République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université d'Oran 2 Mohamed Ben Ahmed
Faculté des Sciences de la Terre et de l'Univers
Département des Sciences de la Terre

MÉMOIRE

Présenté en vue de l'obtention du grade de

Master en Sciences de la Terre et de l'Univers

Option : **Hydrosystèmes et Ressources en Eau (HRE)**

Thème :

Suivi de la qualité physico-chimique des eaux superficielles du bassin versant de l'oued Taria

Présenté par :

Benmoumene Kamel

Soutenu le : 26 / 06 / 2024

Devant le jury composé de :

Nom et Prénom	Qualité	Grade	Domiciliation
Bakhti Amel	Présidente	MCB	Université d'Oran 2
Bergane Cheikh	Encadrant	MCB	USTO-MB-
Belkheir Khadidja	Examinatrice	MAA	Université d'Oran 2

Remerciements

Avant de présenter mon projet de fin d'études, je tiens à remercier Dieu de m'avoir donné la force, la volonté et le courage nécessaires pour atteindre ce stade.

Je remercie mon encadrant, **M. Bergane Cheikh**, pour m'avoir suggéré le thème de ce mémoire de fin d'étude, pour son soutien constant tout au long de mon travail et pour ses commentaires et suggestions.

Je tiens également à exprimer ma sincère gratitude à tous les membre du jury à savoir Mme Bakhti Amel et Mme Belkheir Khadidja, à mes professeurs du département de Géologie de la Faculté des Sciences de la Terre et de l'Univers, à qui je dois une grande partie de ma formation géologique.

Dédicace

اللهم إياك نعبد ونصلي ونسجد، اللهم لك شكر كله ولك الحمد كله وإليك يرجعوا الأمر كله

اللهم لك الحمد حتى ترضى ولك الحمد إذا رضيت ولك الحمد بعد ترضى

اللهم اجعلنا ممن يقال لهم: اقرأ وارتقِ، ورتّل كما كنت ترتل في الدنيا، فإن منزلتك عند آخر آية تقرؤه

Je dédie cet humble ouvrage à mes parents, qui ont fait preuve de patience et m'ont soutenu tout au long de ma vie. Je les remercie chaleureusement pour leur motivation tout au long de mon parcours universitaire.

Enfin, je remercie Dieu de m'avoir donné la capacité d'écrire et de m'exprimer, ainsi que la force de la foi et de la patience Loué soit Dieu pour les bons et les mauvais moments que j'ai traversés au cours de mes deux cycles universitaires.

Je renouvelle mes remerciements à ma famille et à tous ceux qui ont contribué ou ont eu de bonnes intentions pour ma réussite.

Résumé

La qualité des eaux de surface a connu, ces dernières années, une dégradation marquée à l'échelle mondiale, principalement en raison des rejets industriels non contrôlés et de l'usage intensif d'engrais chimiques en agriculture. La gestion durable de ces ressources et la préservation de leur qualité constituent dès lors une priorité majeure pour de nombreux pays. L'objectif de cette étude est d'évaluer la qualité physico-chimique des eaux de l'oued Taria durant la période 2016-2019, en mettant l'accent sur les variations saisonnières des paramètres indicateurs de pollution organique. Les variables analysées, mesurées mensuellement par l'ANRH, incluent le pH, le résidu sec, l'oxygène dissous, les nitrates (NO_3^-), les nitrites (NO_2^-), l'ammonium (NH_4^+), les phosphates (PO_4^{3-}), la demande biologique en oxygène (DBO_5), la demande chimique en oxygène (DCO), ainsi que la matière organique. L'analyse des tendances temporelles à l'aide du test de Mann-Kendall a mis en évidence des tendances significatives à la hausse pour le résidu sec, les nitrites, la DBO_5, la DCO et la matière organique, tandis qu'aucun paramètre n'a présenté de tendance significative à la baisse. Le test de saisonnalité de Webel-Ollech a confirmé l'absence de variations saisonnières marquées pour l'ensemble des paramètres. L'étude du rapport DCO/DBO_5 à l'échelle saisonnière a montré que la saison automnale se distingue par une pollution organique majoritairement non biodégradable. Par ailleurs, le calcul de l'indice de pollution organique (OPI) révèle une prédominance de la pollution modérée (POM), représentant environ 69 % des observations. Les distributions des paramètres physico-chimiques ainsi que de l'OPI présentent un caractère dissymétrique. L'analyse de corrélation saisonnière, basée sur le coefficient de Spearman, a mis en évidence des corrélations négatives notables entre l'OPI et certains paramètres tels que les phosphates, la DBO_5, les nitrites, l'ammonium et la DCO. L'analyse des boxplots a révélé des variations saisonnières notables dans la distribution des paramètres, avec la présence de valeurs aberrantes pour la majorité d'entre eux à l'exception du résidu sec et une fréquence plus élevée de valeurs extrêmes supérieures que de valeurs inférieures.

Mots clés : Qualité des eaux, Oued Taria, pollution organique, OPI, rapport DCO/DBO_5, variation saisonnière.

Abstract

In recent years, the quality of surface waters has significantly deteriorated worldwide, mainly due to uncontrolled industrial discharges and the intensive use of chemical fertilizers in agriculture. The sustainable management of these resources and the protection of their quality have thus become major priorities for many countries. The aim of this study is to assess the physico-chemical quality of the waters of the Oued Taria during the period 2016–2019, with a particular focus on the seasonal variations of parameters indicating organic pollution. The variables analyzed, measured monthly by ANRH, include pH, total dissolved solids, dissolved oxygen, nitrates (NO_3^-), nitrites (NO_2^-), ammonium (NH_4^+), phosphates (PO_4^{3-}), biochemical oxygen demand (BOD_5), chemical oxygen demand (COD), and organic matter. The analysis of temporal trends using the Mann-Kendall test revealed statistically significant increasing trends for total dissolved solids, nitrites, BOD_5, COD, and organic matter, while no parameter showed a significant decreasing trend. The Webel-Ollech seasonality test confirmed the absence of significant seasonal patterns for all studied parameters. The seasonal analysis of the COD/BOD_5 ratio indicated that autumn is characterized by a predominance of poorly biodegradable organic pollution. In addition, the calculation of the Organic Pollution Index (OPI) showed a clear dominance of moderate organic pollution (MOP), representing approximately 69% of the observations. The distribution of the physico-chemical parameters and the OPI exhibited asymmetry. Seasonal correlation analysis, based on the Spearman coefficient, highlighted notable negative correlations between OPI and several parameters, such as phosphates, BOD_5, nitrites, ammonium, and COD. Boxplot analysis revealed specific seasonal patterns in the distribution of parameters, with outliers identified for most of them—except for total dissolved solids—and a higher frequency of upper outliers compared to lower ones.

Keywords: Water quality, Oued Taria, organic pollution, OPI, COD/BOD_5 ratio, seasonal variation.

Sommaire

Introduction Générale 1
Chapitre I Étude bibliographique 2
I.1 Introduction 4
I.2 Généralités sur la pollution des eaux superficielles 4
I.3 Origines de la pollution des eaux superficielles 5
I.3.1 Pollution d'origine domestique et urbaine 5
I.3.2 Pollution d'origine agricole 5
I.3.3 Pollution d'origine industrielle 5
I.3.4 Pollution naturelle 6
I.4 Types de pollution 6
I.4.1 Polluants physiques 6
I.4.1.1 Pollution radioactive (pollution nucléaire) 6
I.4.1.2 Pollution thermique 7
I.4.2 Pollution chimique 7
I.4.3 Pollution biologique 7
I.5 Paramètres de surveillance de la qualité des eaux superficielles 7
I.5.1 Paramètres organoleptiques 7
I.5.1.1 Couleur 7
I.5.1.2 Saveur 8
I.5.1.3 Odeur 8
I.5.1.4 Turbidité 8
I.5.2 Paramètres physiques 8
I.5.2.1 Température 8
I.5.2.2 Conductivité électrique 9
I.5.2.3 Potentield'hydrogène (pH) 9
I.5.2.4 Oxygène dissous 10
I.5.2.5 Matières en suspension (MES) 11
I.5.3 Paramètres chimiques 11
I.5.3.1 Calcium 11
I.5.3.2 Magnésium 12
I.5.3.3 Sodium 12
I.5.3.4 Potassium 12
I.5.3.5 Chlorures 12
I.5.3.6 Sulfates 13
I.5.3.7 Bicarbonates 13

I.6 Pollution causée par les nutriments 13
I.6.1 Orthophosphates 14
I.6.2 Nitrates 14
I.6.3 Nitrites 14
I.6.4 Ammonium 15
I.6.5 Demande Chimique en Oxygène (DCO) 15
I.6.6 Demande Biologique en Oxygène (DBO_5) 15
I.7 Conclusion 16
Chapitre II Présentation de la zone d'étude 17
II.1 Délimitation de la zone d'étude 18
II.2 Géologie 19
II.3 Caractéristiques morphométriques du bassin versant de l'oued Taria 19
II.3.1 Caractéristiques de forme 19
II.3.1.1 Coefficient de compacité de Gravélius 19
II.3.1.2 Rectangle équivalent 19
II.3.2 Etude de relief 19
II.3.2.1 Courbe hypsométrique 19
II.3.2.2 Altitudes caractéristiques 20
II.3.2.3 Pente moyenne du bassin versant 20
II.3.2.4 Indice de pente de Roche 21
II.3.2.5 Indice de pente global 21
II.3.2.6 Pente moyenne du cours d'eau principal (Indice de pente moyenne) 21
II.3.2.7 Dénivelée spécifique 21
II.3.3 Caractéristiques du réseau hydrographique 22
II.3.3.1 Densité de drainage 22
II.3.3.2 Fréquence des thalwegs d'ordre 1 22
II.3.3.3 Coefficient de torrentialité 22
II.3.3.4 Temps de concentration 23
II.3.3.5 Vitesse moyenne de ruissellement 23
II.4 Étude climatique 24
II.4.1 Sélection des stations pluviométriques 24
II.4.2 Contrôle de la fiabilité des données : méthode des doubles cumulées 25
II.4.3 Vérification de l'homogénéité de la station de référence 26
II.4.4 Statistiques descriptives 27
II.4.5 Diagramme ombrothermique 28
II.4.6 Régime climatique 29

II.4.6.1 Indice d'aridité de De Martonne 29
II.4.7 Bilan hydrique selon Thornthwaite 30
Chapitre III Évaluation de la qualité physico-chimique 33
III.1 Introduction 34
III.2 Paramètres physico-chimiques étudiés 34
III.3 Analyse des tendances des paramètres physico-chimiques par le test de Mann-Kendall 34
III.4 Analyse de la saisonnalité des paramètres physico-chimiques par le test de Webel-Ollech 37
III.5 Analyse de la biodégradabilité des effluents à travers le rapport DCO/DBO_5 39
III.6 Variabilité de la pollution organique selon l'indice de pollution organique (OPI) 41
III.7 Vérification de la Normalité des Paramètres Physico-Chimiques et de l'Indice OPI 44
III.8 Corrélations de Spearman entre paramètres de qualité de l'eau 46
III.9 Distribution saisonnière des paramètres de qualité de l'eau 51
Conclusion Générale 60
Références bibliographiques 63

Liste des figures

Figure II.1 : Délimitation de la zone d'étude 18
Figure II.2 : Courbe hypsométrique du bassin versant étudié 20
Figure II.3 : Classification de reliefs selon la méthode de LORSTOM 22
Figure II.4 : Contrôle de l'homogénéité des données pluviométriques de la station Sidi Mimoun 26
Figure II.5 : Boxplots des précipitations annuelles des stations étudiées 28
Figure II.6 : Diagrammes ombrothermiques de Gaussen et Bagnauls des stations pluviométriques étudiées 29
Figure II.7 : Représentation graphique du bilan hydrique de Thornthwaite de la station Sidi Mimoun 32
Figure III.1 : Répartition des classes d'effluents selon le rapport DCO/DBO_5 40
Figure III.2 : Répartition saisonnière des catégories de biodégradabilité selon le rapport DCO/DBO_5 41
Figure III.3 : Répartition des classes de l'indice de pollution organique (OPI) dans les eaux de l'oued Taria 43
Figure III.4 : Pourcentage saisonnier des classes de pollution organique OPI observées 44
Figure III.5 : Matrice de corrélation des paramètres de qualité des eaux pour la saison d'automne .. 47
Figure III.6 : Matrice de corrélation des paramètres de qualité des eaux pour la saison d'hiver 48
Figure III.7 : Matrice de corrélation des paramètres de qualité des eaux pour la saison du printemps 49
Figure III.8 : Matrice de corrélation des paramètres de qualité des eaux pour la saison de l'été 50
Figure III.9 : Box plots du pH 51
Figure III.10 : Box plots du résidu sec 52
Figure III.11 : Box plots de l'oxygène dissous 53
Figure III.12 : Box plots des nitrates 54
Figure III.13 : Box plots des nitrites 55
Figure III.14 : Box plots des phosphates 56
Figure III.15 : Box plots de la DBO_5 57
Figure III.16 : Box plots de la DCO 58
Figure III.17 : Box plots de la matière organique 59

Liste des tableaux

Tableau I.1 Rapport entre la conductivité et la minéralisation 9

Tableau I.2 Classification des eaux d'après leur pH 10

Tableau I.3 Qualité de l'eau en fonction de la DBO_5 16

Tableau II.1 Caractéristiques morphométriques du bassin versant de l'oued Taria 24

Tableau II.2 Caractéristiques et période d'observation des stations pluviométriques retenues pour l'étude 25

Tableau II.3 Résultats du test statistique de Wilcoxon appliqué sur la station Oued Taria 27

Tableau II.4 Caractéristiques statistiques des stations pluviométriques étudiées 27

Tableau II.5 Classement du climat en fonction de l'indice d'aridité De Martonne 30

Tableau II.6 Résultats de l'indice d'aridité De Martonne 30

Tableau II.7 : Bilan hydrique selon la méthode de Thornthwaite de la station Sidi Mimoun 31

Tableau III.1 Valeurs de τ et de p-value issues du test de Mann-Kendall pour les pparamètres physico-chimiques 37

Tableau III.2 Valeurs des statistiques QS, QS-R et KW-R issues du test de Webel-Ollech 39

Tableau III.3 Répartition en classes des paramètres liés à la pollution organique pour le calcul de l'OPI **[15]** 42

Tableau III.4 Résultats du Test de Normalité de Shapiro-Wilk pour les Paramètres Physico-Chimiques et l'Indice OPI 45

Liste des abréviations

ANRH : Agence Nationale des Ressources Hydrauliques

Ct : Coefficient de torrentialité

DBO_5 : Demande Biologique en Oxygène pendant 5 jours

DCO : Demande Chimique en Oxygène

Dd : Densité de drainage

Ds : Dénivelée spécifique

EDB : Effluent Difficilement Biodégradable

EFB : Effluent Facilement Biodégradable

EMB : Effluent Moyennement Biodégradable

ETP : ÉvapoTranspiration potentielle

ETR : ÉvapoTranspiration Réelle

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

MES : Matières En Suspension

MO : Matière Organique

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

PCB : PolyChloroBiphényles

pH : potentiel d'Hydrogène

POF : Pollution Organique Faible

POM : Pollution Organique Modérée

PON : Pollution Organique Nulle

POTF : Pollution Organique Très Forte

RU : Réserve Utile

TC : Temps de Concentration

Introduction Générale

Introduction Générale

Les eaux de surface englobent l'ensemble des eaux circulantes ou stockées à la surface des continents, telles que les rivières, les lacs ou encore les barrages. La composition chimique de ces eaux dépend en grande partie de la nature des terrains traversés tout au long de leur parcours dans le bassin versant. Elle est également influencée par l'évaporation, souvent intense, au niveau des plans d'eau libre. En raison de leur large exposition au milieu extérieur et des rejets fréquents de déchets dans le milieu aquatique, ces eaux favorisent généralement le développement de micro-organismes. Ainsi, elles sont rarement potables sans un traitement préalable.

En Algérie, comme dans de nombreux pays en développement ou industrialisés, la dégradation de la qualité des eaux qu'elles soient de surface ou souterraines constitue un enjeu de plus en plus préoccupant. À l'échelle d'un bassin versant, les processus de transfert et les interactions entre l'eau et les systèmes géologique, pédologique, climatique ou anthropique sont particulièrement complexes et variés. Ces phénomènes hydrochimiques aboutissent à un faciès chimique qui reflète l'environnement géochimique de la région étudiée.

L'évaluation et la caractérisation des ressources en eau de surface, la compréhension de la pollution et l'analyse des risques hydrologiques figurent parmi les préoccupations majeures de nombreuses recherches en Algérie. Ces travaux s'appuient notamment sur l'hydrologie et la chimie des eaux pour aborder les aspects qualitatifs et quantitatifs.

L'objectif principal de ce travail est d'évaluer la qualité physico-chimique des eaux de l'oued Taria, à travers une approche statistique mettant l'accent sur la variation saisonnière de la pollution organique.

Ce mémoire est structuré comme suit :

- Le premier chapitre présente une revue bibliographique sur la qualité des eaux de surface ;
- Le deuxième chapitre est consacré à la présentation de la zone d'étude ;
- Le troisième chapitre porte sur l'évaluation de la qualité physico-chimique des eaux de surface de l'oued Taria ;
- Enfin, une conclusion générale synthétise les résultats obtenus et propose des recommandations.

Chapitre I Étude bibliographique

I.1 Introduction

L'eau est une ressource naturelle indispensable à la vie dans tout Le maintien de sa qualité est une préoccupation majeure pour une société qui doit subvenir à des besoins en eau Elle joue un rôle très important dans le développement socio-économique aussi bien au niveau local, régional que national. Ainsi, les ressources en eau constituent une préoccupation majeure dans les pays à climats arides ou semi-arides comme elles sont absolument essentielles pour le développement des activités humaines, économiques et sociales.

En Algérie, où le climat semi-aride impose d'importantes contraintes hydriques, l'eau est une ressource précieuse et souvent limitée. La croissance démographique, le développement industriel et l'expansion des zones agricoles entraînent une exploitation intensive des ressources en eau. Mais pour une bonne gestion, ces ressources doivent être connues dans l'eau et sa qualité sont essentielles.

Dans ce premier chapitre, nous fournirons des informations sur les normes de surveillance de la qualité de l'eau surface.

I.2 Généralités sur la pollution des eaux superficielles

Les eaux de surface, également appelées eaux superficielles, sont des eaux qui circulent à la surface du sol et constituées, par opposition aux eaux souterraines, de l'ensemble des masses d'eau courantes ou stagnantes, douces, saumâtres ou salées qui sont en contact direct avec l'atmosphère. Elles sont produites par le ruissellement des précipitations ou par l'affleurement des eaux souterraines **[1]**.

Sa température varie en fonction du climat et de ses saisons. Ses matières en suspension sont variables selon la pluviométrie et la nature et relief des terres à son voisinage. Une eau de surface est ordinairement riche en oxygène et pauvre en dioxyde de carbone **[1]**.

La qualité des fleuves et des rivières varie en fonction des débits saisonniers et peut subir des changements significatifs en raison des précipitations et des déversements éventuels

Afin d'assurer la protection des eaux et de promouvoir une utilisation durable et la disponibilité de cette ressource naturelle à long terme, on doit développer une série d'appareils qui peuvent être implantés individuellement ou intégrés dans des stations ou des réseaux d'alerte et de contrôle de la qualité des eaux. , il est intéressant d'analyser certains paramètres physicochimiques et/ou substances potentiellement polluantes, ce qui permettra de décider quel type de produits répond aux exigences de chaque situation.

L'eau est une ressource indispensable aux activités humaines mais elle constitue également un lieu de vie privilégié. A cause du cycle de l'eau, les écosystèmes aquatiques (les eaux continentales ou océaniques) sont susceptibles d'être contaminés par des pollutions

accidentelles ou chroniques. En rejetant des effluents contaminés dans le milieu aquatique, les activités humaines industrielles, agricoles ou urbaines polluant les eaux. On peut distinguer trois grandes familles de pollution, la pollution (physique, chimique et biologique) **[2]**.

I.3 Origines de la pollution des eaux superficielles

Cette pollution des eaux de surface provient de plusieurs sources d'origine humaine dont les plus importantes sont : (Urbain, agricole et industriel et naturels).

I.3.1 Pollution d'origine domestique et urbaine

La pollution domestique est le résultat de l'utilisation quotidienne de l'eau dans Maison (tâches ménagères, cuisine, jardinage, lessive, etc.). Ces déchets sont un mélange d'eau contenant des déchets humains, de l'urine et des matières fécales (eaux noires), des eaux usées, des eaux de toilettes et de nettoyage des sols et de la nourriture (eau domestique), et est généralement transporté par le réseau Eaux usées vers station d'épuration. La pollution domestique se caractérise en raison de la présence de bactéries fécales contenant des niveaux élevés de sels organiques Minéraux et détergent, cette pollution est causée par les eaux usées (eaux noires) et les eaux grises locales **[3]** :

- Les eaux grises sont principalement constituées d'excréments humains et d'eaux usées Vaisselle domestique chargée de détergents et de graisse ;
- Les eaux noires constituées de déchets de toilettes chargés en matières azotées, Phosphate et bactéries fécales. Une source non valide a été spécifiée.

I.3.2 Pollution d'origine agricole

De nombreux agriculteurs répandent des engrais et des pesticides sur leurs cultures dans l'espoir d'obtenir une meilleure récolte. Cependant, cette technologie n'a pas que des effets positifs. La plupart des insecticides ne sont pas sélectifs (ils tuent les parasites), mais aussi les insectes bénéfiques. On sait que les vers de terre sont bénéfiques pour l'aération des sols et que les déjections animales des élevages contiennent de la matière organique, de l'azote et du phosphore, qui peuvent causer des problèmes de pollution des eaux de surface. Les méthodes modernes nécessitent parfois un labour profond et violent, qui favorise l'infiltration directe des polluants vers la nappe phréatique **[1, 2]**.

I.3.3 Pollution d'origine industrielle

La pollution industrielle s'agit de la pollution la plus importante, produite principalement par les industries minières à différentes étapes du traitement des minéraux. La dernière édition contient une large gamme de substances minérales qui contribuent de manière décisive au mouvement et à la distribution de la matière organique hydrosoluble dans les sols,

les sédiments et les plantes des eaux souterraines. Selon l'activité industrielle, nous retrouverons différents types de pollution tels que **[4]** :

- Matières organiques et graisses (abattoirs, industries agroalimentaires, etc.) ;
- Hydrocarbures (industries pétrolières et des transports) ;
- Métaux (traitement de surface, métallurgie) ;
- Acides, bases et produits chimiques divers (industries chimiques, tanneries, etc.) ;
- Eau chaude (circuits de refroidissement pour centrales thermiques) ;
- Matières radioactives (centrales nucléaires, traitement des déchets médicaux radioactifs).

I.3.4 Pollution naturelle

Cette pollution se produit en raison de polluants de l'eau naturellement présents dans l'environnement, provenant des roches entourant cette eau, c'est-à-dire des eaux de surface ou souterraines. Ces matières sont inorganiques comme le baryum, l'arsenic, les fluorures, le sodium, les chlorures, le mercure, le cadmium **[5]**.

I.4 Types de pollution

Il existe plusieurs manières de classer la pollution. Selon le type de polluant, on peut classer la pollution en trois catégories : [pollution physique, pollution chimique et pollution biologique] **[5]**.

I.4.1 Polluants physiques

Les contaminants physiques sont des éléments solides qui sont absorbés par l'eau. Parlons de ce type de pollution qui se produit lorsque l'eau change sa structure physique pour éliminer les débris et les particules solides transportés par l'eau des poumons. Elle comprend **[3]** :

- La pollution thermique (chauffage de l'eau par les usines).
- La pollution nucléaire (déchets radioactifs provenant des explosions d'armes nucléaires et débris d'usines).

I.4.1.1 Pollution radioactive (pollution nucléaire)

Parmi les différents types de pollution environnementale, la pollution radioactive est sans doute la moins bien comprise, mais c'est aussi celle qui a donné lieu aux mesures de prévention les plus rigoureuses et scientifiquement prouvées. Bien sûr, la pollution radioactive a ses propres caractéristiques, mais du point de vue de l'homme et de l'environnement, il s'agit d'une pollution entre autres et de risques dont le résultat doit être évalué sur la même base **[3].**

I.4.1.2 Pollution thermique

La pollution thermique correspond à l'augmentation ou la diminution de la température de l'eau par rapport à la température « normale » suite aux activités de l'homme et qui affecte la vie aquatique. La pollution thermique provoque un réchauffement de l'eau qui peut être progressif ou brutal **[3]**.

I.4.2 Pollution chimique

La pollution chimique de l'eau résulte de la libération de certaines substances minérales, Matières toxiques dans les cours d'eau, Ce type de pollution comprend les solvants, les métaux (zinc, plomb, cadmium, etc.), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les polychlorobiphényles (PCB), les produits pharmaceutiques, les pesticides, les sels, etc. Ces substances ont un effet toxique sur les matières organiques et les rendent plus dangereuses **[6]**.

I.4.3 Pollution biologique

La pollution biologique est une pollution causée par des organismes vivants tels que les germes présents dans l'environnement. Cette contamination comprend l'introduction d'espèces exotiques d'animaux, de plantes et d'organismes ainsi que d'organismes génétiquement modifiés **[1]**.

I.5 Paramètres de surveillance de la qualité des eaux superficielles

Les déversements polluants modifient profondément les paramètres physico-chimiques, organoleptiques et biologiques des milieux aquatiques récepteurs ainsi que la biocénose aquatique. Le problème se posera dès qu'un rejet aura un effet sur la qualité de l'eau et le milieu récepteur ; si cet effet a des conséquences négatives, il s'agira d'une pollution **[7]**.

I.5.1 Paramètres organoleptiques

Il s'agit de la saveur, de la couleur, de l'odeur et de la turbidité (inverse de la transparence). Ils n'ont pas de signification sanitaire mais, par leur dégradation, peuvent indiquer une pollution ou un mauvais fonctionnement des installations de traitement ou de distribution **[8]**.

I.5.1.1 Couleur

Une eau pure observée avec une faible épaisseur semble transparente à l'œil. Par contre, observée avec une profondeur de plusieurs mètres, elle a une couleur bleu clair. Ceci s'explique par une absorbance de certaines longueurs d'ondes de la lumière. Les molécules à la base de la coloration peuvent interférer avec les procédés de traitement des eaux (substances minérales interférents avec procédé d'échangeur ionique). La couleur d'une eau est un paramètre réglementé pour les eaux destinées à la consommation humaine **[3]**.

I.5.1.2 Saveur

Le goût est défini comme l'ensemble des sensations gustatives, olfactives et de sensibilité chimique commune perçue lorsque l'aliment ou la boisson est dans la bouche.

I.5.1.3 Odeur

L'odeur peut être définie comme étant l'ensemble des sensations perçues par l'organe olfactif en flairant certaines substances volatiles.

I.5.1.4 Turbidité

La turbidité est la mesure de l'aspect trouble de l'eau. C'est la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matières non dissoutes. Elle est causée, dans les eaux, par la présence de matières en suspension (MES), comme les argiles, les limons et les micro-organismes. Une faible part de la turbidité peut être due également à la présence de matières colloïdales d'origine organique ou minérale **[9]**.

I.5.2 Paramètres physiques

Les facteurs physiques pouvant affecter la répartition des organismes et avoir également un impact significatif sur l'activité biologique d'un cours d'eau. Il s'agit notamment de la température, de la conductivité électrique, du potentiel hydrogène, de l'oxygène dissous, des matières en suspension et du potentiel d'oxydation **[2]**.

I.5.2.1 Température

La température de l'eau est un critère important pour la vie aquatique dans les rivières. En fait, la plupart des paramètres physiques, chimiques et biochimiques dépendent de la température. Par conséquent, les températures élevées favorisent l'apparition d'algues et d'organismes aquatiques flottants indésirables.

Une augmentation de la température s'accompagne toujours d'un changement de densité, d'une diminution de la viscosité, d'une augmentation de la pression de vapeur saturante à la surface et d'une diminution de la solubilité de l'oxygène. Ainsi, le phénomène de fermentation est facilité par la montée. Aussi, l'élévation de la température provoque l'apparition d'odeurs désagréables dans les cours d'eau et les barrages. La température augmente la vitesse des réactions chimiques et biochimiques d'un facteur 2 à 3 pour une augmentation de température de 10°C. Ainsi, l'activité métabolique des organismes aquatiques est également accélérée lorsque la température de l'eau augmente.

La température de l'eau varie en fonction de la température extérieure (air), des saisons, Géologie et profondeur de la nappe phréatique par rapport à la surface de la Terre **[10]**.

La température de l'eau dépend d'une série de facteurs :

- Situation géographique et saison ;

- Profondeur (la température en profondeur est généralement inférieure à la température à la surface) ;
- Couleur de l'eau (l'eau foncée absorbe plus fortement la chaleur) ;
- Volume d'eau (plus le volume est grand, moins les fluctuations du niveau d'eau sont importantes).

I.5.2.2 Conductivité électrique

La conductivité électrique est une propriété physique de l'eau qui est liée à la concentration et à la nature des substances dissoutes. Absence de matières organiques et colloïdales à faible conductivité. Varie en fonction de la température. La conductivité électrique de l'eau est la conductivité d'une colonne d'eau entre deux électrodes métalliques d'une surface de 1 cm² et d'une distance de 1 cm entre elles. La conductivité électrique est exprimée en microsiemens/cm.

La mesure de conductivité nous permet d'avoir une idée très rapide de la concentration de sels dissous dans l'eau **[11]**.

Tableau I.1 Rapport entre la conductivité et la minéralisation

Conductivité	Minéralisation
0-100 µS/cm	Minéralisation très faible
100-200 µS/cm	Minéralisation faible
200-333 µS/cm	Minéralisation moyenne accentuée
333-666 µS/cm	Minéralisation accentuée
666-1000 µS/cm	Minéralisation importante
> 1000 µS/cm	Minéralisation élevée

I.5.2.3 Potentield'hydrogène (pH)

Le terme pH fait référence à la concentration d'ions hydrogène dans une solution. Dans l'eau, ce facteur est d'une importance exceptionnelle, en particulier dans les processus de traitement dans les laboratoires de routine des stations d'épuration, il est mesuré et ajusté si nécessaire pour améliorer la coagulation/coagulation ainsi que pour surveiller la désinfection de l'eau et la valeur du pH varie de 0 à 14. L'eau avec un pH inférieur à 7 est acide, l'eau avec un pH supérieur à 7 est alcaline et l'eau avec un pH de 7 est neutre. Un pH élevé entraîne des concentrations accrues d'ammoniac, qui est toxique pour les poissons. L'un des principaux objectifs du contrôle du pH est de réduire la corrosion et de dissoudre les minéraux et les dépôts dans les tuyaux et les appareils de plomberie. Des valeurs de pH inférieures à 7 peuvent

provoquer une corrosion sévère des canalisations métalliques entraînant une augmentation des concentrations de certains métaux (plomb et cadmium). Des valeurs de pH supérieures à 8 entraînent une efficacité réduite de la désinfection au chlore car il se présente sous une forme non bactérienne **[10]**.

Tableau I.2 Classification des eaux d'après leur pH

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.5.2.4 Oxygène dissous

L'oxygène dissous est un paramètre particulièrement important pour l'analyse de l'eau, car il régule les réactions biologiques qui se produisent dans les écosystèmes aquatiques. La solubilité de l'oxygène dans l'eau dépend de plusieurs facteurs : la température, la pression et la force ionique du milieu. La concentration en oxygène dissous est exprimée en mg. Elle recommande une valeur limite de 5 à 7 mg/L, exprimée en CaCO3, pour les eaux destinées à la consommation humaine. Alors que les normes algériennes recommandent une valeur limite de 30 mg/L. La concentration d'oxygène dissous dans l'eau augmente lorsque la température de l'eau diminue. De plus, des facteurs biologiques interviennent pour modifier à nouveau le degré d'oxydation de l'eau ; Parmi eux se trouvent des plantes. La concentration d'oxygène dissous dans l'eau augmente lorsque la température de l'eau diminue. De plus, des facteurs biologiques interviennent pour modifier à nouveau le degré d'oxydation de l'eau ; Parmi eux se trouvent des plantes. Plus la concentration en oxygène dissous (OD) est proche de la saturation, plus la capacité de la rivière à absorber la pollution est grande **[8]** :

- Une valeur inférieure à 1 mg O2 par litre indique une condition proche de l'anaérobie. Cette condition se produit lorsque les processus d'oxydation des déchets minéraux, de la matière organique et des nutriments consomment plus d'oxygène qu'il n'en est disponible. La diminution de l'oxygène dissous entraîne une dissolution accrue des éléments toxiques libérés par les sédiments ;
- Une valeur de 1 à 2 mg d'O2 par litre indique une rivière gravement polluée mais réversible ;

- Une teneur de 4 à 6 mg d'oxygène par litre caractérise une bonne qualité de l'eau.

Des niveaux de saturation en oxygène supérieurs à la normale indiquent une augmentation des nutriments dans l'environnement conduisant à une activité photosynthétique intense.

I.5.2.5 Matières en suspension (MES)

Les matières en suspension comprennent toutes les matières minérales ou organiques qui ne se dissolvent pas dans l'eau. Ils comprennent de petites particules organiques et minérales, du plancton et d'autres micro-organismes présents dans l'eau. Ce paramètre est exprimé en mg/l. La matière organique provient principalement de la décomposition des plantes et des animaux et se développe sous l'influence de micro-organismes. Il n'est pas toxique, surtout s'il est absorbé en quantité par les aliments, mais il contribue à de nombreux paramètres de qualité de l'eau : couleur, sous-produits de désinfection, formation de produits indésirables. Produits biodégradables, odeurs et saveurs indésirables **[7]**.

I.5.3 Paramètres chimiques

La présence de matières dissoutes dans l'eau (notamment du fer et du calcium) peut également provoquer le colmatage du distributeur ou présenter un risque de corrosion des pièces métalliques**.** La minéralisation de la plupart des eaux est dominée par huit ions appelés couramment les ions majeurs, on distingue :

- Les cations : calcium, magnésium, sodium et potassium ;
- Les anions : nitrates, bicarbonates, chlorures et sulfates.

I.5.3.1 Calcium

Le calcium est un minéral blanc abondant dans la nature et essentiel au corps humain. Ses sels se retrouvent dans presque toutes les eaux naturelles. Sa teneur dans l'eau, qui peut varier de 1 à 150 mg/l, est directement liée à la nature géologique du terrain traversé. La concentration en calcium peut augmenter en raison de l'oxydation des protéines et des acides faibles dans la matière organique augmentant la solubilité du carbonate de calcium. Les sels de calcium sont principalement obtenus lors de l'exposition des roches calcaires à l'anhydride de dioxyde de carbone (CO_2) dissous. C'est l'élément cationique prédominant dans les eaux de surface.

Il existe plusieurs types de calcium, chacun ayant des rôles différents : carbonate de calcium, bromure de calcium, chlorure de calcium, chlorure de calcium. Le calcium peut provenir également des formations gypsifères, qui Sont facilement solubles. Il résulte de la dissolution des carbonates en présence du gaz carbonique dans l'eau.

L'organisation mondiale de la santé (OMS) recommande pour l'eau destinée à la consommation humaine une valeur limite de 500 mg/l, exprimée en $CaCO_3$. Tandis que les normes algériennes recommandent une valeur limite de 200 mg/l **[6]**.

I.5.3.2 Magnésium

Le magnésium est un minéral essentiel pour la santé humaine. Le magnésium dans l'eau provient de l'attaque par l'acide carbonique des roches magnésiennes et de la mise en solution de magnésium sous forme de carbonates et de bicarbonates. Le magnésium contribue à la dureté de l'eau sans être l'élément essentiel. En effet, le rapport magnésium/calcium est en général très inférieur à 1 **[3]**.

I.5.3.3 Sodium

Ce minéral, que l'on trouve en abondance (environ 26 grammes/kg de la croûte terrestre soit 2,83%), ne se présente pas naturellement à l'état originel mais est toujours associé à d'autres éléments chimiques (chlorures, sulfates). Le principal minéral qui contient du sodium et l'un des minéraux les plus courants est le sel. Le sodium présent dans l'eau provient de formations géologiques qui contiennent du chlorure de sodium et de la décomposition de sels minéraux. Les concentrations dans l'eau potable sont généralement inférieures à 50 mg/L (en moyenne 20 mg/L), mais peuvent augmenter lors des traitements d'adoucissement (échange d'ions) des eaux calcaires **[8]**.

I.5.3.4 Potassium

Le potassium est un élément naturel de l'eau et sa concentration, quasiment constante, n'affecte pas la qualité de l'eau. Elle ne dépasse généralement pas 10 à 15 mg/L, sauf dans certains contextes géologiques particuliers où elle atteint 20 à 25 mg/L. Le potassium provient de l'altération des formations silicatées (gneiss et schistes), de l'argile potassique et de la dissolution des engrais chimiques (NPK). Le potassium joue un rôle essentiel chez l'homme (transmission de l'influx nerveux) et le corps a besoin d'environ 3 à 4 grammes par jour. Une carence entraînera, entre autres symptômes, une faiblesse musculaire **[1]**.

I.5.3.5 Chlorures

Les chlorures sont des anions inorganiques importants contenus en concentrations variables dans les eaux naturelles, généralement sous forme de sels de sodium et de potassium. Lorsque la concentration en ions chlorure est plus élevée à l'extérieur du béton, le gradient de concentration stimule la diffusion des ions dans le matériau. Ce processus est décrit par le modèle phénoménologique de Fick qui néglige les réactions chimiques possibles. On utilise le chromate de potassium comme indicateur. Le niveau guide de la concentration en chlorures des eaux destinées à la consommation humaine : 25 mg/l. La concentration maximale admissible

des chlorures dans les eaux destinées à la consommation humaine : 200 mg/l. La concentration est supérieure à 200 mg/l : eaux laxatives et éventuellement dangereuses pour les patients atteints des maladies cardio-vasculaires ou rénales, pollution possible (rejet industriel ou rejet d'eaux usées) **[7]**.

I.5.3.6 Sulfates

La concentration en ions sulfate dans les eaux naturelles est très variable. Dans les sols, il ne contient pas une grande proportion de sulfates minéraux, et peut atteindre 30 à 50 mg/l, mais ce chiffre peut être significativement dépassé (jusqu'à 300 mg/l) dans les zones contenant du gypse ou lorsque le temps de contact avec les roches est élevé. Composés naturels des eaux, les ions sulfates sont liés aux cations majeurs : Ca^{+2}, Mg^{+2}, Na^{+} la plupart des sulfates sont solubles dans l'eau. L'organisation mondiale de la santé Une valeur seuil de 250 mg/L est recommandée. Lignes directrices du conseil communautaire les autorités européennes indiquent un niveau indicatif de 25 mg/L et une concentration maximale admissible 250 mg/l **[10]**.

I.5.3.7 Bicarbonates

Une concentration trop élevée en bicarbonates dans l'eau est susceptible d'avoir une incidence négative, mais réversible sur la potabilité de l'eau. Ces ions hydrogénocarbonates sont dosés pour connaître leur effet dans la canalisation et les risques de corrosion du réseau de distribution qu'ils peuvent provoquer **[2]**.

I.6 Pollution causée par les nutriments

Les ortho phosphates, les nitrites, les nitrates, ammonium sont les sels nutritifs les plus utilisés en agriculture moderne et en industrie alimentaire. Présentes en excès dans la nature, ces substances provoquent de sérieux problèmes environnementaux. Le besoin en détecteurs sensibles et sélectifs de ces composés est d'une importance cruciale. Ce besoin qu'entraîne la croissante sévérité des normes dans tous les domaines de chimie et biochimie (environnement, alimentation, pharmacie, sécurité domestique et industrielle…) a incité les scientifiques à développer des techniques chimiques et électrochimiques d'analyse de ces substances de plus en plus performantes.

L'utilisation intensive des fertilisants artificiels en agriculture (engrais, minéraux, lisiers) ainsi que l'accroissement des rejets urbains ont augmenté notablement les apports terrigènes d'éléments nutritifs en milieu aquatique. Ces apports ont conduit, entres autres, à un enrichissement en nitrates (issu principalement du lessivage des terres agricoles), en ammonium et en phosphate (très abondants dans les rejets urbains), ce qui a causé un déséquilibre du milieu aquatique, appelé eutrophisation **[11]**.

I.6.1 Orthophosphates

Le phosphore se trouve dans l'eau principalement sous forme d'orthophosphate, de polyphosphate (polymères d'acide phosphorique) et d'une forme organique de phosphore. Cet élément joue un rôle très important dans la croissance des algues ; Il est probable qu'il favorise sa reproduction dans les eaux du lac où il contribue au processus de suralimentation. Les phosphates font partie des anions facilement fixés par les sols et leur présence naturelle dans l'eau est liée aux caractéristiques du terrain qu'il traverse et à la décomposition de la matière organique. Le phosphate remplit différentes fonctions dans la formation des détergents, en particulier anticalcaire et anti re déposition. Il est présent dans les eaux sous différentes formes : forme dissoute ou particulaire, organique ou minéral **[9]**.

I.6.2 Nitrates

Les eaux de surface et le sol contiennent de l'azote. Cela provient de la fixation de l'azote atmosphérique par certains types de plantes (par exemple les légumineuses) via des cyanobactéries et des bactéries. Une fois incorporé par les organismes, l'azote devient de la matière organique. Lorsque cette matière organique se décompose, les bactéries présentes dans l'eau et le sol peuvent la transformer en nitrates.

L'effet principal des nitrates sur l'environnement consiste à favoriser la croissance végétale, Cet impact, qui peut apparaître bénéfique dans un premier temps, s'avère désastreux pour les écosystèmes aquatiques lorsque la prolifération végétale est poussée à l'excès. Le processus d'eutrophisation, qui correspond à un enrichissement naturel des milieux aquatiques en éléments nutritifs et à une augmentation de la productivité végétale, est alors considérablement accéléré. L'eutrophisation du milieu nécessite la présence d'éléments nutritifs (carbone, azote, phosphore) indispensables à la croissance des végétaux aquatiques **[4]**.

I.6.3 Nitrites

Les nitrates sont largement consommés par les animaux et les humains à travers l'alimentation. Cependant, la plus grande contribution à l'exposition résulte de la conversion du nitrate provenant de sources externes en nitrite dans l'organisme. En raison de leur capacité à provoquer la formation de méthémoglobine lorsqu'ils sont consommés en quantités excessives, les nitrates présents dans les aliments et l'eau sont réglementés comme une substance indésirable. Il a été démontré que les aliments et l'eau contaminés contiennent des niveaux élevés de nitrates et sont le principal facteur d'exposition aux nitrites chez les animaux producteurs d'aliments. Dans l'eau, la teneur en tensioactifs dépasse rarement 0,1 mg/L**.** La nitrification transforme les ions NH_4^+, NH_3 en nitrites et nitrates **[6]**.

I.6.4 Ammonium

L'ammoniac est un composé naturel dont ont besoin la plupart des organismes pour la synthèse des protéines. Les humains se servent principalement de l'ammoniac comme source d'azote dans les engrais. Les principales sources quantifiables d'ammoniac dans les écosystèmes aquatiques sont les stations municipales de traitement des eaux usées. L'agriculture est aussi une source de contamination des eaux par l'ammonium. L'ammoniac existe simultanément sous deux formes, NH3 (ou ammoniac non ionisé) et NH4+ (ammoniac ionisé ou ammonium). L'ammoniac total est la somme de NH3 et NH4+. L'équilibre entre les deux est régi en grande partie par le pH et la température.

La présence de l'ammonium dans les eaux peut engendrer divers inconvénients comme la corrosion des conduites, la diminution de l'efficacité du traitement de désinfection au chlore et le développement de microorganismes responsables de saveurs et d'odeurs désagréables. Elle peut donc révéler l'existence d'une décomposition de matières organiques dans le milieu, ce qui constitue un indice de pollution des nappes phréatiques **[10]**.

I.6.5 Demande Chimique en Oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO), exprimée en mg. L^{-1}, est la quantité d'oxygène consommée par les matières existantes dans l'eau et oxydable dans des conditions opératoires définies. En effet, la mesure correspond à une estimation des matières oxydables présentes dans l'eau quel que soit leur origine organique ou minérale. La DCO étant en fonction des caractéristiques des matières présentes, de leurs proportions respectives et des possibilités de l'oxydation. Les eaux usées industrielles peuvent souvent atteindre des valeurs de plusieurs grammes par litre de demande chimique en oxygène. La DCO est une valeur indicatrice de la présence de polluants dans les eaux usées. La norme sanitaire mondiale de qualité de l'eau potable humaine et la norme algérienne est de 30 mg/l **[11]**.

I.6.6 Demande Biologique en Oxygène (DBO_5)

La demande biologique en oxygène pendant 5 jours (DBO_5) est la quantité, exprimée en mg/l, d'oxygène consommée par l'activité bactérienne pour dégrader les matières organiques biodégradables pendant 5 jours (à 20 °C et dans l'obscurité). Ce paramètre constitue un bon indicateur de la teneur en matière organique biodégradable d'une eau naturelle polluée ou d'une eau résiduaire. La DBO_5 est la différence entre ces 2 concentrations. Plus la différence est grande et plus le milieu est demandeur en oxygène et donc mal équilibré car les déchets à transformer sont trop importants **[9]**.

Tableau I.3 Qualité de l'eau en fonction de la DBO_5

DBO_5	**Qualité de l'eau**
DBO_5 < 1 mg/l d'O2	Excellente qualité
DBO_5 = 2 mg/l d'O2	Bonne qualité
DBO_5 = 3 mg/l d'O2	Qualité moyenne
DBO_5 = 5 mg/l	Eau moyennement polluée
DBO_5 > 10 mg/l	Eau polluée

I.7 Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons donné des généralités sur les eaux superficielles à savoir la pollution de ces eaux ainsi que les paramètres organoleptiques, physico-chimiques et bactériologiques de surveillance de la qualité de ces eaux superficielles. La qualité des eaux superficielles est affectée par les activités anthropiques et les processus naturels. Ces derniers, influant sur la qualité de l'eau, renferment le taux de précipitation, les processus d'érosion et le transport des sédiments. Par contre, les activités anthropiques incluent le développement urbain, l'expansion industrielle et les pratiques agricoles. Par conséquent, une gestion efficace à long terme de l'eau de surface d'un oued nécessite une compréhension fondamentale des caractéristiques physico-chimiques et biologiques.

Chapitre II Présentation de la zone d’étude

II.1 Délimitation de la zone d'étude

Le bassin versant de l'oued Taria fait partie du grand bassin de la Macta, situé dans le nord-ouest de l'Algérie. Il s'étend entre les longitudes 0°00'23.76'' E et 0°33'47.16'' E, et les latitudes 34°40'48'' N et 35°12'28.22'' N. Il est délimité au nord par le sous-bassin versant de l'oued Fekane, au sud par celui de Falit Hammam, à l'est par les bassins versants de l'oued Abd (amont et aval), et à l'ouest par le bassin versant de l'oued Saïda.

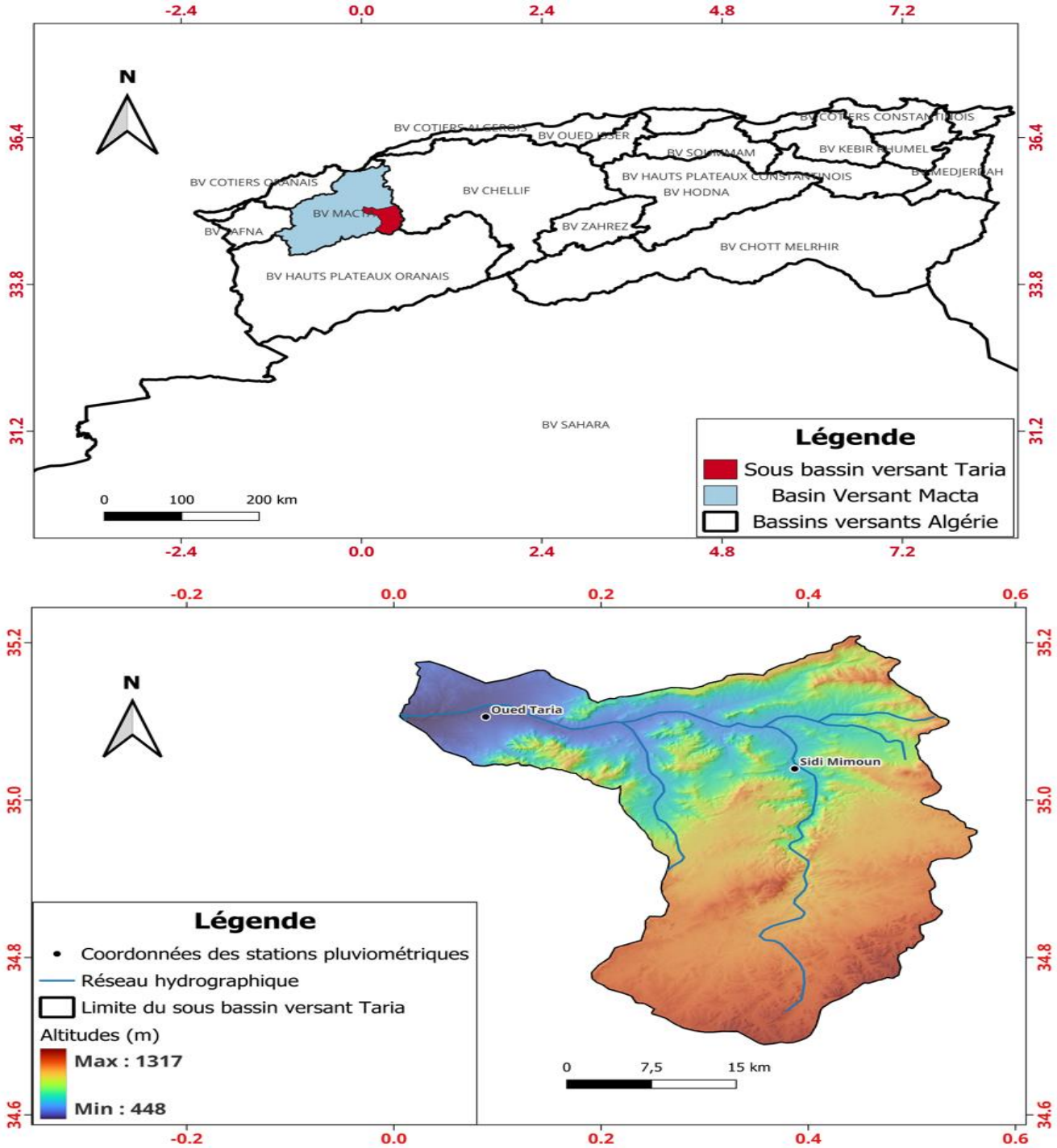


Figure II.1 : Délimitation de la zone d'étude

II.2 Géologie

Le bassin versant de l'oued Taria, au droit du barrage de Ouizert, est caractérisé par une série géologique couvrant une large période allant du Primaire au Quaternaire. Les terrains quaternaires occupent principalement les dépressions et les fonds de vallées. Les formations du Pliocène affleurent en grande quantité au nord et à l'ouest du bassin. Les formations jurassiques, constituées notamment de marnes gris-vert, couvrent la majeure partie de la zone étudiée. Enfin, dans la région sud-est, apparaissent des terrains d'âge primaire, essentiellement composés de schistes et de quartzites, avec la présence d'intrusions granitiques et de coulées de laves basaltiques.

II.3 Caractéristiques morphométriques du bassin versant de l'oued Taria

II.3.1 Caractéristiques de forme

II.3.1.1 Coefficient de compacité de Gravélius

Le coefficient de compacité a été calculé par la formule suivante :

$$Kc = \frac{P}{2.\sqrt{\pi}.\sqrt{A}} = 0{,}282\,.\frac{P}{\sqrt{A}}$$

Comme $Kc = 1{,}56 > 1{,}128$, la forme du bassin versant étudié est allongé.

II.3.1.2 Rectangle équivalent

La notion de rectangle équivalent ou rectangle de Gravélius, correspond au calcul de deux dimensions L et l.

$$L = \frac{P + \sqrt{P^2 - 16.A}}{4} \quad \text{et} \quad l = \frac{P - \sqrt{P^2 - 16.A}}{4}$$

II.3.2 Etude de relief

II.3.2.1 Courbe hypsométrique

Le bassin versant est décrit par une courbe hypsométrique afin de caractérise la répartition de l'altitude en fonction de la surface du bassin versant exprimée en pourcentage, la courbe hypsométrique fournit une vue synthétique de la pente du bassin. C'est une représentation purement géométrique. La courbe est établie à partir des surfaces drainées par tranche d'altitude.

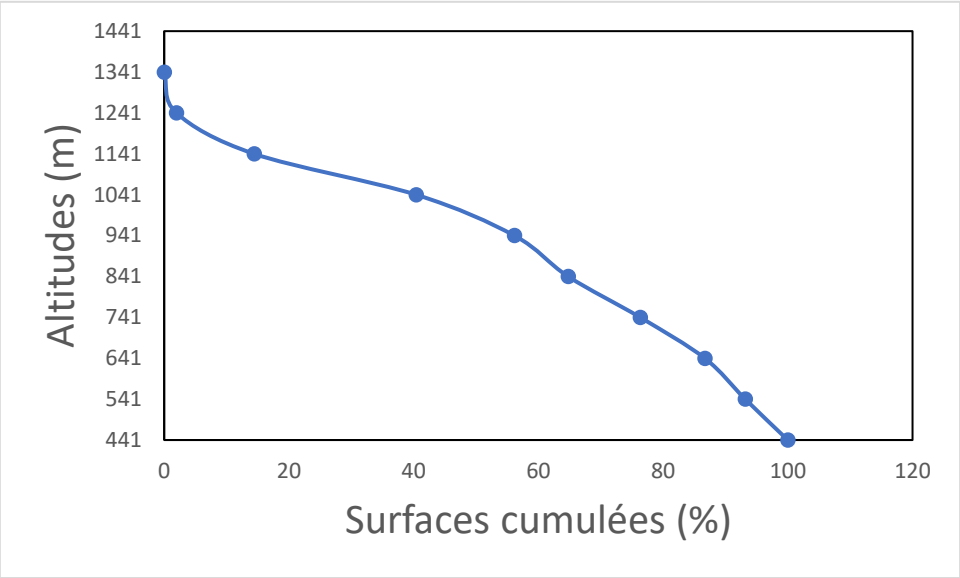


Figure II.2 : Courbe hypsométrique du bassin versant étudié

II.3.2.2 Altitudes caractéristiques

L'altitude maximale représente le point le plus élevé du bassin versant tandis que l'altitude minimale considère le point le plus bas, généralement à l'exutoire.

L'altitude moyenne se calcule de la façon suivante :

$$Hmoy = \frac{\sum_{i=1}^{n} h_i \,.\, S_i}{A}$$

$Hmoy$: Altitude moyenne du bassin versant (m).

h_i : Altitude moyenne entre deux courbes de niveau (m).

S_i : Surface partielle entre deux courbes de niveau (Km^2).

A : Surface totale du bassin versant (Km^2).

L'altitude médiane correspond à l'altitude lue au point d'abscisse 50 % de la surface totale du bassin sur la courbe hypsométrique.

II.3.2.3 Pente moyenne du bassin versant

La pente moyenne du bassin versant est une caractéristique importante des bassins versants qui renseigne sur la topographie du bassin. Elle est obtenue par la formule suivante :

$$Im = \frac{\Delta Zi \,.\, L}{A}$$

Im : Pente moyenne du bassin versant (m/km ou bien %).

ΔZi : Equidistance entre deux courbes de niveau (m).

L : Longueur totale des courbes de niveau (Km).

A : Surface totale du bassin versant (Km^2).

II.3.2.4 Indice de pente de Roche

Cet indice se calcule à partir de la longueur du rectangle équivalent.

$Ip = \frac{1}{\sqrt{L}} . \sum_{i=1}^{n} \sqrt{\alpha_i . \Delta Z_i}$

Ip : Indice de pente de Roche (-).

L : Longueur du rectangle équivalent (m).

ΔZi : Equidistance entre deux courbes de niveau (m).

α_i : Rapport de surface avec $\alpha_i = \frac{S_i}{A}$

II.3.2.5 Indice de pente global

Cet indice se calcule par la formule suivante :

$Ig = \frac{H_5 - H_{95}}{L}$

Ig : Indice de pente global (m/Km).

H_5 : Altitude lue sur la courbe hypsométrique à une surface cumulée de 5 % (m).

H_{95} : Altitude lue sur la courbe hypsométrique à une surface cumulée de 95 % (m).

L : Longueur du rectangle équivalent (Km).

II.3.2.6 Pente moyenne du cours d'eau principal (Indice de pente moyenne)

La pente moyenne d'un cours d'eau détermine la vitesse avec laquelle l'eau se rend à l'exutoire du bassin versant donc le temps de concentration.

$Ipm = \frac{\Delta H}{L_{cours\ d'eau}} = \frac{Hmax - Hmin}{L_{cours\ d'eau}}$

Ipm : Pente moyenne du cours d'eau principal (m/Km ou bien %).

ΔH : Différence entre l'altitude maximale et l'altitude minimale du bassin versant (m).

$L_{cours\ d'eau}$: Longueur du cours d'eau principal (Km).

II.3.2.7 Dénivelée spécifique

La dénivelée spécifique peut servir pour comparer le relief des bassins versants de superficies différentes

$Ds = Ig * \sqrt{A}$

Ds : Dénivelée spécifique (m).

Ig : Indice de pente global (m/Km).

A : Surface totale du bassin versant (Km^2).

Classe	Type de relief	Ds
R1	Relief très faible	10
R2	Relief faible	10 –25
R3	Relief assez faible	25 - 50
R4	Relief modéré	50 - 100
R5	Relief assez fort	100 - 250
R6	**Relief fort**	**250 -500**
R7	Relief très fort	+ 500

Figure II.3 : Classification de reliefs selon la méthode de LORSTOM

D'après la valeur du dénivelée spécifique (D_S = 300,4 m), le relief est fort.

II.3.3 Caractéristiques du réseau hydrographique

II.3.3.1 Densité de drainage

La densité de drainage, introduite par Horton (1945) est calculée comme étant la longueur totale des cours d'eau dans un bassin de drainage par unité de surface.

$$Dd = \frac{\sum_{i=1}^{n} Li}{A}$$

Dd : Densité de drainage (Km/Km^2).

$\sum_{i=1}^{n} Li$: Longueur total des thalwegs d'ordre i (Km).

A : Surface totale du bassin versant (Km^2).

II.3.3.2 Fréquence des thalwegs d'ordre 1

La fréquence des cours d'eau d'ordre 1 représente le nombre des cours d'eau d'ordre 1 par unité de surface totale du bassin versant.

$$F_1 = \frac{N_1}{A}$$

F : Fréquence des cours d'eau d'ordre 1 (cours d'eau/Km^2).

N_1 : Nombre des thalwegs d'ordre 1 (-).

A : Surface totale du bassin versant (Km^2).

II.3.3.3 Coefficient de torrentialité

C'est le produit entre la densité de drainage et la fréquence des cours d'eau d'ordre 1.

$$Ct = Dd \,.\, F_1$$

Ct : Coefficient de torrentialité (-).

Dd : Densité de drainage (m/Km^2).

F_1 : Fréquence des thalwegs d'ordre 1 (thalwegs/Km^2).

II.3.3.4 Temps de concentration

Le temps de concentration est défini comme étant la durée que met une goutte d'eau tombée à un point élevé du bassin versant, pour atteindre l'exutoire, il est exprimé par la formule suivante :

$$Tc = \frac{4 .\sqrt{A}+1{,}5 .L}{0{,}8 .\sqrt{Hmoy-Hmin}}$$

Tc : Temps de concentration (heure).

A : Surface totale du bassin versant (Km^2).

L **:** Longueur du cours d'eau principal (Km).

$Hmoy$: Altitude moyenne du bassin versant (m).

$Hmin$: Altitude minimale du bassin versant (m).

II.3.3.5 Vitesse moyenne de ruissellement

La vitesse moyenne de ruissellement est donnée par l'expression suivante :

$$Vr = \frac{L}{Tc}$$

Vr : Vitesse moyenne de ruissellement (Km/heure).

L **:** Longueur du thalweg principal (Km).

Tc : Temps de concentration (heure).

Tableau II.1 Caractéristiques morphométriques du bassin versant de l'oued Taria

Paramètre		**Symbole**	**Unité**	Valeur
Superficie		A	Km^2	1473.91
Périmètre		P	Km	212.37
Longueur du thalweg principal		L_{th}		81.52
Indice de compacité		Kc	-	1.56
Rectangle équivalent	Longueur	L	Km	89.77
	Largeur	l		16.42
Altitude	Maximale	Hmax	m	1321
	Minimale	Hmin		441
	Moyenne	Hmoy		925.73
	Médiane	Hméd		980.03
	à 5%	H5%		1216.61
	à 95%	H95%		514.23
Indice de pente	Globale	Ig	%	7.82
	Moyenne	Ipm		10.79
	De Roche	Ip		3.03
Pente moyenne du bassin versant		Im	m/km	111
Dénivelée spécifique		Ds	m	300.4
Densité de drainage		Dd	Km/km^2	0.1
Coefficient de torrentialité		Ct	-	0.001
Temps de concentration		Tc	Heure	15.66
Vitesse moyenne de ruissellement		Vr	Km/heure	5.21

II.4 Étude climatique

II.4.1 Sélection des stations pluviométriques

Les données pluviométriques utilisées dans cette étude ont été mesurées et fournies par l'organisme responsable du réseau pluviométrique en Algérie, plus exactement l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques connue sous l'abréviation ANRH. Au niveau de la zone d'étude, seulement 2 stations pluviométriques ont été retenues, car elles obéissent à des critères de longueur de séries et de qualité des données (moins de lacunes). Quelques stations ne sont pas prises en compte, en raison de leur courte période d'observation et de leurs nombreuses lacunes. Le tableau II.2 présente le nom, le code, les coordonnées géographiques et la période d'observation des stations pluviométriques retenues pour cette étude.

Tableau II.2 Caractéristiques et période d'observation des stations pluviométriques retenues pour l'étude

Nom de la station	Code de la station	Longitude (m)	Latitude (m)	Altitude (m)	Période d'observation
Oued Taria	111201	262000.4	204000.9	506	1975-2012
Sidi Mimoun	111208	289000.1	196000.1	683	1975-2012

II.4.2 Contrôle de la fiabilité des données : méthode des doubles cumulées

Avant d'analyser les précipitations, il est nécessaire de contrôler la qualité des données et de détecter les erreurs systématiques qui peuvent les affecter. La méthode des doubles cumuls permet de mettre en évidence et de corriger les hétérogénéités au sein des séries de précipitations annuelles. Cette méthode simple consiste à comparer les totaux pluviométriques de chaque poste avec le total cumulé d'une station de référence située dans la même région climatique, ayant une longue période d'enregistrement et ne présentant pas de rupture d'homogénéité. La méthode suppose que la pluviométrie annuelle d'un poste peut être déterminée à partir de celle d'un autre poste par un coefficient multiplicateur, variable dépendante de la relation entre les stations. L'application de cette méthode suppose une corrélation positive significative entre les deux totaux annuels. La courbe des valeurs cumulées est obtenue en portant en abscisse les totaux annuels cumulés de la station de référence supposée homogène et en ordonnée les totaux annuels cumulés de la station à contrôler. Si les séries sont homogènes, les points forment une ligne droite avec une certaine dispersion. Si, au contraire, plusieurs segments de droites de pentes différentes apparaissent, la station à vérifier est hétérogène. Dans ce cas, il faudra corriger les données de cette station.

La méthode des doubles cumuls a été utilisée pour vérifier l'homogénéité des totaux annuels de la série pluviométrique de la station Sidi Mimoun par rapport à la station Oued Taria, prise comme station de référence. Le graphe de la figure II.4 présente le contrôle de l'homogénéité des données pluviométriques par cette méthode. D'après ce graphe, nous constatons que les données pluviométriques de ces stations sont homogènes, car l'alignement des points d'observation est acceptable. De plus, la corrélation linéaire entre les données de cette station et celle de référence est positive et forte, le coefficient de corrélation étant très élevé et proche de 1.

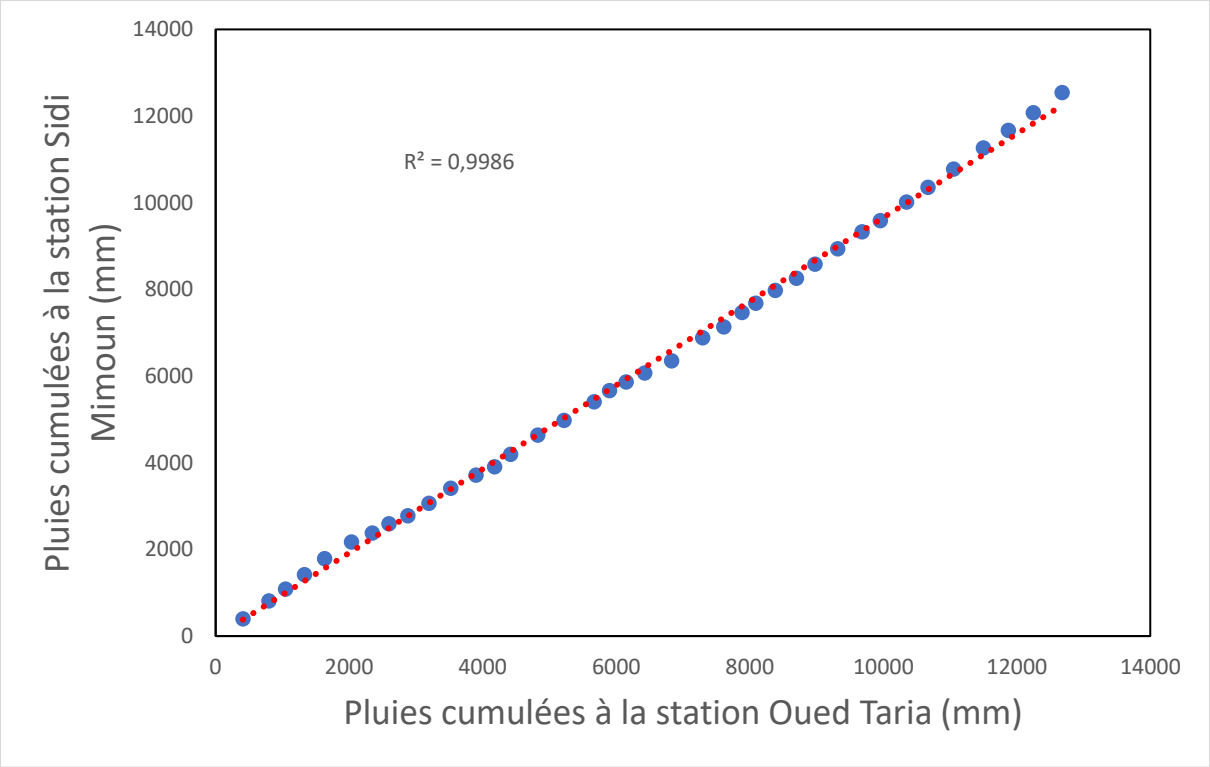


Figure II.4 : Contrôle de l'homogénéité des données pluviométriques de la station Sidi Mimoun

II.4.3 Vérification de l'homogénéité de la station de référence

La station Oued Taria comme a été prise une station de référence, cette dernière a été contrôlée par le test de Wilcoxon.

Les paramètres utilisés pour le test de Wilcoxon sont définis comme suit :

$$W_{min} = \frac{(N_1+N_2+1)(N_1-1)}{2} - 1.96\sqrt{\frac{N_1\,N_2\,(N_1+N_2+1)}{12}}$$

$$W_{max} = (N_1 + N_2 + 1)N_1 - W_{min}$$

N_1 : Taille de l'échantillon X et N_2 : Taille de l'échantillon Y

Avec $N_1 < N_2$

W_X : Somme des rangs de l'échantillon X

La condition d'homogénéité est vérifiée si : $W_{min} < W_X < W_{max}$

Dans ce cas, la série est considérée comme homogène. Si cette condition n'est pas vérifiée, la série est jugée hétérogène.

Tableau II.3 Résultats du test statistique de Wilcoxon appliqué sur la station Oued Taria

Taille de l'échantillon X	Taille de l'échantillon Y	W_x	W_{min}	W_{max}	Vérification de la condition	Conclusion
22	16	423	343,21	514,79	343,21 < 423 < 514,79	La station d'Oued Taria est homogène

II.4.4 Statistiques descriptives

L'analyse des statistiques descriptives des précipitations annuelles pour les stations d'Oued Taria et de Sidi Mimoun (Tableau II.4) révèle des moyennes similaires, traduisant une pluviométrie comparable entre les deux sites. Toutefois, l'écart-type et le coefficient de variation sont plus élevés à Sidi Mimoun qu'à Oued Taria, ce qui indique une variabilité interannuelle plus marquée à Sidi Mimoun. Les coefficients d'asymétrie légèrement positifs suggèrent une distribution faiblement étalée à droite, avec une légère tendance vers des années plus humides. En revanche, les coefficients d'aplatissement négatifs indiquent des distributions aplaties, caractérisées par une faible fréquence d'événements extrêmes. Ainsi, bien que les deux stations présentent une répartition relativement stable des précipitations, la station de Sidi Mimoun se distingue par une plus grande variabilité, ce qui pourrait avoir des implications sur la gestion hydrologique locale.

Tableau II.4 Caractéristiques statistiques des stations pluviométriques étudiées

Paramètres statistiques	Oued Taria	Sidi Mimoun
Moyenne	333,64	330,03
Écart-type	69,2	90,49
Coefficient de variation	20,74	27,42
Coefficient d'aplatissement	-1,16	-0,86
Coefficient d'asymétrie	0,1	0,18

Les boxplots des précipitations annuelles (figure II.5) met en évidence une dissymétrie dans les distributions pour les deux stations étudiées. À Oued Taria, la médiane est nettement décalée vers le bas de la boîte, indiquant une asymétrie positive, avec une concentration des valeurs dans la partie inférieure et une étendue plus grande vers les valeurs élevées. Cette configuration suggère que les années peu pluvieuses sont fréquentes, tandis que les années très humides, bien que moins nombreuses, tirent la distribution vers le haut. En revanche, à Sidi

Mimoun, la dissymétrie est faible ; la médiane est située légèrement au-dessus du centre de la boîte, ce qui traduit une distribution légèrement étalée vers les valeurs faibles, mais globalement plus équilibrée que celle d'Oued Taria. L'absence de points aberrants dans les deux cas indique une homogénéité relative des données sans événements pluviométriques extrêmes au regard de l'ensemble des séries.

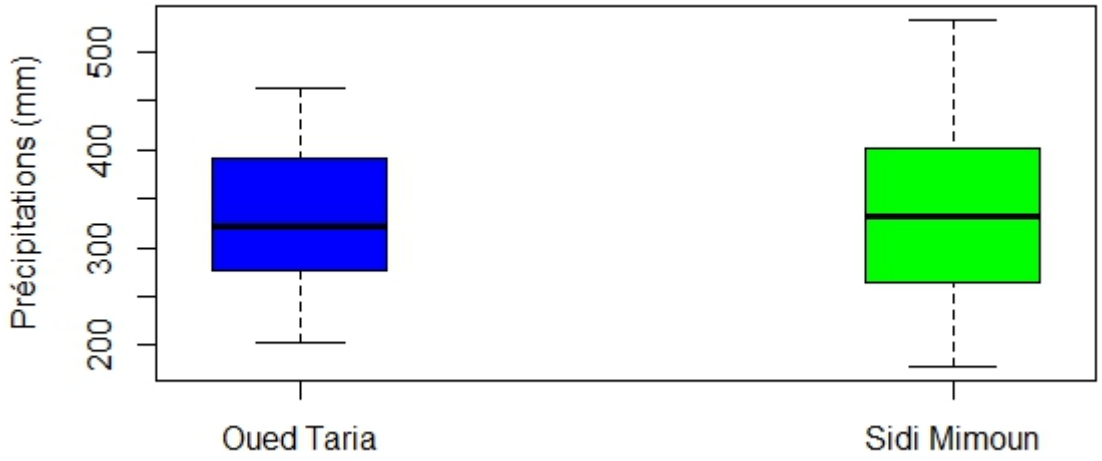


Figure II.5 : Boxplots des précipitations annuelles des stations étudiées

II.4.5 Diagramme ombrothermique

Le diagramme ombrothermique représente les courbes des températures et des précipitations pour les douze mois de l'année. L'ordonnée doit être graduée de manière à ce que la pluie est égale 2 fois la température (P=2T). Cela permet de représenter le déroulement annuel des précipitations, des températures et laisser apprécier le rapport entre les précipitations et les températures, puisque la sécheresse apparaît quand la courbe de la température passe au-dessus de la courbe des précipitations.

En analysant le diagramme ombrothermique de deux stations pluviométriques étudiées, pour lesquelles nous disposons des données de pluie et de température (figure II.6) pour la période de 1975 à 2012, nous pouvons observer que la période sèche s'étend sur 5 mois (de mai à septembre) pour les deux stations. La période humide, quant à elle, s'étend sur les mois restants. Nous pouvons donc en conclure que la saison froide correspond à la période pluvieuse, tandis que la saison chaude correspond à la période sèche.

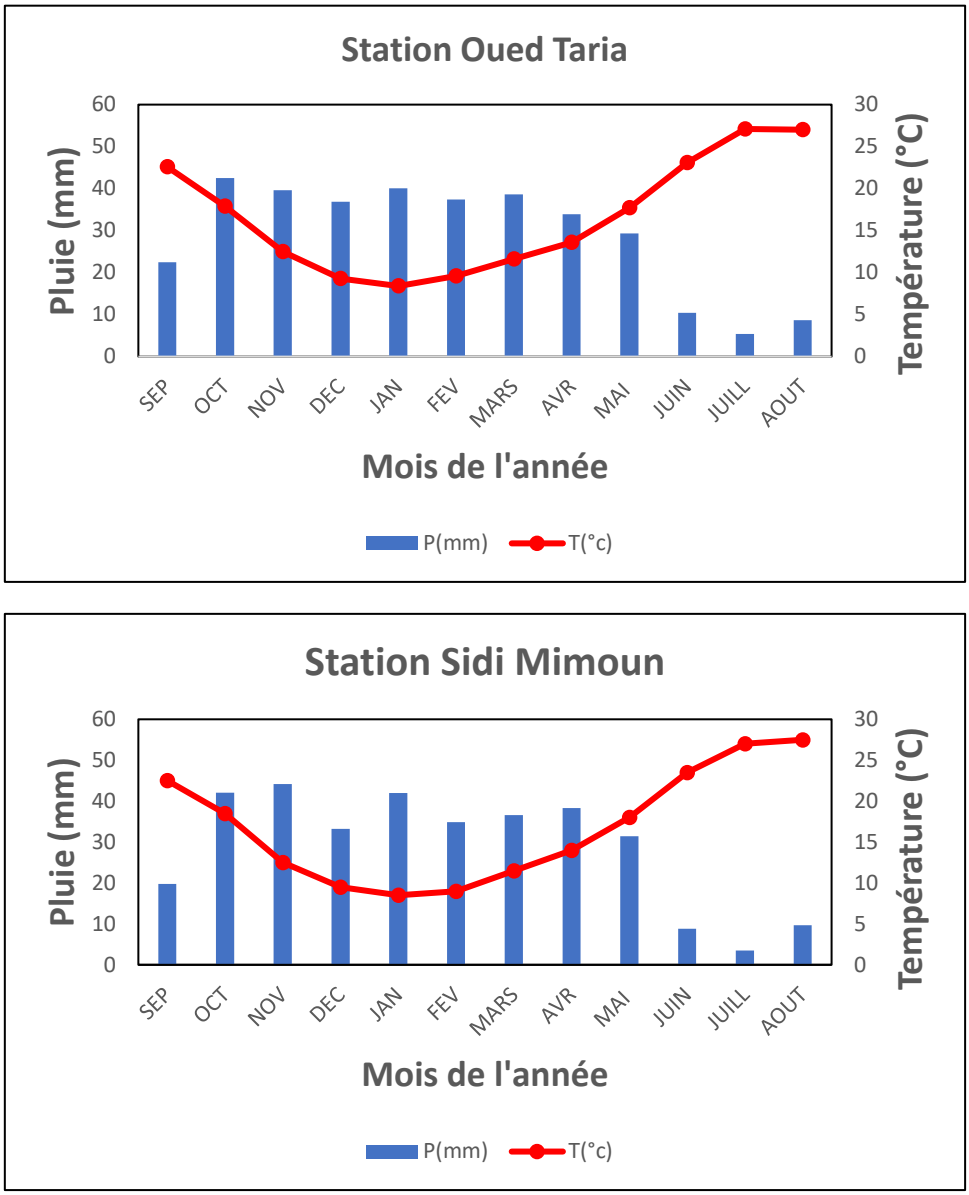


Figure II.6 : Diagrammes ombrothermiques de Gaussen et Bagnauls des stations pluviométriques étudiées

II.4.6 Régime climatique

II.4.6.1 Indice d'aridité de De Martonne

L'indice d'aridité est un indicateur quantitatif du degré du manque d'eau présente à un endroit donné qui se calcule par la formule de DE Martonne :

$$I = \frac{P}{T + 10}$$

P : Précipitation moyenne annuelle (mm) et T : Température moyenne annuelle (°C).

Tableau II.5 Classement du climat en fonction de l'indice d'aridité De Martonne

Indice De Martonne	Type de climat
$I \leq 5$	Climat hyper aride
$5 < I \leq 7{,}5$	Climat désertique
$7{,}5 < I \leq 10$	Climat Steppique
$10 < I \leq 20$	Climat semi-aride
$20 < I \leq 30$	Climat tempéré
$I > 30$	Climat humide

D'après les valeurs de l'indice d'aridité De Martonne obtenues pour les deux stations pluviométriques étudiées, le type de climat de la zone d'étude est semi-aride.

Tableau II.6 Résultats de l'indice d'aridité De Martonne

Stations pluviométriques	Indice d'aridité De Martonne	Type de climat
Oued Taria	12,93	Semi-aride
Sidi Mimoun	12,84	Semi-aride

II.4.7 Bilan hydrique selon Thornthwaite

Le bilan permet d'évaluer les apports et les sorties en eau sur une période déterminée. L'évaluation du bilan d'eau est nécessaire aux paramètres physiques du milieu tels que les éléments climatologiques, pédologiques qui interviennent dans le cycle de l'eau. Le calcul de ce bilan est nécessaire pour la connaissance du milieu géographique, pour mieux définir les besoins globaux chiffrés du milieu et essentiellement pour l'évaluation du volume des ressources en eau souterraine (infiltration) et de surface (ruissellement). Le terme d'évapotranspiration désigne la quantité de vapeur d'eau rejetée dans l'atmosphère tant par évaporation directe au niveau du sol lui-même que par transpiration des organes aériens des plantes. L'étude de l'évapotranspiration exige que soient définis deux concepts essentiels : l'évapotranspiration réelle (ETR) et l'évapotranspiration potentielle (ETP). Cette dernière est apparue en particulier avec les travaux de Thornthwaite et se définit comme représentant la quantité d'eau disponible sous forme d'humidité du sol, suffisante pour que les plantes puissent maintenir leur taux de transpiration à un niveau maximal **[12]**.

Le bilan hydrologique selon la méthode de Thornthwaite est défini comme suit :

$$Pluie = Evapotranspiration + Réserve\ utile\ de\ sol + Excédent$$

Sachant que :

Excédent = 50 % vont constituer l'écoulement de surface et 50 % vont alimenter les nappes profondes.

L'ETP par la formule de Thornthwaite est calculé de la façon suivante :

$ETP = 16 . K . (10 . \frac{t}{I})^{\alpha}$

ETP : Évapotranspiration potentielle mensuelle (mm).

K : Facteur de correction en fonction de latitude, donné par des tableaux.

t : Température moyenne mensuelle (°C).

I : Total des 12 indices thermiques mensuelles, l'indice thermique mensuel se calcul par la formule suivante :

$i = (0{,}2 . \ t)^{1.514}$

$\alpha = 6{,}75 . 10^{-7} . I^3 - 7{,}71 . 10^{-5} . I^2 + 1{,}79 . 10^{-2} . I + 0{,}49$

Dans notre cas, nous avons pris la réserve utile du sol égale à 30 mm. Pour le calcul du bilan hydrique, nous avons utilisé les données de la station météorologique Sidi Mimoun.

Tableau II.7 : Bilan hydrique selon la méthode de Thornthwaite de la station Sidi Mimoun

Mois	SEP	OCT	NOV	DEC	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUIN	JUILL	AOU
Pluie (mm)	19,8	42,1	44,2	33,2	42	34,9	36,6	38,3	31,4	8,8	3,5	9,7
Température (°C)	22,5	18,5	12,5	9,5	8,5	9	11,5	14	18	23,5	27	27,5
K	1,03	0,97	0,86	0,85	0,87	0,85	1,03	1,09	1,21	1,21	1,23	1,16
i	9,75	7,25	4,00	2,64	2,23	2,43	3,53	4,75	6,95	10,41	12,85	13,21
ETP (mm)	103,20	68,67	30,36	18,44	15,49	16,75	31,37	47,06	81,60	130,96	170,32	165,95
P-ETP (mm)	-83,40	-26,57	13,84	14,76	26,51	18,15	5,23	-8,76	-50,20	-122,16	-166,82	-156,25
Réserve utile (mm)	0	0	13,84	28,60	30,00	30	30	21,24	0,00	0,00	0,00	0,00
ETR (mm)	19,80	42,1	30,36	18,44	15,49	16,75	31,37	47,06	52,64	8,80	3,50	9,70
Déficit agricole (mm)	-83,40	-26,57	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-28,95	-122,16	-166,82	-156,25
Excédent (mm)	0	0	0	0	25,1	18,15	5,23	0	0	0	0	0
Écoulement (mm)	0,16	0,08	0,04	0,02	12,55	15,35	10,29	5,15	2,57	1,29	0,64	0,32

D'après le bilan hydrique pour station Sidi Mimoun et selon la méthode de Thornthwaite, la réserve utile commence à se reconstituer à partir du mois de novembre pour atteindre son maximum (30 mm) de janvier à mars. Le surplus d'eau alimente le ruissellement et l'infiltration. La réserve utile diminue à partir du mois d'avril jusqu'à ce qu'elle soit totalement épuisée au mois de mai, caractérisant le déficit agricole qui se poursuit jusqu'à

octobre. L'ETP atteint son maximum au mois de juillet, son minimum au mois de janvier. L'Excédent à partir du mois de janvier et s'étale jusqu'au mois de mars.

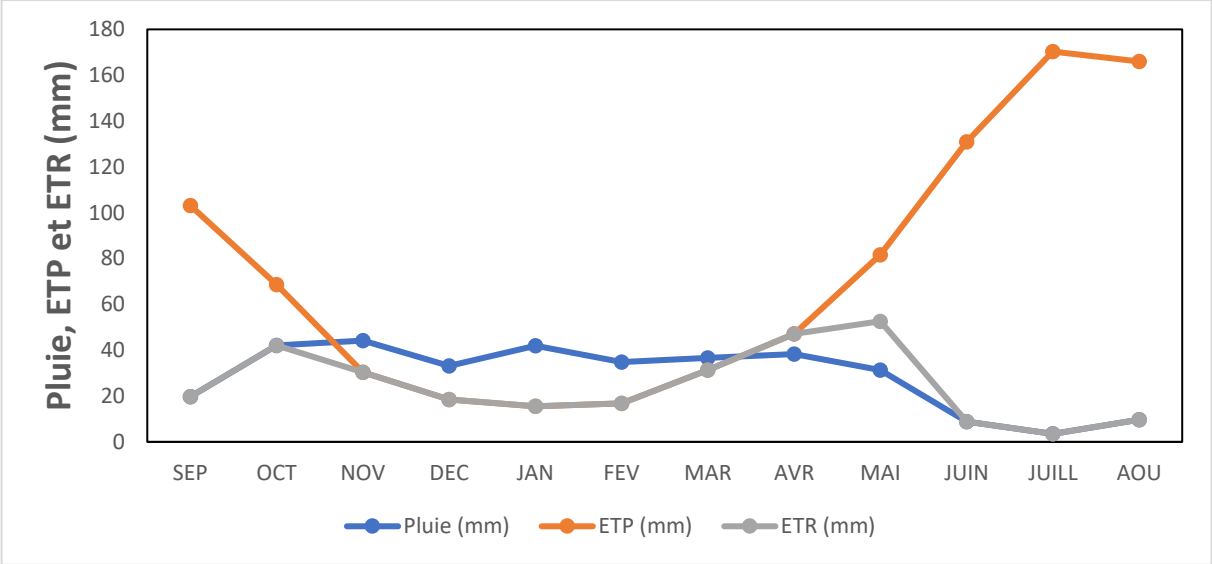


Figure II.7 : Représentation graphique du bilan hydrique de Thornthwaite de la station Sidi Mimoun

Chapitre III Évaluation de la qualité physico-chimique

Chapitre III Évaluation de la qualité physico-chimique

III.1 Introduction

L'évaluation de la qualité des eaux de surface constitue un enjeu majeur pour la gestion durable des ressources hydriques, particulièrement dans les régions soumises à des pressions anthropiques croissantes. Les cours d'eau sont en effet exposés à diverses formes de pollution, qu'elle soit d'origine domestique, industrielle ou agricole, impactant leur équilibre physico-chimique et leur capacité d'autoépuration. Afin de mieux comprendre la dynamique de ces altérations et d'en cerner les tendances saisonnières, une approche statistique a été adoptée. Elle permet de traiter et d'interpréter de manière rigoureuse un ensemble de paramètres représentatifs de la qualité de l'eau, en identifiant les interactions entre variables, les anomalies et les variations significatives au fil des saisons.

Ce chapitre présente ainsi une analyse approfondie des principaux indicateurs de pollution à travers des méthodes graphiques et corrélationnelles, fournissant une base objective pour le diagnostic environnemental et l'aide à la décision en matière de gestion des eaux de surface.

III.2 Paramètres physico-chimiques étudiés

Les analyses des paramètres physico-chimiques retenus dans le cadre de cette étude ont été réalisées mensuellement par l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH) sur une période de quatre ans, allant de janvier 2016 à décembre 2019. Les prélèvements ont été effectués au niveau de la station de l'oued Taria, identifiée par le code 111201.

Les paramètres analysés sont majoritairement liés à la pollution organique des eaux de surface. Il s'agit notamment du pH, du résidu sec, de l'oxygène dissous, des nitrates (NO_3^-), des nitrites (NO_2^-), de l'ammonium (NH_4^+), des phosphates (PO_4^{3-}), de la demande biologique en oxygène (DBO_5), de la demande chimique en oxygène (DCO), ainsi que de la matière organique.

III.3 Analyse des tendances des paramètres physico-chimiques par le test de Mann-Kendall

Le test de Mann-Kendall (MK) est adopté pour déterminer la présence ou l'absence de tendance linéaire dans les séries de paramètres physico-chimiques étudiées. Selon Mann et Kendall, ce test non paramétrique, basé sur le rang permet de déterminer si la corrélation entre le temps et la variable d'étude est significative ou pas. Soit (x_1, …, x_n) un échantillon de valeurs indépendantes relative à une variable aléatoire X dont on cherche à évaluer la stationnarité. La statistique de Mann-Kendall est définie comme suit **[13]** :

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^{n} sgn(x_j - x_i)$$

Où $\begin{cases} sgn\,(x_j - x_i) = 1, & si\ (x_j - x_i) > 0 \\ sgn\,(x_j - x_i) = 0, & si\ (x_j - x_i) = 0 \\ sgn\,(x_j - x_i) = -1, & si\ (x_j - x_i) < 0 \end{cases}$

Une valeur positive de S dénote une tendance à la hausse, ce qui signifie que les observations augmentent progressivement avec le temps. En revanche, une valeur négative de S indique une tendance à la baisse, ce qui suggère une diminution graduelle des observations au fil du temps. Il est important de noter que la significativité de la valeur positive et négative est évaluée en comparaison avec la valeur critique ou seuil de significativité du test. De plus, il est pertinent de mentionner que S est distribué asymptotiquement selon une distribution normale, avec une moyenne de zéro et une variance déterminée par l'équation suivante :

$Var(S) = \frac{1}{18}\,[n\,(n-1)(2n+5) - \sum_{i=1}^{m} t_i\,(t_i-1)(2t_i+5)]$

Où n est le nombre de données de la série, m est le nombre de groupes liés et t_i est le nombre de données dans le groupe d'ordre i.

Si l'échantillon contient dix données ou plus, la loi de la statistique de test Z ci-dessous sera approchée par une gaussienne centrée réduite.

$Z = \begin{cases} \frac{S-1}{\sqrt{Var(S)}}, & si\ S > 0 \\ 0, & si\ S = 0 \\ \frac{S+1}{\sqrt{Var(S)}}, & si\ S < 0 \end{cases}$

Le Tableau III.1 présente les résultats de l'analyse des tendances des paramètres physico-chimiques des eaux de surface au niveau de la station de l'oued Taria, basée sur le test non paramétrique de Mann-Kendall. Ce test permet de détecter la présence de tendances monotones (à la hausse ou à la baisse) dans les séries chronologiques, avec un seuil de significativité fixé à p = 0,05. L'analyse a révélé des tendances significatives à la hausse pour les paramètres suivants :

- Résidu sec (RS) : une tendance croissante marquée est observée. Cette augmentation peut être liée à une accumulation progressive des sels dissous, souvent causée par une évaporation importante, un apport d'eaux usées non traitées, ou encore des rejets agricoles et urbains riches en substances minérales ;
- Nitrites (NO_2^-) : une tendance croissante significative est également détectée. L'augmentation des nitrites, qui sont des intermédiaires instables dans le cycle de l'azote, peut refléter une activité bactérienne incomplète lors de la nitrification ou une pollution organique récente, souvent associée à des rejets domestiques ;

- Demande Biologique en Oxygène (DBO_5) : une tendance à la hausse est mise en évidence. Cela suggère une augmentation de la charge en matières organiques biodégradables, ce qui peut être attribué à une contamination par des rejets domestiques ou industriels non traités correctement ;
- Demande Chimique en Oxygène (DCO) : la tendance croissante est également significative, traduisant une augmentation de la matière organique oxydable, qu'elle soit biodégradable ou non. Ce paramètre est souvent utilisé comme indicateur global de pollution organique ;
- Matière organique (MO) : l'analyse montre une tendance significative à la hausse, en cohérence avec les résultats de la DBO_5 et de la DCO. Cela confirme un enrichissement progressif du milieu en substances organiques, possiblement d'origine anthropique.

En revanche, aucun paramètre n'a présenté de tendance significative à la baisse. Les paramètres suivants n'ont montré aucune tendance statistiquement significative : pH, oxygène dissous (OD), nitrates (NO_3^-) , ammonium (NH_4^+) et phosphates (PO_4^{3-}).

L'application du test de Mann-Kendall montre que plusieurs paramètres indicateurs de pollution organique (DBO_5, DCO, MO) ainsi que les substances dissoutes (RS, NO_2^-) présentent une tendance à la dégradation de la qualité de l'eau au fil du temps. Cette évolution est probablement due à une pression anthropique croissante sur le bassin versant, notamment à travers les rejets domestiques, agricoles ou industriels.

Tableau III.1 Valeurs de τ et de p-value issues du test de Mann-Kendall pour les pparamètres physico-chimiques

Paramètres physico-chimiques	tau	p-value	Tendance
pH	0,1894	0,0702	Pas de tendance
Résidu sec	0,5991	$3,1 . 10^{-9}$	Tendance à la hausse
Oxygène dissous	-0.1098	0.2779	Pas de tendance
Nitrates	0,091	0.3919	Pas de tendance
Nitrites	0,2987	0.00368	Tendance à la hausse
Ammonium	0.1438	0.1634	Pas de tendance
Phosphates	0,096	0.349	Pas de tendance
DBO_5	0,262	0.00938	Tendance à la hausse
DCO	0,381	0.000209	Tendance à la hausse
Matière organique	0,481	$1,71 . 10^{-6}$	Tendance à la hausse

III.4 Analyse de la saisonnalité des paramètres physico-chimiques par le test de Webel-Ollech

Il est nécessaire de vérifier la présence de saisonnalité dans les séries chronologiques. À cet effet, le test de saisonnalité global de Webel-Ollech (WO) a été appliqué. Ce test combine les résultats de plusieurs tests statistiques pour détecter la saisonnalité de manière robuste **[13]**.

Le test WO conclut à la présence d'une saisonnalité dans une série si l'un des deux cas suivants est satisfait : le test QS appliqué aux résidus d'un modèle ARIMA est significatif au seuil de 1 %, ou le test de Kruskal-Wallis (KW) appliqué aux résidus ARIMA est significatif au seuil de 0,1 % **[13]**.

Une saisonnalité est également reconnue si les deux tests, QS (standard) et KW, sont simultanément significatifs au niveau de 1 % (Webel et al., 2018).

Les statistiques des deux tests sont exprimées comme suit :

$$\mathrm{QS} = \mathrm{T}(\mathrm{T}+2)\left(\frac{\hat{\rho}^2(\tau)}{T-\tau} + \frac{[\max\{0, \hat{\rho}(2\tau)\}]^2}{T-2\tau}\right)$$

$$KW = \frac{T-1}{T}\sum_{i=1}^{\tau}\frac{n_i[\bar{r}_i - (T+1)/2]^2}{(T^2-1)/12}$$

Avec : T : Taille de la série ; $\hat{\rho}$: Autocorrélation estimée ; τ : nombre de périodes dans une année ; $\bar{r}_i$: Rang moyen des observations dans la période i ; n_i : Nombre d'observations dans la période i **[13]**.

Les résultats présentés dans le tableau III.2 indiquent que tous les paramètres physico-chimiques analysés ne présentent aucune saisonnalité significative, selon les critères définis par le test de Webel-Ollech (WO). En effet :

- Pour tous les paramètres, les valeurs QS et QS-R sont égales à 1, ce qui signifie que le test QS appliqué aux résidus ARIMA n'est pas significatif au seuil de 1 % ;
- De plus, les valeurs du test KW-R sont toutes supérieures à 0,1, ce qui indique que le test de Kruskal-Wallis appliqué aux résidus ARIMA n'est pas non plus significatif au seuil de 0,1 %**.**

En conséquence, le test WO rejette la présence de saisonnalité pour tous les paramètres étudiés.

L'analyse statistique par le test de Webel-Ollech révèle l'absence de saisonnalité significative pour l'ensemble des paramètres physico-chimiques étudiés. Cette stabilité intermensuelle suggère que la qualité de l'eau est influencée de manière plus continue que cyclique, probablement en raison de facteurs anthropiques constants et d'une variabilité hydrologique modérée dans le bassin de l'oued Taria.

Tableau III.2 Valeurs des statistiques QS, QS-R et KW-R issues du test de Webel-Ollech

Paramètres physico-chimiques	**QS**	**QS-R**	**KW-R**	**Saisonnalité**
pH	1	1	0,6666	**Pas** de saisonnalité
Résidu sec	1	1	0,3501	Pas de saisonnalité
Oxygène dissous	1	1	0,8494	Pas de saisonnalité
Nitrates	1	1	0,1762	Pas de saisonnalité
Nitrites	1	1	0,8299	Pas de saisonnalité
Ammonium	1	1	0,6494	Pas de saisonnalité
Phosphates	1	1	0,2945	Pas de saisonnalité
DBO5	1	1	0,2180	Pas de saisonnalité
DCO	1	1	0,4426	Pas de saisonnalité
Matière organique	1	1	0,4379	Pas de saisonnalité

III.5 Analyse de la biodégradabilité des effluents à travers le rapport DCO/DBO$_5$

Dans le but d'identifier l'origine et la nature de la pollution organique selon les saisons, nous avons analysé le rapport DCO/DBO5. Selon la classification proposée par Rodier et al. (2009), ce rapport permet de qualifier la biodégradabilité des effluents [14, 15] :

- Un rapport DCO/DBO5 inférieur à 3 caractérise un effluent facilement biodégradable (EFB) ;
- Un rapport compris entre 3 et 5 indique un effluent moyennement biodégradable (EMB) ;

- Un rapport supérieur à 5 traduit la présence d'effluents difficilement biodégradables (EDB), voire non biodégradables.

L'analyse du rapport DCO/DBO_5 (Figure III.1) sur une base mensuelle (48 observations) a permis de classer les effluents organiques selon leur biodégradabilité :

- 43,75 % des observations sont classées comme effluents facilement biodégradables (EFB) ;
- 41,67 % comme effluents moyennement biodégradables (EMB) ;
- 14,58 % comme effluents difficilement biodégradables (EDB).

Cette distribution montre une dominance des effluents facilement biodégradables, ce qui est généralement caractéristique d'une pollution organique d'origine domestique ou urbaine, contenant des matières organiques facilement assimilables par les microorganismes. La proportion significative d'effluents moyennement biodégradables (EMB) pourrait traduire une variabilité dans la nature des rejets, notamment l'apport saisonnier ou irrégulier de matières organiques partiellement dégradables. Cela peut être dû à l'introduction de rejets agricoles (engrais, fumures) ou à des eaux usées traitées partiellement, ou encore à une dégradation incomplète des matières organiques en période sèche, où le débit de dilution est plus faible. Enfin, la présence de 14,58 % d'effluents difficilement biodégradables (EDB) reflète une contribution industrielle potentielle ou des apports en substances réfractaires (huiles, graisses, produits chimiques, détergents, etc.). Cette fraction non négligeable pourrait nécessiter une surveillance renforcée, notamment si l'eau est destinée à l'irrigation ou à des usages en aval.

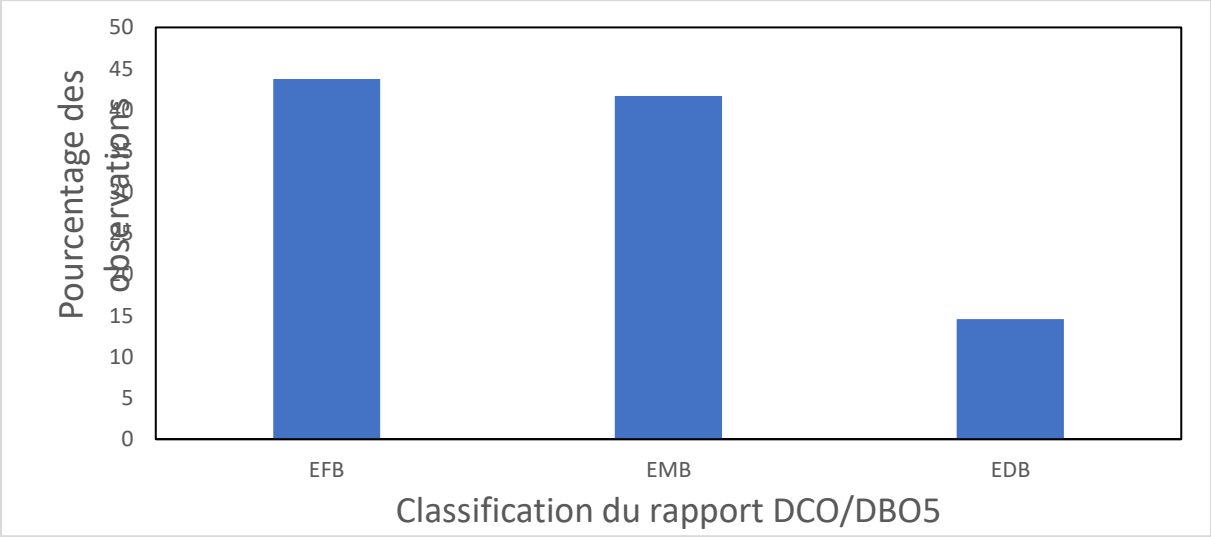


Figure III.1 : Répartition des classes d'effluents selon le rapport DCO/DBO_5

La figure III.2 illustre la répartition saisonnière des catégories de biodégradabilité des effluents selon le rapport DCO/DBO_5. Cette représentation permet d'identifier la variation de

la nature des effluents au fil des saisons. L'analyse saisonnière du rapport DCO/DBO_5 révèle des différences marquées dans la nature des effluents :

En automne, une nette prépondérance des effluents difficilement biodégradables (EDB) est observée (66,67 %). Ce taux élevé pourrait être lié à une accumulation de matières organiques réfractaires en raison du lessivage des sols par les premières pluies, ou à une reprise d'activités anthropiques après l'été (agriculture, industrie, etc.). Au printemps et en hiver, on note l'absence totale d'effluents difficilement biodégradables, avec une domination des effluents facilement biodégradables (EFB). Cela peut s'expliquer par une réduction des rejets industriels ou urbains mal traités et des températures modérées favorisant la biodégradation naturelle des matières organiques. En été, la répartition est plus équilibrée. La présence non négligeable de EDB peut être attribuée à la concentration des polluants due à l'évaporation et une réduction du débit des cours d'eau qui diminue leur capacité d'auto-épuration.

Globalement, la saison automnale se distingue par une forte pollution non biodégradable, alors que l'hiver et le printemps apparaissent comme des périodes de meilleure qualité organique des eaux, avec des effluents plus facilement dégradables.

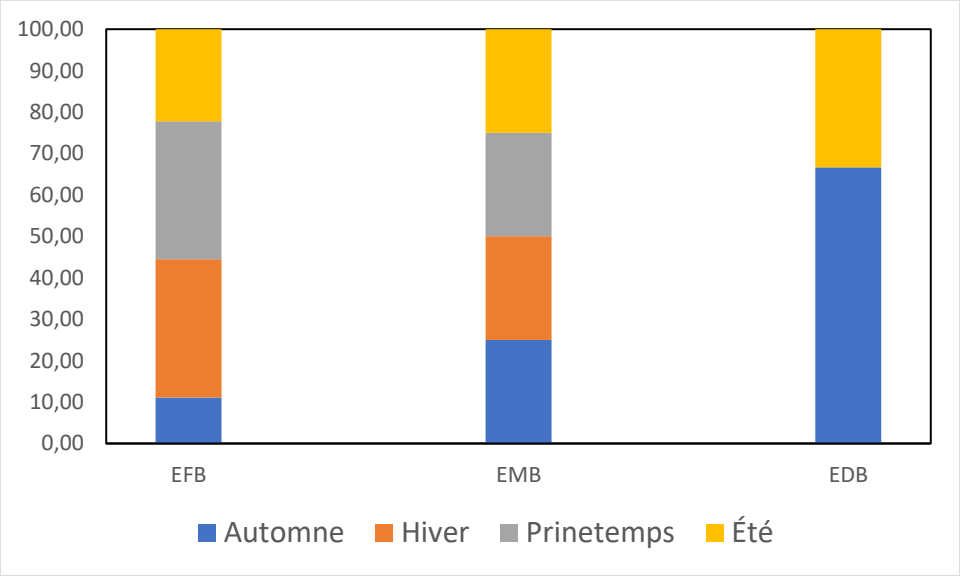


Figure III.2 : Répartition saisonnière des catégories de biodégradabilité selon le rapport DCO/DBO_5

III.6 Variabilité de la pollution organique selon l'indice de pollution organique (OPI)

L'indice de pollution organique (OPI) est un outil couramment utilisé pour évaluer le niveau de pollution organique des eaux de surface. Dans le cadre de cette étude, il a été appliqué pour estimer l'état de pollution organique des eaux de l'oued Taria. L'OPI repose sur l'analyse de quatre paramètres physico-chimiques essentiels : demande biologique en oxygène (DBO_5), ammonium (NH_4^+), nitrites (NO_2^-) et phosphates (PO_4^{3-}).

Pour chacun de ces paramètres, les valeurs mesurées sont classées en cinq catégories selon leur concentration, comme illustré dans le tableau III.3.

Le calcul de l'OPI consiste à **[15]** :

- Associer à chaque paramètre un numéro de classe selon sa concentration ;
- Calculer la moyenne arithmétique des numéros de classe obtenus pour les quatre paramètres.

Tableau III.3 Répartition en classes des paramètres liés à la pollution organique pour le calcul de l'OPI **[15]**

Classes	DBO_5 (mg-O_2/l)	NH_4^+ (mg-N/l)	NO_2^- (µg-N/l)	PO_4^{3-} (µg-P/l)
5	< 2	< 0.1	5	15
4	2 – 5	0,1– 0.9	6 – 10	16 – 75
3	5.1 – 10	– 2.4	11 – 50	76 – 250
2	10.1 – 15	2.5 – 6.0	51 – 150	251 – 900
1	> 15	> 6	> 150	> 900

OPI = Moyenne des numéros de classes des 4 paramètres (OPI= 5.0 – 4.6: pollution organique nulle (PON); 4.5 – 4.0: pollution organique faible (POF); 3.9 – 3.0: pollution organique modérée (POM); = 2.9 – 2.0: pollution organique forte (POFF); = 1.9 – 1.0: pollution organique très forte (POTF)).

L'histogramme de la figure III.3 montre une domination claire de la pollution organique modérée (POM), représentant près de 69 % des observations. Cela indique que, dans la majorité des cas, les eaux de l'oued Taria présentent une pollution organique persistante mais modérée, ce qui peut être attribué à des rejets organiques réguliers mais non extrêmes, souvent issus des eaux usées domestiques partiellement traitées ou de ruissellements agricoles contenant des matières organiques et une capacité d'auto-épuration du cours d'eau partiellement efficace, permettant de limiter les pics de pollution mais sans restaurer une qualité optimale.

La catégorie POFF (pollution forte) apparaît dans environ 23 % des cas, ce qui est préoccupant et signale la présence régulière de charges organiques importantes. Cela peut être lié à des rejets ponctuels ou chroniques non maîtrisés (stations d'épuration défaillantes, activités agricoles ou industrielles) et à des périodes de basses eaux où la dilution est réduite.

Les niveaux très forts (POTF) ne représentent qu'une faible fraction (2,08 %), ce qui témoigne de cas exceptionnels ou localisés de pollution extrême, peut-être lors de déversements accidentels ou d'épisodes pluvieux lessivant les sols fortement chargés.

Les classes faible (POF) et nulle (PON) sont très peu représentées, voire absentes pour cette dernière. Cela confirme que l'oued Taria est quasiment en permanence soumis à une pression organique, avec très peu de périodes où la qualité est jugée bonne à excellente.

Ces résultats soulignent la nécessité d'un meilleur suivi et contrôle des sources de pollution organique, et d'améliorer les systèmes d'assainissement pour réduire durablement la charge organique dans le bassin versant de l'oued Taria.

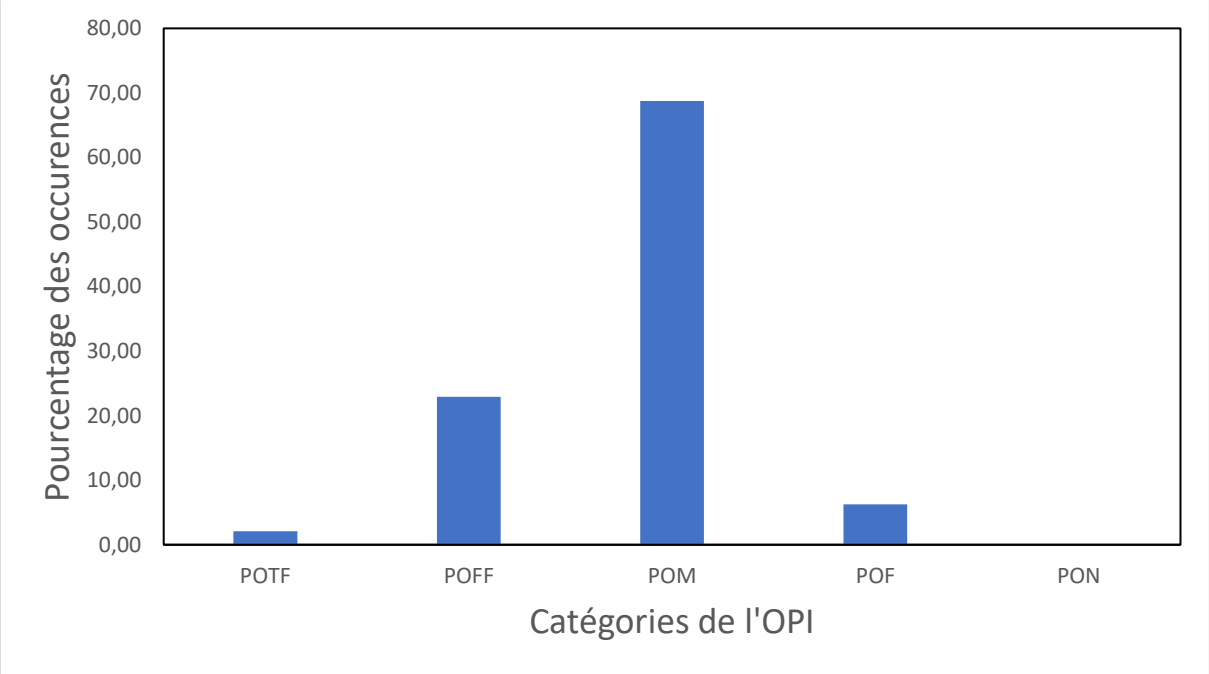


Figure III.3 : Répartition des classes de l'indice de pollution organique (OPI) dans les eaux de l'oued Taria

La figure III.4 montre la répartition saisonnière des catégories de pollution organique modérée (POM) et forte (POFF), identifiées à partir de l'indice OPI pour les eaux de l'oued Taria. Seules ces deux classes ont été observées durant la période d'étude. La catégorie POM (Pollution Organique Modérée) domine en automne et en été, atteignant 30 % pour chacune de ces saisons, tandis qu'en hiver et au printemps, elle baisse légèrement à 20 %. Cette prédominance en automne et en été peut s'expliquer par une augmentation de la matière organique biodégradable en raison des apports agricoles (engrais, ruissellement de surface) en automne après les premières pluies, et de l'évaporation accrue et de la baisse du débit en été, favorisant la concentration des polluants organiques et une activité biologique plus intense, donc une DBO5 plus marquée.

La catégorie POFF (Pollution Organique Forte) atteint un pic en hiver et au printemps (33,33 % pour les deux saisons), alors qu'elle est plus faible en automne et en été (16,67 %). Cette élévation hivernale et printanière peut être liée à une dilution moindre de la matière

organique difficilement biodégradable due à des apports continus (eaux usées domestiques, rejets stationnaires) combinés à des conditions hydrologiques moins favorables à l'auto-épuration, et à une moindre dégradation microbienne en hiver, à cause de la baisse des températures.

Ces résultats traduisent une variabilité saisonnière significative du niveau de pollution organique dans l'oued Taria, avec une pollution modérée dominante globalement, mais des pics de pollution forte en hiver et au printemps. Cette dynamique saisonnière souligne l'influence des facteurs climatiques, hydrologiques et anthropiques sur la qualité de l'eau.

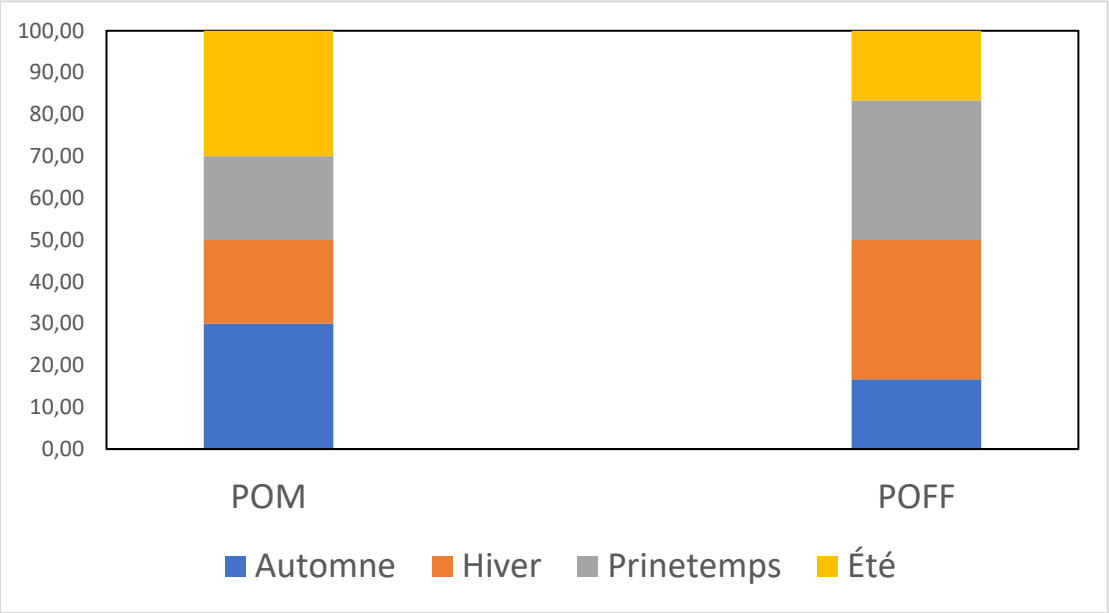


Figure III.4 : Pourcentage saisonnier des classes de pollution organique OPI observées

III.7 Vérification de la Normalité des Paramètres Physico-Chimiques et de l'Indice OPI

Le test de Shapiro-Wilk est basé sur la statistique W. En comparaison des autres tests, il est particulièrement puissant pour les petits effectifs $n < 50$. La statistique du test s écrit :

$$W = \frac{[\sum_{i=1}^{n/2} a_i \,.\, (x_{(n-i+1)} - x_{(i)})]^2}{\sum_{i=1}^{n/2}(x_i - \bar{x})^2}$$

Où : x_i correspond à la série des données triées ; $n/2$ est la partie entière du rapport $n/2$; a_i sont des constantes générées à partir de la moyenne et de la matrice de covariance des quantiles d un échantillon de taille n suivant la loi normale. Ces constantes sont fournies dans des tables sspécifiques **[16]**.

La statistique W peut donc être interprétée comme le coefficient de détermination entre la série des quantiles générées à partir de la loi normale et les quantiles empirique obtenues à partir des données, plus la compatibilité avec la loi normale est crédible **[16]**.

La région critique, rejet de la normalité s'écrit : $W < W_{critique}$

Les valeurs seuils $W_{critique}$ pour différents risque α et effectifs n sont lues dans la table de Shapiro-Wilk.

Si la p-value est inférieure à un niveau α choisi alors l'hypothèse nulle est rejetée, c'est-à-dire improbable d'obtenir de telle données en supposant qu'elles soient normalement distribuées.

Si la p-value est supérieure au niveau α choisi alors on ne doit pas rejeter l'hypothèse nulle. La valeur de la p-value alors obtenue ne présuppose en rien de la nature de la distribution des données **[16]**.

Pour tous les paramètres analysés, les valeurs de la statistique W sont nettement inférieures à 1, et les p-values sont toutes inférieures au seuil de signification de 0,05. Cela implique qu'aucune des variables ne suit une distribution normale (distribution asymétrique). Les données présentent donc une asymétrie statistiquement significative, ce qui interdit l'utilisation des méthodes paramétriques basées sur l'hypothèse de normalité.

Étant donné que toutes les variables étudiées ont une distribution asymétrique, l'application d'un coefficient de corrélation paramétrique comme celui de Pearson n'est pas appropriée. Il est donc fortement recommandé d'utiliser le coefficient de corrélation de Spearman, qui est non paramétrique (ne suppose pas la normalité), basé sur les rangs plutôt que sur les valeurs absolues, et plus robuste face aux valeurs extrêmes et aux distributions asymétriques.

Tableau III.4 Résultats du Test de Normalité de Shapiro-Wilk pour les Paramètres Physico-Chimiques et l'Indice OPI

Paramètres physico-chimiques	**W**	**p-value**	**Normalité**
pH	0,9294	0,00647	Distribution asymétrique
Résidu sec	0,9281	0,00579	Distribution asymétrique
Oxygène dissous	0,5124	$2{,}11 \cdot 10^{-11}$	Distribution asymétrique

Nitrates	0,8134	$2,65 . 10^{-06}$	Distribution asymétrique
Nitrites	0,6731	$4,59 . 10^{-09}$	Distribution asymétrique
Ammonium	0,2512	$3,04 . 10^{-14}$	Distribution asymétrique
Phosphates	0,3045	$9,79 . 10^{-14}$	Distribution asymétrique
DBO5	0,7912	$8,27 . 10^{-07}$	Distribution asymétrique
DCO	0,8769	0,000123	Distribution asymétrique
Matière organique	0,6966	$1,19 . 10^{-08}$	Distribution asymétrique
OPI	0,8998	0,000621	Distribution asymétrique

III.8 Corrélations de Spearman entre paramètres de qualité de l'eau

En automne, une seule forte corrélation négative se distingue nettement : celle entre les phosphates et l'indice de pollution (OPI) avec un coefficient de -0,71, à la limite du seuil retenu. Cela indique que lorsque les concentrations en phosphates augmentent, l'OPI diminue de manière significative, ce qui peut refléter une influence des nutriments sur la qualité globale de l'eau. Toutefois, aucune corrélation positive ou négative supérieure à $\pm 0,75$ n'est observée dans cette saison, ce qui suggère un niveau modéré d'interdépendance entre les variables physico-chimiques, avec une dynamique automnale relativement moins marquée en termes d'influence directe entre paramètres.

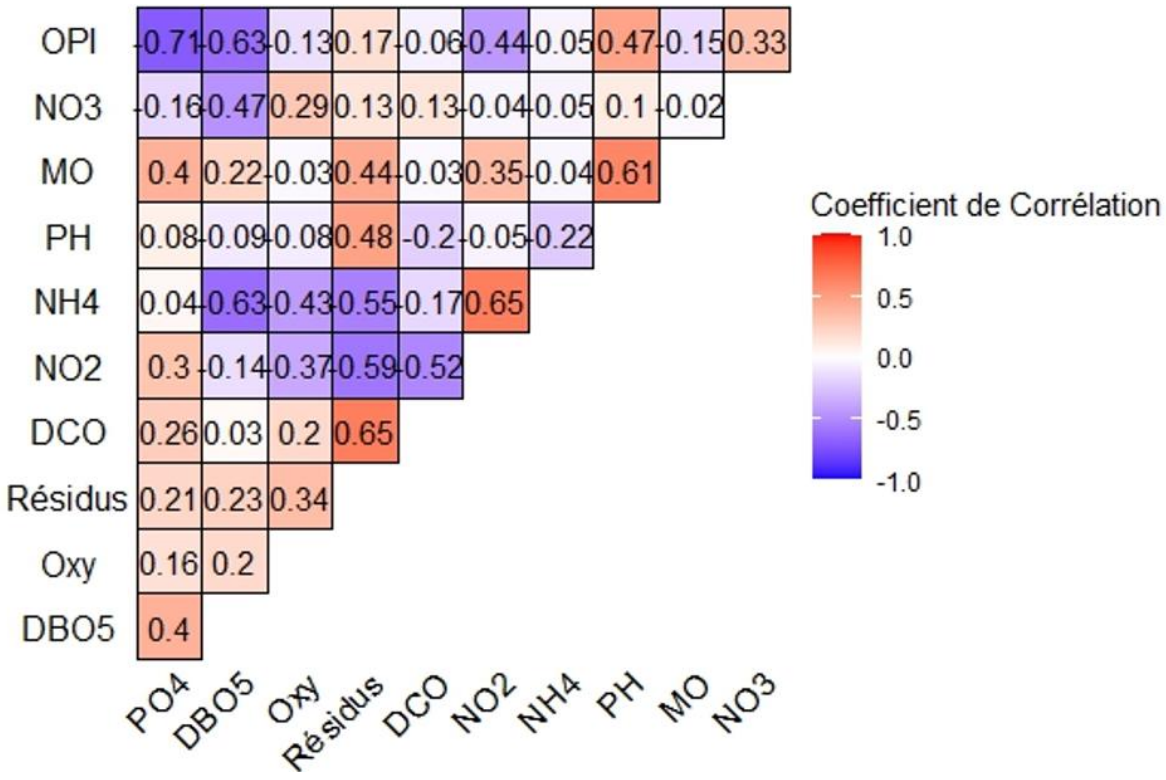


Figure III.5 : Matrice de corrélation des paramètres de qualité des eaux pour la saison d'automne

Durant la saison hivernale, plusieurs fortes corrélations significatives entre les paramètres de qualité de l'eau sont observées. On note une très forte corrélation négative entre les nitrites et l'indice de pollution (OPI) (r = -0,91), suggérant que des concentrations élevées en nitrites sont associées à une baisse de la qualité globale de l'eau. De même, l'ammonium présente aussi une corrélation négative élevée avec l'OPI (r = -0,76), tout comme le phosphate (r = -0,88) et la demande biologique en oxygène (r = -0,78). Ces résultats indiquent que des niveaux élevés de ces polluants contribuent à une forte dégradation de la qualité de l'eau. En parallèle, des corrélations positives importantes se dégagent entre les nitrites et les autres nutriments et indicateurs organiques : avec l'ammonium (r = 0,73), les phosphates (r = 0,76) et la DBO_5 (r = 0,59), ce qui reflète un lien probable avec des rejets d'origine domestique ou agricole. La matière organique (MO) est aussi fortement corrélée positivement avec l'ammonium (r = 0,83), montrant que l'accumulation de matière organique coïncide avec l'augmentation des composés azotés réduits. Enfin, une forte corrélation est observée entre les résidus et la DCO (r = 0,84), révélant un lien probable avec la charge globale en matières dissoutes et oxydables dans l'eau. L'ensemble de ces corrélations traduit un impact anthropique marqué sur la qualité des eaux hivernales, dominé par des apports organiques et nutritifs.

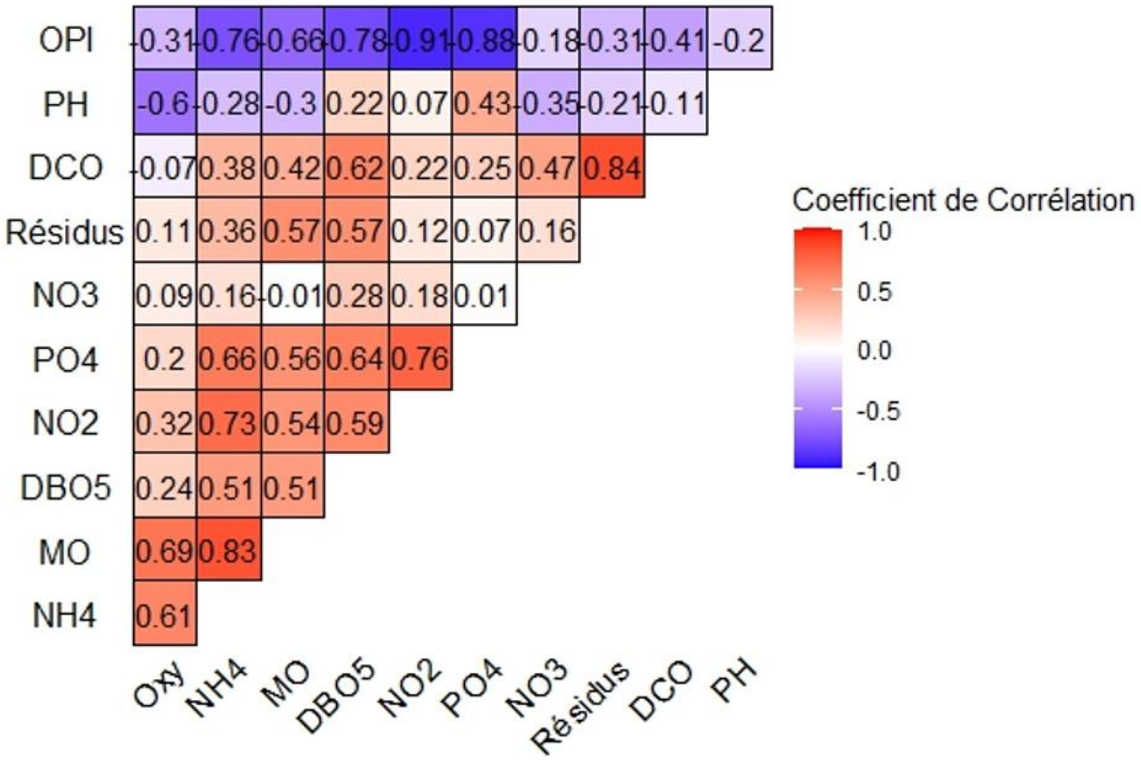


Figure III.6 : Matrice de corrélation des paramètres de qualité des eaux pour la saison d'hiver

Au printemps, la matrice de corrélation révèle une forte corrélation négative entre les nitrites et l'indice de pollution (OPI) (r = -0,80), indiquant qu'une hausse des concentrations en nitrites est fortement associée à une dégradation de la qualité de l'eau. Cette tendance se confirme également pour la DBO_5 (r = -0,58)**,** les phosphates (r = -0,56)**,** la matière organique (MO) (r = -0,54) et l'ammonium (r = -0,47), qui affichent tous des corrélations négatives modérées à fortes avec l'OPI, soulignant l'effet cumulatif des charges organiques et nutritives sur la pollution. D'un autre côté, bien qu'aucune corrélation positive ne dépasse le seuil de 0,75, on observe plusieurs relations modérées entre les variables, comme celle entre les nitrites et la matière organique (r = 0,66), suggérant une origine commune, probablement liée à des apports organiques ou à une activité microbiologique accrue. De plus, les résidus montrent une corrélation modérée avec les nitrites (r = 0,56) et les nitrates (r = 0,50), traduisant une accumulation de substances dissoutes en lien avec la charge azotée. L'ensemble de ces résultats souligne que, pendant le printemps, la qualité de l'eau est influencée par des apports mixtes en matière organique et en nutriments, avec un effet sensible sur l'indice de pollution global.

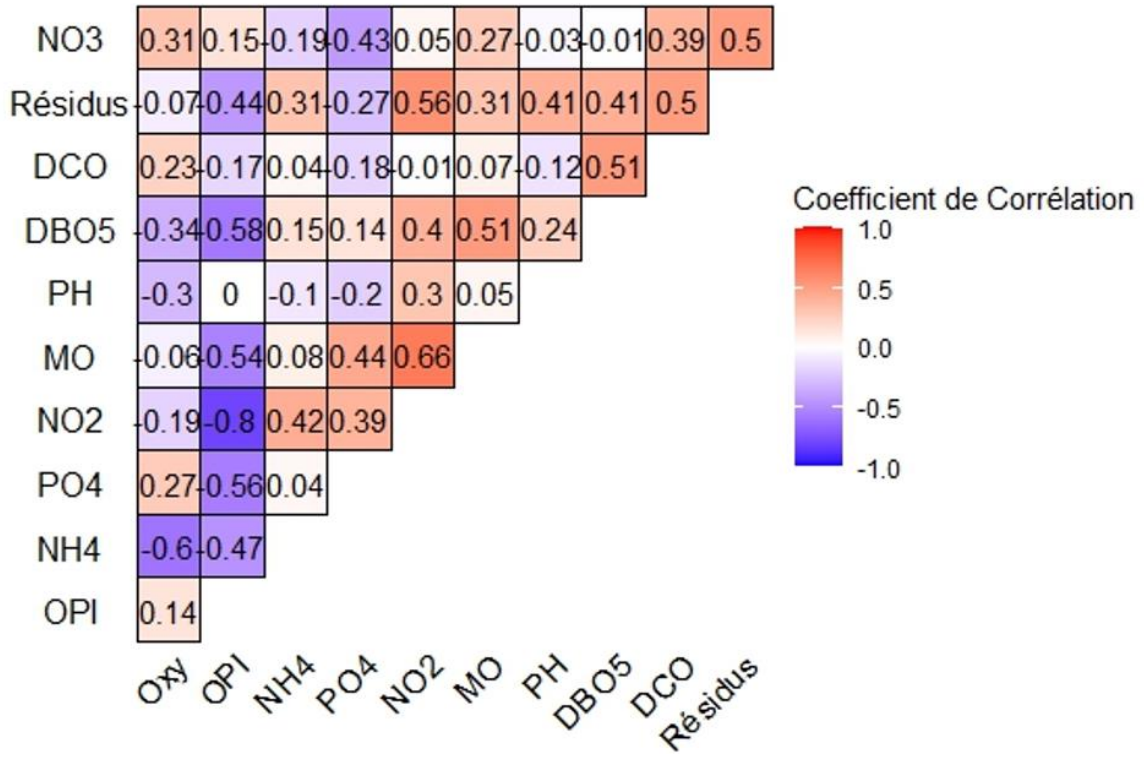


Figure III.7 : Matrice de corrélation des paramètres de qualité des eaux pour la saison du printemps

En été, l'analyse met en évidence plusieurs corrélations significatives, traduisant des interactions complexes entre les paramètres physico-chimiques de l'eau. On note une forte corrélation positive entre la DBO_5 et la DCO (r = 0,81), ce qui traduit un lien direct entre la demande biologique et chimique en oxygène, révélateur d'une importante charge organique biodégradable. La DBO_5 est aussi fortement corrélée aux résidus (r = 0,81), et modérément au pH (r = 0,77), ce qui suggère que des eaux chargées en matières dissoutes et légèrement basiques sont également plus chargées en composés organiques. Inversement, la DBO_5 présente une forte corrélation négative avec l'oxygène dissous (r = -0,63), illustrant un phénomène classique de consommation de l'oxygène par l'oxydation de la matière organique.

Concernant l'indice de pollution (OPI), il est fortement et négativement corrélé à la DCO (r = -0,67) et à la DBO_5 (r = -0,65), ce qui confirme que la pollution organique impacte fortement la qualité globale de l'eau. Des corrélations négatives modérées sont également observées entre l'OPI et les résidus (r = -0,45), l'ammonium (r = -0,45) et les nitrites (r = -0,49), soulignant l'effet néfaste des nutriments azotés et des solides dissous sur la qualité des eaux en été. À noter que la corrélation négative entre l'oxygène dissous et les résidus (r = -0,71) suggère que des eaux plus chargées en matière dissoute sont moins bien oxygénées, ce qui peut aggraver les processus de dégradation.

Globalement, ces résultats montrent qu'en été, la qualité de l'eau est principalement dégradée par les charges organiques et les composés azotés, avec un effet combiné sur la baisse de l'oxygène dissous et la détérioration de l'OPI.

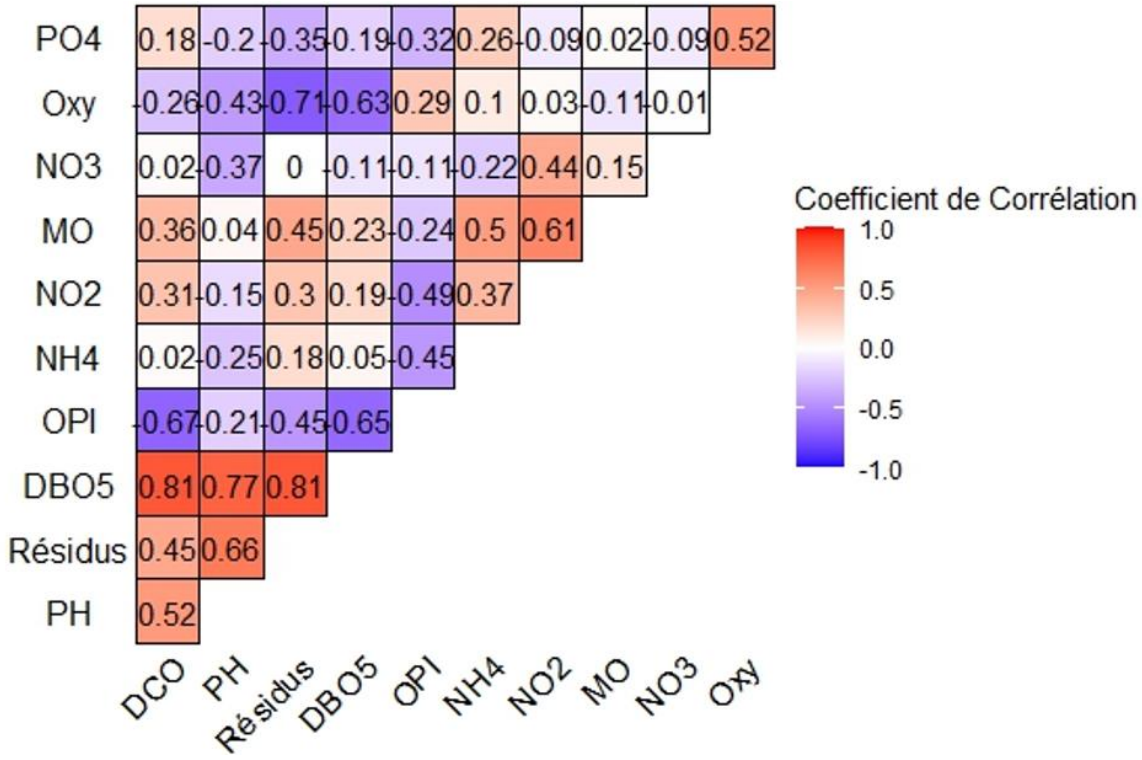


Figure III.8 : Matrice de corrélation des paramètres de qualité des eaux pour la saison de l'été

L'automne reflète une situation intermédiaire, avec des corrélations structurées mais plus modérées, notamment entre NH_4^+, NO_2^- et PO_4^{3-}, traduisant probablement un début de dégradation de la matière organique accumulée. En hiver, on observe les corrélations les plus fortes entre les nutriments azotés (NH_4^+, NO_2^-, PO_4^{3-}) et les paramètres organiques, indiquant une concentration élevée en nutriments et en pollution organique durant cette saison.

Le printemps présente un réseau de corrélation plus faible, mais on note un certain retour d'équilibre : les nutriments montrent moins d'influence, mais le NO_2^- reste un paramètre à surveiller (corrélé à plusieurs variables). L'été se distingue par des corrélations très fortes entre DBO_5, DCO, pH et Résidus, montrant que les charges organiques sont plus concentrées et liées à la minéralisation. L'oxygène dissous est fortement déprimé (corrélation très négative avec DBO_5 et Résidus).

Les quatre saisons montrent une cohérence dans les relations entre pollution organique, oxygène dissous et indice de pollution. Toutefois, l'intensité des interactions varie selon les

saisons : elle est plus marquée en hiver, en raison de l'accumulation des rejets domestiques et industriels et d'une moindre dilution due à la baisse des débits hydriques ; et en été, en lien avec les températures élevées qui favorisent la décomposition de la matière organique**, l'**augmentation de la demande biologique en oxygène (DBO_5), et la réduction de la solubilité de l'oxygène. À l'inverse, les corrélations sont plus atténuées au printemps et en automne, périodes de transition climatique et de recharge hydrique, où les effets des polluants peuvent être dilués ou partiellement amortis. Ces résultats soulignent la nécessité de suivre de près l'évolution saisonnière des paramètres de qualité de l'eau pour adapter les stratégies de gestion et de traitement.

III.9 Distribution saisonnière des paramètres de qualité de l'eau

Le box plot du pH (figure III.9) révèle des dispersions saisonnières distinctes. L'hiver présente une distribution resserrée, traduisant une stabilité chimique plus marquée. En automne et au printemps, on observe des valeurs aberrantes à respectivement 7,80 et 7,65, témoignant de fluctuations ponctuelles probablement liées à des apports externes ou à une activité biologique accrue. L'été se distingue par une dispersion plus large et l'absence d'aberration, ce qui pourrait être attribué à une intensification des réactions biochimiques sous l'effet des températures élevées, modifiant le pH de manière plus étendue.

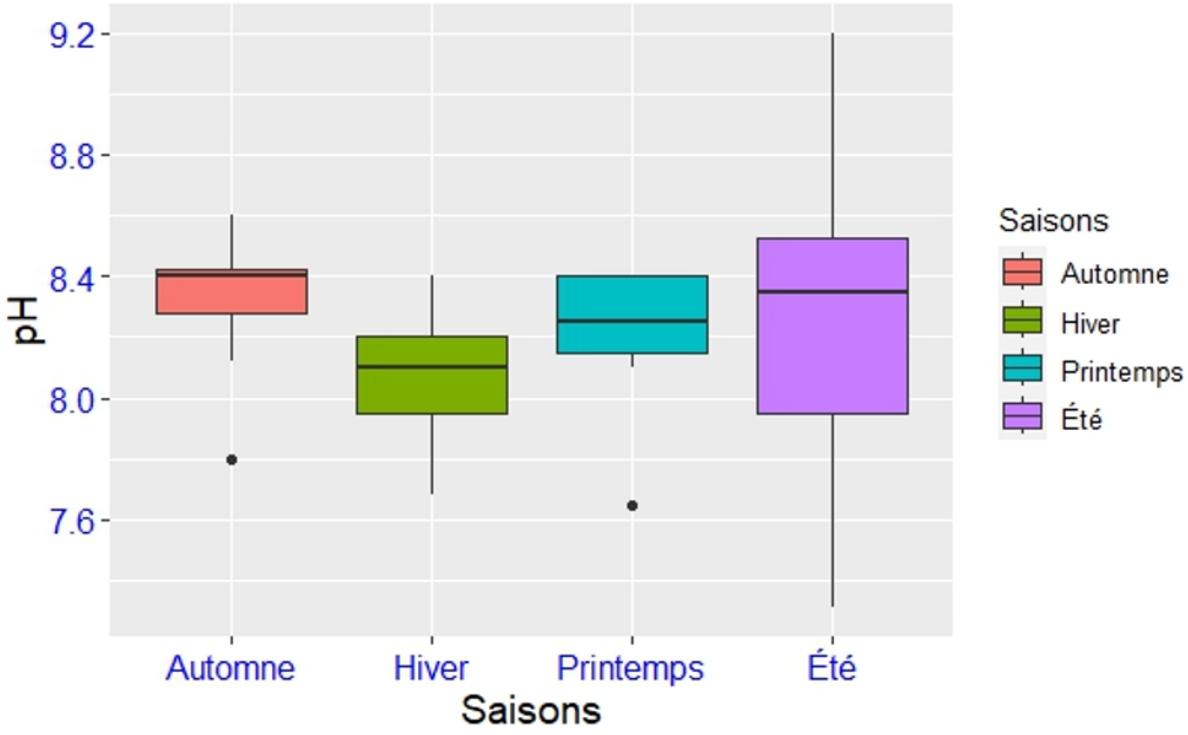


Figure III.9 : Box plots du pH

La représentation en box plots du résidu sec (figure III.10) montre une variabilité saisonnière notable. L'automne et l'hiver présentent des niveaux globalement plus élevés que le printemps, traduisant une accumulation plus importante de matières dissoutes, possiblement liée à une concentration accrue des sels minéraux en période de faible dilution (pluviométrie réduite ou débit plus bas). En été, bien que la médiane soit élevée, la dispersion est plus modérée que celle de l'automne, suggérant une certaine stabilité des apports ou des conditions d'évaporation favorisant une concentration homogène. À l'inverse, le printemps présente les valeurs les plus faibles et les moins dispersées, ce qui pourrait s'expliquer par des apports d'eau douce plus importants issus des précipitations ou du ruissellement, diluant ainsi les solides dissous.

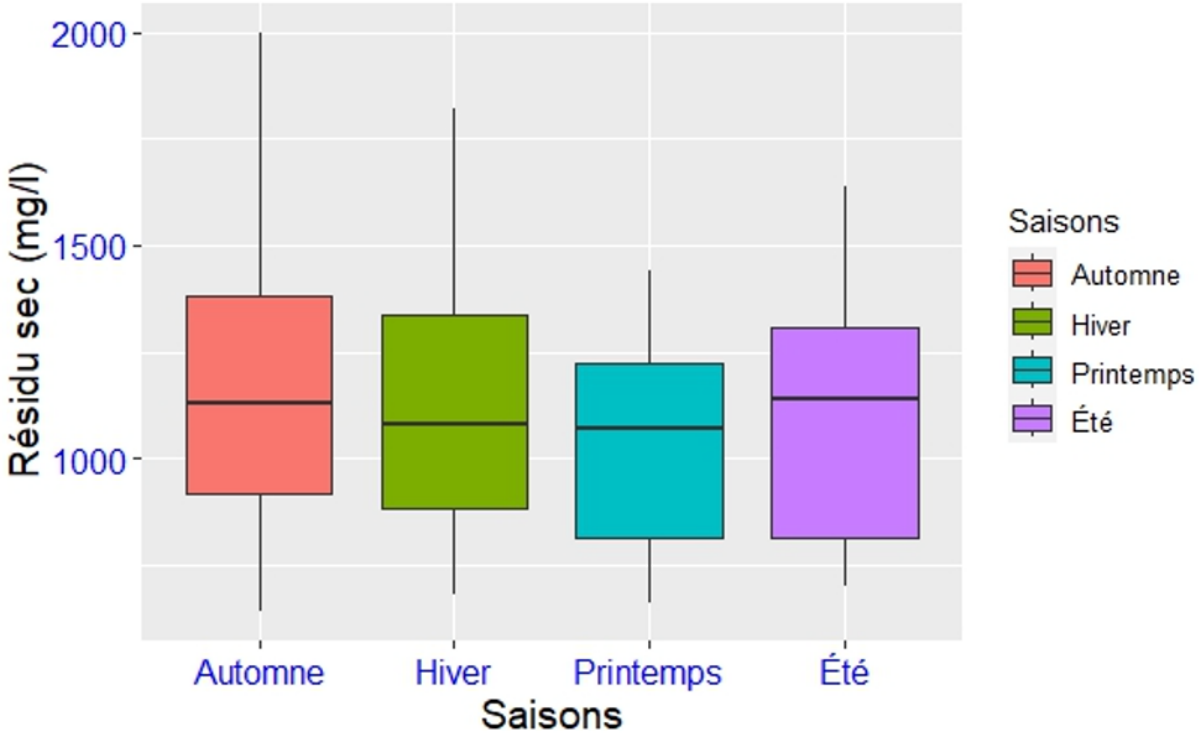


Figure III.10 : Box plots du résidu sec

Le box plot de l'oxygène dissous (figure III.11) met en évidence la présence de plusieurs valeurs aberrantes dans toutes les saisons : 89,7 % en automne, 80,4 et 84,4 % en hiver, 74,0 et 78,1 % au printemps, et 68,75 et 91,4 % en été. Ces pics traduisent des épisodes ponctuels de forte saturation, probablement liés à une intense activité photosynthétique ou à des phénomènes locaux (tels que des rejets ou un brassage soudain de l'eau). En excluant ces valeurs extrêmes, le printemps et l'hiver présentent globalement des niveaux d'oxygène dissous plus élevés, ce qui s'explique par des températures plus basses favorisant la solubilité de l'oxygène, et une

activité biologique soutenue. À l'inverse, l'automne affiche les concentrations les plus faibles, possiblement dues à une baisse de la photosynthèse et un renouvellement hydrique plus lent. En été, malgré une médiane plus basse que celles du printemps et de l'hiver, la présence de valeurs aberrantes très élevées et une moyenne amplifiée témoignent d'une variabilité importante, probablement liée à des épisodes ponctuels de forte oxygénation dus à une photosynthèse intense ou un brassage local. Cette complexité masque une tendance générale qui pourrait être influencée à la fois par la température élevée, qui limite la solubilité de l'oxygène, et par des apports organiques favorisant des pics d'activité biologique.

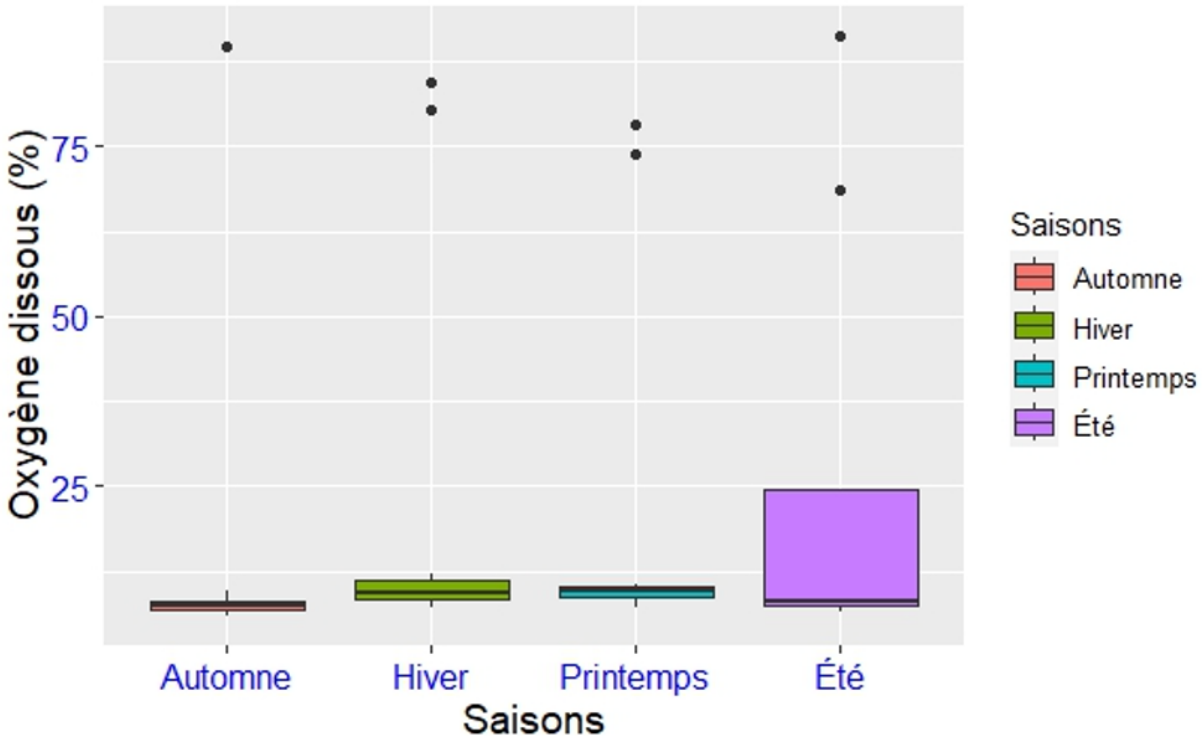


Figure III.11 : Box plots de l'oxygène dissous

Le box plot des nitrates (figure III.12) révèle une variation saisonnière marquée entre les quatre saisons. L'hiver se distingue par les concentrations les plus élevées, avec des valeurs aberrantes à 16,8 mg/l et 20 mg/l, traduisant une probable augmentation du ruissellement hivernal et du lessivage des sols agricoles, riches en azote. L'été présente également des niveaux relativement élevés, ce qui peut être attribué à l'évaporation importante concentrant les sels dissous et à la dynamique lente des eaux, réduisant la dilution.

Le printemps et l'automne affichent des concentrations plus modérées, bien que le printemps montre une certaine variabilité avec une valeur aberrante basse à 0,08 mg/l, pouvant indiquer une période de forte assimilation biologique des nitrates par les plantes aquatiques ou

un apport limité en azote. L'automne est la saison la moins enrichie, avec une seule valeur aberrante haute à 10 mg/l, suggérant une réduction des apports agricoles en fin de saison ou une reprise de la végétation filtrante.

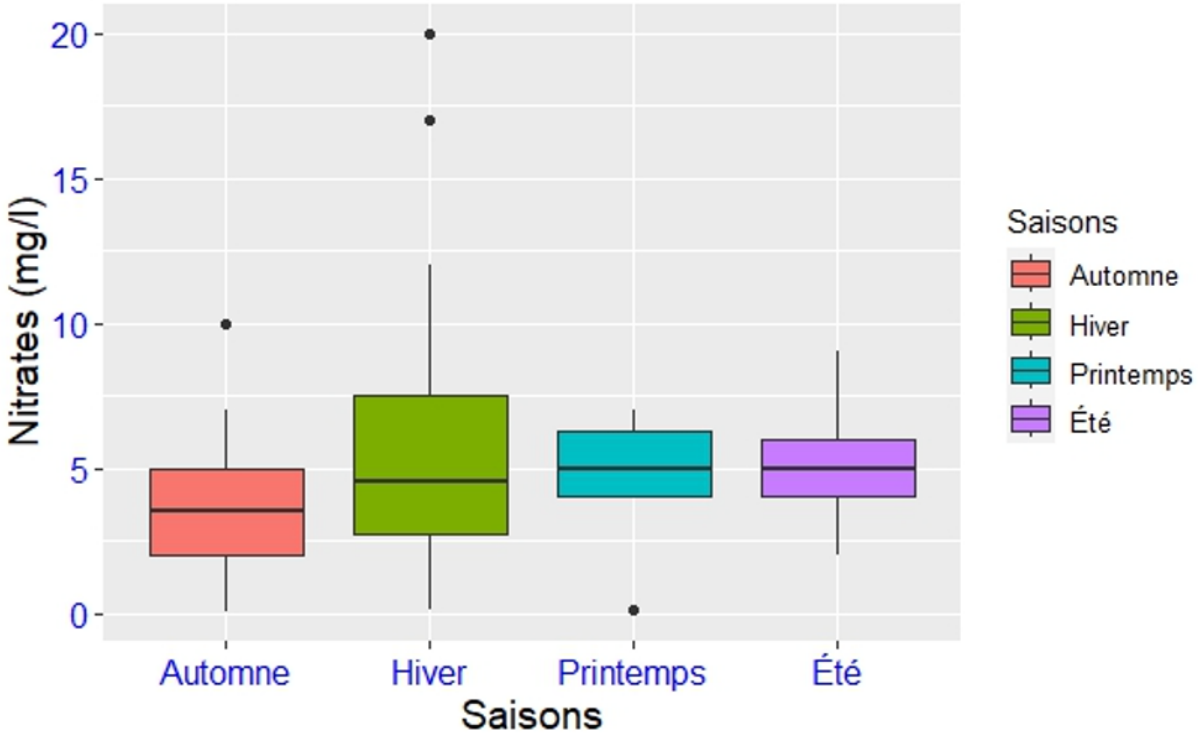


Figure III.12 : Box plots des nitrates

Le box plot des nitrites (figure III.13) montre une variabilité importante selon les saisons, avec des valeurs globalement plus élevées au printemps. L'été se distingue par la valeur aberrante la plus élevée à 0,80 mg/l, reflétant probablement une dégradation incomplète de la matière organique ou une activité microbienne accrue sous l'effet de la température. En hiver, la valeur aberrante à 0,50 mg/l peut s'expliquer par une stagnation des eaux et une réduction de l'activité nitrifiante, favorisant l'accumulation de nitrites.

L'automne montre deux valeurs aberrantes à 0,17 et 0,34 mg/l, traduisant une possible saturation temporaire de l'oxygène dans les eaux chargées en matière organique en décomposition. En revanche, le printemps, bien qu'exempt de valeurs aberrantes, affiche une médiane nettement plus élevée, ce qui pourrait résulter d'une reprise de la minéralisation des formes réduites d'azote à la faveur de températures modérées

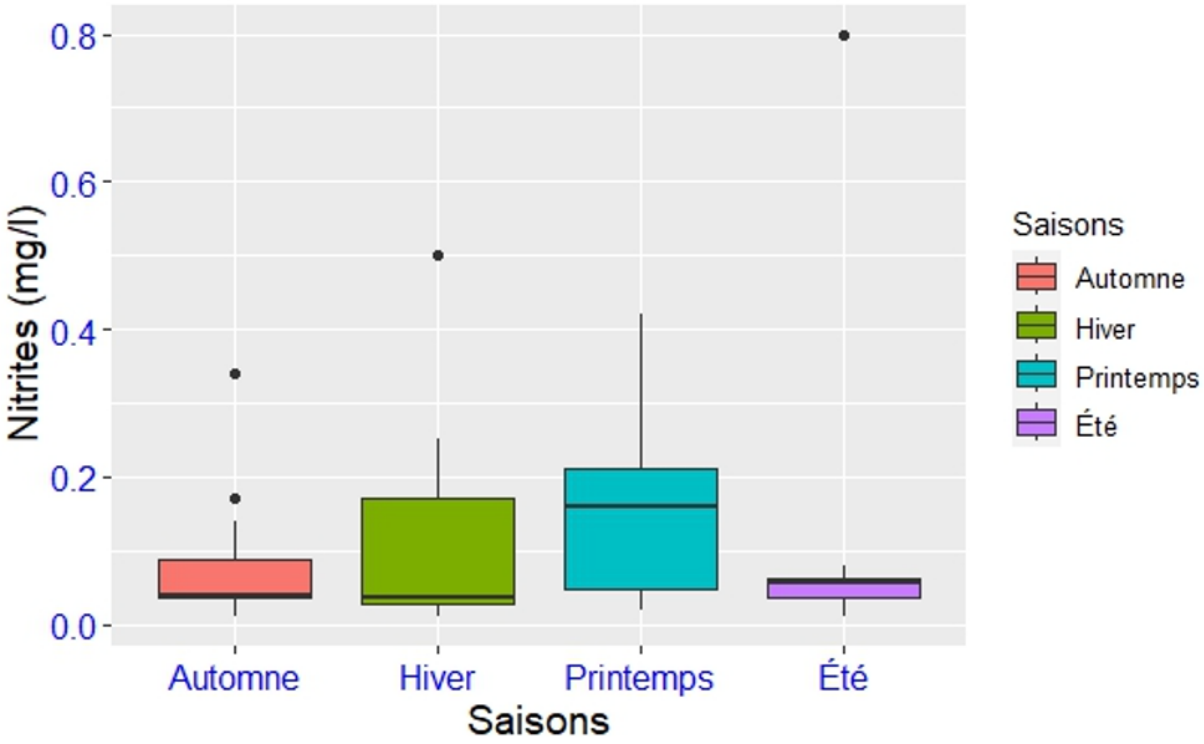


Figure III.13 : Box plots des nitrites

Le box plot des phosphates (figure III.14) présente une forte variabilité saisonnière, notamment au printemps et en hiver, où l'on observe des valeurs aberrantes très élevées : 14 mg/L au printemps, 6 mg/l et 2,75 mg/l en hiver. Ces pics anormaux peuvent être liés à une accumulation excessive de phosphates, probablement due à des apports anthropiques importants (eaux usées domestiques, rejets agricoles ou lessivage des sols), accentués par des conditions d'écoulement favorables à la mobilisation du phosphore.

En automne, deux valeurs aberrantes (0,5 et 3,7 mg/l) suggèrent des événements ponctuels de contamination, peut-être à la suite des premières pluies qui remobilisent les polluants accumulés en surface. L'été, en revanche, présente une distribution plus resserrée et des concentrations globalement faibles.

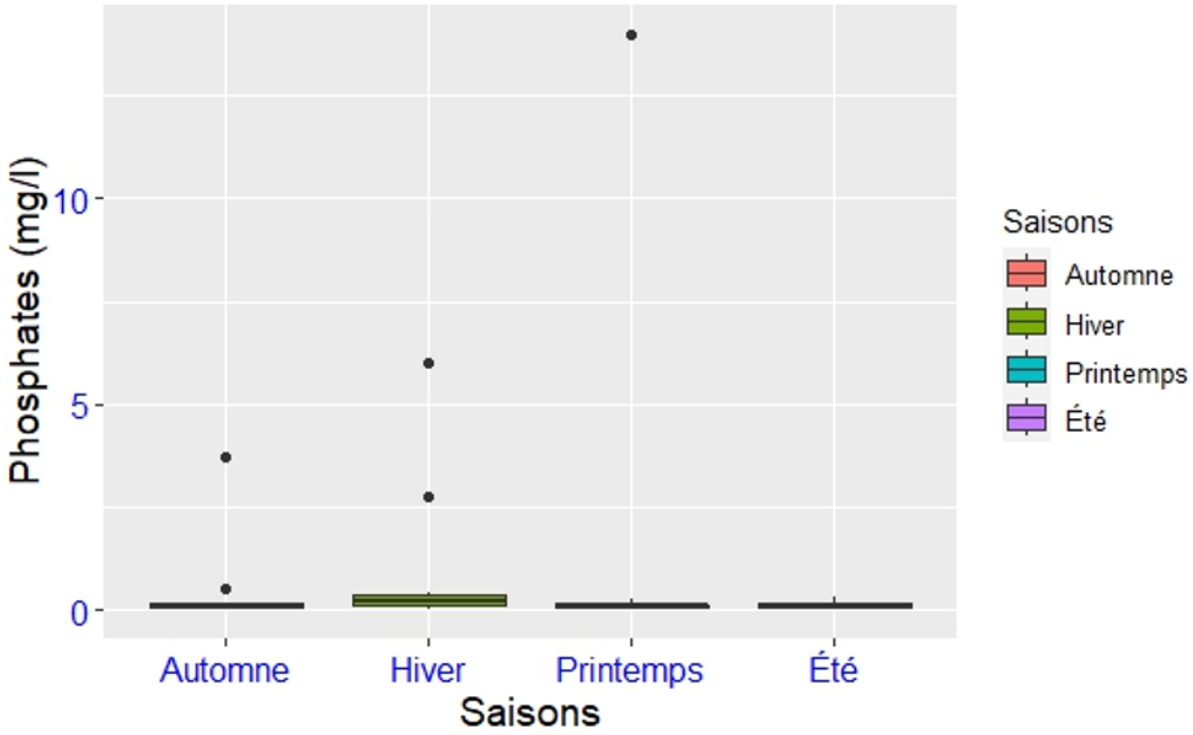


Figure III.14 : Box plots des phosphates

Le box plot de la DBO_5 (figure III.15) révèle une pollution organique élevée et persistante tout au long de l'année, avec une intensité légèrement plus marquée en été et en hiver. Ces deux saisons présentent des valeurs aberrantes importantes, atteignant 64 mg/l en été et 60 mg/l en hiver, ce qui suggère des pics de charge organique exceptionnelle, probablement liés à des rejets domestiques ou industriels non traités, ou à une accumulation et dégradation rapide de matière organique en période chaude.

En automne, les valeurs aberrantes à 29 et 50 mg/l témoignent également d'événements de pollution ponctuelle, peut-être liés au lessivage de matières organiques accumulées pendant l'été. Le printemps, bien qu'exempt de valeurs aberrantes, montre une médiane et une étendue élevées, traduisant une pollution généralisée.

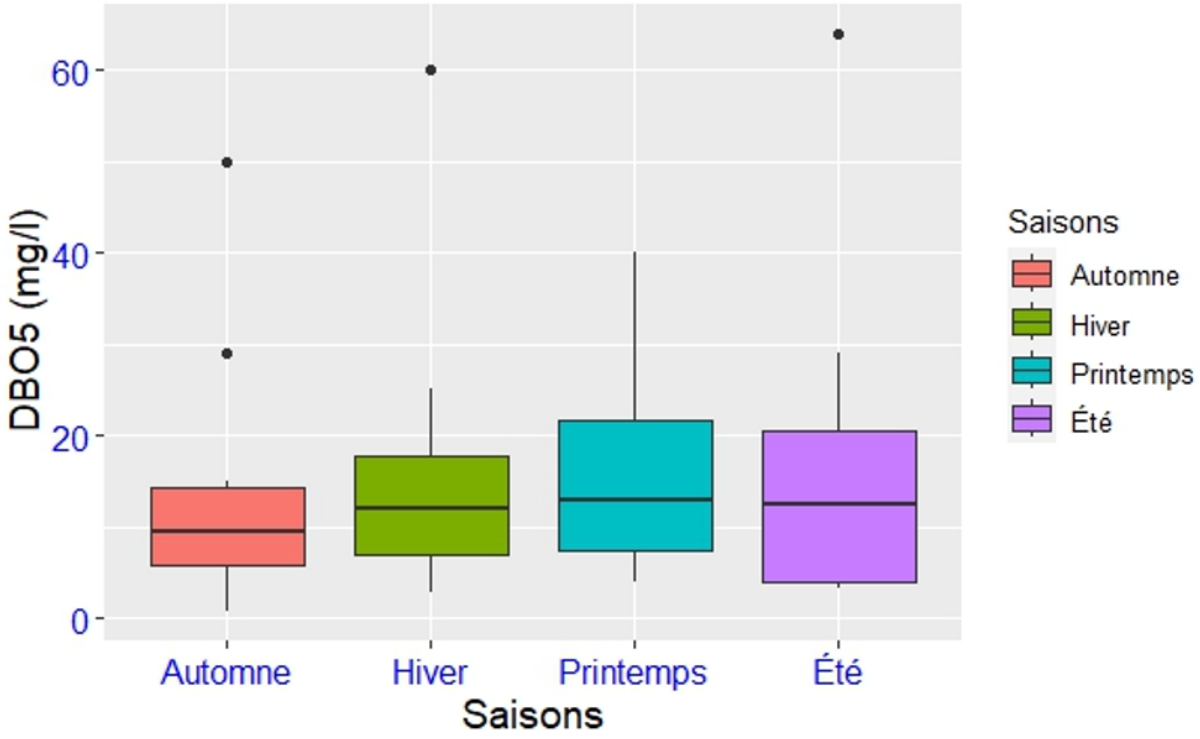


Figure III.15 : Box plots de la DBO_5

Le box plot de la DCO (figure III.16) montre une charge organique importante dans l'eau tout au long de l'année, avec des valeurs globalement plus élevées en été et en hiver. Ces deux saisons présentent également les valeurs aberrantes les plus marquées, atteignant 163 mg/l en hiver et 100, 90 et même 10 mg/l en été (la dernière en tant que valeur atypiquement basse). Ces pics sont probablement dus à des rejets organiques intenses (domestiques, agricoles ou industriels), conjugués à des conditions climatiques qui limitent la dilution (baisse du débit en été) ou favorisent la décomposition rapide de la matière organique (chaleur estivale).

En automne, la valeur aberrante de 110 mg/L pourrait résulter du lessivage des sols riches en matière organique après la sécheresse estivale. Le printemps, bien qu'exempt de valeurs aberrantes, présente une médiane et une dispersion relativement élevées, indiquant une pollution diffuse mais persistante, liée à la reprise de l'activité biologique et aux apports printaniers (engrais, ruissellements).

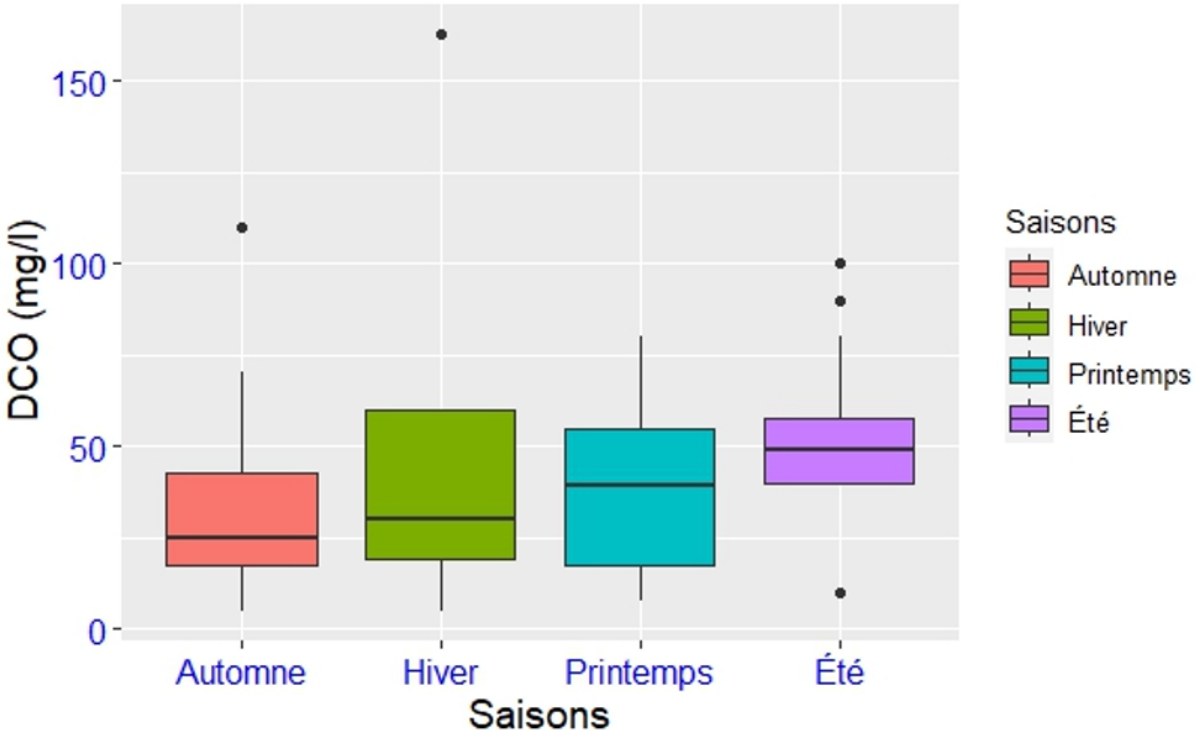


Figure III.16 : Box plots de la DCO

Le box plot de la matière organique (MO) (figure III.17) révèle une distribution relativement homogène sur l'année, avec une légère prédominance des valeurs en hiver et en automne. L'hiver présente une valeur aberrante importante (25 mg/l), en cohérence avec les pics observés pour la DBO_5 (60 mg/l) et la DCO (163 mg/l) durant la même saison. Cette concordance suggère une accumulation importante de matière organique biodégradable, probablement liée à une réduction de la dégradation biologique due aux températures plus basses ou à une augmentation des apports anthropiques (eaux usées, ruissellements urbains).

En automne, la MO reste également élevée, ce qui s'accorde avec les valeurs élevées de la DBO_5 et de la DCO relevées durant cette saison. Cela pourrait s'expliquer par le lessivage des sols riches en débris végétaux ou par la remise en suspension des sédiments organiques après les premières pluies.

Le printemps et l'été affichent des niveaux plus modérés et stables de MO. Cela reflète une meilleure dégradation de la matière organique, facilitée par des conditions favorables à l'activité microbienne, bien que certains pics de DBO_5 ou de DCO persistent en été, probablement dus à des rejets ponctuels ou mal traités dans un contexte de débit réduit.

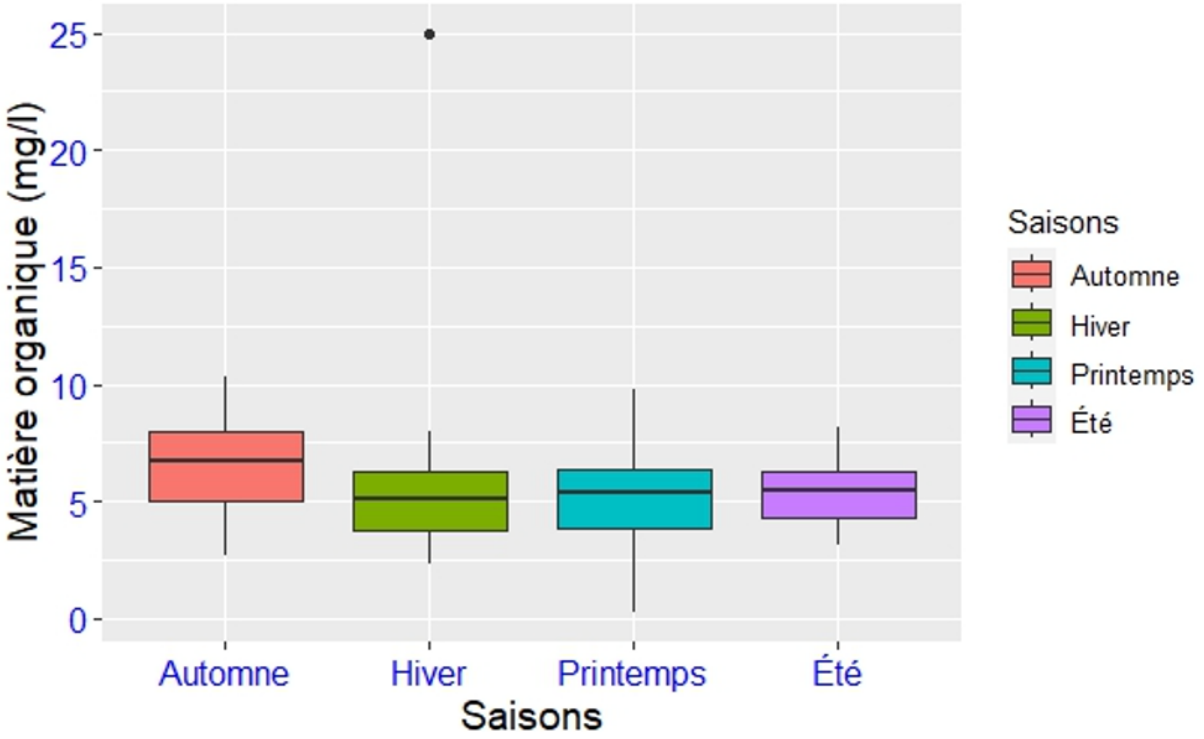


Figure III.17 : Box plots de la matière organique

Conclusion Générale

Conclusion Générale

Le test de Mann-Kendall a révélé des tendances temporelles significatives à la hausse pour plusieurs paramètres : le résidu sec, les nitrites, la DBO_5, la DCO et la matière organique. Aucun paramètre n'a montré de tendance significative à la baisse, tandis que les autres ne présentent aucune évolution statistiquement significative au fil du temps.

Par ailleurs, le test de saisonnalité de Webel-Ollech n'a révélé aucune saisonnalité significative pour l'ensemble des paramètres physico-chimiques étudiés, indiquant une relative stabilité intersaisonnière des concentrations, en dehors des effets ponctuels.

L'évaluation de la biodégradabilité des effluents par le rapport DCO/DBO_5 a permis de classifier les observations comme suit :

- 43,75 % des effluents sont facilement biodégradables ;
- 41,67 % moyennement biodégradables ;
- 14,58 % difficilement biodégradables.

À l'échelle saisonnière, la saison automnale se distingue par une prédominance de pollution organique non biodégradable, tandis que l'hiver et le printemps sont caractérisés par des eaux contenant des polluants plus facilement dégradables. L'automne est également la seule saison à présenter les trois classes de biodégradabilité.

L'analyse de l'indice de pollution organique (OPI) montre une prédominance de la pollution organique modérée (69 % des cas), suivie par la pollution forte (23 %). Les pollutions très fortes restent rares (2,08 %), et les classes faible ou nulle sont marginales. Sur le plan saisonnier, la pollution organique modérée domine en automne et en été (30 %), alors que la pollution organique forte atteint des niveaux plus élevés en hiver et au printemps (33,33 %).

La distribution de la majorité des paramètres, ainsi que celle de l'OPI, ne suit pas la loi normale, justifiant l'usage du coefficient de corrélation de Spearman.

Les matrices de corrélation saisonnières ont mis en évidence des associations notables entre certains paramètres :

- En automne : Résidu sec-DCO (0,65), Ammonium-Nitrites (0,65), OPI-Phosphates (-0,71), OPI-DBO_5 (-0,63) ;
- En hiver : Matière organique-Ammonium (0,83), Résidu sec-DCO (0,84), Phosphates-Nitrites (0,76), OPI-DBO_5 (-0,78), OPI-Nitrites (-0,91), OPI-Ammonium (-0,76), OPI-Phosphates (-0,88) ;
- Au printemps : Matière organique-Nitrites (0,66), OPI-DBO_5 (-0,58), OPI-Nitrites (-0,80), Ammonium-Oxygène dissous (-0,60) ;

- En été : DBO_5-DCO (0,81), DBO_5-pH (0,77), DBO_5-Résidu sec (0,81), OPI-DCO (-0,67), OPI-DBO_5 (-0,65), Oxygène dissous-Résidu sec (-0,71).

L'analyse des boxplots a permis d'identifier des variations importantes dans la distribution saisonnière des paramètres. L'asymétrie (positive ou négative), les écarts interquartiles, ainsi que la présence de nombreuses valeurs aberrantes, notamment des extrêmes supérieures, traduisent une instabilité et une variabilité significative de la qualité des eaux au cours de l'année. L'absence de points aberrants pour le résidu sec suggère une stabilité relative de ce paramètre.

Au regard des résultats obtenus et des constats établis sur la qualité des eaux de surface, plusieurs recommandations peuvent être formulées afin d'améliorer la gestion et la surveillance environnementale dans la zone d'étude :

- Mettre en place un suivi saisonnier renforcé de la qualité de l'eau, en particulier pendant les saisons à forte pollution organique (automne, été) ;
- Adopter des stratégies de traitement adaptées à la biodégradabilité des effluents, en privilégiant des procédés biologiques pendant les périodes favorables (hiver, printemps) ;
- Renforcer les contrôles des rejets industriels et domestiques, notamment dans les zones rurales ;
- Limiter l'usage d'engrais phosphatés et azotés dans les bassins versants en favorisant des pratiques agricoles durables ;
- Installer des stations de surveillance automatisées pour collecter des données en continu sur les paramètres critiques (DCO, DBO_5, ammonium, oxygène dissous) ;
- Sensibiliser les acteurs locaux (agriculteurs, industriels, collectivités) sur l'impact des rejets et pollutions diffuses ;
- Encourager des études complémentaires pour analyser les liens entre hydrologie, climat et qualité de l'eau, notamment dans le contexte du changement climatique.

Références bibliographiques

[1] Abessolo, J. R. Z., Khebiza, M. Y., &Messouli, M. (2021). Réponse des macroinvertébrés benthiques (éphéméroptères, plécoptères, trichoptères) aux pressions anthropiques dans un contexte de changement climatique sur le bassin versant de l'Ourika (Haut-Atlas du Maroc). *Hydroécologie Appliquée*, *21*, 115-155.

[2] Alam, J. B., Hossain, A., Khan, S. K., Banik, B. K., Islam, M. R., Muyen, Z., & Rahman, M. H. (2007). Deterioration of water quality of Surma river. *Environmental Monitoring and Assessment*, *134*(1), 233-242.

[3] Alberto, W.D., Del Pilar, D.M., Valeria, A.M., Fabiana, P.S., Cecilia, H.A., De Los Angeles, B.M., 2001. Pattern recognition techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality. A case study: Suquia River basin (Cordoba-Argentina). Water Res. 35, 2881e2894.

[4] Bertrand, J., Ector, L. and Renon, J.P., 2015. Écologie des mares–mesure de la qualité des eaux par les diatomées : deux nouveaux indices spécifiques, comparaison avec l'indice IPS. *Symbioses, nouvelle Série*, *33*, pp.50-72.

[5] Bouaroudj, S., Menad, A., Bounamous, A., Ali-Khodja, H., Gherib, A., Weigel, D. E., & Chenchouni, H. (2019). Assessment of water quality at the largest dam in Algeria (Beni Haroun Dam) and effects of irrigation on soil characteristics of agricultural lands. *Chemosphere*, *219*, 76-88.

[6] Bouzid-Lagha, S., & Djelita, B. (2012). Etude du phénomène d'eutrophisation dans le Barrage de Hammam Boughrara (Wilaya de Tlemcen, Algérie). *Hydrological sciences journal*, *57*(1), 186-201.

[7] Dolisy, Danielle et Dohet, Alain (2003). The use of Ephemeroptera to assess aquatic biodiversity in the rhithral part of the Luxembourgish rivers. *Research Update on Ephemeroptera & Plecoptera. Universitadi Perugia, Perugia, Italy*, 299-303.

[8] HARRACHE D (2019). Evaluation de la matière organique dans les eaux de surface des barrages de l'ouest d'Algérie et évolution des trihalométhanes et le plomb dans le réseau d'eau Potable. Thèse de doctorat en sciences UNIVERSITÉ DJILLALI LIABES FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES SIDI BEL ABBÈS.

[9] Benkaddour, B. (2018). Contribution à l'étude de la contamination des eaux et des sédiments de l'Oued Chéliff (Algérie) (Doctoral dissertation, Perpignan).

[10] Hamsatou, M. M. D. (2005). Caractéristiques physico-chimiques, bactériologiques et impact sur les eaux de surface et les eaux souterraines. UNIVERSITE DE BAMAKO Faculté de Médecine de Pharmacie et d'Odonto-Stomatologie.

[11] Assaad, A. (2014). Pollution anthropique de cours d'eau : caractérisation spatio temporelle et estimation des flux (Doctoral dissertation, Université de Lorraine).

[12] Zerouali, B. (2019). Evaluation et gestion de l'impact des changements climatiques sur les ressources en eau de la Wilaya de Tizi Ouzou (Doctoral dissertation, Université de Laghouat Amar Telidji).

[13] Rezak, S., Rahal, F., & Bahmani, A. (2023). Water quality trend analysis of Cheurfas II dam, Algeria. Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia, (106), 9-24.

[14] Jean Rodier, B. L. (2009). L'analyse de l'eau-9ème édition–Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer| Biblio-Sciences (Water analysis–9th edition–Natural water, waste water, sea water).

[15] Rezak, S., Bergane, C., & Bahmani, A. (2024). The effect of organic pollution on the seasonal dynamics of water quality in a semi-arid zone: case of the Hammam Boughrara Dam, Tlemcen (Algeria). Environmental Monitoring and Assessment, 196(2), 133.

[16] Hanusz, Z., Tarasinska, J., & Zielinski, W. (2016). Shapiro–Wilk test with known mean. REVSTAT-statistical Journal, 14(1), 89-100.