

République Algérienne Démocratique et Populaire

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique UNIVERSITE de
TLEMCEN ABOU BEKR BELKAID

FACULTE DES SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE ET SCIENCES DE LA
TERRE ET DE L'UNIVERS



Laboratoire de Recherche d'Écologie et Gestion des Ecosystèmes Naturels
Département d'Ecologie et Environnement



MEMOIRE Présenté par :

BELARBI DOUAA

En vue de l'obtention du diplôme de

MASTER EN

HYDROBIOLOGIE MARINE ET CONTINENTALE

Spécialité

SCIENCES DE LA MER

Thème :

**Évaluation de la qualité physico-chimique des eaux de
surfaces à l'estuaire du bassin versant de la Tafna**

Soutenu le 23 juin devant le jury composé de

Présidente	Mme. BOUAYAD ALLAM Samira M.C.B Université de Tlemcen
Encadrant	Mr. ZETTAM Amin M.C.A Université de Tlemcen
Examinatrice	Mme. BOUBLENZA Nesrine M.C.B Université de Tlemcen

Année universitaire : 2025/2026

Remerciements

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à mon encadrant, Monsieur **ZETTAM Amine**, pour sa disponibilité, ses conseils précieux, son accompagnement rigoureux et son soutien constant tout au long de ce travail.

Son encadrement a été fondamental pour la réussite de ce mémoire.

Je remercie également les membres du jury pour le temps qu'ils ont consacré à l'évaluation de ce travail, ainsi que pour leurs remarques constructives.

Je tiens à exprimer ma reconnaissance particulière à l'équipe de recherche « Biodiversité, Écologie des communautés, Biogéochimie et Écotoxicologie des eaux continentales » du Laboratoire LECGEN, pour m'avoir accueillie et offert les conditions techniques et scientifiques optimales qui m'ont permis de réaliser l'ensemble des analyses physico-chimiques des eaux nécessaires à ce travail.

Enfin, je remercie du fond du cœur ma famille et mes amis pour leur encouragement indéfectible et leur soutien moral durant toute la période de préparation de ce mémoire

Dédicace

Avant toute chose, je rends grâce à Dieu, source de force et de lumière, qui m'a accompagnée tout au long de ce parcours.

À mes très chers parents, dont l'amour, les sacrifices et les prières ont été le moteur de ma réussite. Aucun mot ne saurait exprimer ma reconnaissance pour tout ce qu'ils ont fait pour moi.

À ma mère, symbole de tendresse, de dévouement et de générosité, qui a toujours cru en moi.

À mon père, pour sa sagesse, son soutien constant et les valeurs qu'il m'a transmises.

À mes sœurs, Marwa et Fatima, kawther. pour leur affection, leurs encouragements et tous les moments de bonheur partagés.

À mes frères, Fethallah et Ishak pour leur présence, leur soutien et leur confiance.

À mes chères amies, Farah, Hanen et Abir, qui ont rendu ce parcours plus agréable par leur amitié sincère, leur écoute et leurs encouragements.

À tous mes amis et collègues, qui ont contribué de près ou de loin à l'aboutissement de ce travail.

À mes tantes, Rania, Ghoutia et Malika, pour leur affection et leur soutien tout au long de mon chemin.

À toutes les personnes qui m'ont encouragée, soutenue et inspirée durant ces années d'études.

À moi-même, pour avoir traversé les tempêtes, pour avoir fait de chaque obstacle un palier, et pour ne jamais avoir abandonné.

Ce mémoire est à vous.

DOUÂA

Résumé :

Cette étude a pour objectif d'évaluer la qualité physico-chimique des eaux de surface à l'estuaire du bassin versant de l'Oued Tafna, deux campagnes d'échantillonnage ont été réalisées en février et avril 2026, aux stations Site 1 (Fetmi El Arbi, amont) et Site 2 (Rechgoune, aval). Les paramètres analysés sont : le pH, la température, l'oxygène dissous (OD), la conductivité électrique (CE), les nitrates (NO_3^-), les nitrites (NO_2^-), l'ammonium (NH_4^+), les phosphates (PO_4^{3-}) et les chlorures (Cl^-). Les résultats révèlent une variation notable entre les deux stations. À Site 1, les moyennes observées étaient : $\text{PH} = 8,38$; température = $17,2^\circ\text{C}$; $\text{OD} = 7,80 \text{ mg/L}$; $\text{CE} = 2000 \mu\text{S/cm}$; $\text{NO}_3^- = 2,33 \text{ mg/L}$; $\text{NO}_2^- = 0,70 \text{ mg/L}$; $\text{NH}_4^+ = 0,16 \text{ mg/L}$; $\text{PO}_4^{3-} = 0,58 \text{ mg/L}$; $\text{Cl}^- = 257,11 \text{ mg/L}$, traduisant une qualité d'eau bonne. En revanche, la station Site 2 présente des concentrations nettement plus élevées pour plusieurs paramètres : $\text{PH} = 8,38$; température = $21,0^\circ\text{C}$; $\text{OD} = 5,07 \text{ mg/L}$; $\text{CE} = 1350 \mu\text{S/cm}$; $\text{NO}_3^- = 2,96 \text{ mg/L}$; $\text{NO}_2^- = 0,33 \text{ mg/L}$; $\text{NH}_4^+ = 0,07 \text{ mg/L}$; $\text{PO}_4^{3-} = 1,08 \text{ mg/L}$; $\text{Cl}^- = 1666,10 \text{ mg/L}$, indiquant une dégradation de la qualité de l'eau liée à l'influence marine et aux apports anthropiques. L'Indice de Qualité de l'Eau (IQE) confirme cet écart, avec une moyenne de 60,20 à Site 1 (eau de bonne qualité), contre 116,20 à Site 2 (eau de qualité pauvre).

Ces résultats confirment une dégradation de la qualité des eaux au niveau de la station aval (Site 2), particulièrement durant la seconde campagne. L'estimation des flux journaliers des nutriments a permis de quantifier les charges polluantes exportées vers la mer, avec des flux moyens de 6,03 kg/j pour les nitrates ($\text{NO}_3\text{-N}$) et 3,62 kg/j pour les phosphates ($\text{PO}_4\text{-P}$), soulignant la nécessité d'un suivi environnemental rigoureux dans cette zone.

Mots-clés Estuaire de la Tafna, Paramètres physico-chimiques, Indice de Qualité des Eaux (IQE), Flux journaliers des nutriments.

Abstract

This study aims to evaluate the physico-chemical quality of surface waters in the estuary of the Tafna River watershed, through two sampling campaigns carried out in February and April 2026, at the Site 1 (Fetmi El Arbi, upstream) and Site 2 (Rechgoune, downstream) stations. The analyzed parameters are: pH, temperature, dissolved oxygen (DO), electrical conductivity (EC), nitrates (NO_3^-), nitrites (NO_2^-), ammonium (NH_4^+), phosphates (PO_4^{3-}), and chlorides (Cl^-). The results reveal a notable variation between the two stations. At Site 1, the observed averages were: pH = 8.38; temperature = 17.2°C; DO = 7.80 mg/L; EC = 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$; NO_3^- = 2.33 mg/L; NO_2^- = 0.70 mg/L; NH_4^+ = 0.16 mg/L; PO_4^{3-} = 0.58 mg/L; Cl^- = 257.11 mg/L, reflecting a good water quality. In contrast, Site 2 shows significantly higher concentrations for several parameters: pH = 8.38; temperature = 21.0°C; DO = 5.07 mg/L; EC = 1350 $\mu\text{S}/\text{cm}$; NO_3^- = 2.96 mg/L; NO_2^- = 0.33 mg/L; NH_4^+ = 0.07 mg/L; PO_4^{3-} = 1.08 mg/L; Cl^- = 1666.10 mg/L, indicating a degradation of water quality linked to marine influence and anthropogenic inputs. The Water Quality Index (WQI) confirms this gap, with an average of 60.20 at Site 1 (good quality water), compared to 116.20 at Site 2 (poor quality water). Flux analysis shows a near-zero or even negative nutrient retention capacity in spring, turning the estuary into a release zone towards the Mediterranean Sea.

These results confirm a degradation of water quality at the downstream station (Site 2), particularly during the second campaign. The estimation of daily nutrient fluxes allowed the quantification of pollutant loads exported to the sea, with average fluxes of 6.03 kg/day for nitrates ($\text{NO}_3\text{-N}$) and 3.62 kg/day for phosphates ($\text{PO}_4\text{-P}$), highlighting the need for rigorous environmental monitoring in this area.

Keywords: Water quality, Tafna Estuary, Physico-chemical parameters, Water Quality Index (WQI), Daily nutrient fluxes, Saltwater intrusion.

الملخص

تهدف هذه الدراسة إلى تقييم النوعية الفيزيائية والكيميائية للمياه السطحية عند مصب مستجمع وادي تافنة، من خلال حملتين لأخذ العينات تم إنجازهما في شهري فيفري وأفريل 2026، عند محطتي الدراسة: المحطة 1 (فطمي العربي - المنبع) والمحطة 2 (رجقون - المصب). شملت المعايير التي تم تحليلها: الأس الهيدروجيني (pH)، درجة الحرارة، الأوكسجين المنحل (OD)، الناقلية الكهربائية (CE)، النترات (NO_3^-)، النتريت (NO_2^-)، الأمونيوم (NH_4^+)، الفوسفات (PO_4^{3-})، الكلوريدات (Cl^-). تكشف النتائج عن تباين ملحوظ بين المحطتين. في المحطة 1، كانت المعدلات المسجلة كالتالي: الأس الهيدروجيني = 8.38؛ درجة الحرارة = 17.2°م؛ الأوكسجين المنحل = 7.80 ملغ/لتر؛ الناقلية الكهربائية = 2000 ميكروسيمنز/سم؛ النترات = 2.33 ملغ/لتر؛ النتريت = 0.70 ملغ/لتر؛ الأمونيوم = 0.16 ملغ/لتر؛ الفوسفات = 0.58 ملغ/لتر؛ الكلوريدات = 257.11 ملغ/لتر، مما يعكس نوعية مياه جيدة. في المقابل، أظهرت المحطة 2 تراكيز أعلى بكثير لعدة معايير: الأس الهيدروجيني = 8.38؛ درجة الحرارة = 21.0°م؛ الأوكسجين المنحل = 5.07 ملغ/لتر؛ الناقلية الكهربائية = 1350 ميكروسيمنز/سم؛ النترات = 2.96 ملغ/لتر؛ النتريت = 0.33 ملغ/لتر؛ الأمونيوم = 0.07 ملغ/لتر؛ الفوسفات = 1.08 ملغ/لتر؛ الكلوريدات = 1666.10 ملغ/لتر، مما يدل على تدهور في نوعية المياه مرتبط بالتأثير البحري والتدخلات البشرية. وأكد مؤشر جودة المياه (IQE) هذا التباين، حيث سجل معدلاً قدره 60.20 عند المحطة 1 (مياه ذات نوعية جيدة)، مقابل 116.20 عند المحطة 2 (مياه ذات نوعية رديئة). ويُظهر تحليل التدفقات قدرة شبه معدومة أو حتى سلبية على احتجاز المغذيات في فصل الربيع، مما يحول المصب إلى منطقة إطلاق لهذه العناصر نحو البحر الأبيض المتوسط.

تؤكد هذه النتائج تدهور جودة المياه عند المحطة السفلى (الموقع 2)، خاصة خلال الحملة الثانية. وقد سمح تقدير التدفقات اليومية للمغذيات بتحديد الأحمال الملوثة المصدرة نحو البحر، حيث بلغت التدفقات المتوسطة 6.03 كغ/يوم بالنسبة للنترات، مما يبرز ضرورة إجراء متابعة بيئية صارمة في هذه المنطقة ($\text{PO}_4\text{-P}$) و 3.62 كغ/يوم بالنسبة للفوسفات ($\text{NO}_3\text{-N}$).

الكلمات المفتاحية: نوعية المياه، مصب وادي تافنة، المعايير الفيزيائية والكيميائية، مؤشر جودة المياه (IQE)، التدفقات اليومية للمغذيات، التسلل الملحي.

SOMMAIRE :

I.Remerciments	
II.Dédicaces	
III.Résumé	
IV.Sommaire	
V.Liste des figures	
VI.Liste des tableaux	
VII.Liste des abréviations	
Introduction générale	2
Chapitre I:Synthèse bibliographique	
I.Eaux superficielles	6
I.1Définition	6
I.2 Le rôle des eaux de surface dans le cycle de l'eau	8
I.3.Evaluation de la qualité des eaux de surface	9
I.3.1.Parametres physico-chimiques	9
I.3.1.1.Parametres physique	9
I.3.1.1.1.Temperature	9
I.3.1.1.2.Potentien hydrogène PH	10
I.3.1.1.3.Oxygène dissous	10
I.3.1.1.4.Conductivité électrique	12
I.3.1.1.2.Paramètres chimiques	12
I.3.1.1.2.1.Ammonium	12
I.3.1.1.2.2.Nitrites	13
I.3.1.1.2.3.Nitrates	13
I.3.1.1.2.4.Phosphate	13
I.3.1.1.2.5.Chlorure	14
I.4.Pollution des eaux de surface	15
I.4.1.Origine de pollution	15
I.4.1.1.Origine industrielle	15
I.4.1.2.Origine agricole	16
I.4.1.3.Origine domestique	16
I.4.1.4.Origine pluviale	16
I.4.1.5.Origine naturelle	16
I.4.2.Principaux polluants	16
I.4.2.1.Polluants physiques	16
I.4.2.2.Polluants chimiques	17
I.4.2.3.Polluants biologiques	17
I.5.Impacts environnementaux et sanitaires de la pollution des eaux surface	17
I.5.1.Sur l'environnement par l'eutrophisation des milieux aquatiques	17
I.5.2.Sur la santé humaine	17

II. L'indice de qualité de l'eau(IQE)	18
II.1.Généralité sur l'indice de qualité de l'eau	18
II.2.Définition	19
II.3.Calcul de l'IQE de Horton (1965)	20
III.Les estuaires	22
III.1.Définition	22
III.2.Zonation des compartiments estuariens	23
III.3.Fonction écologiques et valorisation des estuaires	23
III.4.Variabilité des paramètres dans quelques estuaires	24
III.5.Dynamiques des flux de nutriments et de matière organique dans les estuaires	27
III.6.Les estuaires les plus importants en l'Algérie	27
Chapitre II: Matériels et méthode	
1.Présentation de site d'étude	30
a) Généralité sur le bassin versant de la Tafna	30
b) Localisation	31
c) Hydroclimat	31
d) L'occupation du sol	32
e) Description des stations d'étude	33
f) Pédologie	34
g) Géologie	34
2.Matériau utilisé	35
2.1.Echantillonnage	36
2.2.Mesure in situ	36
2.3.Analyses en laboratoire	37
Chapitre III: Résultats et interprétations	
III.1. paramètres physico-chimiques	39
III.1.1.Temperature	39
III.1.2.Oxygène dissous(OD)	40
III.1.3.Conductivité électrique(CE)	41
III.1.4.PH	42
III.1.5.NO ₃	43

III.1.6.NO2	44
III.1.7.NH4	45
III.1.8.PO4	46
III.1.9.Cl	47
III.2.Lindice de qualité de l'eau	48
III.3.flux	51
III.3.1.NO3	51
III.3.2.PO4	52
III.4. Taux de Rétention	53
III.4.1.NO3	53
III.4.2.PO4	53
Chapitre IV: Discussion	
Conclusion	64
Référence bibliographiques	66

Liste des Figures :

Figure I. 1: Le cycle de l'eau (modifié)	8
Figure I. 2 : Développement historique du modèle IQE	19
Figure I. 3 : Différentes parties constituant un estuaire	23
Figure II. 1 : Localisation de l'estuaire et positionnement des deux stations de prélèvement.	31
Figure II. 2 : Carte d'occupation du sol du bassin versant de la Tafna et positionnement des points de prélèvement	32
Figure II. 3: Présentation schématique et vues réelles de la première station de prélèvement (Fetmi El Arbi).	34
Figure II. 4 : Présentation schématique et vues réelles de la première station de prélèvement (Rechgoune).	35
Figure II. 5 : Carte pédologique bassin versant de la Tafna et localisation des stations d'étude	36
Figure II. 6: Organigramme méthodologique de l'étude	37
Figure II. 7 : spectrophotomètre DR5000	37
Figure III. 1: Variation du Température Compagne 1	39
Figure III. 2: Variation du Température Compagne 2	39
Figure III. 3: La température moyenne entre les deux compagnes	39
Figure III. 4 : Variation de l'oxygène dissous - (Compagne 1)	40
Figure III. 5 : Variation de l'oxygène dissous - (Compagne 2)	40
Figure III. 6 : Moyenne de l'oxygène dissous entre les deux compagnes	40
Figure III. 7 : Variation de la conductivité électrique (CE) - (Compagne 1)	41
Figure III. 8 : Variation de la conductivité électrique (CE) - (Compagne 2)	41
Figure III. 9 : Moyenne de la conductivité électrique entre les deux compagnes	41
Figure III. 10: Variation du PH Compagne 1	42
Figure III. 11: Variation du PH Compagne 2	42
Figure III. 12: Moyenne du PH entre les deux compagnes	42
Figure III. 13 : Variation des nitrates (NO_3^-)- (Compagne 1)	43
Figure III. 14 Variation des nitrates (NO_3^-)- (Compagne 2)	43
Figure III. 15 Moyenne des nitrates (NO_3^-)-entre les deux compagnes	43
Figure III. 16 Variation des nitrites (NO_2^-) - (Compagne 1)	44
Figure III. 17 : Variation des nitrites (NO_2^-) - (Compagne 2)	44
Figure III. 18 : Moyenne des nitrates (NO_2^-) entre les deux compagnes	44
Figure III. 19 : Variation des ammoniums (NH_4^+) - (Compagne 1)	45
Figure III. 20 : Variation des ammoniums(NH_4^+)- (Compagne 2)	45
Figure III. 21 : Moyenne des ammoniums (NH_4^+) entre les deux compagnes	45
Figure III. 22 : Variation des phosphates (PO_4^{3-})- (Compagne 1)	46
Figure III. 23 : Variation des phosphates (PO_4^{3-})- (Compagne 2)	46
Figure III. 24 : Moyenne des phosphates (PO_4^{3-}) entre les deux compagnes	46
Figure III. 25 : Variation des chlorures (Cl^-) - (Compagne 1)	47
Figure III. 26 : Variation des chlorures (Cl^-) - (Compagne 2)	47
Figure III. 27 : Moyenne des chlorures(Cl^-)entre les deux compagnes	47

Figure III. 28: Indice de Qualité des Eaux (IQE) Compagne 1	48
Figure III. 29: Indice de Qualité des Eaux (IQE) Compagne 2	48
Figure III. 30: Moyenne de l'indice de Qualité des Eaux (IQE) entre les deux compagnes	48
Figure III. 31: Évolution de l'indice de qualité de l'eau (IQE) en Février au site 1	49
Figure III. 32: Évolution de l'indice de qualité de l'eau (IQE) en avril au site 1	50
Figure III. 33: Évolution de l'indice de qualité de l'eau (IQE) au site 1 avec ANRH	50
Figure III. 34: Flux journalier de NO ₃ -N Compagne 1	51
Figure III. 35: Flux journalier de NO ₃ -N Compagne 2	51
Figure III. 36: Flux journalier moyen de NO ₃ -N	51
Figure III. 37: Flux journalier de PO ₄ -P Compagne 1	52
Figure III. 38: Flux journalier de PO ₄ -P Compagne 2	52
Figure III. 39: Flux journalier moyen de PO ₄ -P	52
Figure III. 40: Variation de la rétention des nitrates (NO ₃ ⁻) -compagne 1 et compagne 2	53
Figure III. 41: Variation de la rétention des phosphates (PO ₄ ³⁻)- compagne 1 et compagne 2	53
Figure III. 42: Variation de la rétention moyenne des nitrates (NO ₃ ⁻) compagne1 et compagne 2	54
Figure III. 43: Variation de la rétention moyenne des phosphates (PO ₄ ³⁻) compagne1 compagne 2	54

Liste des Tableaux :

Tableau 1: Classification des eaux d'après leur PH	10
Tableau 2: Solubilité de l'oxygène dans l'eau en fonction de la température	11
Tableau 3: La relation entre la minéralisation et la conductivité	12
Tableau 4: Normes algériennes de qualité des eaux relatives aux paramètres étudiés	13
Tableau 5: classification de la qualité des eaux selon Şeneret al., 2017.	22
Tableau 6: Les poids relatifs des paramètres physico-chimiques	22
Tableau 7: Variation des paramètres physico-chimiques dans quelques estuaires	24
Tableau 8 : Principaux estuaires en Algérie et leurs caractéristiques	28

Liste des abréviations :

IQE : Indice de Qualité de l'Eau

CE : Conductivité Électrique

OD : Oxygène Dissous

PH : Potentiel Hydrogène

NH₄⁺: Ion ammonium

NO₃⁻: Nitrates

NO₂⁻ : Nitrites

PO₄³⁻ : Phosphates

T : Température

ms/cm: Millisiemens par centimètre (unité de conductivité)

ANRH : Agence national des ressources hydriques

kg/jr: Kilogramme par jour (unité de flux)

mg/L : Milligramme par litre (concentration)

OMS : Organisation mondiale de la santé

Introduction

Introduction générale

L'eau est une ressource naturelle indispensable dans l'histoire de l'humanité. Elle recouvre les trois quarts de notre planète, avec seulement 0,014 % d'eau douce (Benkaddour, 2018), correspondant aux eaux superficielles telles que rivières, lacs et étangs. Elle constitue le fondement de la vie et des équilibres écologiques et biologiques (Festy et *al.*, 2003). Aujourd'hui, l'eau intervient dans toutes les activités quotidiennes, qu'elles soient domestiques, industrielles ou agricoles, ce qui en fait un élément exposé à différents types de pollution. Dès lors, l'eau peut également être considérée comme un vecteur potentiel de maladies (Prescott et *al.*, 1999).

La qualité de l'eau est influencée par un large éventail de phénomènes naturels et anthropiques. Les processus naturels (hydrologiques, physiques, chimiques et biologiques) peuvent modifier les caractéristiques des éléments et des composés chimiques de l'eau douce. Par ailleurs, plusieurs activités humaines peuvent détériorer cette qualité, notamment l'industrie, l'agriculture ou les travaux d'ingénierie fluviale (Chapman, 1996). Ces pollutions se traduisent souvent par l'augmentation de nutriments tels que les nitrates et phosphates, et la présence de substances toxiques, provoquant des phénomènes d'eutrophisation, une perte de biodiversité et compromettant l'utilisation durable des ressources en eau (UNEP, 2019).

L'Algérie est généralement considérée comme un pays semi-aride, confronté à un stress hydrique important. Selon l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO, 2015), le pays dispose d'un approvisionnement naturel en eau inférieur à 500 m³ par habitant et par an (Naimi Ait-Aoudia et Berezowska-Azzag, 2016). Dans ce contexte marqué par une forte vulnérabilité hydrique, l'étude des cours d'eau locaux s'avère essentielle, en particulier celle des rivières côtières qui constituent des interfaces stratégiques entre les bassins versants continentaux et le milieu marin.

La Tafna est l'une des rivières majeures du nord-ouest de l'Algérie, avec une longueur d'environ 170 km et un bassin versant de près de 7 245 km². Elle s'écoule vers son estuaire à Rechgoune, débouchant dans la mer Méditerranée (Dali-Youcef, 2005). Les zones estuariennes font partie de systèmes environnementaux complexes et jouent un rôle déterminant dans la dynamique hydrologique ainsi que dans la qualité physico-chimique des eaux de surface (Yang et Sañudo-Wilhelmy, 1998). Cette zone estuarienne est continuellement exposée aux activités industrielles, urbaines et agricoles, notamment à un grand nombre d'ions métalliques (Benmostefa et *al.*, 2014).

L'estuaire de la Tafna constitue un modèle pertinent pour évaluer l'altération de la qualité des eaux de surface face aux pressions environnementales. Notre recherche se concentre sur le suivi du pH, de la température, de l'oxygène dissous (OD) et de la conductivité électrique (CE), ainsi que sur le dosage des nitrates (NO_3^-), nitrites (NO_2^-), ammonium (NH_4^+), phosphates (PO_4^{3-}) et chlorures (Cl^-). Afin d'évaluer la qualité globale de ces eaux, nous avons utilisé l'Indice de Qualité des Eaux (IQE/WQI), un outil d'analyse quantitative permettant de synthétiser l'ensemble de ces paramètres en une valeur unique et sans dimension (Brown et *al.*, 1970 ; Horton, 1965).

Cet indice reflète l'état générale de la qualité de l'eau et permet de la classer en catégories allant de « très bonne » à « impropre à la consommation » (Tyagi et *al.*, 2013). Cette approche intégrée permet une évaluation fiable de la qualité physico-chimique des eaux superficielle a l'estuaire de la Tafna, dans un contexte régional caractérisé par un stress hydrique important et des pressions anthropiques croissantes. Les résultats attendus contribueront à une meilleure compréhension des mécanismes de dégradation de la qualité de l'eau ainsi que des processus de transfert des polluants vers la mer Méditerranée, et pourront servir d'appui aux stratégies locales de gestion durable des ressources hydriques dans la région de Tlemcen.

Bien que plusieurs travaux aient déjà porté sur la qualité des eaux de l'oued Tafna et de ses affluents (Gagneur, 1988 ; Taleb et *al.*, 2004 ; Zettam et *al.*, 2017 ; Benabdelkader et *al.*, 2018 ; Haddou et *al.*, 2018 ; Zenagui et *al.*, 2020), un suivi régulier demeure indispensable face à l'intensification des activités humaines et aux changements environnementaux. Dans ce cadre, cette étude vise à répondre à la question suivante : **quel est l'état actuel de la qualité physico-chimique des eaux de surface de l'estuaire de la Tafna et dans quelle mesure les paramètres étudiés reflètent-ils son état écologique ?** »

Le manuscrit s'articule autour de quatre chapitres :

- Le premier chapitre constitue une synthèse bibliographique. Il présente les notions théoriques essentielles relatives à la qualité des eaux de surface, aux sources de pollution, aux paramètres physico-chimiques, aux écosystèmes estuariens, ainsi qu'à l'Indice de Qualité des Eaux (IQE).
- Le deuxième chapitre est consacré à la présentation de la zone d'étude, correspondant à l'estuaire du bassin versant de la Tafna. Il inclut également le matériel utilisé, les méthodes d'échantillonnage et les protocoles analytiques adoptés pour le traitement des échantillons.

- Le troisième chapitre présente les résultats obtenus. Il met en évidence les variations spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques mesurés, l'évolution de l'Indice de Qualité des Eaux (IQE), ainsi que les flux journaliers et la rétention des nutriments, notamment les nitrates (NO_3^-) et les phosphates (PO_4^{3-}), au niveau des deux sites d'étude (Site 1 et Site 2).
- Le quatrième chapitre est consacré à la discussion des résultats obtenus. Celle-ci s'appuie sur une comparaison avec les normes algériennes de qualité des eaux ainsi qu'avec les résultats rapportés dans des études antérieures réalisées sur la Tafna et d'autres écosystèmes aquatiques méditerranéens similaires. Cette approche permet d'interpréter les variations observées, d'évaluer la qualité des eaux et d'identifier les principales pressions environnementales susceptibles d'influencer le fonctionnement de l'estuaire.

Chapitre I : synthèse bibliographique

L'eau est en Algérie une ressource rare, fragile et mal répartie sur le plan spatial. L'évolution de la demande en eau va de pair avec la croissance démographique et le développement des activités socio-économiques qui en font une ressource non renouvelable nécessitant un approvisionnement à partir des eaux de surface. Dans son cycle, l'eau fait partie des multiples interactions entre les phases aqueuse, gazeuse et solide et d'origine minérale et organique. Cette interaction, en synergie avec les pressions humaines, a une influence très importante sur la composition chimique de l'eau qui peut en outre être modifiée par les processus de concentration d'éléments chimiques, parmi lesquels figurent la sévérité de l'évaporation aux plans d'eaux libres, essentiellement dans les barrages. Beaucoup de pays, en voie de développement ou industrialisés tels que l'Algérie, sont confrontés à une détérioration croissante de la qualité des ressources en eau superficielles et souterraines. Le transfert de matière et les interactions de l'eau avec tous les compartiments du milieu, géologiques, pédologiques, climatiques et anthropiques, s'inscrivent dans un système très complexe et très variable (Otmane et *al.*, 2023).

I. Eaux superficielles

I.1.Définition

Les eaux de surface représentent la totalité des eaux continentales en déplacement et stockées. Elles sont issues soit du ruissellement des pluies, soit de l'alimentation en eau souterraine profonde. Elles sont surtout stockées dans les cours d'eau, avec une interface eau-atmosphère en permanente mutation et une vitesse de déplacement assez élevée. Les eaux peuvent être stockées aussi bien en réservoirs naturels (lacs, étangs) qu'en ouvrages artificiels (retenues de barrage). Ceux-ci se caractérisent par une surface d'échange eau-atmosphère peu mobile, une profondeur conséquente et un temps de séjour de l'eau assez long (Dussart, 1992 ; Bontoux, 1993). Même s'il est facile d'y avoir accès, cette source est très fragile et très vulnérable à la pollution, raison pour laquelle elle est impropre à être utilisée sans un traitement antérieur. La composition chimique des eaux superficielles dépend beaucoup de la nature des roches par lesquelles ces eaux passent. En effet, pendant leur passage, ces eaux dissolvent différentes substances des roches avec lesquelles elles sont en contact. De plus, les interactions entre les eaux et l'atmosphère permettent l'enrichissement des gaz dissous dans l'eau (Dussart, 1992 ; Bontoux, 1993). Les eaux superficielles sont riches en gaz dissous, en matières en suspension, en matière organique et en plancton. En outre, les eaux superficielles sont très vulnérables aux pollutions minérales et organiques (MDDEP, 2012).

Parmi les eaux de surface, on peut citer :

- Les fleuves, les rivières, les lacs, les ruisseaux, les cours d'eau.
- Les eaux de ruissellement (eaux de pluies).
- Les réservoirs.
- Les lacs de barrages.
- Les mers et les océans.
- Les eaux côtières.

Les zones humides ou eaux de transition, c'est-à-dire toutes les masses d'eau qui sont proches de l'embouchure des fleuves ou des rivières (estuaires, zones vaseuses, zones marécageuses côtières, lagunes, étangs, bords des lacs...) (CIE, 2005).

Les eaux de surface se divisent en deux grandes catégories (Mouaz et Bentchich, 2017) :

➤ **Eaux lenticques**

Il s'agit de l'accumulation d'eaux stagnantes dans des dépressions naturelles du sol. Elles se classent selon la taille qu'elles prennent ainsi que leur profondeur, faisant des catégories comme la mare, le lac ou l'étang. Bien que ces eaux disposent de sources d'affluent et d'exutoire, elles sont cependant plus fermées par rapport aux eaux courantes.

➤ **Eaux lotiques**

Ces eaux constituent des milieux ouverts. Les propriétés hydrodynamiques des cours d'eau comme la largeur, la vitesse et le débit du cours d'eau permettent de différencier les ruisseaux, rivières et les fleuves parmi l'ensemble des eaux lotiques on souligne :

- Les oueds

Typiques des écosystèmes nord-africains ce sont des cours d'eau temporaires dont le régime s'adapte parfaitement au climat aride ou semi-aride. La durée de leur débit est en effet fortement influencée par les précipitations et change de manière régulière entre des périodes de crue et de sécheresse.

I.2. Le rôle des eaux de surface dans le cycle de l'eau

Qu'elles soient naturelles ou artificielles, les eaux de surface participent activement au cycle hydrologique. Les grandes quantités d'eau ont une incidence notable sur la température et le climat local. Plus les quantités d'eau sont importantes (mers et océans), plus son effet sur les conditions atmosphériques, notamment le vent, peut être significatif. À l'inverse, les cours d'eau comme ceux des montagnes, ont un pouvoir barrière qui influence la circulation des masses atmosphériques et des fronts météorologiques. Par ailleurs, les eaux de surface jouent un rôle essentiel dans le maintien des écosystèmes aquatiques et terrestres en soutenant la faune et la flore environnantes. Elles peuvent ensuite s'évaporer, s'écouler vers les mers ou s'infiltrer dans le sol, contribuant ainsi à la recharge des nappes phréatiques (CIE, 2005).

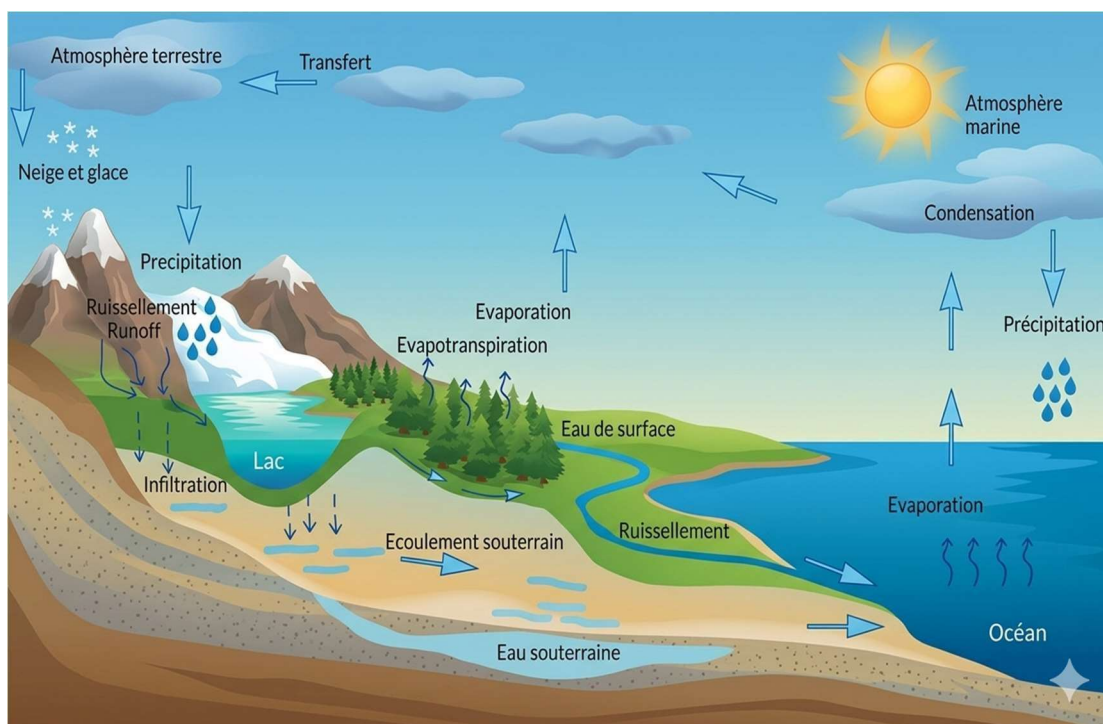


Figure I.1 : Le cycle de l'eau

(<http://eduterre.ens-lyon.fr/thematiques/hydro/cycleau/modeliser> (modifié))

I.3. Evaluation de la qualité des eaux de surface

La qualité des eaux de surface tend à se détériorer dans les bassins versants à cause des déversements dus aux activités urbaines et industrielles. Bien que la quantité de demandes d'eau utilisée dans les activités domestiques soit assez faible par rapport aux utilisations industrielles et agricoles, la qualité d'eau est extrêmement importante pour la distribution d'eau potable (DAP) (Bhatia et Falkenmark., 1992). La qualité des eaux de surface est appréciée par des mesures de divers paramètres physico-chimiques et biologiques. Le problème d'évaluation du niveau de pollution est un processus difficile et subtil, basé sur l'analyse de différents indicateurs de pollution.

Parmi ces paramètres on cite les plus importants :

I.3.1. Paramètres physico-chimiques

I.3.1.1. Paramètres physique

I.3.1.1.1. Température

La mesure précise de la température de l'eau est essentielle nécessaire parce qu'elle affecte beaucoup de paramètres physico-chimiques. En effet, elle va influencer la solubilité des ions et gaz dissous, sur les équilibres de dissociation ionique, ce qui a une incidence directe sur la conductivité électrique et le pH. Par conséquent, la température constitue un indicateur important pour l'interprétation de l'origine des eaux et la détection d'éventuels phénomènes de mélange (Belaid & Redjimi, 2013). En effet, elle est dépendante, tout d'abord, des fluctuations saisonnières et journalières de la température ambiante et ensuite, des contributions liées aux activités humaines telles que les émissions des eaux de refroidissement. Toute perturbation de cette variable pourrait avoir un impact sur les équilibres biologiques et par conséquent sur la faune aquatique, surtout pour la pollution thermique. Par ailleurs, la température joue un rôle déterminant dans les processus microbiologiques tels que la nitrification et la dénitrification (Leynaud, 1968).

L'optimum de la nitrification se situe à une température de 28 à 32 °C, pendant que cette dernière est fortement réduite dans les températures comprises entre 12 et 15 °C. De même, une inhibition importante de ce processus est observée sous des températures inférieures à 5 °C. Finalement, il existe des paramètres physicochimiques qui dépendent de la température de l'eau, comme le pH et la concentration en oxygène dissous (Johnson et Wilby, 2015) (Tableau 2).

I.3.1.1.2. Potentiel hydrogène pH

Le pH est lié à la quantité d'ions H^+ dans une solution aqueuse. Le pH révèle la nature acide, base, ou neutre d'une solution (Nehme, 2014). Le pH peut servir aussi comme indicateur de la qualité de l'eau (Tableau1). En effet, beaucoup de poissons et organismes aquatiques n'ont pas supporté des environnements acides. De plus, le pH a des effets sur le comportement de nombreux éléments chimiques, notamment les métaux lourds, en modifiant leur solubilité et leur biodisponibilité, ce qui peut accroître leur toxicité (Derwich et *al.*, 2010).

Tableau1 : Classification des eaux d'après leur pH (Khrida et *al.*, 1997).

pH < 5	Présence d'acides minéraux ou organiques dans l'eau naturelle
pH = 7	pH neutre
7 < pH < 8	Neutralité approchée => majorité des eaux de surface
5,5 < pH < 8	Eaux souterraines
pH = 8	Alcalinité forte

I.3.1.1.3. Oxygène dissous

Il joue un rôle essentiel pour la survie de la vie aquatique et aussi pour les processus d'autoépuration des milieux naturels. La présence de cet élément dans l'eau est déterminée par la respiration des organismes vivants, de l'activité photosynthétique de plante aquatique, de l'oxydation et de la dégradation des substances contaminantes, ainsi que par les échanges d'air à l'eau (Belghiti et *al.*, 2013).

Le taux d'oxygène dissous change tous les jours et selon les saisons, car il dépend de nombreux facteurs, dont la pression partielle en oxygène atmosphérique, la température de l'eau, la salinité, la pénétration de la lumière, l'agitation du milieu ainsi que la disponibilité en nutriments. En général, la plus est la valeur de taux d'oxygène dissous à la limite de saturation, plus la capacité d'autoépuration du milieu aquatique est élevée (Tableau 2). Une teneur de moins de 1 mg/l signifie une situation similaire à l'anaérobiose, résultant d'une consommation d'oxygène supérieure aux apports, liée aux processus d'oxydation de la matière organique, des nutriments et des déchets minéraux. Dans ce cas, la réduction d'oxygène dissous est accompagnée de la libération de substances toxiques à partir des sédiments. Une concentration allant de 1 à 2 mg/L est indicative d'une eau fortement polluée mais pouvant être restaurée, tandis qu'une concentration de 4 à 6 mg/L est considérée comme étant une eau de bonne qualité. Des valeurs supérieures à la saturation naturelle en oxygène peuvent indiquer un phénomène d'eutrophisation, associé à une activité photosynthétique intense. D'autre part, des concentrations d'oxygène de moins de 4 mg/L peuvent affecter les poissons sensibles. Finalement, la concentration en oxygène dissous peut être donnée en mg/L ou bien en pourcentage de saturation en oxygène (IBGE, 2005).

Tableau 2 : Solubilité de l'oxygène dans l'eau en fonction de la température
(IBGE, 2005).

Température (°C)	Solubilité mg O₂/l
0	14.16
5	12.37
10	10.92
15	9.76
20	8.84
25	8.11

À une température de l'ordre de 15°C, l'objectif de qualité de 50% de saturation en oxygène correspond à une concentration de 5 mg O₂/litre. (IBGE, 2005).

I.3.1.1.4. Conductivité électrique

La conductivité électrique est définie par la capacité de l'eau à transmettre l'électricité entre les deux électrodes. Elle est fonction de la présence des ions dissouts dans l'eau provenant des sels minéraux qui transport des charges électriques (Belaid et Redjimi, 2013). L'unité de mesure est en général exprimée en mS/cm et elle est un indicateur de minéralisation de l'eau, qui montre sa concentration en sels dissous (Tableau 3). De ce fait, la conductivité est largement utilisée comme indicateur de la qualité des eaux dans les études environnementales, notamment pour mettre en évidence les apports en sels d'origine naturelle, liés aux caractéristiques du bassin versant, ou d'origine anthropique, tels que les rejets industriels ou issus des unités de dessalement (Samah et Bourouaiah, 2021). Par ailleurs, la conductivité est fortement influencée par la température de l'eau, augmentant généralement avec l'élévation de celle-ci (Belaid et Redjimi, 2013).

Tableau 3 : La relation entre la minéralisation et la conductivité (Rodier, 2009).

Conductivité	Minéralisation
CE < 100 μ S/cm	Minéralisation très faible
100 μ S/cm < CE < 200 μ S/cm	Minéralisation faible
200 μ S/cm < CE < 333 μ S/cm	Minéralisation moyenne
333 μ S/cm < CE < 666 μ S/cm	Minéralisation moyenne accentuée
666 μ S/cm < CE < 1000 μ S/cm	Minéralisation importante
CE > 1000 μ S/cm	Minéralisation élevée

I.3.1.1.2 .Paramètres chimiques

I.3.1.1.2.1. Ammonium

L'azote ammoniacal est fréquent dans les eaux superficielles (Bennamoun et Boumazbar, 2018). En solution, l'azote ammoniacal se présente sous deux formes : l'ammoniac (NH_3) et l'ion ammonium (NH_4^+), dont les proportions varient en fonction du pH et de la température. Il provient principalement des excréments animaux ainsi que de la décomposition bactérienne des composés organiques azotés. Par ailleurs, il constitue une source d'azote assimilable pour le phytoplancton et peut être oxydé par les bactéries nitrifiantes (Aminot et Chaussepied, 1983). Toutefois, à des concentrations élevées, il peut atteindre des niveaux toxiques pour les organismes aquatiques, cette toxicité dépendant des espèces ainsi que des conditions du milieu, notamment du pH et de l'oxygénation de l'eau (Alzieu, 1989).

I.3.1.1.2.2. Nitrites

Les nitrites peuvent provenir soit d'une oxydation partielle de l'ammoniac, soit de la réduction des nitrates en raison d'une action dénitrifiante. L'eau qui contient des nitrites peut être suspecte (Abaidi, 2022).

I.3.1.1.2.3. Nitrates

Les nitrates (NO_3^-) présents dans l'eau superficielle et souterraine se forment par la décomposition naturelle des matériaux azotés organiques par les micro-organismes, tels que les protéines provenant des protéines d'origine végétale et animale ainsi que les déjections animales (Mouaz et Bentchich, 2017). Ils résultent également de l'écoulement des eaux à travers les sols constituant les bassins versants. Dans les conditions naturelles, leurs concentrations restent généralement faibles, ne dépassant pas 3 mg/L dans les eaux superficielles et quelques mg/L dans les eaux souterraines. Ainsi, la nature des zones de drainage joue un rôle déterminant dans leur présence. Toutefois, les activités humaines contribuent fortement à l'enrichissement des eaux en nitrates. On constate l'augmentation progressive des niveaux de nitrates ces derniers temps, avec une augmentation de 0,5 à 1 mg/L/an ou jusqu'à 2 mg/L/an dans certaines zones.

Cette augmentation est principalement liée à trois sources :

- **Source agricole** : l'agriculture intensive, caractérisée par l'utilisation massive d'engrais azotés et les rejets d'effluents d'élevage, constitue la principale contribution, représentant environ 6/9 des apports en nitrates dans le milieu naturel.
- **Source urbaine** : les rejets des stations d'épuration, où l'élimination de l'azote n'est pas complète, peuvent libérer des nitrates ou des ions ammonium susceptibles de se transformer en nitrates dans le milieu naturel (2/9 des apports).
- **Source industrielle** : les rejets issus notamment des industries de fabrication d'engrais azotés représentent environ 1/9 des apports (Rejsek, 2002).

I.3.1.1.2.4. Phosphate

Les ions phosphates présents dans les eaux superficielles et souterraines peuvent avoir une origine naturelle, notamment par la décomposition de la matière organique ou le lessivage des minéraux du sol.

Ils peuvent également provenir de sources anthropiques, telles que les rejets industriels (notamment agroalimentaires), les eaux usées domestiques riches en polyphosphates issus des détergents, ainsi que l'utilisation d'engrais et de produits agricoles. En l'absence d'apports externes importants, les phosphates sont généralement présents à l'état de traces dans les eaux naturelles. Leur introduction dans les eaux de surface, telles que les rivières et les lacs, est principalement liée aux rejets d'eaux usées, dont le traitement reste souvent insuffisant (Bentounes, 2017).

I.3.1.1.2.5. Chlorures

Les chlorures sont présents dans toutes les eaux, mais à des concentrations variables. Lorsqu'ils sont en excès dans l'eau d'alimentation, ils peuvent favoriser la corrosion des réseaux de distribution et avoir des effets néfastes sur les plantes. Par ailleurs, des variations importantes de leur concentration dans le temps peuvent être considérées comme un indicateur de pollution, Les chlorures existent dans toutes les eaux à des concentrations variables.

Ils peuvent avoir plusieurs origines :

- Percolation à travers des terrains salés.
- Infiltration d'eaux marines dans les nappes phréatiques.
- Activités humaines et industrielles. (Bentounes, 2017).

L'Algérie s'est appuyée sur les standards internationaux pour élaborer sa propre réglementation en matière de qualité des eaux (Mostefaoui et Toutaoui, 2018). Le cadre normatif algérien résulte ainsi d'une synthèse des recommandations existant à l'échelle mondiale. Les valeurs limites et indicatives nationales (JORA, 2011) ainsi que les valeurs guides internationales de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) relatives à la potabilité des eaux (Tableau 4).

Tableau 4: Normes algériennes de qualité des eaux relatives aux paramètres étudiés (JORA, 2011).

Paramètre	Unité	Valeur réglementaire algérienne
pH	Unité pH	6,5 – 9,0
Température	°C	25
Conductivité électrique	µS/cm	2800
Chlorures (Cl ⁻)	mg/L	200
Nitrates (NO ₃ ⁻)	mg/L	50
Nitrites (NO ₂ ⁻)	mg/L	0,2
Ammonium (NH ₄ ⁺)	mg/L	0,5
Phosphore (P)	mg/L	5

I.4. Pollution des eaux de surface

Le terme « pollution » désigne la présence d'une substance à une concentration dépassant un seuil susceptible d'entraîner des effets néfastes sur le milieu (Ramade, 2000). L'eau, qu'elle soit douce, salée, pluviale, souterraine ou superficielle, peut être contaminée par diverses substances susceptibles de la rendre nocive. Selon l'origine des rejets (industriels, agricoles ou urbains), principalement d'origine anthropique, le pouvoir polluant d'une substance dépend essentiellement de deux facteurs :

- la dose introduite dans le milieu récepteur, déterminée par la concentration du polluant et le volume d'eau concerné.
- la fréquence des apports, dont la répétition augmente les risques en raison de l'effet cumulatif des polluants dans les sédiments et les organismes vivants (Bazzarelli et *al.*, 2016).

La dégradation des ressources en eau, sous l'effet des rejets d'eaux polluées, peuvent non seulement détériorer gravement l'environnement mais aussi entraîner des risques de pénurie (Kerrichi et Medakene, 2021).

I.4.1. Origine de pollution

I.4.1.1. Origine industrielle

Les activités industrielles génèrent de nombreux rejets susceptibles de contaminer les rivières et les nappes phréatiques, parfois de manière intensive, dont les effets à long terme restent encore mal connus (Gupta, 1992).

Ces effluents contiennent divers composés, sous forme soluble ou insoluble, d'origine minérale et/ou organique, présentant des degrés variables de biodégradabilité et pouvant s'avérer toxiques même à de très faibles concentrations (Boeglin, 2001).

I.4.1.2.Origine agricole

L'agriculture utilise des engrais azotés et phosphorés ainsi que des produits phytosanitaires destinés à la protection des cultures. Toutefois, l'usage excessif de ces substances, dont certaines peuvent être toxiques, favorise leur transfert vers les eaux de surface et souterraines lors des épisodes pluvieux, principalement par ruissellement et infiltration dans le sol (Fatmia, 2020).

I.4.1.3.Origine domestique

Les eaux usées urbaines se caractérisent par une forte charge en matières organiques biodégradables, entraînant une consommation importante d'oxygène dissous, et renferment également des agents pathogènes ainsi que divers polluants chimiques d'origine domestique et urbaine (Degrémont, 1989).

I.4.1.4.Origine pluviale

Les eaux pluviales constituent une source non négligeable de pollution. Lors de leur passage dans l'atmosphère, elles dissolvent et entraînent divers polluants issus des rejets atmosphériques industriels et urbains (fumées industrielles) (Fatmia, 2020).

I.4.1.5.Origine naturelle

Certaines substances d'origine naturelle présentes dans l'environnement peuvent être à l'origine de la contamination de l'eau potable. Parmi les composés inorganiques impliqués figurent notamment le baryum, l'arsenic, les fluorures, le sodium, les chlorures, le mercure, le cadmium ainsi que les cyanures. Les eaux souterraines sont particulièrement vulnérables à cette contamination, notamment lorsque les formations géologiques environnantes contiennent des éléments métalliques susceptibles d'être mobilisés vers la nappe (Djabri, 1996).

I.4.2. Les principaux polluants

I.4.2.1.Polluants physiques

La pollution physique représente les éléments solides entraînés par l'eau. Ils se subdivisent en plusieurs catégories selon leur nature et leur dimension :

- Les éléments grossiers.
- Les sables.
- La matière en suspension (MES) (Fatmia, 2020).

I.4.2.2.Polluants chimiques

La pollution chimique d'une eau est plus complexe et peut avoir plusieurs sources. On distingue selon la nature de la pollution chimique :

- Les éléments chimiques minéraux.
- Les éléments chimiques organiques) (Zeghoud, 2014).

I.4.2.3.Polluants biologiques

L'eau peut contenir des microorganismes pathogènes :

- Des virus.
- Des bactéries.
- Des parasites ect.

Qui sont dangereux pour la santé humaine, et limitent donc les usages que l'on peut faire de l'eau (Fatmia, 2020).

I.5.Impacts environnementaux et sanitaires de la pollution des eaux de surface

I.5.1. Sur l'environnement par l'eutrophisation des milieux aquatiques

La présence excessive d'azote et de phosphore entraîne un phénomène d'eutrophisation, caractérisé par une prolifération excessive de végétation aquatique. Ce processus s'accompagne d'une diminution de la concentration en oxygène dissous, pouvant conduire à l'asphyxie, perturber les fonctions vitales des organismes aquatiques, telles que la respiration et la reproduction, et entraîner à long terme la mortalité de nombreuses espèces (poissons, crustacés, ...etc) (Ivanowsky, 2016).

I.5.2. Sur la santé humaine

L'eau constitue un élément essentiel à la vie humaine. Cependant, sa pénurie ou sa dégradation qualitative est à l'origine de nombreuses maladies à l'échelle mondiale, en particulier dans les pays en développement, où environ 80 % des pathologies sont liées à l'eau (Adjagodo et *al.*, 2017, Sy et *al.*, 2017). Selon l'Organisation mondiale de la Santé (OMS), près de 4 milliards de cas de diarrhée sont recensés chaque année, accompagnés de nombreux autres cas de maladies, directement associés au manque d'accès à une eau potable de qualité.

Ces affections entraînent environ 1,7 million de décès par an, touchant majoritairement les enfants de moins de cinq ans. La santé humaine est également fortement affectée par les maladies hydriques ainsi que par la pollution chimique de l'eau résultant des activités humaines. Par ailleurs, l'UNICEF estime qu'environ 60 % de la mortalité infantile mondiale est liée à des maladies infectieuses ou parasitaires, principalement associées à la dégradation de la qualité de l'eau (Rouamba et *al.*, 2016, Some et *al.*, 2014) .

II. L'indice De Qualité De L'eau (IQE)

II.1. Généralité sur l'indice de qualité de l'eau (IQE)

Le processus d'évolution des modèles d'Indice de Qualité de l'Eau (IQE) est illustré à la (figure I.2). Bien que la formalisation des modèles d'IQE soit relativement récente et remonte essentiellement aux cinquante dernières années, le recours à des indices pour évaluer et classer la qualité des eaux existait déjà depuis le milieu du XIX^e siècle (Abbasi et Abbasi, 2012). Au cours des années 1960, Horton a proposé le premier modèle d'IQE en s'appuyant sur dix paramètres physico-chimiques jugés représentatifs de l'état général des milieux aquatiques (Horton, 1965). Par la suite, Brown, avec l'appui de la National Sanitation Foundation, a mis au point une version améliorée et méthodologiquement plus robuste de ce modèle, connue sous l'appellation IQE-NSF (Turkey et *al.*, 2013) cette approche s'est basée sur la consultation d'un panel de 142 spécialistes en qualité de l'eau, chargés de définir les paramètres pertinents et leur pondération respective (Brown et *al.*, 1970). D'autres modèles d'IQE ont par la suite été développés à partir de l'IQE du NSF. En 1973, le Scottish Research Development Department (SRDD) a créé son propre indice SRDD, inspiré en partie du modèle de Brown, qu'il a appliqué à l'évaluation de la qualité des eaux riveraines. L'indice de Bascaron (1979), celui de House (1986) et l'indice Dalmatien constituent des dérivés ultérieurs du SRDD. Ce dernier a ensuite donné naissance au modèle Environmental Quality Index (EQ), dédié à l'évaluation de la qualité des eaux dans les écosystèmes des Grands Lacs (Abeshu., 2021). Un autre progrès notable fut le développement de l'indice de qualité de l'eau en Colombie-Britannique, créé par le ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs au milieu des années 1990. Cet outil a servi à évaluer la qualité de nombreux cours d'eau dans cette province canadienne, se révélant particulièrement sensible aux protocoles d'échantillonnage et fortement dépendant des objectifs de qualité spécifiques. À partir d'une analyse et d'une adaptation de ce modèle, le groupe de travail du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) sur les normes de qualité de l'eau a formulé l'IQE-CCME en 2001, officiellement reconnu depuis 1990.

Récemment sont également apparus des modèles tels que l'indice de Liou, l'indice malaisien et l'indice d'Almeida (Chidiac et *al.*, 2023 ; Galal et *al.*, 2021). À ce jour, plus de 35 modèles d'IQE ont été développés par divers pays et organismes pour évaluer la qualité des eaux de surface à l'échelle mondiale (Galal et *al.*, 2021) .

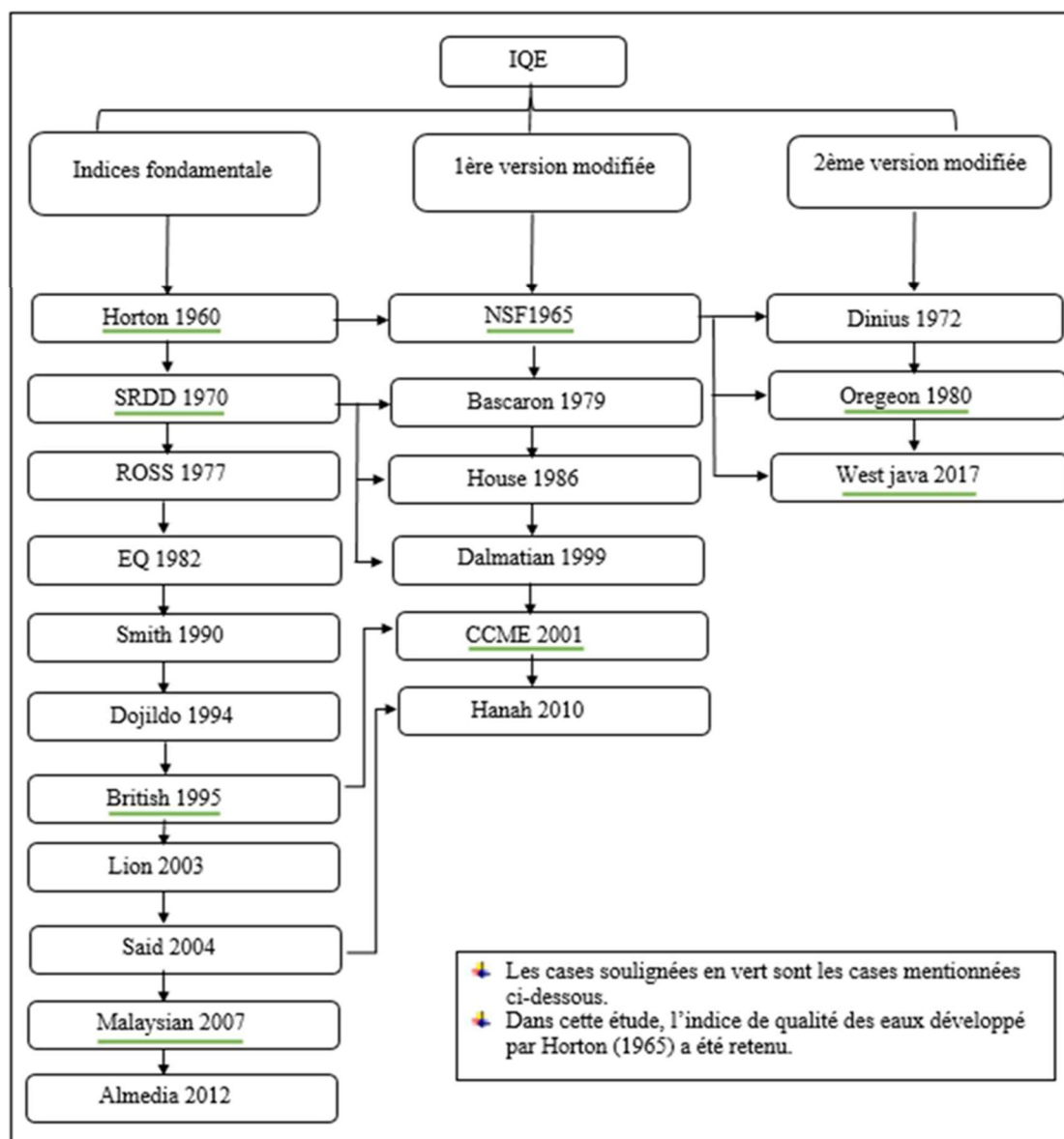


Figure I. 2 : Développement historique du modèle IQE (Galal et *al.*, 2021) (modifié).

II.2. Définition :

L'indice de la qualité de l'eau (IQE) est une méthodologie synthétique qui permet de réaliser l'évaluation globale de la qualité des eaux superficielles. Ce dernier combine les informations provenant de plusieurs paramètres sous forme d'un indice numérique unique qui est souvent adimensionnel pour simplifier l'analyse de la qualité de l'eau (Abbasi et *al.*, 2012).

Cette approche a été initialement proposée par Horton (1965) et développée ensuite par Brown et al. (1970). La formulation de Horton intègre les principaux paramètres influençant la qualité des eaux de surface, tels que l'oxygène dissous, la température, le pH, la turbidité et la conductivité électrique, tout en prenant en compte la présence de nutriments et de contaminants (nitrates, phosphates, métaux lourds, pesticides), permettant ainsi d'exprimer l'effet combiné de ces facteurs sur l'état global de l'eau (Festy et *al.*, 2003 ; Liou et *al.*, 2004 ; Tyagi et *al.*, 2013). L'IQE a été utilisé la première fois pour analyser les variations saisonnières des paramètres physico-chimiques au cours de l'année et leur impact sur la qualité des eaux destinées à l'alimentation (House et *al.*, 1987 ; House, 1990). Aujourd'hui, cette échelle se retrouve beaucoup utilisée dans divers environnements aquatiques tels que les lacs, les rivières et les estuaires, lors des études liées à la gestion de la qualité des ressources en eau (Benrahou, 2023).

II.3. Calcul de l'IQE de Horton (1965)

La computation de l'indice de qualité de l'eau se fait à travers plusieurs étapes. Dans un premier temps, chacun des paramètres chimiques est accordé un poids spécifique (w_i), de 1 à 5, compris entre 1 et 5, reflétant son degré d'influence sur la qualité globale de l'eau et son impact potentiel sur la santé, le poids 1 correspondant à l'effet le plus faible et le poids 5 à l'effet le plus élevé (Şeneret *al.*, 2017). La note maximale (5) a été attribuée aux nitrates (NO_3^-), aux nitrites (NO_2^-) et à l'ammonium (NH_4^+), en raison de leur importance déterminante dans l'évaluation de la qualité de l'eau. L'oxygène dissous (O_2) et les phosphates (PO_4^{3-}) ont reçu un poids de 4, tandis que le pH a été associé à un poids intermédiaire de 3. Dans une seconde étape, le poids relatif (W_i) est calculé à l'aide de l'équation présentée ci-dessous (Şeneret et *al.*, 2017). Les valeurs obtenues de W_i sont récapitulées dans le tableau 6.

➤ Equation (1):

$$W_i = \frac{w_i}{\sum_{i=1}^n w_i}$$

Où :

- ***Wi*** : le poids relatif
- ***wi***: le poids de chaque paramètre
- ***n*** : le nombre de paramètres.

Ensuite, un indice de qualité (*qi*) est calculé pour chaque paramètre en divisant la concentration mesurée dans l'échantillon (*Ci*) par sa limite admissible (*Si*), selon les normes algériennes pour l'eau potable, puis en multipliant le résultat par 100 (Şener et al., 2017 ; Ramakrishnaiah et al., 2009).

➤ Equation (2) :

$$qi = (Ci / Si) \times 100$$

Avec :

- ***qi*** : la notation de qualité.
- ***Ci***: la concentration de chaque paramètre chimique dans l'échantillon d'eau (mg/l).
- ***Si***: la norme algérienne pour l'eau potable correspondant à chaque paramètre (mg/l).

L'indice de qualité de l'eau pour chaque échantillon est déterminé en additionnant les sous-indices ***Sli***, calculés à l'aide de l'équation suivante :

➤ Equation (3) :

$$Sli = Wi \times qi$$

Où :

- ***Sli***: le sous-indice du paramètre nième.
- ***Wi***: le poids relatif.
- ***qi***: l'évaluation de la qualité basée sur la concentration du paramètre nième.

La somme des valeurs ***Sli*** donne l'indice de qualité de l'eau pour chaque échantillon.

Les catégories calculées de l'indice de qualité de l'eau (WQI) sont réparties en cinq classes (Şener et al., 2017).

➤ Equation (4) :

$$WQI = \sum_{i=1}^n sli$$

Les valeurs de l'indice de qualité de l'eau (WQE) calculées sont classées en cinq catégories :

Tableau 5 : classification de la qualité des eaux selon (Şeneret *al.*, 2017).

<i>Classe IQE</i>	<i>Type d'eau</i>
< 50	Eau très bonne
50 – 100	Eau bonne
100 – 200	Eau pauvre
200 – 300	Eau très pauvre
> 300	Eau impropre à la consommation

Tableau 6 : Les poids relatifs des paramètres physico-chimiques (Khadrietal., 2018 modifier).

<i>Paramètres</i>	<i>Norme algérienne</i>	<i>Poids (WI)</i>	<i>Poids relatif (wi)</i>
<i>PH</i>	8.5	3	0.115
<i>OD (mg/L)</i>	5	4	0.154
<i>NO₃⁻(mg/L)</i>	50	5	0.192
<i>NO₂⁻(mg/L)</i>	0.2	5	0.192
<i>NH₄⁺(mg/L)</i>	0.5	5	0.192
<i>PO₄³⁻ (mg/L)</i>	5	4	0.154

III. Les estuaires

III.1. Définitions

Un estuaire correspond à la zone de transition située à l'embouchure d'un cours d'eau se jetant dans la mer C'est une zone intermédiaire qui combine des influences marines et fluviales en créant un système littoral particulier. Un estuaire est défini par la présence des eaux de la mer dans la section aval du cours d'eau (Fairbridge, 1980) .

III.2. Zonation des compartiments estuariens

La zone des différentes parties de l'estuaire change suivant la saison, la dynamique de l'eau et le cycle des marées. De cette façon, on trouve trois zones principales (Rossignol, 1998) (Figure I.3) :

- ✓ L'estuaire marin : directement influencé par les eaux marines.
- ✓ L'estuaire intermédiaire : constitué d'un mélange d'eau douce et d'eau fortement salée.
- ✓ L'estuaire fluvial : dominé par les eaux douces mais encore soumis à l'action quotidienne de la marée.

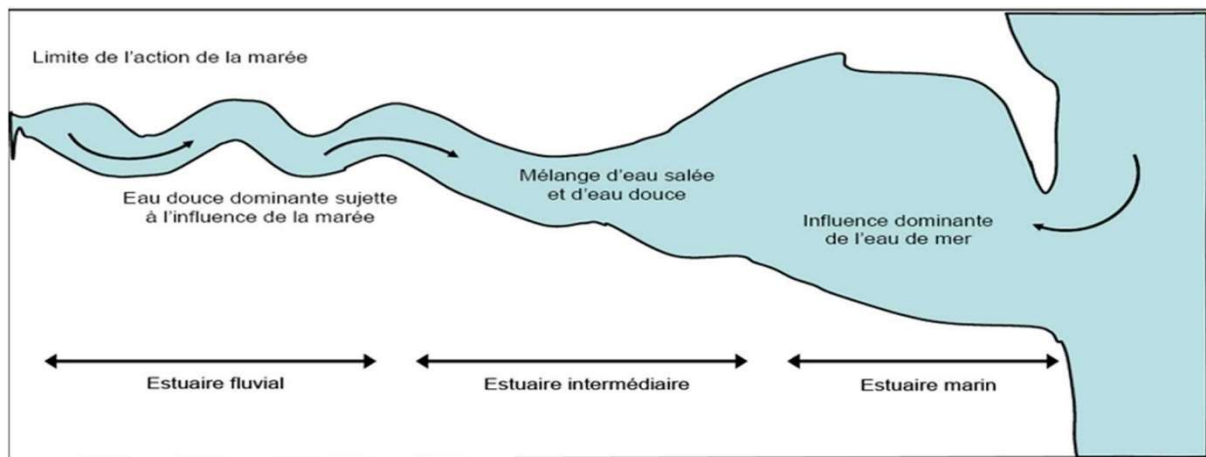


Figure I.3 : Différentes parties constituant un estuaire (Fairbridge, 1980).

III.3. Fonctions écologiques et valorisation des estuaires

Les estuaires représentent des écosystèmes très productifs, favorables au développement d'une grande diversité faunistique et floristique, en raison de leur position de zone de contact entre les milieux marin et continental. Ils jouent un rôle essentiel en tant que zones de transition pour de nombreuses espèces de poissons, ainsi qu'en tant qu'aires de repos, d'alimentation et de nidification pour l'avifaune (Cameron et Pritchard, 1963 ; Pirozzoli, 1993; Meire et *al.*, 2005). Ils assurent également une fonction écologique fondamentale en tant que zones de nourricerie, de croissance et de couloirs migratoires pour de nombreuses espèces aquatiques et aviaires (McLusky et Elliott, 2004 ; Pasquaud et *al.*, 2012).

Par ailleurs, les estuaires sont le siège de nombreuses activités anthropiques, notamment industrielles (raffineries, usines), accompagnées d'infrastructures telles que les ponts et les tunnels. Le développement des activités portuaires, particulièrement marqué depuis le milieu du XIX^e siècle, a favorisé les échanges économiques tout en entraînant des modifications significatives de la morphologie estuarienne. Ces milieux représentent également une ressource essentielle pour l'alimentation à travers la pêche, l'aquaculture et certaines pratiques agricoles. En outre, les eaux estuariennes sont intensivement utilisées par les industries et par l'agriculture, principalement pour le rafraîchissement de l'industrie et l'irrigation (Dindinaud, 2015).

III.4. Variabilité des paramètres dans quelques estuaires

Les estuaires se caractérisent par d'importants gradients physico-chimiques résultant du mélange des eaux douces continentales et des eaux marines. Ces variations influencent directement la dynamique des paramètres environnementaux ainsi que le fonctionnement écologique de ces milieux de transition (Tableau 7).

Tableau 7 : Variation des paramètres physico-chimiques dans quelques estuaires

Estuaires	Paramètre	Variation	Référence
Loukkos (Maroc)	Température	- Variation saisonnière : (14,55-29,00°C) - Homogène sur tout l'estuaire (20,82-23,73°C) - Suit la température atmosphérique	El Morhit et al. (2012)
	pH	Valeurs alcalines stables (7,20–8,48)	
	Conductivité	- Corrélée à la salinité (0,79-52,70 ms/cm) - Maxima à marée haute	
	Oxygène dissous	- Forte variabilité (0,75-14,66 mg/L) - Pic en mars 2007 (14,66 mg/L)	
	Nitrates (NO ₃ ⁻)	- Faibles la plupart du temps - Pic de crue en mai 2007 (13,65 mg/l)	
Grand-Lahou (Côte d'Ivoire)	Température	- Variation modérée (17,36-30,84°C) - Moyenne ~28°C sur toutes les stations	

	pH	▪ CV faible (3-10%) ▪ Relativement stable (6,58-8,49) Légèrement acide à alcalin ▪ CV faible (8-9%)	Konan et al., 2013
	Oxygène dissous	▪ Très forte variabilité (0,20-25,87 mg/L) ▪ CV élevé (33-88%)	
	Nitrates	▪ Très faibles (0,01-0,26 mg/L) ▪ CV élevé (68-73%)	
	Température	▪ Faibles concentrations (0,05-0,40 mg/L) ▪ CV très élevé (51-96%)	
Tage (Portugal)	Nitrates + Nitrites	▪ Variation saisonnière significative ($p < 0,001$) ▪ Plus élevée en été (juillet-septembre) ▪ Plus faible en hiver (mars)	Cereja et al. 2022
	Ammonium	▪ PIC en automne-hiver : (12,0-45,3 $\mu\text{mol/L}$) ▪ Plus faibles en été : (1,2-19,8 $\mu\text{mol/L}$) ▪ Diminution amont→aval Augmentation locale près des rejets	
	Phosphates	▪ plus élevé en automne (3,1-11,2 $\mu\text{mol/L}$) ▪ Très faible en été (0-4,1 $\mu\text{mol/L}$) ▪ Diminution amont→aval Associé aux rejets urbains	
	Température	▪ Plus élevés en automne-hiver : (1,1-3,2 $\mu\text{mol/L}$) ▪ Faibles en été : (0,2-2,4 $\mu\text{mol/L}$) ▪ Diminution amont→aval	
	Oxygène dissous	▪ Variation saisonnière	

Charente (France)		significative ($p < 0,001$) - Plus élevée en été (juillet-septembre : 21-23°C) - Plus faible en hiver (décembre : 7-9°C) - Homogène sur tout l'estuaire	Salvadori 1976
	pH	- Forte variabilité (0,75-14,66 mg/L) - PIC en mars (14,66 mg/L) - eaux marines oxygénées	
	Conductivité	- Valeurs alcalines stables (7,20-8,48) - Légère baisse dans la zone de faible chlorinité (0,2-10 g/L)	
	Nitrates	- Corrélée à la salinité (0,79-52,70 ms/cm) - Maxima à marée haute - Gradient de minéralisation décroissant amont→aval	
	Ammonium	PIC dans la zone de faible chlorinité (0,1-12 g/L)	
	Phosphates	Plus élevé près des rejets urbains (Rochefort, Tonnay-Charente)	
	Température	- PIC près des rejets industriels (usine Asturonia) - Plus élevés en amont, diminution vers l'aval	
Gironde (France)	pH	- Variation saisonnière significative ($p < 0,001$) - Plus élevée en été (juillet-septembre : 21-23°C) - Plus faible en hiver (décembre : 7-9°C) - Homogène sur tout l'estuaire	Maurice 1993
	Oxygène dissous	- Valeurs alcalines stables (7,20-8,48) - Légère baisse dans la zone de faible chlorinité (0,2-	

		10 g/L)	
	Nitrates	▪ Forte variabilité (2,5-8 mg/L en été)	
	Ammonium	▪ Augmentation de 18% en 7 ans en Garonne aval ▪ PIC en hiver (forts débits + lessivage des sols)	
	Phosphates	▪ Faibles concentrations (0,01-0,10 mg/L) ▪ Plus élevés en amont, diminution vers l'aval	

III.5. Dynamiques des flux de nutriments et de matière organique dans les estuaires

Les estuaires sont essentiels pour le transport et la transformation des nutriments et de la matière organique entre les eaux continentales et marines (Statham, 2012 ; Regnier *et al.*, 2013). Grâce à des processus variés, biologiques, physiques et chimiques, ces composants (nutriments et matière organique) sont transportés, retenus et ensuite métabolisés. Ceux qui viennent des rivières sous forme de phosphates et de nitrates et la matière organique, qu'elle provienne d'endroits locaux (phytoplancton) ou du bassin versant sont modifiés par des interactions géochimiques et par la dégradation par les organismes. Par conséquent, l'estuaire sert d'intermédiaire entre ces flux et régule la contribution de ces substances dans les écosystèmes côtiers (Humborg *et al.*, 2003 ; Deborde *et al.*, 2007).

III.6. Les estuaires les plus importants en l'Algérie

Ils comprennent notamment ceux de la Tafna, de la Macta, du Chéliff, du Seybouse, de la Soummam et de l'Oued El Kebir, qui jouent un rôle majeur dans le fonctionnement des zones côtières (Tableau 8).

Tableau 8 : Principaux estuaires en Algérie et leurs caractéristiques (Jatri,2025).

Estuaire	Localisation	Caractéristiques principales	Types de sédiments	Problèmes/impacts
Oued Chlef	Mostaganem (Ouest)	Plus long fleuve d'Algérie, estuaire dynamique avec formation de petits deltas	Gravier, sable, argile, limon	Érosion côtière, modification continue par les courants marins
Oued Seybouse	Annaba (Est)	Estuaire large et fertile, favorable à l'agriculture	Limon, argile, sable fin	Pollution agricole et industrielle, intrusion saline
Oued Soummam	Béjaïa	Forte influence montagneuse, dynamique saisonnière élevée	Sable, argile, roches	Accumulation sédimentaire, perturbation de la navigation
Oued El Harach	Alger (Centre)	Estuaire urbain fortement anthropisé	Limon, matière organique	Pollution industrielle et urbaine élevée
Oued Tafna	Tlemcen – Ghazaouet (Ouest)	Influence marine forte, formation de plages sableuses	Sable grossier, gravier, calcaire	Érosion côtière, baisse du débit fluvial
Oued Mazafran	Mitidja (Alger)	Estuaire relativement stable, riche en matière organique	Argile, limon, sable	Sensible aux inondations et changements climatiques
Oued El Kebir	Skikda (Est)	Estuaire mixte favorable à la biodiversité	Sable fin, argile, calcaire	Influence des courants marins et changements climatiques

Chapitre II : Matériel et méthodes

1. Présentation de Site d'étude

a) Généralités sur le bassin versant de la Tafna

Le bassin versant de la Tafna constitue le principal système hydrographique du Nord-Ouest algérien. Il s'étend sur une superficie d'environ 7 245 km² et couvre près de 77 % du territoire de la wilaya de Tlemcen ainsi qu'une partie du territoire marocain (Dahmani et *al.*, 2003). Il englobe 37 communes de la wilaya de Tlemcen (Bemoussat, 2012). Rattaché au bassin hydrographique Oranie-Chott Chergui, il est situé entre 34°11' N et 0°50' à 2°20' O (Bouanani, 2004). Son relief est contrasté, avec des altitudes variant du niveau de la mer à plus de 1 800 m (Zettam, 2018). Le bassin est subdivisé en trois unités principales (orientale, occidentale et septentrionale), limitées par les monts des Traras au nord-ouest et les monts de Tlemcen au sud (Bouanani et *al.*, 2003 ; Bouanani, 2004). Son principal cours d'eau, l'Oued Tafna, long d'environ 170 km, prend sa source à la grotte de Ghar Boumaza et se divise en trois tronçons : la Haute, la Moyenne et la Basse Tafna, avant de se jeter dans la mer Méditerranée au niveau de la plage de Rechgoune (Dahmani et *al.*, 2003 ; Bouanani, 2004). Le bassin versant est caractérisé par un climat méditerranéen semi-aride, avec une pluviométrie annuelle comprise entre 300 et 600 mm et une température moyenne avoisinant 18 °C (Benabdelkader, 2019 ; Zékri et Tounkob, 2021). Les pertes par évapotranspiration sont importantes et peuvent atteindre 1 500 mm/an. Les débits varient fortement selon les saisons et les secteurs, allant de 0,001 à 1,409 m³/s, avec des valeurs pouvant atteindre 90 m³/s à l'exutoire (Zettam, 2018). Sur le plan géologique, le bassin repose sur des formations variées comprenant les terrains jurassiques des monts des Traras, les alluvions des plaines centrales et les formations carbonatées karstifiées des monts de Tlemcen (Bemoussat, 2012). Les sols y sont répartis en quatre grands types (Bouanani, 2004). L'occupation du sol est dominée par les activités agricoles, notamment les cultures céréalières qui représentent 23,6 % de la superficie du bassin, ainsi que par les formations forestières couvrant près de 40 % de son territoire (Belarbi, 2018 ; Zettam, 2018 ; Bemoussat, 2012). Le réseau hydrographique est régulé par cinq barrages principaux destinés à l'alimentation en eau potable et à l'irrigation. Toutefois, ces ouvrages favorisent également le piégeage des sédiments et de certains polluants (Benabdelkader et *al.*, 2018 ; Zettam et *al.*, 2018). Par ailleurs, la qualité des eaux du bassin demeure affectée par les rejets urbains et industriels ainsi que par l'insuffisance des infrastructures d'assainissement face à l'accroissement démographique.

b) Localisation

L'estuaire étudié (figure II.1) se situe dans la partie aval de l'oued Tafna, qui s'étend du village de Pierre du Chat (Fetmi El Arbi) (wilaya de Tlemcen) jusqu'à son embouchure en mer Méditerranée, au niveau de la plage de Rachgoun (Wilaya d'Ain Temouchent), sur une distance d'environ 20 km. L'estuaire de la Tafna se caractérise par une largeur de lit relativement importante, une pente très faible et une profondeur moyenne avoisinant 2 m. Les eaux y sont généralement faiblement oxygénées et les fonds présentent une nature vaseuse (Yadi., 1991).

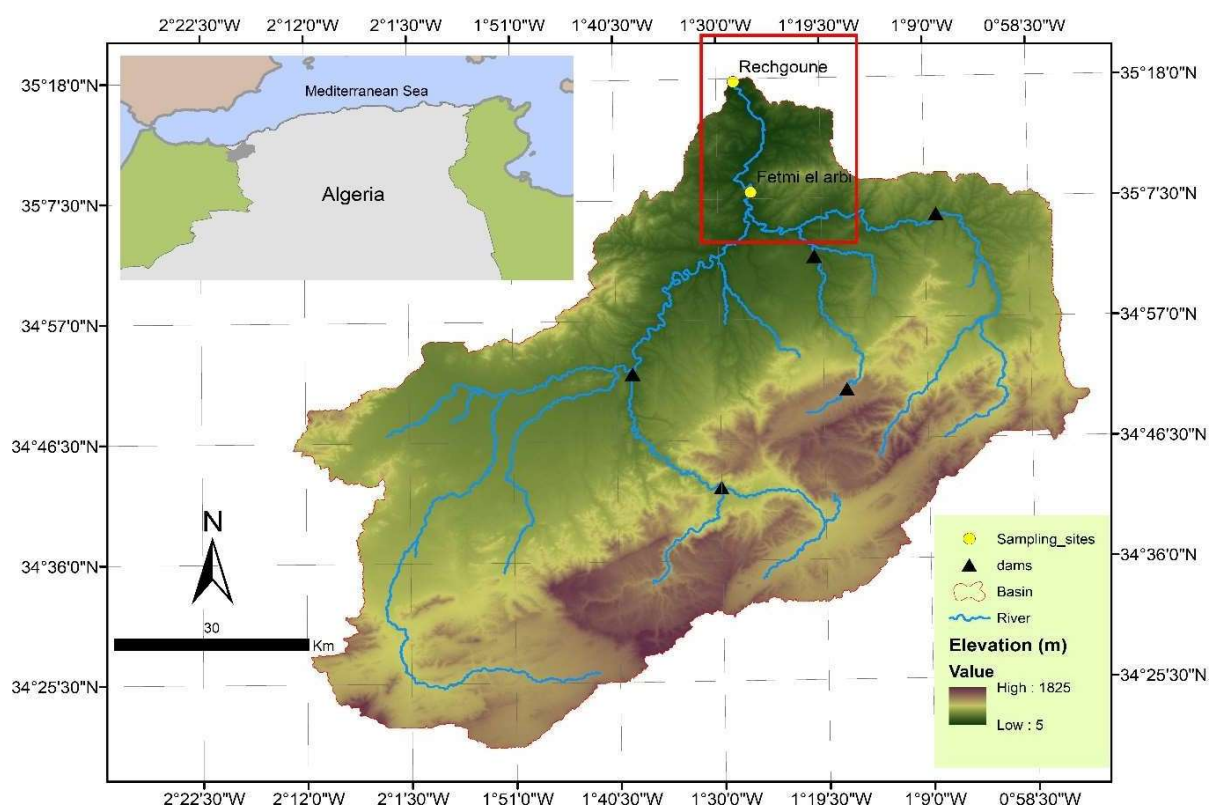


Figure II. 1 : Localisation de l'estuaire et positionnement des deux stations de prélèvement.

c) Hydro climat

Du point de vue bioclimatique, les monts de Tlemcen, situés en amont du bassin versant de la Tafna, relèvent de l'étage sub-humide, tandis que vers le nord, le gradient climatique évolue progressivement vers des conditions semi-arides puis arides. Cette transition bioclimatique favorise une forte évaporation dans la partie aval du bassin, entraînant un assèchement estival quasi systématique des cours d'eau et conférant au réseau hydrographique un caractère intermittent, typique des oueds méditerranéens du nord-ouest algérien (Dali Youcef, 2005).

La partie d'exutoire présente un climat méditerranéen à tendance semi-aride, caractérisé par un été chaud et sec et un hiver relativement frais et pluvieux. La période s'étendant d'avril à novembre correspond à la saison sèche. La station météorologique de Beni-Saf est la plus proche et la plus représentative de cette région. L'analyse des variations thermiques à la station de Beni-Saf sur la période 2015–2020 met en évidence une amplitude thermique annuelle marquée, avec un minimum en janvier (13 °C) et un maximum en août (27,05 °C). Par ailleurs, le régime pluviométrique est fortement saisonnier, avec un maximum en janvier (78,8 mm) et un minimum en juillet (0,7 mm). Ce rythme hiver pluvieux/été quasi sec, propre au climat méditerranéen semi-aride oranais, régit le débit et la dynamique physico-chimique de l'oued Tafna en basse vallée (Meziane, 2022). Les débits mesurés à l'exutoire du bassin versant de la Tafna sur la période 1981–2010 varient généralement entre 0 et 10 m³/s, avec des étiages prononcés durant la période estivale (juin–août) (Mami, 2020). Toutefois, des crues importantes peuvent survenir, les débits journaliers pouvant atteindre jusqu'à 90 m³/s entre 2000 et 2013 (Zettam, 2018).

d) L'occupation du sol

Les terrasses et le fond des vallées de l'oued Tafna sont occupés par des terrains cultivés et les pentes sont couvertes de garrigues (Figure II.2). L'espace agricole domine le paysage avec une Surface Agricole Utile (SAU) de 2631,3 ha, représentant 42,7% de la surface totale de l'estuaire. Dans la partie moyenne et basse du bassin, la végétation ligneuse est remplacée par les cultures céréalières (2310,5 ha, soit 87,81% de la SAU), fruitières et surtout maraîchères (165,3 ha). Les cultures irriguées (211,4 ha, soit 8,03% de la SAU) se concentrent principalement dans la vallée de la Tafna, où est pratiquée une agriculture intensive basée sur la culture des agrumes (46,1 ha), le maraîchage et la céréaliculture. L'espace forestier occupe 2843,8 ha (46,15%), composé principalement de forêts de Pin d'Alep sur le massif montagneux de Beni Saf et de peuplements d'Eucalyptus le long des oueds. Le matorral et la broussaille représentent 1853,3 ha, formant une végétation dégradée à base de Doum (*Chamaerops humilis*) et de Lentisque (*Pistacia lentiscus*) répartie sur tout le territoire (Merioua, 2014). La végétation naturelle subsistante, comprenant le Tamarix (*Tamarix africana*) et le Laurier (*Nerium oleander*), n'est représentée que par des taches peu étendues (Merioua, 2014 et Benabdelkader, 2019). La population de la zone estuarienne est répartie entre plusieurs agglomérations. Selon le Recensement Général de la Population et de l'Habitat (RGPH, 2008). La commune de Beni Saf comptait 42 284 habitants.

Les communes voisines comptent respectivement 15 419 habitants à Oulhaça El Gheraba, 7 512 habitants à Sidi Safi, 5 871 habitants à Sidi Ouriache et 4 396 habitants à Emir Abdelkader (RGPH, 2008). À l'échelle locale, les villages de Rechgoune (307 habitants), El Bradj (480 habitants) et Ghar El Baroud (1 614 habitants), constituent les principaux noyaux de peuplement de l'estuaire.

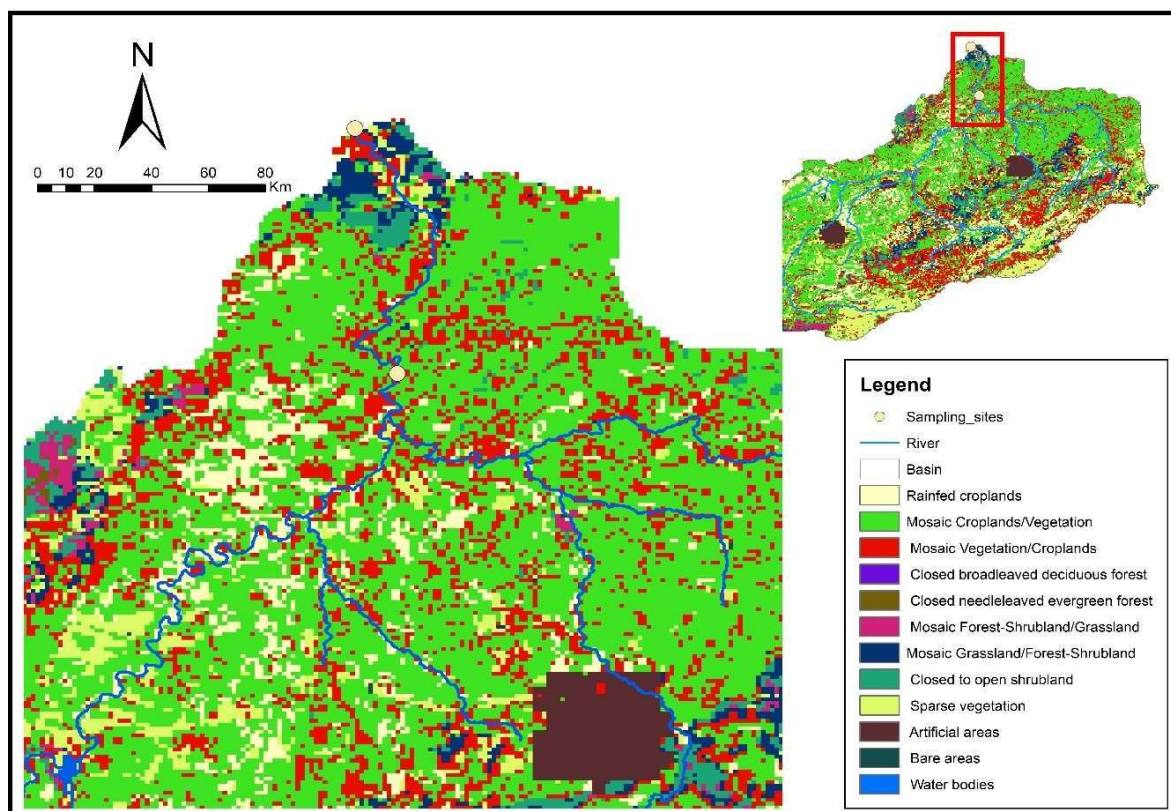


Figure II. 2 : Carte d'occupation du sol du bassin versant de la Tafna et positionnement des points de prélèvement (<http://ionial.esrin.esa.int/>)

e) Description des stations d'étude

❖ Fetmi el arbi

Cette station hydrométrique, connue localement sous l'appellation « Hadjret El Gat » (Pierre du Chat), est située en aval du village de Bourouaha, dans la partie terminale du bassin versant de la Tafna (Figure II.3). Positionnée aux coordonnées géodésiques 35,13516° N et 1,44384° O, elle se situe à une altitude d'environ 100 m. Le site est délimité au nord par le Djebel Sabaa Chiouck, au sud par les monts de Tlemcen, à l'est par les monts de Tessala et à l'ouest par le massif des Traras. Les rives du cours d'eau au niveau de la station sont occupées par une ripisylve arbustive caractéristique des milieux méditerranéens semi-arides.

Cette formation végétale est dominée par le Tamaris (*Tamarix africana* ou *Tamarix gallica*), espèce la plus abondante et la plus dense sur les berges de l'Oued Tafna. Cette formation est associée au Laurier-rose (*Nerium oleander*), espèce typique des lits d'oueds et de leurs rives. On observe également la présence de roseaux (*Phragmites australis* et *Arundo donax*) ainsi que diverses plantes hygrophiles spontanées qui colonisent les zones de berges et les chenaux.

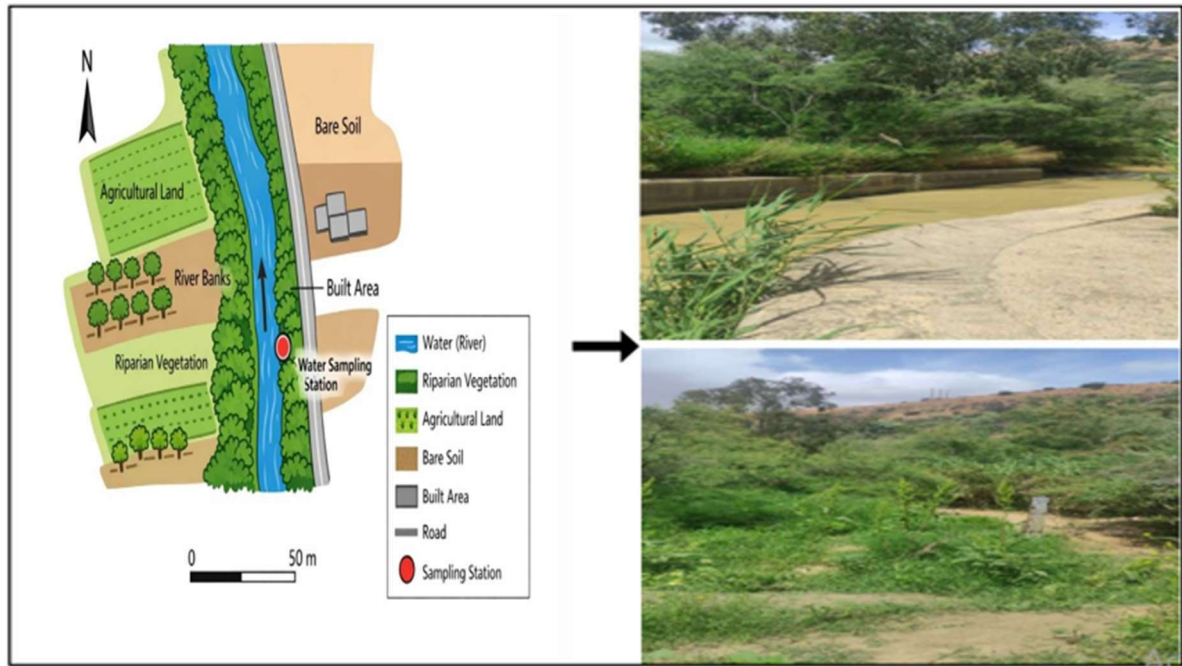


Figure II. 3 : Présentation schématique et vues réelles de la première station de prélèvement (Fetmi El Arbi).

❖ Rechgoune

C'est une station balnéaire positionnée aux coordonnées géodésiques 35,29590° N et 1,47071° O, à une altitude d'environ 0 m (Figure II.4), cette station est localisée à proximité du village de Rechgoun, dans la daïra de Béni Saf, wilaya d'Aïn Témouchent. Il s'agit de la partie terminale de l'Oued Tafna, constituant une zone de transition estuarienne où se combinent les influences fluviales et marines. Cette station est située à environ 31 km en aval de la première station de suivi. Le lit de l'oued y est dominé par des formations sableuses et argileuses, favorisant un régime hydro-sédimentaire particulier. Les rives de la station ne présentent pas d'activités agricoles, mais sont caractérisées par une végétation naturelle typique des milieux humides et estuariens, dominée par les roseaux (*Phragmites australis*) et le Tamarix (*Tamarix sp.* ou *Tamarix gallica*). Selon la Direction du Tourisme de la wilaya d'Aïn Témouchent (D.T.A.T, 2006), l'estuaire de la Tafna divise la plage de Rachgoun en deux parties : Rachgoun rive gauche, d'une longueur d'environ 900 m, située dans la commune d'Oulhaça (« Rechgoun A ») ; et Rechgoun rive droite, longue d'environ 800 m, relevant de la commune de Béni Saf (« Rechgoun B », également appelée Siga).

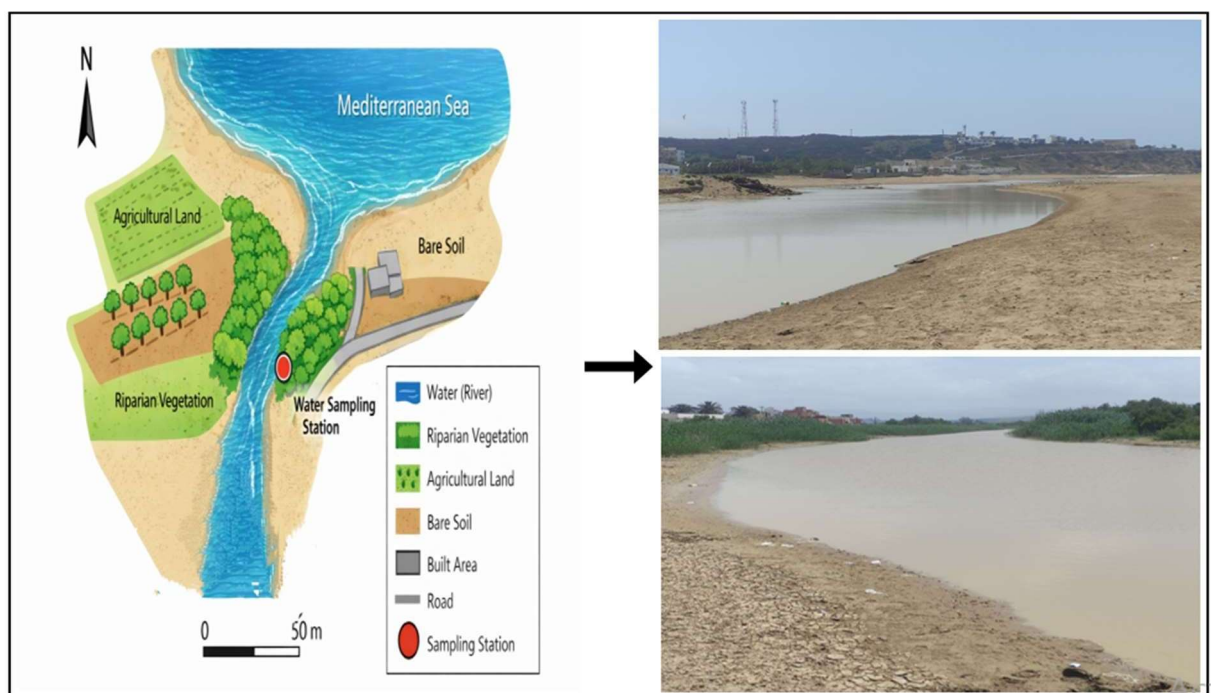


Figure II. 4 : Présentation schématique et vues réelles de la deuxième station de prélèvement (Rechgoune)

f) Pédologie

Selon (Babinot, 1982 et Tinthoin, 1948), les sols de ce secteur sont majoritairement constitués d'alluvions fluviatiles et fluvio-marines (Figure II.5), présentant des textures variées allant des limons aux argiles, complétées par des sables littoraux à l'approche de la baie de Rechgoune. L'oued chemine à travers des terrains salés jusqu'à la mer, se chargeant progressivement en sel durant son écoulement. La concentration saline augmente ainsi graduellement, atteignant son maximum à l'embouchure (Dali Youcef, 2005).

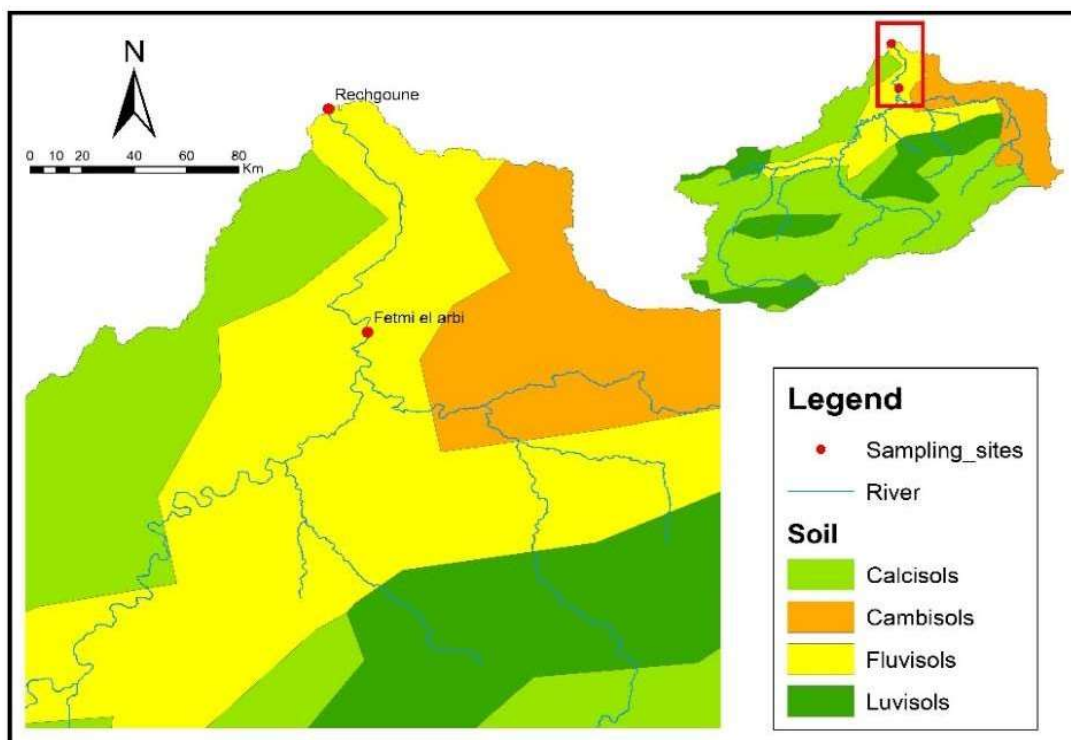


Figure II. 5: Carte pédologique bassin versant de la Tafna et localisation des stations d'étude (<http://ional.esrin.esa.int/>)

g) Géologie

L'aval de la Tafna est caractérisée à la fois par la présence de terrains tertiaires et par des formations volcaniques récentes, notamment des tufs basaltiques qui s'étendent de part et d'autre de l'embouchure (Gentil, 1903). Par ailleurs, les manifestations volcaniques de l'Oranais, représentées par des basaltes d'âge quaternaire observés dans des régions telles que la basse Tafna, Ghazaouet, Oujda et Aïn Témouchent, sont postérieures aux phases tectoniques ayant conduit à la mise en place de l'Atlas oranais (Tinthoin, 1948).

2. Matériel utilisé

Dans cette partie, nous exposons le matériel et les méthodes utilisés durant ce travail, incluant les procédures d'échantillonnage ainsi que les mesures effectuées sur le terrain et en laboratoire (Figure II.6). Deux campagnes d'échantillonnage ont été effectuées (Février et Avril 2026) au niveau de deux sites (Fatmi el arbi et Rechgoun).

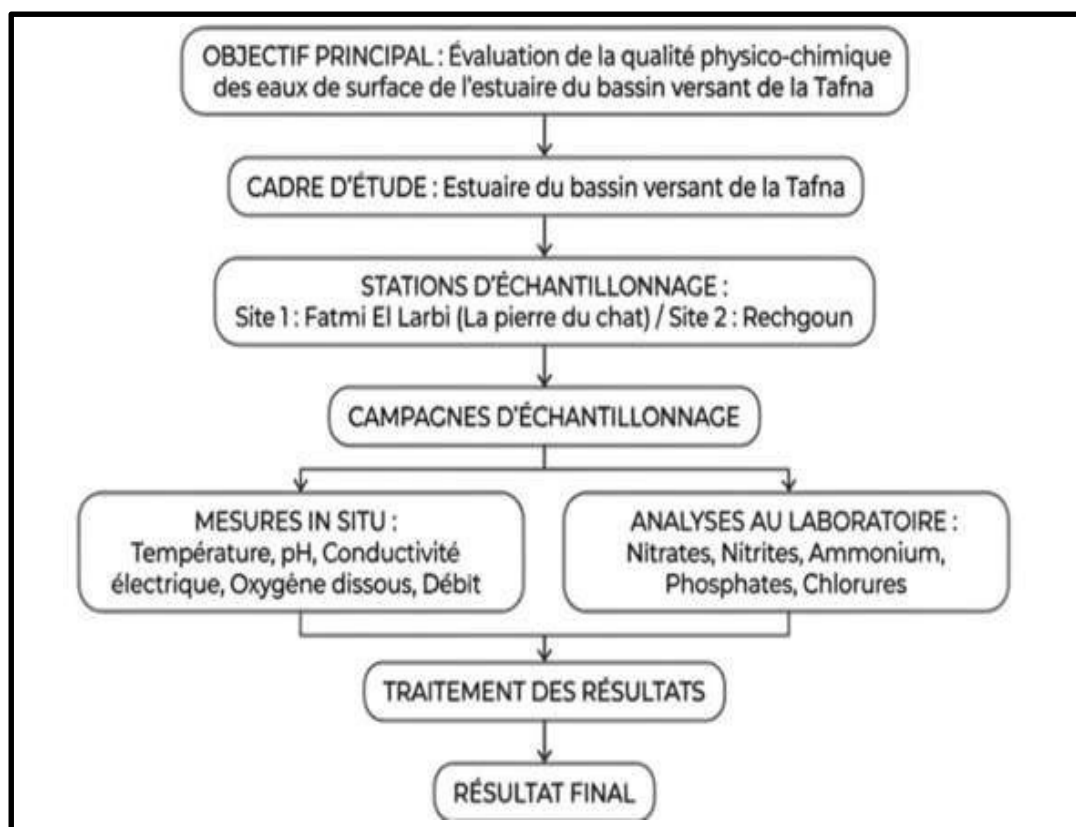


Figure II. 6: Organigramme méthodologique de l'étude

Les prélèvements d'eau ont été réalisés à l'aide de deux bouteilles en plastique préalablement rincées à l'eau du site afin d'éviter toute contamination. Les paramètres physico-chimiques ont été mesurés *in situ* à l'aide d'appareils portables. Le potentiel hydrogène (pH) a été déterminé à l'aide d'un pH-mètre portable équipé d'une sonde de température, permettant également la mesure de la température de l'eau. La conductivité électrique a été mesurée à l'aide d'un conductimètre, tandis que la teneur en oxygène dissous a été évaluée au moyen d'un oxymètre. Les flacons ont ensuite été placés dans une glacière et transportés jusqu'au laboratoire afin de préserver les échantillons en vue de l'analyse de la composition physico-chimique de l'eau, réalisée à l'aide d'un spectrophotomètre de type UV DR 5000 de marque HACHLANGE (Figure II.7).

Pour les mesures morpho-métriques du cours d'eau, un mètre ruban a été utilisé pour déterminer la largeur du lit, tandis qu'un bâton gradué a servi à mesurer la profondeur.

2.1. Échantillonnage

L'échantillonnage a été effectué selon les étapes suivantes : les échantillons ont été prélevés au niveau de chaque site à l'aide de deux bouteilles en plastique de 0,5 L, préalablement rincées à l'eau du site. Chaque bouteille a été immergée sous la surface de l'eau puis refermée afin d'éviter tout contact avec l'air. Les échantillons ont été immédiatement placés dans une glacière jusqu'à leur arrivée au laboratoire.

2.2. Mesures in situ

Les échantillons d'eau ont été prélevés au niveau de chaque site d'étude. Les mesures in situ des paramètres physico-chimiques ont été réalisées comme suit :

- ✓ Mesure de l'oxygène dissous (DO) à l'aide d'un oxymètre en mg/L.
- ✓ Mesure du pH et de la température à l'aide d'un pH-mètre en degrés Celsius (°C).
- ✓ Mesure de la conductivité électrique (CE) à l'aide d'un conductimètre portable en ms/cm. (La lecture a été faite après immersion de la sonde pendant quelques minutes jusqu'à ce que la valeur se stabilise).
- ✓ Le débit (Q) a été estimé par la méthode du flotteur, consistant à suivre le déplacement d'un objet flottant (feuille d'une plante) à la surface de l'eau sur une distance donnée. Le temps mis pour parcourir cette distance a permis de calculer la vitesse de surface, utilisée ensuite pour déterminer le débit selon la relation :

$$Q = A \times V$$

Avec :

Q : débit (m³/s)

A : surface de la section transversale (m²)

V : vitesse moyenne de l'eau (m/s)

- La largeur de l'oued a été déterminée entre les deux rives à l'aide d'un mètre ruban.
- La profondeur a été mesurée en trois points distincts à l'aide d'une tige graduée.

Après les mesures sur terrain, les échantillons ont été transporté au laboratoire puis conservés au réfrigérateur jusqu'à la réalisation des analyses chimiques.

2.3. Analyses en laboratoire

Les analyses des paramètres chimiques ont été réalisées 24 heures après la collecte des échantillons d'eau. Une filtration préalable a été réalisée afin de séparer la phase dissoute des particules en suspension susceptibles d'influencer les résultats analytiques. Les concentrations de plusieurs paramètres ont été déterminées à l'aide du spectrophotomètre DR5000, en employant des réactifs spécifiques de la marque « Hach » pour garantir la précision des mesures : réactif 304 pour l'ammonium (NH_4^+), réactif 339 pour les nitrates (NO_3^-), réactif 341 pour les nitrites (NO_2^-) et réactif 348 pour les phosphates (PO_4^{3-}), réactif 311 pour les chlorures (Cl^-). Cette approche spectrophotométrique (Figure II.7), fondée sur l'identification automatique par code barre.



Figure II. 7 : spectrophotomètre DR5000

La concentration en ortho-phosphates (PO_4^{3-}) a été déterminée à l'aide du kit de réactifs LCK 348 et du spectrophotomètre DR 5000. Un volume de 0,5 ml d'échantillon filtré, prélevé avec une seringue propre, a été introduit dans un tube à essai contenant les réactifs, suivi de l'ajout de 0,2 ml de solution réactive B. Le tube, hermétiquement fermé avec le bouchon de la boîte C, a été homogénéisé par retournement (2-3 fois), puis laissé reposer 10 minutes pour développer la coloration. Après un repos de 10 minutes et essuyage extérieur, le tube est inséré dans le DR 5000 pour mesurer l'absorbance et déterminer la concentration.

➤ Nitrates (NO_3^-)

La concentration en nitrates (NO_3^-) a été dosée à l'aide des réactifs LCK 339 (Figure 12) et du spectrophotomètre DR 5000. Un volume de 0,1 ml d'échantillon, prélevé avec une seringue propre, a été introduit dans un tube à essai avec 0,2 ml de réactif A. Le tube, hermétiquement fermé, a été inversé et homogénéisé, puis incubé 15 minutes à température ambiante avant lecture de l'absorbance.

➤ Nitrates (NO_2^-)

La concentration en nitrates (NO_3^-) a été quantifiée par spectrophotométrie à l'aide du kit de réactifs LCK 339 et du spectrophotomètre DR 5000 (Figure4). Un volume précis de 1ml d'échantillon, prélevé avec une seringue propre, a été introduit dans un tube à essai hermétiquement fermé suivi de 0,2 ml de réactif A, puis homogénéisé par inversion. Après une incubation de 15 minutes à température ambiante, l'absorbance a été déterminée.

➤ L'ammonium (NH_4^+)

La détermination de l'ammonium (NH_4^+) a été réalisée à l'aide du kit LCK 304. Un volume de 5mL d'échantillon a été introduit dans le tube réactif. Après fermeture, le tube a été agité puis homogénéisé par inversion afin d'assurer un mélange complet des réactifs. L'échantillon a ensuite été laissé en incubation pendant 15 minutes à température ambiante. À l'issue de ce temps de réaction, l'absorbance a été mesurée à l'aide du spectrophotomètre DR 5000.

➤ Chlorures (Cl^-)

La détermination des chlorures (Cl^-) a été réalisée à l'aide du kit LCK 311. La mesure a ensuite été effectuée au moyen du spectrophotomètre DR 5000.

🌈 Le calcul des flux journaliers (exprimés en kg/jour) a été effectué à l'aide de la relation

suivante :

$$\text{Flux (kg/jour)} = C \times Q$$

Avec :

C : la concentration du paramètre ($\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$,) en mg/L.

Q : le débit en m^3/s .

✓ Remarque :

Les flux journaliers ont été obtenus en appliquant les facteurs de conversion des unités, à savoir 1000 pour convertir les m^3 en litres, 3600 pour convertir les secondes en heures et 24 pour convertir les heures en jours, ainsi que 10^{-6} pour convertir les milligrammes en kilogrammes.

✚ L'indice de qualité de l'eau (IQE ou WQI) a été déterminé selon la méthode de Horton (1965), modifiée selon (Şener et al., 2017), qui permet de synthétiser l'état global de l'eau à partir de plusieurs paramètres physico-chimiques. Les concentrations mesurées des nutriments, notamment les nitrates (NO_3^-), les nitrites (NO_2^-), l'ammonium (NH_4^+), les phosphates (PO_4^{3-}), l'oxygène dissous (OD) exprimées en mg/L et le PH, ont été utilisées pour le calcul de cet indice.

Chaque paramètre a été converti en un sous-indice de qualité (q_i) en fonction de sa concentration (C_i) et de la norme correspondante (S_i), tandis qu'un poids relatif (W_i) a été attribué à chaque paramètre afin de refléter son importance dans l'évaluation globale. L'indice de qualité de l'eau (WQI) a été calculé à partir de la somme des sous-indices pondérés (Sl_i), selon la formule finale suivante :

$$WQI = \sum_{i=1}^n sli$$

✚ Le taux de rétention(R) des nutriments (nitrates et phosphates) a été calculé à l'aide de la formule suivante (curie et al.,2011) :

$$R = \frac{F_{ENTRANT} - F_{SORTANT}}{F_{ENTRANT}}$$

- **R** : Taux de rétention (sans dimension).
- **F entrant** : Flux entrant au niveau de la station amont (Site 1 : Fetmi El Arbi), exprimé en kg/j.
- **F sortant** : Flux sortant au niveau de la station aval (Site 2 : Rechgoune), exprimé en kg/j.

Chapitre III : Résultats et interprétations

Pour la présentation et l'analyse des résultats, nous utiliserons les appellations **Site1** et **Site2** pour désigner respectivement Fetmi el arbi et Rechgoune. Les normes algériennes de qualité des eaux superficielles ont été prises en considération pour l'évaluation des résultats.

III.1. Paramètres physico-chimiques :

III.1.1. Température :

Compagne 1 :

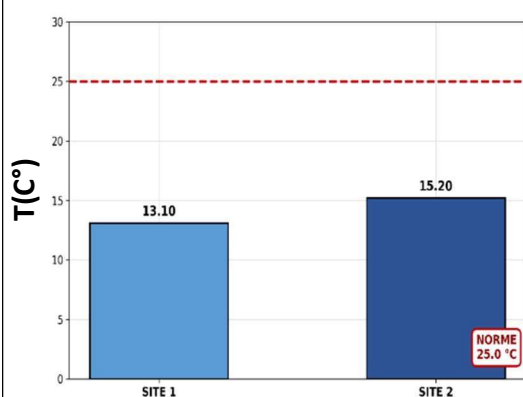


Figure III. 1: Variation du Température Compagne 1

Compagne 2 :

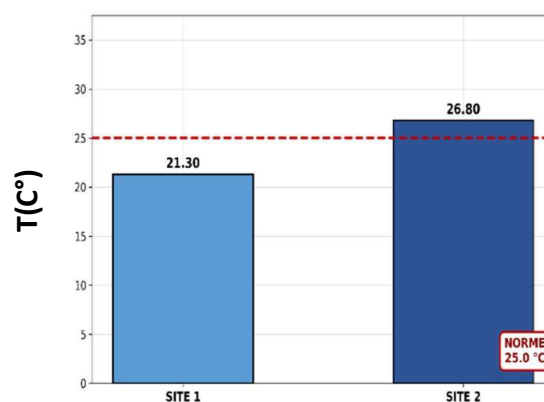


Figure III. 2 : Variation du Température Compagne 2

Moyenne :

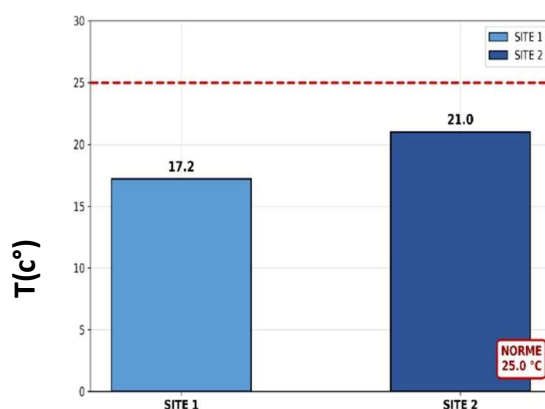


Figure III. 3 : La température moyenne entre les deux campagnes

On observe une forte hausse de la température entre les deux campagnes. Au site1, elle passe de 13,10°C en février à 21,30°C en avril pour une moyenne de 17,2°C.

Au site2, la température varie de 15° 26,80°C, avec une moyenne de 21, 0°C. Le S2 affiche lors d la Campagne 2 des températures plus élevées (26,80°C) que le site1 qui dépasse la norme fixée (25.0°C), tandis que le site1 reste conforme.

III.1.2. Oxygène dissous(OD) :

Compagne1 :

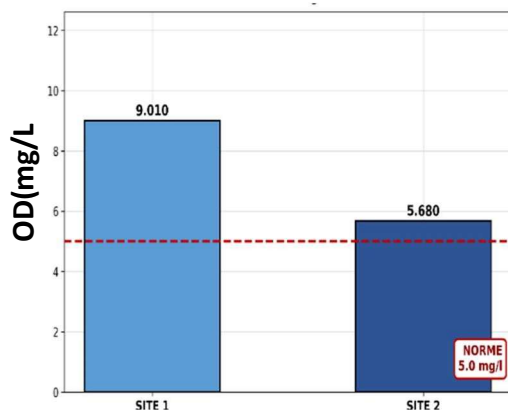


Figure III. 4 : Variation de l'oxygène dissous- (Compagne 1)

Compagne2 :

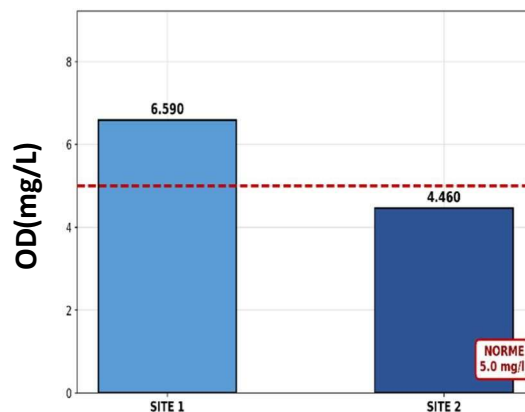


Figure III. 5 : Variation de l'oxygène dissous- (Compagne 2)

Moyenne :

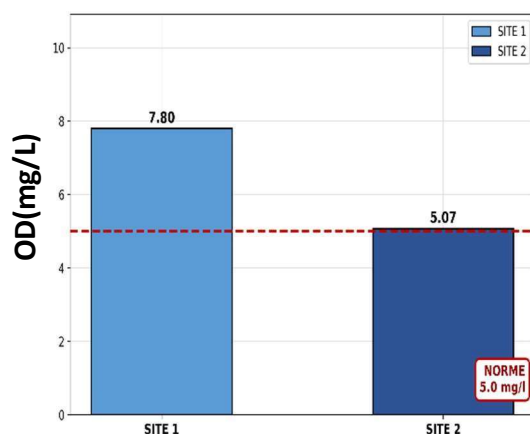


Figure III. 6 : Moyenne de l'oxygène dissous (OD) entre les deux campagnes

Les niveaux d'oxygène dissous varient d'une campagne à l'autre. Au niveau de site1 on observe une diminution de la concentration d'O₂ entre février (9.01 mg/L) et avril (6.59mg/L) supérieure au norme(5mg/L), avec une moyenne de 7.80 mg/L. En revanche, à **site 2** une légère diminution est constatée entre février (5.68 mg/L) et (4.46 mg/L) inférieure au norme en avril, pour une moyenne de 5.07 mg/L. Ainsi, la station **site1** présente une meilleure oxygénation que **site2**.

III.1.2. Conductivités électrique (CE) :

Compagne 1 :

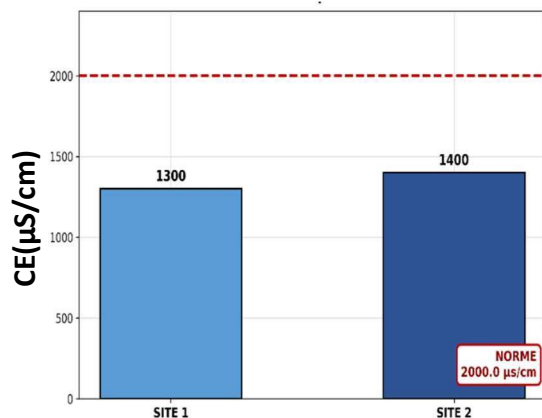


Figure III. 7: Variation de la conductivité électrique (CE) – Compagne 1

Compagne 2 :

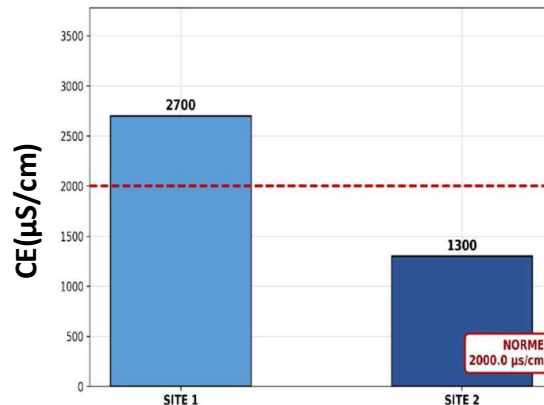


Figure III. 8: Variation de la conductivité électrique (CE) – Compagne 2

Moyenne :

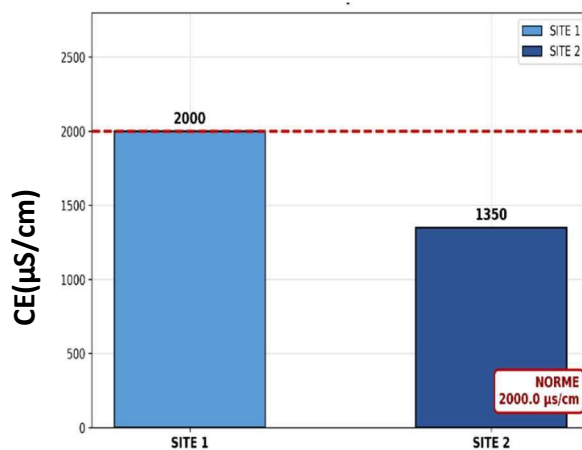


Figure III. 9: Moyenne de la conductivité électrique (CE) entre les deux campagnes

Au **site1** la conductivité électrique augmente fortement entre 1300 µS/cm en février à 2700 µS/cm, dépassant ainsi la norme de 2000 µS/cm en avril, avec une moyenne de 2000 µS/cm. En **site2**, les valeurs fluctuent de 1400 µS/cm à 1300 µS/cm entre les deux campagnes, affichant une moyenne de 1350 µS/cm. Le **site2** présente une stabilité relative de la charge ionique, tandis que le **site1** manifeste une variation notable traduisant une minéralisation accrue lors de la deuxième campagne.

III.1.4.PH :

Compagne1 :

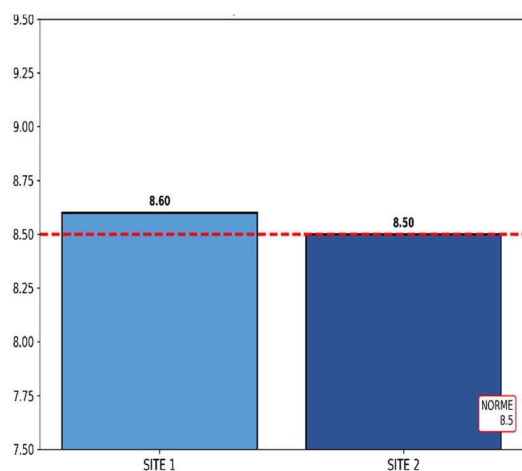


Figure III. 10: Variation
du PH Compagne 1

Compagne2 :

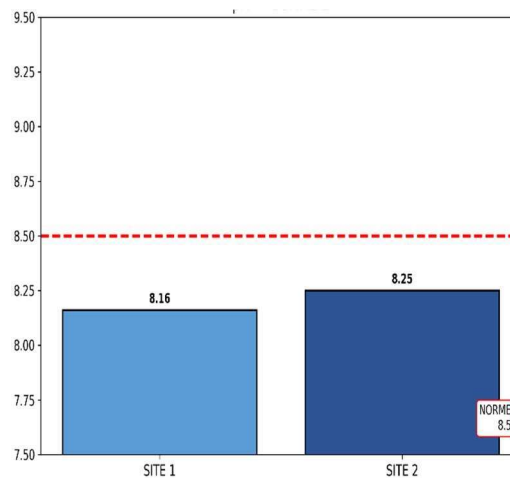


Figure III. 11: Variation
du PH Compagne 2

Moyenne :

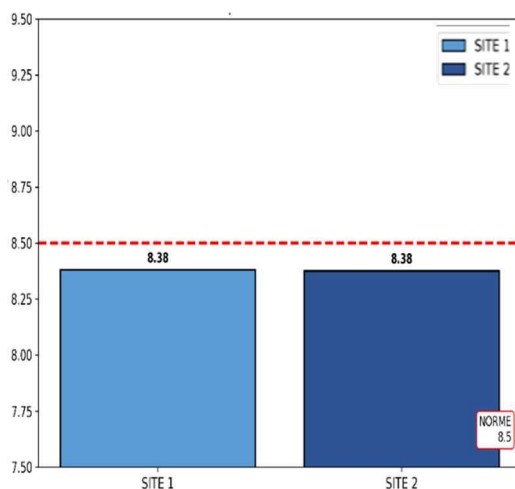


Figure III. 12: Moyenne du pH entre les deux

Les valeurs de pH restent relativement stables entre les deux campagnes. Au niveau de **site1**, le pH varie de 8,50 en février à 8,25 en avril avec une moyenne de 8,38. Chez le **site2**, les valeurs fluctuent de 8,60 à 8,16 affichant également une moyenne de 8,38. Cette stabilité indique une eau légèrement alcaline dans les deux sites.

III.1.5.NO3 :

Compagne1 :

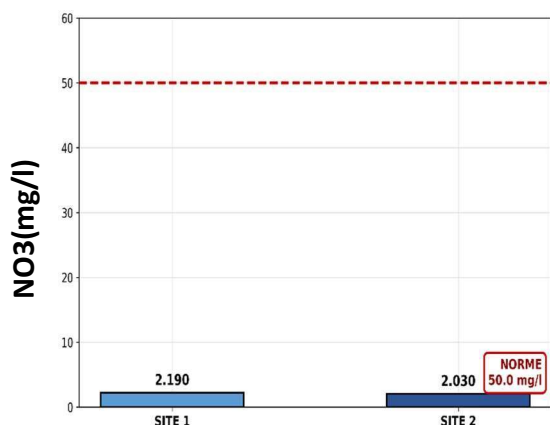


Figure III. 13: Variation des nitrates (NO_3^-)
Compagne 1

Compagne2 :

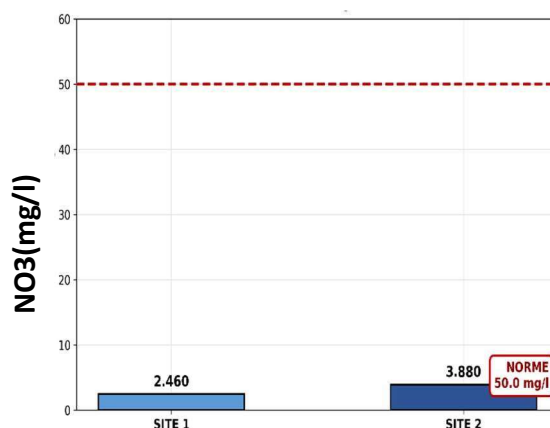


Figure III. 14: Variation des nitrates (NO_3^-)
Compagne 2

Moyenne :

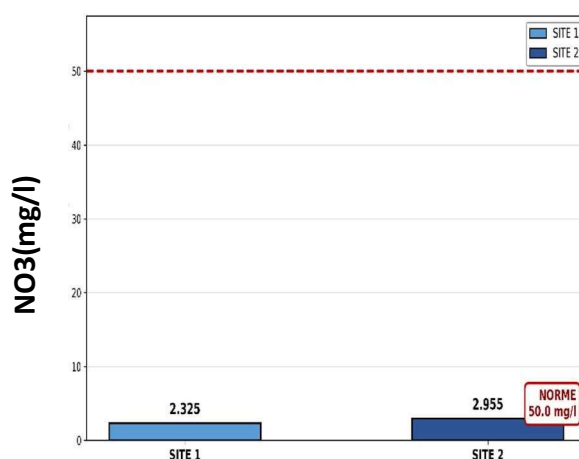


Figure III.15: Moyenne des nitrates(NO_3^-) entre les deux Compagnes

Les concentrations en nitrates restent relativement faibles entre les deux campagnes. Au niveau de **site1**, le taux de NO_3^- varie de 2,03 mg/L en février à 2,46 mg/L en avril, avec une moyenne de 2,325 mg/L. À **site2**, les valeurs fluctuent de 2,19 mg/L à 3,88 mg/L, affichant une moyenne de 2,955 mg/L. **site1** présente une relative stabilité de la charge nitratée, contrairement à **site2** qui montre une variation plus marquée.

III.1.6.NO₂ :

Compagne1 :

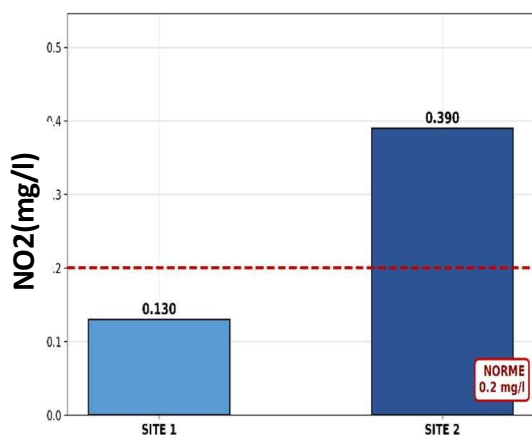


Figure III. 16: Variation des nitrites(NO₂⁻)
Compagne 1

Compagne2 :

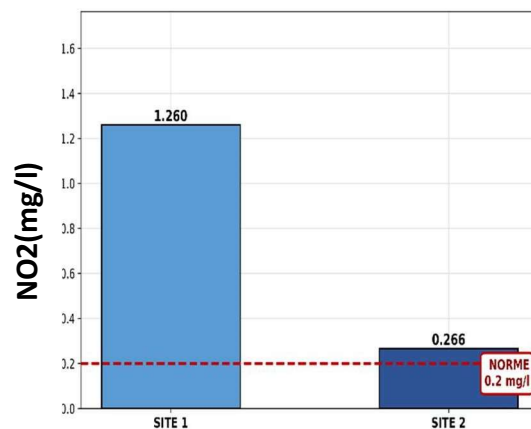


Figure III. 17: Variation des
nitrites(NO₂⁻) Compagne
2

Moyenne :

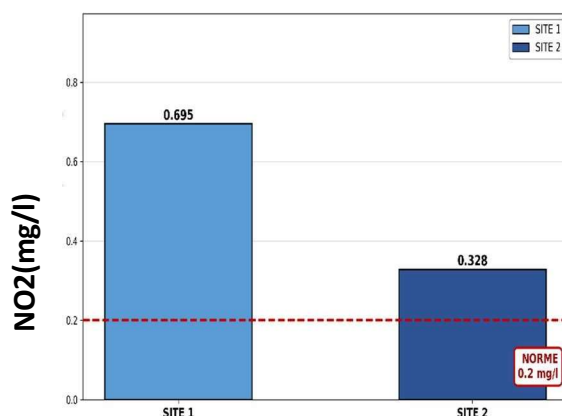


Figure III. 18: Moyenne des nitrites(NO₂⁻) entre les deux Compagnes

À **site1**, les valeurs augmentent de 0,130 mg/L (Campagne 1) à 1,260 mg/L (Campagne 2), avec une moyenne de 0,695 mg/L. À **site2** les concentrations passent de 0,390 mg/L à 0.266 mg/L, affichant une moyenne de 0,328 mg/L dépassant la norme(0.2mg/L), Ce qui montre une propension plus forte à l'accumulation à cet emplacement.

III.1.7.NH4 :

Compagne1 :

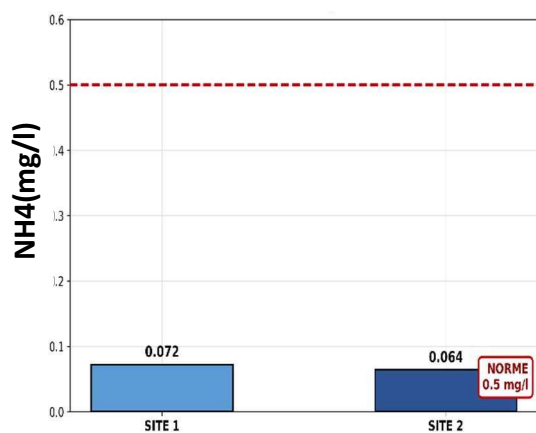


Figure III. 19: Variation des ammoniums (NH_4^+) Compagne 1

Compagne2 :

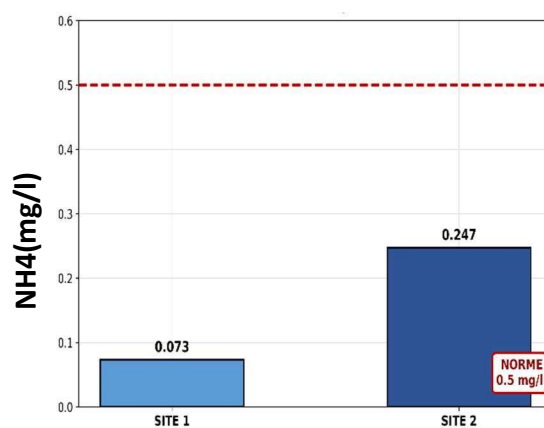


Figure III.20: Variation des ammoniums (NH_4^+) Compagne 2

Moyenne :

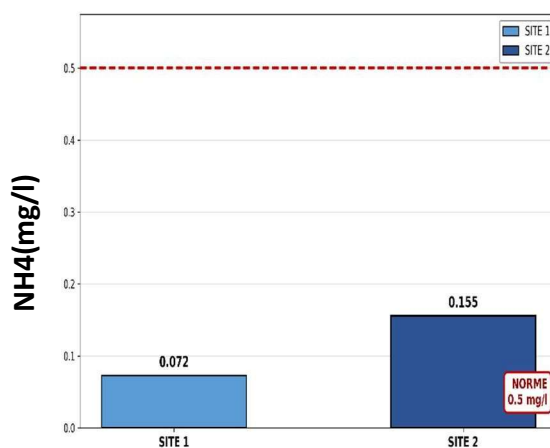


Figure III. 21: Moyenne des ammoniums(NH_4^+) entre les deux Compagnes

La concentration d'ammonium est très basse et conformes à la norme. Au **site1**, les valeurs varient de 0,064 mg/L en février à 0,072 mg/L en avril avec une moyenne de 0,155 mg/L. Au **site2**, les concentrations fluctuent de 0,247 mg/L à 0,073 mg/L, affichant une moyenne de 0,072 mg/L.

III.1.8.PO4 :

Compagne1 :

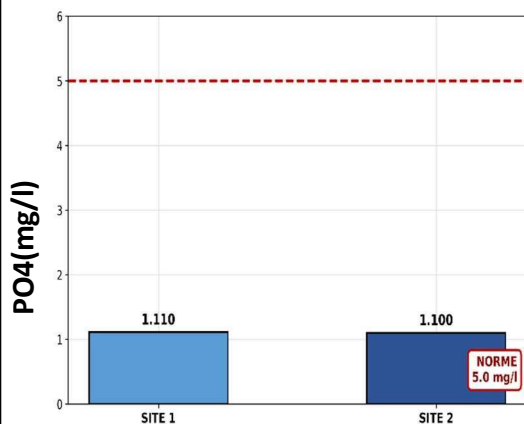


Figure III. 22: Variation des phosphates(PO_4^{3-}) Compagne 1

Compagne2 :

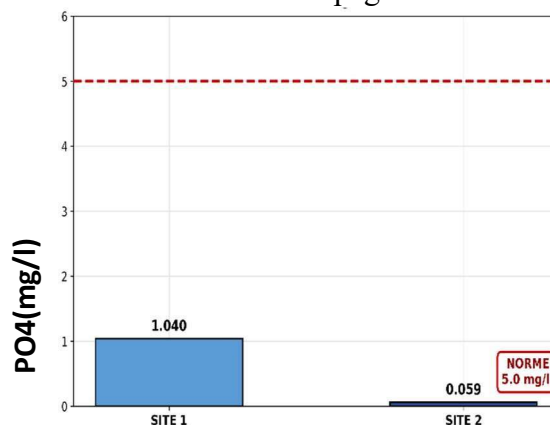


Figure III. 23: Variation des phosphates(PO_4^{3-}) Compagne 2

Moyenne :

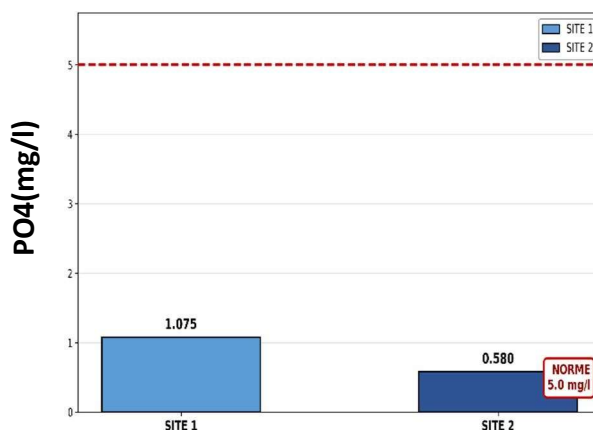


Figure III. 24: Moyenne des phosphates(PO_4^{3-}) entre les deux Compagnes

On observe une augmentation significative des phosphates à **site1** de 0,059 mg/L en février à 1,040 mg/L en avril (moyenne : 0,580 mg/L). Au **site2**, les valeurs restent relativement stables, variant de 1,110 mg/L à 1,100 mg/L, avec une moyenne de 1,075 mg/L. Les fluctuations sont donc considérables, particulièrement à **site1**.

III.1.9.Cl :

Compagne1 :

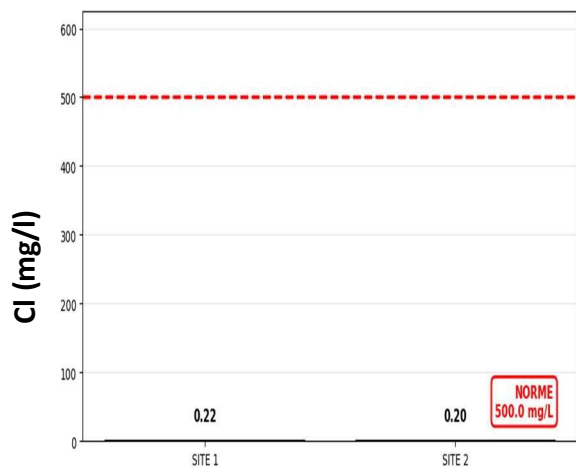


Figure III. 25: Variation des Chlorures(Cl^-) Compagne 1

Compagne2 :

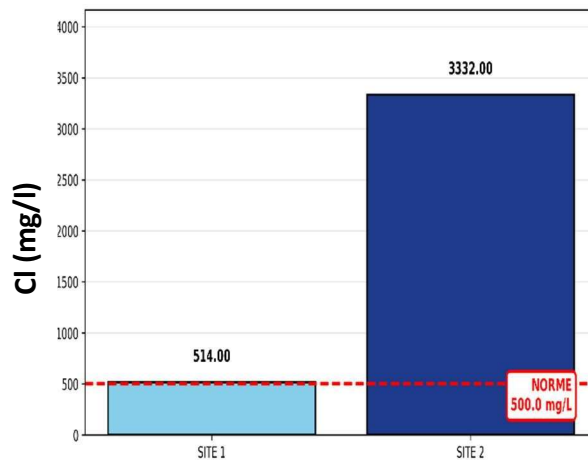


Figure III. 26: Variation des Chlorures (Cl^-) Compagne 2

Moyenne :

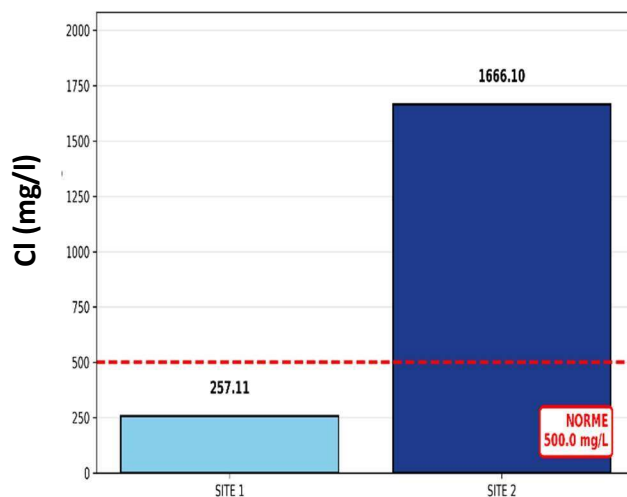


Figure III. 27: Moyenne des chlorures (Cl^-) entre les deux Compagnes.

On observe une augmentation des chlorures à **site1**, passant de 0,22 mg/L lors de la compagne1 à 514 mg/L lors de la compagne 2 (moyenne : 257,11 mg/L). Au **site2**, les concentrations connaissent une hausse extrême, variant de 0,20 mg/L à 3 332 mg/L, avec une moyenne de 1 666,10 mg/L. Les fluctuations sont donc considérables, particulièrement à **site2**.

III.2. L'indice de qualité de l'eau :

La qualité des eaux a été évaluée à travers l'analyse de différents indicateurs physico-chimiques, notamment les nitrates (NO_3^-), les nitrites (NO_2^-), l'ammonium (NH_4^+), les phosphates (PO_4^{3-}), l'oxygène dissous (OD) ainsi que le pH. Les calculs ont été effectués selon la méthode pondérée utilisant les valeurs limites réglementaires (les normes algériennes) et les poids relatifs attribués à chaque paramètre.

Compagne1 :



Figure III. 28: Indice de Qualité des Eaux (IQE) Compagne 1

Compagne2 :

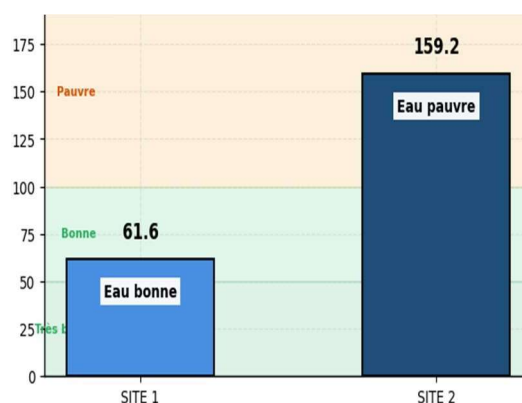


Figure III. 29: Indice de Qualité des Eaux (IQE) Compagne 2

Moyenne :

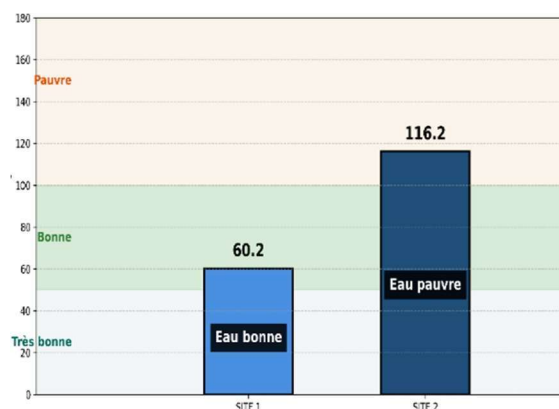


Figure III. 30: Moyenne de l'Indice de Qualité des Eaux (IQE) entre les deux Compagnes

Les résultats obtenus montrent que, lors de la Campagne 1 (février), l'IQE au **site1** était de 58,9, classé comme « eau bonne », tandis que le **site2** a affiché une valeur de 73,1, correspondant également à une qualité d'« eau bonne ».

Lors de la Campagne 2 (avril), l'IQE au **site1** a légèrement augmenté à 61,6 « eau bonne », alors que le **site2** a enregistré une valeur nettement plus élevée de 159,2, indiquant une qualité d'« eau pauvre ». Le calcul des moyennes confirme cette tendance : le **site1** présente une moyenne de 60,2 « eau bonne », tandis que le **site2** atteint 116,2 « eau pauvre ». Ces résultats traduisent une stabilité relative de la qualité de l'eau au **site1** sur les deux périodes d'échantillonnage, et une dégradation notable de la qualité de l'eau au **site2**.

➤ **L'indice de qualité de l'eau (IQE) au site1 :**

Dans le cadre de notre étude, la qualité de l'eau a été évaluée à l'aide de plusieurs indicateurs physico-chimiques, à savoir : NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , l'oxygène dissous (OD) et le pH.

- En Février :

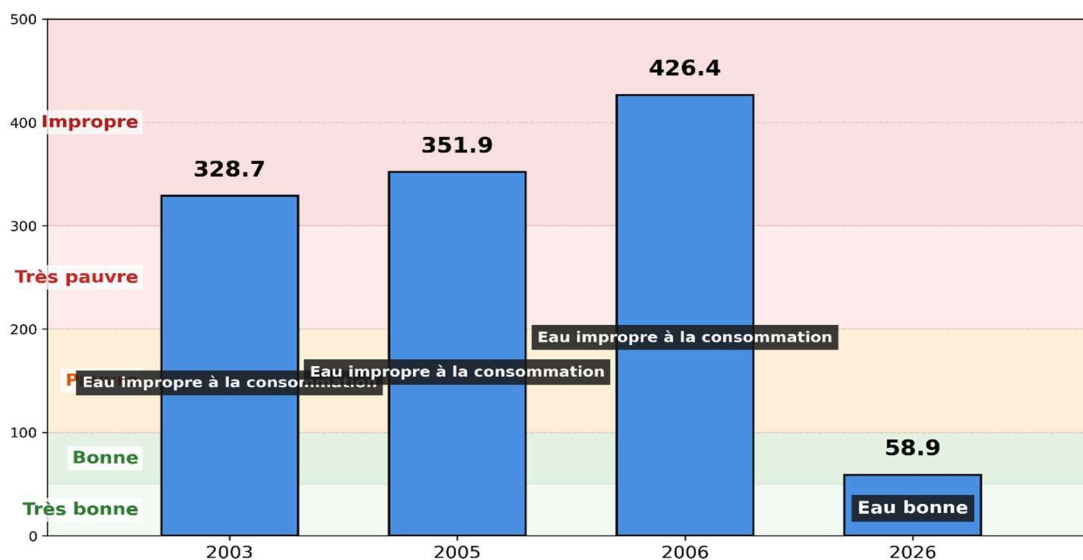


Figure III. 31: Évolution de l'indice de qualité de l'eau (IQE) en Février au site 1

- En Avril :

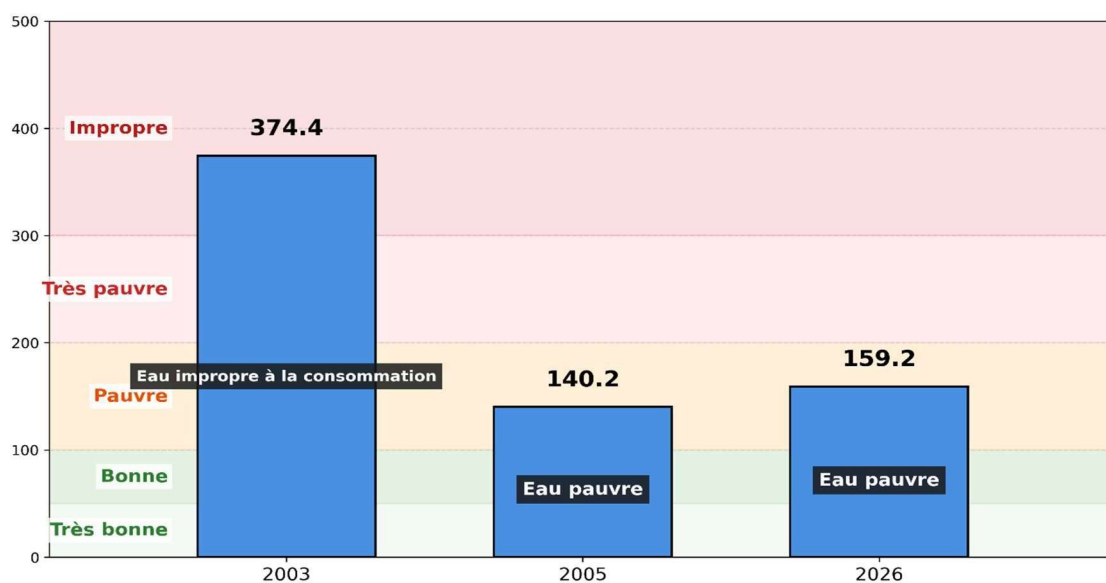


Figure III. 32: Évolution de l'indice de qualité de l'eau (IQE) en avril au site 1

Moyenne :

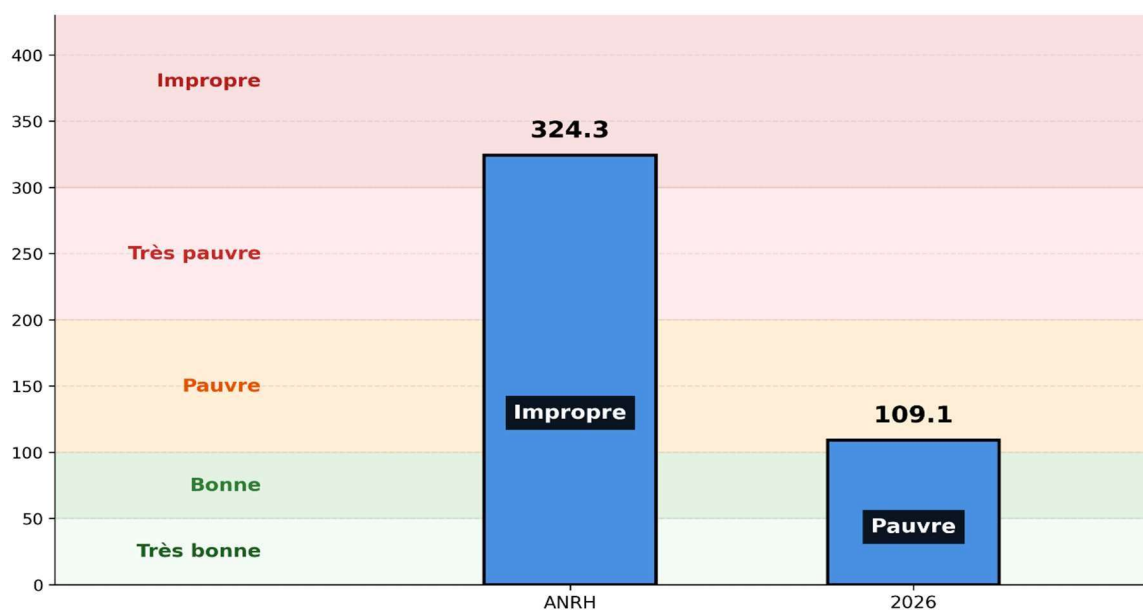


Figure III. 33: Évolution de l'indice de qualité de l'eau (IQE) au site 2 avec ANRH

Une amélioration importante de la qualité de l'eau est observée en Février. Alors que les années précédentes (2003, 2005, 2006) affichaient des indices très élevés variant de 328,7 à 426,4, classant l'eau comme « impropre à la consommation », l'année 2026 enregistre une

diminution de l'IQE à 58,9, reclassant l'eau dans la catégorie « eau bonne ». En Avril, la tendance est à l'amélioration mais reste préoccupante. Comparé à la valeur de 374,4 (« eau impropre ») enregistrée en 2003, l'IQE de 2026 (159,2) indique une qualité d'« eau pauvre », Bien que, cet indice reste au-dessus du seuil de qualité acceptable. Cette différence marquée entre les deux périodes reflète une amélioration relative de la qualité des eaux au site1 au fil des années.

III.3. Les flux :

Dans le cadre de cette étude, les calculs des flux et de la rétention ont été réalisés uniquement pour les nitrates (NO_3^-) et les phosphates (PO_4^{3-}). Ce choix est motivé par le rôle majeur de ces nutriments dans les processus d'eutrophisation des eaux côtières.

III.3.1. NO_3 :

Compagne1 :

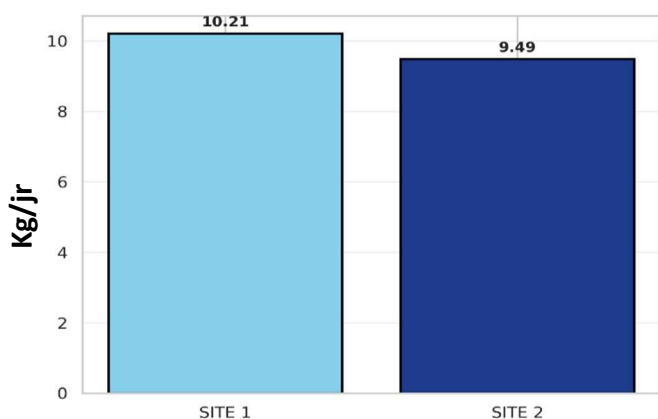


Figure III. 34: Flux journalier de $\text{NO}_3\text{-N}$ Compagne 1

Compagne2 :

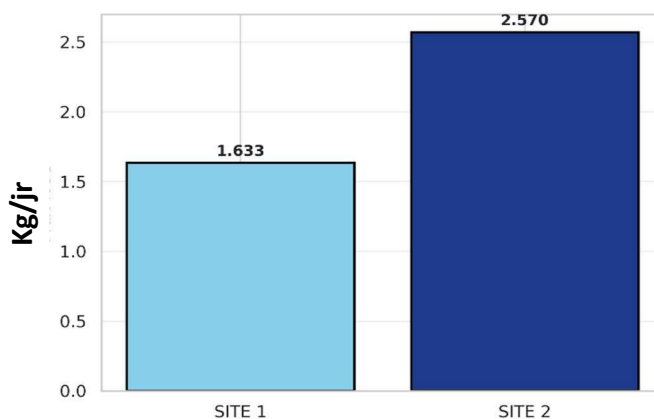


Figure III.35: Flux journalier de $\text{NO}_3\text{-N}$ Compagne 2

Moyenne :

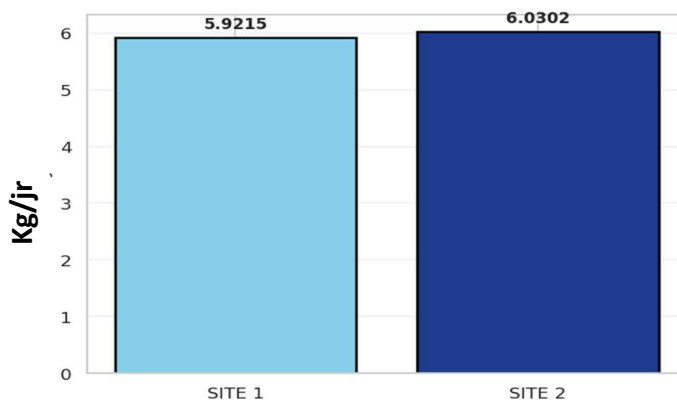


Figure III. 36: Flux journalier moyen de $\text{NO}_3\text{-N}$

L'analyse des flux journalier de NO_3^- -N relativement comparable lors de la première campagne (10,21 kg/j à site1 et 9,49 kg/j à site2), suivi d'une baisse marquée lors de la deuxième campagne (1,633 kg/j à site1 et 2,570 kg/j à site2). En moyenne, la circulation de nitrates s'élève à 5,92 kg par jour à site1 et à 6,03 kg par jour à site2, ce qui témoigne d'une charge azotée modérée et d'un bilan de transport relativement homogène entre les deux sites.

III.3.2.PO4 :

Compagne1 :

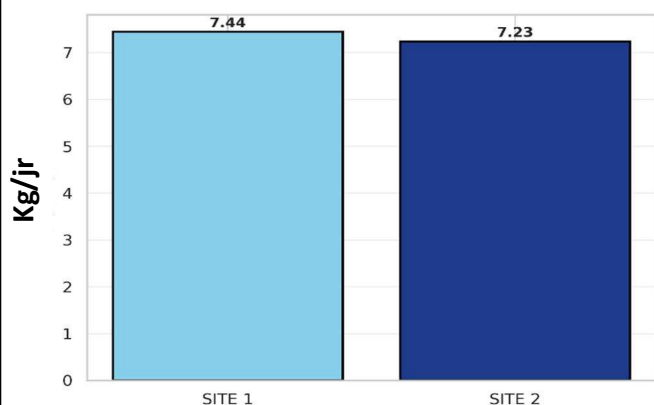


Figure III. 37: Flux journalier de $\text{PO}_4\text{-P}$ -Compagne 1

Compagne2 :

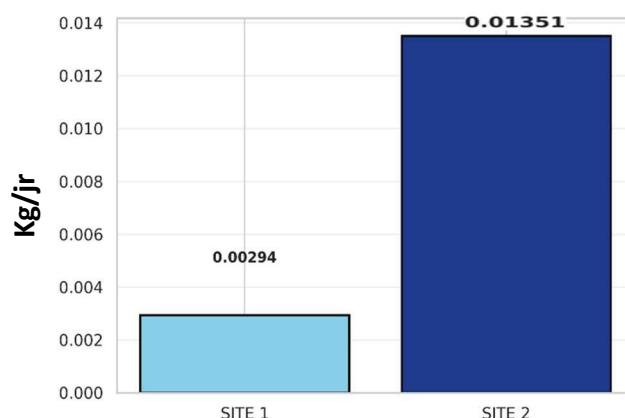


Figure III. 38: Flux journalier de $\text{PO}_4\text{-P}$ -Compagne 2

Moyenne :

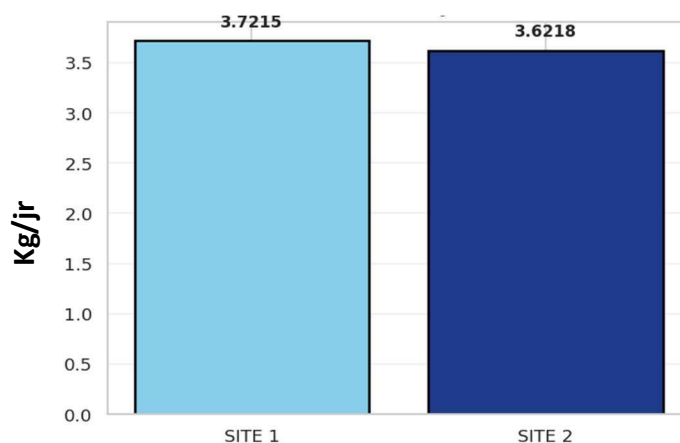


Figure III. 39: Flux journalier moyen de $\text{PO}_4\text{-P}$

L'analyse des flux de $\text{PO}_4\text{-P}$ relativement comparables lors de la première campagne (7,44 kg/j à site1 et 7,23 kg/j à site2), contrastant avec des valeurs nettement réduites lors de la deuxième campagne (0,00294 kg/j à site1 et 0,01351 kg/j à site2). En moyenne, la circulation de phosphates s'élève à 3,72 kg par jour à site1 et à 3,62 kg par jour à site2, ce qui témoigne d'une charge phosphorée modérée et d'un bilan de transport relativement homogène entre les deux sites, sans contamination significative majeure.

III.4.Taux de Rétention :

III.4.1.NO₃ :

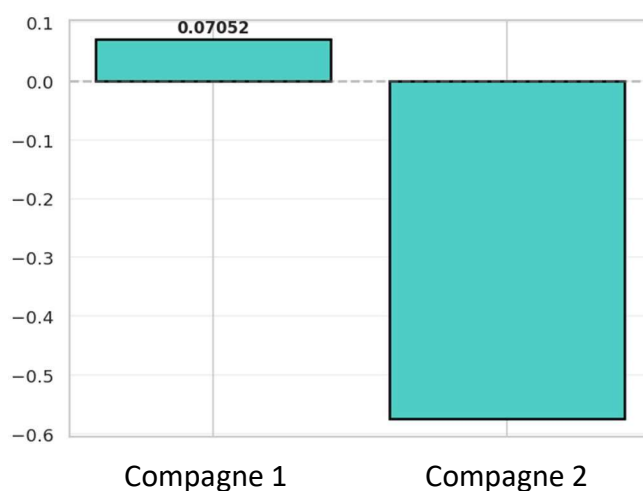


Figure III. 40: Variation de la rétention des nitrates (NO_3^-) -compagne 1 et compagne 2

III.4.2.PO₄ :

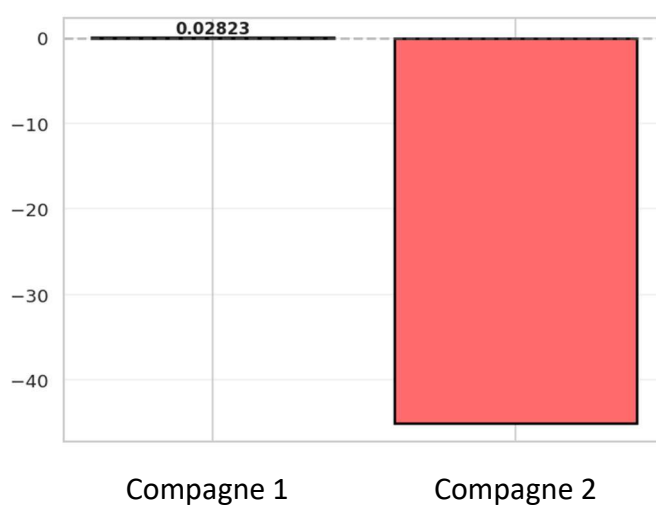


Figure III. 41: Variation de la rétention des Phosphates (PO_4^{3-}) - compagne 1 et compagne2

Moyenne :

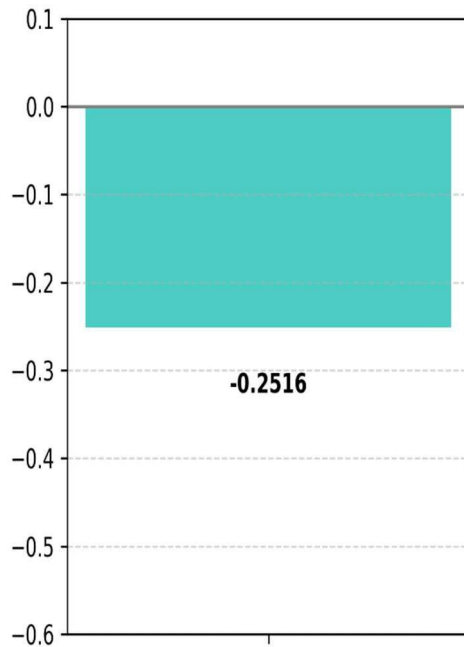


Figure III. 42: Variation de la rétention moyenne des nitrates (NO_3^-) -campagne 1 et campagne 2

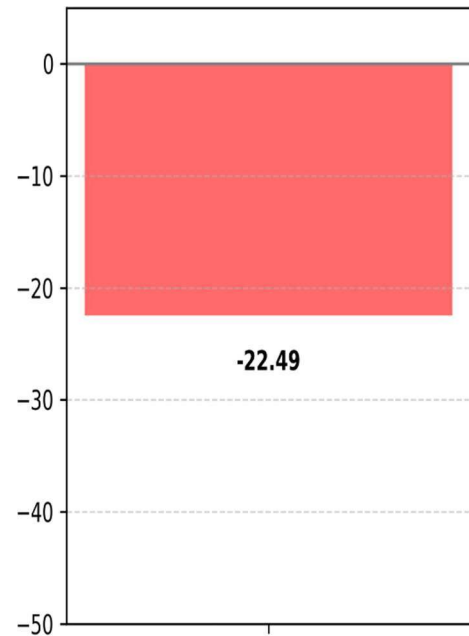


Figure III. 43: Variation de la rétention moyenne des nitrates (PO_4^{3-}) -campagne 1 et campagne 2

L'analyse de la rétention des nutriments révèle un changement de comportement entre les deux campagnes, avec une faible auto-épuration des nitrates en février (0,07052) qui bascule en production nette en avril (-0,55), avec une moyenne de (-0,2516), indiquant que la zone intermédiaire devient source de nitrates vers l'aval. Pour les phosphates, la rétention quasi nulle en février (0,02823) diminue vers des valeurs fortement négatives en avril (<-40), pour une moyenne de (-22,49), traduisant un relargage important des phosphates accumulés.

Chapitre IV : Discussion

Cette partie est consacrée à la discussion des résultats obtenus lors des campagnes d'échantillonnage réalisées en février et en avril au niveau de l'estuaire du bassin versant de la Tafna. L'analyse porte sur les variations spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques de l'eau (température, pH, conductivité et oxygène dissous), des éléments nutritifs (nitrates, nitrites, ammonium, phosphates et chlorures), ainsi que sur l'indice de qualité de l'eau (IQE). Elle s'intéresse également à la dynamique des nutriments à travers l'étude des flux et de la rétention des nitrates et des phosphates entre les deux stations d'étude situées à l'amont (S1 : Fetmi El Arbi) et à l'aval de l'estuaire (S2 : Rechgoune), dans le but d'évaluer l'état de la qualité physico-chimique des eaux estuariennes. Cette évaluation est réalisée en se référant aux normes et aux valeurs de qualité des eaux définies par la réglementation algérienne (JORA, 2011).

Les résultats obtenus montrent une augmentation marquée de la température entre les deux campagnes d'échantillonnage. Au site1, la température passe de 13,1 °C en février à 21,3 °C en avril, tandis que au site2 elle augmente de 15,2 °C à 26,8 °C. Les températures moyennes enregistrées sont respectivement de 17,2 °C à site1 et 21 °C à site2. Cette évolution s'explique principalement par le passage de la saison hivernale à la saison printanière, caractéristique du climat méditerranéen semi-aride. Selon Rodier et *al.* (1984), la température de l'eau est influencée par plusieurs facteurs environnementaux, notamment les conditions climatiques, l'hydrologie du cours d'eau et la situation géographique du bassin versant. Des observations similaires ont été rapportées par Reggam et *al.* (2015) dans l'Oued Seybouse (d'une superficie d'environ 6 471 km² à l'ouest de Guelma et parcourt 134,74 km avant de se jeter dans la mer Méditerranée près de Sidi Salem « Annaba ») où les températures augmentent progressivement entre l'hiver et l'été. Toutefois, la température enregistrée à site2 en avril (26,8 °C) dépasse légèrement la norme algérienne de 25 °C (jora,2011) et se rapproche des valeurs estivales observées dans la Seybouse, ce qui suggère un réchauffement précoce probablement lié à un faible débit, une faible profondeur d'eau et un ensoleillement important.

Les concentrations en oxygène dissous (OD) diminuent entre les deux campagnes de prélèvement au niveau des deux stations. À la station site1, elles passent de 9,01 mg/L à 6,59 mg/L, avec une moyenne de 7,80 mg/L, tandis qu'à la station site2, elles diminuent de 5,68 mg/L à 4,46 mg/L, pour une moyenne de 5,07 mg/L. La baisse de l'OD observée en avril est principalement due à l'augmentation de la température de l'eau, couplée à une activité biologique accrue.

En effet, la concentration en oxygène dissous varie de manière journalière et saisonnière car elle dépend de nombreux facteurs tels que la température du milieu, l'agitation de l'eau et la disponibilité en nutriments. De plus, la vitesse d'appauvrissement du milieu en oxygène est directement liée à l'activité des organismes aquatiques ainsi qu'aux processus d'oxydation et de décomposition de la matière organique présente dans l'eau (Rodier et *al.*, 2009 ; HCEFLCD, 2007). Comparativement aux résultats obtenus dans l'Oued Mazafran (bassin versant d'environ 1900 km², situé à l'ouest d'Alger) par Foudil Bouras et al. (2019), où les concentrations observées varient entre 6 et 8 mg/L à l'aval au mois de février, et entre 4 et 7 mg/L à l'embouchure en avril, les eaux de la Tafna présentent une meilleure oxygénation globale. Toutefois, il convient de souligner que la valeur enregistrée à la station site2 en avril (4,46 mg/L) se situe en dessous du seuil recommandé par la norme algérienne de qualité des eaux (5 mg/L), traduisant ainsi une détérioration locale de la qualité du milieu au niveau de cette station.

La conductivité électrique présente des variations importantes entre les deux stations. Au site1, elle augmente de 1300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en février à 2700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en avril, avec une moyenne de 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, tandis qu'à site2 elle varie faiblement entre 1400 et 1300 $\mu\text{S}/\text{cm}$, pour une moyenne de 1350 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La valeur maximale observée à site1 dépasse le seuil recommandé de 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, traduisant une forte minéralisation du milieu et l'influence possible d'activités anthropiques (Belghiti et *al.*, 2013). Cette augmentation peut être attribuée à la concentration des sels dissous sous l'effet de l'évaporation, à la dissolution des formations géologiques traversées ainsi qu'aux apports d'origine agricole et urbaine. En outre, le lessivage des sols favorise le transfert de nombreux ions (chlorures, sulfates, nitrates, bicarbonates, etc.) vers les eaux de surface, contribuant ainsi à l'augmentation de la conductivité (Guerraiche, 2017). Comparativement aux résultats obtenus dans la rivière Kadicha (nord du Liban ; bassin versant d'environ 484 km²), où les valeurs de conductivité à l'estuaire variaient entre 1400 et 1725 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Merhabi et al., 2019), la valeur maximale enregistrée à site1 (2700 $\mu\text{S}/\text{cm}$) est nettement plus élevée. Cette situation reflète une accumulation importante des éléments minéraux durant la période d'étiage (faible débit du cours d'eau), favorisée par la diminution de la dilution (faibles précipitations et réduction des apports en eau douce) ainsi que par la concentration des sels dissous.

Les valeurs du pH demeurent relativement stables au cours de l'étude, avec une moyenne identique de 8,38 dans les deux stations. Les valeurs enregistrées varient entre 8,16 et 8,60, traduisant un caractère légèrement alcalin des eaux, généralement observé dans les milieux aquatiques influencés par des formations carbonatées (BRGM, 2015) ou par des apports d'origine anthropique, notamment les eaux usées. La stabilité du pH observée durant l'étude témoigne d'une bonne capacité tampon du système aquatique. Selon Guerraiche (2017), les eaux drainant des régions calcaires présentent généralement un pH basique en raison de la dissolution des carbonates. Des résultats similaires ont été rapportés dans la rivière Kadicha (nord du Liban ; bassin versant d'environ 484 km²), où les valeurs maximales du pH atteignaient 8,15 et 8,24 au niveau des sites estuariens EAA-1 et EAA-2 (Merhabi et *al.*, 2019). Cette similitude suggère que les eaux de l'estuaire de la Tafna et celles de la rivière Kadicha sont soumises à des conditions géochimiques comparables, caractérisées par une alcalinité modérée.

Les concentrations en nitrates demeurent faibles dans les deux stations, avec des moyennes de 2,325 mg/L à site1 et 2,955 mg/L à site2. Ces valeurs restent largement inférieures à la limite de 50 mg/L fixée par la réglementation algérienne (JORA, 2011), indiquant une faible pollution azotée. Les teneurs légèrement plus élevées observées à site2 pourraient être attribuées à l'influence des rejets domestiques et industriels à proximité de l'estuaire (Gaudreau & Mercier, 1998). Elles peuvent également résulter de l'oxydation bactérienne de l'ammonium en nitrates par le processus de nitrification (Bengoumi et *al.*, 2004). Comparativement aux données rapportées par Zettam (2018), où les concentrations en nitrates variaient entre 3 et 29 mg/L dans le même bassin versant, les valeurs obtenues au cours de la présente étude sont nettement plus faibles. Cela pourrait être attribué à une influence anthropique modérée ou à un pouvoir d'autoépuration encore actif dans le secteur étudié, limitant l'accumulation des composés azotés dans le milieu aquatique. Toutefois, une augmentation des apports azotés peut favoriser la prolifération excessive des algues et des plantes aquatiques, conduisant à une dégradation de la qualité de l'eau et à l'apparition de phénomènes d'eutrophisation du milieu.

Les concentrations en nitrites (NO₂⁻) enregistrées au niveau de la station site1 augmentent de 0,130 mg/L lors de la première campagne à 1,260 mg/L lors de la seconde, avec une moyenne de 0,695 mg/L. À la station site2, les concentrations diminuent de 0,390 mg/L à 0,266 mg/L, pour une moyenne de 0,328 mg/L. Ces valeurs dépassent largement la limite de 0,2 mg/L fixée par la réglementation algérienne (JORA, 2011), particulièrement à site1 où la concentration maximale atteint 1,260 mg/L.

Les nitrites constituent des composés intermédiaires du cycle de l'azote et leur augmentation est généralement considérée comme un indicateur de dégradation de la qualité des eaux (Chapman, 1996). Ces teneurs élevées pourraient être liées à des apports de matière organique d'origine domestique ou agricole ainsi qu'à une nitrification incomplète de l'ammonium. La diminution observée à site2 pourrait s'expliquer par l'oxydation progressive des nitrites en nitrates sous l'action des bactéries nitrifiantes.

Les concentrations en ammonium (NH_4^+) demeurent faibles dans les deux stations, avec une moyenne de 0,072 mg/L à site1 et de 0,155 mg/L à site2. Toutes les valeurs mesurées restent inférieures à la limite réglementaire de 0,5 mg/L, indiquant une faible contamination par l'azote ammoniacal. Comparativement aux résultats obtenus dans l'Oued Moulouya (nord-est du Maroc ; bassin versant d'environ 74 000 km²), où une concentration moyenne de 0,26 mg/L a été rapportée par Talhaoui et *al.* (2020), les teneurs enregistrées dans la présente étude sont nettement plus faibles. Cette situation traduit une bonne oxygénation du milieu favorisant l'oxydation de l'azote ammoniacal en nitrites puis en nitrates. Toutefois, les concentrations légèrement plus élevées observées à site2 pourraient constituer un indicateur d'une influence anthropique locale (Mekaoussi, 2013), reflétant des apports diffus d'origine domestique (Chapman et Kimstach, 1996) ou agricole.

On observe une augmentation significative des concentrations en phosphates (PO_4^{3-}) à la station S1, passant de 0,059 mg/L en février à 1,040 mg/L en avril, avec une moyenne de 0,580 mg/L. À la station site2, les concentrations demeurent relativement stables, variant de 1,110 mg/L à 1,040 mg/L, pour une moyenne de 1,075 mg/L. Les fluctuations sont donc plus marquées à S1 qu'à site2. Comparativement aux résultats obtenus par Reggam et *al.* (2015) dans l'Oued Seybouse (d'une superficie d'environ 6 471 km² à l'ouest de Guelma et parcourt 134,74 km avant de se jeter dans la mer Méditerranée près de Sidi Salem « Annaba »), notamment aux stations S4 et S5, où les concentrations étaient beaucoup plus élevées (station S4 : environ 14 mg/L en février et 1 à 2 mg/L en avril ; station S5 : environ 6 à 8 mg/L en février et 2 à 3 mg/L en avril), les teneurs mesurées dans l'estuaire de la Tafna restent globalement plus faibles. Cette différence peut s'expliquer par une pression anthropique moins importante et une charge en nutriments plus réduite dans le bassin versant étudié.

Toutefois, les concentrations relativement élevées observées à site2 ainsi que l'augmentation marquée enregistrée à site1 en avril peuvent refléter des apports en phosphore d'origine domestique, agricole ou liés à la remise en suspension des sédiments. En effet, les phosphates présents dans les eaux de surface peuvent provenir de sources naturelles telles que la décomposition de la matière organique et le lessivage des minéraux, ou de sources anthropiques incluant les rejets domestiques et industriels ainsi que l'utilisation d'engrais agricoles (Tardat, 1992 ; Chapman & Kimstach, 1996). L'accumulation excessive de ces nutriments peut favoriser des phénomènes d'eutrophisation des milieux aquatiques (Chapman & Kimstach, 1996).

Les chlorures enregistrent les variations les plus importantes parmi l'ensemble des paramètres étudiés. À la station site1, leur concentration passe de 0,22 mg/L en février à 514 mg/L en avril, tandis qu'à la station site2, elle atteint 3332 mg/L en avril, avec une moyenne de 1666,10 mg/L. Cette forte augmentation, particulièrement marquée à l'aval de l'estuaire, témoigne d'une minéralisation importante des eaux et de l'influence des intrusions marines. En effet, la teneur en chlorures augmente généralement avec le degré de minéralisation de l'eau (Tardat & Beaudry, 1984). La présence de cet ion peut être liée à la nature géologique des terrains traversés, mais également aux rejets d'eaux usées et aux apports d'eaux salées dans les zones estuariennes (Sari, 2014). Les concentrations très élevées observées à la station site2 s'expliquent principalement par le mélange des eaux douces de l'oued avec les eaux marines de la Méditerranée. Par ailleurs, les chlorures peuvent également provenir de diverses activités anthropiques, notamment des rejets domestiques et industriels utilisant des composés chlorés (Tuthill & Calabrese, 1979). Comparativement à l'Oued Seybouse (d'une superficie d'environ 6 471 km² à l'ouest de Guelma et parcourt 134,74 km avant de se jeter dans la mer Méditerranée près de Sidi Salem « Annaba »), où Reggam et *al.* (2015) les concentrations en chlorures variaient entre 150 et 200 mg/L à la station S4 en février puis entre 300 et 400 mg/L en avril, et entre 150 et 200 mg/L en février puis 1700 et 1800 mg/L en avril à la station S5, les teneurs observées à la station site2 de l'estuaire de la Tafna sont nettement plus élevées. Cette différence souligne l'importance de l'influence marine dans la zone aval de l'estuaire de la Tafna.

Les résultats obtenus montrent que, lors de la campagne de février, l'IQE au niveau de site1 est de 58,9, classant l'eau dans la catégorie « eau bonne », tandis que site2 présente une valeur de 73,1, correspondant également à une « eau bonne ». Lors de la campagne d'avril, l'IQE à site1 augmente légèrement pour atteindre 61,6, conservant ainsi la même classe de qualité, alors qu'à site2 il s'élève à 159,2, indiquant une « eau pauvre ».

Les valeurs moyennes confirment cette tendance, avec un IQE moyen de 60,2 à site1 (eau bonne) contre 116,2 à site2 (eau pauvre). Ces résultats traduisent une stabilité relative de la qualité de l'eau à S1 et une dégradation notable à site2, probablement liée à l'accumulation des sels dissous, des nutriments et aux influences anthropiques et estuariennes. La comparaison avec les données historiques de l'ANRH obtenues au niveau de le meme site1 met en évidence une amélioration significative de la qualité de l'eau au cours des dernières décennies. En effet, les IQE enregistrés en 2003, 2005 et 2006 variaient entre 328,7 et 426,4, classant les eaux dans la catégorie « impropres à la consommation ». En revanche, l'IQE mesuré en février 2026 est de 58,9, correspondant à une eau de bonne qualité. Cette diminution importante de l'indice traduit une amélioration notable de la qualité des eaux à la station site1. De même, bien que l'IQE enregistré à site2 en avril (159,2) corresponde à une eau pauvre, il demeure largement inférieur à la valeur de 374,4 observée à la même station en 2003. Comparativement aux résultats obtenus dans l'Oued Moulouya (Maroc), où les stations M21 et M22 présentaient respectivement des IQE de 38,356 (bonne qualité) et 21,981 (excellente qualité) (Talhaoui et al., 2020), les valeurs observées dans l'estuaire de la Tafna restent plus élevées, indiquant une qualité des eaux encore moins favorable, notamment au niveau de site2.

L'analyse des distributions graphiques révèle un flux journalier de NO_3^- -N relativement comparable lors de la première campagne (10,21 kg/j à site1 et 9,49 kg/j à site2), suivi d'une baisse marquée lors de la deuxième campagne (1,633 kg/j à site1 et 2,570 kg/j à site2). En moyenne, la circulation de nitrates s'élève à 5,92 kg par jour à site1 et à 6,03 kg par jour à site2, ce qui témoigne d'une charge azotée modérée et d'un bilan de transport relativement homogène entre les deux sites. Comparativement aux flux modélisés par Zettam (2018), nos résultats sont nettement inférieurs aux charges observées dans la partie estuarienne. En effet, la valeur minimale de flux enregistrée en aval de l'estuaire dans cette étude est de 37 T N/an, ce qui équivaut à un flux journalier d'environ 101,4 kg/j. Nos flux moyens (~6 kg/j) sont ainsi près de 17 fois inférieurs à ce seuil minimal de la zone estuarienne. Même la station amont de l'estuaire (86 T N/an, soit 235,6 kg/j). Cette différence souligne que notre zone d'étude subit une pression anthropique et un export de nutriments beaucoup moins intenses que ceux caractérisant l'estuaire fortement impacté modélisé par Zettam (2018).

La rétention des nitrates est légèrement positive en février (0,07052), indiquant une faible capacité du milieu à retenir l'azote. En avril, elle devient négative (-0,55), avec une moyenne de -0,2516, suggérant un relargage des nitrates vers l'aval. De même, la rétention des phosphates est faible mais positive en février (0,02823), puis devient fortement négative en avril, avec des valeurs inférieures à -40 et une moyenne de -22,49. Ces résultats traduisent une diminution de la capacité de rétention de l'estuaire au printemps et une remise en circulation des nutriments vers la colonne d'eau.

L'analyse des distributions graphiques révèle des flux de $\text{PO}_4\text{-P}$ relativement comparables lors de la première campagne (7,44 kg/j à site1 et 7,23 kg/j à site2), contrastant avec des valeurs nettement réduites lors de la deuxième campagne (0,00294 kg/j à site1 et 0,01351 kg/j à site2). En moyenne, la circulation de phosphates s'élève à 3,72 kg par jour à site1 et à 3,62 kg par jour à site2, ce qui témoigne d'une charge phosphorée modérée et d'un bilan de transport relativement homogène entre les deux sites, sans contamination significative majeure. Cependant, ces flux restent nettement inférieurs aux charges modélisées pour la zone estuarienne dans l'étude de Bouzid et *al.* (2026).

Les flux de phosphore mesurés dans notre étude ($\sim 3,7$ kg/j) sont environ 8 fois inférieurs aux valeurs modélisées par Bouzid et *al.* (2026) pour la zone estuarienne de la Tafna ($\sim 30,14$ kg/j). Cette diminution significative traduit une amélioration de la qualité des eaux et une réduction de la pression anthropique sur le bassin versant. Par conséquent, la charge en phosphore exportée vers la mer Méditerranée est nettement plus faible, ce qui limite les risques d'eutrophisation des eaux côtières.

En effet, selon la modélisation réalisée par Bouzid et *al.* (2026), la partie estuarienne de ce bassin versant est caractérisée par des flux de phosphore de l'ordre de 11 t/an, ce qui correspond à un flux journalier équivalent d'environ 30,14 kg/j. Comparativement, les flux moyens mesurés au niveau de nos stations ($\sim 3,7$ kg/j) sont ainsi près de 8 fois inférieurs à cette valeur estimée pour la zone estuarienne. Cette forte diminution témoigne d'une amélioration de la qualité des eaux au sein de notre zone d'étude, ainsi que d'une réduction de la pression anthropique. Par conséquent, la charge en phosphore actuellement exportée vers la mer Méditerranée s'avère nettement plus faible que celle caractérisant l'estuaire fortement impacté modélisé dans cette étude antérieure.

La rétention positive observée en février peut être associée à l'assimilation des nutriments par les organismes aquatiques et aux processus d'autoépuration du milieu, tandis que les valeurs négatives enregistrées en avril indiquent une réduction de cette capacité de rétention et une exportation accrue des nutriments vers l'aval.

Conclusion

Cette étude a permis d'évaluer la qualité physico-chimique des eaux de l'estuaire du bassin versant de la Tafna à travers l'analyse de plusieurs paramètres physico-chimiques, des nutriments, de l'Indice de Qualité de l'Eau (IQE), ainsi que des flux et de la rétention des nitrates et des phosphates. Les campagnes d'échantillonnage réalisées en février et en avril au niveau des deux stations d'étude, situées respectivement à l'amont (S1) et à l'aval (S2) de l'estuaire, ont mis en évidence une variabilité spatiale et saisonnière des caractéristiques de l'eau. Les résultats obtenus montrent globalement une qualité d'eau satisfaisante, bien que certains paramètres, notamment la conductivité, les chlorures et les phosphates, présentent des concentrations plus élevées au niveau de la station aval sous l'influence des apports marins et des activités anthropiques. Les faibles concentrations en nitrates, nitrites et ammonium témoignent d'une pollution azotée relativement limitée dans la zone étudiée. Cependant, l'augmentation de certains nutriments au cours de la campagne d'avril souligne la vulnérabilité de l'estuaire aux apports externes et aux variations hydrologiques saisonnières. L'étude des flux et de la rétention des nutriments a également révélé une évolution du rôle biogéochimique de l'estuaire entre les deux périodes d'échantillonnage. Alors que le système semble retenir une partie des nutriments en hiver, il tend à les relarguer au printemps, ce qui pourrait contribuer à l'enrichissement des eaux côtières en éléments nutritifs. Cette étude a permis aussi de quantifier les flux de nitrates et de phosphore transférés à la méditerranée à partir de la Tafna .

Dans l'ensemble, les résultats obtenus soulignent l'importance du suivi régulier de la qualité des eaux de l'estuaire de la Tafna afin de mieux comprendre son fonctionnement écologique et de préserver cet écosystème face aux pressions naturelles et anthropiques croissantes

Référence bibliographiques

1. Abaidi, M. (2022). Évaluation de la qualité physico-chimique des eaux à l'aide de l'indice de qualité de l'eau (IQE) [Mémoire de master, Université d'El-Oued].
2. Abbasi, T., Abbasi, S.A., 2012. Water-Quality Indices. Water Quality Indices. Elsevier, pp. 353–356. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-54304-2.00016-6>
3. Abeshu, G. W. (2021). Horton Index : Conceptual framework for exploring multi-scale links between catchment water balance and vegetation dynamics. Water Resources Research, 57, e2020WR029343.
4. Adjagodo, A., Kelomè, N. C., Vissin, E. W., et al. (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). ISSN 1857-7881.
5. Alzieu C, (1989). L'eau : milieu de culture. In Aquaculture. 2ème. Ed. Tec et Doc, Tome 1 : p 16-43.
6. Aminot A et Chaussepied M, (1983). Manuel des analyses chimiques en milieu marin. Edition : CNEXO, Brest, France, 395 P.
7. Babinot, M. (1982). Promontoire oriental du grand Rhône (embouchure). Étude de végétation et cartographie écologique des aires culicidogènes à Aedes (O.) caspius dans un milieu instable [Thèse de doctorat, Université d'Aix-Marseille III, France].
8. Bazzarelli, F., Piacentini, E., Poerio, T., Mazzei, R., Cassano, A., & Giorno, L. (2016). Advances in membrane operations for water purification and biophenols recovery/valorization from OMWWs. Journal of Membrane Science, 497, 402-409.
9. Belaid, S., et Redjimi, M. (2013). *Étude de la qualité physico-chimique et bactériologique de l'eau du barrage Zit-Emba (W. Skikda)* [Mémoire de master, Université 8 Mai 1945 Guelma].
10. Belghiti, M. L., Chahlaoui, A., Bengoumi, D., & Moustaine, E. (2013). Étude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux souterraines de la nappe plio-quaternaire dans la région de Meknès (Maroc). Larhyss Journal, 10(3), 21–36.
11. Belghiti, M. L., Chahlaoui, A., Bengoumi, D., & Moustaine, E. (2013). Étude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux souterraines de la nappe plio-quaternaire dans la région de Meknès (Maroc). Larhyss Journal, 13, 21–36.

12. Benabdelkader, M.A. (2019). Sources et transferts des éléments majeurs et traces dans le bassin versant de la Tafna (Algérie) : Approches géochimiques et hydrochimiques [Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse ; Université Aboubekr Belkaïd de Tlemcen].285P.
13. Bengoumi M., Traoure A., Bouchriti N., Bengoumi D., El Hraiki A., 2004. Qualité de l'eau en aviculture. Revue trimestrielle d'information scientifique et technique 3(1), p : 5-25.
14. Benkaddour B., 2018. Contribution à l'étude de la contamination des eaux et des sédiments de l'Oued Chéliff (Algérie), Université de Perpignan, p p 9-21.
15. Benmostefa, S., Dali-Youcef, N., Hadjel, M., & Kouidri, M. (2014). *Variabilité spatio-temporelle des métaux lourds dans les eaux superficielles de la basse Tafna*. <http://dspace.univ-ouargla.dz/jspui/handle/123456789/7769>.
16. Bennamoun, S., & Boumazbar, M. (2018). *Contribution à l'étude de la qualité physico-chimique des eaux du barrage de Koudiet M'daour (Wilaya de Batna)* [Mémoire de master, Université des Frères Mentouri Constantine].
17. Benrahou, I. (2023). Analyse comparative des modèles d'indice de la qualité des eaux de surface (cas du barrage de Keddara) [Mémoire de Master, Université Abou Bakr Belkaïd, Tlemcen].
18. Bentounes, A. H. (2017). Étude de la qualité microbiologique de l'eau potable et de l'eau des puits de la wilaya de Mostaganem (Mémoire de master en biologie, Université Abdelhamid Ibn Badis, Mostaganem).
19. Boeglin, J.C. (2001).Propriétés des eaux naturelles, Technique de l'ingénieur, traité environnement. Réf : G1110 v1.
20. Bontoux, F. (1993). Introduction à l'étude des eaux douces : eaux naturelles, eaux usées (2e éd.). CEBEDOC / Lavoisier. Bouras, A. E. F., Buscail, R., & Messaoud-Nacer, N. (2019). La pollution dans un système fluvio-marin : eau de surface et embouchure de l'Oued Mazafran (Baie de Bou-Ismaïl, Algérie). Bulletin du Service Géologique de l'Algérie, 29(1-2), 53-68.
21. Bouras, A. E. F., Buscail, R., & Messaoud-Nacer, N. (2019). La pollution dans un système fluvio-marin : eau de surface et embouchure de l'Oued Mazafran (Baie de Bou-Ismaïl, Algérie). Bulletin du Service Géologique de l'Algérie, 29(1-2), 53-68.
22. Bouzid, S., Zettam, A., Belaidi, N., & Taleb, A. (2026). Evaluation of the Performance of Climate Forecast System Reanalysis Precipitation Data for Modeling Hydrology and Phosphorus Flux Using the SWAT Model in a Mediterranean Watershed in Algeria (North Africa): A Case Study of the Tafna River. CLEAN – Soil, Air, Water, 54, e70180. <https://doi.org/10.1002/clen.70180>.

23. BRGM (2015). Influence de la géologie sur le pH des eaux souterraines. Bureau de Recherches Géologiques et Minières, France.
24. BRGM (2015). Influence de la géologie sur le pH des eaux souterraines. Bureau de Recherches Géologiques et Minières, France..
25. Brown, R. M., McClelland, N. I., Deininger, R. A., & Tozer, R. G. (1970). A water quality index-do we dare. *Water and sewage works*, 117(10).
26. Brown, R. M., McClelland, N. I., Deininger, R. A., & Tozer, R. G. (1970). A water quality index-do we dare. *Water and sewage works*, 117(10).
- C. (2022). Spatial variability of physicochemical parameters and phytoplankton at the Tagus Estuary (Portugal). *Sustainability*, 14(20), 13324.
27. Cameron, J.N., Pichards D.W., 1963. Estuaries. In M.N. Hill (ed). *The sea: Ideas and observations*, vol 2, ch 15: 306-324 (Wiley-InterScience).
28. Centre d'information sur l'eau (CIE). (2005). Centre d'information sur l'eau. Consulté en avril 2026, sur <http://www.cieau.com>
29. Cereja, R., Chainho, P., Brotas, V., Cruz, J. P., Sent, G., Rodrigues, M., ... & Brito, A.
30. Champan D. 1996., Water quality assessment. A guide of the use of the biota sediment and water in environmental monitoring. Chapman and Hall London.
31. 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 and FN Spon, London., pp 59-126.
32. Chidiac, S., El Najjar, P., Ouaini, N., El Rayess, Y., & El Azzi, D. (2023). A comprehensive review of water quality indices (WQIs): History, models, attempts and perspectives. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 22(2), 349–395. <https://doi.org/10.1007/s11157-023-09650-7>
33. Curie, F., Ducharne, A., Bendjoudi, H., Viennot, P., & Sisyphe, U. M. R.(2011) . Rétention des nitrates par tronçon de cours d'eau dans le bassin de la Seine.
34. D.T.A.T., 2006. Rapport- Direction de tourisme d'Ain Temouchent-.
35. Dali Youcef, N. (2005). Contribution à l'étude des polluants métalliques dans les sédiments de l'oued Tafna (Ouest algérien) [Thèse de doctorat, Université Abou Bekr Belkaïd, Tlemcen].

36. Dali-Youcef, N. (2005). *Contribution à l'étude des polluants métalliques dans les sédiments de l'oued Tafna (Algérie)*. Thèse de doctorat, Université Abou Bekr Belkaïd, Tlemcen, Algérie.
37. Deborde, J., Anschutz, P., Chaillou, G., Etcheber, H., Commarieu, M.-V., Lecroart, P., & Abril, G. (2007). The dynamics of phosphorus in turbid estuarine systems: Example of the Gironde estuary (France). *Limnology and Oceanography*, 52(2), 862–872.
<https://doi.org/10.4319/lo.2007.52.2.0862>
38. DEGREMONT. (1989). *Mémento technique de l'eau*, Technique et documentation. Tome 1, pp 5, 24, 25.
39. Derwich, E., Benaabidate, L., Zian, A., et al. (2010). Caractérisation physico-chimique des eaux de la nappe alluviale du haut Sebou en aval de sa confluence avec l'Oued Fès. *Larhyss Journal*, 10, 101–112.
40. Dindinaud, F. (2015). *Approche intégrée des conditions physico-chimiques affectant les cortèges biologiques de la partie fluviale de l'estuaire de la Gironde* (Thèse de doctorat, Université de Bordeaux).
41. Djabri, L. (1996). *Mécanismes de la pollution et vulnérabilité des eaux de la Seybouse, origine géologiques, industrielles, agricoles et urbaines*. Thèse de doctorat, Université d'Annaba, Algérie.
42. Dussart, B. (1992). *Limnologie : L'étude des eaux continentales* (2e éd.). Boubée.
43. El Morhit, M., Fekhaoui, M., Serghini, A., El Blidi, S., El Abidi, A., Yahyaoui, A., & Hachimi, M. (2012). Étude de l'évolution spatio-temporelle des paramètres hydrologiques caractérisant la qualité des eaux de l'estuaire du Loukkos (Maroc). *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie*, 34(2), 151-162.
44. Emberger L., 1955. Une classification biologique des climats. *Rev. Trav. lab. Bot. Et Zool. Fac. Sci. Montpellier, série Bot*, Vol 7 : p 3-43
45. Fairbridge R. W., 1980. The estuary: its definition and geodynamic cycle. *Chemistry and Biogeochemistry of Estuaries*. Eds. Olansson. Eds. Olansson E and Cato I.; John Wiley and Sons, 1-36.
46. Fatmia, Z. I. E. (2020). *Analyse physico-chimique de l'eau de mer au niveau de quelques sites de rejets des eaux usées – Côte de Mostaganem* [Mémoire de master, Université Abdelhamid Ibn Badis de Mostaganem].

47. Festy, B., Hartemann, P., Ledrans, M., Levallois, P., Payment, P., & Tricard, D. (2003). *Qualité de l'eau*. In Environnement et santé publique : Fondements et pratiques (pp. 333–368).
48. Festy, B., Hartemann, P., Ledrans, M., Levallois, P., Payment, P., & Tricard, D., (2003). Qualité de l'eau. *Environnement et santé publique-Fondements et pratiques*, 333-368.
49. Gagneur, J., & Thomas, A. G. B. (1988). Contribution à la connaissance des Ephéméroptères d'Algérie. I. Répartition et écologie (1ère partie)(Insecta, Ephemeroptera). Bulletin de la Société d'Histoire naturelle de Toulouse, 124, 213-223.
50. Galal Uddin, M. D., Nash, S., & Olbert, A. (2021). A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecological Indicators*, 122, 107218. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107218>
51. GAUDREAU D. et MERCIER M., (1998) : la contamination de l'eau des puits privés par les nitrates en milieu rural , Edition Régie Régionale de la santé et des services sociaux de la Montérégie, p : 64 .
52. Gentil, L. (1903). Étude géologique du bassin de la Tafna. Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Toulouse, 24, 213–223.
53. Guerraiche, Z. (2017). Impact de la pollution urbaine sur les eaux de surface du Grand Constantinois [Thèse de doctorat, Université Mohamed Khider].
54. Gupta, D.B. (1992). The importance of water resources for urban socioeconomic development. In International Conference on Water and the Environment: Development Issues for the 21st Century.
55. Haddou, K., Bendaoud, A., Belaidi, N., & Taleb, A. (2018). A large-scale study of hyporheic nitrate dynamics in a semi-arid catchment, the Tafna River, in Northwest Algeria. *Environmental Earth Sciences*, 77(13), 520.
56. Hamza Cherif, C. S. E. I. (2011). Épuration des eaux usées par les macrophytes (Mémoire de Magister, Université Abou Bekr Belkaïd de Tlemcen, Algérie). <https://dspace.univ-tlemcen.dz/handle/112/14936>
57. hatia, R., et Falkenmark, M. (1992). Water resource policies and the urban poor: Innovative approaches and policy imperatives. Document d'information, International Conference on Water and the Environment (ICWE), Dublin, Ireland.

58. Haut Commissariat Aux Eaux et Forêt et la Lutte Contre la Désertification (HCEFLCD). (2007). Etude diagnostique de la zone humide AL Massira-Faija, cercle d'EL Brouj et Cercle de Settat (Maroc), 242 p.
59. Horton R. K., (1965) "An index number system for rating water quality", J. Water Pollut. Control Fed., Vol. 37, No. 3, pp 300–306.
60. Horton, R. K. (1965). An index number system for rating water quality. Journal of Water Pollution Control Federation, 37(3), (pp. 300-306).
61. House, M. A. (1990). Water quality indices as indicators of ecosystem change. Environmental Modeling & Assessment, 15(3), (pp. 255-263).
62. House, M. A., Ellis, J. B. (1987). The development of water quality indices for operational management, Water Science and Technology, 19(9), (pp. 145-154).
63. Hudson River estuary: interannual and seasonal variability. *Earth and Planetary Science Letters*, 160(3-4), 403-418.
64. Humborg, C., Danielsson, Å., Sjöberg, B., & Green, M. (2003). Nutrient land–sea fluxes in oligotrophic and pristine estuaries of the Gulf of Bothnia, Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56(4), 781–793. [https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(02\)00290-1](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(02)00290-1)
65. Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement (IBGE). (2005). L'eau à Bruxelles : qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface – cadre général. Bruxelles, Belgique. https://document.environnement.brussels/opac_css/doc_num.php?explnum_id=5378.
66. Ivanowsky, A. (2016). Ouvrages d'assainissement des eaux et qualité du milieu récepteur en zone urbaine : Cas de rejets dans la Marque à Villeneuve d'Ascq (Thèse de doctorat, Université de Lille 1, France).
67. Jatri, B. S. (2025). Dynamique géologique des estuaires fluviaux en Algérie : processus sédimentaires, changements géomorphologiques et impact des facteurs tectoniques et climatiques. Mémoire de master, Institut de Science de la Terre et de l'Univers, Université de Batna 2.
68. Johnson, M. F., et Wilby, R. L. (2015). Seeing the landscape for the trees: Metrics to guide riparian shade management in river catchments. *Water Resources Research*, 51, 3754–3769.

69. Kerrichi, Z., & Medakene, R. (2021). Étude de la qualité physicochimique et microbiologique de l'eau potable des stations de déminéralisation de la ville de Ouargla [Mémoire de master, Université Kasdi Merbah Ouargla].
70. Khadri, S., Latifi, S., Haied, N., Laraba, A., & Foufou, A. (2018). L'évaluation de la qualité des eaux de l'oued Seybouse (Bassin versant de la moyenne Seybouse) en utilisant l'indice de la qualité de l'eau (WQI). Université Kasdi Merbah – Ouargla.
71. Khrida, G., Rhaiem, A et Bouattour, A. 1997. Effet de la qualité des eaux sur l'expression du potentiel biotique du Moustique dans la région de Ben Arous (sud Tunis).
72. Konan, K. S., Kouassi, K. L., Kouame, K. I., Kouassi, A. M., & Gnakri, D. (2013). Hydrologie et hydrochimie des eaux dans la zone de construction du chenal du port de pêche de Grand-Lahou, Côte d'Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 7(2), 819-831.
73. Leynaud, G. (1968). Les pollutions thermiques : influence de la température sur la vie aquatique. B.T.I., Ministère de l'Agriculture.
74. Liou, S.M., Lo, S.L., Wang, S.H. (2004). A generalized water quality index for Taiwan, *Environmental Modeling & Assessment*, 96(1-3), (pp. 35-52).
75. M.Zeghoud. "Etude de système d'épuration des eaux usées urbaines par lagunage naturel de village de Méghibra" ; Mémoire master Diagnostic et Conception des systèmes d'AEP et d'assainissement .2014.
76. Mami, A. (2020). Impact des changements climatiques sur la disponibilité et la gestion des ressources en eau : cas du bassin versant de la Tafna [Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse - INPT ; Université des Sciences et de la Technologie d'Oran Mohamed-Boudiaf (Algérie)].
77. Maurice, L. (1993). La qualité des eaux dans l'Estuaire de la Gironde. 1-Traitement des données. 2-Synthèse.
78. McLusky, D.S. & M. Elliott. 2004. The estuarine ecosystem – Ecology, threats and management. Oxford University Press.
79. Meire P., Ysebaert T., Van Damme S., Van den Bergh E., Maris T., Struyf E., 2005. The Scheldt estuary: a description of a changing ecosystem. *Hydrobiologia* 540, 1–11.

80. MEKAOUSSI, N., 2013. Comportement des éléments chimiques dans les eaux de surface de Hammam Debagh (Est algérien), mémoire de magister : Université de Batna, 110 p.
81. Mekhalif F., 2009. Réutilisation des eaux résiduaires industrielles Epurées Comme Eau d'Appoint Dans Un Circuit De Refroidissement, Mémoire de Magister pollution, chimique et environnement, Université du 20 Août 1955. Skikda. 7 p.
82. Merhabi, F., Amine, H., & Halwani, J. J. L. S. J. (2019). Evaluation de la qualité des eaux de surface de la rivière Kadicha. *Lebanese Science Journal*, 20(1), 10-34.
83. MERIOUA, S. M. (2014). Phyto-écologie et élément de cartographie de la couverture végétale cas: Littoral d'Ain Temouchent (Doctoral dissertation, Université de Tlemcen-Abou Bekr Belkaid).
84. Meziane, C. (2022). Étude comparative de la pollution physico-chimique entre l'oued Tafna et la plage de Rachgoun (wilaya d'Ain Témouchent) [Mémoire de Master]. Université Abou Bekr Belkaïd Tlemcen.
85. Middelburg, J. J., & Herman, P. M. J. (2007). Organic matter processing in tidal estuaries. *Marine Chemistry*, 106(1–2), 127–147. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2006.02.007>
86. -Mostefaoui O, Toutaoui M. 2018. Contribution à l'évaluation de la qualité des eaux du forage de Ras El Ain (Boumerzoug). Mémoire de master en science de la nature et de la vie. Université des frères Mentouri.
87. Mouaz, N., & Bentchich, K. (2017). Caractérisation physico-chimique et bactériologique de l'eau de l'oued Cheliff (Mémoire de master, Université de Khemis Miliana).
88. Naimi Ait-Aoudia, M., & Berezowska-Azzag, E. (2016). Water resources carrying capacity assessment: The case of Algeria's capital city. *Habitat International*, 58, 51–58.
89. Nehme, N. (2014). Évaluation de la qualité de l'eau du bassin inférieur de la rivière Litani, Liban : approche environnementale (Thèse de doctorat, Université de Lorraine, France).
90. Otmane, A., Gherissi, R., Baba-Hamed, K., & Bouanani, A. (2023). Qualitative evaluation of groundwater in terms of its suitability for drinking and irrigation: The case study of Sidi-Bel-Abbes alluvial aquifer (NW Algeria). *Acque Sotterranee - Italian Journal of Groundwater*, 12(3), 63–74. <https://doi.org/10.7343/as-2023-669>.

91. Pasquaud, S., Béguer, M., Hjort Larsen, M., Chaalali, A., Cabral, H. & J. Lobry. 2012. Increase of marine juvenile fish abundances in the middle Gironde estuary related to warmer and more saline waters, due to global changes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 104-105, 46-53.
92. Pirozzoli P.A., 1993. Les littoraux : leur évolution. Nathan ed., Paris, 191p.
93. Poonam, T., Tanushree, B., & Sukalyan, C. (2013). Water quality indices-important tools for water quality assessment: a review. *International Journal of Advances in chemistry*, 1(1), 15-28.
94. PRESCOTT L.M., HARLEY J.P ., KLEIN D.A. (1999). Microbiologie. De Boeck.
95. Ramade, F. (2000). Encyclopédie de la pollution. Éditions internationales.
96. Ramakrishnaiah C. R., Sadashivaiah C. and Ranganna G. (2009). Assessment of Water Quality Index for the Groundwater in Tumkur Taluk, Karnataka State, India. *E-Journal of Chemistry*, 6(2), 523-530.
97. Recensement, R. G. P. H. (2008). Office national des statistiques. <https://www.ons.dz/spip.php?rubrique43>
98. Regnier, P., Arndt, S., Goossens, N., Volta, C., Laruelle, G. G., Lauerwald, R., & Hartmann, J. (2013). Modelling estuarine biogeochemical dynamics: From the local to the global scale. *Aquatic Geochemistry*, 19(5–6), 591–626. <https://doi.org/10.1007/s10498-013-9218-3>
99. Rejsek F., (2002). Analyse des eaux. Aspects réglementaires et techniques. Aquitaine, Bordeaux, France, 358 p.
100. République Algérienne Démocratique et Populaire. (2011). Décret exécutif n° 11-125 du 22 mars 2011 relatif à la qualité de l'eau de consommation humaine. Journal officiel de la République algérienne démocratique et populaire, n° 18.
101. Rodier J., 1996 : L'analyse de l'eau. Eaux naturelles- eaux résiduaires- eaux de mer. Tome I et II, 8ème édition Dunod, Paris, 1383p.
102. RODIER, (1984) : Analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 7ème édition, 1365 p : 08- 101-112
103. RODIER, J., 2009. L'analyse de l'eau, 9ème édition, Dunond, Paris. 1600 p
104. Rodier, J., Legube, B., Merlet, N. (2009). L'analyse de l'eau 9 ème édition. Ed. Dunod, Paris, France, 1579 p.

105. Rouamba, J., Nikiema, E., Rouamba, S., et al. (2016). Accès à l'eau potable et risques sanitaires en zone périphérique de Ouagadougou, Burkina Faso. *Revue d'Épidémiologie et de Santé Publique*, 64(Suppl. 4), S211.
106. Salvadori, F. (1976). Étude de quelques paramètres chimiques de la qualité des eaux dans l'estuaire de la Charente (Doctoral dissertation, Université Pierre et Marie Curie Paris 6).
107. Samah, N., Bourouaiah, A. (2021). *Impact de lixiviat des ordures ménagères sur les eaux de surface*. [Mémoire de master, Université Mohamed Seddik-Ben Yahia jijel].
108. Sari H., (2014) : Contribution à l'étude de la qualité physico-chimique et bactériologique de l'eau de la source Attar (Tlemcen), Mémoire de Master en sciences des aliments, Université Abou-BekrBelkaid Tlemcen 59p.
109. Şener, Ş., Şener, E., & Davraz, A. (2017). Evaluation of water quality using water quality index (WQI) method and GIS in Aksu River (SW-Turkey). *Science of the Total Environment*, 584-585, 131–144.
110. SOER. (2010). The state and trends of the Lebanese environment. Ministry of Environment (MoE), United Nations Development Programme (UNDP), and ECODIT, Beirut, Lebanon.
111. Some, Y. S. C., Soro, T. D., & Ouedraogo, S. (2014). Étude de la prévalence des maladies liées à l'eau et influences des facteurs environnementaux dans l'arrondissement de Nongr-Masson : cas du quartier Tanghin (Ouagadougou, Burkina Faso). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 8, 289–303.
112. Statham, P. J. (2012). Nutrients in estuaries—An overview and the potential impacts of climate change. *Science of the Total Environment*, 434, 213–227.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.09.088>
113. Sy, I., Traoré, D., Diène, A. N., et al. (2017). Eau potable, assainissement et risque de maladies diarrhéiques dans la Communauté Urbaine de Nouakchott, Mauritanie. *Santé Publique*, 29, 741–750.
114. Taleb, A., Belaidi, N., Gagneur, J. 2004. Water Quality before and after AAM building on a heavily polluted river in semi-arid Algeria. *River Res. Appl.*, 20, 943-956.
115. Talhaoui, A., El Hmaidi, A., Jaddi, H., Ousmana, H., & Manssouri, I. (2020). Calcul de L'indice de qualité de L'eau (IQE) pour L'évaluation de La qualité physico-chimique des eaux superficielles de L'oued Moulouya (NE, maroc). *European Scientific Journal*, 16(2), 64-85.

116. TARDAT HENRY. M, (1992) : Chimie Des Eaux, 2ème Edition, Les éditions du griffon d'Argile, p : 213-215.
 117. TARDAT-HENRY M., (1984) : Chimie des eaux, éd. "le Griffon d'argile Inc.", 1ère éd. revue et corrigée, bibliot. Nat. du Québec, Canada, p : 340 .
 118. Tinthoin, R. (1948). Les aspects physiques du Tell oranais. Essai de morphologie du pays semi-aride. Éditions Fouque. Oran, Algérie.
 119. Tuthill, R.W., Calabrese, E.J. (1979). Elevated Sodium Levels in the Public Drinking Water as a Contributor to Elevated Blood Pressure Levels in the Community. *Archives of Environmental Health: An International Journal.*, 1979. 34(4):197-203.
 120. Tyagi, S., Sharma, B., Singh, P., & Dobhal, R. (2013). Water quality assessment in terms of water quality index. *American Journal of water resources*, 1(3), 34-38.
 121. Tyagi, S., Sharma, B., Singh, P., Dobhal, R., (2013). Water quality assessment in terms of water quality index. *American Journal of Water Resources*, 1(3), (pp. 34-38).
 122. UNEP. (2019)., *Global Environment Outlook – GEO-6: Healthy Planet, Healthy People*. Nairobi: United Nations Environment Programme.
- Université, 981p.
123. Yadi B., 1991. Nature et évolution de la matière minérale et organique dans le bassin de la Tafna. Thèse. Magistère. Université de Tlemcen (Algérie).
 124. Yang, M., & Sañudo-Wilhelmy, S. A., (1998). Cadmium and manganese distributions in the
 125. Zettam A., (2018). Transfert des nitrates du bassin versant de la Tafna (Nord-Ouest de l'Algérie) vers la mer Méditerranée - approche couplant mesures, modélisation et changement d'échelle vers les grands bassins versants Nord africains (Thèse de doctorat). Institut National Polytechnique de Toulouse (INPT) & Université Abou bekr Belkaid de Tlemcen, Algérie.240P.
-
126. Zenagui, I., Belaidi, N., Benkebil, Z., & Taleb, A. (2020). Nutrient dynamics in a hyporheic zone in response to a severe and prolonged dry period in a semi-arid river (Tafna wadi). *Environmental Earth Sciences*, 79(1), 35.

127. Zettam, A., Taleb, A., Sauvage, S., Boithias, L., Belaidi, N., & Sánchez-Pérez, J. M. (2017). Modelling hydrology and sediment transport in a semi-arid and anthropized catchment using the SWAT model: The case of the Tafna river (northwest Algeria). *Water*, 9(3), 216.