent d'un réseau d'égouts de plus de 2 000 km. Parmi ces communes, trois ont une station d'épuration des eaux usées (ABH., 2002) qui sont :

- Une station située à la ville de Constantine, possède une capacité de 400.000 équ-hab, pouvant être étendue à 800.000 équ-hab, elle fonctionne selon le principe des boues activées et est destinée à un débit moyen de 800 l/s
- La deuxième station est localisée au niveau d'Oued Athmania, avec une capacité de 45.000 équ-hab, pouvant être étendue à 67.500 équ-hab, traite les eaux usées de Chelghoum posée, fonctionne suivant le principe des boues activées mais à faible charge également, elle est dimensionnée pour un débit de 130 l/s et traite actuellement 46 l/s.
- La troisième est située la commune de Sidi Merouane avec une superficie de 16 ha et une puissance de 20.657 m<sup>3</sup>.la station est destinée à épurer les eaux usées en provenant de la ville de Mila, Grarem Gouga, Sidi Merouane, Sibari 1, Sibari 2 et Ras-Elbir. Les rejets traités seront rejetés dans le bassin du barrage de Beni-Haroun (tab. II. 4).

#### II.2.2.5 La végétation

Le bassin Kébir Rhumel caractérise par deux types de végétation (fig. II.3) :

##### II.2.2.5.1 La végétation forestière

La région humide et subhumide, caractérisée comme la partie la plus pluvieuse de l'ensemble du bassin versant, se distingue par ses reliefs montagneux et la prédominance de formations gréseuses, créant un environnement propice au développement du chêne-liège (*Quercus suber*) dans les massifs de la Petite Kabylie. Les zones à l'ouest du bassin abritent exclusivement le chêne afarès (*Quercus afares*) et le chêne zeen (*Quercus fagineae*), tandis que quelques poches de chênes verts

sont observées dans la partie méridionale du bassin.

### II.2.2.6.2 La végétation des terres cultivées

Dans les régions bioclimatiques caractérisées par des conditions humides et des hivers chauds, l'environnement est propice à la culture de plantes délicates. Telles que les agrumes, les primeurs et d'autres arbres fruitiers. Ces cultures s'étendent le long d'une étroite bande côtière dans les plaines de Jijel. D'autre part, les zones présentant un bioclimat semi-aride avec un hiver frais se démarquent par la prévalence de la culture des céréales, souvent accompagnée de périodes de jachère (Krika, 2014).

**Tableau. II. 4** Assainissement des eaux usées urbaines dans le bassin Kébir Rhumel  
(A.B.H- CSM, n°2., 1999).

S/B	Agglomération	Wilaya	Linéaire (ml)	Type de Réseau	Lieu de rejet
10-01	Toumeselt	Mila	1075	unitaire	O.El Kébir
10-01	Tassadane	Mila	3178	//	O.El Kébir
10-02	Rouached	Mila	9800	//	O.El Kébir
10-02	Zouabi	Mila	4840	//	O.Enndja
10-02	Terai Beinen	Mila	5700	//	O.Enndja
10-02	Ras El Bir	Mila	8966	//	O.Enndja
10-02	Sidi Merounae	Mila	25660	//	O.Enndja
10-02	Bougherdaine	Mila	2600	//	O.Enndja
10-02	Tessala Centre	Mila	2400	//	O.ElKébir
10-03	Djemaa Lkhdr	Mila	14238	//	STEP vers O. Rhumel
10-03	Chelghoum L.	Mila	97827	//	STEP vers O. Rhumel
10-04	Ain Smara	Constantine	26000	//	O. Rhume
10-04	O.Atmania	Mila	18100	//	O. Atmania
10-05	El Khroub	Constantine	59000	//	O. Bumerzoug
10-05	Constantine	Constantine	234000	//	STEP vers O.Rhumel
10-06	Beni Hmidène	Constantine	12000	//	O.Smendou
10-06	H.Bouziane	Constantine	16000	//	O.Rhumel
10-06	Zighoud Y.	Constantine	31000	//	O.Smendou
10-06	Grarem Gouga	Mila	22135	//	O.Rhumel
10-06	Ain Tinn	Mila	16300	//	O.Ktone
10-06	Mila	Mila	42300	//	O.Rhumel
10-07	El Milia	Jijel	34849	//	O. El Kébir
10-07	Hammala	Mila	19984	//	O. Dib

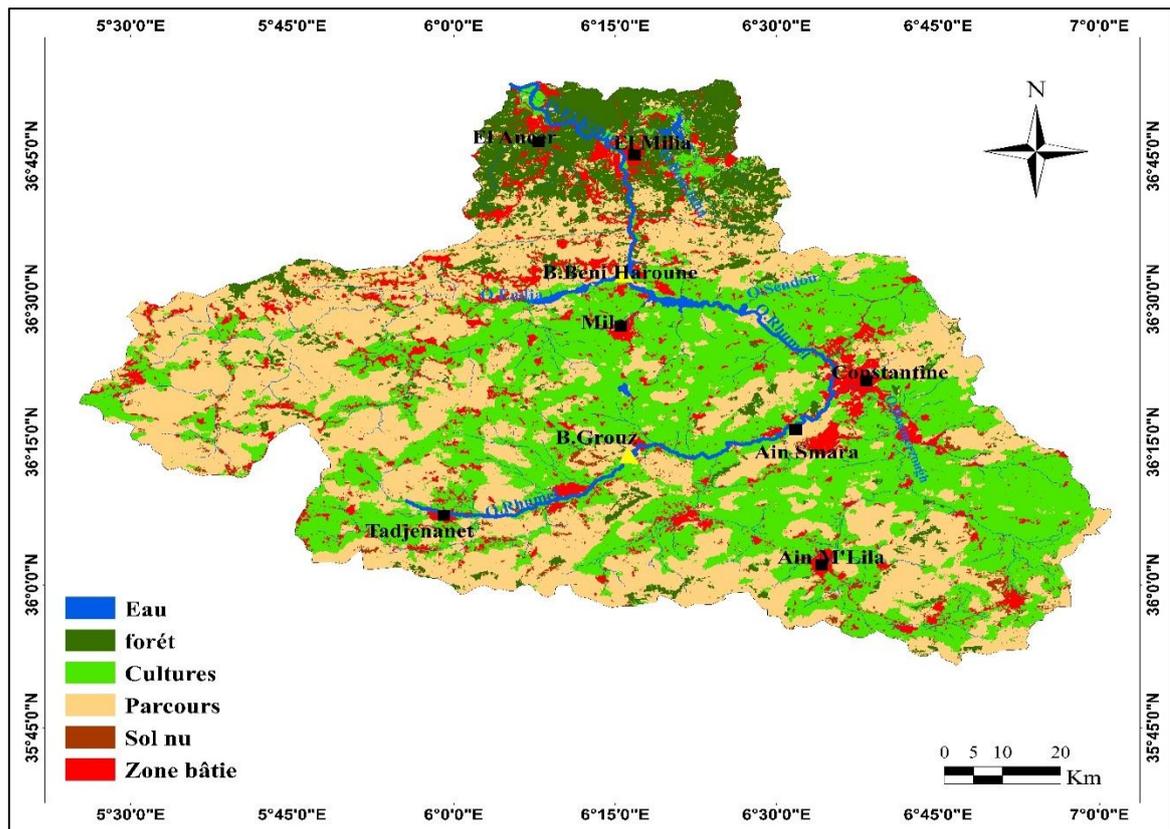


Figure. II. 3 Occupation du bassin versant Kebir-Rhumel.

### II.2.2.6 Agriculture

Le bassin du Kebir-Rhumel se distingue par une activité agricole diversifiée, englobant à la fois des méthodes traditionnelles telles que l'irrigation par gravitation et des pratiques plus modernes comme l'irrigation par aspersion, adaptées en fonction du type de culture.

La Quantité d'eau consommée pour l'irrigation régulière d'un bassin ayant une superficie de 2679 hectares un volume annuel de l'ordre de 27,65 hm<sup>3</sup>.

Les domaines d'activité principaux sur ces surfaces irriguées se concentrent principalement sur la culture maraîchère et l'arboriculture. Afin d'optimiser la productivité, l'évolution des techniques et des stratégies culturales est devenue cruciale, permettant l'utilisation de nouveaux produits chimiques et organiques tels que les pesticides et les engrais (tab. II.5 et 6), notamment les nitrates et les phosphates. Bien que ces mesures aient pour objectif d'améliorer les rendements et de lutter contre les maladies et les ravageurs, elles contribuent ultimement à la pollution du sol et de l'eau (Melghit., 2012).

- **Pesticides** : Les pesticides organiques et/ou minéraux, utilisés de manière excessive et intensive, entraînent sans aucun doute une contamination des sols, des eaux et des sédiments

- **Engrais :** Les engrais les plus fréquemment utilisés en agriculture au sein du bassin du Kebir-Rhumel sont les nitrates d'ammonium et les superphosphates. Le nitrate d'ammonium (33%) et le superphosphate (45%). Ces produits permettent d'améliorer les rendements, mais leur usage excessif contribue surtout à la pollution des sols, des sédiments et des cours d'eau. Les sols, les sédiments et les cours d'eau, où les concentrations de nitrates, de phosphates et de leurs produits dérivés sont le plus souvent élevées (tableau 5).

**Tableau. II. 5** Type des pesticides que les agriculteurs ont utilisés, selon la culture et la dose à l'hectare (cahier de l'ABH, C.S.M, 2002)

N°	Type de pesticide	Nature du pesticide	Matière active	Culture	Dose à l'hectare
1	Insecticide	Cyper.M25 EC	Cypermethrine	C.Maraichères	5 l/ha
2		Decis EC25	Deltamethrine	C.Maraichères	200 ml/ha
1	Fongicide	Artea	Cyproconazole +	Céréales	5 l/ha
2		Punch 40 ES	Flusilazol	Céréales	1 l/ha
3		Mancozebe 80%	Mancozebe	C.Maraichères	250 g/ha
4		Bouillie de bordelaise	Sulfates de cuivre	C.Maraichères	6 Kg/ha
5		Pelt 44	Thioplante-Méthyl	C.Maraichères	0.1 l/ha

### II.2.2.7 Industrie

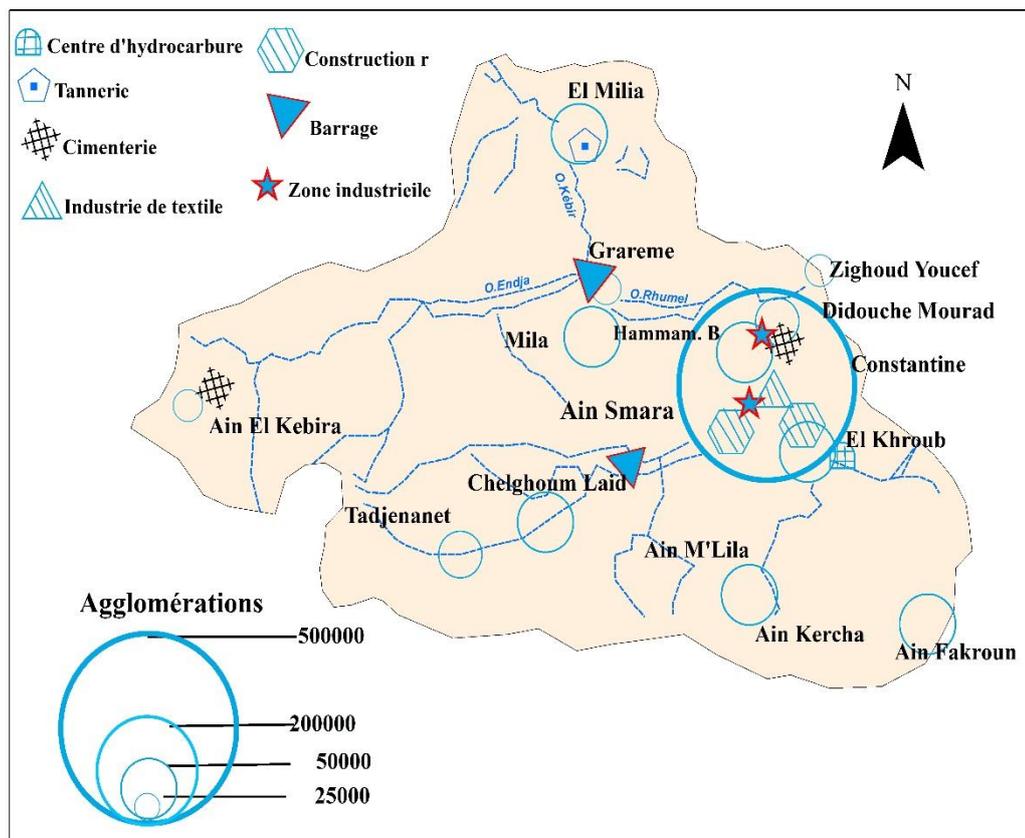
Le bassin de Kébir-Rhumel abrite 37 sites industriels, dont plusieurs sont approvisionnés par leurs spécifiques puits ou forages. On estime que la demande en eau de ces industries est un total de 11 749 m<sup>3</sup>/an, avec un volume alloué de 9 843 m<sup>3</sup>/jour, ou 3,59 hm<sup>3</sup>/an. L'activité industrielle est principalement concentrée dans les grandes agglomérations telles que Mila, Chelghoum Laid, Ain el Kebira, Hamma Bouziane, El Khroub et Constantine. Parmi ces industries, dont la consommation quotidienne est dépassée de 10 m<sup>3</sup>, comprennent notamment l'unité de production de détergents de Chelghoum Laid, la cimenterie de Hamma Bouziane, les industries mécaniques d'Oued Hamimine et Ain Smara, la tannerie et l'unité de céramique d'El Milia, les unités textiles et laitières de Constantine, et les complexes d'hydrocarbures d'El Khroub. En conséquence (tab. II.7), ces industries génèrent des rejets significatifs dans le cadre général (Krika, 2014).

**Tableau. II. 6** Synthèse de la situation des principales industries du bassin versant de Kébir Rhumel (ABH., 2002).

S/B	Implantation	Commune	Will	Caractéristiques	
				Nom	Nature / type
10-01	Djebbes	Djebbes	19	Unité de plâtre	Production de plâtre Boulonnerie, coutellerie, Robinetterie Production de ciment
10-01	Ain El Kébira	Ain El Kébira	19	BCR	
10-01	Ain El Kébira	Ain El Kébira	19	ERCE	
10-02	Ferdjioua	Ferdjioua	43	ERIAD	Matriarcaux de constructions Chauffage a gaz, cuisinière
10-02	Ferdjioua	Ferdjioua	43	SONARIC	
10-03	Chelghoum Laid	Chelghoum Laid	43	EMAC	Matériaux de constructions Détergents et produits d'entretien
10-03	Chelghoum Laid	Chelghoum Laid	43	ENAD-SOSER	
10-04	O.Athmaenia	O.Athmaenia	43	CSOA	Céramiques sanitaire (dalle desol) Bois
10-04	O.Athmaenia	O.Athmaenia	43	Placage de bois	
10-04	Ain Smara	Ain Smara	25	CPG	Pelles, Grues Compacteurs, Compresseurs Chariots, Elévateurs
10-04	Ain Smara	Ain Smara	25	CCA	
10-04	Ain Smara	Ain Smara	25	CCE	
10-05	Chaab Eressas	Constantine	25	COTITEX	Textile filature Lait et dérivés Produits tabagiques Minoterie Gaz butane Moteurs, tracteurs Machines-outils Cabines sahariennes Transformation de pierre de marbre Production de gaz industriel Entretien des camions et bus Boissons gazeuses et sirop Boissons gazeuses et sirop Traitement de peau brute (cuir) Parc
10-05	Chaab Eressas	Constantine	25	ORELAIT	
10-05	Ben Badis	Ben Badis	25	SNTA	
10-05	El Khroub	El Khroub	25	ERIAD	
10-05	Bounouara	Ouled Rahmoun	25	NAFTAL	
10-05	O.Hamimime	El Khroub	25	ENPMA	
10-05	O.Hamimime	El Khroub	25	PNO	
10-05	Ain M'Lila	Ain M'Lila	04	CCS	
10-05	Ain M'Lila	Ain M'Lila	04	Sté Khentouche	
10-05	Z.industrielle	Constantine	25	ENGI	
10-05	Z.industrielle	Constantine	25	SNVI	
10-05	Constantine	Constantine	25	Limonadière	
10-05	ZI.Boumerzoug	Constantine	25	Limonadière	
10-05	Constantine	Constantine	25	Tann Hadj Arab	
10-05	Constantine	Constantine	25	ETC	
10-06	Mila	Mila	43	SOMIC	Dalle de sol, faïence, plinthe, briques Brique Céramiques (vaisselle) Minoterie Production de ciment Poteaux, Tubes et supports Semoule, farine Fabrication de briques Limonadière Céramiques sanitaire (faïence)
10-06	Mila	Mila	43	SBNC	
10-06	Mila	Mila	43	SOFEM	
10-06	Grarem Gouga	Grarem Gouga	43	ERIAD	
10-06	H.Bouziane	H.Bouziane	25	Cimenterie	
10-06	H.Bouziane	H.Bouziane	25	ENATUB	
10-06	H.Bouziane	H.Bouziane	25	ERIAD	
10-06	D. Mourade	D. Mourade	25	Briqueterie EPRE	
10-06	D. Mourade	D. Mourade	25	EMIB	
10-06	Ibn. Ziad	Ibn. Ziad	25	SCC	

### II.2.3 Principales sources de contamination dans l'Oued Kébir Rhumel

Au fil des dernières décennies, la région étudiée a été le théâtre d'une expansion difficile à maîtriser dans les trois secteurs clés, à savoir l'urbain, l'industriel, et le trafic routier. Ces secteurs sont responsables de divers rejets, qu'ils soient liquides, solides, ou atmosphériques. Ce problème est étendu jusqu'à un rayon d'environ 20 km autour de la ville de Constantine. Les principales contributions proviennent des rejets variés des industries et des grandes agglomérations, avec Constantine elle-même jouant un rôle prédominant (fig. II.4).



**Figure. II. 4** Emplacement des principaux agglomérations et industries dans le bassin versant de Kébir-Rhumel (Mebarki, 2005).

D'autre part, la décharge publique, localisée à 11 km de Constantine dans la commune d'Ain Smara, constitue une menace persistante pour la santé, la population et l'environnement. Les émanations désagréables provenant de cette décharge affectent les résidents des habitations avoisinantes, les conducteurs de véhicules et aussi la zone occidentale de la ville de Constantine. A Par ailleurs, la concentration des eaux de lessivage s'écoule vers l'oued en aval de cette décharge, contribuant aux principales sources de pollution de l'Oued Kébir-Rhumel, notamment les rejets non traités provenant des divers sites industriels répartis dans l'ensemble de la ville de Constantine.

En outre, le trafic routier, notamment sur les routes nationales ainsi que sur les routes secondaires longeant l'Oued Kebir-Rhumel et ses affluents, joue également un rôle significatif. En effet, ce réseau génère de nombreuses retombées atmosphériques susceptibles d'affecter directement la région, soit par ruissellement dans les cours d'eau, et par conséquent, l'Oued Kebir-Rhumel, qui représente l'exutoire du réseau hydrologique dans la région étudiée (Krika, 2014).

### **II.3 Conclusion**

Le bassin du Kébir-Rhumel s'étend sur une superficie de 8815 km<sup>2</sup>, dont 80 km<sup>2</sup> se trouvent dans la wilaya de Constantine. Sur le plan socioéconomique, la population totale du bassin compte deux millions cinquante-six mille (2 056 000) habitants. Les activités agricoles se concentrent principalement sur la culture maraîchère et l'arboriculture, tandis que l'industrie se focalise autour des grandes agglomérations de Constantine.

Ce bassin se distingue par un dense réseau hydrographique, drainé par le plus important oued, le Kébir-Rhumel. Cet oued alimente les barrages de Beni Haroune et Grouz, mais ses eaux sont soumises à des activités anthropiques néfastes, telles que les rejets d'eaux usées des communes de Constantine et d'El Milia, ainsi que les eaux agricoles et les produits de lixiviation provenant de la décharge publique d'Aïn Smara. Ces activités peuvent entraîner une détérioration de la qualité des eaux de l'oued.

## **Références bibliographiques**

### **A**

---

- **Agence du bassin hydrographique Constantinois- Seybousse- Mellegue. (1999).** Cahiers de l'A.B.H.- C.S.M. n°02.
- **Agence du bassin hydrographique Constantinois- Seybousse- Mellegue. (2002).** Cahiers de l'A.B.H.- C.S.M. n°5.
- **Agence du bassin hydrographique Constantinois- Seybousse- Mellegue. (2004).** Cahiers de l'A.B.H.- C.S.M. n°08.
- **Agence des bassins hydrographiques Constantinois-Seybousse-Mellegue. (2009).** Cahier de l'A.B.H.-C.S.M. n°12 :22.

### **D**

---

- **D.H.W. CONSTANTINE.** (Année 2007-2010).

### **K**

---

- **Kiniouar, H. (2018).** Analyse multicritère et caractérisation du modèle de gestion intégrée des ressources en eau de la vallée du Rhumel. Thèse de Doctorat, Université de Badji Mokhtar, Annaba, 175p.
- **Krika, A. (2014).** Etude de la distribution des métaux lourds dans les ripisylves de l'oued Rhumel. Thèse de Doctorat, Université de Constantine I, 184p.

### **M**

---

- **Marouf, N. (2012).** Etude de la qualité des eaux et de transport solide dans le barrage de Beni-Haroun (Mila). Son impact sur l'environnement de la région. Thèse de Doctorat, Université Mohamed Khider, Biskra, 242p.
- **Mébarki A., 1984.** Ressources en eau et aménagement en Algérie. Le bassin du Kébir-Rhumel. O.P.U. Alger, 302p
- **Mebarki, A. (2005).** Hydrologie des bassins de l'Est algérien : ressources en eau, aménagement et environnement. Thèse d'Etat, Université Mentouri, Constantine, 360p.
- **Melghit, M. (2012).** Qualité physico-chimique, pollution organique et métalliques des compartiments. Mémoire de Magistère, Université Mentouri, Constantine, 175p.

### **G**

---

- **Gangbazo, G. (2004).** Gestion intégrée de l'eau par bassin versant : concept et application, ministère de l'Environnement du Québec, Direction des politiques sur l'eau, Envirodoq no ENV/2004/0062.

- 

---

## **S**

- **Sebihi, Z. (2015).** La qualité physico-chimique des eaux de l'oued Rhumel. Mémoire de Master. Université Mentouri, Constantine, 52p.

---

## **T**

- **Thibault, S. (1997).** Bassin versant. Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement. Lavoisier, technique et documentation 1997, pp 116,
- **Tourki, M. (2019).** Modélisation du transfert des flux hydro-sédimentaires et cartographie des zones à risque d'érosion hydrique dans le bassin versant de l'oued Kébir Rhumel. Thèse de Doctorat, Université de Badji Mokhtar, Annaba, 330p.

# *Chapitre III*

## *Hydroclimatologie*



### III.1 Introduction

Les eaux de surface sont étroitement liées aux fluctuations des conditions météorologiques, qui exercent une influence directe sur les réserves d'eau. Il devient impératif de mener une analyse approfondie et multidimensionnelle des divers éléments climatiques tels que les précipitations, la température, l'évaporation, et autres, car ils constituent les fondements nécessaires pour établir le bilan hydrique (Brahmi, 2010).

Chaque étude climatique repose sur la collecte de données, dont la quantité revêt une importance cruciale pour déterminer les divers résultats obtenus. Pour atteindre les objectifs de ce chapitre, nous avons examiné minutieusement les paramètres climatiques à travers trois stations pluviométriques spécifiques : Al Ancer (Jijel), Aïn El Bey (Constantine) et Téléghma (Mila). Il est essentiel de noter que les résultats obtenus demeurent une approximation des caractéristiques climatiques recherchées.

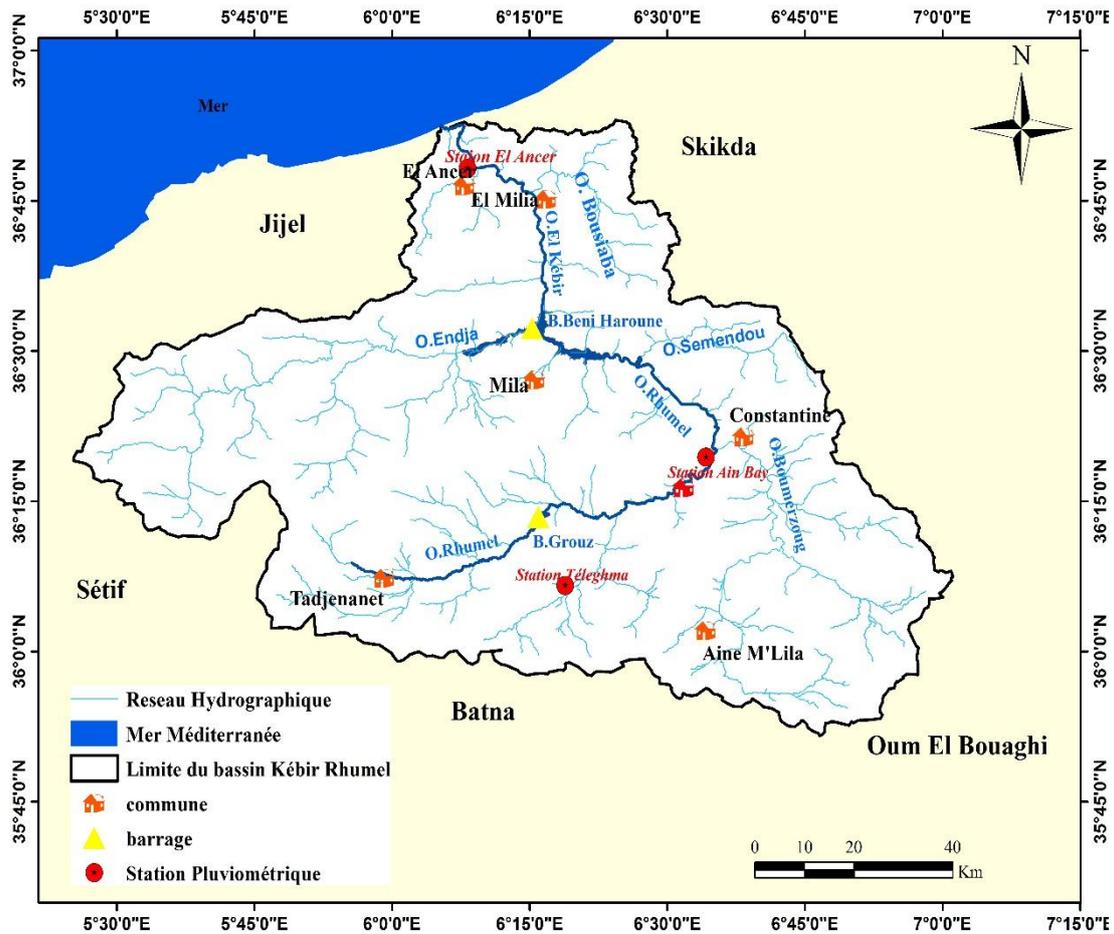
### III.2 Station pluviométrique

Afin d'obtenir une perspective complète et exhaustive de la pluviométrie de la région, nous avons analysé les données provenant de trois stations de référence qui couvrent la région du sud au nord : Al Ancer (Jijel), Aïn El Bey et (Constantine) Téléghma (Mila) (fig. III.1). Ces données, fournies par l'Office National de la Météorologie (ONM), comprennent des informations sur les précipitations et les températures sur une période de 10 ans, de 2011 à 2020.

Les coordonnées des stations météorologiques sont récapitulées dans le tableau ci-dessous

**Tableau. III. 1** Coordonnées de la station pluviométrique du bassin versant de Kébir Rhumel

Station	Code	X	Y	Altitude	Période d'observation
Ain el Bey (Constantine)	10-04-10	850.35	344.72	590	2011 / 2020
Téléghma (Mila)	10-04-10	829.05	319.25	750	2011 / 2020
Al Ancer (Jijel)	10-07-10	36°48'42"	6°08'59"	20	2011 / 2020



**Figure. III. 1** Carte de localisation des stations pluviométrique du bassin versant de Kébir Rhumel.

### III.3 Facteurs climatiques

#### III.3.1 Précipitations

Parmi tous les éléments, la pluviométrie occupe une position centrale en tant que donnée climatique essentielle pour caractériser le climat d'une région. Elle exerce une influence directe sur le régime des cours d'eau ainsi que sur les nappes aquifères, jouant ainsi un rôle crucial dans diverses activités humaines telles que l'agriculture, la distribution et la consommation d'eau, entre autres (Belhedj, 2007 ; Mcibah, 2017).

La pluviométrie est sujette à des variations et des irrégularités en fonction de l'année et de la saison. La collecte de données pluviométriques permet ainsi d'évaluer la quantité d'eau précipitée, principalement pour estimer la quantité qui contribuera à l'écoulement en surface (Khadri, 2018 ; Zeghaba, 2018 et Hamzaoui, 2019).

### III.3.1.1 Précipitations moyennes mensuelles

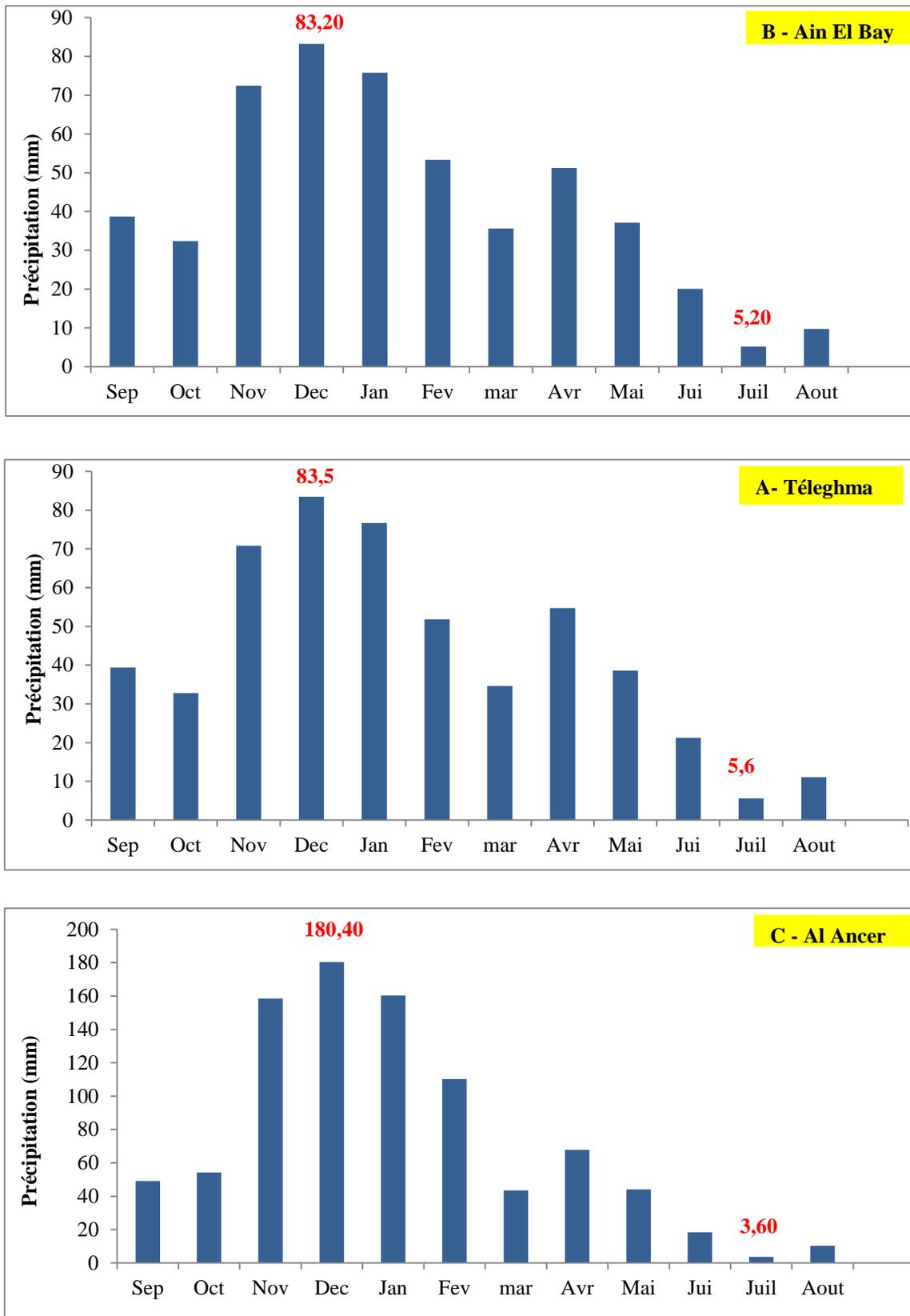
Le tableau présenté ci-dessous donne un aperçu de la distribution mensuelle des précipitations moyennes sur une période de 10 ans (2011/2020) pour les trois stations (Téleghma à Mila, Aïn El Bey à Constantine et Al Ancer à Jijel).

**Tableau. III. 2** Précipitations moyennes mensuelles (mm) des stations (Téleghma (Mila), Aïn El Bey (Constantine) et Al Ancer (Jijel), (2011/2020).

Station	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aout
Téleghma	39.40	32.80	70.80	83.50	76.70	51.80	34.60	54.70	38.60	21.20	5.60	11.10
Aïn El Bey	38.70	32.40	72.40	83.20	75.80	53.30	35.60	51.20	37.10	20.10	5.20	9.70
Al Ancer	49.1	54.2	158.5	180.4	160.3	110.2	43.4	67.8	44.1	18.3	3.6	10.2

Ce tableau met en relief que les mois les plus pluvieux pour les stations Aïn El Bey et Téleghma sont novembre, décembre, janvier et février, tandis que pour la station Al Ancer, ils s'étalent d'octobre à avril, englobant ainsi les mois de novembre, décembre, janvier, février, mars et avril. En revanche, les mois de juin, juillet et août connaissent les plus faibles précipitations.

Les diagrammes en histogramme, qui présentent les précipitations moyennes mensuelles, illustrent la variation des précipitations d'un mois à l'autre (voir figure 2). Le pic des précipitations se situe en décembre pour les trois stations, atteignant respectivement 83,5 mm, 83,2 mm et 180,4 mm pour Téleghma, Aïn El Bey et Al Ancer. À l'inverse, le minimum de précipitations est enregistré en juillet, avec des valeurs de 5,6 mm, 5,2 mm et 3,6 mm pour les stations Téleghma (Mila), Aïn El Bey (Constantine) et Al Ancer (Jijel).



**Figure. III. 2** Précipitations moyennes mensuelles des stations : (A) Téleghma (Mila), (B) Ain El Bey (Constantine) et (C) Al Ancer (Jijel) (2011/2020)

### III.3.1.2 Coefficient pluviométrique (H)

Le coefficient pluviométrique permet de déterminer pour une station donnée (Zahi., 2014),

- Si l'année est excédentaire :  $H > 1$
- Si l'année déficitaire :  $H < 1$ .

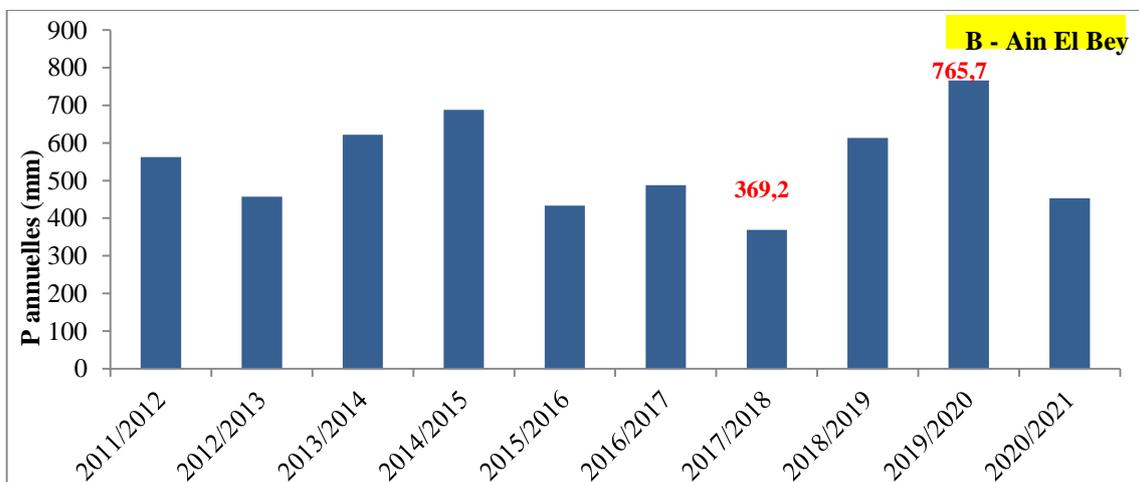
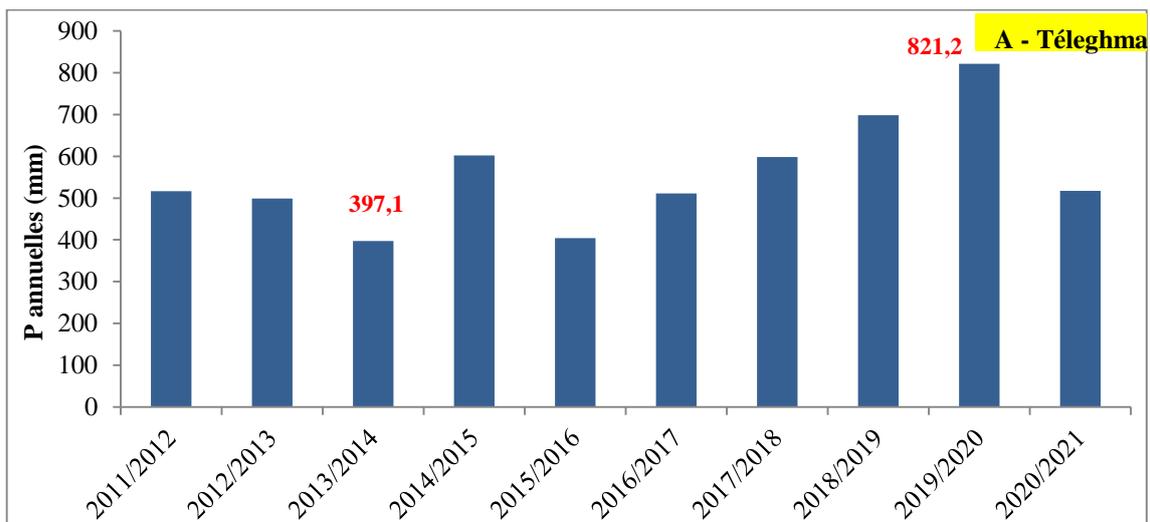
Il est déterminé par le ratio des précipitations (P) pour une année sur la moyenne des pluviométries  $p$  pour une durée d'observation.

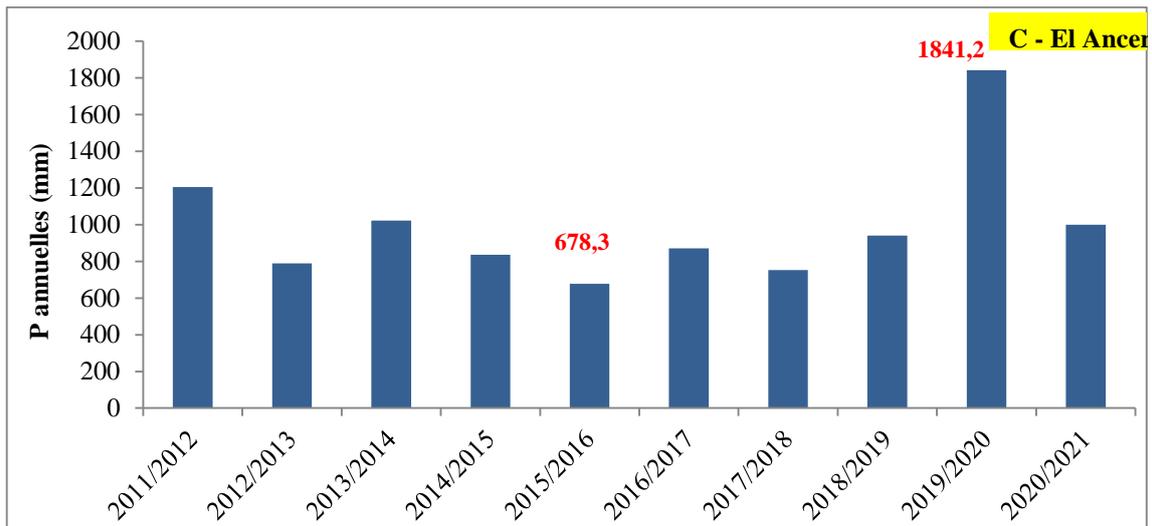
$$H = P/p$$

Avec : H : Coefficient pluviométrique, P : Pluviométrie d'une année (mm).

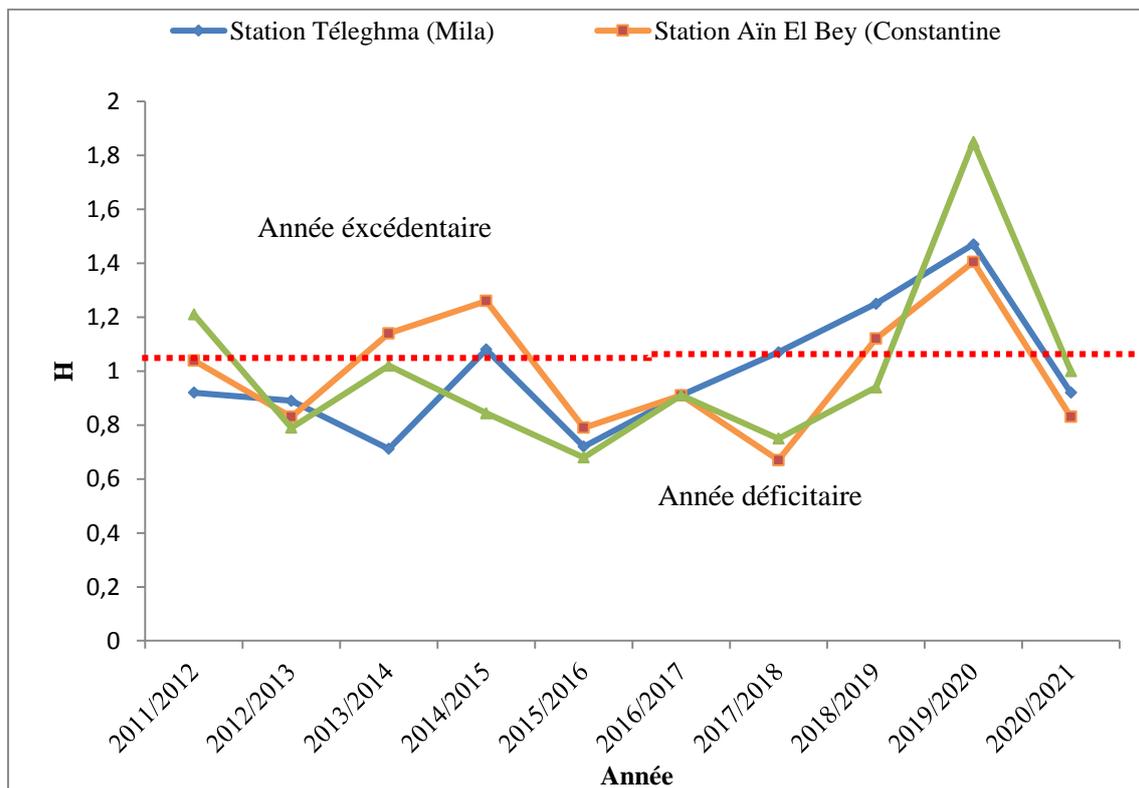
$p$  : Pluviométrie moyenne annuelle (mm)

Les moyennes annuelles des précipitations enregistrées au cours de la période d'observation sont d'environ 556,49 mm, 545,03 mm et 993,41 mm respectivement pour les stations Téléghma (Mila), Ain El Bey (Constantine) et Al Ancer (Jijel).





**Figure. III. 3** Précipitations annuelles des stations : (A) Téléghma (Mila), (B) Aïn El Bey (Constantine) et (C) Al Ancer (Jijel) (2011/2020)



**Figure. III. 4** Variations des coefficients pluviométriques pour les stations : Aïn El Bey (Constantine), Al Ancer (Jijel) et Téléghma (Mila) (2011/2020).

L'analyse des graphiques illustrant les variations du coefficient pluviométrique (fig.III. 4) révèle une prévalence des années déficitaires par rapport aux années excédentaires, avec des années partagées entre les trois stations.

- ✓ Les années excédentaires pour la station d'Ain El Baysont : 2011/12, 13/14, 14/15, 18/19, 19/20, le reste des années sont considérées comme déficitaires.
- ✓ Les années excédentaires pour la station de Téléghma sont : 2014/15, 17/18, 18/19, 19/20, le reste des années sont considérées comme déficitaires.
- ✓ Les années excédentaires pour la station d'Al Ancer sont : 2011/12, 13/14, 18/19, 19/20, 20/21, le reste des années sont considérées comme déficitaires.

L'année 2019/2020 se distingue comme étant la plus pluvieuse, avec des précipitations dépassant respectivement 1841,2 mm/an, 821,2 mm/an et 765,7 mm/an pour les stations d'Al Ancer (Jijel), Téléghma (Mila) et Aïn El Bey (Constantine). En revanche, les années 2015/16, 2013/14 et 2017/18 se démarquent comme les plus sèches, enregistrant des quantités de précipitations inférieures à 400 mm/an pour Téléghma et Aïn El Bey, et 678,3 mm/an pour Al Ancer.

### III.3.1.3 Précipitations moyennes saisonnières

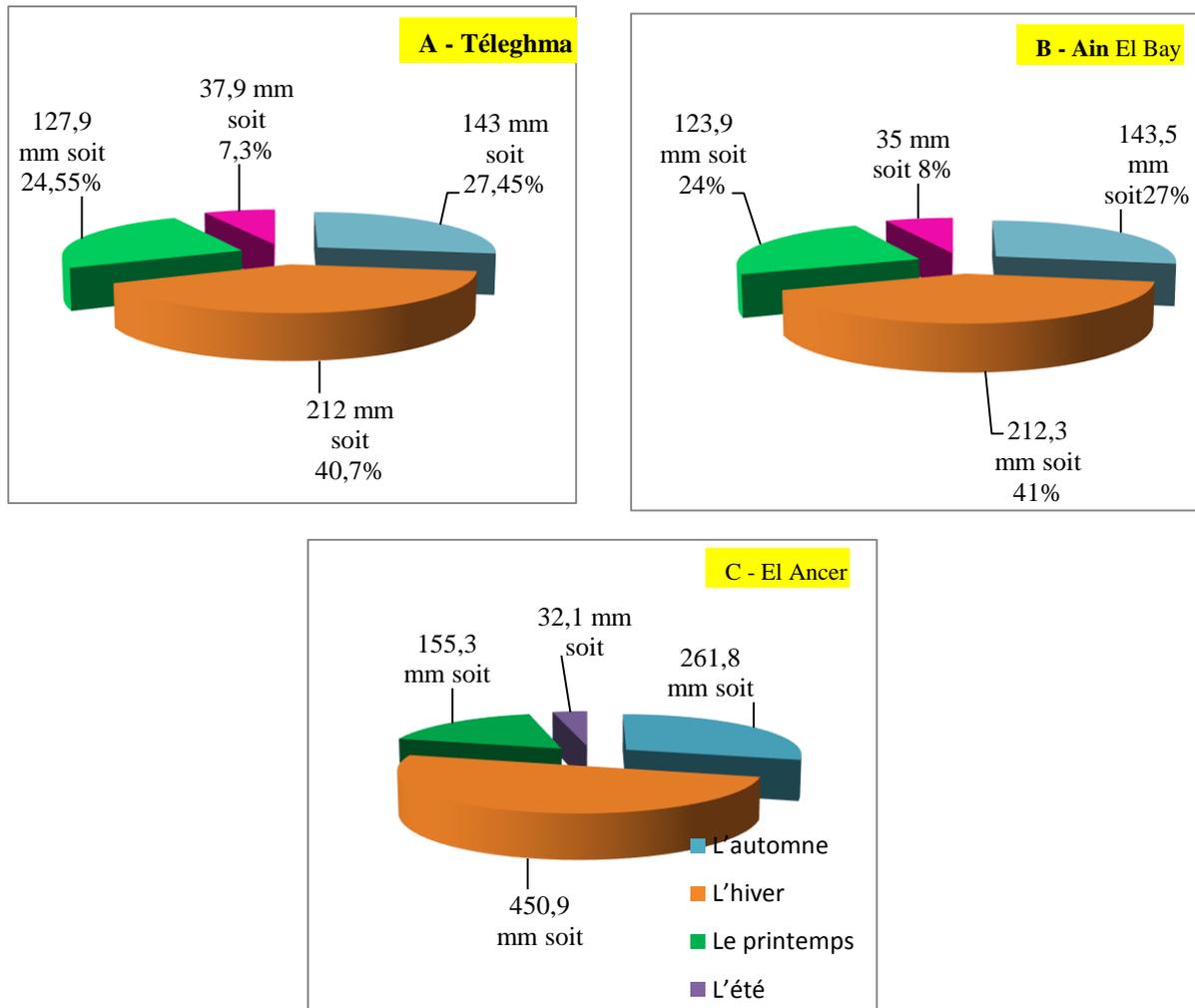
La pluviométrie est subdivisée en fonction des quatre saisons agricoles : l'Automne (septembre, octobre, novembre), l'Hiver (décembre, janvier, février), le Printemps (mars, avril, mai) et l'Été (juin, juillet, août).

L'analyse des données du Tableau 4 indique que la saison hivernale est la plus pluvieuse pour les trois stations. Cumulativement, elle représente 450,9 mm, 212,3 mm et 212 mm, correspondant respectivement à 41,1 %, 41 % et 40,7 % des précipitations annuelles pour les stations d'Al Ancer (Jijel), Aïn El Bey (Constantine) et Téléghma (Mila) (tab.III.3et fig.III.5).

La distribution des précipitations pendant la saison du printemps et de l'automne est presque identique, avec des pourcentages oscillant entre 17,25 % et 28,34 % de l'ensemble des précipitations pour les trois stations. En revanche, la saison estivale est la plus sèche, ne

**Tableau. III. 3** Répartition saisonnières des précipitations des stations Téléghma (Mila), Aïn El Bey (Constantine) et Al Ancer (Jijel) (2011/2020).

Stations	Téléghma (Mila)		Aïn El Bey		Aïn El Bey (Constantine)	
	P (mm)	P (%)	P (mm)	P (%)	P (mm)	P (%)
<b>Automne (A)</b>	143	27.45	143.5	27	261.8	29.08
<b>Hiver (H)</b>	212	40.7	212.3	41	450.9	50.1
<b>Printemps (P)</b>	127.9	24.55	123.9	24	155.3	17.25
<b>Été (E)</b>	37.9	7.3	34	8	32.1	3.56



**Figure. III. 5** Répartition saisonnières des précipitations des stations : (A) Téleghma (Mila), (B) Ain El Bey (Constantine) et (C) Al Ancer (Jijel) (2011/2020)

### III.3.2 Température

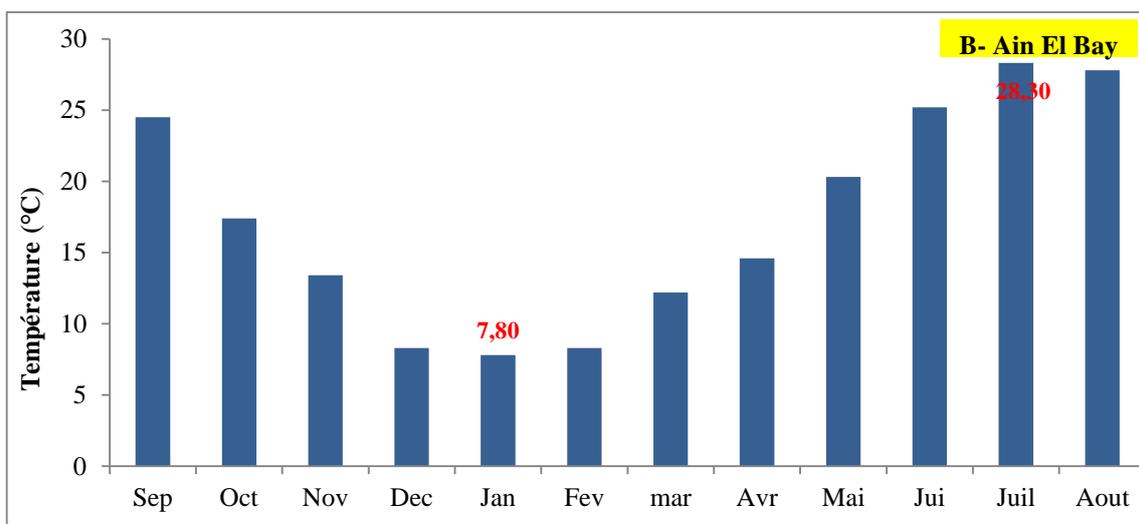
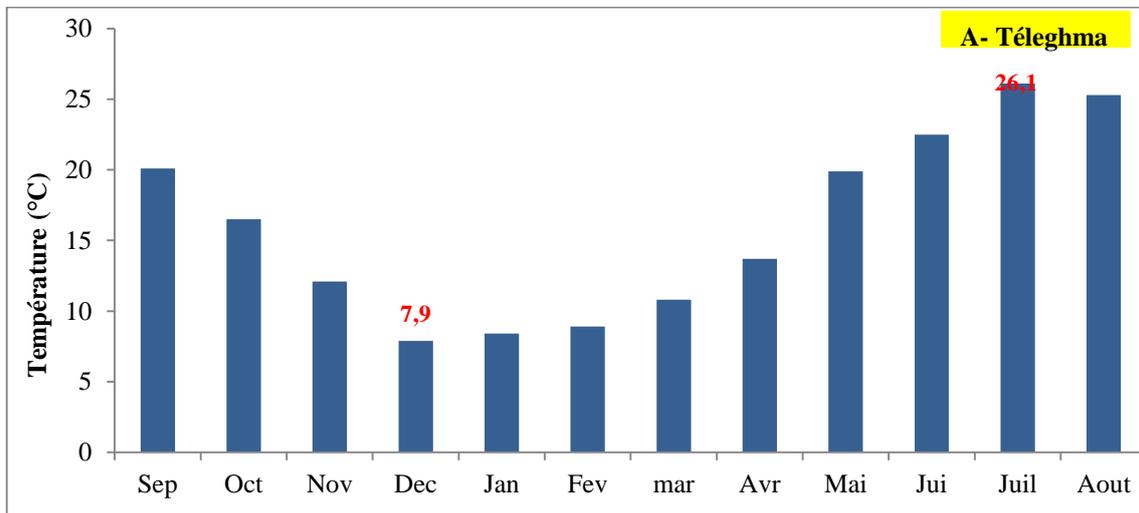
La température, en tant que composante climatique distincte des précipitations, exerce une influence considérable sur le climat. Comprendre l'évolution temporelle de la température revêt une importance cruciale dans les domaines de l'hydrologie et de l'hydrochimie, car ce paramètre joue un rôle prépondérant dans le processus d'évaporation. Par conséquent, les variations de concentration (ou de dilution) ont un impact significatif tant sur le bilan hydrologique que sur la composition chimique de l'eau (Belhadj, 2017).

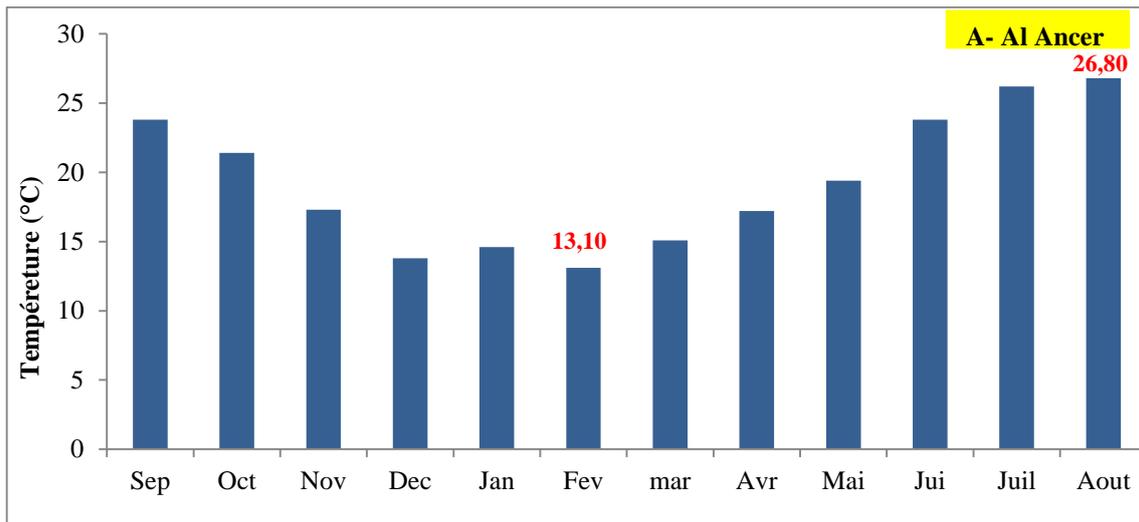
Les données de température provenant de trois stations différentes couvrent une période de dix ans (2011- 2020) et sont présentées dans le tableau suivante (tab.III.4).

**Tableau. III. 4** Températures moyennes Mensuelles des stations : Téléghma (Mila), Aïn El Bey (Constantine) et Al Ancer (Jijel) (2011/2020).

Station	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aout
Téléghma	20.10	16.50	12.10	7.90	8.40	8.90	10.80	13.70	19.90	22.50	26.10	25.30
Aïn El Bey	24.50	17.40	13.40	8.30	7.80	8.30	12.20	14.60	20.30	25.20	28.30	27.80
Al Ancer	23.80	21.4	17.30	13.80	14.60	13.10	15.10	17.20	19.40	23.80	26.20	26.80

D'après l'histogramme représentant les températures moyennes mensuelles (fig.III.6), il est observé que le mois de janvier présente la température la plus basse, avec une moyenne de 11,56 °C, tandis que le mois d'aout se distingue comme le plus chaud, affichant une moyenne de 25,54 °C.





**Figure. III. 6** Températures moyennes mensuelles des stations : (A) Téléghma (Mila), (B) Aïn El Bey (Constantine) et (C) Al Ancer (Jijel) (2011/2020)

### III.4 Type de climat

Le climat d'une région est conditionné par deux facteurs essentiels : les précipitations et la température. Afin d'évaluer le type de climat prédominant dans la zone étudiée, nous avons adopté deux approches principales : le diagramme des précipitations, conçu par Bagnouls et Gaussen en 1953 et 1957, ainsi que la méthode d'Euverte (1959).

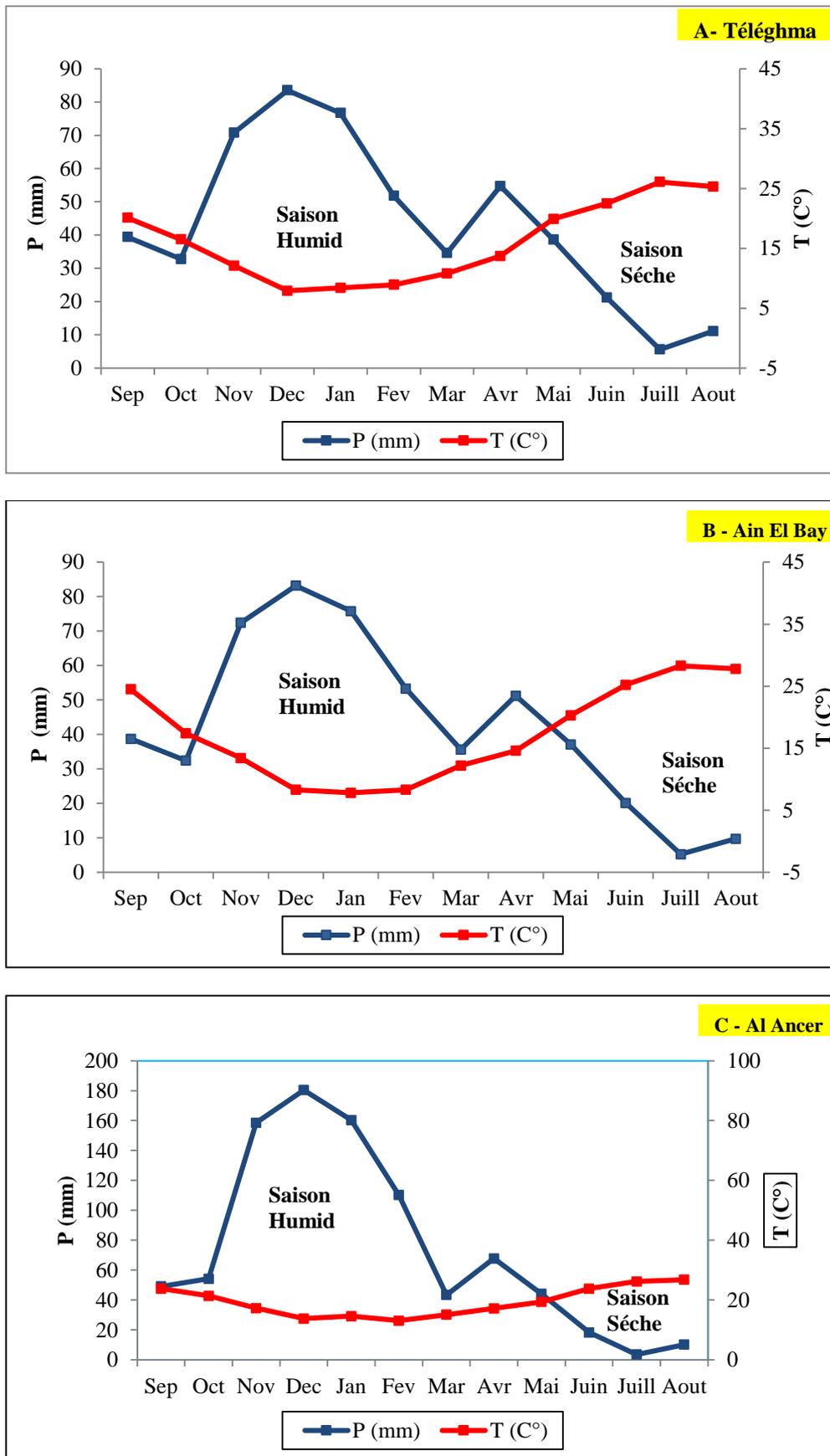
#### III.4.1 Diagramme pluviothermique

Afin de précisément déterminer et confirmer les périodes de saison des pluies et des saisons sèches, nous utilisons le diagramme Ombro-thermique de Gaussen et Bagnouls (1953). Ce diagramme permet de suivre les variations saisonnières des niveaux d'eau en se basant sur les deux principaux éléments climatiques, à savoir la température et les précipitations. Ces éléments sont représentés respectivement sur l'axe des abscisses par les noms des mois de l'année, et sur l'axe des ordonnées par la quantité de précipitations en millimètres et la moyenne de la température en degrés Celsius. L'échelle est définie comme suit :

$$P=2T.$$

Les données concernant les précipitations et les températures de la région en question sont utilisées pour générer la courbe Ombro-thermique (fig.III.7), mettant ainsi en évidence la durée et l'intensité des deux périodes :

- ❖ L'une de sécheresse : s'étalant entre le mois de Mai et le mois de Septembre.
- ❖ L'autre humide : s'étalant du mois d'Octobre au mois de Mai.



**Figure. III. 7** Courbes pluviothermiques des stations : (A) Télégma (Mila), (B) Ain El Bey (Constantine) et (C) Al Ancer (Jijel) (2011/2020)

### III.4.2 Méthode d'Euverte (humidité du sol)

Le rapport mensuel P/T est un moyen de surveiller les niveaux d'humidité du sol. Ainsi quatre régimes sont définis :

- ✓ Très sec (TS) où  $P/T < 1$
- ✓ Sec (S) où  $1 < P/T < 2$
- ✓ Sub-humide (SH) où  $2 < P/T < 3$
- ✓ Humide (H) où  $P/T > 3$

**Tableau. III. 5** Evaluation du degré d'humidité du sol aux stations : Aïn El Bey (Constantine), Al Ancer (Jijel) et Téléghma (Mila) (2011/2020)

Mois	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A
<b>P/T (Téléghma)</b>	1.96	1.98	5.85	10.56	9.13	5.82	320	3.99	1.93	0.94	0.21	0.43
<b>Humidité</b>	Sec	Sec	Humide	Humide	Humide	Humide	Humide	Humide	Sec	Très Séc	Très Séc	Très séc

Mois	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A
<b>P/T (Ain El Bay)</b>	1.57	1.86	5.4	10.02	9.71	6.42	2.91	3.5	1.82	0.79	0.18	0.34
<b>Humidité</b>	Sec	Sec	Humide	Humide	Humide	Humide	Sub humide	Humide	Sec	Très Séc	Très Séc	Très Séc

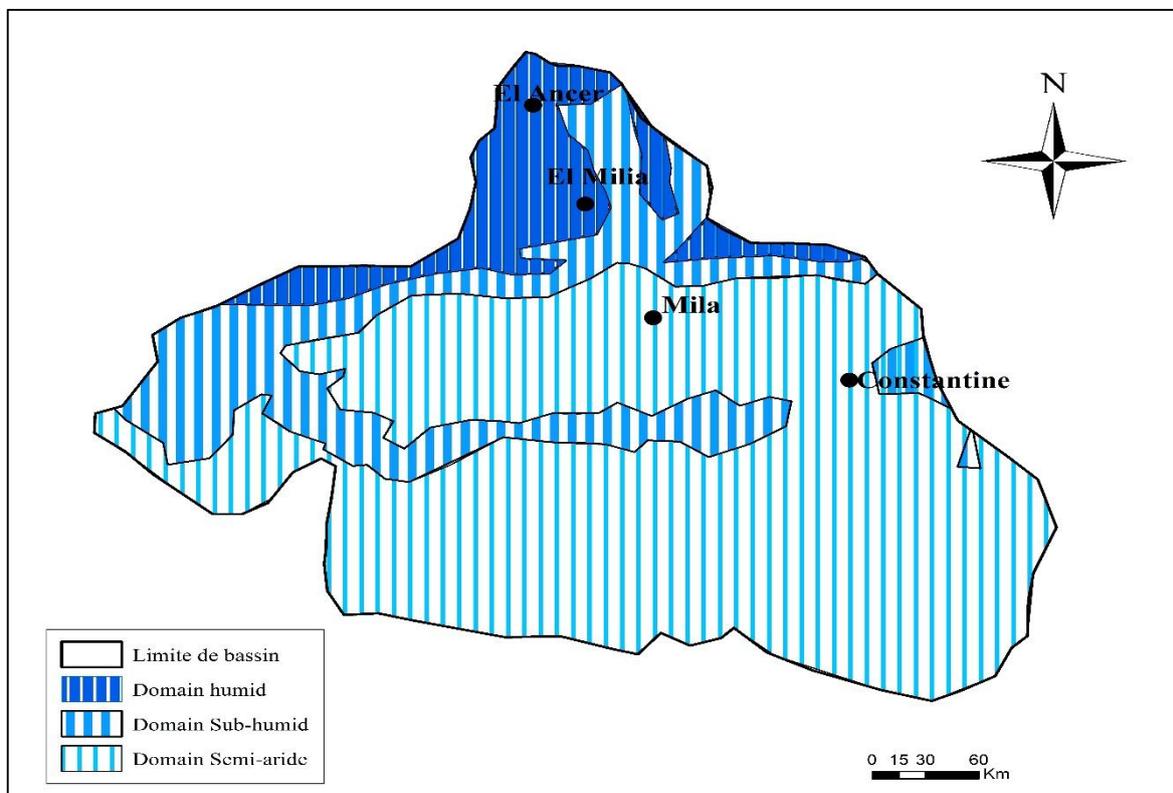
  

Mois	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A
<b>P/T (Al Ancer)</b>	2.52	3	9.73	13.07	10.97	8.41	2.87	3.94	2.27	0.76	0.13	0.38
<b>Humidité</b>	Sub humide	Sub humide	Humide	Humide	Humide	Humide	Sub humide	Humide	Sub humide	Très Sec	Très Sec	Très Sec

En examinant le tableau précédent (tab.III.5), on observe que la période la plus aride du sol correspond à la saison estivale (Juin, Juillet, Août), avec les mois de Mai et de septembre également caractérisés par des conditions sèches. À l'inverse, les périodes humides et sub-humides s'étendent sur le reste de l'année (d'Octobre à Avril), où le rapport précipitations/évaporation (P/T) dépasse 3.

L'analyse des étages bioclimatiques dans les trois zones révèle la présence de deux régions bioclimatiques distinctes :

- Une région humide pour la zone de Mila et Constantine ;
- Une région semi-aride pour les zones de Jijel (fig.8).



**Figure. III. 8** Carte de répartition des zones bioclimatiques dans le bassin versant du Kebir-Rhumel (Mebarki, 2005).

### Bilan hydrique

L'analyse du bilan hydrique a pour but de répartir les volumes de précipitations entre les différentes composantes du bilan, à savoir l'évapotranspiration, le ruissellement et l'infiltration. La formule du bilan est la suivante :

$$P = ETR + R + I$$

P : la précipitation moyenne annuelle en (mm.)      ETR : l'évapotranspiration réelle en (mm).

R : le ruissellement en (mm).      ETR : Evapotranspiration réelle (mm).

Dans cette section, nous explorons le calcul en utilisant la méthode de Thornthwaite, qui se concentre principalement sur le concept de la réserve hydrique facilement accessible (RFU). Nous postulons que le sol a la capacité de retenir des quantités d'eau dans la RFU, susceptibles d'être évaporées et/ou absorbées par les végétaux.

Pour notre étude, nous considérons que la capacité maximale de stockage d'eau dans la RFU est de 100 mm. À cet égard, nous nous appuyons sur des séries d'observations continues et cohérentes sur une période de 10 ans, allant de 2011/2012 à 2020/2021.

### III.4.3 Evapotranspiration

Après les précipitations (P), l'un des paramètres d'une importance capitale à prendre en considération est l'évapotranspiration. Cela englobe toutes les pertes en eau, que ce soit à travers le sol, les végétaux, les plans d'eau, etc., lors de la transformation de l'eau en forme gazeuse. Cet élément joue un rôle essentiel dans l'établissement d'un bilan hydrique, étant étroitement lié aux conditions météorologiques et à leurs variations (Mecibah, 2017). Deux formes distinctes d'évapotranspiration peuvent être identifiées :

1. L'évapotranspiration réelle (ETR), également désignée sous le nom d'évapotranspiration réduite ou effective.
2. L'évapotranspiration potentielle (ETP), laquelle est tributaire du potentiel d'évaporation de l'atmosphère (Bahroun, 2016).

#### III.4.3.1 Evapotranspiration potentielle (ETP)

Il s'agit de la quantité maximale d'eau susceptible d'être évaporée et transpirée sur une surface spécifique au cours d'une période définie (Zahi., 2014). Diverses méthodes ont été proposées pour estimer l'évapotranspiration potentielle. En se basant sur l'expérience acquise dans différents climats caractérisés par leur humidité et leur semi-humidité, THORNTHWAITE présente la formule suivante pour le calcul de l'évapotranspiration potentielle (E.P.T) :

$$ETP = 16 (10 * t / I)^a$$

ETP : l'évapotranspiration potentielle (mm); T : Température moyenne annuelle en °C;

I : Indice annuel de chaleur :  $I = \sum i$ ;

$i$  : Indice mensuel de chaleur :  $i = [T/5]^{1.514}$ ,

$a$  : Exposant climatique (fonction de la durée du jour) ( $a = 0.016 I + 0.5$ )

L'évapotranspiration corrigée est déterminée à partir de la formule ci-dessous :

$$ETP_c = ETP \cdot K$$

Avec :

ETP<sub>c</sub> : Evapotranspiration potentielle corrigée ; ETP : Evapotranspiration potentielle

K : Facteur de correction mensuel dont les valeurs sous nos climats tempérés.

### III.4.3.2 Bilan hydrologique de Thornthwaite

D'après Thornthwaite, il est envisageable d'établir un bilan hydrique mensuel en combinant les données relatives aux précipitations et à l'évapotranspiration potentielle (PET). Cette approche devrait permettre une évaluation mensuelle des paramètres énoncés :

- L'évapotranspiration réelle (E.T.R).
- La réserve hydrique facilement accessible (R.F.U).
- Le déficit agricole (DA).
- L'excédent hydrique (water surplus) (Ex).

Le concept de base du calcul est basé sur les situations ci-après

$$\diamond P \geq ETP \Rightarrow ETR = ETP$$

Les réserves souterraines atteignent leur pleine capacité d'absorption jusqu'à ce que le sol soit saturé (un sol saturé ayant déjà absorbé une quantité d'eau équivalente à 100 mm de précipitations). Tout excédent au-delà de cette capacité de 100 mm se traduit par le ruissellement de surface, constituant ainsi un surplus d'eau entraînant le ruissellement de surface.

$$P < ETP \Rightarrow ETR = P + RFU$$

Dans ce cas, les stocks de terre sont utilisés jusqu'à ce que le PTE soit rempli

$$\diamond P < ETP \text{ et } RFU = 0 \Rightarrow ETR = P$$

Le déficit est exprimé par la quantité d'eau apportée pour être utilisée en irrigation, ce que l'on appelle communément le "déficit agricole".

**Tableau. III. 6** Bilan hydrique d'après la formule de Thornthwaite (Téleghma, 2011/ 2020)

Moi	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aout	Total
T (°C)	20.10	16.50	12.10	7.90	8.40	8.90	10.80	13.70	19.90	22.50	26.10	25.30	15.18
P (mm)	39.40	32.80	70.80	83.50	76.70	51.80	34.60	54.70	38.60	21.20	5.60	11.10	520.80
K	1.03	0.97	0.86	0.84	0.87	0.85	1.03	1.10	1.21	1.22	1.24	1.16	-
i	8.21	6.09	3.81	2.00	2.20	2.40	3.20	4.60	8.10	9.75	12.20	11.64	I= 74.2
ETP (mm)	89.21	59.75	31.41	14.78	17.08	18.50	30.81	50.00	103.80	127.07	166.65	148.48	857.54
ETR (mm)	39.40	32.80	31.41	14.78	17.08	18.50	30.81	50.00	103.80	56.00	5.60	11.10	411.28
RFU (mm)	0.00	0.00	0.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	34.80	0.00	0.00	0.00	-
EX (mm)	0.00	0.00	0.00	8.11	59.62	33.30	3.79	4.70	0.00	0.00	0.00	0.00	109.52
Da (mm)	49.81	26.95	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	71.07	161.05	137.38	446.26

**Tableau. III. 7** Bilan hydrique d'après la formule de Thornthwaite (Aïn El Bey, 2011/ 2020)

Moi	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aout	Total
T (°C)	24.50	17.40	13.40	8.30	7.80	8.30	12.20	14.60	20.30	25.20	28.30	27.80	17.34
P (mm)	38.70	32.40	72.40	83.20	75.80	53.30	35.60	51.20	37.10	20.10	5.20	9.70	514.70
K	1.03	0.97	0.86	0.84	0.87	0.85	1.03	1.10	1.21	1.22	1.24	1.16	-
i	11.10	6.60	4.49	2.15	2.00	2.15	3.86	5.06	8.34	11.57	13.80	13.43	84.55
ETP (mm)	125.76	59.17	32.06	13.44	11.97	13.05	32.30	47.87	97.76	148.93	186.00	167.96	936.27
ETR (mm)	38.70	32.40	32.06	13.44	11.97	13.05	32.30	47.87	97.76	59.44	5.20	9.70	393.89
RFU (mm)	0.00	0.00	40.34	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	39.34	0.00	0.00	0.00	-
EX (mm)	0.00	0.00	0.00	10.10	63.83	40.25	3.30	3.33	0.00	0.00	0.00	0.00	120.81
Da (mm)	87.06	26.77	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	89.49	181.00	158.06	542.38

**Tableau. III. 8** Bilan hydrique d'après la formule de Thornthwaite (Al Ancer, 2011/ 2020)

Moi	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aout	Total
T (°C)	23.8	21.4	17.3	13.8	14.6	13.1	15.1	17.2	19.4	23.8	26.2	26.8	19.37
P (mm)	49.1	54.2	158.5	180.4	160.3	110.2	43.4	67.8	44.1	18.3	3.6	10.2	900.1
K	1.03	0.97	0.86	0.84	0.87	0.85	1.03	1.10	1.21	1.22	1.24	1.16	-
i	10.61	9.03	6.54	4.65	5.06	4.3	5.33	6.5	7.78	10.61	12.27	12.70	I=94.38
ETP (mm)	105.63	80.00	45.96	27.08	33.13	26.00	42.35	58.6	81.9	125.12	153.76	151.26	930.8
ETR (mm)	49.1	54.2	45.96	27.08	33.13	26.00	42.35	58.6	81.9	80.5	3.6	10.2	512.62
RFU (mm)	0,00	0.00	112.54	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	62.2	0.00	0.00	0.00	-
EX (mm)	0.00	0.00	0.00	165.86	127.17	84.2	1.05	9.2	0.00	0.00	0.00	0.00	387.47
Da (mm)	56.53	25.8	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	44.62	150.16	141.06	418.17

Les tableaux précédentes (III.6 ; III.7 ; III.8) résument les calculs du bilan hydrologique pour les 03 stations : Al Ancer (Jijel) et Téléghma (Mila), Aïn El Bey (Constantine).

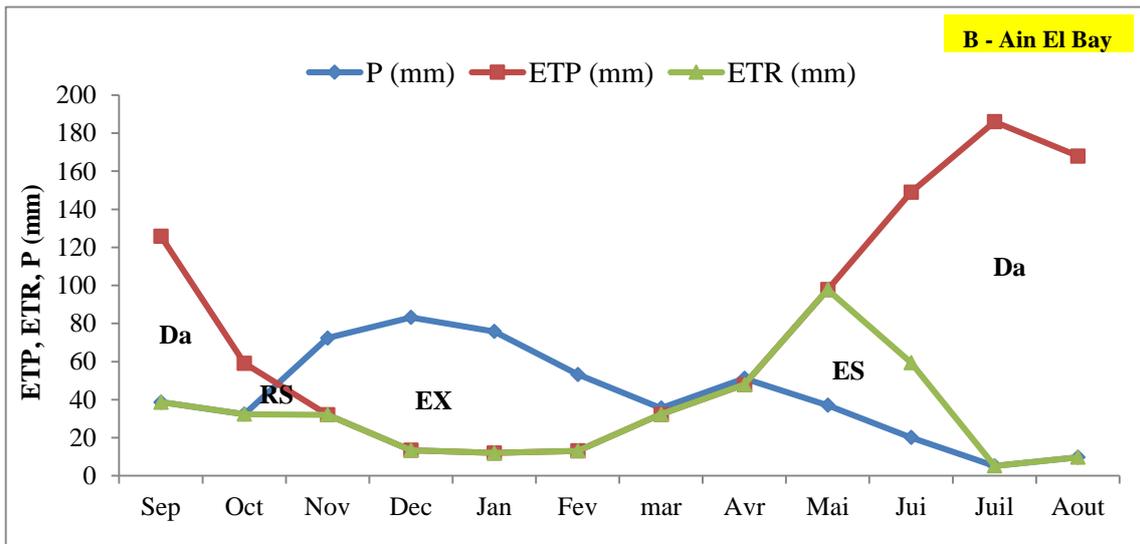
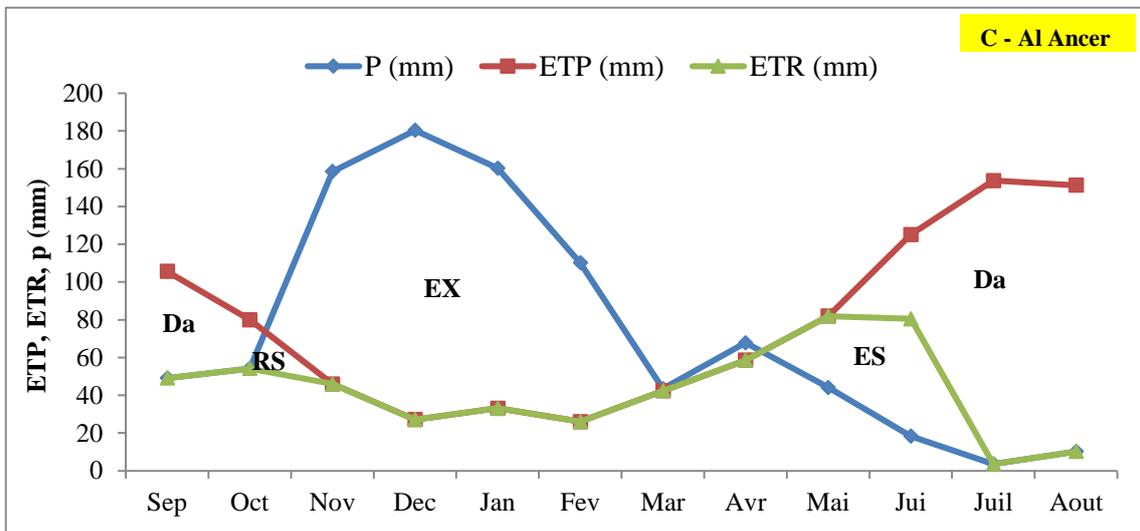
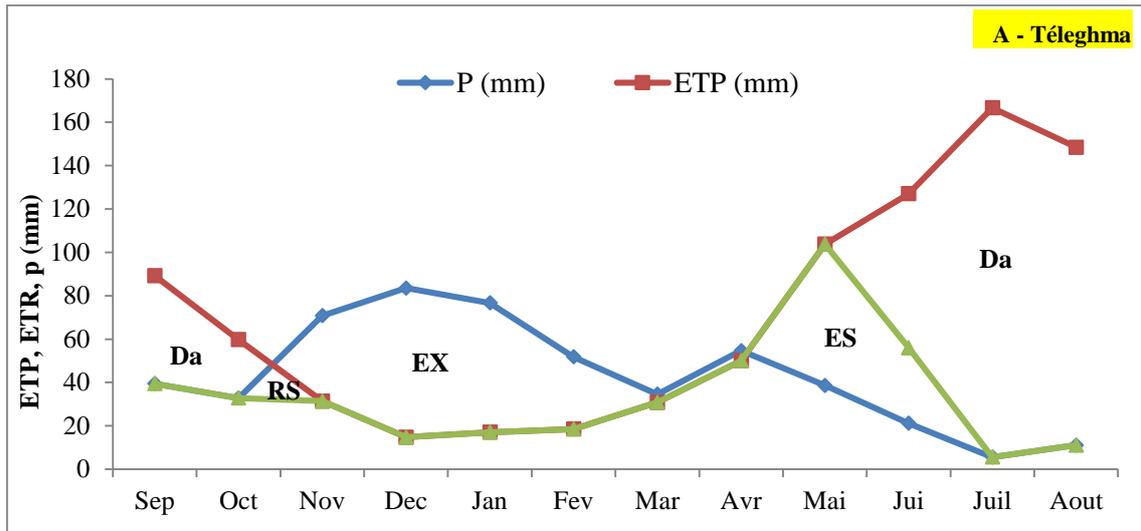
#### - **Interprétation du bilan de Thornthwaite**

Pour les trois stations, une analyse des résultats du bilan hydrique, calculés à l'aide de la méthode Thornthwaite, révèle la présence de deux phases distinctes (voir figure 9) :

1. Une période durant laquelle les précipitations excèdent l'évapotranspiration potentielle (ETP), s'étendant de novembre à avril. Cette période affiche des cumuls de précipitations de 372,1 mm et 720,6 mm successivement pour les stations de Téléghma et Al Ancer, ainsi que de 371,5 mm pour la station d'Aïn El Bey, s'étendant d'octobre à avril.
2. Les valeurs moyennes annuelles de l'évapotranspiration potentielle (ETP) se chiffrent respectivement à 936,27 mm, 930,8 mm et 857,54 mm pour les stations d'Aïn El Bey (Constantine), Al Ancer (Jijel), et Téléghma (Mila). Le pic mensuel d'ETP survient en juillet dans les trois stations, tandis que le minimum est enregistré au cours de la saison hivernale en janvier pour les stations d'Aïn El Bey et Téléghma, et en février pour la station d'Al Ancer (Jijel).

En ce qui concerne la recharge des réserves du sol, elle atteint son point culminant entre décembre et avril, atteignant 100 mm. Cependant, les ressources ont commencé à s'épuiser à partir du mois de mai, pour devenir nulles en juin, tandis que le déficit agricole maximal a été atteint au mois de juillet. On peut distinguer deux phases principales :

- Une période de déficit, qui débute en juin et se prolonge jusqu'en octobre.
- Une période humide, s'étendant de novembre à mai.



DA : Déficit agricole, SE : Surplus d'eau, ES : Epuisement du stock, RS : Recharge

**Figure. III. 9** Bilan hydrologique selon la méthode de Thornthwaite aux stations : (A) Télecghma (Mila), (B) Ain El Bey (Constantine) et (C) Al Ancer (Jijel) (2011/2020)

### III.4.3.3 Evapotranspiration réelle annuelle (ETR)

L'évapotranspiration réelle (ETR), parfois appelée déficit de ruissellement, mesure la quantité d'eau libre qui s'évapore. On se réfère ici à la formule de Turc (1961) pour effectuer ce calcul. Cette formule prend en considération la durée d'exposition au soleil et peut être appliquée dans divers types de climats (Djemmal, 2018).

$$ETR = \frac{P}{\sqrt{0.9 + \frac{P^2}{L^2}}}$$

Avec : P : précipitations moyennes annuelles (mm)

T : température moyenne annuelle (°C).

L : pouvoir évaporant de l'atmosphère,  $L = 300 + 25T + 0.05 T^3$

Les calculs de l'ETR sont rapportés dans le tableau ci-après :

**Tableau. III. 9** Les résultats ETR selon la formule de Turc des stations : Téléghma (Mila), Aïn El Bey (Constantine) et Al Ancer (Jijel) (2010/2011-2019/2020)

Paramètres	P (mm)	T (°C)	L	ETR (mm)
Téléghma (Mila)	520.80	16.01	905.43	469.18
Aïn El Bay (Constantine)	514.70	17.34	999.18	481.02
Al Ancer (Jijel)	900.1	19.37	1147.62	731.78

### III.4.4 Ruissèlement superficiel (R)

Le ruissèlement correspond à une fraction des précipitations qui s'écoule directement à la surface du sol lorsqu'il y a des précipitations abondantes. Sa quantification peut être réalisée par l'examen de l'hydrogramme d'un cours d'eau ou au moyen de méthodes empiriques. Parmi ces méthodes, on trouve celle de Tixeront et Berkaloff, qui permet d'évaluer le ruissèlement moyen annuel.

Cependant, il est important de noter que cette formule suscite des débats, car elle ne tient pas compte des effets de la perméabilité du sol ni de ses caractéristiques lithologiques. L'équation peut être formulée de la manière suivante :

$$R = P^3 / 3(ETP)^2 \text{ si : } P < 600 \text{ mm}$$

Formule de Tixeront-Berkaloff modifiée par Romantchouk

$$R = P^3 / 3 \text{ si : } P > 600 \text{ mm}$$

Avec :

P : précipitation annuelle (mm) ;

R : Ruissellement annuelle (mm) ;

ETP : Evapotranspiration potentielle (mm) ;(Brahmi., 2010)

### III.4.5 Estimation de l'infiltration

Le terme "infiltration" désigne la quantité d'eau qui pénètre à travers le sol pour rejoindre la nappe phréatique. Il s'agit d'un paramètre complexe à estimer, car il ne peut pas être mesuré directement. En utilisant la formule du bilan hydrique comme référence, il est possible d'évaluer l'infiltration de la manière suivante (Bahroune., 2016) :

$$P = ETR + R + I$$

$$I = P - R - ETR$$

Avec :

I : Infiltration (mm).

P : Précipitations annuelles (mm).

ETR : Evapotranspiration réelle (mm) (selon Thornthwaite).

R : Ruissellement annuelle (mm).

Les résultats sont représentés dans le tableau suivant :

**Tableau. III. 10** Estimation de l'infiltration selon l'équation globale du bilan hydrologique

Station	P (mm)	ETR (mm)	Re (mm)	I (mm)
Téleghma (Mila)	520.80	411.28	64.03	45.49
Ain El Bay (Constantine)	514.70	393.89	51.85	68.96
Al Ancer (Jijel)	900.1	512.62	243.08	144.4

Il est à noter que la quantité annuelle d'eau infiltrée s'élève à environ 45,49 mm (correspondant à 8,73 % des précipitations annuelles), 68,96 mm (équivalant à 13,4 % des précipitations annuelles), et 144,4 mm (soit 16,04% des volumes annuels de précipitations) pour les stations de Téleghma, Aïn El Bey et Al Ancer respectivement. Toutefois, il convient de

souligner que des mesures d'infiltration in situ, réparties sur les différents types de sols du bassin, seraient nécessaires pour obtenir une évaluation plus précise de ce paramètre.

Par comparaison, le ruissellement ne constitue qu'une fraction de 12,3 %, 10,07 % et 27 % des précipitations annuelles respectivement pour les stations de Téléghma, Aïn El Bey et Al Ancer.

### **III.5 Caractéristiques morphématiques de bassins versants Kébir Rhumel**

Les divers paramètres morphométriques du bassin, incluant sa forme, son altitude, etc., jouent souvent un rôle combiné dans les mécanismes d'écoulement et, par conséquent, dans les processus de dissolution de la roche. Baulig, en 1959, soulignait que la morphologie peut être d'une grande utilité à condition de s'attaquer à des problématiques simples et bien définies.

Le bassin du Kébir-Rhumel, s'étendant sur une superficie totale d'environ 8 800 km<sup>2</sup> avec un périmètre de 498,5 km, est drainé par deux cours d'eau majeurs : l'oued Rhumel dans la partie sud et l'oued Enndja dans la partie ouest. Leur confluence en aval de Grarem donne naissance à l'oued El Kébir, qui rejoint la Méditerranée plus au nord. Ces principaux oueds s'inscrivent dans un contexte géographique présentant des contrastes marqués de l'amont à l'aval : des hautes plaines au relief plat et dénudé avec un réseau hydrographique assez lâche succèdent des basses collines telliennes aux vallées encaissées, se prolongeant vers le nord par des massifs montagneux (les massifs anciens de la petite Kabylie) caractérisés par une densité de drainage significative (Mebarki, 1984).

#### **III.5.1 Réseaux hydrographiques**

Le réseau hydrographique englobe l'ensemble des cours d'eau naturels, qu'ils soient permanents ou temporaires, contribuant à l'écoulement de flux d'eau convergents vers un point de rejet unique appelé exutoire. C'est indubitablement l'une des caractéristiques les plus cruciales du bassin, et de nombreux facteurs influents sur l'intensité, la géométrie, et la densité du réseau hydrographique (Zahi, 2014).

Le bassin du Kébir Rhumel présente un réseau hydrographique exceptionnellement dense, totalisant plus de 4200 km. Environ quarante de ces oueds ont une longueur dépassant les 10 km. Deux cours d'eau majeurs façonnent principalement ce bassin : l'oued Rhumel dans la partie sud et l'oued Endja dans la partie ouest, drainant respectivement des superficies de

5315 km<sup>2</sup> et 2160 km<sup>2</sup>. La confluence de ces deux oueds en aval de Gramam donne naissance à l'oued Kebir (Mebarki, 1982).

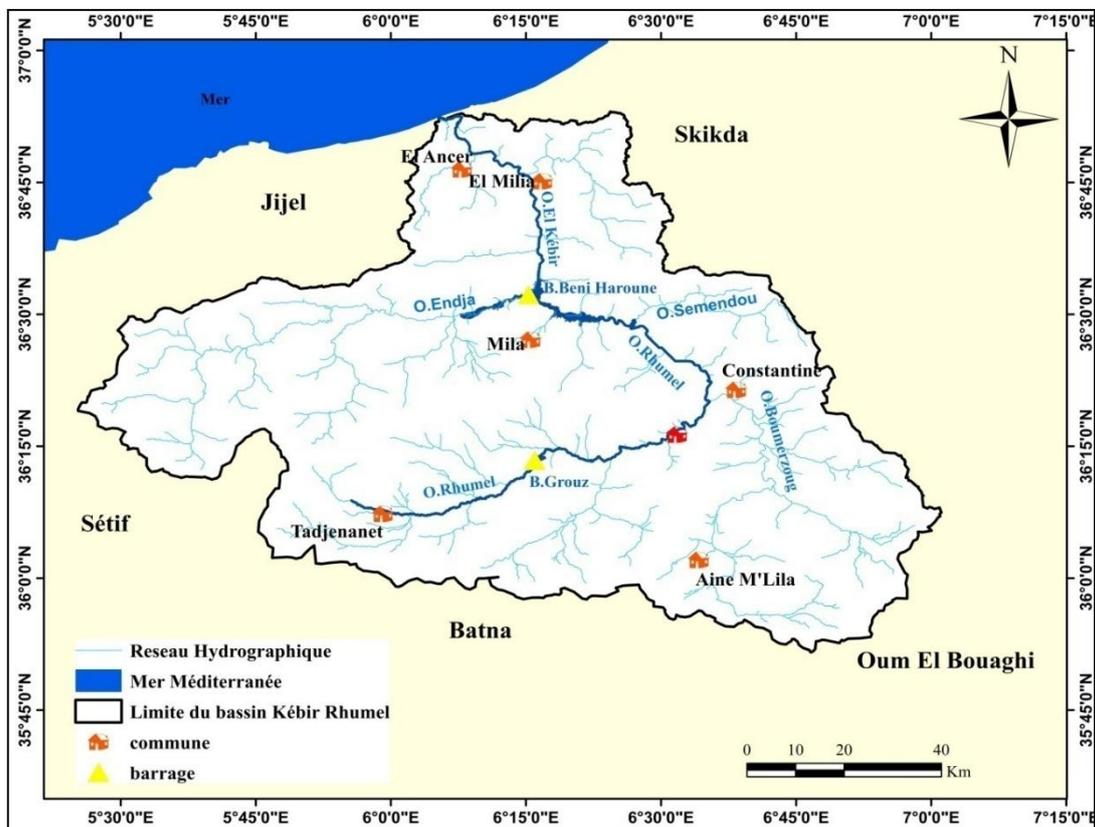
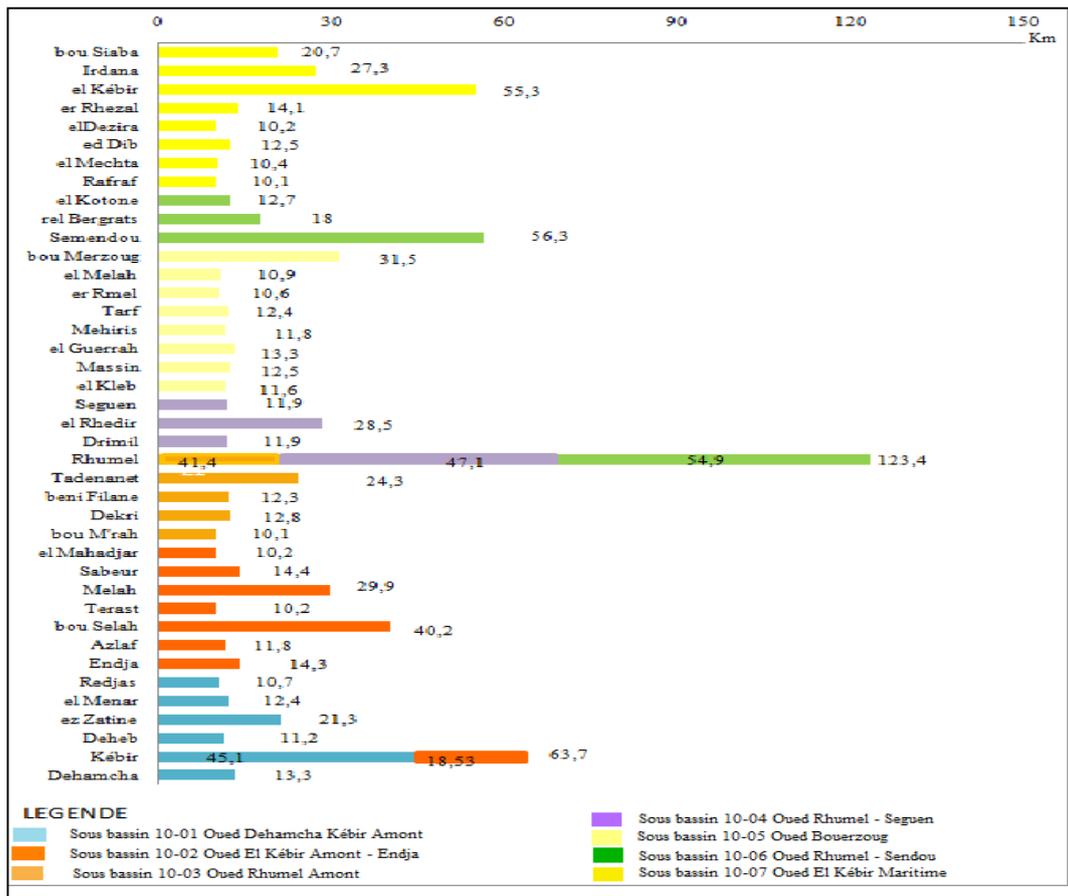


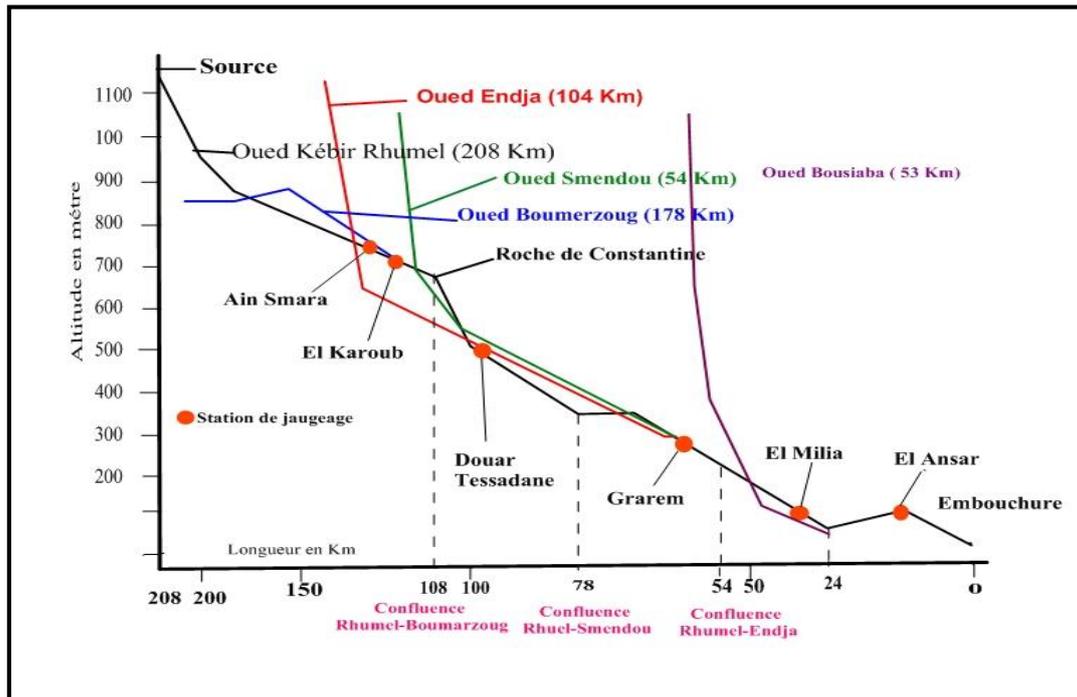
Figure. III. 10 Réseau hydrographique de bassin Kébir Rhumel

- **Oued Rhumel** : Avec une longueur dépassant les 123 km, il constitue l'oued prédominant du KebirRhumel. Sa source se trouve dans les hautes plaines de Sétif, il traverse les gorges de Constantine jusqu'à la confluence avec l'oued Endja, prenant ensuite le nom d'El Kebir.
- **Oued Endja** : S'étirant sur une distance de 15 km, ce cours d'eau prend son origine à la jonction de l'oued El Kebir et de l'oued Redjas. La configuration lithologique de son lit revêt un intérêt particulier du point de vue hydrogéologique, fournissant des éclairages significatifs sur le réseau hydrologique du barrage de Beni Haroun.
- **Oued El Kébir** : Prend sa source à partir des deux oueds précédents, Rhumel et Endja, avec une étendue linéaire de 56 km, se déversant finalement dans la mer (Melghit, 2012) (voir la figure 10).



**Figure. III. 11** Principaux oueds du bassin versant Kebir Rhumel (longueur > 10 km) (ABH, 2004).

Dans le cadre de notre étude, nous porterons notre attention sur l'Oued Kébir Rhumel, dont la source jaillit à environ 1160 mètres dans les marges méridionales du Tell, au Nord-Ouest de la commune de Belaâ. Avec une orientation SW-NE, cet oued traverse les sous-bassins semi-arides des Hautes Plaines (Tadjenanet, Chelghoum Laid), pénétrant ensuite le Rocher de Constantine en s'enfonçant profondément dans des gorges calcaires, avec un dénivelé de 200 mètres. En poursuivant sa course vers le nord-ouest et plus au nord, près de Sidi Merouane, il rejoint l'oued Endja, drainant ainsi la zone ouest du bassin. Tout au long de son parcours, l'Oued Rhumel est alimenté par plusieurs affluents significatifs, notamment les oueds Dekri, Athmania, Seguen, Boumerzoug, Smendou et Ktone (Mebarki, 1982 ; Mebarki et Laborde, 2005, cités dans Sahli, 2012).



**Figure. III. 11** Profil en long de l'Oued Kébir-Rhumel (Mebarki, 1982).

Les principales caractéristiques géomorphologiques du bassin versant du Kébir-Rhumel sont récapitulées dans le tableau ci-dessous.

**Tableau. III. 11** Récapitulatif des paramètres morphométriques du bassin versant Kébir Rhumel (Marouf., 2012)

Paramètres	Symboles	Valeurs	Unité
La surface	A	8825	Km <sup>2</sup>
Le périmètre	P	498.5	Km
L'indice de compacité de Gravelus	K <sub>c</sub>	1.48	-
L'altitude à 95 %	H <sub>95%</sub>	400	M
L'altitude à 5 %	H <sub>5%</sub>	1400	M
L'altitude à 50 %	H <sub>50%</sub>	1075	M
L'altitude moyenne	H <sub>moy</sub>	742.2	M
La longueur du rectangle équivalent	L	203.05	M
La largeur du rectangle équivalent	I	43.46	M
L'indice de pente de roche	I <sub>p</sub>	0.056	M/m
L'indice de pente globale	I <sub>g</sub>	2.5	M/m
L'indice de pente moyenne	I <sub>M</sub>	5.35	M/m
Dénivelée spécifique	D <sub>s</sub>	275.26	M
Type de relief	Fort	-	-
La densité de drainage	D <sub>d</sub>	0.74	Km/ Km <sup>2</sup>
Densité de talwegs élémentaire	F1	0.30	-
Coefficient de torrentialité	C <sub>t</sub>	0.09	-
Temps de concentration	T <sub>c</sub>	17.32	Heures

### III.5.2 La courbe hypsométrique

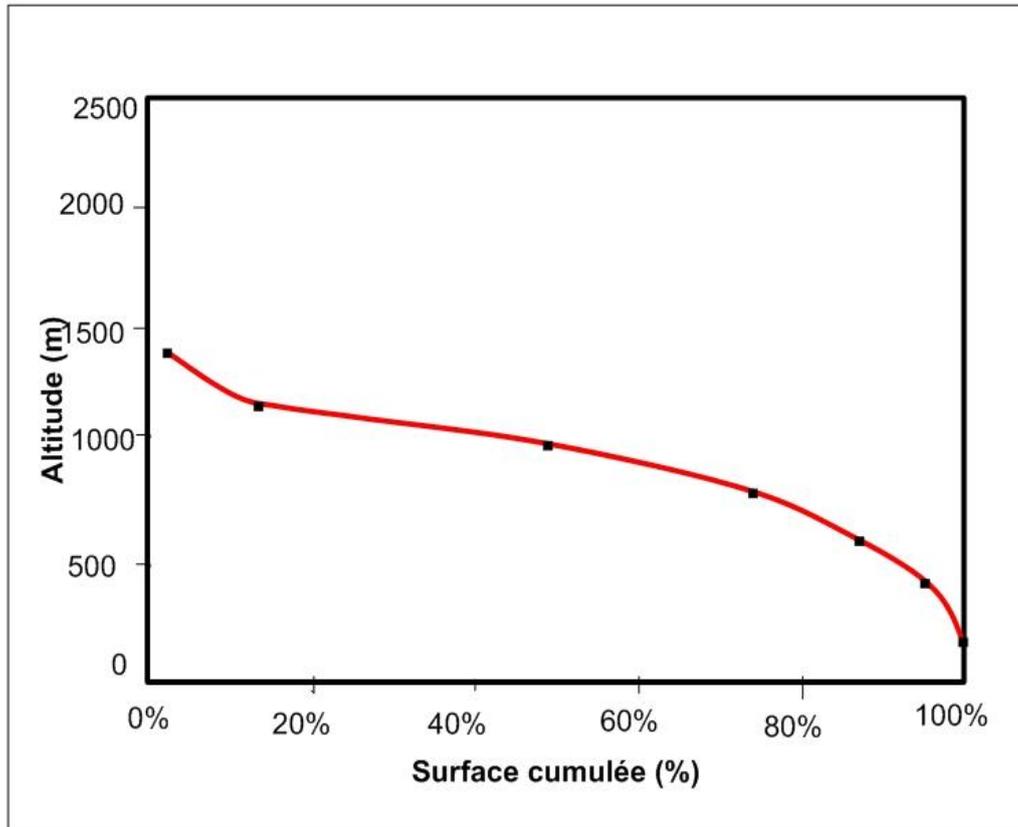
Les analyses hypsométriques se révèlent d'une utilité considérable pour l'étude des reliefs, offrant une meilleure compréhension de la relation entre divers facteurs climatiques tels que les précipitations, le ruissellement et le bilan hydrologique, et l'altitude du bassin. Il est donc essentiel d'explorer la distribution de la surface du bassin selon les classes d'altitude (fig. III.13).

Étant donné que la plupart des phénomènes hydrologiques et météorologiques sont étroitement liés à l'altitude, il devient impératif de comprendre la répartition altimétrique dans le bassin. À cette fin, la courbe hypsométrique est utilisée, laquelle peut également être présentée sous forme d'histogramme, traduisant la courbe de fréquence altimétrique. La configuration de cette courbe offre implicitement une perception des pentes du bassin et de leur distribution en fonction de l'altitude, permettant ainsi d'évaluer le potentiel érosif du bassin versant. La courbe hypsométrique est définie par le tracé des surfaces entre les courbes de niveau (Ladjal, 2013).

Le tableau ci-dessous présente la répartition altimétrique dans le bassin versant du KébirRhumel.

**Tableau. III. 12** La répartition altimétrique dans le bassin versant Kébir Rhume

L'élévation (m)	Bornes sup (m)	Superficie entre courbe		Surface cumulée	
		A i (Km)	%	A i (Km)	%
0 – 200	200	373.3	4.23	337.3	4.23
200- 400	400	757.08	8.58	1130.38	12.81
400 – 600	600	1186.08	13.44	2316.46	26.81
600 – 800	800	2172.71	24.62	4489.17	50.87
800 – 1000	1000	3192.89	36.18	7682.06	87.05
1000 – 1200	1200	961.29	10.89	8643.1	97.94
1200 – 1400	1400	163.26	1.85	8806.36	99.79
1400 – 1600	1600	15.89	0.18	8822.25	99.97
1729 > 1600		2.65	0.03	8824.9	100



**Figure. III. 12** Courbe hypsométrique de bassin Kébir-Rhumel.

### III.5.2.1 Les altitudes caractéristiques

- **L'altitude moyenne ( $H_{moy}$ )** : La valeur de l'altitude moyenne du bassin et des sous bassins peut être calculée par la formule suivant :

$$H_{moy} = \sum H_i S_i / S_T$$

Avec :  $H_{moy}$  : altitude moyenne (m).  $S_T$  : surface du bassin ( $Km^2$ ).  $H_i$  : cote moyenne (m).

$S_i$  : surface partielle, comprise entre deux courbes de niveau ( $Km^2$ ).

L'altitude moyenne dans le B.V Kébir Rhumel ( $H_{moy}$ ) calculée par la formule précédente est de l'ordre de 742.2 m.

- **L'altitude médiane ( $H_{med}$ )** : Les courbes hypsométriques, permetts de déterminer les valeurs de l'altitude médiane ou l'altitude de fréquence 1/2 ; il s'agit de la valeur de l'altitude qui divise

l'aire du bassin de façon à ce que 50 % de la superficie du bassin est donnée par la valeur de la cote Correspondant à une fréquence de 50 %.

L'altitude médiane de bassin versant Kébir Rhumel est de l'ordre de 1075 m (fig. III.13).

L'altitude médiane est supérieure à l'altitude moyenne, ce qui montre une asymétrie des altitudes à l'échelle du sous bassins versant

### III.5.2.2 Les indices de pente du B.V Kébir Rhumel

- **La dénivelée simple (D)** : Sur la courbe hypsométrique tracée, on prend la distance verticale en (m), qui sépare les altitudes ayants 5 % et 95 % de la surface totale du bassin et des sous bassins, la dénivelée simple est donc égale à :

$$D = H_{5\%} - H_{95\%}$$

La dénivelée simple de bassin versant Kébir Rhumel calculé est de l'ordre de 1000 m.

- **L'indice de pente globale (I<sub>g</sub>)** : L'indice de pente globale est déterminé, à partir de la courbe hypsométrique en éliminant les valeurs extrêmes, de manière à ne garder que 90 % de l'aire du bassin versant. Cet indice est calculé à l'aide de la formule suivante :

$$I_g = D / L$$

Avec ; D : dénivelée simple (m). L : longueur du rectangle équivalent (m/m).

L'indice de pente globale de sous versant Kébir Rhumel calculé est de : 2.5 m/m.

- **L'indice de pente de Roche I<sub>p</sub>** : L'indice de pente de Roche est calculé par la formule suivante :

$$I_p = I_g \frac{\sqrt{I_g}}{0.8}$$

L'indice de pente de Roche de bassin versant de Kébir Rhumel calculé est : 0.056 m/m

- **La dénivelée spécifique (DS)** : L'indice I<sub>g</sub> déçoit pour un même bassin, lorsque la surface augmente, il est donc difficile de comparer des bassins de taille différente, d'où la nécessité de l'introduction du paramètre (DS).

$$DS = I_g \sqrt{S} = D \sqrt{l/L}$$

Avec ; I<sub>g</sub> : indice de pente globale. S : surface (Km<sup>2</sup>).

Le dénivelé spécifique de bassin versant de Kébir Rhumel est de 275.26 m, il est entre 250 m < Ds < 500 m m donc le bassin présente un type de relief fort.

### III.6 Conclusion

Les données climatiques recueillies au cours de la période de 10 ans à partir des trois stations météorologiques de Al Ancer (Jijel), Téléghma (Mila) et Aïn El Bey (Constantine) permettent de qualifier la zone d'étude comme étant dotée d'un climat tempéré, caractérisé par deux saisons distinctes : une saison froide et humide s'étendant de la fin du mois de septembre jusqu'au mois de mai, et une saison chaude et sèche occupant le reste de l'année.

La région d'étude enregistre des précipitations annuelles moyennes d'environ 520,8 mm (Téléghma), 514,7 mm (Aïn El Bey) et 900,01 mm (Al Ancer). Les températures moyennes annuelles se situent à 16,01 °C, 17,34 °C et 19,37 °C respectivement pour les stations également.

La recharge des réserves hydriques débute en novembre et se poursuit jusqu'en avril. Toutefois, à partir du mois de mai, on observe une diminution des réserves dans le sol, ce qui entraîne un déficit agricole (DA) nécessitant l'irrigation, principalement au cours de la période s'étendant de juin à octobre.

L'analyse des caractéristiques morphométriques du bassin versant Kébir Rhumel a permis d'identifier les principaux paramètres influant sur la dynamique des eaux, en particulier les eaux de surface qui s'y écoulent. La synthèse des données révèle une évaluation approfondie de certains paramètres cruciaux étroitement liés à la nature lithologique des sols et à la topographie du bassin. Le bassin, s'étendant sur une superficie d'environ 8825 km<sup>2</sup>, un temps de concentration d'environ 17,32 heures. La densité de drainage est de 0,74 km/km<sup>2</sup>, ce qui contribue à un écoulement moyennement rapide des eaux, d'autant plus que le relief du bassin est forte (Ds = 275,26 m).

## **Références bibliographiques**

### **A**

---

- **Agence du bassin hydrographique Constantinois- Seybousse- Mellegue. (2004).** Cahiers de l'A.B.H.- C.S.M. n°08.

### **B**

---

- **Bahroun, S. (2016).** Objectifs environnementaux de rejet pour les polluants dans le milieu récepteur et optimisation du pouvoir auto-épurateur : cas de l'oued Kébir est (nord est algérien). Thèse de Doctorat, Université de Badji Mokhtar, Annaba, 220p.
- **Belhadj, M.Z. (2007).** Etude de la pollution des eaux de surface du barrage de Zit Emba. Région Est de Skikda. NE Algérien. Mémoire de Magister, Université, Batna.
- **Belhadj, M.Z. (2017).** Qualité des eaux de surface et leur impact sur l'environnement dans la Wilaya de Skikda. Thèse de Doctorat, Université de Biskra, 172p.
- **Brahmi, S. (2010).** Comportement des éléments chimiques dans les eaux de surface du barrage de Beni Haroun (Est Algérien). Mémoire de Magister, Université de Tébessa, 147p.

### **D**

---

- **Djemmal, S. (2018).** Étude des sources thermominérales de la région de Sétif dans leur contexte structural (Est Algérien). Thèse de Doctorat, Université de Batna2, 153p.

### **G**

---

- **Bagnouls, F & Gaussen H. (1953).** Saison sèche et indice xérothermique. Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Toulouse, 88 :193-240.
- **Bagnouls, F & Gaussen H. (1957).** Les climats biologiques et leur classification. Annales de Géographie, 66e année, N°335 :193-220.

### **H**

---

- **Hamzaoui, W. (2019).** Gestion intégrée des ressources en eau dans le bassin versant de la Seybousse - Cas de la région d'Annaba et de Guelma. Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, 129p.

### **K**

---

- **Khadri, S. (2018).** La qualité des rejets urbains par temps de pluie dans un bassin versant urbanisé (Bassin versant de la Seybouse). Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, 196p.

## **L**

---

- **Ladjal, R. (2013).** Problématique de la mobilisation et de la préservation des ressources hydriques dans le Sersou (Bassin Cheliff amont Boughzoul). Mémoire de Magistère, Université Abou Bekr Belkaid, Tlemcen, 145p.

## **M**

---

- **Marouf, N. (2012).** Etude de la qualité des eaux et de transport solide dans le barrage de Beni-Haroun (Mila). Son impact sur l'environnement de la région. Thèse de doctorat, Université Mohamed Khider, Biskra, 242p.
- **Mebarki, A. (1982).** Le bassin du Kébir-Rhumel (Algérie). Hydrologie de surface et aménagement des ressources en eau ; Thèse Doctorat, Université de Nancy II, 304p.
- **Mebarki, A. (1984).** Ressources en eau et aménagement en Algérie. Le bassin du Kébir-Rhumel. Office des Publications Universitaires, Alger, 302p.
- **Mebarki, A. (2005).** Hydrologie des bassins de l'Est Algérien : Ressources en eau, aménagement et environnement. Thèse d'Etat, Université Mentouri, Constantine, 360p.
- **Mebarki, A. et Laborde, J.P. (2005).** Ressources hydrologiques et stratégie d'aménagement et de protection des eaux : cas de l'Algérie orientale, Congrès international : De l'eau pour le développement durable dans le bassin méditerranéen, Ecole Nationale Polytechnique, LRS Eau, Alger, Algerian Journal of Technology, numéro spécial : 21-31.
- **Melghit, M. (2012).** Qualité physico-chimique, pollution organique et métalliques des compartiments. Mémoire de magistère, Université Mentouri, Constantine, 175p.
- **Mecibah, I. (2017).** Les ressources en eau et gestion intégrée du bassin versant d'oued Guebli (Nord-Est Algérien). Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, 314p.

## **S**

---

- **Sahli, L. 2012.** Etude du comportement de quelques espèces floristiques et faunistiques des écosystèmes aquatiques vis-à-vis des éléments traces métalliques par des bioessais. Thèse d'état en pollution et écotoxicologie, Université Constantine 1, Constantine, 85p.

---

**T**

---

- **Thornthwaite, W.C. (1948).** An approach Toward a Rational Classification of Climate. Geographical Review, 38(1) : 55-94. <https://doi.org/10.2307/210739>.

---

**Z**

---

- **Zahi, F. (2014).** Contribution à l'étude hydrochimique du sous bassin versant du lac Fetzara (Nord-Est Algérien), approche géochimique et fonctionnement des sols et des eaux. Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, 193p.
- **Zeghaba, N. (2018).** Etude et suivi de la qualité des eaux du barrage Hammam Debagh (Nord-Est Algérien). Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, 123p.

# *Chapitre IV*

## *Cadre géologique*



## IV.1 Introduction

La détermination de la nature de l'environnement géologique est un élément essentiel de toutes les études hydrogéologiques et hydrogéochimiques. Elle permettra notamment de déterminer les caractéristiques des matériaux et des structures des couches géologiques qui sont susceptibles d'être des aquifères et qui influencent l'écoulement des eaux souterraines et des eaux de surface.

Le bassin du Kébir-Rhumel est une région géographique située dans la chaîne alpine à l'est du nord de l'Algérie, représentant la partie orientale de la chaîne du Maghreb. Il s'étend sur plus de 2000 km, de Gibraltar (Espagne) à la Calabre (Italie).

Le domaine alpin de l'est de l'Algérie septentrionale est caractérisé par plusieurs nappes empilées les uns sur les autres, le plus important d'entre eux est le socle kabyle. Il est divisé en trois domaines paléogéographiques principaux, disposés du nord au sud comme suit :

- ✓ Le domaine interne,
- ✓ Le domaine du flysch,
- ✓ Le domaine externe.

Notre zone d'étude, possède une structure contradictoire, avec au sud un substratum simple constitué de grandes zones sédimentaires ou de massifs calcaires isolés, et au nord une structure beaucoup plus complexe constituée de plusieurs ensembles hétérogènes qui ont été remplis au cours de différentes phases tectoniques (Marouf, 2012).

## IV.2 La géologie de la zone d'étude

### IV.2.1 Domaine interne

Il comporte le socle Kabyle et sa couverture sédimentaire.

#### IV.2.1.1 Socle kabyle

Une large partie des terrains métamorphiques du socle émergent dans la Petite Kabylie. Le socle kabyle se caractérise par divers ensembles métamorphiques d'âge paléozoïque (Vila, 1980). Il comprend deux grands ensembles qui sont de bas en haut: (i) un complexe de gneiss d'âge précambrien probable, et (ii) un complexe de phyllades et des porphyroïdes ocellés d'âge paléozoïque (Wildi, 1983).

Les formations cristallophylliennes du socle kabyle affleurent à la partie aval du bassin versant de Kébir Rhumel, du Sud d'El Milia jusqu'à la mer. Ces formations sont traversées

par le lit d'oued Kébir qui se débouche à la mer à l'ouest de Béni Belaid (région d'El-Djenah). Elles sont en contact anormale avec les formations de flysch.

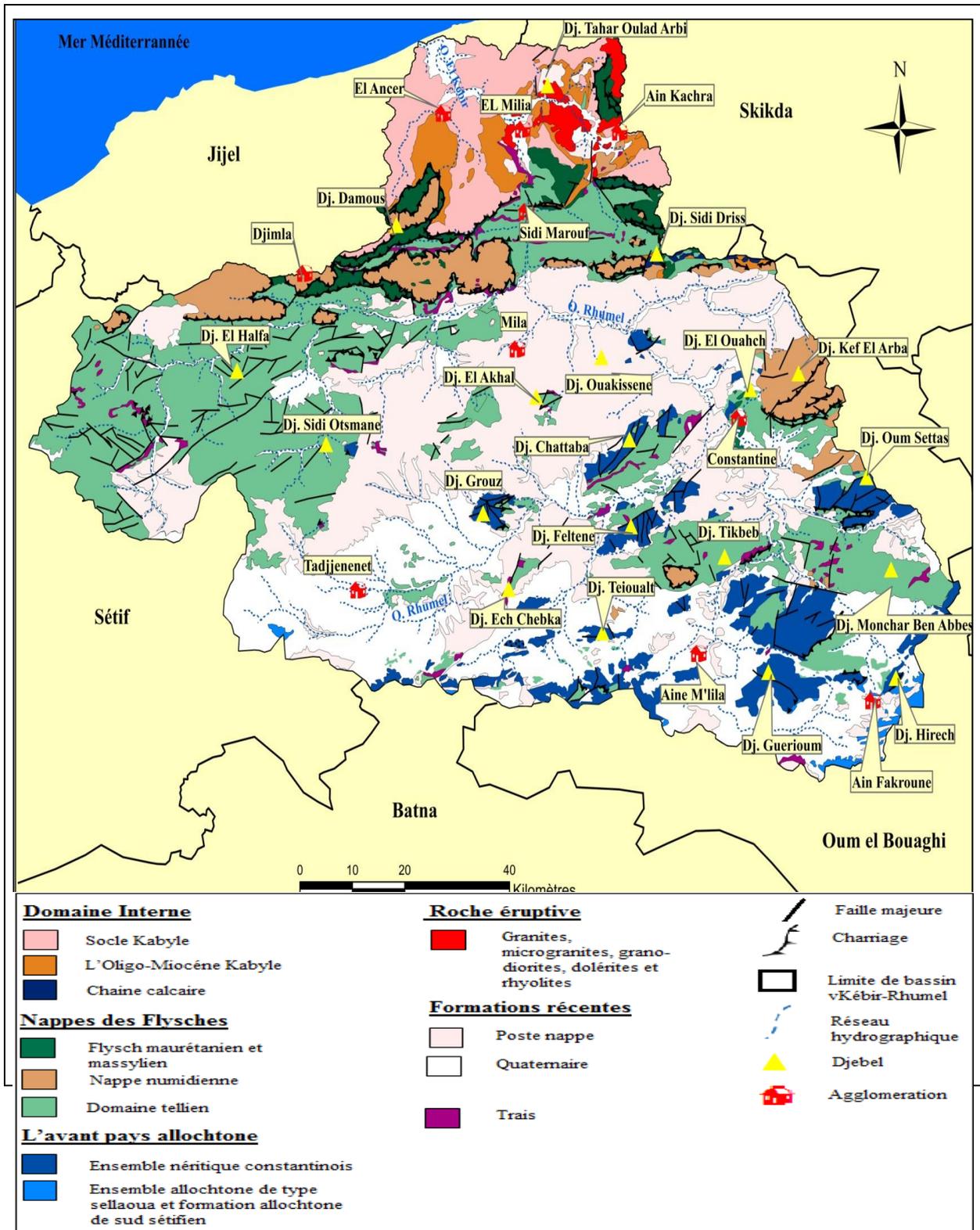


Figure. IV. 1 Carte géologique de la région d'étude (Extré de J.M.VilA., 1980 et redessiner par Hizir. F)

#### IV.2.1.2 L'Oligo-Miocène Kabyle (OMK) et Olistostromes :

Selon Raoult (1975), l'Oligo-Miocène Kabyle (OMK) forme la couverture sédimentaire transgressive et discordante du socle kabyle. Il est composé, dans son ensemble, de formations détritiques comportant trois termes :

- Conglomérat à matrice argileuse reposant en discordance sur le socle kabyle
- Des Grès micacés, qui renferment des débris du socle associé à des pelites micacés datant de l'Oligocène supérieur,
- Des sélixites d'âge aquitanien.

À cette formation oligo-miocène kabyle font suite des olistostromes, formations tectonico-sédimentaires à débris de flysch, principalement d'âge aquitanien et burdigalien inférieur (Bouillin, 1977).

Ces formations affleurent également à la partie aval du bassin versant de KébirRhumel, principalement au Sud d'El Ancer, à l'ouest d'El Milia, et sur les deux rives d'OuedKébir.

#### IV.2.1.3 La chaîne calcaire ou dorsale Kabyle

La chaîne calcaire est située dans la partie méridionale du socle kabyle, formant la couverture méridionale de ce dernier. Cette chaîne est constituée essentiellement de formations carbonatées (calcaires) allant du Permo-trias au Lutétien, surmontées par des terrains gréseux et micacés, allant du Priabonien à l'Oligocène supérieur (Raoult, 1974 ; Vila, 1980).

Ces formations affleurent dans la partie nord-est du bassin versant (Dj. Sidi Driss), sous la forme d'un lambeau.

#### IV.2.2 Domain des flysches

Le domaine de flysch est constitué de formations allochtones, d'âge Crétacé à Eocène. Il est représenté par deux séries ; mauritanienne et massylienne qui correspondent respectivement aux parties proximales et distales d'un même bassin (Wildi, 1983).

- Le flysch mauritanien, est représenté par une alternance de marnes et de calcaire à la base et au sommet par une puissante assise de barres gréseuses.
- Le flysch massylien est formé des séries détritiques comportant trois ensembles ; (i) Argiles et grès quartzite à la base, (ii) Marne et calcaires en position intermédiaire et (iii) Calcaires à microfaunes pélagiques en position supérieure.

Au bassin versant de Kébir Rhumel, le domaine de flysch affleurant dans la partie nord-ouest du bassin (Dj Damous), au sud d'El Milia, au nord d'Ain Kechera et à Constantine sous forme d'un lambeau (Dj El Ouahch).

#### IV.2.2.1 La série numidienne

La série numidienne occupe une position structurale la plus haute de la chaîne alpine. Cette série comporte de bas en haut :

- Des argiles, vari-colore à Tubotomaculum dites sous-numidiennes d'âge Oligocène supérieur.
- Des bancs épais des grés numidiens à dragées de quartz datés Aquitanien à Burdigalien inférieur (Delga, 1955).
- Des argiles à silexites dites supra numidiennes dont la partie supérieure atteint le Burdigalien basal (Bouillin, 1977 ; Lahonder, 1979).

Le flysch numidien est attribué en partie à l'Aquitano-Burdigalien. Il repose en discordance sur toutes les formations du domaine interne et externe. Au niveau de notre bassin versant, le flysch numidien forme une bande qui couvre le contact entre le domaine de flysch et le domaine tellien, entre Djimla à l'ouest et Dj Sidi Dris à l'est, affleure également à l'est de Constantine (Dj Kef El Arba et Dj Oum Settas) et dans la partie est d'El Milia (région de Ouled Ali).

#### IV.2.3 Domain externe

##### IV.2.3.1 Les formations telliennes

Les séries telliennes se présentent comme un ensemble des séries allochtones issues du sillon tellien et situées au sud du socle kabyle (Vila., 1980). Il s'agit des séries épaisses allant du Néocomien au Lutétien. Les séries telliennes sont représentées par des faciès de calcaires, de marnes et de marno-calcaires, auxquelles s'ajoutent les formations évaporitiques du Trias (Bouillin., 1979).

Dans le bassin versant de Kébir Rhumel les formations telliennes sont représentées dans la partie occidentale par les massifs carbonatés des Djs El Halfa et Sidi Otsmane et les formations de marnes, de marno-calcaires et des roches évaporitiques du Trias au sud de Djimla, au sud-est du bassin par les formations carbonatées des Djs Tikbeb et Monchar Ben Abbes et vers le nord par les formations de calcaires, de marno-calcaires, de marnes et des roches évaporitiques de trias (région de Sidi Marouf et partie sud d'El Milia).

### **IV.2.3.2 L'avant pays allochtone**

#### **IV.2.3.2.1 Nappe néritique constantinoise**

La nappe Néritique Constantinoise est considérée comme une série autochtone (Delga, 1969). Elle se constitue essentiellement d'un ensemble de roches carbonatées du Mésozoïque dans la partie sud du bassin, chevauchant les écaïlles de Sellaoua et les unités du Sud-Sétifienne (Vila, 1980). Les principaux affleurements se trouvent dans les massifs de Tadjenanet (Dj. Grouz), Oued Athménia (Dj Felten), Constantine et Ain Mlila (Dj Guerioun) et au sud-est de Constantine (Dj Oume-Settas).

#### **IV.2.3.2.2 Ensemble allochtone de type sellaoua et formation allochtone de sud sétifienne**

Cette unité a été décrite par Vila (1980) et considérée comme série allochtone. Elle se caractérise par des séries d'âge Jurassique au Crétacé à base marno-calcaire à Ammonite, intercalées entre l'unité Néritique Constantinoise et les écaïlles atlasiques de Sellaoua. (Wildi, 1983).

La série de type Sellaoua est caractérisée notamment par une sédimentation de type argilo-marneux durant tout le Crétacé ; cette série se positionne au pied de la série néritique chevauchante du néritiques Constantinoises, et se caractérise par les faciès bordiers du sillon Atlasique (Vila, 1980). Elle se développe dans la région d'Ain M'lila et d'Ain Fakroun

La série sud-sétifienne de type allochtone forme une vaste succession de couches ou écaïlles étendues entre les méridiens d'Ain Taghrout à l'ouest et d'Ain M'lila à l'est.

### **IV.2.4 Roche éruptive :**

Les formations géologiques éruptives sont moins étendues que les autres formations. Les affleurements de roches magmatiques les plus proches se trouvent dans la région d'El Milia (Djbel Tahar Ouled Arbi). Il s'agit de granites, microgranites, grano-diorites, dolérites et rhyolites datant du Miocène, qui se présentent sous forme d'intrusions traversant tout l'ensemble de l'édifice des nappes constitué par les unités des formations telliennes, les unités des formations de types flyschs et l'unité représentée par les terrains métamorphiques du socle kabyle et sa couverture sédimentaire de l'Oligo-Miocène kabyle (OMK) (Delga, 1955 ; Bouillin, 1977 ; Vila, 1980).

### **IV.2.5 Marne et congloméra de post nappe :**

Les formations de post nappe sont composées de dépôts marin et continentales, elles sont datées du Burdigalien-Langhien (Bouillin, 1977). Dans la partie nord de la petite

Kabylie, les formations post-nappes constituent de marnes de couleur grise ou bleue transgressives sur les terrains précédents et des grès provenant de la destruction du flysch numidien d'une épaisseur ne dépasse pas les 50 mètres.

Dans la région méridionale de la petite Kabylie, située dans le bassin de Mila-Constantine, ces formations sont caractérisées par la prédominance de dépôts continentaux tels que des conglomérats, du sable, des graviers, des argiles et des roches évaporitiques (Coiffait, 1992).

#### **IV.2.6 Quaternaire**

Les formations quaternaires constituent la couverture récente du bassin de Mila. Elles sont marquées dans les basses vallées à des oueds Kébir, Rhumel et à Endja, ainsi que la partie amont de bassin versant (la région de Ain M'lila). Ces formations sont composées d'alluvions actuelles et récentes, principalement constituées de sables, de graviers, de limons, de formations de pente, d'alluvions anciennes de terrasses calcaires avec des débris végétaux, et enfin d'éboulis (Vila, 1980).

#### **IV.2.7 Trias**

Le Trias constitue le terrain le plus ancien connu dans la région d'étude, bien qu'il n'affleure jamais de manière stratigraphiquement normale. Il se trouve sous forme de diapirs injectés le long de failles. Ce dépôt est caractérisé par des formations argileuses gypsifères, des grès rouges, des argiles à vin, et il est associé à des ophites (Vila, 1980).

Le Trias met en évidence le tracé des grands accidents tectoniques de Béni Haroune à El Milia. Il affleure également dans la dépression de Dj Chataba à et Dj. EchChabka, à l'ouest et au sud-est de Constantine, ainsi qu'au sud des massifs du Dj. Felten.

### **IV.3 Conclusion**

La zone d'étude est située dans la Petite Kabylie, qui fait partie de la chaîne alpine des Maghrébides. Selon la carte géologique de Vila, 1980, le bassin versant de Kébir Rhumel traverse, du sud au nord, plusieurs domaines géologiques de la Petite Kabylie : le domaine tellien au milieu et au sud avec les séries de l'avant-pays, le domaine du Flysch kabyle au milieu et le socle kabyle et les terrains qu'il supporte vers le nord.

## **Références bibliographiques**

### **B**

---

- **Bouillin, J.P. (1977).** Géologie alpine de la petite Kabylie dans les régions de Collo et d'El-Milia (Algérie). Thèse Doctorat. Université. P. et M. Curie, 511p.
- **Bouillin, J.P. (1979).** La transversale de Collo et d'El-Milia (Petite Kabylie): une région-clef pour l'interprétation de la tectonique alpine de la chaîne littorale d'Algérie. Mémoire de la Société Géologique de France 57, 83p.

### **C**

---

- **Coiffait, Ph. E. (1992).** Un bassin post-nappes dans son cadre structural : l'exemple du bassin de Constantine (Algérie nord orientale). Thèse ès Sciences, Université H. Poincaré, Nancy I, France, 502p.

### **D**

---

- **Durand Delga, M. (1955).** Etude géologique de l'ouest de la chaîne numidique (Algérie). Thèse sciences, Paris Bull. Serv carte géol. Algérie, 2° série (24), 533p.
- **Durand Delga, M. (1969).** Mise au point sur la structure de Nord-Est de la Bérberie. Bull. Serv. Carte géol, Algérie, 39 :89-131.

### **L**

---

- **Lahondère, J.C., Feiberg, H., Ha,c B.U. (1979).** Datation des grès numidiens d'Algérie orientale: Conséquences structurales, C R. Acad. Sc. Paris t, 289 (4) :383-386.

### **M**

---

- **Marouf, N. (2012).** Etude de la qualité des eaux et de transport solide dans le barrage de Beni-Haroun (Mila). Son impact sur l'environnement de la région. These de Doctorat, Université Mohamed Khider, Biskra, 242p

### **R**

---

- **Raoult, J.F. (1974).** Géologie du centre de la chaîne numidique (Nord du constantinois, (Algérie). Mém. Soc. Géol. France, 53 : 121-163.

### **V**

---

- **Vila, J. M. (1980).** La chaîne alpine d'Algérie nord orientale et des confins algéro-tunisiens. Thèse Doctorat d'Etat, Université Pierre et Marie Curie (Paris VI), France, 665p.

---

**W**

- **Wildi, W. (1983).** La chaîne tello-rifaine (Algérie, Maroc, Tunisie) : structure, stratigraphie et évolution du Trias au Miocène. - Rev. Géogr. Phys.Géol. dyn., 24 (3) : 201-258.

*Chapitre V*

*Hydrochimie*



## V.1 Introduction

L'eau, en tant qu'élément naturel indispensable à la vie, représente une ressource vitale pour toutes les activités humaines et constitue le patrimoine d'une nation. Actuellement, l'eau de surface est essentielle à diverses activités quotidiennes, et sa composition chimique est déterminante pour sa qualité. Cela souligne son importance dans le développement durable et fournit des indications cruciales sur sa viabilité pour des usages comme l'eau potable, l'irrigation, l'industrie, etc.

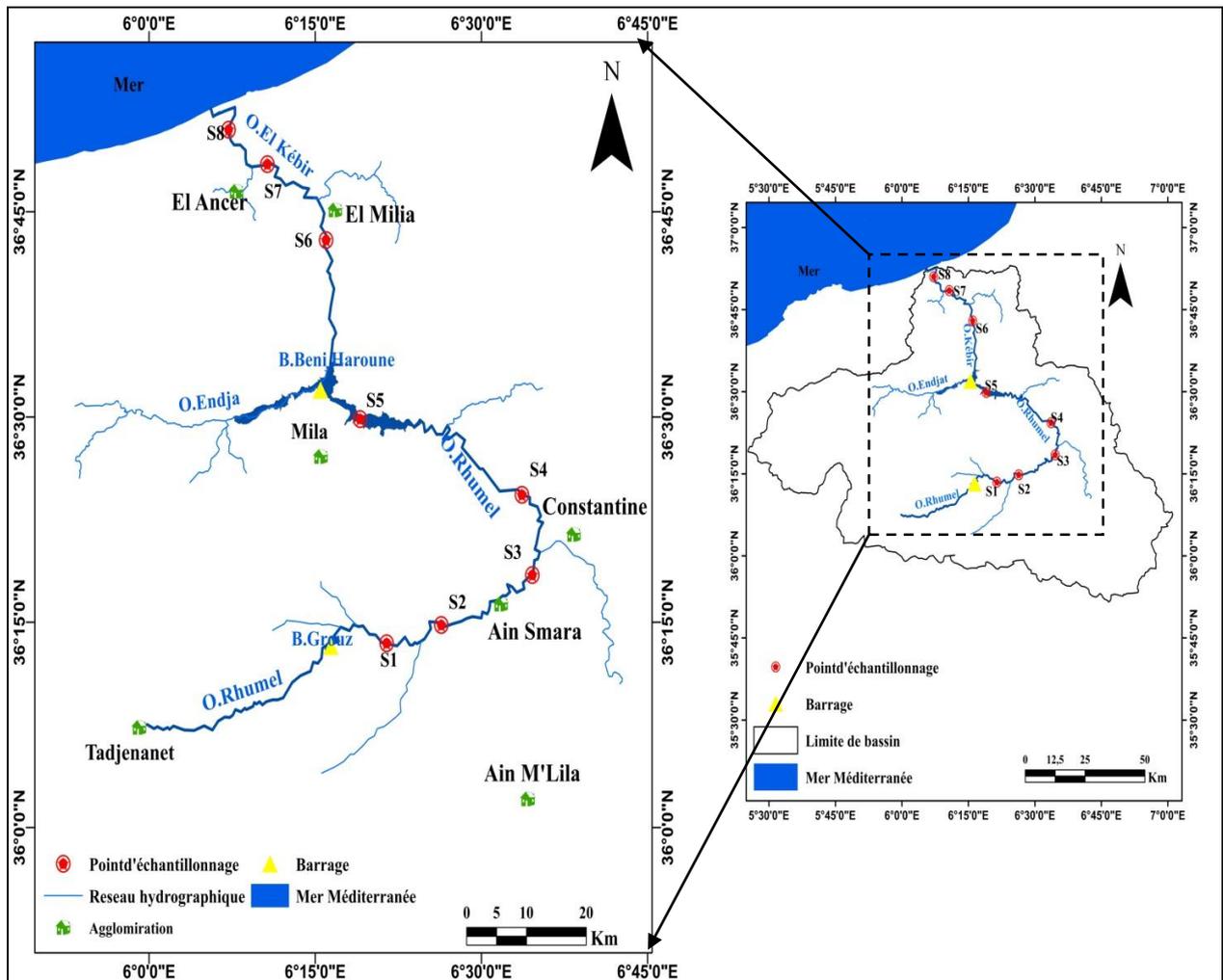
En Algérie, l'utilisation croissante des eaux de surface au cours des dernières années s'accompagne de préoccupations majeures. Ces eaux, exposées aux diverses pollutions issues des effluents industriels et urbains, présentent souvent une qualité médiocre. Elles peuvent renfermer des quantités significatives de polluants de natures variées, déversés dans le milieu aquatique sans subir de traitement préalable. Cette situation souligne la nécessité d'une évaluation approfondie, tant qualitative que quantitative, de cette pollution.

## V.2 Sélection et positionnement des sites de prélèvement

En tenant compte des différentes activités recensées dans la zone d'étude, telles que les eaux usées domestiques, industrielles et agricoles, des échantillons d'eau et de sédiments ont été prélevés à partir de huit sites (S1 à S8). Ces sites ont été sélectionnés de manière à être accessibles et à refléter les caractéristiques réelles des eaux de surface de l'Oued Kébir-Rhumel.

Des prélèvements ont été effectués dans les sous-bassins suivants : Rhumel-Seguen (10-04), Rhumel Smendou (10-06) et Kebir-Maritime (10-07). Dans le sous bassin (10-04), trois sites ont été sélectionnés, tandis que deux sites ont été choisis pour le sous bassin (10-06) et également trois sites pour le sous bassin (10-07).

Les sites de prélèvement, désignés de 1 à 8 selon la figure (V.1), sont alignés en suivant le cours de l'oued, allant de l'amont vers l'aval, correspondant ainsi du sous bassin (10-04) au sous bassin (10-07).



**Figure. V. 1** L'emplacement des sites d'échantillonnage.

#### Site [S1] 36°24'51''N 6°44'69''E

L'emplacement se situe à environ 15 à 20 km de Constantine, plus précisément dans la partie amont d'Ain Smara, à proximité d'une carrière. Cet emplacement fournit une vision globale et détaillée de la qualité de l'eau avant qu'elle n'atteigne les zones urbaines d'Ain Smara et de Constantine. Les principales essences végétales présentes sont le tamarin, ainsi que d'autres espèces comme le laurier rose, les frênes, le peuplier blanc, et diverses plantes herbacées à proximité.

#### Site [2] 36°18'39''N 6°34'45''E

Cet emplacement se situe à environ 2,5 kilomètres en aval de la décharge publique d'Ain Smara. Il est impacté par les déversements d'Ain Smara, les infiltrations dans la décharge ainsi que les déchets provenant de l'entreprise Nationale du Matériel des Travaux Publics (ENMTP). La végétation luxuriante qui caractérise cette zone est dominée par le tamarin, avec également la

présence du frêne, du peuplier blanc, du laurier rose, du cyprès et aussi de quelques espèces herbacées.

**Site [3] 36°19'23''N 6°35'16''E**

Cet emplacement est situé en amont du pont de la ville de Constantine. Il est caractérisé par une végétation dense et variée, avec une prédominance notable du tamarin le long des rives de l'oued. D'autres espèces telles que le mûrier, l'eucalyptus, le peuplier blanc, le laurier rose, le frêne et le figuier, ainsi que diverses espèces herbacées, y sont également présentes et identifiées.

**Site [4] 36°37'20''N 6°59'14''E**

Cet emplacement se situe dans la partie aval de la ville de Constantine et de Sidi M'cid, à proximité du pont d'El Menia. Il constitue une occasion d'évaluer la pollution urbaine (industrielle et domestique) des eaux de l'Oued Rhumel à la sortie de l'agglomération. La zone riveraine observée à ce site se distingue par la dominance du tamarin dans sa végétation. On peut également remarquer la présence d'eucalyptus, ainsi que d'herbacées et une régénération significative de peupliers blancs.

**Site [5] 36°48'21''N 6°43'06''E**

Cet emplacement est situé à l'amont du barrage de Beni Haroun. Il permet d'observer la situation avant l'alimentation du barrage par l'oued. La végétation principale se compose de tamarins, avec la présence de pommiers, d'abricotiers et de quelques buissons de peupliers blancs.

**Site [6] 36°76'19''N 6°25'57''E**

Dans la partie aval d'El Milia et en amont de la confluence El Kebir-BouSiaba, cet emplacement le long de l'Oued El Kébir permet d'évaluer la qualité de l'eau en prenant en compte les rejets industriels et urbains, en particulier ceux provenant de la tannerie d'El Milia. La végétation présente est dense, avec une prédominance de tamarins, ainsi que la présence de peupliers blancs, de lauriers roses et de quelques espèces herbacées, formant un couvert végétal dense.

**Site [7] 36°76'56''N 6°24'57''E**

Situé à la jonction d'El Kébir-BouSiaba et d'Al Anser, cet emplacement le long de l'Oued El Kébir offre une opportunité d'évaluation des conséquences du mélange des eaux des deux oueds. La végétation présente se compose principalement de tamarins, avec quelques peupliers blancs dispersés.

**Site [8] 36°81'98''N 6°14'49''E**

Situé en aval d'El Ancer, à environ 3.5 km de l'embouchure de l'oued El Kébir, cet emplacement permet de contrôler et d'évaluer la qualité de l'eau de l'Oued El Kébir avant son

déversement dans la mer Méditerranée. La végétation est principalement composée de peupliers blancs, avec quelques tamarins également présents.

### V.3 Prélèvement et préparation des échantillons

#### V.3.1 Fréquences et caractérisation des prélèvements

Nous avons réalisé une unique campagne de prélèvements d'eau et de sédiments entre les mois de juillet et août 2021. La décision de mener une seule campagne peut être justifiée par les raisons suivantes :

- ✓ Premièrement, la période choisie correspond à une phase de sécheresse, offrant ainsi la possibilité d'obtenir une série de mesures représentatives de l'état initial de la zone avant les périodes de fortes précipitations. Cette approche nous permet d'évaluer l'impact des précipitations ultérieures sur la qualité de l'eau et des sédiments.
- ✓ Deuxièmement, l'objectif principal de notre étude est de caractériser les apports spatiaux de pollution provenant de différentes sources de rejets et de déterminer leur impact sur la qualité de cours d'eau. Bien que nous ayons réalisé une seule campagne, nous avons veillé à couvrir des zones représentatives et à collecter des échantillons suffisamment diversifiés pour obtenir une vision globale de la situation.
- ✓ Enfin, des considérations pratiques telles que les contraintes logistiques ont également influencé notre décision de ne réaliser qu'une seule campagne de prélèvements. Malgré cette limitation, nous avons pris soin de maximiser la qualité et la représentativité des échantillons collectés.

Dans l'ensemble, malgré le choix d'une seule campagne de prélèvements, nous sommes convaincus que les données recueillies nous permettront d'atteindre nos objectifs de recherche et de fournir des informations précieuses sur la qualité de l'eau et des sédiments dans la région étudiée.

#### V.3.2 Méthodologie de prélèvement et préparation des échantillons

Les bouteilles et les récipients utilisés pour contenir les échantillons d'eau et de sédiments destinés à l'analyse des éléments traces métalliques subissent un traitement préalable. Ils sont immergés dans de l'acide nitrique ( $\text{HNO}_3$  5 Normalité) pendant une durée de 24 heures, puis soigneusement rincés à fond à l'eau déminéralisée (Rodier, 1984). Cette précaution est essentielle pour prévenir tout risque de pollution au niveau des échantillons.

##### V.3.2.1 Compartiment « eau »

Les échantillons d'eau ont été prélevés dans des bouteilles en polyéthylène de 01 L préalablement nettoyées. Dans la mesure du possible, les prélèvements d'échantillons ont été effectués au milieu du cours d'eau, là où le débit est continu, à une profondeur d'environ 50 cm, sauf

lorsque le niveau d'eau est bas (moins de 50 cm). Il est crucial de choisir des sites d'échantillonnage éloignés des rives ainsi que des obstacles naturels ou artificiels, en évitant les zones où l'eau stagne ou tourbillonne, et en veillant à ne pas perturber les sédiments présents (Rodier, 1984). Chaque prélèvement a fait l'objet de trois (03) répétitions qui seront conservés par la suite dans une glacière.

Les paramètres physico-chimiques tels que le pH, T, CE, MES,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{PO}_4^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{DBO}_5$  et  $\text{DCO}$  ont été analysés selon les méthodes standard (APHA, 1998). Il convient de noter que les mesures de pH et de conductivité électrique (CE) ont été effectuées directement sur le terrain, tandis que les autres paramètres ont été analysés en laboratoire de Biologie et Environnement (LBE) à l'université de Mentouri Constantine 1. Par ailleurs, les méthodes analytiques utilisées pour mesurer les paramètres de qualité de l'eau sont récapitulées dans le tableau (V.1).

**Tableau. V. 1** Paramètres de qualité de l'eau, unités et méthodes analytiques

Paramètres	Unités	Méthodes analytiques
Température	°C	Multi-paramètres digital (Consort C561)
pH	-	Multi-paramètres digital (Consort C561)
CE	$\text{mS.cm}^{-1}$	Multi-paramètres digital (Consort C561)
MES	$\text{mg.L}^{-1}$	Méthode de filtration sous vide
$\text{NO}_3^-$	$\text{mg.L}^{-1}$	Spectrophotomètre (JENWAY 7315)/Acide chromo-tropique
$\text{NO}_2^-$	$\text{mg.L}^{-1}$	Spectrophotomètre (JENWAY 7315)/Acide sulfanilique
$\text{PO}_4^-$	$\text{mg.L}^{-1}$	Spectrophotomètre (JENWAY 7315)/Acide ascorbique
$\text{NH}_4^+$	$\text{mg.L}^{-1}$	Spectrophotomètre (JENWAY 7315)/Bleu d'indophénol
$\text{DBO}_5$	$\text{mg.L}^{-1}$	BOD mètre (OXITOP IS6)
$\text{DCO}$	$\text{mg.L}^{-1}$	Reflux $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$

#### V.3.2.1.1 Extraction et dosage des ETM

Les éléments traces métalliques (ETM) ont été quantifiés dans la fraction dissoute. À cet effet, les prélèvements d'eau ont été acidifiés avec de l'acide nitrique ( $\text{HNO}_3$ ) pour abaisser le pH en dessous de 2 lors de la collecte. Ensuite, ils ont été filtrés à l'aide d'une membrane de filtration d'une porosité de  $0,45 \mu\text{m}$ , à l'aide d'une pompe à vide. Les échantillons obtenus ont été conservés à une température de  $4^\circ\text{C}$  dans des flacons en polyéthylène prétraités avec une solution d'acide nitrique à 5 % en attendant l'analyse.

Après le processus de filtration, les ETM tels que le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le plomb (Pb) et le zinc (Zn) sont quantifiés à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme de modèle PERKIN-ELMER.

### V.3.2.2 Compartiment « sédiments »

Pour l'échantillonnage des sédiments, la méthodologie du jugement linéaire (Tauw Environnement et Ophrys, 2001) a été employée en suivant le tracé de la rivière. Cette approche permet de sélectionner précisément des points d'échantillonnage considérés comme les plus pertinents, en accord avec les objectifs de l'étude. Les stations de prélèvement ont ainsi été choisies dans des zones où les sédiments fins s'accumulent en amont et en aval des déversements, afin d'évaluer leur impact sur l'état de la rivière.

Pour cette étude, les sédiments ont été collectés en raclant la surface (jusqu'à une profondeur de 5 cm) dans des zones où le courant est moins fort, à l'aide d'une louche en acier inoxydable. Ces zones favorisent l'accumulation des fines particules, sur lesquelles les substances polluantes ont tendance à se fixer préférentiellement.

Environ 200 g de sédiments humides ont ainsi été récoltés à différents endroits de chaque site, de manière aléatoire, pour assurer une représentativité. Chaque site a fait l'objet de trois prélèvements indépendants pour garantir la robustesse des résultats.

#### V.3.2.2.1 Extraction et dosage des ETM

Les différentes méthodes d'extraction des éléments traces métalliques peuvent varier d'une source à l'autre. L'approche idéale devrait permettre la détection de concentrations minimales tout en garantissant un niveau maximal de précision. En milieu de laboratoire, les échantillons de sédiments ont été asséchés à une température de 60°C. Une fois déshydratés, ces échantillons ont été soigneusement transformés en poudre à l'aide d'un mortier confectionné en agate. L'extraction des métaux a été exécutée selon la méthode traditionnelle de digestion des échantillons de sédiments. Cela a impliqué la décomposition d'aliquotes de 1g en introduisant une solution composée de HNO<sub>3</sub> et de HCl dans un rapport de 3 :1 (Hoening et al., 1981). Après cette étape de digestion, le résidu résultant a été filtré en utilisant un papier filtre sans cendres (Whatman 540), puis le volume a été ajusté à 25 ml en ajoutant de l'eau déminéralisée. Ces extraits ont été conservés à une température de 4°C dans des flacons en polypropylène (préalablement traités avec de l'acide nitrique à 5%) en préparation des analyses ultérieures.

D'après les concepteurs de cette méthode, elle a été couronnée de succès lors de son application dans différents environnements (sol, sédiments, particules atmosphériques) pour la détection des éléments suivants : As, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Sb et Zn.

De façon analogue à l'approche utilisée pour l'analyse des éléments dans l'eau, la quantification des ETM (Cd, Cu, Pb, Zn) est effectuée à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme de la marque PERKIN-ELME.

### V.3.3 Analyse statistique et traitement des données

Les résultats ont été soumis à une analyse statistique pour fournir une description complète des données. Cette analyse a pris en compte plusieurs aspects, incluant l'identification des valeurs minimales et maximales, le calcul de l'écart type, de la moyenne, du coefficient de variation, ainsi que de l'erreur standard associée à la moyenne.

En plus de ces résumés statistiques, dans le cadre du traitement des données collectées, nous avons adopté une méthode d'analyse en composantes principales (ACP). Cette méthode représente une approche statistique polyvalente pour explorer les données, en se basant sur les relations entre différentes variables. Afin d'évaluer les associations entre les éléments étudiés, nous avons employé le coefficient de Pearson, en accordant une attention particulière aux valeurs où  $p < 0,05$  pour déterminer leur importance statistique. Une analyse de variance (ANOVA) à un seul facteur (effet du site) a été employée, avec un seuil de signification de  $\alpha = 0,05$ , afin d'étudier la variation spatiale des concentrations physico-chimiques et des métaux traces. Si le résultat du test s'avère significatif, cela indique l'existence d'une différence substantielle. Dans une telle situation, nous procédons à une analyse complémentaire, en l'occurrence le test de Newman-Keuls (SNKt) tel que décrit par Zar (1999). Ce test vise à regrouper les moyennes en ensembles présentant des similitudes significatives.

Les résultats relatifs aux divers paramètres physico-chimiques et aux concentrations en ETM ont été représentés sous forme d'histogrammes. Toutes ces analyses ont été effectuées à l'aide du logiciel STATISTICA (8.0).

## V.4 Résultats et discussions

### V.4.1 Compartiment « eau »

#### V.4.1.1 Variations spatiales des paramètres physico-chimiques des eaux de l'Oued Kébir-Rhumel

Les résultats des analyses physico-chimiques sont présentés de manière détaillée dans le tableau (V.2) et la figure (V.2), où les paramètres statistiques tels que le minimum, le maximum, la moyenne et l'écart-type sont consignés. Étant donné que les eaux de l'Oued sont principalement destinées à l'agriculture et à la potabilisation, leur qualité a été évaluée en les comparant aux

normes Algériennes applicables aux eaux de surface utilisées à des fins de potabilisation (JORA, 2011).

**Tableau. V. 2** Résultats de l'analyse physico-chimique des eaux de l'Oued Kébir-Rhumel.

Paramètres	Moyenne	Max	Min	Ecart-type	Limites admissibles (*)
T (°C)	26.11	27.6	23.7	1.04	25
pH	8.40	8.71	8.08	0.16	6.5-9
CE (mS/cm)	1.38	1.97	0.85	0.35	2.8
MES (mg/l)	45.45	101.0	19.80	23.10	25
NO <sub>3</sub> (mg/l)	15.24	34.62	6.45	9.02	50
NO <sub>2</sub> (mg/l)	1.16	2.73	0.53	0.64	0.1
PO <sub>4</sub> (mg/l)	4.15	7.97	2.11	1.70	10
NH <sub>4</sub> (mg/l)	5.86	15.31	1.11	4.88	04
DCO (mg/l)	79.82	115.3	52.60	21.16	30
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	9.61	25.4	3.04	6.65	07

(\*) Normes Algériennes des eaux superficielles et souterraines destinées à la consommation humaine (JORA, 34/2011).

#### V.4.1.1.1 Température de l'eau

L'évaluation de la qualité de l'eau de surface repose sur la mesure de sa température, qui exerce une influence sur les processus biologiques au sein des systèmes aquatiques (Kadlec et Reddy, 2001). En effet, la température joue un rôle essentiel dans la régulation de la croissance des populations de zooplancton (Hong *et al.*, 2003).

La température moyenne enregistrée dans les différents sites prospectés est de l'ordre de 26,11°C, avec un écart-type d'environ 1,04. Cette moyenne, dépasse la norme Algérienne de 25°C. De plus, il a été observé que les températures augmentent de l'amont vers l'aval, en tenant compte de l'heure de prise des mesures. La mise en évidence de cette tendance est obtenue par le biais de l'analyse de la variance, qui révèle un effet hautement significatif du site ( $p < 0,001$ ). En utilisant le test de Newman-Keuls, les sites ont été classés en sept ensembles homogènes (tab. V.3).

**Tableau. V. 3** Analyse spatiale de la température de l'eau en fonction du Test de Newman-Keuls (effet site).

Groupes homogènes	A	B	C	D	E	F	g
Moyennes (°C)	13.53-13.60	9.43	10.10	10,66	11.60	12.66	14,86
Sites	8-4	1	5	6	2	3	7

(Groupes avec des lettres différentes indiquant une différence significative,  $p \leq 0,05$ )

+ Ces différences de température peuvent être attribuées à des facteurs tels que la morphologie du cours d'eau, la nature du sol traversé par chaque station, le type de rejet, l'hydrologie (modification du régime), la température ambiante, le rayonnement solaire, l'agitation ou la stagnation de l'eau, ainsi que la végétation environnante.

Dans une étude antérieure menée par [Sahli et al., \(2011\)](#) sur le bassin versant de l'Oued Kébir Rhumel, des températures moyennes d'environ 18,7 °C ont été enregistrées, ce qui dépasse les résultats obtenus dans cette étude.

De façon similaire, la variation de la température entre les sous bassins présente des différences marquées. L'analyse de la variance a révélé un effet hautement significatif entre les sous bassins ( $p < 0,001$ ).

Le sous bassin (10-07) a enregistré la température moyenne la plus élevée (27,01°C), tandis que le sous bassin (10-06) a enregistré la température moyenne la plus basse (25,31°C). Deux ensembles homogènes sont identifiables à partir du test de Newman-Keuls ( $p < 0,05$ ) lors de la comparaison des températures moyennes entre les sous bassins. Le premier groupe comprend les sous-bassins (10-04 et 10-06), qui présentent les températures moyennes les plus basses, tandis que le deuxième groupe est formé par le sous bassin (10-07), qui enregistre les températures moyennes les plus élevées (tab V.4).

**Tableau. V. 4** Analyse spatiale de la température de l'eau en fonction du Test de Newman-Keuls (effet sous bassin).

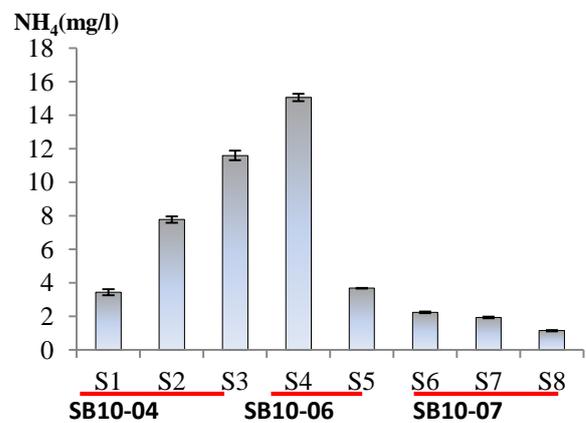
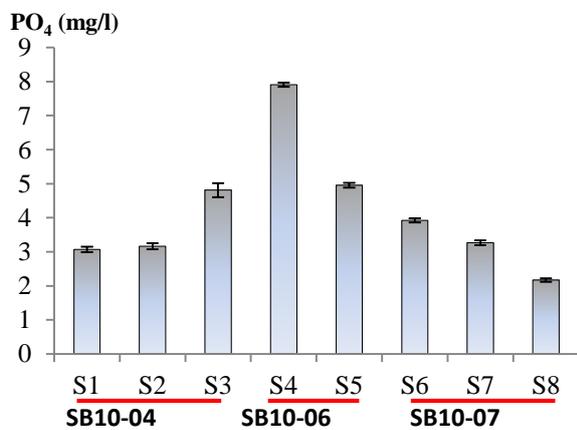
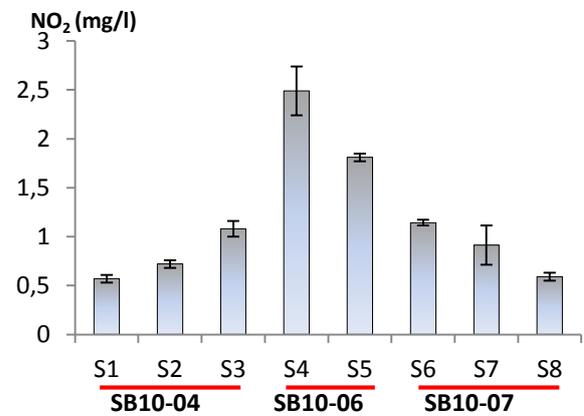
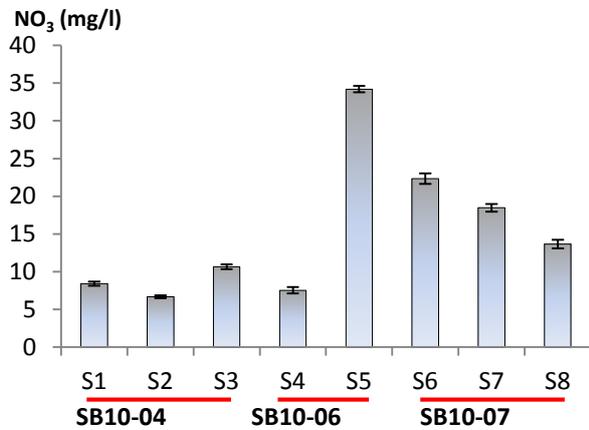
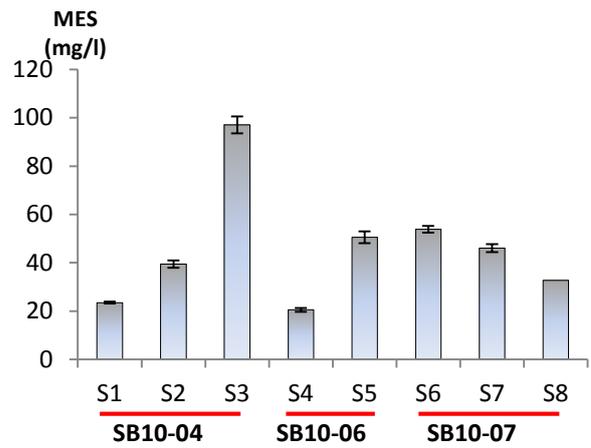
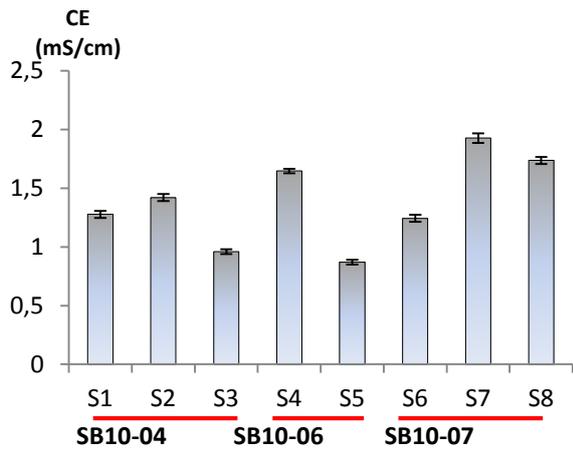
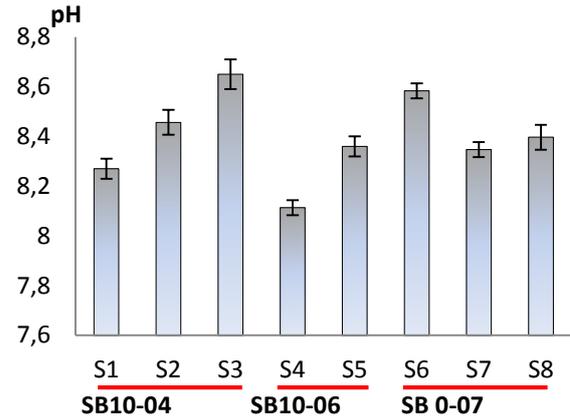
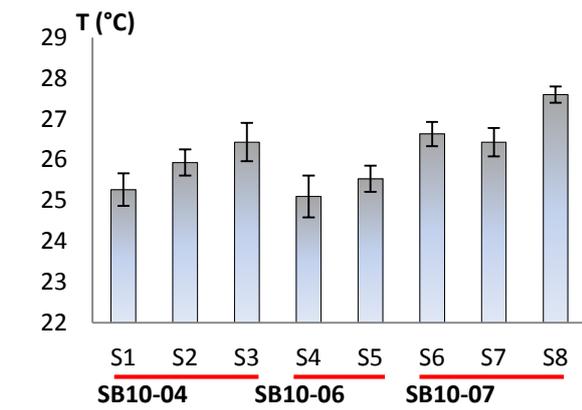
Groupes homogènes	A	B
Moyennes (°C)	25.31-25.87	26.88
Sous bassin	(10-06)-(10-04)	(10-07)

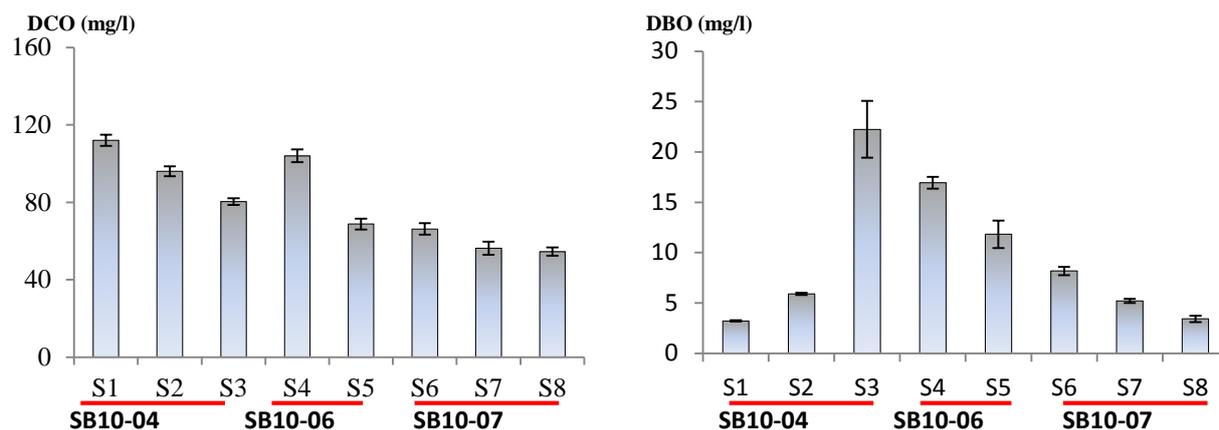
(Groupes avec des lettres différentes indiquant une différence significative,  $p \leq 0,05$ )

- ✓ Le groupe (A) renferme les sous bassins (10-06) et (10-04) avec des moyennes comprises entre 25,31 et 25,87°C ;
- ✓ Le groupe (B) englobe le sous bassin (10-07) avec une moyenne de l'ordre de 26,88°C.

#### V.4.1.1.2 Potentiel d'hydrogène (pH)

Le pH, qui mesure le degré d'alcalinité ou d'acidité de l'eau, est un facteur fondamental utilisé pour évaluer la qualité de l'eau ([Boughrou, 2007](#)). Les eaux des différents sites étudiés présentent un caractère basique, avec des valeurs de pH variant de 8,08 à 8,71. Ces valeurs sont proches de celles rapportées pour les eaux de surface, qui se situent généralement entre 6,5 et 9,5 ([Masamba et Mazvimavi, 2008](#) ; [Nanituma, 2011](#)), ainsi que des valeurs spécifiées par la norme algérienne (6.5-9).





**Figure. V. 2** Variations spatiales moyennes des paramètres physico-chimiques des eaux de l'Oued Kébir-Rhumel.

Cette similitude peut être expliquée par la nature géologique du bassin versant, comprenant des roches calcaires, des dépôts carbonatés, du gypse et des marnes contenant du gypse, ce qui confère aux eaux une richesse en bicarbonates. Ces observations sont cohérentes avec les travaux de plusieurs auteurs qui ont établi un lien entre la nature du pH de l'eau et l'environnement traversé par la rivière, y compris la composition minérale, le type de sol et la roche elle-même (Korfali et Jurdi, 2011 ; Mmualefhe et Torto, 2011).

Dans le cadre de cette étude, une variation spatiale remarquable du pH est observée de l'amont vers l'aval. Ces variations sont validées par l'examen de la variance, mettant en évidence un effet notable au niveau des sites ( $p < 0,001$ ). L'utilisation du test de Newman-Keuls a conduit à la classification des sites en six ensembles homogènes. (voir tableau V.5).

**Tableau. V. 5** Analyse spatiale du pH de l'eau en fonction du Test de Newman-Keuls (effet site).

Groupes homogènes	A	B	BC	C	D	E
Moyennes (°C)	8.25	8.34-8.36	8.39	8.45	8.58-8.65	8.11
Sites	1	7-5	8	2	3-6	4

Groupes avec des lettres différentes indiquant une différence significative,  $p \leq 0,05$

L'effet sous bassin est également significatif ( $p < 0,05$ ). Le sous bassin (10-04) présente la valeur la plus élevée de pH enregistrée (8,46), tandis que la valeur la plus basse (8,23) est observée dans le sous bassin (10-06). L'analyse comparative des valeurs moyennes à l'aide du test de Newman-Keuls ( $p < 0,05$ ) met en évidence la formation de deux groupes homogènes de sous-bassins (tab.V.6). Le premier groupe est composé des sous bassins (10-04) et (10-07), pour lesquels les valeurs moyennes du pH semblent similaires, atteignant respectivement 8,44 et 8,45. Le deuxième groupe est formé par le sous bassin (10-06), affichant les valeurs moyennes les plus faibles de pH (8,23).

**Tableau. V. 6** Analyse spatiale du pH de l'eau en fonction du Test de Newman-Keuls (effet sous bassin).

Groupes homogènes	A	B
Moyennes (°C)	8.44-8.45	8.23
Sous bassin	(10-07)-(10-04)	(10-06)

(Groupes avec des lettres différentes indiquant une différence significative,  $p \leq 0,05$ )

- ✓ Le groupe (A) renferme les sous bassins (10-07) et (10-04) avec des moyennes comprises entre 8,44 et 8,45 ;
- ✓ Le groupe (B) englobe le sous bassin (10-07) avec une moyenne de l'ordre de 8,23.

Ces résultats concordent avec ceux observés dans d'autres cours d'eau traversant des zones présentant une intensité d'activités anthropiques élevée (Slim *et al.*, 2000 ; Khalaf, 2003, Sahli *et al.*, 2011).

#### V.4.1.1.3 La conductivité électrique (CE)

Il s'agit d'un paramètre employé pour évaluer le niveau d'ionisation d'une eau. Ce paramètre est principalement influencé par la présence des différents ions tels que le  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  et leurs concentrations respectives (Çadraku *et al.*, 2016).

L'observation des données présentées dans la figure (V.2) et le tableau (V.2) met en évidence des variations significatives de la conductivité électrique. Ces variations sont imprévisibles, tant d'un site à l'autre que d'un sous bassin à l'autre. La diversité spatiale est soulignée par l'examen de la variance, révélant un impact significatif au niveau des sites ( $p < 0,001$ ). L'application du test de Newman-Keuls a conduit à la classification des sites en sept groupes homogènes (tab. V.7).

**Tableau. V. 7** Analyse spatiale de la CE de l'eau en fonction du Test de Newman-Keuls (effet site).

Groupes homogènes	A	B	C	D	E	F	G
Moyennes (mS/cm)	1.24-1.27	0.87	0.96	1.42	1.64	1.73	1.92
Sites	6-1	5	3	2	4	8	7

(Groupes avec des lettres différentes indiquant une différence significative,  $p \leq 0,05$ )

En moyenne, la conductivité électrique enregistrée pour tous les sites avoisine 1,38 mS/cm, avec un maximum de 1,97 mS/cm et un minimum de 0,85 mS/cm. L'impact du sous bassin est également significatif ( $p < 0,05$ ). Il convient de noter que ces valeurs restent en dessous de la norme algérienne (2,8 mS/cm) pour tous les sites examinés. Cette faible conductivité enregistrée dans les eaux de l'oued durant la période sèche (juillet et août) s'explique par l'absence de sels résultant du lessivage des sols, en raison du manque de précipitations. Ben Moussa et ses collègues (2012) expliquent que de faibles niveaux de conductivité électrique dans un cours d'eau sont également

indicatifs d'une faible minéralisation des sels présents dans l'environnement. Par ailleurs, il est à noter que les concentrations mesurées aux sites S1, S2, S4, S6 et S7 demeurent relativement élevées par rapport aux autres sites. Ces concentrations élevées sont attribuables à la forte concentration d'ions dissous dans l'eau d'origine industrielle, urbain et agricole. Cette observation est corroborée par plusieurs études, notamment celles de [Kambole, \(2003\)](#), [Mubedi \*et al.\*, \(2013\)](#) et [Tshibanda \*et al.\*, \(2014\)](#), qui soulignent que la conductivité électrique élevée est un indicateur du degré de minéralisation de l'eau. De plus, ces recherches indiquent que l'oued servait de voie de transport pour les effluents urbains, les engrais, les eaux usées et autres déchets domestiques.

De manière générale, les conclusions obtenues concordent avec celles des études menées par [Sahli, \(2002\)](#) et [Afri-Mehennaoui](#) et ses collaborateurs (2004) concernant le traitement des cours d'eau urbains tels que l'Oued Rhumel et l'Oued Boumerzoug. En effet, [Sahli \(2002\)](#) a rapporté des valeurs de conductivité électrique allant de 0,53 à 1,98 mS/cm, tandis qu'[Afri-Mehennaoui \*et al.\*, \(2004\)](#) ont enregistré une valeur de 1,41 mS/cm.

De plus, les variations spatiales sont également importantes d'un sous bassin à l'autre. La valeur moyenne de conductivité électrique la plus élevée est observée dans le sous bassin (10-07) (1,83 mS/cm), tandis que la plus faible est relevée dans le sous bassin (10-04) (1,23 mS/cm). Une analyse de la variance a révélé une influence significative des sous bassins ( $p < 0,05$ ). En utilisant le test de Newman-Keuls ( $p < 0,05$ ) pour comparer les valeurs moyennes, deux groupes homogènes de sous-bassins ont été identifiés (tab.V.8).

**Tableau. V. 8** Analyse spatiale de la CE de l'eau en fonction du Test de Newman-Keuls (effet sous bassin).

Groupes homogènes	A	B
Moyennes (mS/cm)	1.21-1.25	1.63
Sous bassin	(10-04)-(10-06)	(10-07)

(Groupes avec des lettres différentes indiquant une différence significative,  $p \leq 0,05$ )

- ✓ Le groupe (A) renferme les sous bassins (10-04) et (10-06) avec des moyennes comprises entre 1,21 et 1,25 mS/cm ;
- ✓ Le groupe (B) englobe le sous bassin (10-07) dont la moyenne est d'environ 1,63 mS/cm.

#### V.4.1.1.4 Les matières en suspension (MES)

Dans les eaux superficielles, les matières en suspension proviennent soit des effets de l'érosion naturelle du bassin versant suite à de violentes précipitations, soit des rejets d'eaux résiduaires urbaines ou industrielles.

L'analyse du tableau (V.9) et de la figure (V.2) démontre une grande variabilité spatiale des taux de MES dans les eaux de l'Oued Kébir-Rhumel, observée à travers les différents sites et sous-bassins. Ces taux oscillent entre 19,80 mg/l et 101 mg/l, avec une moyenne d'environ 45,45 mg/l pour l'ensemble des sites. Cette variation est étayée par l'examen de la variance, indiquant un effet significatif au niveau des sites ( $p < 0,001$ ). En utilisant le test de Newman-Keuls ( $p < 0,05$ ) pour comparer les moyennes de concentration en MES entre les huit sites de prélèvement, nous pouvons identifier sept groupes homogènes (tab. V.9).

**Tableau. V. 9** Analyse spatiale des MES de l'eau en fonction du Test de Newman-Keuls (effet site).

Groupes homogènes	A	B	C	D	E	F	G
Moyennes (mg.l <sup>-1</sup> )	20.46-23.50	32.66	39.43	46.03	50.56	53.83	97.10
Sites	1-4	8	2	7	5	6	3

(Groupes avec des lettres différentes indiquant une différence significative,  $p \leq 0,05$ )

La valeur moyenne maximale a été relevée au site S3 (97,1 mg/l), tandis que la valeur minimale a été enregistrée au site S4 (20,46 mg/l).

Le résultat de l'impact du site met en lumière les importantes répercussions de la perturbation causée par l'activité humaine sur la concentration de MES. (Sahli, 2012). D'après les résultats obtenus, on remarque que les taux moyens de MES dépassent largement la norme (fixée à 25mg/l) pour les stations S8(32,7mg/l), S2(39,4mg/l), S7(46,03mg/l), S5(50,56mg/l), S6(53,83mg/l) et particulièrement au site S3 (maximum de 97,1mg/l).

L'enrichissement de ces sites en MES est en relation d'une part avec l'érosion des terres et d'autre part avec l'apport des rejets des unités industrielles situées dans le bassin versant, telles que les unités de céramique, marbre et briqueterie qui déversent des particules des matières minérales sous forme de particules argileuses et par conséquent vont engendrer des duretés importantes des eaux. Selon Foto Menbohan *et al.*, (2012), un déversement d'effluents industriels entraîne une augmentation de la conductivité, de l'azote ammoniacal, des orthophosphates, des matières en suspension et de la turbidité, défavorable au développement du zooplancton. Le débit faible de l'eau et l'évaporation de l'eau pendant la période sèche entraînant aussi une concentration de la phase solide, ce qui induit une augmentation en MES (Benkaddour, 2018).

À la différence de l'influence des sites, les variations d'un sous-bassin à l'autre ne présentent pas de signification statistique. Le taux le plus élevé, de l'ordre de 53,34 mg/l, a été constaté dans le sous-bassin (10-04), tandis que le plus bas, mesurant 35,51 mg/l, a été enregistré dans le sous-bassin (10-06).

Les résultats de cette étude dépassent ceux rapportés par [Sebihi et al., \(2015\)](#), mais demeurent toujours inférieurs à ceux de [Sahli et al., \(2011\)](#) pour la même rivière. En effet, [Sebihi et al. \(2015\)](#) ont enregistré une moyenne de 35,67 mg/l, tandis que [Sahli et ses collaborateurs \(2011\)](#) ont enregistré un taux moyen de 64,30 mg/l.

Selon [Pitt et al., \(2005\)](#) et [Wong, \(2006\)](#), plusieurs polluants peuvent être associés aux eaux de ruissellement comme les métaux toxiques et les nutriments se liant avec les particules de sédiments fins avec une incidence négative sur le milieu récepteur, ce qui présente un énorme danger pour les organismes aquatiques.

#### V.4.1.1.5 Les nitrates (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)

Les ions du nitrate constituent le stade final d'oxydation de l'azote ([Gilli et al., 2004](#)). Ils ont des origines agricoles (épandage d'engrais ou élevage du bétail) après lessivage des terres agricoles. Ils proviennent aussi de la minéralisation de l'azote organique et l'oxydation de l'ammonium ([Rodier, 2009](#) ; [El Ouali Lalami et al., 2011](#)). Des valeurs supérieures à la norme indiquent des rejets d'eaux usées dans le milieu aquatique, et surtout une utilisation excessive de fertilisants en agriculture ([Champan et Kimstach, 1996](#)). Ainsi, il a été constaté que les ions nitrates en excès contribuent avec d'autres éléments nutritifs (ions phosphates) à l'eutrophisation des eaux superficielles et par conséquent à la dégradation de la qualité des ressources en eau de surface ([Savary, 2010](#)).

Les concentrations de nitrates dans les eaux de l'Oued Kébir-Rhumel présentent des variations significatives. La diversité spatiale est clairement mise en évidence par l'analyse de la variance, révélant un impact hautement significatif du site ( $p < 0,001$ ). La comparaison des moyennes des concentrations en nitrates (NO<sub>3</sub>) entre les huit sites d'échantillonnage, effectuée à l'aide du test de Newman-Keuls ( $p < 0,05$ ), permet d'identifier huit ensembles homogènes (tab.V.10).

**Tableau. V. 10** Analyse spatiale des teneurs en NO<sub>3</sub> en fonction du Test de Newman-Keuls (effet site).

Groupes homogènes	A	B	C	D	E	F	G	H
Moyennes (mg.l <sup>-1</sup> )	6.68	7.53	8.41	10.66	13.66	18.46	22.33	34.20
Sites	2	4	1	3	8	7	6	5

(Groupes avec des lettres différentes indiquant une différence significative,  $p \leq 0,05$ )

Les concentrations extrêmes enregistrées dans la zone d'étude varient de 6,45mg/l à 34,62mg/l avec une moyenne de 15,34mg/l. Ces teneurs restent cependant, inférieures à la norme en vigueur (50 mg/l), ce qui indique que les eaux de l'Oued Kébir-Rhumel ne sont pas assujetties à un risque de pollution par les nitrates. D'après [Martin \(1979\)](#), la faible concentration de nitrates dans les eaux de surface est due à leur réduction.

Il convient de noter que des valeurs relativement élevées sont enregistrées au niveau du site S5. (Situé en amont du barrage de Beni Haroune), et aussi au niveau des sites S6, S7 et S7 (localisés en aval du barrage) dans des zones semi urbaines à vocation agricole. Ces emplacements présentent une concentration élevée en nitrates, attribuable au passage de l'Oued à travers diverses zones urbaines, agricoles et pastorales, ce qui en fait une source de pollution par les nitrates (Ratel, 1992 ; Carpenter *et al.*, 1998). En effet, plusieurs études ont montré que les effluents d'eaux usées sont considérés comme une source importante qui alimentent les hydrosystèmes en nitrates (Glen *et al.*, 1999 ; Mitchel *et al.*, 2000 ; Hao et Chang, 2003 ; Chen *et al.*, 2010). Par ailleurs, d'autres travaux ont également mis en évidence la relation entre l'usage intensif des engrais et des fertilisants sur les sols agricoles et la pollution des eaux superficielles et souterraines par les nitrates suite au ruissellement, lessivage et l'érosion de ces sols (Kattan *et al.*, 1986 ; Mariotti et Létolle, 1977 ; Boudoukha *et al.*, 2013).

En effet, ces concentrations de nitrates dans les eaux de l'Oued demeurent inférieures aux valeurs rapportées par Sebihi et al. (2015), qui étaient de l'ordre de 26,67 mg/l, et par Melghit . (2012), qui étaient proches de 11,87 mg/l, pour le même cours d'eau.

De plus, il existe également d'importantes variations spatiales entre les divers sous bassins. La concentration moyenne en nitrates la plus basse a été enregistrée dans le sous bassin 10-04 (8,58 mg/l), tandis que la plus élevée a été relevée dans le sous bassin 10-06 (20,87 mg/l). Une analyse de variance a révélé la présence d'un effet significatif du sous bassin ( $p < 0,001$ ). Le test de Newman-Keuls ( $p < 0,05$ ) a été utilisé pour comparer les moyennes, mettant ainsi en évidence deux ensembles homogènes de sous-bassins (tab. V.11).

**Tableau. V. 11** Analyse spatiale des teneurs en  $\text{NO}_3$  en fonction du Test de Newman-Keuls (effet sous bassin).

Groupes homogènes	A	B
Moyennes (mg/l)	18.15-20.87	8.85
Sous bassin	(10-07)-(10-06)	(10-04)

(Groupes avec des lettres différentes indiquant une différence significative,  $p \leq 0,05$ )

- ✓ Le groupe (A) renferme les sous bassins (10-07) et (10-06) avec des moyennes comprises entre 18,15 et 20,87mg/l ;
- ✓ Le groupe (B) englobe le sous bassin (10-04) avec une moyenne de l'ordre de 8,85mg/l.

#### V.4.1.1.6 Les nitrites ( $\text{NO}_2^-$ )

Les nitrites, résultant de l'oxydation incomplète de l'azote organique par des bactéries nitrifiantes, constituent des composés intermédiaires dans le processus de nitrification (Hébert et Légaré, 2000 ; Burgin et Hamilton, 2008 ; Abdelhamid, 2016).

Les concentrations en nitrites dans les eaux de l'Oued Kébir-Rhumel affichent des variations significatives, observées tant entre les points d'échantillonnage (sites) qu'entre les sous-bassins (tab. V.12 et fig.V.2).

Les concentrations extrêmes enregistrées dans la zone d'étude oscillent entre 2,73 mg/l et 0,53 mg/l, avec une moyenne de 1,16 mg/l. Cette variabilité était confirmée par une analyse de la variance, révélant un effet de site hautement significatif. ( $p < 0,001$ ).

Cependant, la comparaison des moyennes des teneurs en  $\text{NO}_2$  entre les huit points d'échantillonnage, à l'aide du test de Newman-Keuls ( $p < 0,05$ ), permet d'identifier 08 groupes homogènes (tab.12).

**Tableau. V. 12** Analyse spatiale des teneurs en  $\text{NO}_2$  en fonction du Test de Newman-Keuls (effet site).

Groupes homogènes	A	AC	BC	B	D	E
Moyennes (mg.l <sup>-1</sup> )	0.75-0.59	0.72	0.91	1.08-1.14	1.81	2.49
Sites	1-8	2	7	3-6	5	4

(Groupes avec des lettres différentes indiquant une différence significative,  $p \leq 0,05$ )

Ces concentrations demeurent supérieures à la norme en vigueur (0,1 mg/l), signalant ainsi un risque de pollution par les nitrates et une insuffisance d'oxygénation des eaux de l'Oued Kébir-Rhumel. Selon [Champan et Kimstach., \(1996\)](#), des valeurs dépassant la norme suggèrent des rejets d'eaux usées dans le milieu aquatique, notamment une utilisation excessive de fertilisants en agriculture.

La concentration minimale, enregistrée à 0,57 mg/l au site (S1), contraste avec la concentration la plus élevée de 2,49 mg/l enregistrée au site (S4), situé en aval de la ville de Constantine. En effet, les valeurs en  $\text{NO}_2$  les plus élevées ont été observées dans les sites S4 et S5. Pour le site S5, situé en amont du barrage de Beni Haroun, cela pourrait résulter de l'utilisation intensive de pesticides et de fertilisants riches en azote. En ce qui concerne le site S4, situé à l'embouchure de la municipalité de Constantine et en aval d'un grand nombre d'unités industrielles, d'une décharge publique et de plusieurs agglomérations, ses concentrations élevées peuvent être imputées aux rejets urbains. Il reçoit ainsi les eaux usées provenant de la ville de Constantine et des zones avoisinantes.

Cependant, les concentrations moyennes en nitrates dans les eaux de l'Oued restent systématiquement supérieures à celles rapportées par [Kerdoun, \(2016\)](#) et [Melghit, \(2012\)](#), soit 0,85 mg/l et 2,11 mg/l respectivement, pour le même cours d'eau. Cette situation anormale témoigne d'un état de pollution organique persistant.

Selon Benrabah *et al.*, (2013), la présence significative de nitrites témoigne d'une contamination provenant du déversement des eaux usées, ainsi que d'un appauvrissement en oxygène et/ou d'une réduction des nitrates par la matière organique.

Par ailleurs, les concentrations élevées en nitrites dans la zone d'étude pourraient également avoir une origine biologique, résultant de la transformation de l'ammonium en nitrates, ou se produire en conditions anaérobies lors de la dénitrification des nitrates en NO<sub>2</sub>- ou N<sub>2</sub> gazeux, comme le soulignent Derouiche, (2014) et Rodier *et al.*, (2009).

En outre, des variations spatiales entre les sous bassins sont également observées. La teneur moyenne la plus basse a été relevée dans le sous bassin versant (10-04) (0,79 mg/l), tandis que la plus élevée a été observée dans le sous bassin (10-06) (2,15 mg/l). Une analyse de la variance a confirmé un effet hautement significatif du sous bassin ( $p < 0,001$ ). Cependant, une comparaison des moyennes à l'aide du test de Newman-Keuls ( $p < 0,05$ ) a permis de distinguer deux groupes homogènes de sous-bassins (Groupes A et B) (tab. V.13 et fig. V.2).

**Tableau. V. 13** Analyse spatiale des teneurs en NO<sub>2</sub> en fonction du Test de Newman-Keuls (effet sous bassin).

Groupes homogènes	A	B
Moyennes (mg/l)	0.79-0.88	2.15
Sous bassin	(10-07)-(10-04)	(10-06)

(Groupes avec des lettres différentes indiquant une différence significative,  $p \leq 0,05$ )

- ✓ Le groupe (A) renferme les sous bassins (10-07) et (10-04) avec des moyennes comprises entre 0,79 et 0,88 mg/l ;
- ✓ Le groupe (B) englobe le sous bassin (10-06) dont la moyenne est d'environ 2,15 mg/l.

#### V.4.1.1.7 Les orthophosphates (PO<sub>4</sub><sup>2-</sup>)

Les phosphates jouent un rôle crucial dans le développement des algues et, associés aux nitrates, ils sont susceptibles de stimuler leur prolifération dans les écosystèmes aquatiques, contribuant ainsi à l'eutrophisation (Deronzier et Choubert, 2004 ; Rodier *et al.*, 2009). Cependant, ils exercent également un effet bénéfique en agissant comme régulateurs, favorisant les processus de fécondation, la fructification et la maturation des organes végétatifs (Vilain, 1989). Il est important de noter que des concentrations dépassant 0,5 mg/l doivent être considérées comme un indicateur de pollution (Rodier, 2005).

Les résultats obtenus révèlent des fluctuations irrégulières et considérables, observées tant d'un site à un autre que d'un sous bassin à un autre (fig.V.2). Les concentrations extrêmes enregistrées dans la zone d'étude varient de 2,17 mg/l au site (S8) à 7,97 mg/l au site (S4), avec une

moyenne de 4,15 mg/l. Malgré cela, ces valeurs demeurent en deçà de la norme en vigueur (10 mg/l), indiquant ainsi que les eaux de l'Oued Kébir-Rhumel ne présentent pas de risque de pollution par les phosphates.

La variabilité spatiale est clairement illustrée par une analyse de variance, révélant un impact extrêmement significatif des sites ( $p < 0,001$ ). L'examen des moyennes des concentrations en orthophosphates entre les 08 sites d'échantillonnage, effectué avec le test de Newman-Keuls ( $p < 0,05$ ), permet de distinguer cinq groupes homogènes (tab. V.14).

**Tableau. V. 14** Analyse spatiale des teneurs en  $PO_4$  en fonction du Test de Newman-Keuls (effet site).

Groupes homogènes	A	B	C	D	E
Moyennes ( $mg.l^{-1}$ )	3.06-3.27	4.81-4.95	2.17	3.92	7.91
Sites	1-2-7	3-5	8	6	4

(Groupes avec des lettres différentes indiquant une différence significative,  $p \leq 0,05$ )

Les niveaux de concentration les plus élevés sont constatés au site (S4), localisé en aval de Constantine, ainsi qu'aux sites S3 et S5, le premier étant positionné dans la partie aval de la zone industrielle de PALMA et le second dans la partie amont du barrage du Béni Haroune. En revanche, la valeur la plus basse est enregistrée au site (S8) sur l'Oued El Kébir avant son déversement dans la mer Méditerranée.

Selon diverses études (Huang *et al.*, (2010) ; Tanjung *et al.*, (2019), Drouiche *et al.*, (2022), les fortes teneurs en orthophosphates dans les eaux sont principalement attribuables aux sources domestiques, industrielles et agricoles.

Cela explique l'origine des concentrations élevées en orthophosphates enregistrées aux deux sites (S4) et (S3), localisés respectivement en aval de Constantine et en aval de la zone industrielle de PALMA. Ces concentrations proviennent principalement de rejets d'eaux usées à caractère domestique et industriel, fortement chargés en phosphate, déversés dans l'Oued (Cerqueira *et al.*, 2005). En outre, les valeurs détectées au site (S5), situé en amont du barrage de Béni Haroune, sont davantage liées à des activités agricoles. Des études telles que celles de Rodier *et al.*, (2009) ont confirmé que les phosphates peuvent résulter du lessivage des terres agricoles enrichies en engrais phosphatés, ainsi que de l'utilisation de certains pesticides. Il est également à noter que les agents atmosphériques tels que le vent et la pluie représentent des sources de phosphates, surtout lorsque le débit fluvial est bas (Holden *et al.*, 1980).

Par ailleurs, les concentrations en  $\text{PO}_4$  dans les eaux de l'Oued demeurent toujours plus élevées que celles relevées par [Sebihi, \(2015\)](#), bien que moins élevées que celles obtenues par [Derouiche et Bouhezz, \(2018\)](#) pour le même cours d'eau.

D'autre part, les disparités spatiales entre les différents sous bassins sont aussi significatives. La concentration moyenne en orthophosphates la plus faible était enregistrée dans le sous bassin (10-07) (3,12 mg/l), tandis que la plus élevée a été observée dans le sous bassin (10-06) (6,43 mg/l). L'analyse de la variance a révélé un effet sous bassin très significatif ( $p < 0,001$ ). La comparaison des moyennes, réalisée par le test de Newman-Keuls ( $p < 0,05$ ), a permis de distinguer deux groupes homogènes de sous-bassins (voir tableau V.15).

**Tableau. V. 15** Analyse spatiale des teneurs en  $\text{PO}_4$  en fonction du Test de Newman-Keuls (effet sous bassin).

Groupes homogènes	A	B
Moyennes (mg/l)	3.12-3.67	6.43
Sous bassin	(10-07)-(10-04)	(10-06)

(Groupes avec des lettres différentes indiquant une différence significative,  $p \leq 0,05$ )

- ✓ Le groupe (A) renferme les sous bassins (10-07) et (10-04) avec des moyennes comprises entre 3,27 et 3,67 mg/l ;
- ✓ Le groupe (B) englobe le sous bassin (10-06) dont la moyenne atteint 6,43 mg/l

#### V.4.1.1.8 L'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ )

La présence fréquente de l'ammonium dans les eaux est généralement le signe d'un processus de dégradation incomplète des substances organiques azotées, désigné sous le terme d'ammonification ([Rodier et al., 2009](#)). Dans un environnement aérobie, l'ammonium subit une transformation par oxydation bactérienne pour se convertir d'abord en ions nitrite, puis assez rapidement en ions nitrate ([Gaujous, 1995](#)). Une quantité significative d'ions ammonium dans les milieux aquatiques peut indiquer une pollution provenant de rejets d'origine humaine ou industrielle ([Degrémont, 2005](#)).

Les concentrations d'ammonium présentent une variabilité spatiale dans les eaux de l'Oued Kébir-Rhumel. Nous avons enregistré une concentration moyenne en  $\text{NH}_4$  de l'ordre de (5,86 mg/l) avec un minimum de (1,11 mg/l) et un maximum de (15,31 mg/l), (tab.V.2). Ces valeurs demeurent en deçà de la norme en vigueur (04 mg/l) pour les sites (S1), (S5), (S6), (S7) et (S8), indiquant d'une part que les eaux de l'Oued Kébir-Rhumel ne présentent pas de risque de pollution par l'ammonium et d'autre part un milieu assez oxydé. Cependant, elles demeurent supérieures à cette norme pour les sites (S2), (S3) et (S4) (fig.V.2).

La disparité des concentrations en  $\text{NH}_4$  d'un site à un autre révèle un effet très significatif, clairement démontré par l'analyse de la variance ( $p < 0,00$ ). En appliquant le test de Newman-Keuls ( $p < 0,05$ ) afin de comparer les moyennes des concentrations en  $\text{NH}_4$  entre les huit sites de prélèvement, sept groupes homogènes ont été distingués (tab. V.16).

**Tableau. V. 16** Analyse spatiale des teneurs en  $\text{NH}_4$  selon le Test de Newman-Keuls (effet site).

Groupes homogènes	A	B	C	D	E	F	G
Moyennes ( $\text{mg.l}^{-1}$ )	3.44-3.69	1.15	1.93	2.24	7.78	11.60	15.06
Sites	1-5	8	7	6	2	3	4

(Groupes avec des lettres différentes indiquant une différence significative,  $p \leq 0,05$ )

Les niveaux élevés de concentration constatés aux trois sites (S4, S3 et S2), avec un pic au site S4, trouvent principalement leur origine dans l'érosion des sols, notamment le lessivage provenant de la décharge publique d'Aïn Smara. De plus, ces concentrations élevées sont directement liées aux déversements d'eaux usées domestiques et industrielles, en particulier ceux de la commune d'Aïn Smara pour le site (S2), de la zone industrielle de PALMA pour le site (S3), tandis que les déversements urbains de la ville de Constantine contribuent significativement aux niveaux élevés observés au site (S4).

Néanmoins, les concentrations en  $\text{NH}_4$  dans les eaux de l'Oued demeurent toujours supérieures à celles rapportées par [Derouiche et Bouhezz, \(2018\)](#), bien qu'elles soient inférieures à celles obtenues par [Sebihi, \(2015\)](#) et [Melghit, \(2012\)](#) pour le même cours d'eau.

L'impact du sous bassin est également fortement significatif ( $p < 0,01$ ). Le sous bassin (10-06) affiche la concentration la plus élevée en  $\text{NH}_4$  (9,37  $\text{mg/l}$ ), tandis que la concentration la plus basse (1,77) est observée dans le sous bassin (10-07). L'analyse comparative des moyennes, réalisée grâce au test de Newman-Keuls ( $p < 0,05$ ), révèle la formation de deux groupes homogènes de sous-bassins (A et B) (tab.V.17).

**Tableau. V. 17** Analyse spatiale des teneurs en  $\text{NH}_4$  selon le Test de Newman-Keuls (effet sous bassin).

Groupes homogènes	A	B
Moyennes ( $\text{mg/l}$ )	7.61-9.37	1.77
Sous bassin	(10-06)-(10-04)	(10-07)

(Groupes avec des lettres différentes indiquant une différence significative,  $p \leq 0,05$ )

- ✓ Le groupe (A) renferme les sous bassins (10-06) et (10-04) avec des moyennes comprises entre 7,61 et 9,37  $\text{mg/l}$  ;
- ✓ Le groupe (B) englobe le sous bassin (10-07) dont la moyenne est de 1,77  $\text{mg/l}$ .

#### V.4.1.1.9 La demande chimique en oxygène (DCO)

DCO est la consommation en oxygène par les oxydants chimiques fortes pour oxyder les substances organiques et minérales de l'eau, sans faire de distinction selon son origine (fer ferreux, nitrates, ammoniacque, sulfures et chlorures). Cette mesure, introduite par Eckenfelder (1982), représente la quantité totale de carbone à l'exclusion de certains composés aromatiques comme le benzène, qui ne sont pas entièrement oxydés dans les conditions de l'essai.

Les concentrations en DCO des eaux de l'Oued Kébir-Rhumel présentent des variations significatives à la fois entre les différents sites d'échantillonnage et entre les différents sous bassins (tab. V.2 et fig.V.2). Les valeurs extrêmes enregistrées dans la zone d'étude varient de 52,6 mg/l à 115,3 mg/l, avec une moyenne de 79,82 mg/l. Ces concentrations témoignent d'une consommation excessive d'oxygène dissous nécessaire pour oxyder chimiquement les charges organiques déversées dans l'Oued (Bontoux, 1993).

En référence à la norme en vigueur, il est notable que les eaux des huit sites de prélèvement sont fortement polluées, les valeurs de DCO dépassant les 30 mg/l O<sub>2</sub>.

La diversité spatiale se manifeste de manière évidente à travers l'analyse de la variance, mettant en lumière un effet notable des sites ( $p < 0,001$ ) et une influence tout aussi marquée des sous-bassins ( $p < 0,001$ ). En utilisant le test de Newman-Keuls ( $p < 0,05$ ), les concentrations moyennes de DCO entre les huit sites d'échantillonnage ont été comparées, permettant ainsi d'identifier six groupes homogènes (tab.V.18).

**Tableau. V. 18** Analyse spatiale des teneurs en DCO selon le Test de Newman-Keuls (effet site).

Groupes homogènes	A	B	C	D	E	F
Moyennes (mg/l O <sub>2</sub> )	54.53-56.30	66.26-68.80	80.40	96.13	104.10	112.1
Sites	8-7	6-5	3	2	4	1

(Groupes avec des lettres différentes indiquant une différence significative,  $p \leq 0,05$ )

Les valeurs moyennes les plus élevées sont observées aux sites S1, S2, S3 et S4, avec un maximum signalé au site S1. Ces points de prélèvement traduisent la qualité de l'eau drainant les terres à forte vocations agricoles pour le premier site, les rejets de la zone d'Aïn Smara, les lixivats de la décharge public ainsi que les rejets de l'entreprise nationale du Matériels et des Travaux Public pour le second site, les rejets de la zone industrielle de PALMA pour le troisième site et les rejets urbains (industriels et domestiques) à l'exutoire de la ville de Constantine pour le quatrième site.

Gaid, (1984) souligne qu'un rejet temporaire, même simple, pourrait vraisemblablement renfermer des substances toxiques telles que des ions métalliques et des produits organiques.

Ces composés pourraient inhiber l'activité bactérienne, entraînant ainsi une augmentation de la Demande Chimique en Oxygène (DCO).

Par ailleurs, les valeurs observées aux sites S5, S6, S7 et S8, principalement dédiés à l'agriculture, pourraient s'expliquer notamment par un lessivage des composés de nature organique qui s'accumulent dans les sols à la suite des précipitations.

Il a été constaté que, sur l'ensemble des sites, la moyenne des valeurs pour la DCO surpasse considérablement de celles pour la DBO<sub>5</sub>. Cette observation est un fait qui témoigne de la prédominance des pollutions provenant de sources diverses (agricoles, urbaines, industrielles, etc.) à des niveaux excessifs. Une pollution d'une telle ampleur peut entraîner une situation critique, susceptible, comme le souligne [El-Morhit, \(2009\)](#), En effet, des concentrations élevées de DCO par rapport à la DBO<sub>5</sub> peuvent également signaler à la fois la présence effective d'une charge peu biodégradable, dominée souvent par des micropollutions (métaux lourds), éventuellement masquées par la charge organique.

Toutefois, ces résultats demeurent inférieurs à ceux rapportés par [Kerdoun \(2016\)](#) et [Melghit \(2012\)](#), qui étaient respectivement de 56,62 mg/l O<sub>2</sub> et 63,63 mg/l O<sub>2</sub> pour le même cours d'eau. Cela nous conduit à affirmer que la qualité des eaux de l'Oued Kébir-Rhumel demeure préoccupante, marquée par une pollution alarmante et excessive.

L'effet du sous bassin se révèle également très significatif ( $p < 0,001$ ). Le sous bassin (10-04) présente la concentration la plus élevée en DCO (96,21 mg/l O<sub>2</sub>), tandis que la concentration la plus basse (59,03 mg/l O<sub>2</sub>) est observée dans le sous bassin (10-07). Sur la base du test de Newman-Keuls ( $p < 0,05$ ), l'analyse comparative des moyennes révèle la formation de deux groupes homogènes de sous-bassins (A et B) (tab.V.19).

**Tableau. V. 19** Analyse spatiale des teneurs en DCO selon le Test de Newman-Keuls (effet sous bassin).

Groupes homogènes	A	B
Moyennes (mg/l O <sub>2</sub> )	86.43-96.21	59.03
Sous bassin	(10-06)-(10-04)	(10-07)

(Groupes avec des lettres différentes indiquant une différence significative,  $p \leq 0,05$ )

- ✓ Le groupe (A) renferme les sous bassins (10-06) et (10-04) avec des moyennes comprises entre 86,43 et 96,21 mg/l'O<sub>2</sub> ;
- ✓ Le groupe (B) englobe le sous bassin (10-07) dont la moyenne est de 59,03 mg/l'O<sub>2</sub>.

#### V.4.1.1.10 La demande biologique en oxygène (DBO<sub>5</sub>)

La demande biologique en oxygène (DBO<sub>5</sub>), qui mesure les matières organiques susceptibles de se dégrader dans l'eau (Bontoux, 1993), est directement liée à la concentration d'eau en matière organique biodégradable. Ainsi, cette mesure est également directement liée à la densité des microorganismes présents, tandis qu'elle était inversement proportionnelle à la concentration en oxygène dissous (IBGE, 2005).

D'importantes variations des concentrations de DBO<sub>5</sub> sont constatées dans l'Oued Kébir-Rhumel, à la fois entre les sites d'échantillonnage et entre les sous bassins. Les valeurs extrêmes enregistrées dans la zone d'étude varient de 3,04 mg/l à 25,4 mg/l, avec une moyenne de 9,61 mg/l.

L'analyse de la variance met en évidence de manière explicite la variabilité spatiale, avec un effet fortement significatif des sites ( $p < 0,001$ ) ainsi qu'un effet tout aussi marqué des sous bassins ( $p < 0,05$ ) des teneurs en DBO<sub>5</sub>. La comparaison des moyennes entre les huit sites de prélèvement, effectuée à l'aide du test de Newman-Keuls ( $p < 0,05$ ), permet de regrouper les sites en cinq groupes homogènes (tab.V.20).

**Tableau. V. 20** Analyse spatiale des teneurs en DBO<sub>5</sub> selon le Test de Newman-Keuls (effet site).

Groupes homogènes	A	B	C	D	E
Moyennes (mg/l O <sub>2</sub> )	3.21-3.41-5.21-5.89	8.18	11.82	16.94	22,24
Sites	S1-S8-S7-S2	S6	S5	S4	S3

(Groupes avec des lettres différentes indiquant une différence significative,  $p \leq 0,05$ )

L'augmentation des concentrations de la DBO<sub>5</sub> dans l'eau de l'Oued est corrélée à la charge en matières organiques biodégradables. Elle est liée au pic du développement de l'abondance bactérienne, entraînant une réduction de la teneur en oxygène suite à la consommation de celui-ci par les microorganismes (Bliefert et Perraud, 2009).

Les profils spatiaux de la DBO<sub>5</sub> révèlent une charge organique substantielle, avec des valeurs moyennes variant entre 3,21 mg/l'O<sub>2</sub> au site (S1) et 22,24 mg/l'O<sub>2</sub> au site (S3). Toutefois, ce sont les sites S3, S4, S5 et S6 où les concentrations en DBO<sub>5</sub> dépassent la norme en vigueur (7 mg/l'O<sub>2</sub>). Selon Nisbet et Verneaux (1970), une valeur de DBO<sub>5</sub> dépassant les 6 mg/l indique une anomalie dans la qualité de l'eau.

Effectivement, les eaux prélevées à ces points reflètent la qualité de l'eau subissant les rejets, notamment ceux de la zone industrielle de PALMA pour le site S3, les rejets urbains (industriels et domestiques) à l'exutoire de la ville de Constantine pour le site S4, les eaux de ruissèlement des terrains agricoles pour le site S5 et les rejets urbains (domestiques et industriels) de la ville d'El

Milia à Jijel. Cela indique une forte concentration en matières organiques biodégradables dans le milieu.

Comparant nos résultats à ceux rapportés par Melghit (2012), Mehennaoui-Afri (1998), Belatreche et Benslimen (2002), ainsi que Khaldi et Melghit (2007), il est évident que la qualité des eaux du Rhumel reste médiocre, témoignant d'une pollution préoccupante et excessive.

L'impact du sous-bassin est également significatif ( $p < 0,05$ ). Le sous bassin (10-06) présente la concentration la plus élevée en  $DBO_5$  (14,38 mg/l'O<sub>2</sub>), tandis que la concentration la plus basse (5,60 mg/l'O<sub>2</sub>) est observée dans le sous bassin (10-07). L'examen comparatif des moyennes, réalisé à l'aide du test de Newman-Keuls ( $p < 0,05$ ), a révélé la formation de trois groupes homogènes de sous-bassins (A, B et Ab) (tab.V.21).

**Tableau. V. 21** Analyse spatiale des teneurs en  $DBO_5$  selon le Test de Newman-Keuls (effet sous bassin).

Groupes homogènes	A	AB	B
Moyennes (mg/l'O <sub>2</sub> )	5.60	10.45	14.38
Sous bassin	(10-07)	(10-04)	(10-06)

(Groupes avec des lettres différentes indiquant une différence significative,  $p \leq 0,05$ )

- ✓ Le groupe (A) renferme le sous bassin (10-07) avec une moyenne comprise de l'ordre de 5,60mg/l'O<sub>2</sub> ;
- ✓ Le groupe (AB) englobe le sous bassin (10-04) avec une moyenne de l'ordre de 10,45mg/l'O<sub>2</sub> ;
- ✓ Le groupe (B) englobe le sous bassin (10-06) avec une moyenne de l'ordre de 14,38 mg/l'O<sub>2</sub>.

#### V.4.1.2 Indices de qualité de l'eau

##### V.4.1.2.1 Indice d'eutrophisation (IE)

L'indice d'eutrophisation (IE) est une mesure utilisée pour évaluer la condition trophique d'un plan d'eau, c'est-à-dire son niveau de nutriments et sa propension à favoriser la croissance des plantes aquatiques. Cet indice est calculé en utilisant la formule suivante :

$$IE = \frac{DCO \times DIN \times DIP}{4500}$$

Où:

- ✓ DCO : représente la demande chimique en oxygène, mesurée en mg/L.
- ✓ DIN : représente l'azote inorganique dissous, mesuré en mg/L.
- ✓ DIP : représente le phosphore inorganique dissous, mesuré en mg/L.

Lorsque l'Indice d'Eutrophisation (IE) dépasse 1, cela témoigne d'un état d'eutrophisation, indiquant ainsi une surabondance de nutriments dans le plan d'eau. Cette condition favorise une

croissance excessive d'algues et d'autres végétaux aquatiques. Un EI inférieur à 1 suggère l'absence d'eutrophisation, ce qui signifie que le plan d'eau maintient un équilibre adéquat en termes de nutriments et de croissance des plantes aquatiques (Zhang *et al.*, 2015).

L'évaluation de l'état d'eutrophisation de l'Oued Kébir-Rhumel à travers l'indice d'eutrophisation (IE) révèle des résultats variés. La moyenne de l'Indice d'Eutrophisation (IE) pour les 8 sites d'échantillonnage est de 1,78, avec une valeur maximale de 4,60 observée au site S5 et une valeur minimale de 0,40 enregistrée au site S8. (tab.V.2).

**Tableau. V. 22** Variations spatiales de l'indice d'eutrophisation (EI) des eaux de l'Oued Kebir-Rhumel.

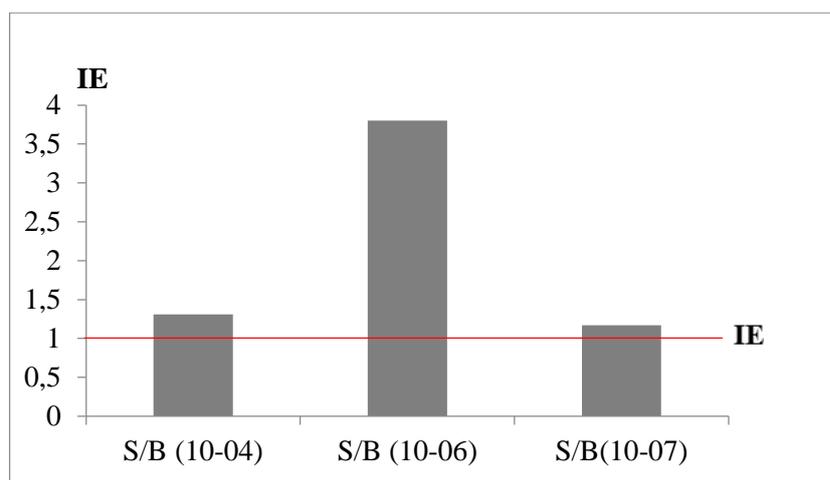
Sites	IE	Etat
S1	0.95	Pas d'eutrophisation
S2	1.02	Eutrophisation
S3	1.97	Eutrophisation
S4	4.60	Eutrophisation
S5	3.01	Eutrophisation
S6	1.48	Eutrophisation
S7	0.87	Pas d'eutrophisation
S8	0.40	Pas d'eutrophisation

Pour chaque site individuellement et en se basant sur la classification de la qualité de l'eau dans le tableau (V.22), il est observé que 62,5 % des échantillons montrent un (IE) supérieur à 1 (>1), ce qui indique un état d'eutrophisation notable (comme pour les sites S2, S3, S4, S5 et S6), tandis que 37,5 % indiquent clairement l'absence d'eutrophisation (fig. V.3).

Les résultats obtenus soulignent une diversité marquée dans l'état trophique de l'Oued Kébir-Rhumel. Les indications d'eutrophisation observées dans les sites avec un indice d'eutrophisation (IE) supérieur à 1 laissent entrevoir une pluralité de causes, vraisemblablement liées à des apports excessifs de nutriments en provenance de différentes sources, notamment les rejets d'origine urbaine et agricole.

Il convient de souligner une disparité significative entre le sous bassin (10-07) et les sous bassins (10-04) et (10-06). Ces derniers affichent des indices d'eutrophisation supérieurs à 1(>1), indiquant clairement une situation d'eutrophisation pour tous les sites situés dans ces zones (fig.V.3).

Cette constatation est d'autant plus pertinente étant donné que ces sous-bassins sont fortement impactés par des activités anthropiques. Ces résultats suggèrent que les influences humaines, qu'elles proviennent d'activités agricoles ou urbaines, ont un impact substantiel sur le statut trophique de l'Oued Kébir-Rhumel.



**Figure. V. 3** Moyennes de l'IE des eaux des sous bassins de l'Oued Kébir-Rhumel.

#### V.4.1.2.2 Indice global de pollution (IGP)

Cet indice a été calculé en se basant sur l'évaluation de l'indice de chaque facteur individuel et sur l'effet combiné de tous les facteurs évalués. Il est utilisé pour évaluer les degrés de pollution des eaux superficielles à différents points d'échantillonnage (Sukanya et Joseph., 2020). Il a été calculé selon l'équation :

$$IPG = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n IP$$

Où : IP (indice de Pollution) = [paramètre individuel] / [standard du paramètre].

Les valeurs de l'IPG permettent de classer les eaux en quatre catégories en fonction de degré de pollution (tab.V. 23).

**Tableau. V. 24.** Classification de la qualité des eaux selon l'IGP (Zhao *et al.*, 2012).

IGP	Etat de la qualité des eaux
IGP < 0.8	Absence de pollution
0.8 < IGP < 1	Modérément pollué
1 < IGP < 2	Pollué
2 < IGP	Sérieusement pollué

Le site S4 présente la valeur maximale de l'IGP, enregistrant un indice de 3,90. Cette valeur élevée suggère une pollution sérieuse de l'eau à ce site, probablement attribuable à des facteurs anthropiques tels que les rejets industriels ou urbains. En revanche, le site S1 affiche la valeur minimale de l'IGP, signalant une pollution relativement moins importante à ce site spécifique (fig. V.4).

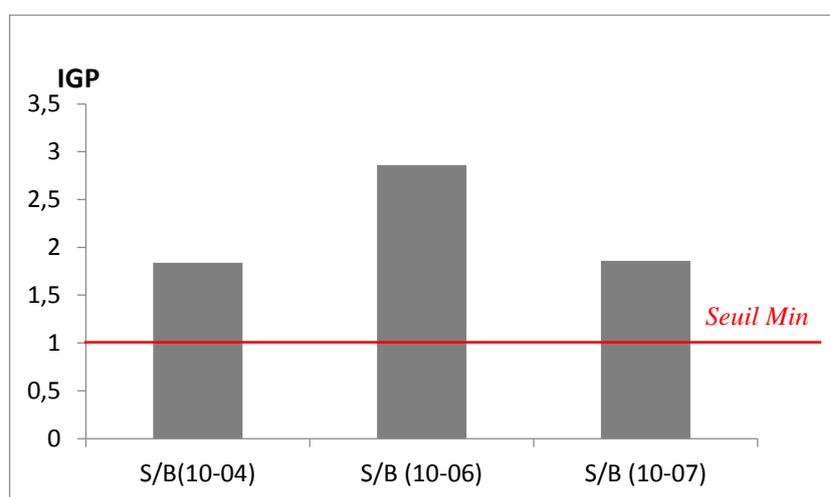
Lorsqu'on classe les sites en fonction des catégories établies par l'Indice Global de Pollution (IGP), les résultats dévoilent que 50% des sites, à savoir S3, S4, S5 et S6, se situent dans la

catégorie d'eau sérieusement polluée. Parallèlement, avec un taux similaire de 50%, les sites S1, S2, S7 et S8 sont inclus dans la catégorie d'eau polluée (fig. V.4). Cette répartition met en évidence la diversité des sources de pollution, englobant des activités industrielles potentielles ainsi que les impacts issus des zones urbaines ou agricoles.

**Tableau. V. 25** Variations spatiales de l'indice global de pollution (IGP) des 'eaux de l'Oued Kebir-Rhumel.

Sites	IGP	Etat
S1	1.46	Pollué
S2	1.77	Pollué
S3	2.31	Sérieusement pollué
S4	3.90	Sérieusement pollué
S5	2.84	Sérieusement pollué
S6	2.10	Sérieusement pollué
S7	1.69	Pollué
S8	1.74	Pollué

Il est toutefois essentiel de souligner que les eaux de l'ensemble des sous bassins affichent des valeurs de l'Indice Global de Pollution (IGP) supérieures à 0,8, signalant ainsi un état critique de cet écosystème aquatique. En effet, contrairement au sous bassin 10-06, qui enregistre une valeur moyenne de l'IGP atteignant 2,86, classant ainsi ces eaux dans la catégorie d'eau "sérieusement polluée", les sous bassins (10-04) et (10-07) présentent respectivement des valeurs moyennes de l'IGP de l'ordre de 1,84 et 1,86, les situant dans la catégorie des eaux "polluées (fig.V. 4).



**Figure. V. 5** Moyennes de l'IGP des eaux des sous bassins de l'Oued Kébir-Rhumel.

#### V.4.1.3 Analyses en composantes principales (ACP)

En examinant la matrice de corrélation établie pour les différents paramètres physico-chimiques du compartiment hydrique, on observe que les corrélations sont statistiquement significatives, voire très significatives (tab. V.26). De manière plus spécifique, des corrélations

négatives et hautement significatives sont observées entre le pH de l'eau et la CE ( $r = -0,436$ ), ainsi qu'entre la demande chimique en oxygène (DCO) et la température ( $r = -0,537$ ). De plus, les nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) présentent des corrélations négatives et significatives avec les phosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) ( $r = -0,935$ ),  $\text{NH}_4^+$  ( $r = -0,606$ ) et la  $\text{DBO}_5$  ( $r = -0,619$ ). Les  $\text{PO}_4^{3-}$  montrent des corrélations négatives et significatives avec l'ammonium  $\text{NH}_4^+$  ( $r = -0,801$ ) et la  $\text{DBO}_5$  ( $r = -0,747$ ), tandis que l'ammonium est corrélé négativement à la  $\text{DBO}_5$  ( $r = -0,789$ ). Les MES sont également corrélées négativement avec la CE ( $r = -0,545$ ). Par ailleurs, des corrélations positives significatives et hautement significatives sont relevées entre le pH et les  $\text{NO}_3^-$  ( $r = 0,531$ ), ainsi qu'entre le pH et les MES ( $r = 0,817$ ). D'une part, les MES sont corrélées positivement avec les  $\text{NO}_3^-$  ( $r = 0,817$ ).

**Tableau. V. 26** Matrice de corrélation pour les paramètres physico-chimiques

	T	pH	CE	$\text{NO}_3^-$	$\text{NO}_2^-$	$\text{PO}_4^{3-}$	$\text{NH}_4^+$	DCO	$\text{DBO}_5$	MES
T	<b>1.00</b>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	<b>-0.537<sup>a</sup></b>	ns	ns
pH		<b>1.00</b>	<b>-0.436<sup>a</sup></b>	<b>0.531<sup>a</sup></b>	ns	ns	ns	ns	ns	<b>0.817<sup>b</sup></b>
CE			<b>1.00</b>	<b>-0.495<sup>a</sup></b>	ns	ns	ns	ns	ns	<b>-0.545<sup>a</sup></b>
$\text{NO}_3^-$				<b>1.00</b>	ns	ns	ns	ns	ns	<b>0.736<sup>b</sup></b>
$\text{NO}_2^-$					<b>1.00</b>	<b>-0.935<sup>c</sup></b>	<b>-0.606<sup>b</sup></b>	ns	<b>-0.619<sup>b</sup></b>	ns
$\text{PO}_4^{3-}$						<b>1.00</b>	<b>-0.801<sup>b</sup></b>	ns	<b>-0.747<sup>b</sup></b>	ns
$\text{NH}_4^+$							<b>1.00</b>	ns	<b>-0.789<sup>b</sup></b>	ns
DCO								<b>1.00</b>	ns	ns
$\text{DBO}_5$									<b>1.00</b>	ns
MES										<b>1.00</b>

ns : Corrélation non significative ; <sup>(a)</sup> Significative < 0,05; <sup>(b)</sup> Très significative < 0,01 ; <sup>(c)</sup> Hautement significative < 0,001.

Une analyse en composantes principales (ACP) a été menée sur l'ensemble des paramètres afin de mettre en évidence les liens entre les différentes caractéristiques physico-chimiques de l'eau et d'identifier les sites qui pourraient être caractérisés par une pollution organique potentielle. Cette ACP a été effectuée sur une matrice de données comprenant 8 prélèvements (sites) pour lesquels 11 variables ont été mesurées. L'analyse a été étendue pour inclure trois facteurs, F1, F2 et F3.

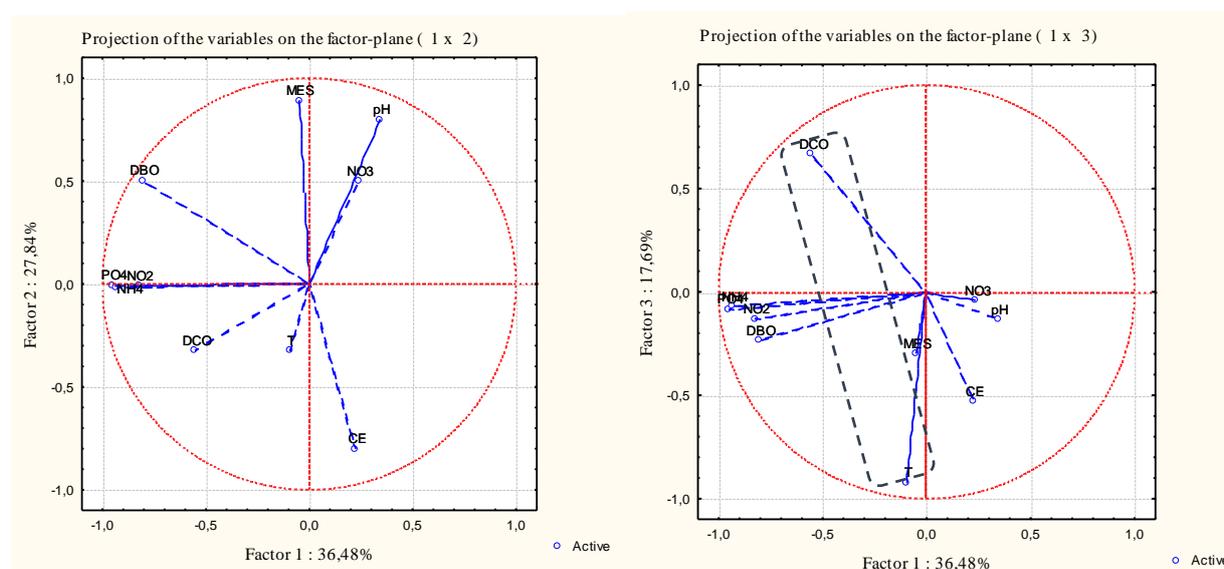
L'examen du cercle de corrélation formé par les trois axes factoriels F1, F2 et F3 révèle qu'ils représentent à eux seuls 82,01 % de la variance totale (respectivement 36,48 %, 27,84 % et 17,69 %), offrant ainsi une représentation significative de la variance de l'ensemble des données. Les plans factoriels F1-F2 et F1-F3 représentent respectivement des variances égales à 64,32 % et 54,17 % (fig. V.5).

#### Sur le plan factoriel F1-F2 :

Ce plan exprime 64,32 % de la variance totale. L'axe F1 qui exprime 36,48 % de la variance, regroupe la  $\text{DBO}_5$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NH}_4^+$  et  $\text{NO}_2^-$  sur sa partie négative ce qui indique qu'ils ont la même origine anthropique. De ces résultats on déduit que l'axe F1 traduit une pollution organique

des eaux de surface. L'axe F2 qui exprime 27,84 % forme un groupe de MES qui corrèle avec pH et  $\text{NO}_3$  dans la partie positive et un autre groupe de CE dans la partie négative.

La distribution des échantillons sur le plan F1-F2 nous a permis d'observer deux groupes d'association distincts (fig.V.5). Le premier groupe est constitué des sites S4 et S8, situés respectivement en aval de Constantine et en aval de la région d'El Ancer. Les paramètres qui semblent les différencier des autres sites sont les  $\text{NO}_2$ ,  $\text{DBO}_5$ ,  $\text{PO}_4$  et  $\text{NH}_4$ , qui sont les principaux indicateurs de la pollution organique des eaux de surface, principalement issus des eaux usées de la ville de Constantine et des rejets de l'Oued El Kébir.



**Figure. V. 6** Cercle de corrélation montrant la répartition des paramètres selon les axes F1, F2 et F3.

Le deuxième groupe comprend les sites S2, S3, S5 et S6, caractérisés par des eaux fortement minéralisées et alcalines, riches en  $\text{NO}_3$  et en MES provenant de l'érosion des terres agricoles en amont du barrage de Beni Haroune, ainsi que des rejets des unités industrielles situées dans le bassin versant, telles que la tannerie d'El Milia ainsi que par la lixiviation des sols due à la décharge publique de Aïn Smar.

#### V.4.1.4 Teneurs en ETM de l'eau de l'Oued Kébir-Rhumel

Les ETM se retrouvent généralement à l'état de traces dans les eaux réceptrices en raison de leur faible solubilité et de la sédimentation des matières en suspension, sur lesquelles la majeure partie de ces éléments est adsorbée. Les concentrations en cadmium (Cd), plomb (Pb), cuivre (Cu) et zinc (Zn) dans les eaux de l'Oued Kébir-Rhumel sont indétectables. Ce constat n'est pas étonnant, compte tenu du caractère sporadique des rejets et du fait que les ETM sont rapidement adsorbés sur les matières en suspension pour finalement se retrouver dans les sédiments (Sahli, 2002).

## V.4.2 Compartiment « Sédiment »

### V.4.2.1 Caractérisation physico-chimie des sédiments

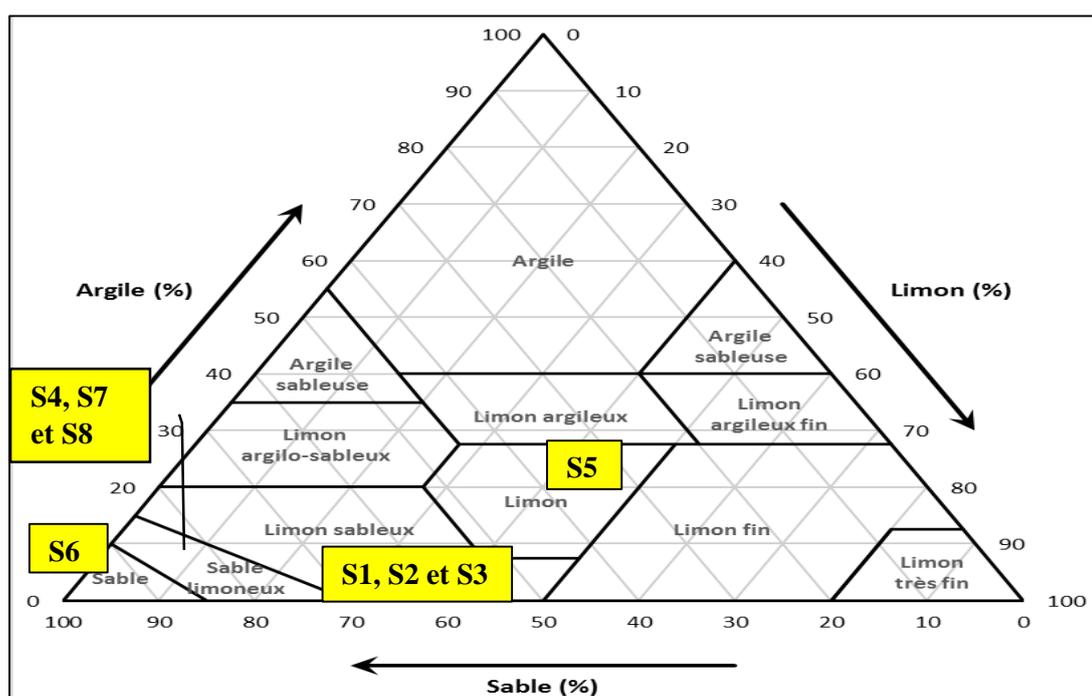
#### V.4.2.1.1 Granulométrie

Elle est identifiée comme un des facteurs principaux qui influent sur les variations des concentrations en contaminants dans les sédiments (Robbe, 1981). Plusieurs chercheurs ont établi des corrélations entre la granulométrie des sédiments et les concentrations en ETM, notant généralement que la fraction la plus fine des sédiments contient les concentrations les plus élevées (Baier et Healy, 1977). Dans le cas de la fraction grossière, le sable en particulier, agit alors en tant que diluant pour les métaux présents dans la fraction fine (Roger, 1988).

Les résultats de l'analyse granulométrique pour tous les sites d'échantillonnage sont résumés, y compris leurs statistiques générales (tab. V.26). La figure (V.7) illustre les différentes classes texturales des sédiments des sites étudiés, lesquelles sont représentées à travers le triangle textural.

**Tableau. V. 27** Données statistiques de l'analyse granulométrique des sédiments de l'Oued Kébir-Rhumel.

Paramètres	Moyenne	Max	Min	Ecart-type
Argile	8.16	18.90	5.10	3.53
Limon	27.50	81.30	9.30	21.62
Sable	65.80	87.20	15.20	19.80



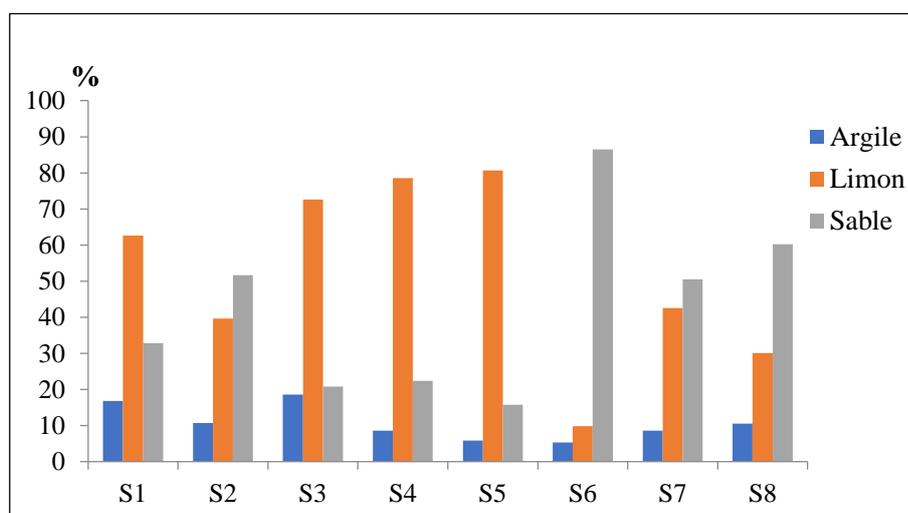
**Figure. V. 7** Triangle textural et classes texturales

L'analyse granulométrique réalisée sur les sédiments des 08 sites de prélèvements révèle des variations dans la répartition des classes texturales (tab.V.27). Certains sites semblent caractérisés par une abondance de particules fines (argile et limon), tandis que d'autres présentent plutôt une texture grossière.

**Tableau. V. 28** Répartition granulométrique des particules selon les sites.

Sites	Argile (%)	Limon (%)	Sable (%)	Classes texturales
Site 01	16.83	62.66	32.83	limon sableux
Site 02	10.73	39.66	51.7	limon moyen -sableux
Site 03	18.63	72.63	20.77	limon moyen
Site 04	8.60	75.53	22.37	sable limoneux
Site 05	5.86	80.67	15.73	limon
Site 06	5.36	9.80	86.53	sable
Site 07	8.56	42.56	50.53	sable limoneux
Site 08	10.57	30.10	60.30	sable limoneux

Le site (S3) présente le taux le plus élevé en argile, atteignant 18,63 %, avec une composition globale de 72,63 % de limon et 20,77 % de sable. En revanche, le site (S6) affiche le taux le plus bas en argile, soit 5,36 %, avec une prédominance de 9,80 % de limon et 86,53 % de sable. Pour ce qui est du limon, le site (S5) enregistre le taux le plus élevé, soit 80,67 %, accompagné de 5,86 % d'argile et 15,73 % de sable. En ce qui concerne le sable, le site (S6) détient le record avec un taux de 86,53 %, tandis que les taux d'argile et de limon s'élèvent respectivement à 5,36 % et 8,90 % (fig.V.7).



**Figure. V. 8** Répartition granulométrique des fractions des sédiments en fonction des sites.

Selon les données du tableau (V.28), l'impact du sous bassin est également notable. Une analyse de la variance (ANOVA) indique un effet hautement significatif du sous bassin pour toutes les fractions ( $p < 0,001$ ).

**Tableau. V. 29 Répartition granulométrique des fractions dans les trois sous bassins.**

	Argile	Limon	Sable	Classe texturale
SB 10-04	14.10	54,00	32.00	limon moyen -sableux
SB 10-06	5.10	77.70	17.20	limon léger
SB 10-07	8.10	26.8	65.10	sable limoneux

D'une manière générale, en se basant sur le triangle textural, les caractéristiques granulométriques des sédiments dans les différents sous-bassins se présentent comme suit :

- La texture des sédiments dans le sous bassin (10-04) est principalement limono-sableuse, avec une teneur moyenne en limons d'environ 54 %. Le sable constitue environ 32 % de la composition, tandis que l'argile représente environ 14 %.
- La texture des sédiments dans le sous bassin (10-06) est principalement limoneuse légère, avec une proportion moyenne de limon d'environ 77,7 %. Environ 17 % de la composition est du sable, tandis que l'argile représente environ 5 %.
- La texture des sédiments dans le sous bassin (10-04) est principalement sablo-limoneuse, avec une proportion moyenne de sable d'environ 65 %. Environ 27 % de la composition est du limon, tandis que l'argile représente environ 8 %.

#### **V.4.2.1.2 Les éléments trace métalliques (ETM)**

Avec le temps, les ETM ont tendance à s'accumuler plus facilement dans les sédiments que dans l'eau. C'est pourquoi de nombreux pays du monde, en particulier ceux de la région méditerranéenne, accordent une grande importance à la surveillance de la contamination liée à ces éléments. Cette surveillance se concentre principalement sur l'analyse des sédiments, car elle permet de détecter plus efficacement les contaminations récentes. Selon Le [Goff et Bonnomet \(2004\)](#), mesurer les concentrations en métaux traces est plus praticable dans les sédiments que dans l'eau.

Les résultats de l'analyse des éléments traces métalliques dans les sédiments de l'Oued-Kébir-Rhumel ont été synthétisés dans le tableau (V. 29) et visualisés à travers la figure (V.8). Les statistiques récapitulatives pour les 8 sites de prélèvement incluent la moyenne, la valeur minimale, maximale et l'écart-type. L'évaluation des ETM dans les sédiments s'est principalement concentrée sur la fraction de taille inférieure à 63  $\mu\text{m}$ .

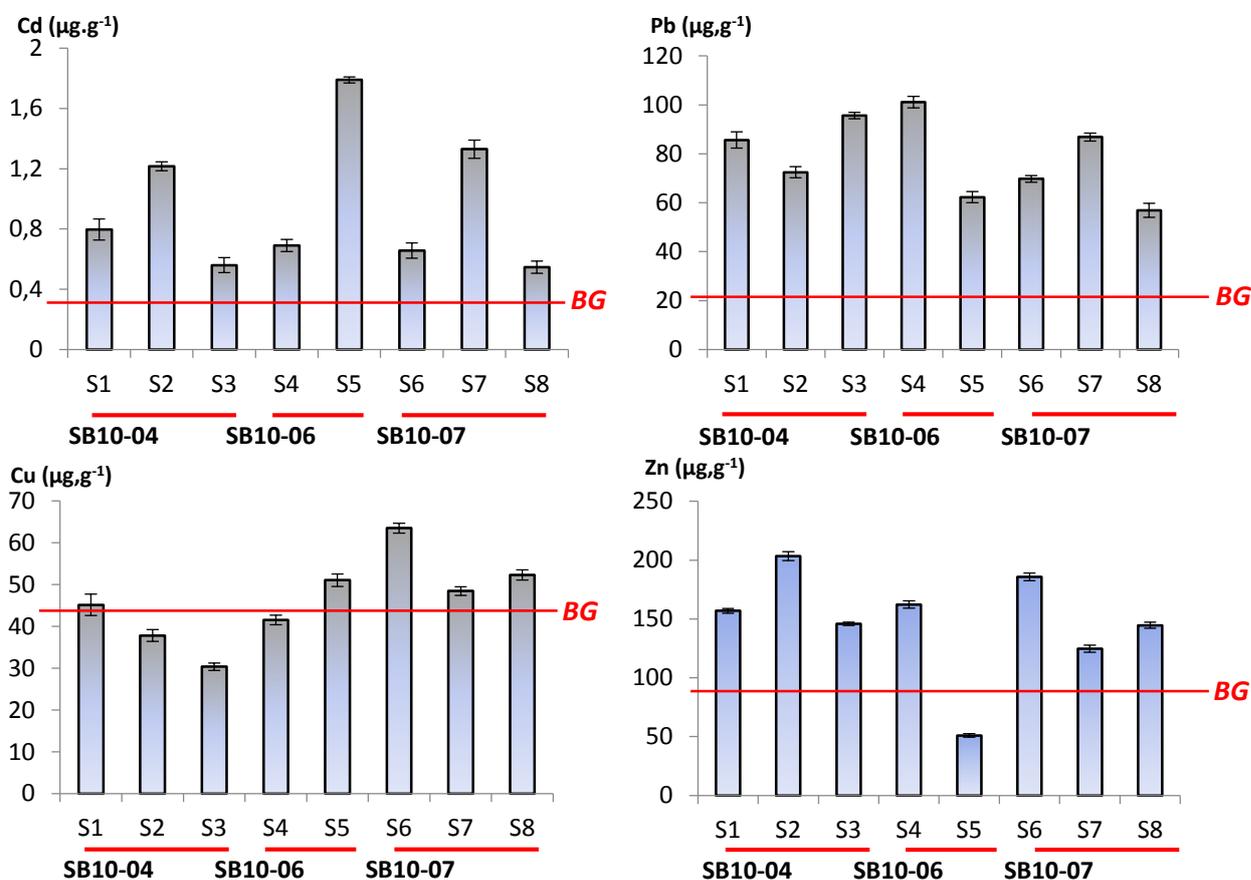
Des études antérieures, telles que celles de Stone et Stone, Droppo (1996), ainsi que Devesa-Rey et al. (2010), ont mis en avant que dans le domaine de la sédimentologie, les métaux ont tendance à se fixer préférentiellement sur cette fraction.

**Tableau. V. 30** Données statistiques des ETM dans les sédiments comparés aux concentrations de référence et à celles de certaines rivières dans le monde.

	Cd ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Pb ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Cu ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Zn ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Références
Minimum	0.51	53.70	20.10	49.40	<b>Présente étude</b>
maximum	1.81	103.80	59.40	207.30	
Ecart-type	0.40	15.32	10.60	38.5	
<b>Moyenne</b>	<b>0.94</b>	<b>78.8</b>	<b>46.2</b>	<b>146.8</b>	
<b>Background</b>	<b>0.3</b>	<b>20</b>	<b>45</b>	<b>95</b>	Turekian et Wedepohl (1961)
SQGs					MacDonald <i>et al.</i> (2000)
TEC	0.99	35.8	31.6	121	
PEC	4.98	128	149	459	
Bassin versant kébir-Rhumel (Algérie)	1.20	69.6	47.2	144	Sahli <i>et al.</i> (2011)
La Garonne (France)	0.30	25	19	82	N'guessanet <i>et al.</i> (2009)
Rivière Boriganga «(Bangladesh)	5.3	476.5	231.5	835.5	Mohiuddin <i>et al.</i> (2011)
Oued Bou-Regreg (Maroc)	2.90	128.05	33.48	196.69	Nadem <i>et al.</i> (2015)
Rivière Almendares (Cuba)	2.50	93	158	262	Olivares-Rieumont <i>et al.</i> (2005)
Rivière Brahmapoutre (Bangladesh)	0.48	7.60	6.20	52.7	Bhuyan <i>et al.</i> (2019)
Fleuve Tigre (Turquie)	7.90	-	1061	860	Bai <i>et al.</i> (2011)
Rivière Karnofuly (Bangladesh)	0.24	4.96	1.22	16.30	Islam <i>et al.</i> (2013)

Selon Honoré (1994), il est crucial de comparer les résultats des analyses et des tests de toxicité à des valeurs de référence afin de déterminer la présence ou l'absence de contamination des sédiments par les ETM. En l'absence de normes nationales définissant un niveau de qualité des sédiments dans le milieu naturel, nous avons opté pour une confrontation de nos résultats avec les valeurs de fond géochimique naturelles. Ces dernières sont établies en se basant sur la moyenne de la croûte continentale supérieure, garantissant ainsi des conditions optimales de comparaison (UCC : Upper Continental Crust ; Turekian et Wedepohl, 1961). Ces données de fond, présentant des similitudes dans la granulométrie, la composition et l'origine géologique avec celles de notre zone d'étude, créent un cadre propice à des comparaisons significatives.

Nous procédons également à la comparaison de nos résultats avec ceux présentés par divers auteurs à l'échelle mondiale, tant pour des cours d'eau soumis à une pollution que pour ceux non pollués



**Figure. V. 9** Variations spatiales des concentrations moyennes en ETM dans les sédiments de l'Oued Kébir-Rhumel.

Les critères de qualité, établis sur la base de données écotoxicologiques, offrent pour les organismes benthiques une évaluation du risque de toxicité. Pour atteindre notre objectif, les valeurs TEC (Threshold Effect Concentration) et PEC (Probable Effect Concentration) suggérées par Mac Donald *et al.*, (2000) ont été retenues comme étant les plus appropriées (tableau V.30). La TEC représente une concentration en deçà de laquelle aucun effet observable n'est anticipé, tandis que la correspond à une concentration à partir de laquelle une forte probabilité d'effets est envisagée. Ainsi, il est vivement recommandé d'utiliser les critères de la TEC et de la PEC pour évaluer de manière exhaustive la qualité écotoxicologique des sédiments de l'Oued Kébir-Rhumel.

En fonction des niveaux de contaminants dans les sédiments, trois fourchettes de concentration ont été établies :

En fonction des niveaux de contaminants présents dans les sédiments, trois intervalles de concentration ont été définis :

1. La gamme des concentrations minimales produisant un effet, où des effets néfastes sont rarement observés. Cette plage inclut les concentrations en dessous de la TEC, entraînant des effets nuisibles dans moins de 25 % des cas;
2. La gamme des possibles effets, où des effets néfastes sont observés occasionnellement. Cette gamme englobe les valeurs situées entre la PEC et la TEC;
3. La gamme des effets probables, où des effets biologiques néfastes sont fréquemment observés. Cette gamme inclut également les concentrations supérieures à la PEC, provoquant des effets néfastes dans plus de 50 % des cas.

**Tableau. V. 31** Teneurs en ETM comparées au TEC et PEC et pourcentage des échantillons à effets biologiques prévisibles (Mac Donald *et al.*, 2000).

1.

Elements	TEC (mg/kg)	PEC (mg/kg)	% de valeurs <TEC (n=24)	% de valeurs >TEC et <PEC (n=24)	% de valeurs >PEC (n=24)
Cd	0.99	4.98	62.5	37.5	0
Pb	35.8	128	0	100	0
Cu	31.6	149	12.5	87.5	0
Zn	121	459	12.5	87.5	0

Dans l'ensemble, les résultats des concentrations en éléments traces métalliques révèlent la présence de cadmium (Cd), plomb (Pb), cuivre (Cu) et zinc (Zn) dans l'ensemble des échantillons de sédiments collectés sur les huit sites étudiés. Ces éléments sont classés par ordre d'abondance de la manière suivante : Zn > Pb > Cu > Cd

Chaque élément fait l'objet d'une analyse détaillée de ses propres données dans les paragraphes suivants, permettant ainsi une étude approfondie de la répartition spatiale et des variations de concentration.

#### a. Cadmium (Cd)

Les concentrations en cadmium révèlent une contamination des sédiments, dépassant les niveaux considérés comme naturels (tab. V.29 et fig. V.8). Dans les écosystèmes aquatiques, bien que le cadmium soit présent en petites quantités, il reste un élément à l'état de traces extrêmement toxique, avec des effets cumulatifs même à de faibles concentrations. En comparaison avec les valeurs de référence, nos données signalent une situation anormale.

Les niveaux de concentration en cadmium varient d'un site à l'autre et d'un sous bassin à l'autre. La concentration moyenne enregistrée est de l'ordre de  $0,94 \mu\text{g.g}^{-1}$ , avec un maximum d'environ  $1,81 \mu\text{g.g}^{-1}$  et un minimum d'environ  $0,51 \mu\text{g.g}^{-1}$  (tab V.29). Les différences entre les divers sous bassins ne sont pas très prononcées. Dans le sous bassin (10-06), on a observé la concentration moyenne la plus élevée ( $1,22 \mu\text{g.g}^{-1}$ ), tandis que la plus faible ( $0,82 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) a été enregistrée dans le sous bassin (10-07). L'analyse de la variance a confirmé cette variabilité spatiale des concentrations en cadmium en mettant en évidence des effets significatifs au niveau des stations ( $p < 0,001$ ), tandis que l'effet du sous bassin n'a pas été jugé significatif. Le test de Newman-Keuls ( $p < 0,05$ ) a permis, par comparaison des moyennes, de classer les stations en sept groupes homogènes

**Tableau. V. 32** Analyse spatiale des teneurs en Cd selon le Test de Newman-Keuls. (effet site).

Groupes homogènes	A	AB	ABC	BC	C	D	E
Moyennes ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ )	0.52	0.61	0.68	0.73	0.83	1.21-1.33	1.73
Sites	8	6	1	3	4	2-7	5

(Groupes avec des lettres différentes indiquant une différence significative,  $p \leq 0,05$ ).

Les concentrations les plus élevées ont été relevées aux sites S2, S5 et S7. Cette observation souligne que les sédiments situés dans les zones exposées aux rejets urbains et industriels, notamment ceux du site S2, présentent une contamination plus prononcée que ceux éloignés de ces sources de rejets. Le site S2 reçoit les déversements de la commune d'Aïn Smara, les émissions de l'Entreprise Nationale du Matériel des Travaux Publics (ENMTP) et le lixiviat de sa décharge publique.

Par ailleurs, les concentrations élevées en cadmium observées dans les sites en aval de l'Oued, en particulier les sites 05 et 07, situés dans des zones agricoles, peuvent être attribuées à une utilisation intensive de produits chimiques et organiques tels que les fumiers de ferme et les engrais phosphatés. L'irrigation des terres cultivées avec l'eau de l'oued, chargée en déchets liquides, contribue également à cette contamination. [En 1989, Gomez et Desenfants](#) ont noté que la teneur en cadmium des sols augmentait en raison de l'utilisation intensive d'engrais chimiques. [Avril \(1992\)](#) a également souligné l'impact de ces apports chimiques sur la contamination des sols, notant que la fertilisation au phosphate à raison d'environ 50 kg/ha libère environ 70 mg/kg de cadmium dans l'environnement.

En outre, les terres des berges qui ne sont pas cultivées, déjà contaminées par divers rejets industriels et/ou urbains, exacerbent cette situation. [El Hadeff El Okki \(2002\)](#) a relevé une concentration en cadmium de l'ordre de  $5,58 \mu\text{g.g}^{-1}$  dans les sols des berges de l'Oued Rhumel.

Ces observations suggèrent qu'une part importante du cadmium retrouvé dans les sédiments des oueds du bassin versant Kébir-Rhumel provient de l'activité agricole, en plus d'une contribution potentielle d'origine industrielle et/ou urbaine par le biais de déversements non régulés.

Un tel résultat était confirmé par [Wang et al., \(2016\)](#), qui affirment que les teneurs élevées en cadmium dans les sols et les sédiments ne pourraient être dues qu'aux activités humaines. Ainsi, de telles teneurs en Cd estimées élevées pourrait avoir comme source importante de contamination, des tonnes d'engrais phosphatés riches en Cd.

En effet, tous les sites présentent une situation anormale avec des teneurs très élevées dépassant  $0,3 \mu\text{g.g}^{-1}$  qui représente la valeur de fond géochimique naturel défini par la moyenne de la croûte continentale supérieure (UCC : Upper Continental Crust ; [Turekian et Wedepohl, 1961](#)) (fig. V.8).

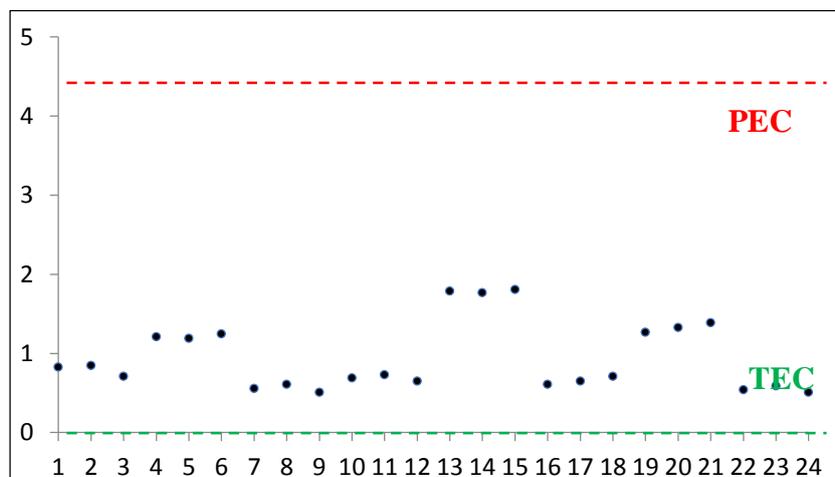
Il semble également que ces concentrations dépassent celles enregistrées par [N'guisan et al., \(2009\)](#) dans la Garonne en France ( $0,3 \mu\text{g.g}^{-1}$ ), celles de la rivière Brahmapoutre ( $0,48 \mu\text{g.g}^{-1}$ , [Bhuyan et al., 2019](#)), et celles de la rivière Karnofuly ( $0,24 \mu\text{g.g}^{-1}$ , [Islam et al., 2013](#)). Cependant, elles sont nettement inférieures à celles de la rivière Almendares ( $2,524 \mu\text{g.g}^{-1}$ , [Olivares-Rieumont et al., 2005](#)), à celle du fleuve Tigre ( $7,90 \mu\text{g.g}^{-1}$ , [Bai et al., 2011](#)), à celle de l'oued Bou-Regreg ( $20,90 \mu\text{g.g}^{-1}$ , [Nademet et al., 2015](#)), à celle de la rivière Boriganga ( $5,0 \mu\text{g.g}^{-1}$ , [Mohiuddin et al., 2011](#)) et à celle enregistrée au niveau de bassin versant Kébir-Rhumel ( $1,20 \mu\text{g.g}^{-1}$ , [Sahli et al., 2011](#)).

Dans 62,5 % des échantillons, les concentrations moyennes de cadmium dans les sédiments de l'Oued Kébir-Rhumel restent inférieures à la TEC (tab. V.31 et fig. V.9). Bien que ces concentrations dépassent les niveaux de fond géochimique, il est probable que les effets sur la faune benthique soient rares. Dans 37,5 % des échantillons, la concentration de cadmium se situait entre la TEC et la PEC, suggérant que les communautés benthiques peuvent être occasionnellement affectées (tab. V.29 et fig. V.9). Il est à noter qu'aucune des concentrations n'a atteint le seuil PEC, au-delà duquel une perturbation fréquente de la faune benthique pourrait se produire.

## **b. Le plomb (Pb)**

Les fluctuations spatiales dans la moyenne des concentrations de Pb contenues dans les sédiments sont illustrées sous forme d'histogramme (fig. V.8). Toutes les teneurs en plomb dépassent la valeur de fond géochimique (fig. V.8), indiquant une situation anormale. Ces concentrations présentent d'importantes variations spatiales. La concentration moyenne en plomb est estimée à environ  $78,8 \mu\text{g.g}^{-1}$ , avec des valeurs minimales de  $53,7 \mu\text{g.g}^{-1}$  et des valeurs

maximales de  $103,8 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (tab. V.29). Les résultats de l'analyse de la variance ont révélé un effet site hautement significatif ( $p < 0,001$ ), mettant en évidence la variabilité entre les sites.



**Figure. V. 10** Teneurs en Pb des 08 sites au par rapport aux seuils de toxicité.

Le test de Newman-Keuls ( $p < 0,05$ ) a permis, par comparaison des moyennes, de classer les sites en six groupes homogènes (tab. V.32).

**Tableau. V. 33** Analyse spatiale des teneurs en Pb selon le Test de Newman-Keuls.  
(effet site).

Groupes homogènes	A	B	C	D	E	F
Moyennes ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	69.7-72.5	85.6-86.6	56.9	62.3	95.7	101.2
Sites	6.2	1.7	8	5	3	4

(Groupes avec des lettres différentes indiquant une différence significative,  $p \leq 0,05$ ).

Les concentrations les plus élevées ont été relevées aux sites S3 et S4. Au site S3, les concentrations de plomb, situé en aval de la zone industrielle du PALMA, témoignent de la réception des rejets domestiques et industriels de ce pôle fortement anthropisé. Quant au site S4, localisé en aval de Sidi M'cid de Constantine, les teneurs élevées en plomb sont attribuables aux rejets urbains (domestiques et industriels) dans l'oued, ainsi qu'à l'exutoire de la ville. Ces résultats suggèrent que les rejets étaient plus importants quantitativement dans la ville de Constantine et étaient proportionnels aux activités industrielles et au nombre d'habitants.

En supplément des quantités de plomb déversées dans les eaux de l'Oued, et par conséquent dans les sédiments, en raison des divers types de rejets déversés dans le cours d'eau, d'importantes quantités de retombées atmosphériques, en particulier liées à la circulation routière, pourraient être à l'origine d'une contribution significative du plomb au niveau de la région étudiée. Selon [Sahli et al. \(2011\)](#), l'Oued Kébir-Rhumel reste un site de diverses formes de rejets, incluant notamment les

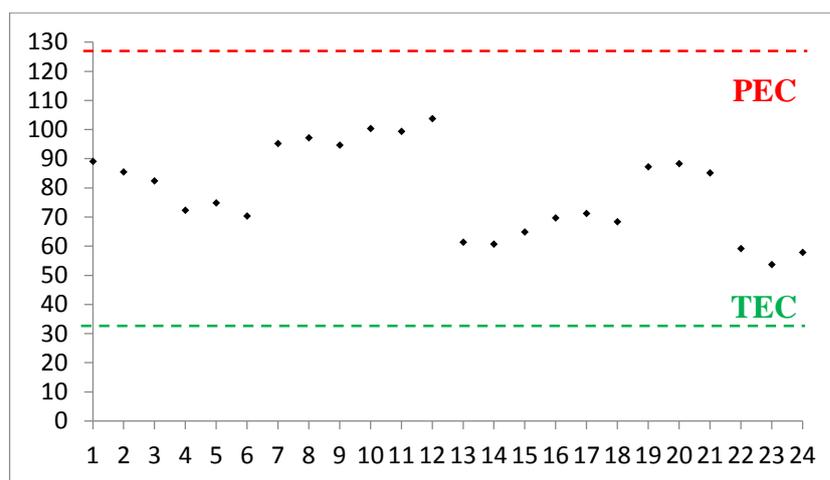
résidus gazeux provenant du trafic routier. Ces émissions, particulièrement riches en matière organique, sont marquées par l'utilisation du plomb comme additif dans les carburants. [Cardinal \(1990\)](#) mentionne que d'importantes émissions de plomb dans l'environnement proviennent également des gaz d'échappement des moteurs à essence. En 2004, [Viard et al.](#) ont indiqué que 95 % du plomb susceptible de contaminer l'environnement est imputable à l'utilisation de composés organométalliques comme antidétonants dans les moteurs à combustion interne des véhicules routiers. Cette contamination peut être observée dans une distance allant jusqu'à 320 mètres de part et d'autre d'une autoroute, atteignant un maximum entre 5 et 20 mètres. Selon [Scanlan \(1991\)](#), la contamination potentielle des écosystèmes le long des routes est importante dans les zones urbaines, en particulier par le plomb, en raison de l'intensité du trafic routier.

En fait, toutes les stations présentent des concentrations très élevées, dépassant la valeur de 20  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , qui correspond au niveau de fond géochimique naturel établi par la moyenne de la croûte continentale supérieure (UCC : Upper Continental Crust ; [Turekian et Wedepohl, 1961](#)) (fig.V.8).

L'analogie avec d'autres travaux permet de voir que les résultats de la présente étude sont nettement supérieures, à celle de la rivière Brahmapoutre (7,60  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , [Bhuyan et al., 2019](#)) et à celle de la rivière Karnofuly (4,96  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , [Islam et al., 2013](#)). Cependant, elles restent toujours supérieures à celle de la Garonne en France (25  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  ; [N'guesan et al., 2009](#)), à celles de la rivière Almendares (93  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , [Olivares-Rieumont et al., 2005](#)), à celle de l'oued Bou-Regreg (128,05  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , [Nadem et al., 2015](#)), à celle de la rivière Boriganga (476,5  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , [Mohiuddin et al., 2011](#)) et à celles enregistrées au niveau de bassin versant Kébir-Rhumel (6,6  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , [Sahli et al., 2011](#)).

Des différences moins marquées ont été observées entre les sous bassins. La concentration moyenne la plus élevée (84,607  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) a été enregistrée dans le sous-bassin (10-04), tandis que la plus faible (71,17  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) était observée dans le sous bassin (10-07). Une analyse de variance n'a pas révélé d'effet significatif.

La moyenne des concentrations en plomb relevée dans les sédiments de l'Oued Kébir-Rhumel révèle une prévalence plus élevée de prélèvements présentant des concentrations intermédiaires par rapport aux autres métaux analysés, ce qui pourrait occasionnellement entraîner des effets sur la faune benthique. À l'échelle individuelle, aucune donnée n'est inférieure au TEC, tandis que 100% des concentrations déterminées sont supérieures au TEC mais restent en deçà du PEC, sans qu'aucune valeur ne dépasse le seuil PEC (tab.V. 34 et fig.V.10).



**Figure. V. 11** Comparaison des teneurs en Pb de 08 sites par rapport aux seuils de toxicité.

### c. Le cuivre (Cu)

Les variations spatiales des concentrations moyennes de cuivre dans les sédiments des 8 stations d'échantillonnage ont été représentées sous forme d'histogramme (fig.V.8). Ces concentrations en cuivre montrent une irrégularité de variation d'un site à l'autre. Une concentration moyenne d'environ  $46,2 \mu\text{g.g}^{-1}$  a été enregistrée, avec un maximum de  $59,40 \mu\text{g.g}^{-1}$  et un minimum de  $20,10 \mu\text{g.g}^{-1}$  (tab. V. 29). Ces variations observées entre les sites ont été clairement mises en évidence par l'analyse de la variance, révélant un effet hautement significatif ( $p < 0,001$ ). Le test de Newman-Keuls ( $p < 0,05$ ) permet de comparer les moyennes et d'identifier six groupes homogènes de sites (tab. V. 33).

**Tableau. V. 35** Analyse spatiale des teneurs en Cu selon le Test de Newman-Keuls (effet site).

Groupes homogènes	A	AC	B	BC	CD	E
Moyennes ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ )	51.03-53.7	48.43	37.8	41.53	45.13	63.5
Sites	5-8-3	7	2	4	1	6

(Groupes avec des lettres différentes indiquant une différence significative,  $p \leq 0,05$ ).

En effet, des concentrations excessives de cuivre ont été observées dans les sédiments de l'Oued Kebir-Rhumel au niveau des sites S5, S6, S7 et S8. Cependant, c'est le site S6, situé en aval de la tannerie d'El Milia se distingue avec la teneur la plus élevée ( $63,5 \mu\text{g.g}^{-1}$ ), (fig. V. 36).

Une contamination significative a été observée en raison des différentes activités urbaines et industrielles, notamment celles associées aux rejets diffus et non contrôlés qui atteignent cette étendue d'eau. Dans les eaux usées urbaines, environ 60 % du cuivre provient de sources domestiques, avec la corrosion des canalisations considérée comme la principale source (Sorme et Lagerkvist, 2002). De plus, les eaux de ruissellement des sols des berges, qu'ils soient cultivés ou

non, contribuent également à cette contamination. La concentration en cuivre enregistrée par [El Hadeef El Okki, \(2002\)](#) est d'environ  $131,56 \mu\text{g.g}^{-1}$  dans les sols situés sur les berges de l'Oued Rhumel.

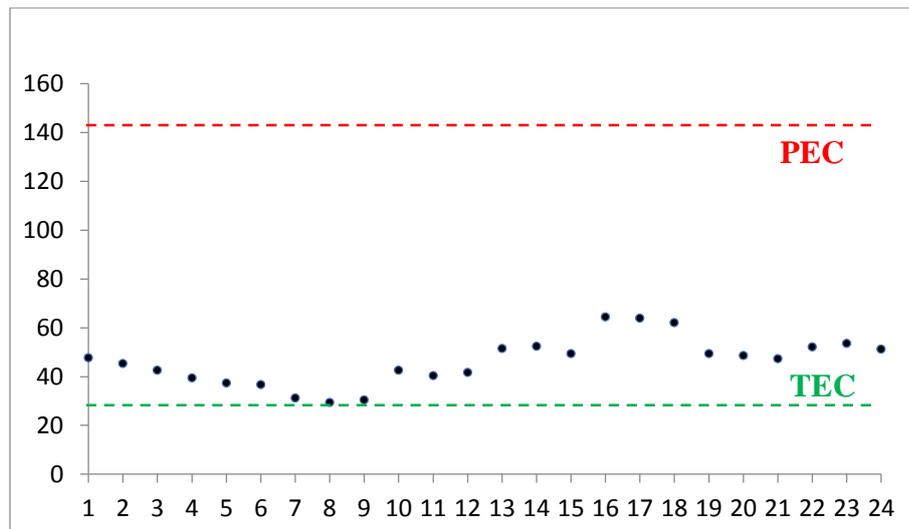
Ainsi, selon les autorités locales de la wilaya de Mila, les agriculteurs utilisent des pesticides à base de cuivre (sulfate de cuivre mélangé avec de la chaux ou bouillie bordelaise) pour lutter contre les invasions fongiques dans les cultures maraîchères, à des doses non recommandées qui se retrouvent dans les eaux de l'oued par lessivage. Cette pratique pourrait expliquer les concentrations élevées en cuivre enregistrées à ces sites.

Globalement, 62,5 % des échantillons analysés révèlent une contamination évidente en cuivre en termes de concentrations. À l'exception des échantillons prélevés aux sites S2, S3 et S4, tous les autres présentent des concentrations en cuivre supérieures à la valeur de  $45 \mu\text{g.g}^{-1}$ , qui représente le fond géochimique naturel défini par la moyenne de la croûte continentale supérieure (UCC : Upper Continental Crust ; [Turekian et Wedepohl, 1961](#)) (fig. V.8).

De surcroît, les concentrations de cuivre retrouvées dans les sédiments de l'Oued Kébir-Rhumel sont en ligne avec celles rapportées par [Sahli et al., \(2011\)](#) pour le bassin versant Kébir-Rhumel ( $47,20 \mu\text{g.g}^{-1}$ ). Mais, elles restent comme même inférieures à celles enregistrées par la rivière Boriganga ( $231,5 \mu\text{g.g}^{-1}$ , [Mohiuddin et al., 2011](#)), à celles de la rivière Almendares ( $158 \mu\text{g.g}^{-1}$ , [Olivares-Rieumont et al., 2005](#)) et à celles du fleuve Tigre ( $1061 \mu\text{g.g}^{-1}$ , [Bai et al., 2011](#)). Cependant, elles sont nettement supérieures à celles des sédiments de la Garonne en France ( $19 \mu\text{g.g}^{-1}$ , [N'guessan et al., 2009](#)), à celle de la rivière Brahmapoutre ( $6,2 \mu\text{g.g}^{-1}$ , [Bhuyan et al., 2019](#)) et à celle de la rivière Karnofuly ( $1,22 \mu\text{g.g}^{-1}$ , [Islam et al., 2013](#)) et à celle de l'oued Bou-Regreg ( $33,48 \mu\text{g.g}^{-1}$ , [Nadem et al., 2015](#)).

Par ailleurs, des fluctuations moins évidentes ont été observées au niveau des sous bassins. La concentration moyenne la plus élevée ( $46,28 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) a été relevée dans le sous bassin (10-06), tandis que la plus faible ( $40,4 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) a été enregistrée dans le sous bassin (10-07). Aucune analyse de variance n'a mis en évidence un effet significatif.

En outre, seulement 12,5% du nombre total de données se situaient en deçà du TEC, alors que 87,5% des sites affichaient des concentrations dépassant le TEC mais restant inférieures au PEC. Cela suggère ainsi la possibilité que des effets occasionnels se produisent au niveau des organismes benthiques. En revanche, en ce qui concerne les valeurs, Il est à noter qu'aucune des valeurs n'a dépassé le seuil de la PEC (tab. V.30 et fig. V.11).



**Figure. V. 12** Comparaison des teneurs en Cu de 08 sites par rapport aux seuils de toxicité.

#### d. Le Zinc (Zn)

Les variations spatiales des concentrations moyennes de zinc dans les sédiments des huit sites d'échantillonnage sont illustrées sous forme d'histogramme (fig. V.8). Les concentrations de zinc dans les sédiments de l'Oued Kébir-Rhumel présentent une grande variabilité dans l'espace. Nous avons enregistré une concentration moyenne en zinc d'environ  $146,8 \mu\text{g.g}^{-1}$ , avec une valeur maximale de  $207,30 \mu\text{g.g}^{-1}$  et une valeur minimale de  $49,4 \mu\text{g.g}^{-1}$  (tab. V.29). Les résultats de l'analyse de variance mettent en évidence cette diversité des concentrations en zinc d'un site à l'autre et révèlent un effet hautement significatif ( $p < 0,001$ ). Le test de Newman-Keuls ( $p < 0,05$ ) a été utilisé pour comparer les teneurs moyennes en zinc entre les huit sites d'échantillonnage et a permis d'identifier sept groupes homogènes (tab. V.34).

**Tableau. V. 37** Analyse spatiale des teneurs en Zn selon le Test de Newman-Keuls (effet site).

Groupes homogènes	A	B	C	D	E	F	G
Moyennes ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ )	144.5-145.9	51.03	124.76	156.9	162.3	185.7	203.4
Sites	3-8	5	7	1	4	6	2

(Groupes avec des lettres différentes indiquant une différence significative,  $p \leq 0,05$ ).

La concentration la plus basse a été enregistrée sur le site S5, tandis que les niveaux les plus élevés ont été constatés sur les sites en amont et en aval de l'oued (S2 et S6). Ces mesures de zinc sont principalement influencées par la composition de la roche mère. La majeure partie du zinc présent naturellement dans l'eau de l'Oued provient de processus d'érosion. Cependant, le zinc d'origine anthropique atteint les cours d'eau, soit de manière diffuse par le ruissellement, en particulier depuis les berges cultivées, soit directement via les déversements urbains et industriels non traités par les systèmes d'assainissement.

Krika (2014) a relevé une concentration moyenne en zinc d'environ  $84,70 \mu\text{g.g}^{-1}$  pour les sols bordant l'Oued Kébir-Rhumel. Il est à noter que le zinc, étant un composant essentiel de nombreux engrais et pesticides, contribue également à sa présence dans les écosystèmes aquatiques. Par ailleurs, le zinc présent dans ces écosystèmes peut provenir en partie de l'atmosphère, où il est principalement lié aux particules d'aérosols avant de se déposer par voie sèche ou humide (Thévenot *et al.*, 2007).

Une contamination évidente des sédiments de l'Oued Kébir-Rhumel par des niveaux de zinc est observée dans tous les échantillons prélevés, à l'exception de ceux collectés sur le site S5. Tous les autres prélèvements présentent des concentrations en zinc dépassant la valeur de  $95 \mu\text{g.g}^{-1}$ , qui correspond au fond géochimique naturel établi par la moyenne de la croûte continentale supérieure (UCC : Upper Continental Crust ; Turekian et Wedepohl., 1961) (fig. V. 8).

Par ailleurs, les résultats révèlent que les concentrations de zinc dans les sédiments de l'Oued Kébir-Rhumel sont quasiment similaires à celles rapportées par Sahli *et al.*, (2011) pour le bassin versant Kébir-Rhumel ( $144 \mu\text{g.g}^{-1}$ ). Cependant, elles sont considérablement plus faibles que celles trouvées dans les sédiments de la Garonne en France ( $82 \mu\text{g.g}^{-1}$ , N'guessan *et al.*, 2009), de la rivière Brahmapoutre ( $52,7 \mu\text{g.g}^{-1}$ , Bhuyan *et al.*, 2019) et de la rivière Karnofuly ( $16,30 \mu\text{g.g}^{-1}$ , Islam *et al.*, 2013). De plus, ces valeurs sont nettement plus élevées que celles enregistrées dans la rivière Boriganga ( $835,5 \mu\text{g.g}^{-1}$ , Mohiuddin *et al.*, 2011), la rivière Almendares ( $262 \mu\text{g.g}^{-1}$ , Olivares-Rieumont *et al.*, 2005), le fleuve Tigre ( $860 \mu\text{g.g}^{-1}$ , Bai *et al.*, 2011) et l'Oued Bou-Regreg ( $196,69 \mu\text{g.g}^{-1}$ , Nadem *et al.*, 2015).

Les écarts entre les sous-bassins sont également très prononcés ; la concentration moyenne la plus élevée ( $173,3 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) a été enregistrée dans le sous bassin (10-04), tandis que la plus faible ( $115,7 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) a été relevée dans le sous bassin (10-07). Cette diversité spatiale a été clairement mise en évidence par l'analyse de variance, qui a révélé des effets très significatifs ( $p < 0,01$ ).

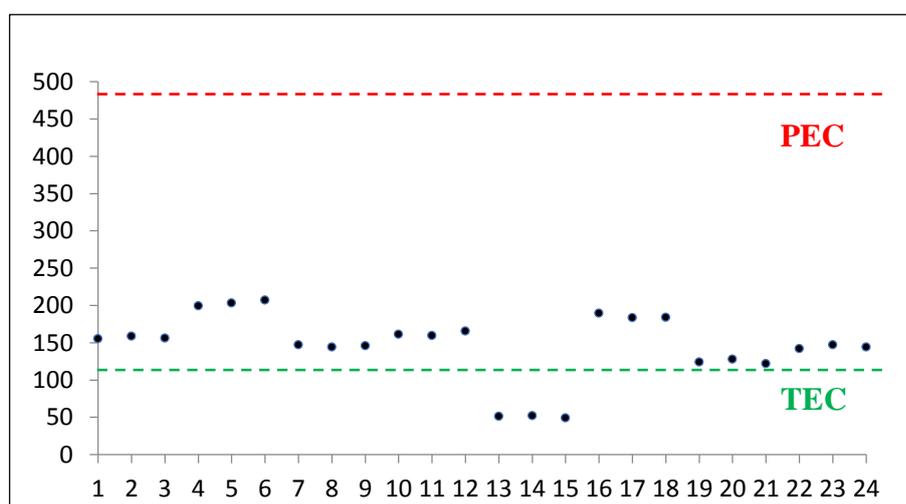
La comparaison des concentrations moyennes en zinc entre les sous-bassins, effectuée à l'aide du test de Newman-Keuls ( $p < 0,05$ ), a mis en évidence deux groupes homogènes (tab. V. 35). Il est notable que les sédiments du sous bassin 10-04 présentent la charge en zinc la plus élevée, se distinguant dans un groupe distinct avec des concentrations plus élevées, tandis que les teneurs moins importantes sont observées dans les sous bassins (10-07) et (10-06).

**Tableau. V. 38** Analyse spatiale des teneurs en Zn selon le Test de Newman-Keuls (effet sous bassin).

Groupes homogènes	A	B
Moyennes ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ )	115.7-126.6	173.3
Sous bassin	(10-07)-(10-06)	(10-04)

(Groupes avec des lettres différentes indiquant une différence significative,  $p \leq 0,05$ ).

D'un point de vue écotoxicologique, seules 12,5 % des données demeurent en dessous de la valeur guide TEC, tandis que 87,5 % des concentrations en Zn se situent entre les valeurs PEC et TEC, ce qui suggère la possibilité d'effets occasionnels sur les organismes benthiques. Cependant, en ce qui concerne les valeurs absolues, aucune d'entre elles ne dépasse le seuil de la PEC (tab. V. 39 et fig. V. 12).



**Figure. V. 13** Comparaison des teneurs en Zn de 08 sites par rapport aux seuils de toxicité.

#### V.4.2.1.3 Evaluation de la contamination métallique des sédiments

L'évaluation de la contamination des sédiments par les métaux traces et l'identification des sources de contamination reposent sur l'utilisation de méthodes de mesure des concentrations ainsi que sur le calcul d'indices simples. Ces indices sont des outils efficaces pour interpréter les résultats géochimiques et fournir des informations utiles aux décideurs (Saddik *et al.*, 2019). Dans cette étude, nous avons utilisé divers facteurs et indices, certains provenant de la littérature scientifique. Parmi les plus couramment utilisés figurent le facteur de contamination (FC), l'indice de charge de pollution (PLI) et l'indice de géo-accumulation (Igeo). Les données relatives à ces indices sont présentées dans le tableau (V.36).

**Tableau. V. 40** Moyennes des Indices : Igeo, FC, PLI des sédiments de l'Oued Kébir-Rhumel.

Sites	Igeo				PLI	FC			
	Cd	Pb	Cu	Zn		Cd	Pb	Cu	Zn
S1	0.88	1.51	-0.58	0.13	2.10	2.76	7.26	1.01	1.65
S2	1.42	1.26	-0.83	0.51	2.26	4.03	3.62	0.84	2.04
S3	0.61	1.67	-0.34	0.16	2.16	2.26	4.76	1.20	1.68
S4	0.69	1.75	-0.71	0.15	2.08	2.43	5.06	0.92	1.67
S5	1.96	1.04	-0.39	-0.60	2.11	5.70	3.11	1.13	0.99
S6	0.43	1.21	-1.73	-0.88	1.27	2.03	3.49	0.45	0.82
S7	1.56	1.15	-0.47	-0.20	2.13	4.43	3.34	1.07	1.31
S8	0.20	0.91	-0.38	0.02	1.71	1.73	2.84	1.16	1.52
<b>Moyenne</b>	<b>0.96</b>	<b>1.31</b>	<b>-0.67</b>	<b>-0.08</b>	<b>1.97</b>	<b>2.79</b>	<b>4.18</b>	<b>0.97</b>	<b>1.46</b>

### a. Indice de géo-accumulation (Igeo)

Il est employé afin d'apprécier le degré de contamination des sédiments par des métaux lourds, comme stipulé dans l'équation décrite par Muller en (1969).

$$I_{geo} = \text{Log}_2 \frac{C_n}{1.5 \times B_n}$$

Dans cette équation,  $C_n$  représente la concentration calculée du métal, tandis que  $B_n$  désigne la concentration de métal de fond observée.

Afin de réduire l'influence potentielle des changements dans les valeurs de référence et des variations lithologiques au sein des sédiments, un facteur de 1,5 est intégré dans l'équation.

Les niveaux de contamination peuvent être classés sur une échelle de 1 à 6 comme suit : non contaminé ( $I_{geo} < 0$ ), peu à modérément contaminé ( $0 \leq I_{geo} < 1$ ), modérément contaminé ( $1 \leq I_{geo} < 2$ ), modérément à fortement contaminé ( $2 \leq I_{geo} < 3$ ), fortement contaminé ( $3 \leq I_{geo} < 4$ ), fortement à extrêmement contaminé ( $4 \leq I_{geo} < 5$ ), et extrêmement contaminé ( $5 \leq I_{geo}$ ) (Loska *et al.*, 2004 ; Iqbal *et Shah*, 2011).

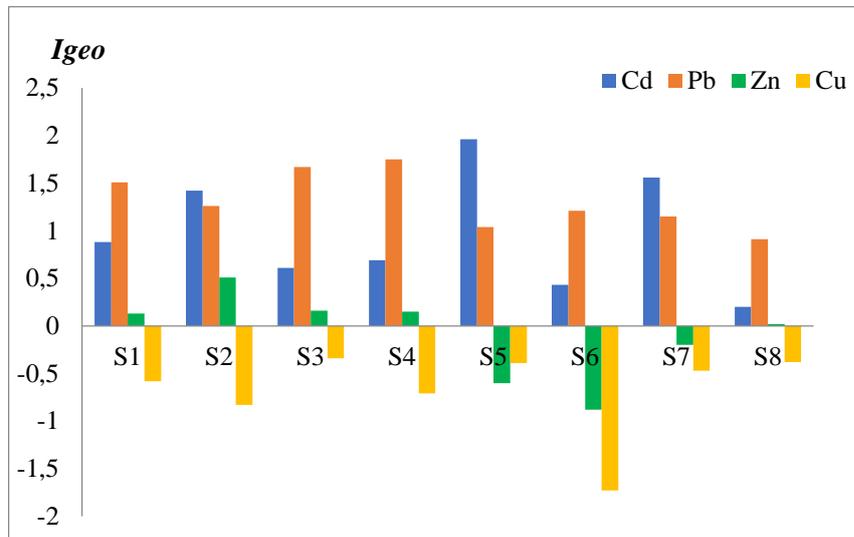
Le tableau (V. 37) présente les intervalles de valeurs de l'indice Igeo pour les quatre éléments analysés dans les sédiments des 8 sites d'échantillonnage. Dans le calcul de cet indice, la référence du fond géochimique naturel est incluse, établie sur la base de la moyenne de la croûte continentale supérieure (UCC : Upper Continental Crust ; Turekian *et Wedepohl*, 1961).

**Tableau. V. 41** Classification et répartition en pourcentage des indices Igeo des sédiments. (n=24).

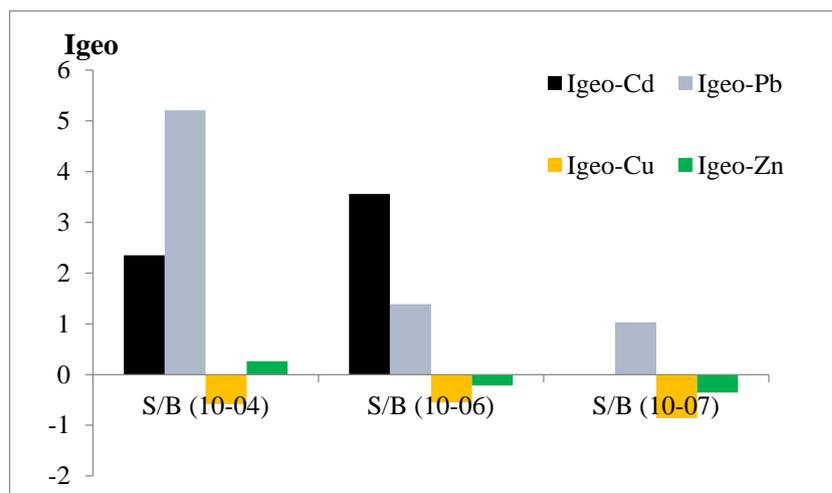
	(% ) Igeo						
	Igeo<0	0≤Igeo<1	1≤Igeo<2	2≤Igeo<3	3≤Igeo<4	4≤Igeo<5	5≤Igeo
Cd	0	62.5	37.5	0	0	0	0
Pb	0	12.5	87.5	0	0	0	0
Zn	37.5	62.5	0	0	0	0	0
Cu	100	0	0	0	0	0	0

Les données fournies par ce tableau révèlent une contamination métallique allant de faible à

modérée dans notre zone d'étude, avec des moyennes d'Igeo variant de la classe 0 à la classe 2. En outre, en se référant à l'échelle de pollution établie par Müller (1981), l'examen des valeurs individuelles d'Igeo met en lumière les observations suivantes :



**Figure. V. 14** Moyennes des l'indices Igeo pour les éléments étudiés en fonction des sites.



**Figure. V. 15** Moyennes des l'indices Igeo pour les éléments étudiés en fonction des sous bassins.

#### ✚ Pour le cadmium

L'ensemble des valeurs Igeo se révèlent positives, ce qui certifie la contamination de l'ensemble des échantillons, indépendamment de leur emplacement géographique ou de leur sous bassin respectif. Les valeurs maximales d'Igeo sont nettement supérieures à 1 (fig. V. 16).

Il est notable que le sous bassin le plus impacté est le (10-06). Concernant l'Igeo\_Cd, 62,5 % des échantillons présentent une contamination légère à modérée, tandis que 37,5 % peuvent être qualifiés de faiblement contaminés. Aucun des sédiments n'a atteint une valeur Igeo proche du seuil de contamination forte à extrême (fig. V. 14).

### ✚ Pour le plomb

Comme observé pour le cadmium, toutes les valeurs de l'indice Igeo du plomb étaient positives, ce qui confirme l'enrichissement de ce métal dans les sédiments, indépendamment du sous-bassin ou du site spécifique (fig. V. 14). Les sous bassins (10-06) et (10-04) présentent les concentrations les plus élevées en termes d'enrichissement ( $1 \leq I_{geo} < 2$ ), étant ainsi considérés comme modérément pollués. Les sédiments du sous bassin (10-07) affichent des enrichissements moins prononcés ( $0 \leq I_{geo} < 1$ ), et sont donc considérés comme non pollués à légèrement pollués. Il est à noter que dans l'ensemble, 12,5% des  $I_{geo\_Pb}$  indique une contamination peu à modérée, tandis que 87,5% signalent une contamination modérée des sédiments (tab.V. 37).

### ✚ Pour le zinc

Les sites S1, S2, S3, S4 et S8 ont enregistré des  $I_{geo\_Zn}$  positifs, confirmant ainsi l'enrichissement en zinc de leurs sédiments (fig. V. 14). En revanche, les sites S5, S6 et S7 reflètent le niveau de fond de la zone d'étude. Il convient de souligner que les concentrations des sédiments collectés dans les sous bassins (10-06) et (10-07) correspondent au niveau de fond de la zone d'étude, avec des valeurs d' $I_{geo}$  inférieures à 0, ce qui représente 37,5 % de tous les échantillons analysés. En ce qui concerne les sous bassins (10-04), les concentrations ont été considérées comme non polluées à légèrement polluées, avec des valeurs d' $I_{geo}$  comprises entre 0 et 1, représentant 62,5 % du total des échantillons analysés (tab. V. 37).

### ✚ Pour le cuivre

Toutes les valeurs d' $I_{geo\_Cu}$  sont inférieures à zéro ( $I_{geo} < 0$ ), ce qui confirme l'absence totale de contamination des sédiments de l'Oued Kébir-Rhumel par le cuivre. Ces mesures de concentrations ne font que refléter le fond géochimique de la région (fig. V. 14 et tab. V. 37).

## b. Facteur de contamination (FC)

Cet élément est un indicateur permettant d'évaluer l'ampleur de la pollution métallique, en distinguant les sources anthropiques des sources naturelles. Pour obtenir un calcul significatif de cet indicateur, il est primordial de le définir par rapport au fond géochimique naturel, qui représente les concentrations métalliques pré-anthropiques. Dans notre étude, le fond géochimique naturel a été établi en utilisant la moyenne de la croûte continentale supérieure (UCC : Upper Continental Crust ; Turekian et Wedepohl, 1961).

L'expression de ce facteur de contamination est formulée comme suit :

$$FC = \frac{C_x}{Bg_x}$$

Avec :

- x : élément considéré
- $C_x$  : concentration mesurée pour un élément (x),
- Bg: Back ground pour un élément (x).

De même que pour l'indice Igeo, les degrés de contamination peuvent être classés sur une échelle de 1 à 4, selon les critères suivants : absence à faible contamination ( $FC < 1$ ), contamination modérée ( $1 < FC \leq 3$ ), contamination considérable ( $3 < FC \leq 6$ ), et contamination forte ( $FC > 6$ ), conformément aux critères établis par [Hakanson, \(1980\)](#) et [Förstner \*et al.\*, \(1981\)](#).

Ci-dessous, nous présentons l'ensemble des résultats des calculs du facteur de contamination (FC) pour les 08 sites d'échantillonnage, présentés dans le tableau (V. 38) et illustrés dans les figures (V.15 et V.16), permettant ainsi de tirer les observations suivantes :

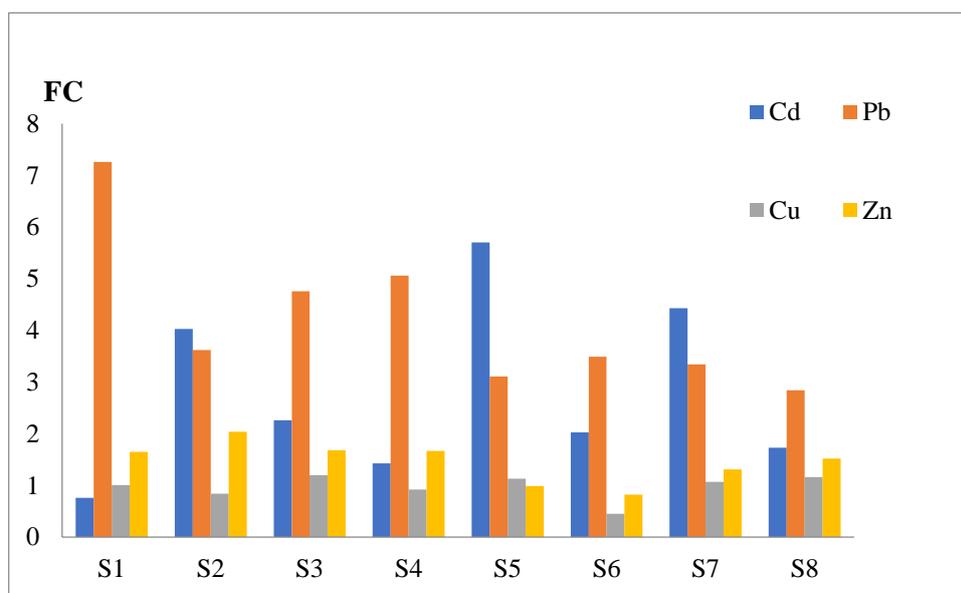
- ✓ En général, les prélèvements de sédiments effectués sur les 8 sites montrent des niveaux de contamination en cadmium (FC-Cd) toujours supérieurs à 1, indiquant ainsi leur enrichissement voire leur pollution par ce métal, à l'exception du site S1. De manière plus détaillée, environ 12,5 % des FC dénotent une absence ou une faible contamination, tandis que 50 % révèlent une contamination modérée et 37,5 % une contamination considérable en cadmium. Il est essentiel de noter que le cadmium est reconnu pour sa toxicité sévère pour la faune benthique.

Il est également crucial de souligner que les FC sont toujours supérieurs à 1 dans tous les sous bassins, ce qui indique une contamination modérée pour tous les sites situés dans ces zones.

**Tableau. V. 42** Classification et répartition en pourcentage des FC des sédiments.

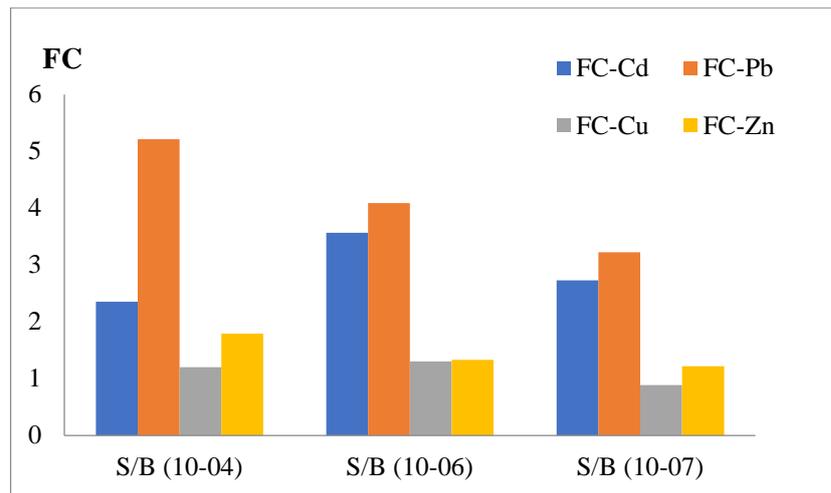
(n=24).

	facteur de contamination			
	FC<1	1<FC≤3	3<FC≤6	FC>6
Cd	12.5	50	37.5	0
Pb	0	12.5	75	12.5
Zn	25	75	0	0
Cu	37.5	62.5	0	0



**Figure. V. 17** Répartition spatiale de FC des sédiments des sites de prélèvements.

- ✓ L'analyse des échantillons de sédiments collectés sur les huit sites révèle que le facteur de contamination en plomb (FC-Pb) est systématiquement supérieur à 1, confirmant ainsi un enrichissement voire une pollution par ce métal, quel que soit l'emplacement géographique. De manière plus spécifique, 12,5 % des FC-Pb dépassent le seuil maximal (FC > 6), tandis que 12,5 % indiquent une contamination modérée, et 75 % signalent une contamination considérable. Il est également essentiel de noter que tous les sous bassins présentent des FC constamment supérieurs à 1, signalant ainsi une contamination considérable pour tous les sites situés dans ces zones.
- ✓ L'enrichissement en cuivre est clairement manifeste ; les facteurs de contamination du cuivre (FC-Cu) dépassent tous 1 dans 62,5% des cas, indiquant ainsi une contamination modérée, tandis que dans 37,5% des cas, la contamination est absente à faible. Il convient également de souligner qu'à la différence du sous bassin (10-07), les valeurs de FC restent systématiquement supérieures à 1 dans les sous bassins (10-04) et (10-06), témoignant ainsi d'une contamination modérée dans tous les sites localisés dans ces sous-bassins.



**Figure. V. 18** Répartition spatiale des FC dans les sous bassins de l'Oued Kébir-Rhumel.

- ✓ En contraste avec le plomb et le cadmium, les FC-Zn révèlent des enrichissements relativement moins importants. Dans 75 % des cas, les facteurs de contamination du zinc dépassent 1, suggérant ainsi une contamination modérée, tandis que dans 25 % des cas, la contamination est absente à faible. Par ailleurs, les valeurs des FC-Zn dépassent 1 pour tous les sous bassins, signalant ainsi une contamination modérée indépendamment de la station.

### c. L'indice De charge de pollution (PLI=Pollution Load Index)

L'indice de charge de pollution (PLI) des sédiments superficiels de l'Oued Kébir-Rhumel a été calculé pour évaluer les variations du degré de contamination des sédiments dans les différentes stations (Tomlinson *et al.*, 1980).

L'expression de cet indice est formulée comme suit

$$PLI = \sqrt[n]{CF_1 \times CF_2 \times CF_3 \dots CF_n}$$

avec :

- CF : le facteur de contamination,
- n : le nombre des ETM étudiés.

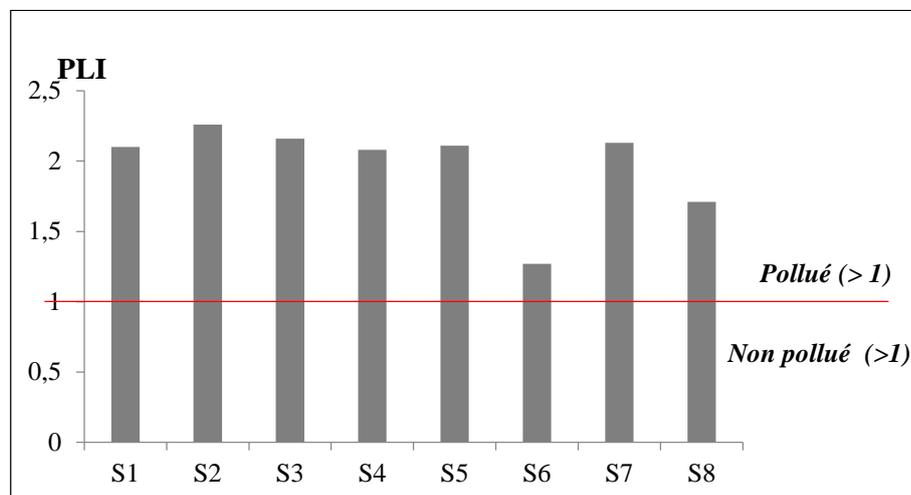
Des valeurs plus faibles de PLI (<1) suggère une pollution anthropique appréciable. Toutefois, la valeur de PLI > 1 suggère une pollution anthropique (Tomlinson *et al.*, 1980 ; Varol et Şen, 2012).

En général, les valeurs de l'indice (LPI) suggèrent une contribution principalement attribuable au développement des activités humaines. La valeur moyenne de l'LPI dépasse le seuil maximal

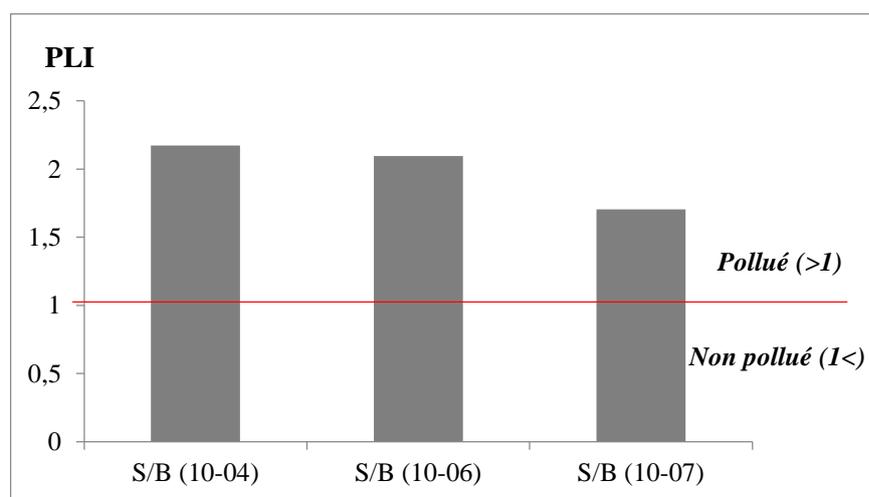
défini par Tomlinson *et al.*, (1980), ainsi que par Varol et Şen (2012), ce qui indique une contamination dans l'ensemble des sous bassins.

Le PLI le plus élevé (2,17) est enregistré dans le sous bassin 10-04, tandis que le plus bas (1,70) est observé dans le sous bassin (10-07) (fig.V.18).

Au niveau individuel, les valeurs de l'ILP varient de 1,27 à 2,26, signalant des niveaux de concentration des métaux lourds supérieurs à un ( $>1$ ) dans tous les sites étudiés, témoignant ainsi d'une pollution significative par rapport à l'ensemble des métaux étudiés (fig.V.17). Sekabira *et al.*, (2010) ont souligné que des ILP supérieurs à un ( $>1$ ) résultent principalement des apports anthropogéniques. En comparaison avec ces valeurs, les sédiments de l'Oued Kébir-Rhumel révèlent une pollution anthropogénique sévère.



**Figure. V. 19** Répartition spatiale de PLI des sédiments des sites de prélèvements.



**Figure. V. 20** Répartition spatiale de PLI des sédiments des sous bassins de l'Oued Kébir-Rhumel.

#### d. Indice de réponse potentielle à la toxicité (RI)

Un indice complémentaire peut être employé pour évaluer le risque écologique associé à la présence des éléments traces métalliques (ETM) dans les sédiments, tel que suggéré par Cui et al. (2014). Ce paramètre, initialement introduit en 1980 par Hakanson, tient compte à la fois du type de polluant, de sa concentration, de sa toxicité et de la réaction de l'environnement à cette toxicité. L'Indice de Risque (IR) est calculé selon l'équation suivante :

$$RI = \sum C_f^i \times T_f^i$$

Où :

- $T_f^i$  : coefficient de toxicité d'un élément métallique particulier;

- $C_f^i$ : facteur de pollution.

Les valeurs du RI permettent de classer les sédiments en plusieurs catégories en fonction du risque écologique susceptible d'être engendré par leur contamination (tab.V.39).

**Tableau. V. 43** Classification de la qualité des sédiments selon RI (Guo *et al.*, 2010).

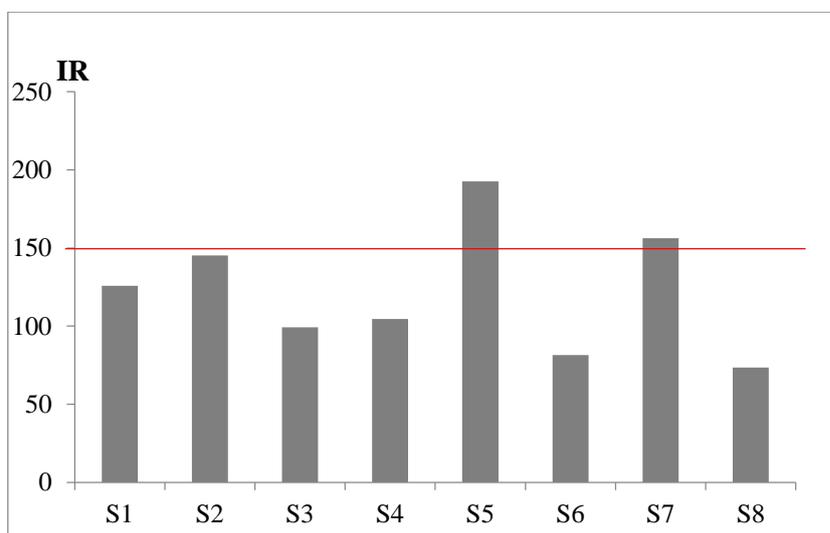
RI	Classes de l'indice de réponse potentielle à la toxicité (RI)
RI<150	Faible
150≤RI<300	Modéré
300≤RI<600	Elevé
600≤RI	Sévère

La valeur moyenne de l'indice IR pour chacun des huit sites d'échantillonnage s'établit à 122,3, avec un maximum de 192,7 enregistré au site S5 et un minimum de 73,4 au site S8 (fig.V.19).

**Tableau. V. 44** Répartition spatiale de l'IR des sédiments de l'Oued Kébir-Rhumel.

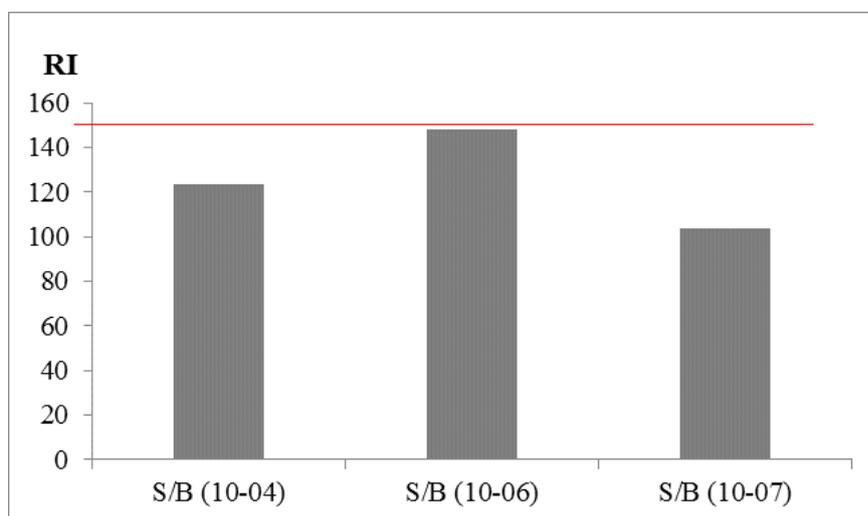
Sites	RI	Observation des classes de (RI)
S1	125.8	Faible
S2	145.2	Faible
S3	99.3	Faible
S4	104.5	Faible
S5	192.7	modéré
S6	81.4	Faible
S7	156.3	modéré
S8	73.4	Faible

De manière individuelle et en se référant à la classification de qualité des sédiments présentée dans le tableau (V.39), on remarque que 75 % des échantillons ayant des indices RI inférieurs à 150 sont considérés comme ayant un "faible potentiel écologique". Les 25 % restants sont classés comme présentant un "risque écologique modéré", avec des valeurs de RI situées entre 150 et 300 (fig. V.19).



**Figure. V. 21** Répartition spatiale des RI des sédiments de l'Oued Kébir-Rhumel.

Il est cependant important de signaler que les sédiments de tous les sous bassins présentent des valeurs RI inférieures à 150 indiquant ainsi un risque écologique faible (fig.V.20).



**Figure. V. 22** Répartition spatiale des RI dans les sédiments des sous bassins de l'Oued Kébir-Rhumel.

### e. Indice de risque écologique potentiel ( $E_f^i$ )

La formule de l'indice de risque écologique potentiel pour la pollution individuelle par un métal lourd est la suivante :

$$E_f^i = C_f^i \times T_f^i$$

Où :  $T_f^i$  : représente le coefficient de réponse à la toxicité de chaque métal trace.

$C_f^i$ : est le facteur de pollution

La formule met en évidence les dangers des métaux traces sur les écosystèmes humains et aquatiques, reflétant le niveau de toxicité des métaux lourds et la sensibilité écologique à la pollution par les métaux lourds (Guo *et al.*, 2010). Le coefficient de réponse standardisé à la toxicité des métaux lourds, établi par Hakanson (1980), a été adopté comme critère d'évaluation. Respectivement, les coefficients correspondants basés sur leur toxicité étaient les suivants : Zn=1, Cu=Pb=5 et Cd=30 (Zhao *et al.*, 2005).

**Tableau. V. 45** Classement des sédiments en fonction de l'indice de risque écologique potentiel ( $E_f^i$ ) (Guo *et al.*, 2010).

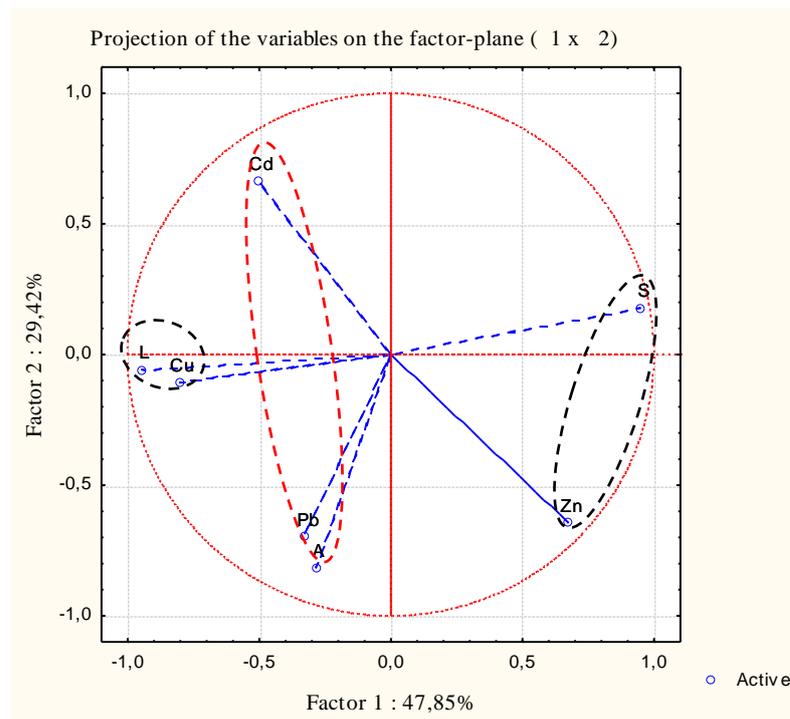
Intervalles de l'indice de risque écologique potentiel ( $E_f^i$ )	Classes de l'indice de risque écologique potentiel ( $E_f^i$ )
$E_f^i < 40$	Faible
$40 \leq E_f^i < 80$	Modéré
$80 \leq E_f^i < 160$	Elevé
$160 \leq E_f^i < 320$	Plus élevé
$320 \leq E_f^i$	Sérieux

L'indice de risque écologique potentiel pour le Pb, le Cu et le Zn dans l'ensemble des sites étudiés s'est systématiquement maintenu en dessous de 40, indiquant ainsi un risque écologique potentiel faible. Toutefois, le cadmium (Cd) a émergé comme le principal contributeur aux risques écologiques, affichant une valeur moyenne d' $E_f^i$  de 94,7. La répartition des sites révèle que 50% d'entre eux ont présenté des risques écologiques modérés, à savoir S3, S4, S6 et S8, tandis que 37,5% ont montré des niveaux de risque écologique plus élevés, comme c'est le cas pour les sites S1, S2 et S7. Par ailleurs, le site S5 a enregistré un  $E_f^i$  de 171 indiquant un risque écologique élevé, soit 12,5%. Ces résultats soulignent la préoccupation potentielle en matière de risque écologique dans les sites où sont concentrées la plupart des agglomérations, des activités industrielles et des zones agricoles.

#### V.4.2.1.4 Analyses en composantes principales (ACP)

Dans cette section, une Analyse en Composantes Principales (ACP), basée sur les données recueillies, offre des insights sur les mécanismes d'enrichissement des sédiments de l'Oued Kébir-Rhumel par les ETM. L'ACP a été réalisée à partir d'une matrice de données couvrant l'ensemble des 08 sites d'échantillonnage sur la période d'étude, avec un focus sur 07 variables, incluant les ETMs (Cd, Pb, Cu et Zn) et les fractions granulométriques (argile, limon et sable).

Les deux premiers axes, F1 et F2, concentrent la majeure partie de l'information avec une inertie totale de 77,27 %. L'exploration des corrélations entre les axes et les différentes variables examinées met en lumière plusieurs observations. L'axe F1, qui représente 47,85 % de l'inertie totale, présente des corrélations positives avec la concentration en zinc et la proportion de sable, tandis qu'il présente des corrélations négatives avec le cuivre et la quantité de limon. D'autre part, l'axe F2 (29,42 % de l'inertie totale) dévoile des corrélations positives avec le cadmium, et des corrélations négatives avec le plomb et la proportion d'argile (fig.V.21).



**Figure. V. 23** ACP des teneurs en ETM et des fractions granulométriques des sédiments.

Les relations détaillées concernant la dépendance entre la fraction fine (argile/limon) des sédiments de l'Oued Kébir-Rhumel ainsi que les ETM examinés offrent un éclairage plus approfondi sur la distribution des métaux au sein des différentes composantes granulométriques. Une corrélation significativement positive a été constatée entre la teneur en plomb ainsi que la fraction d'argile. (Pb/A ;  $r=0,41$ ) souligne une association spécifique entre le plomb et les particules

fines dans les sédiments. De même, les corrélations positives robustes entre le cuivre et la fraction limoneuse (Cu/L ;  $r=0,62$ ) ainsi que la fraction argileuse (Cu/A ;  $r=0,50$ ) indiquent une concentration plus marquée de cuivre dans les fractions plus fines des sédiments.

Il est intéressant de noter, par contre, une absence de toute corrélation significative pour le cadmium et le zinc avec la fraction argileuse, ce qui suggère une répartition relativement homogène de ces métaux indépendamment de la fraction argileuse. Cependant, une corrélation négative établie entre ces éléments et la fraction limoneuse souligne une préférence pour la concentration de cadmium et de zinc dans les fractions plus grossières des sédiments (tab.V.42).

Ces constatations s'accordent harmonieusement avec les résultats antérieurs de [Keddari., \(2020\)](#) concernant les sédiments de l'Oued Boumerzoug et ceux de [Krika., \(2014\)](#) concernant les sols de la frontière de l'Oued Kébir-Rhumel.

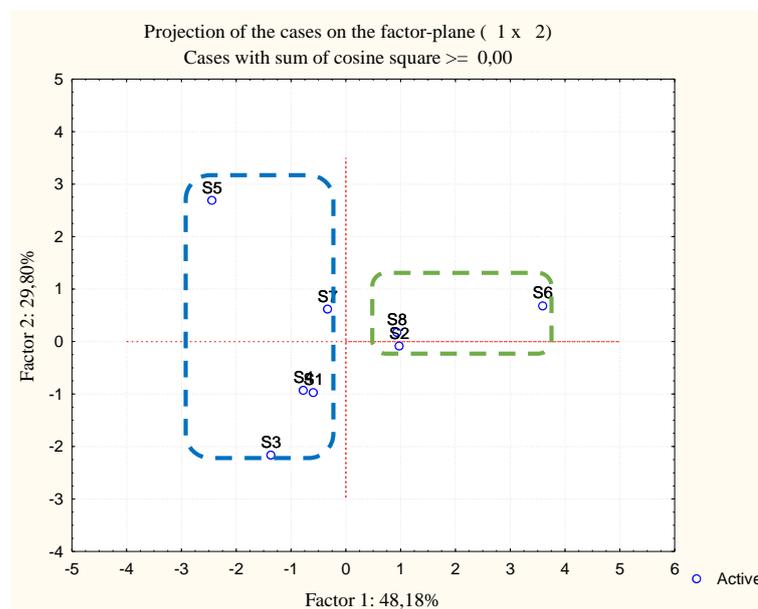
**Tableau. V. 46** Analyse de corrélation entre les concentrations en ETM et les proportions des fractions granulométriques des sédiments

Paramètres	A	L	S	Cd	Pb	Cu	Zn
A	<b>1.00</b>	ns	ns	ns	<b>0.41<sup>a</sup></b>	<b>0.50<sup>a</sup></b>	ns
L		<b>1.00</b>	<b>-0.98<sup>c</sup></b>	<b>-0.42<sup>a</sup></b>	<b>-0.41<sup>a</sup></b>	<b>0.62<sup>b</sup></b>	<b>-0.56<sup>b</sup></b>
S			<b>1.00</b>	ns	<b>-0.46<sup>a</sup></b>	<b>-0.67<sup>c</sup></b>	<b>0.49<sup>a</sup></b>
Cd				<b>1.00</b>	ns	ns	<b>-0.61<sup>b</sup></b>
Pb					<b>1.00</b>	ns	ns
Cu						<b>1.00</b>	<b>-0.54<sup>b</sup></b>
Zn							<b>1.00</b>

ns : Corrélation non significative ; (<sup>a</sup>) Significative < 0,05; (<sup>b</sup>) Très significative < 0,01 ; (<sup>c</sup>) Hautement significative < 0,001.

La détection de corrélations négatives et statistiquement significatives avec les ETM indique la possible présence de diverses sources de pollution, une distribution inégale de ces éléments, et/ou des comportements différents par rapport aux processus physico-chimiques environnementaux. Il est également plausible que les différences dans l'origine des apports de ces ETM dans les écosystèmes aquatiques soient attribuables à leur nature variée en tant que sources, qu'elles soient naturelles ou anthropiques. Des études antérieures ont mis en évidence des regroupements distincts, comme le Zn-Cd-Cu dans les sédiments d'une rivière en Espagne ([Casas et al., 2003](#)), et le Mn-Cr-Zn-Cu-Fe-Al-Ni dans les sédiments de la Seine ([Carpentier et al., 2002 a, b](#)). Ces regroupements disparates pourraient résulter de l'origine variable des ETM, en particulier ceux émis par des activités industrielles ou d'autres sources locales

. La distribution des sites sur le plan F1-F2 nous a permis de discerner visuellement deux groupes d'association (fig.V. 22). Le premier groupe, composé des sites S2, S6 et S8, est marqué par une contamination spécifique au cuivre et au zinc. Le second groupe, regroupant les sites S1, S3, S4, S5 et S7, se distingue principalement par la présence notable de plomb et de cadmium.



**Figure. V. 24** Carte factorielle des sites (axes F1 xF2 de l'ACP).

## V.5 Conclusion

L'étude hydrochimique des eaux et des sédiments superficiels du bassin versant Kébir-Rhumel vise à évaluer l'état actuel de la qualité des eaux et des sédiments de l'oued, en se concentrant sur les critères physico-chimiques, le degré de pollution organique et l'enrichissement par les ETM, étant donné les divers usages de ces eaux. Les résultats obtenus montrent que :

- Dans l'eau, les valeurs moyennes des paramètres étudiés dépassent constamment les limites certifiées par la norme algérienne, à l'exception du pH, de la conductivité électrique (CE) et des nitrates ( $\text{NO}_3$ ).
- Les résultats du paramètre CPI révèlent une classe d'eau polluée et/ou gravement polluée. Les valeurs de l'indice d'eutrophisation (EI) sont supérieures à l'unité ( $>1$ ), indiquant une eutrophisation sévère dans tous les sites d'échantillonnage, à l'exception des sites S1, S7 et S8.
- Les analyses des eaux montrent des teneurs en métaux indétectables, tandis que les échantillons de sédiments révèlent des variations spatiales significatives des concentrations en métaux, dépassant largement les niveaux de fond.

Différents indices ont été utilisés pour évaluer l'ampleur de la contamination des sédiments par les métaux, tels que l'indice de géo-accumulation (Igeo), le facteur de contamination (FC), l'indice de charge polluante (ICP) et l'indice de risque écologique potentiel (RI). Ces indices confirment l'existence d'une pollution par les ETM, notamment en zinc, cadmium et plomb.

Une analyse statistique en composantes principales (ACP) montre une forte corrélation entre les principaux paramètres indicateurs de la pollution organique des eaux de surface et les ETM dans les sédiments, qui proviennent principalement des eaux usées de la ville de Constantine et des rejets de l'Oued El Kébir.

## **Références bibliographiques**

### **A**

---

- **Abdel Hamid, A. A., Yang, X., Yang, J., Chen, X., Ying, J. Y. (2016).** Graphene-wrapped nickel sulfide nanoprisms with improved performance for Li-ion battery anodes and super capacitors, *Nano Energy*, 26 :425-437.
- **Afri-Mehennaoui, F.Z. (1998).** Contribution à l'étude physico-chimique et biologique de l'Oued KébirRhumel et de ses principaux affluents. Mémoire de Magister, Université Mentouri Constantine, 238p.
- **Afri-Mehennaoui, F.Z., Sahli, L et Mehennaoui, S. (2004).** Assessments of sediment trace metal level and biological quality of Rhumel River by using multivariate analysis. *Environmetrics*, 15: 435-446.
- **APHA. (1998).** Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th edition. American Public Health Association, Baltimore.
- **Avril, C. (1992).** Les apports en Cd aux terres par les intrants agricoles et leur gestion. *Agrosol*, Québec, 5 (2) : 39-45.

### **B**

---

- **Bai, J., Xiao, R., Cui, B., Zhang, K., Wang, Q., Liu, X., ... & Huang, L. (2011).** Assessment of heavy metal pollution in wetland soils from the young and old reclaimed regions in the Pearl River Estuary, South China. *Environmental pollution*, 159(3), 817-824.
- **Baier, R. W., & Healy, M. L. (1977).** Partitioning and transport of lead in Lake Washington (American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America, 6(3): 291-296.
- **Benkaddour, B. (2018).** Contribution à l'étude de la contamination des eaux et des sédiments de l'Oued Chélif (Algérie) (Doctoral dissertation, Université de Perpignan; Université Abdelhamid Ibn Badis, Mostaganem, 193p.
- **Benlatreche et Benslimen. (2002).** Evaluation du niveau de pollution organique et métallique (Zn, Cu, Ni) dans l'Oued Rhumel et son affluent l'Oued Boumerzoug en zone urbaine (Constantine). *Mém. D'ingénieur en Ecologie et environnement*, Université Mentouri, Constantine, 101p.

- **Ben Moussa, A., Chahlaoui, A., & Rour, H. (2012).** Évaluation de la pollution physico-chimique des eaux de l'Oued Khoumane (Moulay Idriss Zerhoun, Maroc). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 6(6): 7096-7111.
- **Benrabah, S., Bousnoubra, H., Kherici, N., & Cote, M. (2013).** Caractérisation de la qualité des eaux de l'Oued Kebir Qu'Est (Nord Est algérien). *Synthèse : Revue des Sciences et de la Technologie*, 26 : 30-39.
- **Bhuyan, M. S., Bakar, M. A., Rashed-Un-Nabi, M., Senapathi, V., Chung, S. Y., & Islam, M. S. (2019).** Monitoring and assessment of heavy metal contamination in surface water and sediment of the Old Brahmaputra River, Bangladesh. *Applied Water Science*, 9(5), 1-13.
- **Bliefert, C., & Perraud, R. (2009).** *Chemistry of the environment: Air, water, soil, waste.* De Boeck.
- **Bontoux, J. (1993).** *Introduction à l'étude des eaux douces : eaux naturels, eaux usées, eaux de besoin.* 2<sup>ème</sup> Edition. Technique et Documentation Lavoisier, Paris, 170p.
- **Boudoukha, A et Boulaarak, M. (2013).** Pollution des eaux du barrage de Hammam Grouz par les nutriments (Est algérien). *Bull. Serv. Géol. Nat*, 24 (2) :139-149.
- **Boudra, H., Drouiche, A., Zahi, F., Bouaicha, F., Melouah, W., Boukhatem, M., (2021).** Spatial evolution of surface water quality, wadiKebir watershed (North-east Algeria), In: *Proceedings Book of 12th ICEEE-2021 International Annual Conference Part "A"*, pp 203-208. "Global Environmental Development & Sustainability: Research, Engineering & Management", 513p. RKK – Óbuda University, Budapest, Hungary. ISBN : 978-963-449-256-6.
- **Boughrous, A. A. (2007).** Biodiversité, écologie et qualité des eaux souterraines de deux régions arides du Maroc : le Tafilalet et la région de Marrakech. Thèse de Doctorat, Université Cadi Ayyad, Marrakech, 236p.
- **Burgin, A. J., & Hamilton, S. K. (2008).** NO<sub>3</sub>-driven SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> production in freshwater ecosystems: implications for N and S cycling. *Ecosystems*, 11 : 908-922.

---

## C

- **Cardinal, S. (1990).** Etude de la répartition spatiale du cation plomb dans la végétation forestière au voisinage de l'autoroute 417. Thèse de Doctorat. Université de Ottawa, Canada. 103p.

- **Çadraku, H., Gashi, F., Shala, A., & Fetoshi, O. (2016).** Variations in the Physico-Chemical Parameters of under groundwater of Blinaja catchment, Kosovo. *IFAC-Papers On Line*, 49(29), 200-205.
- **Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. (1998).** Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological applications*, 8(3): 559-568.
- **Carpentier, S., Moilleron, R., Beltran, C., Hervé, D., et Thévenot, D. (2002) (a).** Quality of dredged materials in the river Seine basin (France)-I. Physico-chemical properties. *The Science of the Total Environment*, 295: 101-113.
- **Carpentier, S., Moilleron, R., Beltran, C., Hervé, D., et Thévenot, D. (2002) (b).** Quality of dredge material in the river Seine basin (France). II. Micropollutants. *Science of Total Environment*, 299: 57-72.
- **Chapman, D., Kimstach., V. (1996).** Selection of water quality variables. *Water quality assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environment monitoring*, Chapman edition, 2nd ed. E & FN Spon, London: 2-25.
- **Casas, J. M., Rosas, H., Solé, M., et Lao, C. (2003).** Heavy metals and metalloids in sediments from The Libregat basin, Spain. *Environmental Geology*, 44:325-332.
- **Chen, M., Schliep, M., Willows D.R., Zheng-Li, C., Neilan, A.B., Sheer, H. (2010).** A red shifted chlorophyll. *Science*, 329 (5997): 1318-1319.
- **Cerqueira, M.A., Vieira, F.N., Ferreira R.V., et Silva, J.F. (2005).** The water quality of the Cértima River basin (Central Portugal). *Environ. Monit. Assess*, 111 : 297-306.
- **Cui, J., Zang, S., Zhai, D. et Wu, B. (2014).** Potential ecological risk of heavy metals and metalloid in the sediments of Wuyuer river basin, Heilongjiang province, China. *Ecotoxicology*, 23 : 589-600. <https://doi.org/10.1007/s10646-014-1182-1>.

## **D**

---

- **Degrémont, S.A. (2005).** *Mémento technique de l'eau*. 2ème édition, Copyright, 1717p.
- **Deronzier, G., Choubert, J. M. (2004).** Traitement de phosphore dans des petites stations d'épuration à boue activée. Comparaisons techniques et économiques des voies de traitement biologique et physico-chimique, Edition CEMAGREF, Document technique FNDAE, 29 : 49 p.
- **Drouiche, A. (2014).** Impact de la remontée des eaux sur la qualité des eaux de la nappe phréatique et sur l'environnement dans la vallée du Souf Sud-Est Algérien. Thèse de doctorat, Université d'Annaba, 201p.

- **Derouiche, H et Bouhezz, H. 2(018).** Évaluation des paramètres issus des effluents de CHU Constantine au niveau d'Oued Rhumel. Mémoire de Master, Université Mentouri, Constantine. 101p.
- **Drouiche, A., Zahi, F., Debieche, T-H., Sakta, H & Mahdid, S. (2022).** Physicochemical Quality of Surface Water in the Jijel Region (Northeast Algeria). In: Chenchouni H. et al. (eds) *New Prospects in Environmental Geosciences and Hydrogeosciences*, pp 451-454. CAJG 2019. *Advances in Science, Technology & Innovation (IEREK Interdisciplinary Series for Sustainable Development)*. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-72543-3\\_102](https://doi.org/10.1007/978-3-030-72543-3_102).
- **Devesa-Rey, R., Díaz-Fierros, F., & Barral, M. T. (2010).** Trace metals in river bed sediments: An assessment of their partitioning and bioavailability by using multivariate exploratory analysis. *Journal of environmental management*, 91(12) :2471-2477.

## **E**

---

- **Eckenfelder, W.W. (1982).** Gestion des eaux usées urbaines et industrielles. Technique et documentation. Ed. Lavoisier. Paris, 503 p.
- **El-Hadef El-Okki, M. (2002).** Evaluation de la pollution métallique (Cd, Cu, Pb et Zn) des sols des bordures de l'Oued Rhumel (Constantine). Mémoire de Magister, Université Mentouri, Constantine, 91p.
- **El Morhit, M., FEkhaoui, M., ÉliE, P., Girard, P., Yahyaoui, A., El Abidi, A., & Jbilou, M. (2009).** Heavy metals in sediment, water and the European glass eel, *Anguilla anguilla* (Osteichthyes: Anguillidae) from Loukkos river estuary (Morocco, eastern Atlantic). *Cybiu*, 33(3): 219-228.

## **F**

---

- **Förstner, U. et Wittmann, G.T.W. (1981).** Metal pollution in the aquatic environment. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York, 486 p.
- **Foto Menbohan, S. (2012).** Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Mfoundi (Yaoundé) : Essai de biotypologie. Thèse de Doctorat d'État en Biologie des Organismes Animaux, Université de Yaoundé I, Cameroun, 175 p + annexes.

## **G**

---

- **Gaid, A. (1984).** « Épuration biologique des eaux usées urbaines tome I », édition OPU, Alger.

- **Glen, E.P., Cohen, M.J., Morrison, J.I., Valdes-Casillas, C., Fitzsimmons, K. (1999).** Science and policy dilemmas in the management of agricultural waste waters: the case of the Salton Sea, CA, USA. *Environ. Sci. Policy*, 2 :413–423.
- **Gilli, E., Christian Mangan, C., et Mudry, J. (2004).** Hydrogéologie : Objets, méthodes, applications. Collection : Sciences Sup, Dunod. 2ème édition.
- **Gomez, A., & Desenfants, C. (1989).** Détermination des phases fixatrices de différents métaux dans deux types de sol en fonction de la nature organique ou minérale de la pollution.
- **Guo, W., Liu, X., Liu, Z., Li, G. (2010.)** Pollution and Potential Ecological Risk Evaluation of Heavy Metals in the Sediments around Dongjiang Harbor, Tianjin, *Procedia Environmental Sciences*, 2: 729-736.

## **H**

---

- **Hakanson, L. (1980).** Ecological risk index for aquatic pollution control, a sedimentological approach, *Water Research*, 14(8): 975-1001.
- **Hao, X., Chang, C. (2003).** Does long-term heavy cattle manure application increase salinity of a clay loam soil in semi-arid southern Alberta, *Agric. Ecosyst. Environ*, 94, 89–103.
- **Hébert, S., & Légaré, S. (2000).** Suivi de la qualité de l'eau des rivières et des petits cours d'eau
- **Holden, Jr., G.C., Armstrong, D.E. (1980).** Factors affecting phosphorus release from intact sediment cores. *Environ. Sci. Technol.*, 14(1): 79-87.
- **Hoening, M., Dupire, S., Wollast, R. (1981).** L'atomisation électrothermique en spectrométrie d'absorption atomique et son application dans les études de l'environnement, CEBEDOC/LIEGE. (In French).
- **Hong, W.L., Syuhei, B., Tsutomu, I., Takashi, M. (2003).** Effect of temperature on development, growth and reproduction in the marine copepod *Pseudocalanus newmani* at satiating food condition. *Journal of Plankton Research*, 25(3) : 261-271.
- **Honoré, M. (1994).** Mise au point d'une méthodologie d'étude des sédiments contaminés par les métaux lourds en préalable à des opérations de curage. Agence de l'eau Artois Picardie, 70p.
- **Huang, F., Wang, X., Lou, L., Zhou, Z., Wu, J. (2010).** Spatial variation and source apportionment of water pollution in Qiantang River (China) using statistical techniques. *Water Res.* 44 : 1562–1572.

## I

---

- **IBGE. (2005).** Qualité physico- chimique et chimique des eaux de surface : cadre général. Les données de l'IBGE : "L'eau à Bruxelles" Novembre 2005.
- **Iqbal, J., Shah, M.H. (2011).** Distribution, correlation and risk assessment of selected metals in urban soils from Islamabad. Pakistan. Journal of Hazardous Materials, 192(2):887–898.
- **Islam, F., Rahman, M., Khan, S.S.A, Ahmed, B., Bakar, A., Halder, M. (2013).** Heavy metals in water, sediment and some fishes of Karnofuly River, Bangladesh. Pollut Res, 32 :715-721

## J

---

- **JORA, Journal Officiel De La République Algérienne Démocratique Et Populaire (JO n° 11/18). (2011).** Décret exécutif n° 11-125 du 17 Rabie Ethani 1432 correspondant au 22 mars 2011 relatif à la qualité de l'eau de consommation humaine.

## k

---

- **Kadlec, R. H., & Reddy, K. R. (2001).** Temperature effects in treatment wetlands. Water environment research, 73(5): 543-557.
- **Kambole, M. S. (2003).** Managing the water quality of the Kafue River. Physics and Chemistry of the Earth, parts A/B/C, 28(20-27): 1105-1109.
- **Kattan, Z., Salleron, J. L., & Probst, J. L. (1986).** Bilans et dynamiques de transfert de l'azote et du phosphore sur le bassin de la Moselle (Nord-Est de la France). Sciences de l'Eau, 5(4) :435-439.
- **Keddari, D. (2020).** Évaluation du risque de contamination des sédiments de l'oued Boumerzoug par les éléments traces métalliques sur la faune macroinvertébrée benthique et *via* la pertinence des bioindicateurs *Spinacia oleracea* (L.) et *Physa acuta* (D.). Thèse Doctorat. Université Mentouri, Constantine, 242p.
- **Kerdoun, R.R. (2016).** Evaluation du niveau de la pollution organique des eaux de l'oued Rhumel en amont et en aval de Constantine. Mémoire de Master, Université Mentouri, Constantine, 47p.
- **Khalaf, G. (2003).** Etude biocénotique et qualité des eaux de quatre cours d'eau côtiers libanais Nahr Ibrahim, Nahr El Kalb, Nahr Antélias et Nahr Beyrouth : biologie et écologie de *Capoeta damascina* Günther 1868 (Poisson, Cyprinidae). Thèse de Doctorat, Université Perpignan, 20 p. + annexes.

- **Khaldi, F. Z., et Melghit, M. (2007).** Qualité physico-chimique, pollution organique et contamination métallique (Fe, Cu, Mn et Zn) de l'Oued Rhumel et des eaux des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun. Mémoire d'ingénieur, Université Mentouri, Constantine, 102p.
- **Korfali, S. I., & Jurdi, M. S. (2011).** Speciation of metals in bed sediments and water of Qaraaoun Reservoir, Lebanon. *Environmental monitoring and assessment*, 178 :563-579.
- **Krika, A. (2014).** Etude de la distribution des métaux lourds dans les ripisylves de l'oued Rhumel. Thèse de Doctorat, Université de Constantine I, 184p.

## **L**

---

- **Lalami, A. E. O., Merzouki, M., El Hillali, O., Maniar, S., & Koraichi, S. I. (2011).** Pollution des eaux de surface de la ville de Fès au Maroc : typologie, origine et conséquences. *LARHYSS Journal P-ISSN 1112-3680/E-ISSN, (9) : 2521-9782.*
- **Le Goff, F., & Bonnomet, V. (2004).** Devenir et comportement des métaux dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLM. Rapport technique, Direction des Risques Chroniques, Unité « Évaluation des Risques Écotoxicologiques.
- **Loska, K., Wiechula, D., & Korus, I. (2004).** Metal contamination of farming soils affected by industry. *Environment international*, 30(2): 159-165.

## **M**

---

- **MacDonald, D. D., Ingersoll, C. G., & Berger, T. A. (2000).** Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 39: 20-31.
- **Mariotti, A., Létolle, R. (1977).** Application de l'étude isotopique de l'azote en hydrologie et en hydrogéologie-Analyse des résultats obtenus sur un exemple précis : le bassin de Mélarchez (Seine-et-Marne, France). *J. Hydrology*, 33:157–172.

Martin, J.M. et Meybeck M. 1979. Elemental mass-balance of material carried by world major rivers. *Marine Chemistry*, 7:173–206.

- **Masamba, W.R.L., Mazvimavi, D. 2(008).** Impact on water quality of land uses along Thamalakane-Boteti River: an outlet of the Okavango Delta. *Physics and Chemistry of the Earth*, 33 : 687–694.
- **Mehannaoui-Afri, F.Z. (1998).** Contribution à l'étude physico-chimique et biologique de l'oued Kébir-Rhumel et de ses principaux affluents. Thèse de Magister. Université de Constantine, 237p.

- **Melghit, M. (2012).** Qualité physico-chimique, pollution organique et métalliques des compartiments. Mémoire de Magistère, Université Mentouri, Constantine, 175p.
- **Mitchel, J.P., Shenman, C., Singer, M.J., Peters, D.W., Miller, R.O., Pichard, T., Grattan, S.R., Rhoades, J.D., May, D.M., Munk, D.S. (2000).** Impacts of gypsum and winter cover crops on soil physical properties and crop productivity when irrigated with saline water. *Agric. Water Manage*, 45: 55–71.
- **Mmualefe, L. C., & Torto, N. (2011).** Water quality in the Okavango Delta. *Water Sa*, 37(3).
- **Mohiuddin, K. M., Ogawa, Y. Z. H. M., Zakir, H. M., Otomo, K., & Shikazono, N. (2011).** Heavy metals contamination in water and sediments of an urban river in a developing country. *International journal of environmental science & technology*, 8 : 723-736.
- **Mubedi, J. I., Devarajan, N., Le Faucheur, S., Mputu, J. K., Atibu, E. K., Sivalingam, P., ... & Poté, J. (2013).** Effects of untreated hospital effluents on the accumulation of toxic metals in sediments of receiving system under tropical conditions: case of South India and Democratic Republic of Congo. *Chemosphere*, 93(6):1070-1076.
- **Muller, G. (1969).** Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geological Journal*, 2: 109-118.

---

## N

- **N'guessan, Y. M., Probst, J. L., Bur, T., & Probst, A. (2009).** Trace elements in stream bed sediments from agricultural catchments (Gascogne region, SW France): where do they come from. *Science of the total environment*, 407(8): 2939-2952.
- **Nadem, S., El Baghdadi, M., Rais, J., Barakat, A. (2015).** Evaluation de la contamination en métaux lourds des sédiments de l'estuaire de Bou Regreg (Côte atlantique, Maroc). *Mater. Environ. Sci.* 6 (11) : 3338-3345
- **Nanituma, M. (2011).** Contribution à l'effort de production et de distribution de l'eau potable en RDC "cas de la ville de Kinshasa" (Doctoral dissertation, Thèse de Doctorat en Sciences chimiques, Université de Kinshasa (RDC)).
- **Nisbet, M., & Verneaux, J. (1970).** Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology EDP Sciences*, 6 (2) :161-190.

---

## O

---

- **Olivares-Rieumont, S., De la Rosa, D., Lima, L., Graham, D. W., Katia, D., Borroto, J., ... & Sánchez, J. (2005).** Assessment of heavy metal levels in Almendares River sediments—Havana City, Cuba. *Water Research*, 39(16): 3945-3953.

---

## P

---

- **Pitt, R., Williamson, D., Voorhees. (2005).** Review of historical street dust and dirt accumulation and wash off data. In *Dans Effective Modeling of Urban Systems*, Monograph 13, James, Irvine, McBean, Pitt (eds), CHI: Guelph, Ontario.

---

## R

---

- **Ratel, M.O. (1992).** Élimination des nitrates des eaux potables. Document technique du fond national pour le développement des adductions d'eau. Office international de l'eau. Limoge. France. 61 p.
- **Robbe, D. (1981).** Pollution métallique du milieu naturel. Guide méthodologique de leur étude à partir des sédiments. Rapport bibliographique. Rapport de recherche LPC 104. Ministère de l'urbanisme et du logement. Ministère des transports Nantes, France, 88 p.
- **Rodier, J. (1984).** L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer : chimie, physico-chimie, bactériologie, biologie. Ed. Bordas.
- **Rodier, J (2005).** Analyse de l'eau ; Eaux naturelles, Eaux résiduaires, Eau de mer. Ed.DUNOD Bordas, Paris, 8ème édition, 1383 p.
- **Rodier, J., Legube, B., Merlet, N., Brunet, R. (2009).** Analyse des eaux 9ème édition. Eaux naturelles. Eaux usées. Eaux de mer. Edition Dunod,1600p.
- **Roger, P., Taton, M., Sande, J. V., & Dumont, J. E. (1988).** Mitogenic effects of thyrotropin and adenosine 3', 5'-monophosphate in differentiated normal human thyroid cells in vitro. *The Journal of Clinical Endocrinology & Metabolism*, 66(6): 1158-1165.

---

## S

---

- **Saddik, M., Fadili, A. et Makan, A. (2019).** Assessment of heavy metal contamination in surface sediments along the Mediterranean coast of Morocco. *Environmental Monitoring and Assessment*, 3:191-197. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7332-4>.
- **Sahli, L. (2002).** L'évaluation de la contamination par le cadmium, le plomb, le chrome et le manganèse dans les sédiments, les macroinvertébrés et une plante aquatique (*Roripa*

*nasturtium aquaticum*) dans l'oued Rhumel et son affluent l'oued Boumerzoug en zone urbaine. Mémoire de Magistère, Université Mentouri, Constantine, 126p.

- **Sahli, L., Afri-Mehennaoui, FZ., El-Hadef-El-Okki, M., Blaise, C., Mehennaoui, S. (2011).** Spatial, seasonal variations and ecological significance of sediment trace metal concentrations in Kébir-Rhumel basin (Northeast of Algeria); *Water Science & Technology*, 64 (8) :1759–1766.
- **Sahli, L. (2012).** Etude du comportement de quelques espèces floristiques et faunistiques des écosystèmes aquatiques vis-à-vis des éléments traces métalliques par des bioessais. Thèse d'état, Université Constantine 1, Constantine, 85p.
- **Savary, P. (2010).** Guide des analyses de la qualité de l'eau. Groupe Territorial, France, 266 p.
- **Scanlan, P.F. (1991).** Effects of highway pollutants upon terrestrial ecosystems. In 'Highway pollution. Studies in Environmental Science 44'. (Eds RS Hamilton, RM Harrison), 281-338.
- **Sebihi, Z. (2015).** La qualité physico-chimique des eaux de l'oued Rhumel à Ain smara. Mém. Master en Gestion durable des Ecosystèmes et protection de l'environnement, Université Mentouri, Constantine, 40p.
- **Sekabira, K., Oryem Origa, H., Basamba, T.A., Mutumba, G., & Kakudidi, E. (2010).** Assessment of heavy metal pollution in the urban stream sediments and its tributaries. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 7: 435-446.
- **Slim, K., Saad, Z., Khalaf, G. (2000).** Estimation de la qualité des eaux du Nahr Beyrouth. Utilisation de l'indice diatomique de polluo-sensible (IPS). *Cah. Ass. Sci. Eur. Eau et Santé*, 5 : 51-60.
- **Sörme, L., & Lagerkvist, R. J. S. O. T. T. E. (2002).** Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. *Science of the Total Environment*, 298(1-3):131-145.
- **Stone, M., et Droppo, I.G. (1996).** Distribution of lead, copper and zinc in size-fractionated river bed sediment in two agricultural catchment of southern Ontario, Canada. *Environmental Pollution*, 93: 353-362.
- **Sukanya, S., & Sabu, J. (2020).** Water quality assessment using environmetrics and pollution indices in a tropical river, Kerala, SW Coast of India. *Current World Environment*, 15(1): 11.

- **Tanjung, R. H. R., Hamuna, B., & Yonas, M. N. (2019).** Assessing heavy metal contamination in marine sediments around the coastal waters of Mimika Regency, Indonesia. *Journal of Ecological Engineering*, 20(11).
- **Thévenot, D. R., Moilleron, R., Lestel, L., Gromaire, M. C., Rocher, V., Cambier, P., Meybeck, M. (2007).** Critical budget of metal sources and pathways in the Seine River basin (1994–2003) for Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn. *Science of the total environment*, 375 : 180–203.
- **Tauw Environnement et Ophrys. (2001).** Guide méthodologique de la caractérisation des sédiments, projet de curage et surveillance des sédiments. Version 1: 410.
- **Tomlinson, L., Wilson, G., Harris, C.R., Jeffrey, W. (1980).** Problems in the assessment of heavy metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgolionder Meeresuntersuchungen*, 33:566–575.
- **Tshibanda, J. B., Devarajan, N., Birane, N., Mwanamoki, P. M., Atibu, E. K., Mpiana, P. T., ... & Poté, J. (2014).** Microbiological and physicochemical characterization of water and sediment of an urban river: N'Djili River, Kinshasa, Democratic Republic of the Congo. *Sustainability of Water Quality and Ecology*, 3:47-54.
- **Turekian, K.K et Wedepohl, K.H. (1961).** Distribution of the elements in some major unit of the earth's crust. *Bulletin of Geological Society of America*, 72:175-92.

## V

---

- **Varol, M., & Şen, B. (2012).** Assessment of nutrient and heavy metal contamination in surface water and sediments of the upper Tigris River, Turkey. *Catena*, 92: 1-10.

## W

---

- **Wang, P., Wang, T., Yao, Y., Wang, C., Liu, C., & Yuan, Y. (2016).** A diffusive gradient-in-thin-film technique for evaluation of the bioavailability of Cd in soil contaminated with Cd and Pb. *International journal of environmental research and public health*, 13(6):556.
- **Wong, T.H.F., Fletcher, T.D., Duncan, H.P., Jenkins, G.A. (2006).** Modeling urban storm water treatment—a unified approach. *Ecol Eng*, 27(1):58–70.

## Z

---

- **Zar, J.H. (1999).** *Biostatistical Analysis*. 4<sup>th</sup> Edition, Prentice Hall, Upper Saddle River.

- **Zhang, J., & Gao, X. (2015).** Heavy metals in surface sediments of the intertidal Laizhou Bay, Bohai Sea, China: distributions, sources and contamination assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 98(1-2) :320-327.
- **Zhao, Q., Xu, Q., Yang, K. (2005).** Application of Potential Ecological Risk Index in Soil Pollution of Typical Polluting Industries, *Journal of East-china Normal University (Natural Science)*, 1:110-115.
- **Zhao, Y., Xia, X.H., Yang, Z. F., Wang, F. (2012).** Assessment of water quality in Baiyangdian Lake using multivariate statistical techniques. *Procedia Environ. Sci*, 13:1213-1226.

***CONCLUSION***

***GENERALE***



Ce travail s'inscrit dans le cadre de l'évaluation de la qualité environnementale de l'Oued Kébir-Rhumel. Le choix de cette zone d'étude est motivé par le statut prééminent de ce cours d'eau dans le nord-est de l'Algérie, où ses eaux jouent un rôle crucial dans les processus de potabilisation et d'irrigation. Au cours des dernières décennies, l'Oued Kébir-Rhumel a fait face à une pression anthropique considérable, résultant de la croissance démographique soutenue, de l'industrialisation intensive et des activités agricoles importantes. Ces activités génèrent des volumes significatifs d'eaux usées non traitées, directement rejetées dans l'environnement naturel, posant ainsi une menace potentielle pour l'homme et son environnement.

L'objectif de la présente thèse a été d'évaluer le niveau de qualité physico-chimique des eaux et le degré de contamination métallique des composants naturels. (eau et sédiments) par les éléments traces métalliques (ETM), à savoir le cadmium (Cd), le plomb (Pb), le cuivre (Cu) et le zinc (Zn) dans l'Oued Kébir-Rhumel. Les conclusions majeures de cette investigation peuvent être succinctement résumées comme suit :

Concernons La caractérisation de la qualité physico-chimique des eaux de l'Oued Kébir-Rhumel indique que : les températures moyennes de l'eau avoisinent les 26 °C, dépassant les recommandations de la norme algérienne, ce qui constitue un facteur défavorable pour la vie aquatique. En termes de pH, les eaux présentent une caractéristique basique, affichant une moyenne d'environ 8,40. Cette valeur se situe dans l'intervalle recommandé par la norme algérienne.

Les eaux de l'Oued peuvent être qualifiées de faiblement minéralisées, avec une moyenne d'environ 1,38 mS/cm. Cette valeur reste constamment inférieure à la norme en vigueur. Les concentrations en matières en suspension (MES) soulignent l'influence marquée des perturbations issues de l'activité humaine sur ces niveaux, indiquant ainsi une pollution à la fois particulaire et dissoute, d'origine organique et minérale. Dans 75% des sites, la moyenne des taux de MES excède les normes en vigueur ;

Les concentrations en matières azotées ( $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_3$  et  $\text{NO}_2$ ) témoignent d'une influence sur la qualité des eaux de l'Oued, particulièrement pour  $\text{NH}_4$  et  $\text{NO}_2$ , où les moyennes des teneurs pour ces deux indicateurs de pollution organique dépassent les normes en vigueur. Les concentrations moyennes en  $\text{PO}_4$  demeurent en deçà de la norme en vigueur, indiquant ainsi que les eaux de l'Oued Kébir-Rhumel ne présentent pas de risque de pollution par les phosphates. Les paramètres de pollution (DCO, DBO) présentent des concentrations excédant les normes en vigueur, indiquant un impact défavorable sur la qualité des eaux de l'Oued et une situation critique de la pollution organique.

L'évaluation de la pollution organique des eaux par le calcul des indices démontre que : l'éventail de l'indice d'eutrophisation (IE) oscillait entre 0.4 et 4.60, révélant de manière significative une situation d'eutrophisation sur 62,5% des sites. Les valeurs élevées de l'IE (>1) indiquaient clairement la présence d'un mélange d'eau riche en nutriments dans les eaux de l'Oued. L'indice global de pollution (ICP) indique que la moitié des sites peuvent être qualifiés de pollués, tandis que l'autre moitié est considérée comme sérieusement polluée.

L'évaluation du niveau de contamination des sédiments par les ETM montre que la répartition spatiale des concentrations en éléments traces métalliques (ETM) dans les sédiments suit l'ordre d'abondance suivant :  $Zn > Pb > Cu > Cd$ . Les concentrations moyennes sont approximativement de :  $146.8 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  pour le Zn,  $78.8 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  pour le Pb,  $46.2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  pour le Cu,  $0.94 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  pour le Cd ;

En se basant sur les normes du fond géochimique naturel défini par la moyenne de la croûte continentale supérieure, telles que proposées par Turekian et Wedepohl (1961), il est observé que les concentrations mesurées révèlent un enrichissement en cadmium et en plomb dans la totalité des cas, en cuivre dans 62,5 % des cas et en zinc dans 87,5 % des cas. Cette constatation témoigne des influences directes des apports anthropiques transportés par les eaux de l'Oued sur l'ensemble des zones situées le long de leur parcours immédiat.

L'évaluation du niveau de contamination par le calcul d'indices indique que : L'indice de géoaccumulation (Igeo) indique une contamination au cadmium et au plomb sur tous les sites, ainsi que sur 62,5 % des sites pour le zinc. La moyenne de l'Igeo pour le cuivre ne montre aucun enrichissement, affichant une valeur négative. Les facteurs de contamination (FC) indiquent une contamination allant de modérée à considérable pour 87,5 % des sites par le cadmium, considérable pour 75 % des cas par le plomb, et modérée pour 62,5 % et 75 % des cas pour le cuivre et le zinc, respectivement.

Les résultats de l'Indice de Charge de Pollution (PLI) fluctuent entre 1,27 et 2,26, signalant que les concentrations en Éléments Traces Métalliques (ETM) dans l'ensemble des sites étudiés dépassent l'unité (>1), témoignant ainsi d'une pollution substantielle pour l'ensemble des éléments analysés. Les indices de risque écologique potentiel (RI) indiquent que 75 % des échantillons présentent un risque écologique faible, tandis que 25 % représentent un risque écologique modéré. Et pour l'analyse de la qualité des sédiments, en se basant sur les critères de toxicité (TEC/PEC), indique que les éléments susceptibles d'avoir des effets occasionnels sont le cadmium (37,5 %), le plomb (100 %), le cuivre (87,5 %) et le zinc (87,5 %).

## Perspectives

Cette étude a mis en évidence que les eaux usées non traitées, associées aux rejets industriels et agricoles, entraînent une dégradation de la qualité de l'eau et des sédiments de l'Oued Kébir-Rhumel. Cette détérioration rend les eaux de cette ressource hydrique inappropriées à la fois pour l'irrigation et la production d'eau potable. Face à cette problématique, il est crucial de considérer des perspectives visant à préserver cette ressource hydrique. À cet égard, nous suggérons les mesures suivantes :

- La mise en place d'un traitement des rejets urbains avant leur déversement dans les cours d'eau devrait être envisagée pour améliorer la qualité de l'eau ;
- La réalisation d'une surveillance continue des eaux de l'Oued Kébir-Rhumel à travers un programme d'échantillonnage régulier ;
- La réhabilitation des réseaux d'assainissement et la lutte contre les points de déversement des eaux usées dans ce cours d'eau ;
- La mise en œuvre d'une campagne étendue de sensibilisation sur l'utilisation des engrais est recommandée.
- L'envisagement d'une extraction séquentielle des Éléments Traces Métalliques (ETM) pour mieux comprendre la mobilité de ces éléments au sein d'un sédiment, afin de saisir la biodisponibilité des métaux et l'impact de certains ETM sur la flore et la faune benthique, ainsi que leur utilisation dans le biomonitoring ;
- L'évaluation de la contamination de l'Oued Kébir-Rhumel par d'autres polluants (par exemple, les HAP, PCB, pesticides, etc.) pour obtenir une vision plus complète du problème de pollution.

Pour conclure, il est crucial de souligner l'importance de la volonté politique dans la concrétisation d'un développement durable et la préservation d'un environnement sain.