



Faculté des sciences

Collège de Doctorat Sciences et Technique de

L'environnement

Aquapôle, Unité de Recherche et Développement

(PeGIRE)

Faculté des sciences

CED : Sciences et Techniques et Sciences Médicales

Laboratoire Sciences de l'eau, Biotechnologies

microbiennes et durabilité des ressources naturelles

(Aquabiotech)

Spécialité : Ingénierie et Gestion de l'eau et de l'environnement

THESE DE DOCTORAT

**Typologie de la rivière ZAT (bassin Tensift-MAROC) et
modélisation de l'impact des pollutions anthropiques et de leur
traitement sur le milieu récepteur**

Par :

Abdelillah BOURIQI

(Master Spécialisé : Ingénierie et Gestion de l'Environnement Urbain et Industriel)

Soutenue le lundi 15 septembre 2025 devant la commission d'examen :

Président :	B. Oudra	PES	UCA, Marrakech
Examineurs :	L. FRANÇOIS	PES	ULiège, Liège
	L. Bouchaou	PES	UIZ, Agadir
	M. Hasnaoui	PES	USMS, Beni Mellal
	E. Everbecq	Expert	ULiège, Liège
Directeur de thèse :	JF. Deliege	PES	ULiège, Liège
Directrice de thèse :	N. OUZZANI	PES	UCA, Marrakech

Remerciements

Je tiens à remercier toutes les personnes qui ont contribué, directement ou indirectement, à l'achèvement de cette thèse de doctorat, car il s'agit loin d'un effort individuel. Ce travail n'aurait pas pu être accompli sans l'aide de nombreuses personnes qui ont généreusement partagé leur savoir et leur expertise, et qui ont contribué au succès de cette thèse.

Tout d'abord, j'exprime ma sincère gratitude à ma directrice de thèse, la Professeure Naaila OUAZZANI, de la Faculté des Sciences Semlalia à Marrakech (FSSM) et la directrice du Laboratoire Sciences de l'eau, Biotechnologies microbiennes et durabilité des ressources naturelles (Aquabiotech). Elle a guidé activement mes recherches avec confiance, enthousiasme et une attitude positive. Je tiens à exprimer ma profonde gratitude pour sa supervision exemplaire, le temps considérable qu'elle m'a consacré, sa disponibilité, sa confiance, ses conseils, ses qualités pédagogiques et scientifiques tout au long de ce travail. J'ai beaucoup apprécié de travailler à vos côtés tant sur le plan scientifique que sur le plan humain.

Je tiens également à exprimer ma profonde gratitude au Professeur Jean-François Delière, mon directeur de thèse à l'Université de Liège, pour m'avoir accueilli à l'Unité de Recherche et Développement à Aquapôle (PEGIRE) et pour sa confiance et son soutien. Je lui suis extrêmement reconnaissant de m'avoir donné l'opportunité de travailler avec lui ces dernières années. J'apprécie grandement son acceptation de ma participation à ce projet, sa supervision, son soutien tout au long de son achèvement, et la mise à disposition de tout ce qui était nécessaire pour son bon déroulement. J'espère être à la hauteur de la confiance qu'il a placée en moi. Sa contribution a été cruciale pour le succès de ma thèse. J'exprime mon plus grand respect et ma gratitude pour les efforts qu'il a déployés pour me permettre d'accomplir ce travail.

Je souhaite exprimer ma gratitude envers les membres du Comité Scientifique, le Professeur Brahim Oudra et le Professeur Louis François, pour avoir consacré leur temps précieux à évaluer ce travail et à fournir des retours constructifs. Je vous remercie également pour vos remarques et suggestions lors des rencontres annuelles du comité de thèse, qui ont contribué à orienter et faire progresser ce travail.

Je souhaite également exprimer ma gratitude aux membres du jury, le Professeur Lhoussaine Bouchaou, le Professeur Hasnaoui Mustapha, le Professeur Étienne Everbecq, le Professeur Brahim Oudra et le Professeur Louis François, pour le temps précieux et l'attention qu'ils ont

accordés à l'évaluation de mon travail. Leurs commentaires constructifs ont été d'une grande valeur et ont profondément enrichi ma réflexion.

Je suis profondément reconnaissant envers l'Agence du Bassin Hydraulique du Tensift (ABHT) pour leur participation et leur contribution significative à cette étude. Je les remercie pour leur présence, leurs instructions judicieuses et les données précieuses fournies tout au long de la thèse.

Un grand et sincère merci va à toute l'équipe de l'Unité de Recherche et Développement à Aquapôle (PEGIRE) avec laquelle j'ai eu le plaisir de travailler dans une atmosphère amicale. Un remerciement spécial à M. Pol Magermans, qui m'a appris à utiliser le modèle PEGASE et à corriger les erreurs, facilitant ainsi l'utilisation du modèle PEGASE. Sa disponibilité et son efficacité dans la résolution des problèmes informatiques ont été d'une grande aide. Puissent-ils trouver dans ces mots l'expression de mon amitié sincère. Il m'est extrêmement difficile d'exprimer par des mots ma gratitude envers Mme Aline Grard, qui m'a tant appris. Ses conseils avisés, son assistance et sa rigueur ont joué un rôle significatif dans l'achèvement de ce travail. Puissent-ils trouver ici mon infinie gratitude. J'étends également mes pensées à M. Étienne Everbecq pour sa présence, son soutien, ses conseils judicieux et les discussions enrichissantes. Mes pensées vont également à Mme Julie Remy, la secrétaire à Aquapôle, pour sa gentillesse et son aide précieuse dans la facilitation des procédures administratives, ainsi qu'à tous mes amis et collègues, dont Marie Sorella Bella Atangana, Yassine Mimouni, Haifa Madyouni, et à tous ceux qui ont participé de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

J'exprime mes sincères remerciements à tous les chercheurs enseignants et au personnel du Laboratoire Sciences de l'eau, Biotechnologies microbiennes et durabilité des ressources naturelles (Aquabiotech), ainsi qu'à tous mes amis, collègues, stagiaires, et à tous ceux qui ont contribué directement ou indirectement à l'achèvement de ce travail.

Enfin, je tiens à exprimer ma sincère appréciation à ma famille, en particulier à mon père Abdellatif Bouriqi, ma mère Khadija Mansour, ma femme Aicha Madhousse, ainsi qu'à ma sœur Amal et mon frère Ilyass, pour leur immense soutien tout au long de ce parcours. Merci infiniment pour tout ce que vous faites pour moi. Sans votre amour quotidien, il aurait été difficile d'atteindre ce point.

Encore une fois, j'exprime ma gratitude la plus profonde à toutes les personnes mentionnées ci-dessus et à tous ceux qui ont contribué de quelque manière que ce soit à ce travail. Votre soutien et votre assistance ont été inestimables, et je vous en suis vraiment reconnaissant.

Résumé

Assurer la préservation de l'environnement aquatique et gérer efficacement les risques de pénurie d'eau constituent des défis importants, en particulier dans les régions dont la capacité d'adaptation est limitée. Il est de plus en plus important de renforcer les réseaux de surveillance et d'évaluation de la qualité de l'eau et d'utiliser de nouveaux outils pour anticiper et prévenir les risques de pollution. Ces mesures sont essentielles pour promouvoir une gestion intégrée et durable des ressources en eau. La thèse se concentre sur la rivière ZAT au Maroc en tant qu'étude de cas pour les rivières à faible débit et intermittentes. Son objectif principal est d'établir une typologie et une classification de la rivière de ZAT sur la base de facteurs naturels et humains, en évaluant l'impact des activités humaines. L'étude utilise l'indice pondéré, l'indice biotique et des méthodes statistiques pour l'évaluation de la qualité de l'eau. En outre, l'étude vise à évaluer l'impact de la pollution urbaine et industrielle en utilisant des mesures sur le terrain et des simulations mathématiques avec le modèle PEGASE et à déterminer la charge polluante de chaque source de pollution atteignant la rivière. En outre, la thèse vise à évaluer les scénarios de traitement et de co-traitement pour divers rejets afin de respecter les limites de concentration de la demande chimique en oxygène (DCO) pour les rejets fixés par les normes marocaines et obtenir une bonne qualité de l'eau dans la rivière, en utilisant le modèle PEGASE.

Les résultats indiquent qu'il est possible de diviser la rivière ZAT en quatre masses d'eau distinctes. Lorsque l'influence humaine est minimale ou lorsque le débit de la rivière est élevé, ces masses d'eau présentent une qualité chimique et biotique homogène. Cependant, l'augmentation de l'impact humain et la diminution du débit de la rivière entraînent une hétérogénéité de la qualité chimique et biotique, signalant un état instable. L'étude souligne que la qualité de l'eau de la rivière reste relativement constante tout au long de son cours, jusqu'au km 64 en hiver et au km 71,77 en été, où une mauvaise qualité de l'eau est détectée. Cette dégradation peut être attribuée à différents facteurs, notamment le rejet d'eaux usées industrielles notamment les huilières, responsable de 47 % de la charge polluante en DCO. Ces eaux usées industrielles non traitées sont déversées dans la rivière pendant les périodes de production (janvier-février) et d'inactivité (mars-mai). Les effets combinés des eaux usées urbaines et industrielles, associés à la réduction du débit d'eau due à l'irrigation et à la recharge des nappes phréatiques, contribuent à altérer la qualité de l'eau de la rivière. En outre, la recherche démontre que le traitement simultané de différents types d'eaux usées améliore considérablement la qualité des eaux de surface. Le traitement individuel de chaque effluent n'a

pas permis de respecter les limites de concentration de DCO pour le rejet ($<250 \text{ mgO}_2/\text{l}$) fixées par les normes marocaines. Cette méthode n'a pas non plus permis d'atteindre l'état de qualité de l'eau souhaité, avec un objectif de concentration en DCO inférieure à $35 \text{ mgO}_2/\text{l}$ dans la rivière ZAT pour obtenir une bonne qualité selon la grille d'évaluation de la qualité des eaux de surface au Maroc. En revanche, le co-traitement impliquant un mélange de tous les effluents et de $1,1 \%$ (v/v) d'eaux usées des moulins à olives a permis d'atteindre l'objectif en enregistrant une concentration en DCO inférieure à $35 \text{ mgO}_2/\text{l}$ dans la colonne d'eau de la rivière ZAT. En outre, le co-traitement avec $0,5 \%$ (v/v) d'eau usée des moulins à olives a respecté les deux concentrations standard de DCO à la sortie de la station d'épuration, avec une concentration de DCO inférieure à $250 \text{ mgO}_2/\text{l}$, ainsi que dans la colonne d'eau de la rivière ZAT, avec une concentration de DCO inférieure à $35 \text{ mgO}_2/\text{l}$.

Mots-clés : Typologie ; Classification ; Masses d'eau ; Rivière ZAT ; Indices de qualité ; Pollution urbaine ; Pollution industrielle ; Modèle PEGASE ; Station d'épuration ; Co-traitement.

Abstract

Ensuring the preservation of the aquatic environment and effectively managing water scarcity risks pose significant challenges, particularly in regions with limited ability to adapt. It is increasingly important to strengthen water quality monitoring and assessment networks, and to use new tools to anticipate and prevent pollution risks. These measures are essential to promote integrated, sustainable management of water resources. The thesis focuses on the ZAT River in Morocco as a case study for low-flow and intermittent rivers. Its main objective is to establish a typology and classification of small rivers on the basis of natural and human factors, assessing the impact of human activities. The study uses the weighted index, the biotic index and statistical methods to assess water quality. Additionally, the study aims to evaluate the impact of urban and industrial pollution using field measurements and mathematical simulations with the PEGASE model and determine the pollutant load from each pollution source reaching the river. In addition, the thesis aims to evaluate treatment and co-treatment scenarios for various discharges in order to comply with Chemical Oxygen Demand (COD) concentration limits for discharges set by Moroccan standards and achieve good water quality in the river, using the PEGASE model.

The results indicate the potential for dividing the ZAT river into four distinct water bodies. Under minimal human influence or during periods of high river flow, these water bodies exhibit homogeneous chemical and biotic quality. However, as human impact increases and river flow decreases, chemical and biotic quality becomes more heterogeneous, indicating an unstable state. The study highlights that water quality in the river remains relatively consistent along its course, up to km 64 in winter and km 71.77 in summer, when poor water quality is detected. This decline can be attributed to various factors, notably the discharge of industrial wastewater, responsible for 47% of the COD pollution load. This untreated industrial wastewater is discharged into the river during production (January–February) and inactivity periods (March–May). The combined effects of urban and industrial wastewater, coupled with reduced water flow due to irrigation and groundwater recharge, contribute to alterations in river water quality. Moreover, research demonstrates that treating different wastewater types together significantly enhances surface water quality. Individual treatment of each effluent failed to meet the required COD concentration limits for discharge ($<250 \text{ mgO}_2/\text{l}$) set by Moroccan standards. This method also fell short of achieving the desired water quality status, with a COD concentration target below $35 \text{ mgO}_2/\text{l}$ in the ZAT river to obtain good quality according to the Moroccan surface

water quality assessment grid. In contrast, co-treatment involving a mixture of all effluents and 1.1% (v/v) olive mill wastewater achieved the objective, recording a COD concentration of less than 35 mgO₂/l in the ZAT river water column. Additionally, co-treating with 0.5% (v/v) olive mill wastewater met both standard COD concentrations at the plant outlet, with a COD concentration below 250 mgO₂/l, and in the ZAT river water column, with a COD concentration below 35 mgO₂/l.

Keywords: Typology; Classification; Water bodies; ZAT river; Quality indices; Urban pollution; Industrial pollution; PEGASE model; Wastewater treatment plant; Co-treatment.

ملخص

يشكل ضمان الحفاظ على البيئة المائية وإدارة مخاطر ندرة المياه بفعالية تحديات كبيرة، لا سيما في المناطق ذات القدرة المحدودة على التكيف. ومن المهم بشكل متزايد تعزيز شبكات الرصد الحالية وإنشاء نظم إنذار مبكر لتوقع اتجاهات جودة المياه في المستقبل. هذه التدابير ضرورية لتعزيز الاستخدام المستدام للموارد المائية في المغرب كدراسة حالة للأنهار منخفضة التدفق والمتقطعة. تركز الأطروحة على نهر ZAT وهدفها الرئيسي هو ترميط وتصنيف نهر ZAT بناءً على العوامل الطبيعية والبشرية، وتقييم تأثير الأنشطة البشرية. تستخدم الدراسة المؤشر المرجح والمؤشر الحيوي والأساليب الإحصائية لتقييم جودة المياه. بالإضافة إلى ذلك، تهدف الدراسة إلى تقييم تأثير التلوث الحضري والصناعي باستخدام القياسات الميدانية والمحاكاة الرياضية باستخدام نموذج PEGASE. وتحديد حمل الملوثات من كل مصدر تلوث يصل إلى النهر. وعلاوة على ذلك، تهدف الأطروحة إلى تقييم سيناريوهات المعالجة والمعالجة المشتركة لمختلف التصريفات لتلبية معايير جودة المياه باستخدام نموذج PEGASE.

تشير النتائج إلى إمكانية تقسيم نهر ZAT إلى أربع مسطحات مائية متميزة. في ظل الحد الأدنى من التأثير البشري أو خلال فترات التدفق العالي للنهر، تُظهر هذه المسطحات المائية جودة كيميائية موحدة. ومع ذلك، فإن زيادة التأثير البشري وانخفاض تدفقات النهر يؤديان إلى التباين، مما يشير إلى حالة غير مستقرة. تبرز الدراسة أن جودة المياه في النهر تظل ثابتة نسبياً على طول مجراه حتى الكيلومتر 64 في الشتاء والكمية 71.77 في الصيف، حيث يتم اكتشاف نوعية مياه رديئة. يمكن أن يعزى هذا الانخفاض إلى عوامل مختلفة، لا سيما تصريف مياه الصرف الصناعي المسؤولة عن 47% من حمولة التلوث COD. يتم تصريف هذه المياه العادمة الصناعية غير المعالجة في النهر خلال فترات الإنتاج (يناير-فبراير) وفترات توقف الإنتاج (مارس-مايو). تساهم الآثار المجتمعة لمياه الصرف الصحي الحضرية والصناعية، إلى جانب انخفاض تدفق المياه بسبب الري وإعادة تغذية المياه الجوفية، في حدوث تغيرات في جودة مياه النهر. وعلاوة على ذلك، أظهرت الأبحاث أن معالجة أنواع مختلفة من مياه الصرف الصحي معاً يعزز بشكل كبير من جودة المياه السطحية. وقد فشلت المعالجة الفردية لكل نوع من النفايات السائلة في تلبية حدود تركيز الطلب على الأكسجين الكيميائي المطلوبة للتصريف ($250 \text{ mgO}_2/\text{l}$) التي حددتها المعايير المغربية. كما أخفقت هذه الطريقة أيضاً في تحقيق حالة جودة المياه المطلوبة، مع هدف تركيز الطلب على الأكسجين الكيميائي المستهدف ($35 \text{ mgO}_2/\text{l}$) في نهر ZAT. وعلى النقيض من ذلك، نجحت المعالجة المشتركة التي تنطوي على مزيج من جميع النفايات السائلة و1.1% (v/v) من مياه الصرف الصحي لمطاحن الزيتون في الوصول إلى هدف تركيز الطلب على الأكسجين الكيميائي في عمود مياه نهر زات. بالإضافة إلى ذلك، استوفت المعالجة المشتركة مع 0.5% (v/v) من مياه الصرف الصحي لمطاحن الزيتون تركيزات الطلب على الأكسجين الكيميائي القياسية عند مخرج محطة المعالجة، بتركيز ($250 \text{ mgO}_2/\text{l}$) وامتثلت لحد تركيز الطلب على الأكسجين الكيميائي ($35 \text{ mgO}_2/\text{l}$) في النهر.

الكلمات الرئيسية: الترميط؛ التصنيف؛ المسطحات المائية؛ نهر ZAT؛ مؤشرات الجودة؛ التلوث الحضري؛ التلوث الصناعي؛ نموذج PEGASE؛ محطة معالجة مياه الصرف الصحي؛ المعالجة المشتركة.

Table des matières

Remerciements.....	2
Résumé.....	4
Abstract	6
Abstract	Erreur ! Signet non défini.
Table des matières.....	9
Liste des figures.....	13
Liste des tableaux	14
Liste des abréviations	15
Introduction Générale	16
Synthèse générale de la thèse.....	20
CHAPITRE I : Synthèse bibliographique	28
I. Gestion des ressources en eau dans un climat méditerranéen semi-aride	28
1. Ressources en eau dans un climat méditerranéen semi-aride	28
2. Qualité de l'eau dans un climat méditerranéen semi-aride.....	29
3. Ressources en eau au Maroc.....	30
4. Pollution au Maroc	31
5. Qualité de l'eau au Maroc	32
II. Typologie et classification de la qualité de l'eau des rivières intermittentes.....	34
1. Bassin versant en tant qu'unité de gestion	34
2. Masse d'eau en tant qu'unité de gestion	35
3. Indice de qualité comme outil de suivi de la qualité de l'eau	36
III. Modélisation de la qualité des eaux de surface	37
1. Histoire et l'application des modèles de qualité de l'eau.....	37
2. Approches de modélisation utilisées dans les études sur la qualité de l'eau	38
3. Critères de sélection d'un modèle approprié.....	39
4. Limites de la modélisation et facteurs déterminants de la performance du modèle	40
IV. Traitement et co-traitement les sources de pollution pour protéger les ressources de l'eau ..	41
1. Traitement des eaux usées domestiques	41
2. Traitement des eaux usées industrielles	42
3. Co-traitement de lixiviat des décharges.....	42
4. Co-traitement des eaux usées des moulins à huile d'olive	43
CHAPITRE II : Typologie et Classification de la Qualité de l'Eau dans une Rivière Intermittente dans un Climat Méditerranéen Semi-Aride.	46
I. Résumé (Français).....	46

II.	Abstract :	47
III.	Introduction	48
IV.	Materials and methods	51
1.	Study area	51
2.	Data collection and processing	53
3.	Water flow data	53
4.	Pollution sources	55
5.	Typology of River water bodies method:	56
6.	Monitoring of Water Quality method:	56
7.	Classification of River water bodies method:	57
8.	WI (weighted index) determination	57
9.	IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Group) calculation:	59
10.	Statistical analyses:	59
V.	Results:	60
1.	Identification of ZAT River water bodies	60
2.	Water Quality Monitoring	62
a.	Physicochemical monitoring of water quality.	62
b.	Biological monitoring of water quality.	65
3.	Statistical analyses:	68
VI.	Discussion	68
1.	River water body identification	69
2.	Physicochemical monitoring of water quality.	69
3.	Biological monitoring of water quality.	71
4.	Principal Component Analysis	72
5.	Relationship between Classification to Typology	73
VII.	Conclusions	75
VIII.	Conclusion (Français)	76
CHAPITRE III : Modélisation de l'Impact de la Pollution Urbaine et Industrielle sur la Qualité de l'Eau de Surface dans les Rivières Intermittentes dans un Climat Méditerranéen Semi-Aride.		78
I.	Résumé (Français)	78
II.	Abstract :	79
III.	Introduction	80
IV.	Materials and Methods	83
1.	Study Area	83
2.	Data Collection and Water Quality Monitoring	84

3.	Pollution Sources	87
4.	Modeling Approach	88
5.	Model Implementation.....	89
6.	Model Calibration	92
7.	Model Validation	95
8.	Scenario Analyses	96
V.	Results	97
1.	Model Calibration 15 June 2021.....	97
2.	Model Validation	99
a.	Validation in winter 19/01/2021	99
b.	Validation in spring 16 March 2021.....	100
c.	Validation in summer 01 June 2021	103
d.	Validation at point 9 at 71.77 km	105
3.	Scenario Analyses	107
4.	Dissolved Organic Carbon Balance under Two Scenarios.....	108
VI.	Discussion	111
1.	Performance of the Model	111
2.	Physicochemical Parameters	112
3.	Scenario Analysis	113
4.	Dissolved Organic Carbon Balance under Two Scenarios.....	115
VII.	Conclusions.....	117
VIII.	Conclusion (Français).....	118
CHAPITRE IV : Étude de l'Impact du Traitement et du Co-Traitement de Différents Types de Rejets sur l'Amélioration de la Qualité de l'Eau de Surface.		120
I.	Résumé (Français).....	120
II.	Abstract	121
III.	Introduction.....	122
IV.	Materials and methods	125
1.	Study area.....	125
2.	Data collection and Water Quality Monitoring	127
3.	Modeling Approach	128
4.	Scenario Analysis	128
V.	Results	130
1.	Assessment of Model Simulation Results.....	130
2.	Estimation of pollution sources and the performance of treatment	132

3.	Estimated performance of co-treatment of the mixture of all effluents in the same plant:	134
4.	Model Simulation of the impact of individual treatment of the different sources of pollution on water quality in the ZAT River.....	135
5.	Model Simulation of the impact of the co-treatment of the mixture of all source of pollution:	137
VI.	Discussion	139
1.	Model Performance and identification of contaminated area	139
2.	Analysis of pollution sources and the performance of treatment	140
3.	Analysis of the performance of cotreatment	142
4.	Assessment of Model Simulation of the treatment Results	143
5.	Assessment of Model Simulation of the cotreatment Results	144
VII.	Conclusions.....	145
VIII.	Conclusion (Français).....	146
	Conclusion Générale.....	148
	Perspectives.....	151
	Reference.....	152

Liste des figures

Figure 1:	Geographic location of the study stations (S1 to S9) in ZAT River, Morocco.....	52
Figure 2:	A workflow scheme of the methodology used in this study	53
Figure 3:	Flow measured in S7 in ZAT River, Morocco.....	54
Figure 4:	Results of river type classifications based on altitude, geochemical, ecoregion, in the ZAT watershed district.....	61
Figure 5:	Identified river water bodies in the ZAT river, according to the WFD	61
Figure 6:	Spatial and temporal evolution of the physicochemical quality of the ZAT river in winter, spring, and summer for each parameter (COD, NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻ , DO, polyphenol, water temperature, electrical conductivity, pH and the related water quality.	63
Figure 7:	Values of Weighted Index recorded at the ZAT sub-basin stations	64
Figure 8:	Values of the IBMWP index for the studied stations (S1 to S9), in Oued ZAT, Morocco during, wet (January 2021) and dry (June 2021) periods.....	67
Figure 9:	Principal component analysis (PCA) among 9 water quality parameters between January to June 2021 at 9 sites along the ZAT River, Morocco.	68
Figure 10:	Geographic location of the studied stations (S1 to S9) in ZAT River, Morocco.....	84
Figure 11:	A workflow scheme of the methodology used in this study.	86
Figure 12:	Preprocessing of geographical data with PEGASE.	91
Figure 13:	Longitudinal evolution of physicochemical parameters before calibration (blue line) and after calibration (green line) compared with the measured, value (black dots) along the ZAT River on 15 June 2021.	98
Figure 14:	Longitudinal evolution of physicochemical parameters along the ZAT River on 19 January 2021, with simulated value in blue line and measured value in black dots.	100
Figure 15:	Longitudinal evolution of physicochemical parameters along the ZAT River on 16 March 2021, simulated value (blue line), measured value (black dots).	102
Figure 16:	Longitudinal evolution of physicochemical parameters along the ZAT River on 1 June 2021, simulated value (blue line), measured value (black dots).	104
Figure 17:	Temporal evolution of physicochemical parameters along the ZAT River in point 9, at 71.77 km, simulated value (blue line), measured value (black dots).	106
Figure 18:	Temporal evolution of chemical oxygen demand parameters along the ZAT River at point 9, at 71.77 km, simulated value (blue line), measured value (black dots).	108
Figure 19:	First scenario (the oil mills discharged 100% of their daily wastewater into the river over two months in January and February).	109
Figure 20:	Final scenario (The oil mills discharged 10% of their daily wastewater in January and February, 50% in March, and 20% between April 1st and May 15th, with 0% discharge of wastewater from the oil mills between April 16th and June 31st).	110
Figure 21:	Geographic location of the studied stations (S1 to S9) in ZAT River, Morocco.....	126
Figure 22:	Temporal evolution of physicochemical parameters along the ZAT River in point 9, at 71.77 km, Before Calibration (blue), After Calibration (green), measured value (black dots)	131

Figure 23:	Results of ZAT River quality change modeling under different treatment scenarios ..	136
Figure 24:	Results of ZAT River quality change modeling under different cotreatment scenarios	138

Liste des tableaux

Table 1:	The mean (n=3) physicochemical properties of the discharged wastewater into the river surrounding. EU: urban wastewater, SW: Slaughter wastewater, OMW: olive mill wastewater LI ; landfill leachate	55
Table 2:	Criteria used to establish river types using System A in the two ecoregions of the River Basin District, according to Annex XI of the Water Framework Directive (2000/60/EC).....	56
Table 3:	Extract from the general grid of physicochemical and microbiological quality used for the classification of surface water in Morocco	58
Table 4:	Significance of IBMWP index values (Jáimez Cuéllar et al., 2004).....	59
Table 5:	Taxonomic richness of the study stations (S1 to S9) in Oued ZAT, during, wet (January 2021) and dry (June 2021) periods.....	66
Table 6:	Summary of data used in this study.	86
Table 7:	The mean (n = 3) physicochemical properties of the discharged wastewater into the river surrounding. EU: urban wastewater, SW: slaughter wastewater, OMW: olive mill wastewater, LI: landfill leachate.	87
Table 8:	The values of the soil leaching function for the different land uses.	93
Table 9:	Table of pollutant release scenarios for olive oil mills.....	96
:Table 10	volumes, organic load of each pollution source and the expected removal efficiency required by individual treatment plant of each effluent to reach the discharges in surface water standards	133
Table 11:	Results of the proposed co-treatment of mixture of all effluents with different percentage of oil mill wastewater in the mixture and the corresponding period required for the treatment of the total olive mill wastewater	134

Liste des abréviations

ACP : Analyse en composantes principales

CE/EC : Conductivité électrique (Electric Conductivity)

DCO/COD : Demande chimique en Oxygène (Chemical Oxygen Demand)

EU/UW : Eaux usées urbaines

IBMWP : Groupe de travail sur la surveillance biologique de la péninsule ibérique

IP/WI : Indice pondéré

LL : Lixiviat de décharge

MNT : Modèle numérique de terrain

NH₄⁺ : Ammonium

NO₂⁻ : Ion nitrite

NO₃⁻ : Ion nitrate

OD/DO : Oxygène dissous (Dissolved oxygen)

OMW : Eaux usées de moulins à olives

PBIAS : Pourcentage de biais

pH : Potentiel Hydrogène

PO₄³⁻ : Orthophosphate

PEGASE : Planification Et Gestion de l'Assainissement des Eaux

R² : Coefficient de détermination

RMSE : Erreur quadratique moyenne

SW : Eaux usées d'abattage

SWAT : Soil & Water Assessment Tool

T° : Température

WB : Masses d'eau

WFD : Directive-cadre sur l'eau

WASP: Water Quality Analysis Simulation Program

Introduction Générale

La préservation des ressources en eau du Maroc revêt une grande importance écologique, économique et politique, notamment suite à une période prolongée de sécheresses qui sévit dans le pays depuis six années consécutives, à partir de 2016 (A. Toreti et al., 2024). Cette situation place le Maroc face à une pression croissante sur ses réserves d'eau, menaçant ainsi leur qualité et leur durabilité. Des facteurs tels que la croissance démographique, l'urbanisation, le développement industriel et l'agriculture intensive ont contribué à cette tension sur les ressources en eau, en particulier les eaux de surface (Sehlaoui et al., 2020).

La protection des ressources en eau contre les rejets d'eaux usées non traitées provenant des zones urbaines et rurales et contre les rejets industriels constitue une préoccupation majeure (Nizar et al., 2022). Cette libération incontrôlée de polluants dans l'environnement, affectant notamment les eaux de surface et les eaux souterraines, a engendré des effets néfastes tels que l'eutrophisation, la contamination par des métaux lourds et la propagation des agents microbiologiques pathogènes. Les eaux usées issues des zones urbaines et rurales ainsi que des industries contribuent à la dégradation des ressources en eau (Nahli et al., 2022). La combinaison de la sécheresse et de l'augmentation de la pollution rend plus difficile la dilution et la dispersion des eaux usées dans les cours d'eau, ce qui se traduit par une pression accrue pour fournir une qualité d'eau adéquate pour l'agriculture, l'industrie et la consommation (Sehlaoui et al., 2020).

Le rejet d'eaux usées non traitées à la fois des centres urbains et ruraux, ainsi que le lixiviat des décharges non contrôlées, ont sérieusement compromis la qualité des ressources en eau, en particulier les eaux de surface (El Mouine et al., 2022). De plus, les rivières au Maroc sont confrontées à des défis de pollution provenant des eaux usées rejetées par les moulins à huile d'olive, les abattoirs et d'autres industries installées près des cours d'eau (El Mouine et al., 2022; Safaa et al., 2023). Dans l'ensemble, les pressions croissantes sur les ressources en eau au Maroc soulignent le besoin urgent de mesures efficaces de gestion de l'eau et de contrôle de la pollution (Sehlaoui et al., 2020).

La gestion intégrée et efficace des ressources en eau nécessite l'intégration de nombreux outils de surveillance et d'évaluation environnementale de l'eau, tels que la typologie des masses d'eau dans les rivières, la classification de la qualité des rivières, l'utilisation de paramètres biotiques et physico-chimiques pour le contrôle de la qualité, ainsi que l'analyse statistique (Kagalou and Leonardos, 2009). De plus, l'utilisation d'outils de modélisation est essentielle pour évaluer

l'impact des rejets de pollution sur la qualité des rivières et proposer des solutions de traitement adaptées à la taille des rivières, à celle des polluants, aux capacités financières et techniques des parties prenantes, ainsi qu'aux réglementations nécessaires pour améliorer la qualité de l'eau dans les rivières (Liangliang GAO, 2015).

La typologie et la classification des masses d'eau sont des concepts essentiels en hydrologie et en gestion des ressources en eau, jouant un rôle vital dans la compréhension et la gestion efficace des ressources en eau. La typologie des masses d'eau classe systématiquement les masses d'eau en fonction de leurs attributs naturels, tandis que la classification des masses d'eau les regroupe en fonction de critères ou d'objectifs spécifiques pour des raisons de gestion, de réglementation ou d'administration (Lyche Solheim et al., 2019). La Directive-cadre sur l'eau (DCE) de la Commission européenne en 2000 a obligé les États membres de l'UE à élaborer des typologies pour les rivières basées sur des variables environnementales ou des descripteurs permanents. Ces typologies servent de points de référence pour détecter les impacts anthropiques sur la qualité de l'eau et évaluer l'état écologique des rivières (Kagalou and Leonardos, 2009).

La classification consiste à classer les masses d'eau en fonction de leur qualité, à l'aide de grilles de qualité de l'eau qui définissent la qualité de l'eau d'excellente à très mauvaise. La classification de la qualité de l'eau au Maroc est basée sur l'indice pondéré (IP) (Mourhir et al., 2014). L'indice pondéré est fréquemment utilisé par les décideurs et les chercheurs et offrent une approche locale pour évaluer la qualité physico-chimique des eaux de surface au Maroc (Ben-Daoud et al., 2011; Mourhir et al., 2014; Qalmoun et al., 2022). En plus, dans de nombreux bassins de la région méditerranéenne, est utilisé aussi l'indice de l'Iberian Biological Monitoring Working Group (IBMWP) comme indice biotique pour classer la qualité de l'eau dans les rivières (Alvarez Troncoso et al., 2022; Arias-Real et al., 2022; Guellaf and Kettani, 2021; Nahli et al., 2022). Ces indices constituent une bonne ressource pour prendre des décisions judicieuses et évaluer la qualité relative de l'eau (Ren et al., 2020; Tripathi and Singal, 2019). De nombreuses études utilisent également des techniques statistiques comme l'analyse en composantes principales (ACP) pour obtenir des informations sur les paramètres chimiques les plus importants qui expliquent la diversité dans l'ensemble des données (Bella Atangana et al., 2023; Ustaoglu and Tepe, 2019).

L'évaluation de la dynamique de la pollution, ainsi que la détermination des sources de polluants et de la masse d'eau la plus menacée à l'échelle du bassin versant, est un problème complexe, car il implique une incertitude importante dans les variables spatio-temporelles (Fu et al., 2019).

Les méthodes conventionnelles de surveillance de la qualité des eaux de surface n'offrent pas une perspective globale de la dynamique de la pollution dans le temps et dans l'espace (Bai et al., 2022; Uddin et al., 2021). La modélisation nous permet de prévoir les résultats associés aux scénarios proposés par les décideurs (Wang et al., 2013). Les modèles de qualité des rivières se concentrent sur l'utilisation de différentes sources de données (administratives, satellites, enquêtes et mesures sur le terrain) pour créer un modèle qui reflète étroitement la réalité (Herrera et al., 2022).

Des modèles de qualité de l'eau ont été développés au cours des deux dernières décennies pour évaluer le transport des polluants et la qualité de l'eau dans les réseaux de drainage et hydrographiques (Ambrose et al., 2009). Des modèles intégrés de bassin versant ont été développés à différents niveaux de complexité pour relever ces défis et fournir des outils pour évaluer les lacunes en données et explorer les développements futurs. Les avancées en technologie informatique et la disponibilité des données spatiales ont facilité l'application de ces modèles (Deliège, 2013). Les modèles mathématiques sont cruciaux pour simuler la qualité de l'eau des rivières et la dynamique des polluants, offrant une meilleure compréhension des processus. Cela permet d'avoir un outil robuste pour une meilleure gestion intégrée des ressources en eau. La modélisation permet également aux décideurs d'anticiper les résultats associés aux scénarios proposés (Everbecq et al., 2019).

En Europe, la nécessité d'adapter les modèles pour comprendre le comportement des bassins versants à différentes résolutions spatiales a émergé à mesure que les parties prenantes se sont de plus en plus appuyées sur des outils de gestion prévisionnelle de l'eau (Mateus et al., 2018; Romano and Akhmouch, 2019). Par exemple, l'agence de l'eau Rhin-Meuse s'appuie sur le modèle PEGASE afin de prévoir la qualité des rivières (Grard et al., 2014). Le modèle PEGASE est également utilisé pour la recherche scientifique dans des bassins d'Europe et d'Afrique du Nord (Boukari et al., 2018; Deliège et al., 2010). Il a été appliqué avec succès dans les principaux bassins hydrographiques européens et a également été utilisé dans des recherches menées en Tunisie et aussi au Maroc (Bouriqi et al., 2024; Grard et al., 2021). PEGASE quantifie les impacts non linéaires sur les rivières et décrit les relations entre les bassins versants et les rivières (Everbecq et al., 2019). Il permet une simulation précise des grands et petits bassins versants, englobe les processus biogéochimiques et fournit une interface conviviale pour un fonctionnement indépendant (Deliège, 2013). PEGASE est déterministe, capturant la dynamique du système et les changements dans les processus biologiques à travers des équations cinétiques, et nécessite un ajustement ou une calibration minimale des paramètres. Il

s'agit d'un modèle flexible qui fait face à la rareté des données dans de nombreux pays africains (Boukari et al., 2018; Bouriqi et al., 2024).

Cette thèse se concentre sur la rivière ZAT au Maroc, servant d'étude de cas représentative pour les rivières à faible débit et intermittentes. Les principaux objectifs sont (i) de classer et de typifier la rivière ZAT en fonction de facteurs naturels et anthropiques, (ii) d'évaluer l'impact des activités humaines sur l'homogénéité de la qualité de la masse d'eau en utilisant différents indices d'évaluation de la qualité de l'eau. L'étude utilise l'indice pondéré marocain, l'indice de l'Iberian Biological Monitoring Working Group (IBMWP) et des méthodes statistiques telles que l'analyse en composantes principales (ACP) pour comprendre les paramètres déterminants dans l'évaluation de la qualité de l'eau. (iii) La thèse vise également à appliquer un modèle numérique, notamment le modèle PEGASE, à la rivière ZAT pour identifier les sources de pollution et comprendre les processus en jeu dans les zones fortement contaminées. (iv) Des scénarios de traitement individuel de chaque source de pollution et de co-traitement seront proposés, mettant l'accent sur le potentiel du co-traitement comme solution pratique pour améliorer la qualité de l'eau dans les régions affectées par la pollution au sein du bassin de la rivière de ZAT. Ce document est structuré en quatre chapitres. **Le premier chapitre** présente une revue de la littérature sur la gestion des ressources en eau dans un climat méditerranéen semi-aride, en mettant l'accent sur le contexte marocain. Il aborde également la typologie et la classification de la qualité de l'eau des rivières intermittentes, la modélisation de la qualité des eaux de surface en tant qu'outil pour une gestion intégrée des ressources en eau, ainsi que le traitement et le co-traitement des sources de pollution pour la préservation des ressources en eau. **Le deuxième chapitre** présente une typologie, une évaluation et une classification complètes de la qualité de l'eau dans la rivière ZAT en tant que rivière intermittente dans un climat méditerranéen semi-aride. **Le troisième chapitre** présente une modélisation de l'impact de la pollution urbaine et industrielle sur la qualité de l'eau de surface dans la rivière ZAT en utilisant le modèle PEGASE. **Le quatrième chapitre** examine l'impact du traitement et du co-traitement de différents types de rejets urbains et industriels, tels que les eaux usées urbaines, les eaux usées d'abattoirs, les lixiviats et les eaux usées de moulins à huile d'olive, sur l'amélioration de la qualité des eaux de surface de la rivière ZAT. Enfin, les principales **conclusions** de l'étude et les **perspectives** scientifiques qui en découlent sont présentées dans la conclusion du travail.

Synthèse générale de la thèse

Les ressources aquatiques de surface revêtent une importance cruciale tant du point de vue écologique qu'économique (A. Toreti et al., 2024). La typologie et la classification des rivières ainsi que le contrôle des différentes sources de pollution jouent un rôle significatif dans la gestion et la protection de ces ressources (Kagalou and Leonardos, 2009). La pollution de l'eau, résultant de l'industrialisation et de l'urbanisation, constitue un défi mondial majeur, accentué par les problèmes d'approvisionnement en eau dans la zone méditerranéenne en raison de la sécheresse et de la pollution (Sehlaoui et al., 2020). Les eaux usées non traitées, contenant des nutriments, des pathogènes et des produits chimiques, altèrent la qualité des eaux de surface (Nahli et al., 2022). Les petits cours d'eau méditerranéens, confrontés à des débits réduits, voient leur charge en polluants augmenter, notamment en raison des rejets des moulins à huile d'olive contenant des niveaux élevés de polyphénols (El Mouine et al., 2022; Safaa et al., 2023). Les défis techniques et économiques auxquels sont confrontés les traitements des eaux usées soulignent l'importance de choisir les méthodes de traitement en fonction du type de rejet, du niveau de qualité requis et des coûts associés. Au Maroc, la législation encadre le rejet des eaux usées pour préserver la qualité de l'eau des rivières, mais de nombreuses municipalités ne respectent pas ces règlements, entraînant une dégradation de la qualité des rivières (Delegated Ministry in charge of Water, 2014b). La mise en œuvre d'une approche de gestion intégrée des ressources en eau nécessite une compréhension approfondie des interactions entre ces ressources et leur environnement, ce qui peut s'avérer complexe dans les bassins partiellement jaugés ou non jaugés (Kagalou and Leonardos, 2009).

L'objectif de cette étude est de réaliser un bilan exhaustif d'une rivière intermittente (rivière de ZAT, Maroc) située dans un environnement méditerranéen partiellement surveillé, soumise à une contamination par des rejets urbains et industriels, en particulier ceux issus des installations de production d'huile d'olive. Pour mener à bien cette analyse approfondie, nous commençons par une segmentation de la rivière en différentes masses d'eau, conformément à l'approche de la typologie des rivières recommandée par la Directive-Cadre Européenne (Lyche Solheim et al., 2019). Chaque masse d'eau représente un segment de la rivière présentant des caractéristiques chimiques et biologiques homogènes dans des conditions naturelles ou avec une faible influence humaine. Ensuite, nous évaluons l'homogénéité au sein de ces masses d'eau. Nous procédons également à la classification de la rivière en fonction de sa qualité, en identifiant les contaminants industriels et urbains qui impactent son état. Un objectif supplémentaire est de quantifier le flux de polluants provenant de diverses sources vers la

rivière, en vue de proposer des solutions pour améliorer la qualité de l'eau. Cela inclut la mise en place d'une station de traitement pour chaque type de pollution, ou un co-traitement impliquant l'installation d'une seule station de traitement qui aborde à la fois les eaux usées urbaines avec un volume contrôlé des eaux usées industrielles. Ces solutions seront validées à l'aide du modèle mathématique PEGASE.

Pour répondre à ces objectifs de recherche, nous avons sélectionné le sous-bassin de ZAT, situé au centre du Maroc dans le bassin de TENSIFT, comme notre zone d'étude. Ce sous-bassin a été identifié dans les rapports du Ministère délégué chargé de l'Eau et de l'Agence du bassin hydraulique de TENSIFT comme zone présentant une mauvaise à très mauvaise qualité de l'eau en aval de la rivière (Delegated Ministry in charge of Water, 2014a). Le sous-bassin ZAT, caractérisée par un débit faible et intermittent, bénéficie d'un climat méditerranéen influencé par l'altitude. Le sous-bassin de ZAT s'étend sur un territoire de 921 km², avec un réseau hydrographique de 89 km et une station de surveillance située au kilomètre 62. Cette station indique un débit moyen de 3,33 m³/s et des précipitations de 255 mm /an (Benkirane et al., 2022). En aval du sous-bassin de ZAT, diverses sources de pollution urbaine et industrielle sont présentes, telles que les rejets de la ville de AIT OURIR, de l'abattoir public, de la décharge non contrôlée à proximité de la rivière, ainsi que les déchets des unités de production d'huile d'olive qui pourraient atteindre la rivière pendant la saison de production. De plus, on observe un fort prélèvement de l'eau en aval par les canaux de l'irrigation et l'infiltration, ce qui entraîne un débit inférieur à celui enregistré à la station de mesure (Bouriqi et al., 2024). Ceci conduit à une diminution de l'eau en aval, parfois jusqu'à son épuisement, avec des périodes de sécheresse allant de 1 à 4 mois selon l'année (Bouimouass et al., 2020).

La collecte de données a concerné la surveillance des conditions hydrométéorologiques, ainsi que des données sur les écorégions, la géologie, l'altitude et l'occupation du sol. De plus, des informations sur les activités humaines et les rejets ont été compilées pour l'évaluation des sources de pollution. Les données comprennent les localisations GPS, les volumes de déversement en (m³/j), les charges polluantes en (kg DCO/j), les équivalents habitants en (l/hab/j) et les concentrations de pollution en (mg/l). Ces données proviennent de l'Agence du bassin hydraulique de TENSIFT (période 2021) et de notre enquête sur le terrain réalisée en 2021.

En outre, au cours d'une période de six mois en 2021, une étude a été menée sur la rivière ZAT afin d'évaluer sa qualité chimique et biologique de neuf stations allant de l'amont à l'aval. Les mesures de l'oxygène dissous, de la température de l'eau, de la conductivité électrique et du pH

ont été prises à l'aide d'un appareil multi-paramètres (HANNA HI 9829, Roumanie). Les autres paramètres (demande chimique en oxygène, ortho-phosphates, ammonium, nitrates et polyphénols) ont été obtenus en laboratoire conformément aux normes AFNOR. L'échantillonnage des macro-invertébrés aquatiques a été réalisé entre janvier et juin 2021 sur les neuf sites le long de la rivière ZAT. Les macro-invertébrés ont été identifiés jusqu'au niveau de la famille selon les besoins pour le calcul de l'indice de qualité.

Afin d'adapter l'étude aux contraintes opérationnelles — notamment le calendrier de production des moulins à huile d'olive, la périodicité des campagnes de terrain, l'assèchement naturel de la rivière ZAT en décembre et à partir de juillet, ainsi que la durée maximale de suivi fixée à six mois — les périodes d'analyse ont été définies pragmatiquement comme suit : hiver (janvier-février), printemps (mars-avril-mai) et été (juin). Ce découpage, bien qu'écarté des dates astronomiques conventionnelles, reflète fidèlement les cycles hydrologiques et anthropiques pertinents pour l'étude.

Nous avons choisi de structurer notre thèse en trois chapitres. Le premier chapitre est consacré à la typologie et à la classification de la rivière ZAT, ainsi qu'à l'identification des sources de pollution affectant l'homogénéité physicochimique et biotique des masses d'eau. Dans ce chapitre, nous avons suivi une méthodologie structurée en plusieurs étapes. Tout d'abord, la typologie des masses d'eau a été établie en combinant des données altimétriques, géochimiques et climatiques, conformément aux recommandations de la Directive-Cadre Européenne (Lyche Solheim et al., 2019). L'identification des masses d'eau repose sur l'intersection de l'altitude, du climat et des typologies géologiques. Ensuite, la surveillance de la qualité de l'eau a été réalisée par des mesures sur le terrain et en laboratoire, suivant les normes AFNOR pour divers paramètres chimiques, ainsi que par l'échantillonnage et l'identification des macro-invertébrés aquatiques (Ben-Daoud et al., 2011; Mourhir et al., 2014; Qalmoun et al., 2022). En ce qui concerne la classification des masses d'eau, nous avons évalué la qualité de la rivière ZAT de l'amont à l'aval, en tenant compte des pressions anthropiques structurelles qui influencent la qualité des masses d'eau. Nous avons également déterminé l'indice WI (indice pondéré), qui, basé sur des indicateurs de pollution spécifiques, classe la qualité de l'eau de 0 (très mauvaise qualité) à 100 (excellente qualité), avec une pondération des paramètres selon les types de pollution. De plus, nous avons calculé l'IBMWP (Indice Biologique des Macro-invertébrés d'Eaux Douces), où les scores attribués aux familles de macro-invertébrés déterminent la valeur de cet indice pour chaque site (Nahli et al., 2022). Enfin, des analyses statistiques ont été réalisées, comprenant la moyenne et l'écart type pour mesurer la variabilité des échantillons,

ainsi qu'une analyse en composantes principales (PCA) pour évaluer les corrélations entre les paramètres physico-chimiques aux stations d'échantillonnage.

Le deuxième chapitre repose sur une combinaison de mesures sur le terrain et de simulations mathématiques utilisant le modèle PEGASE, dans le but d'évaluer les variations saisonnières de la qualité de l'eau, d'identifier les sources de pollution et de quantifier les flux de polluants provenant de différentes sources vers la rivière (Deliège et al., 2010). Dans ce chapitre, nous avons suivi une méthodologie structurée en plusieurs étapes. Tout d'abord, une approche de modélisation par le modèle PEGASE a été adoptée pour quantifier les relations entre la pression et l'impact dans la rivière de ZAT. Le modèle utilisé est un modèle fluvial unidimensionnel, basé sur des calculs physiques pour une représentation dynamique, intégrant des sources ponctuelles de nutriments provenant des rejets d'eaux usées (Everbecq et al., 2019; Grard et al., 2021). En ce qui concerne l'étalonnage du modèle, les paramètres ont été déterminés expérimentalement ou à partir de la revue de la littérature. L'étalonnage a consisté à ajuster les fonctions du sol et les normes de consommation quotidienne, tout en prenant en compte les prélèvements de l'eau par les canaux des irrigations en aval de la rivière et de l'infiltration de l'eau de la rivière vers les eaux souterraines. Les résultats obtenus ont été vérifiés en les comparant avec les valeurs mesurées pour les paramètres de qualité de l'eau. La validation du modèle s'est effectuée en utilisant les données de surveillance des campagnes hivernale, printanière et estivale. Des comparaisons ont été réalisées le long de la rivière ZAT afin d'évaluer l'évolution des paramètres spatiaux et temporels. Des paramètres statistiques tels que R^2 , RMSE et PBIAS ont été utilisés pour évaluer la performance des simulations du modèle PEGASE par rapport aux mesures sur le terrain. Pour les analyses de scénarios, différents scénarios ont été étudiés pour évaluer l'impact des rejets des usines d'huile d'olive sur la qualité de l'eau et l'estimation de la quantité de rejets des huileries qui arrive à la rivière et sa fréquence par une modélisation inverse.

Enfin, le troisième chapitre propose des solutions pour améliorer la qualité de l'eau à l'aide du modèle PEGASE. Cela inclut la simulation de la mise en place d'une station de traitement spécifique pour chaque type de pollution, ou un co-traitement par l'installation d'une station de traitement unique capable de gérer à la fois les eaux usées urbaines et un volume contrôlé d'eaux usées industrielles. Après la calibration, la validation, et l'identification de la quantité et de la fréquence des rejets des huileries arrivant à la rivière (chapitre 2), dans le chapitre 3 nous avons élaboré sept scénarios possibles de traitement et co-traitement. Ces scénarios visent à déterminer les moyens d'atteindre une concentration en DCO (demande chimique en oxygène)

des effluents conforme à la législation marocaine, soit une concentration de DCO inférieure à 250 mgO₂/l dans les rejets, et une concentration de DCO inférieure à 35 mgO₂/l dans la colonne d'eau de la rivière qui reçoit ces rejets, afin de garantir un bon état de qualité selon les normes marocaines pour les eaux de surface. Le scénario 1 (S1) correspond à un taux de purification de 0 %, sans traitement. Les scénarios suivants explorent des niveaux croissants d'efficacité de traitement : Traitement avec 35 % de performance (S2), Traitement avec 75 % de performance (S3), et Traitement avec 90 % de performance (S4). Les scénarios 5 à 7 (S5 à S7) examinent le co-traitement des sources de pollution à 90 % de performance, avec des variations de volume traité des rejets de l'industrie de l'huile d'olive par rapport au volume total traité dans la station de co-traitement. Le scénario S5 implique le co-traitement avec la présence de 1,6 % du volume des rejets d'huileries par rapport au volume total à traiter complètement sur 2 mois, le scénario S6 implique le co-traitement avec la présence de 1,1 % du volume des rejets d'huileries à traiter sur 3 mois, et le scénario S7 implique le co-traitement avec la présence de 0,5 % du volume des rejets d'huileries à traiter sur 6 mois. Ces scénarios permettent d'évaluer l'impact des différentes stratégies de traitement sur la qualité des eaux.

Le chapitre 1 a permis de dégager des résultats clés sur la typologie et la classification de la qualité de l'eau dans la rivière de ZAT. La segmentation de la rivière de ZAT en quatre masses d'eau distinctes a révélé une qualité chimique et biologique homogène en périodes de haut débit, mais une hétérogénéité marquée lors de faibles débits combinés à une influence anthropique accrue. D'après les résultats de l'analyse de la qualité physico-chimique et biologique, il a été observé que la masse d'eau 3 maintient une homogénéité de qualité de l'amont vers l'aval à travers les saisons d'hiver, de printemps et d'été. Cela suggère que la masse d'eau 3 conserve ses caractéristiques naturelles et que l'impact humain à cet endroit est limité. En revanche, pour la masse d'eau 4, une détérioration de la qualité de l'eau a été constatée, passant d'une qualité moyenne à mauvaise et très mauvaise. Ceci indique que la masse d'eau 4 perd de son homogénéité, ce qui suggère une forte influence anthropique à cet endroit. L'étude met ainsi en évidence le rôle significatif des activités humaines dans la dégradation de la qualité de l'eau, confirmant la nécessité d'intégrer les paramètres naturels et anthropiques pour une classification efficace des rivières, notamment celles à faible débit.

Les résultats soulignent également que les effets de la pollution urbaine et industrielle deviennent critiques à des débits inférieurs à 5,47 m³/s, tandis que des débits plus élevés atténuent l'impact des polluants. La variabilité saisonnière a été notable, les masses d'eau situées en amont présentent une meilleure qualité en été qu'en hiver, alors que celles en aval

sont particulièrement vulnérables aux rejets industriels et urbains, notamment durant les périodes de faible débit.

Enfin, l'analyse en composantes principales (PCA) a permis d'évaluer les corrélations entre divers paramètres physicochimiques, révélant une dégradation significative de la qualité de l'eau dans certaines stations où les concentrations de polluants sont les plus élevées. Ces résultats soulignent la complexité de la gestion de la qualité de l'eau dans des environnements semi-arides soumis à des pressions anthropiques et hydrologiques variables.

Dans le premier chapitre, nous avons constaté que la quatrième masse d'eau est la plus affectée par la pollution en raison des contaminants d'origine urbaine et industrielle présents dans la zone. Nous avons également observé que la qualité de la rivière ZAT, située dans la quatrième masse d'eau, varie de mauvaise à très mauvaise. Cependant, l'ampleur de l'impact de chaque source de pollution ainsi que la quantité de rejets des huileries se déversant dans la rivière et leur fréquence restent inconnues. Pour résoudre cette problématique, nous avons adopté une approche de modélisation en utilisant le modèle PEGASE dans le deuxième chapitre.

L'étude sur l'impact de la pollution urbaine et industrielle sur la qualité de l'eau de la rivière ZAT dans le deuxième chapitre a utilisé une approche combinant des mesures sur le terrain et des simulations mathématiques avec le modèle PEGASE. Les résultats montrent que la qualité de l'eau reste relativement stable jusqu'au kilomètre 64 en hiver et au kilomètre 71,77 en été, mais se dégrade significativement au-delà de ces points, principalement en raison des rejets d'eaux usées industrielles, notamment des usines d'huile d'olive. Ces huileries contribuent de manière variable à la pollution selon les périodes : elles rejettent 10 % de leur production journalière en janvier et février, 50 % en mars lorsque le débit est supérieur à 10 m³/s, et 20 % entre 1^{er} avril à 15 mai, avec une absence de rejets de huileries après cette période.

L'analyse a révélé que les eaux usées industrielles représentent 47 % de la charge polluante en DCO, tandis que la pollution urbaine contribue à un niveau significatif de 174 kg C/j. Malgré l'auto-purification partielle en amont, le flux total de polluants atteint 325 kg C/j, ce qui souligne l'insuffisance des mécanismes naturels pour contrer les apports anthropiques. Le modèle PEGASE a validé ces résultats avec des valeurs de corrélation statistique ($R^2 > 0,66$ et PBIAS < 16 %), capturant efficacement les variations spatiales et temporelles de la qualité de l'eau.

Les simulations et mesures ont également permis d'identifier des zones critiques de pollution, fournissant des informations clés sur les sources et leurs impacts. En réponse, l'étude

recommande des améliorations dans la gestion des eaux usées, comme l'installation de stations de traitement adaptées et la mise en œuvre de réglementations plus strictes pour les rejets industriels. Par ailleurs, pour préserver le débit écologique et réduire les impacts des polluants, elle propose de limiter les prélèvements d'eau agricoles en périodes de faible débit. Ces résultats soulignent la nécessité de stratégies globales de contrôle de la pollution pour protéger l'écosystème de la rivière ZAT.

Après avoir évalué la quantité de polluants provenant de chaque source dans le chapitre 2 et pris en compte la qualité de la rivière, qui présente une qualité allant de mauvaise à très mauvaise, dans le chapitre 3, nous avons développé des scénarios de traitement et de co-traitement. L'objectif initial était de traiter en priorité les rejets présentant une concentration inférieure à 250 mg/l de DCO, et de parvenir à une concentration inférieure à 35 mg/l de DCO dans la rivière afin d'assurer une bonne qualité tout au long de l'année.

L'étude sur l'amélioration de la qualité de l'eau de la rivière ZAT met en lumière des stratégies novatrices de traitement des eaux usées, notamment le co-traitement, pour répondre aux défis posés par la pollution urbaine et industrielle. Des scénarios de traitement ont été élaborés pour réduire les concentrations de DCO des rejets industriels et urbains. Parmi eux, un traitement individuel à 90 % d'efficacité a permis de limiter les concentrations de DCO en dessous de 250 mg/l pour la plupart des sources de pollution, sauf pour les huileries, dont les rejets demeurent trop élevés. Étant donné que le traitement individuel de chaque type de pollution ne permet pas de résoudre le problème des rejets des huileries, le co-traitement a été proposé comme solution optimale. Cette approche implique une seule station de traitement intégrée, prenant en charge les eaux usées urbaines et une fraction contrôlée des rejets industriels. Les résultats montrent qu'un co-traitement avec seulement 0,5 % de volume des rejets des huileries atteint l'objectif de 250 mg/l de DCO dans les rejets à émettre dans la rivière, respectant ainsi les normes marocaines pour les eaux réceptrices. Pour maintenir une bonne qualité tout au long de l'année en obtenant une concentration de DCO inférieure à 35 mg/l dans la rivière, il suffit d'effectuer un co-traitement pendant seulement 3 mois, avec un pourcentage de 1,1 % du volume des rejets des huileries pour atteindre cet objectif.

L'étude met également en évidence que le co-traitement est plus efficace que les traitements séparés, en offrant une conformité accrue aux réglementations. Elle souligne la nécessité de réglementations plus strictes et d'une gestion renforcée des eaux usées pour protéger les écosystèmes aquatiques. Ces conclusions démontrent l'importance d'adopter des approches intégrées pour atténuer la pollution et préserver la qualité des ressources en eau.

CHAPITRE I

CHAPITRE I : Synthèse bibliographique

I. Gestion des ressources en eau dans un climat méditerranéen semi-aride

1. Ressources en eau dans un climat méditerranéen semi-aride

Les ressources en eau des climats méditerranéens semi-arides sont fortement affectées par la variabilité climatique et les activités humaines. Des recherches indiquent que ces régions connaissent une baisse notable des ressources en eau de surface et en eaux souterraines. Des études révèlent une diminution de 40 % du débit des cours d'eau et une baisse spectaculaire du niveau des eaux souterraines en raison de sécheresses récurrentes et de pratiques de gestion de l'eau inefficaces dans le bassin de Tensift au Maroc (Bouimouass et al., 2020; Ouassanouan et al., 2022). De même, des études indiquent que les principaux fleuves espagnols ont connu des baisses de débit annuelles moyennes allant de 37 % à 59 % (del Campo et al., 2017). De nombreux cours d'eau dans les régions des climats méditerranéens semi-arides passent d'un débit permanent à un débit intermittent, de sorte qu'ils peuvent connaître des sécheresses et des pertes de débit pendant plusieurs mois de l'année. Les rivières intermittentes représentent plus de 50 % du réseau fluvial mondial. Ils sont particulièrement répandus dans les régions au climat méditerranéen semi-aride (Skoulikidis et al., 2017).

En outre, dans les climats méditerranéens semi-arides, la consommation d'eau est influencée par la croissance démographique, la demande agricole et le changement climatique. Sur les îles de la Mer Égée du Sud de Grèce, pendant la saison estivale touristique, les besoins en eau peuvent être cinq fois supérieurs à la normale (Stathi et al., 2023). Dans le bassin de Cheliff en Algérie, la demande en eau pourrait dépasser les ressources renouvelables d'ici 2050 (Elmeddahi et al., 2014). Les pratiques d'irrigation inefficaces, comme dans le district d'Algéri-Balaguer en Espagne, entraînent des pertes d'eau importantes par drainage, soulignant le besoin d'améliorations (Altés et al., 2023a).

Le changement climatique aggrave la situation avec des précipitations en baisse qui réduisent les ressources en eau en surface et en nappes phréatiques dans les zones méditerranéennes semi-arides (Stathi et al., 2023). Les régions arides et semi-arides, telles que le bassin méditerranéen, sont particulièrement vulnérables au stress hydrique (Petrovic et al., 2011). Les analyses des modèles climatiques mondiaux et régionaux prévoient un risque accru de sécheresse en Afrique du Nord, avec une diminution de la fréquence des précipitations (-10 à -20%) et une augmentation de l'intensité. Les températures devraient également augmenter de 2,5 à 4 °C d'ici la fin du XXI^e siècle (Schilling et al., 2020). Ces modifications dans les schémas de la

CHAPITRE I

précipitation et la température auront un impact sur le régime hydrologique et l'occurrence de sécheresses et d'inondations. Dans certaines régions, la capacité à s'adapter à de telles situations est limitée, ce qui rend nécessaire la réévaluation des stratégies de gestion pour assurer l'utilisation durable des ressources et préserver les écosystèmes existants (Grasso and Feola, 2012).

2. Qualité de l'eau dans un climat méditerranéen semi-aride

La qualité de l'eau dans les climats méditerranéens semi-arides est étroitement liée à un réseau complexe d'influences, allant des activités anthropiques aux fluctuations saisonnières et aux pratiques agricoles (Madyouni et al., 2023). L'équilibre délicat de ces facteurs façonne la qualité de l'eau dans ces régions, posant souvent des défis significatifs qui exigent une attention et des solutions proactives (Dorado-Guerra et al., 2023). La pollution diffuse et ponctuelle constitue les principaux défis qui exacerbent ces problèmes et sont les plus courants à gérer. Cela accroît les menaces pour l'environnement et le développement durable, notamment dans les pays ayant une capacité de gestion de l'eau insuffisante et des sources de pollution diffuse mal réglementées (Behmel et al., 2016).

Les activités anthropiques, incluant l'urbanisation, l'agriculture et l'industrialisation, se démarquent comme des coupables principaux derrière l'état compromis de la qualité de l'eau de surface dans les climats méditerranéens semi-arides. Les empreintes de l'intervention humaine sont évidentes sous forme de pollution, avec la contamination organique et la salinisation émergeant comme des problèmes prévalents (Benariba et al., 2022). Ces polluants s'infiltrent dans les cours d'eau, perturbant les écosystèmes et menaçant la biodiversité. Le barrage de Sikkak en Algérie sert d'exemple poignant, où les évaluations de la qualité de l'eau ont révélé une prévalence alarmante d'eau de qualité moyenne à médiocre, la pollution organique étant une préoccupation majeure (Benariba et al., 2022).

Les pratiques agricoles, en particulier la mise en œuvre généralisée de systèmes d'irrigation, ne sont pas restées non plus bénignes. En Espagne, l'afflux d'irrigation a déclenché une hausse préoccupante des concentrations de nitrates dans les eaux des rivières, mettant en lumière les répercussions néfastes du drainage agricole sur la qualité de l'eau (Altés et al., 2023b). Ce changement souligne l'interaction complexe entre les activités humaines et les répercussions environnementales, mettant en évidence le besoin urgent de pratiques durables et d'une surveillance vigilante pour protéger les ressources en eau (Grasso and Feola, 2012).

CHAPITRE I

La recherche révèle un contraste marqué dans les paramètres de qualité de l'eau à travers les saisons, l'hiver présentant des niveaux élevés de nitrates et d'oxygène par rapport aux lectures relativement modérées de l'été (Dorado-Guerra et al., 2023). Ces fluctuations vont au-delà des simples chiffres, catalysant des changements dans les niveaux de nutriments et les processus biologiques qui se propagent à travers l'écosystème, influençant le métabolisme global et la stabilité (Béjaoui et al., 2022).

3. Ressources en eau au Maroc

Le Maroc est situé dans la région de l'Afrique du Nord et bénéficie d'un climat méditerranéen semi-aride. Le Maroc dispose d'une ressource en eau annuelle de 22 milliards de mètres cubes, dont 80 % provient des eaux de surface (Et-Touile, 2023). Néanmoins, la région est tristement célèbre pour ses ressources en eau rares et surexploitées, avec une disponibilité annuelle moyenne de 700 m³ par habitant (Sahoo, n.d.). Le Maroc connaît différents niveaux de précipitations annuelles moyennes dans ses régions. La région nord reçoit la plus grande quantité de pluie, dépassant les 800 mm, tandis que la région centrale reçoit entre 400 et 600 mm. En revanche, la région sud connaît des précipitations minimales, avec moins de 50 mm en moyenne. Plus précisément, plus de la moitié des ressources en eau du pays proviennent de seulement quatre bassins versants de nord (Loukkos, Tangérois et Côtiers méditerranéens) et le Sebou, qui représentent à peine 7,1 % de la superficie du pays, les rendant susceptibles à diverses limitations naturelles ou anthropiques (Delegated Ministry in charge of Water, 2014a; Mohamed, 2013). Au Maroc, environ 139 barrages importants retiennent plus de 10 milliards de mètres cubes d'eau annuellement, utilisant une fraction du potentiel disponible de 13,5 milliards de mètres cubes par an (Ait Kadi and Ziyad, 2018; El assaoui et al., 2021). En raison des schémas de précipitations et de l'état des bassins versants, il y a une forte occurrence d'écoulements et d'érosion des sols sur une vaste zone. Les sédiments en suspension sont une préoccupation majeure dans les bassins du Maroc, entraînant une réduction rapide de la capacité de stockage et de la durée de vie des réservoirs (El assaoui et al., 2021). Le Maroc est confronté de plus en plus à un défi difficile qui consiste à répondre à la demande et aux besoins sectoriels croissants tout en protégeant de manière quantitative et qualitative les ressources. Les tendances observées et le changement climatique attendu suscitent des inquiétudes quant à une augmentation des vulnérabilités des ressources du pays, en particulier des ressources en eau (Attar et al., 2022). En fait, le Maroc est l'un des pays les plus vulnérables de la région méditerranéenne face au changement climatique. La tendance générale des précipitations moyennes devrait diminuer (-10 % à -30 % en 2050 par rapport à la période de référence de

CHAPITRE I

1960-2005). Une augmentation de 1°C à 1,5°C est prévue d'ici 2050 (El assaoui et al., 2021; Filahi et al., 2017).

Les ressources en eau du Maroc sont soumises à un stress important en raison du changement climatique, des sécheresses prolongées et de la demande agricole croissante. Des études indiquent que le niveau des eaux souterraines est en baisse, le Moyen Atlas tabulaire enregistrant des baisses de plus de 45 mètres dans certaines zones en raison de l'évolution des pratiques agricoles et de la variabilité climatique (El-Bouhali, et al., 2024). Le bassin de Fès-Meknès fait face à une surexploitation, ce qui nécessite une évaluation de la vulnérabilité pour gérer efficacement la pénurie d'eau (El Garouani et al., 2024). Dans le bassin du Ziz, les projections climatiques suggèrent une diminution de 30 % des précipitations d'ici 2100, aggravant la pénurie d'eau (Ben Salem et al., 2023). À l'échelle nationale, le rendement en eau devrait diminuer de 23 % à 51 % d'ici 2080, avec des pertes économiques pouvant atteindre 8,5 milliards de dollars américains (Perez Cutillas and Salhi, 2024). En outre, le bassin du Souss a connu une réduction spectaculaire des débits entrants dans les barrages, ce qui met en évidence le besoin urgent de stratégies de gestion durable de l'eau pour répondre à ces défis (Attar et al., 2024).

4. Pollution au Maroc

La pollution de l'eau au Maroc est principalement due à une combinaison de rejets d'eaux usées industrielles, agricoles et urbaines. L'industrialisation et l'urbanisation rapides, en particulier dans des villes comme Casablanca, ont entraîné une contamination importante des masses d'eau locales (Nahli et al., 2022).

Les rejets domestiques et industriels au Maroc génèrent environ 400 000 tonnes de matières oxydables. Les eaux usées urbaines ont considérablement augmenté, passant de 48 à 506,2 Mm³/an entre 1960 et 2012, avec 61% déversés directement dans l'océan et 39% déversés dans le réseau hydrographique ou directement dans le sol. Plus de 60% des eaux usées sont localisées dans les bassins du Bouregreg, du Sebou et du Loukkos. Les projections indiquent une augmentation à 741 Mm³/an d'ici 2030. Les eaux usées rurales atteignent environ 500 000 m³/j à 2012, déversées directement ou acheminées vers dans la nature (Delegated Ministry in charge of Water, 2014a).

Le secteur industriel, avec plus de 8000 unités de production, concentrés dans les bassins du Bouregreg, du Sebou, de l'Oum Er Rbia et du Loukkos. La pollution organique et métallique est prédominante, notamment dans l'agroalimentaire, le textile et la chimie. Les rejets

CHAPITRE I

industriels atteignent plus de 964 millions de m³/an, avec 97% émanant des industries chimiques et parachimiques. Plus de 50 % des établissements industriels se trouvent dans l'axe Casablanca – Kenitra (Delegated Ministry in charge of Water, 2014a).

La gestion des déchets, avec une production annuelle de 6,80 MT de déchets ménagers, souffre de lacunes en collecte et traitement. Le secteur industriel génère plus de 1,2 million de tonnes par an, dont 289 385 T sont des déchets dangereux. Environ 8% de ces déchets sont collectés, le reste étant déposé dans des sites non contrôlés. Les déchets médicaux représentent 21 mille tonnes/an, dont 28% sont dangereux. Près de 25% des décharges sont localisées dans les lits ou en bordure des cours d'eau et 15% sont situées dans des zones géologiques où les nappes d'eau souterraine sont vulnérables à la pollution (Delegated Ministry in charge of Water, 2014a).

La pollution agricole, due à l'utilisation d'engrais et de pesticides, génère environ 720 000 tonnes d'engrais et 15 000 tonnes de pesticides appliqués annuellement. Les importations de pesticides ont considérablement augmenté, atteignant près de 14 700 et 17 600 tonnes entre 2005 et 2009 (Delegated Ministry in charge of Water, 2014a).

5. Qualité de l'eau au Maroc

La qualité de l'eau au Maroc est une question critique qui découle d'une interaction complexe de facteurs, allant des sources de pollution telles que les effluents domestiques et industriels, les ruissellements agricoles, aux fluctuations saisonnières. Au Maroc, la qualité de l'eau est surveillée par 744 stations, dont 174 stations dédiées à la surveillance des eaux de surface, réparties dans 9 bassins hydrographiques. Selon les rapports officiels de 2012, près d'un tiers (29 %) des stations de surveillance de la qualité de l'eau au Maroc ont signalé des niveaux de qualité allant de mauvais à très mauvais. Par exemple, dans le bassin du Tensift, qui abrite 37 stations de surveillance des eaux de surface, 34 % de ces stations ont enregistré des niveaux de qualité allant de mauvais à très mauvais (Delegated Ministry in charge of Water, 2014a). La recherche universitaire contribue également à la surveillance de la qualité de l'eau, et de nombreuses études ont conduit à la détérioration de la qualité de l'eau dans les rivières, les puits, les barrages et les canaux de transport d'eau. Par exemple, le bassin du Sebou, qui représente 30 % des ressources en eau du Maroc, est un exemple frappant de dégradation de l'environnement. Il se caractérise par des niveaux élevés de pollution organique et bactérienne, entraînant une mauvaise qualité de l'eau en plusieurs points du fleuve, en particulier en aval et dans les zones proches des grandes villes telles que Fès, Meknès et Kénitra (El Garouani et al., 2024; Nizar et al., 2022; Sanae et al., 2024). De même, les réservoirs souterrains de Taza City

CHAPITRE I

dressent un tableau préoccupant avec un taux de contamination microbienne ahurissant de 100%, associé à des écarts dans la composition chimique qui ne respectent pas les normes nationales, comme l'ont souligné l'étude (Ben Abbou et al., 2024).

En outre, en raison des activités minières, de l'érosion des sols et d'autres sources de pollution telles que les eaux usées urbaines, les engrais et les bateaux de pêche, la rivière Moulouya, dans l'est du Maroc, présente des niveaux élevés de métaux lourds, tant dans son cours d'eau supérieur que dans son estuaire (Basraoui et al., 2024; Mimouni et al., 2024).

En se dirigeant vers les régions côtières le long de l'Atlantique, les opérations industrielles représentent une menace significative en introduisant des nutriments excessifs dans les écosystèmes aquatiques. Ce phénomène de sur-enrichissement en éléments nutritifs perturbe non seulement le bien-être écologique de ces zones, mais introduit également des variations dans les profils de santé parmi les différentes stations de surveillance (Achtak et al., 2024). Les défis de la qualité de l'eau s'étendent jusqu'à la rivière Srou, où les impacts des ruissellements agricoles et des rejets d'eaux usées sont évidents. Malgré des poches de qualité d'eau relativement bonne, la pollution globale est importante dans cet écosystème (Roumayssae et al., 2024).

De plus, la gravité de la situation est exacerbée par une multitude d'activités anthropiques et de phénomènes naturels affectant à la fois les réservoirs d'eau de surface et souterrains à travers le Maroc. Les investigations révèlent que les masses d'eau comme ceux du bassin versant de l'Oued Laou sont significativement souillés par les effets délétères des pratiques agricoles et des rejets d'eaux usées non traitées (Azhari et al., 2023; Boumalkha et al., 2022).

En approfondissant l'examen des réserves d'eau souterraine dans des régions comme Ghiss-Nekkor et l'aquifère de Kert révèle une réalité déconcertante où un nombre substantiel d'échantillons ne répondent pas aux normes de sécurité pour l'eau potable. L'infiltration d'eau de mer et la pollution découlant de l'urbanisation rapide émergent comme les principaux coupables de cette dégradation, les valeurs de l'Indice de Qualité de l'Eau dressant un tableau sombre pour une partie significative des sites échantillonnés (El Yousfi et al., 2023; Gueddari et al., 2022). De plus, les répercussions de la détérioration de la qualité de l'eau se répercutent sur l'ensemble de l'écosystème et se manifestent par une diminution de la diversité des poissons dans les rivières, rappelant de manière poignante le tribut écologique imposé par la pollution (Hassan Abba et al., 2023). La convergence des niveaux croissants de pollution et le spectre de la pénurie d'eau posent des défis redoutables pour une gestion efficace des ressources en eau au

CHAPITRE I

Maroc, nécessitant des stratégies urgentes et globales pour sauvegarder cette ressource inestimable pour les générations futures.

II. Typologie et classification de la qualité de l'eau des rivières intermittentes

1. Bassin versant en tant qu'unité de gestion

Un bassin versant est une unité essentielle pour les études hydrologiques, définie comme une entité topographique et hydrologique où l'eau pénètre par les précipitations et s'écoule vers une seule sortie, guidée par les pentes et les systèmes naturels de drainage (Samaras, 2023). La forme, la position, la couverture végétale et la géologie du bassin versant jouent un rôle crucial dans la compréhension du cycle de l'eau (Brooks et al., 2015). Les bassins versants présentent des réponses diverses aux événements pluvieux, influencées par des facteurs tels que la durée, l'intensité, la distribution spatiale, l'état hydrologique initial, la topographie, les réservoirs, le réseau hydrographique et les activités agricoles (Singh, 1997).

Au sein d'un bassin versant, diverses interactions physiques, chimiques et biologiques se produisent entre ses différents éléments, en faisant une entité intégrative pour l'étude du transfert des matières vers la sortie. La composition de l'eau subit des variations spatiales et temporelles en fonction des surfaces traversées et des conditions rencontrées. La capacité intégrative du bassin versant permet une caractérisation holistique de la qualité de l'eau et du fonctionnement des écosystèmes aquatiques (Akhtar et al., 2021).

La complexité de l'environnement du bassin versant découle des interactions de ses éléments. Les zones humides présentes dans le bassin versant agissent comme des tampons de pollution et facilitent les processus d'autoépuration (Zhao et al., 2022). Les structures de stockage hydraulique telles que les barrages et les lacs en bord de colline sont souvent construites pour faire face à la variabilité des ressources en eau, en particulier dans les régions à faible disponibilité en eau et sujettes aux sécheresses et aux inondations (Erol and Randhir, 2012).

Reconnaissant l'importance des bassins versants, ils sont devenus un principe fondamental du développement durable et ont été utilisés dans la gestion des ressources en eau (Savenije and Van der Zaag, 2008). Des structures organisationnelles telles que les agences de bassin en France et les autorités régionales de l'eau en Angleterre ont été créées pour gérer les bassins versants. La Directive cadre européenne a introduit le concept de districts hydrographiques en 2000, promouvant une gestion intégrée des bassins versants. Cette approche facilite une meilleure compréhension et un meilleur contrôle des problèmes de pollution de l'eau, en tenant compte des dynamiques entre les zones amont et aval. Elle implique la consultation des

CHAPITRE I

scientifiques, des décideurs en matière d'eau et des parties prenantes pour aborder les problèmes de pollution diffuse en agriculture et maintenir les équilibres écologiques. De plus, elle vise à s'adapter aux changements mondiaux et à répondre aux diverses demandes d'utilisation de l'eau (Allan et al., 2006).

L'introduction du concept de gestion des bassins versants reconnaît l'importance de définir des objectifs de qualité de l'eau, d'établir des limites d'émission et de promouvoir les meilleures pratiques pour prévenir, contrôler et réduire la pollution de l'eau. Cette approche met l'accent sur l'importance des efforts collaboratifs entre les différents acteurs pour protéger les ressources en eau (Hering et al., 2010).

2. Masse d'eau en tant qu'unité de gestion

Une masse d'eau fait référence à une section homogène d'un cours d'eau et sert d'unité spatiale pour évaluer l'état environnemental et chimique de l'eau en Europe. Le concept de typologie des rivières, introduit il y a plusieurs décennies, a gagné en importance en limnologie et en écologie des eaux douces (Wetzel, 2000). Malgré la nature dynamique et variable des rivières, les écologistes ont proposé l'idée de sections isolées qui sont distribuées de manière cohérente le long de la longueur de la rivière (Lyche Solheim et al., 2019). Au début du XXe siècle, Léger a exploré la capacité biogène des rivières en considérant le potentiel de production de poissons en fonction des types de rivières et des coefficients (Maisse and Baglinière, 1999). Dans les années 1920 et 1930, Hesse et Thienemann ont ensuite établi le zonage piscicole, classant les rivières en zones salmonicoles et cyprinicoles (Statzner et al., 2001). Huet a proposé la "règle de pente" en 1947, liant les populations de poissons aux pentes et aux largeurs des rivières, bien que cette observation n'ait pas pris en compte des facteurs tels que la température et la minéralisation et se limitait à la zone d'étude de Huet (Huet, 1954).

En 1963, Illies et Botosaneanu ont été les pionniers de la biotypologie en tenant compte des zones d'écoulement et en étudiant toutes les espèces, en particulier le macrobenthos. Ils ont utilisé une terminologie topographique, et chaque confluence d'importance égale a entraîné un changement de type et de regroupement faunistique (Humpesch and Fesl, 2005). Le principe du doublement des débits aux confluences, connu sous le nom d'ordre des cours d'eau ou de la gamme de Strahler, a été développé précédemment par Horton en 1945 (Kumar et al., 2020). En 1973, Vernaux a étendu le travail d'Illies mais a noté son applicabilité limitée à toutes les régions, définissant une biotypologie basée sur des facteurs physico-chimiques en Franche-Comté (Depiereux et al., 1983).

CHAPITRE I

La Directive cadre sur l'eau (DCE) émise par la Commission européenne en 2000 a mandaté les États membres de l'UE pour établir des typologies de rivières en utilisant des variables environnementales ou des descripteurs permanents, avec des plages prédéfinies ou peu définies pour chaque descripteur (Kagalou and Leonardos, 2009). Ces descripteurs devraient représenter des conditions naturelles telles que l'altitude, la taille, la géologie du bassin et des composants abiotiques tels que les nutriments, la transparence, l'oxygène, l'écoulement et la structure de la zone riveraine (Ferreira et al., 2006; Lyche Solheim et al., 2019). Ces conditions naturelles, appelées conditions de référence, sont définies comme étant minimalement altérées par l'activité humaine (Munné and Prat, 2004; Thorp et al., 2006). Les types de masses d'eau sont définis comme des sections de rivières présentant des conditions homogènes en termes de type, d'état et de pressions humaines (Dodkins et al., 2005; Heasley et al., 2019; Reyjol et al., 2014). L'état écologique des rivières est évalué en comparant les écarts par rapport aux conditions de référence spécifiques à chaque type de masse d'eau (Schourup-Kristensen et al., 2021).

3. Indice de qualité comme outil de suivi de la qualité de l'eau

L'indice de qualité de l'eau (IQE) est un outil de surveillance utilisé pour évaluer et suivre la qualité de l'eau en fonction de plusieurs paramètres. Il a été largement reconnu comme un outil important pour la surveillance de la qualité de l'eau, Il existe des indices de qualité bactériologique et physicochimique et aussi des indices biotiques comme les indices de macroinvertébrés, l'indice biologique diatomées et l'indice de qualité végétale des bandes riveraines. En général, les indicateurs de qualité bactériologique et physico-chimique sont ceux utilisés officiellement par les agences de bassins versants pour la surveillance de la qualité de l'eau, tandis que les autres indicateurs biotiques sont souvent employés dans la recherche scientifique et dans le domaine de la conservation de la biodiversité, plutôt que dans le contrôle de la qualité de l'eau. Horton a développé le premier modèle d'IQE dans les années 1960, incorporant 10 paramètres physico-chimique significatifs de qualité de l'eau applicables à la plupart des masses d'eau (Uddin et al., 2021). Brown a ensuite amélioré le modèle avec le NSF-IQE, impliquant un panel de 142 experts en qualité de l'eau pour la sélection et la pondération des paramètres (Abbasi and Abbasi, 2012). Plusieurs autres modèles d'IQE ont été dérivés du NSF-IQE, y compris le SRDD-IQE, l'indice Bascaron, l'indice House et l'indice Dalmatian (Štambuk-Giljanović, 2003). Plus de 35 modèles d'IQE ont été introduits dans le monde entier pour évaluer la qualité de l'eau de surface, avec environ 82 % des applications axées sur la qualité de l'eau des rivières (Uddin et al., 2021). Au Maroc, la qualité de l'eau est évaluée par

CHAPITRE I

l'indice pondéré (IP) qui est défini par la législation sur l'eau (Bulletin officiel n° 5062 du 5 décembre 2002) (Mourhir et al., 2014).

Généralement, la détermination des données sur la qualité de l'eau implique plusieurs étapes, notamment la conversion des concentrations en sous-indices sans dimension et l'attribution de valeurs spécifiques à chaque paramètre. Des facteurs de pondération sont établis pour tenir compte de l'influence de chaque paramètre sur la qualité de l'eau. Ces sous-indices et facteurs de pondération sont combinés pour générer une valeur d'indice de qualité de l'eau. L'indice pondéré (IP) utilisé au Maroc évalue la qualité de l'eau en transformant les concentrations mesurées de plusieurs paramètres physico-chimiques et bactériologiques en une échelle de niveaux allant de 0 (très mauvaise qualité) à 100 (excellente qualité). Les différentes formes de pollution, telles que les matières phosphorées (PT, PO_4^{3-}), les matières organiques et oxydables (DCO, DBO_5 , NH_4^+ , NTK, OD), sont prises en compte en fonction de leur impact sur les habitats aquatiques. L'indice de chaque paramètre (WI) est calculé en pondérant sa concentration pour classer la qualité sur une échelle allant de très mauvaise à excellente. La valeur limite moyenne pondérée des paramètres définit l'indice d'ajustement. Des valeurs seuils sont fixées pour chaque classe de qualité afin de s'assurer que les paramètres ne dépassent pas les limites spécifiées. La qualité globale est déterminée par l'indice d'altération le plus faible (Mourhir et al., 2014). Cependant, il est important de noter que l'indice introduit de l'incertitude et peut donner des résultats différents en raison de la nature subjective de l'attribution des poids aux paramètres (Uddin et al., 2022).

III. Modélisation de la qualité des eaux de surface

1. Histoire et l'application des modèles de qualité de l'eau

Les modèles de qualité de l'eau ont été développés et ont évolué sur plusieurs décennies. Initialement, Le premier modèle empirique développé par Streeter et Phelps (1925) se concentre sur le bilan en oxygène et les taux de dégradation pour la demande biologique en oxygène. Avec le temps, les modèles ont évolué vers des systèmes plus complexes intégrant les cycles des nutriments, du phytoplancton et du zooplancton (Liangliang GAO, 2015). Le modèle de qualité de l'eau QUAL a été développé dans les années 1970 et 1980, en tenant compte des taux de croissance biologique, des éléments nutritifs, du rayonnement solaire, de la température, et des taux de croissance du phytoplancton et du zooplancton. Les modèles sont devenus plus sophistiqués après 1975, incorporant davantage de variables, des approches bidimensionnelles et tridimensionnelles, de l'hydrodynamique, des influences sédimentaires, et des méthodes

CHAPITRE I

d'optimisation pour les paramètres ajustables (Ambrose et al., 2009). Ces modèles sont devenus plus mécanistes, tenant compte des variations spatiales et temporelles ainsi que des sources ponctuelles et diffuses. Ils ont été appliqués à différents types de masses d'eau tels que les rivières, les réservoirs et les lacs. Récemment, les modèles de qualité de l'eau ont été intégrés aux modèles de bassin versant pour prendre en compte des conditions environnementales complexes. Des exemples de tels modèles incluent PEGASE, MIKE et WASP (Burigato Costa et al., 2019; Delière et al., 2010). Différents modèles ont été développés pour les systèmes de bassins versants et les systèmes lotiques. Les modèles de bassin versant incluent WASP, MIKE 11, et SWAT, tandis que les modèles de systèmes lotiques incluent PEGASE, QUAL2E, et RIVE (Burigato Costa et al., 2019; Delière et al., 2010).

La directive-cadre sur l'eau (DCE), émise par la Commission européenne en 2000, a demandé aux États membres de l'UE de développer des techniques de surveillance et d'évaluation de la pureté de l'eau, en vue d'améliorer la qualité des rivières. L'adaptation des modèles pour comprendre le comportement des bassins versants à différentes échelles spatiales est devenue nécessaire, car les acteurs concernés ont de plus en plus recours à des solutions de gestion prédictive de l'eau. En effet, de nombreuses agences de bassin en Europe, comme l'agence de l'eau Rhin-Meuse, utilisent le modèle PEGASE pour prévoir la qualité des rivières (Grard et al., 2021).

2. Approches de modélisation utilisées dans les études sur la qualité de l'eau

Un modèle représente un système physique et ses processus explicatifs, simplifiant sa dynamique pour un objectif spécifique. Il utilise des équations mathématiques pour décrire le comportement du système, en considérant les échelles spatiales et temporelles pertinentes (Devia et al., 2015). La modélisation aide à identifier les processus et facteurs influents, à tester des hypothèses et à reconstruire des événements historiques (Keller et al., 2023). Dans les modèles de qualité de l'eau, les éléments clés incluent l'environnement physique, l'hydrodynamique, et le transfert et les transformations des constituants liés aux processus physiques, chimiques, biologiques et sédimentaires (Wang et al., 2013). Les entrées du modèle sont des variables indépendantes présentées sous forme de séries temporelles et spatiales, décrivant les facteurs influençant la qualité de l'eau dans le système fluvial tels que les facteurs météorologiques, les apports tels que la pollution diffuse ou ponctuelle, et les prélèvements tels que l'extraction d'eau pour l'irrigation ou recharge de la nappe. Ces données d'entrée sont introduites dans des processus en fonction de la nature du modèle (déterministe ou stochastique), pour être transformées en variables de sortie (résultats de simulation) qui donnent

CHAPITRE I

des estimations de la concentration de polluants et de la qualité de l'eau dans la rivière, qui peuvent être comparées aux valeurs observées sur le terrain afin d'estimer les écarts de calcul (Deliège, 2013). Cette transformation dépend de la composition du modèle, incluant la représentation de l'environnement physique (géométrie et subdivision) et des processus pertinents (Burigato Costa et al., 2019). Pour un objectif de modélisation spécifique, des conditions initiales et aux limites sont spécifiées, tenant compte des interactions avec l'environnement. Le modèle est calibré pour garantir que ses sorties reproduisent les données observées et atteignent les fonctions objectives définies (Deliège et al., 2010). Pendant la calibration, les paramètres du modèle sont ajustés en comparant la correspondance entre la réalité et les sorties du modèle en utilisant un critère de performance (Boukari et al., 2018; Everbecq et al., 2019). La capacité prédictive du modèle est évaluée en le comparant à un jeu de données séparé, ce qui permet de s'assurer qu'il est capable de générer des résultats conformes à la réalité, malgré les variations spatiales et temporelles non stationnaire (Sharma and Kansal, 2013).

3. Critères de sélection d'un modèle approprié

Le choix du type de modèle est critique et dépend de plusieurs facteurs. Il est principalement dicté par l'objectif de l'étude et équilibre la complexité souhaitée de la structure du modèle avec les données disponibles et les ressources informatiques. Les besoins en données jouent un rôle crucial dans la sélection du modèle, car le type et la quantité de données nécessaires peuvent affecter l'implémentation, calibration et validation du modèle. La collecte de données suffisantes peut être laborieuse et chronophage. La représentation du système et le niveau souhaité de discrétisation spatiale et temporelle sont également des considérations importantes à prendre en compte lors du choix d'un modèle. Le modèle sélectionné doit être assez sophistiqué pour répondre aux questions de l'utilisateur et à la complexité du problème, que ce soit à des fins administratives, de gestion ou de recherche (Deliège, 2013).

La prise en compte des processus physiques, chimiques et biologiques, ainsi que des équations mathématiques et statistiques qui les décrivent, a un impact sur le choix du modèle. Cependant, la complexité du modèle ne garantit pas nécessairement de meilleures performances. Il est généralement recommandé d'opter pour le modèle le plus simple avec un petit nombre de paramètres à calibrer, en particulier pour les gestionnaires des ressources en eau. Dans le cadre de la recherche scientifique, il est toutefois possible de travailler avec des modèles plus complexes lorsque cela s'avère nécessaire. Tous les modèles disponibles ne représentent pas toutes les variables de qualité de l'eau, il convient donc de prendre en compte la nature et la

CHAPITRE I

qualité des résultats attendus lors du processus de sélection. De plus, il est important de noter que certains modèles nécessitent une licence d'utilisation, ce qui implique des ressources financières pour y accéder (Liangliang GAO, 2015). En résumé, le choix d'un modèle approprié dépend de facteurs tels que l'objectif de l'étude, la disponibilité des données, les ressources informatiques, la représentation du système, le niveau de complexité souhaité et les résultats attendus (Fu et al., 2020).

4. Limites de la modélisation et facteurs déterminants de la performance du modèle

La modélisation de la qualité des eaux de surface est confrontée à plusieurs limites, principalement dues à la disponibilité et à la qualité des données sur la zone d'étude et de la complexité de la dynamique des polluants dans divers environnements. Par exemple, les modèles s'appuient souvent sur des observations discrètes dans le temps et dans l'espace provenant de stations de surveillance et/ou de mesures, ce qui peut conduire à des évaluations incomplètes de la qualité de l'eau (Jones et al., 2023). En outre, l'identification des principales sources de pollution et de leur distribution spatiale est cruciale pour améliorer les prévisions des modèles et comprendre les tendances de la qualité de l'eau au fil du temps (Jones et al., 2023).

La modélisation de la qualité des eaux de surface présente diverses limites et facteurs déterminants qui impactent ses performances (Tavares et al., 2020). En ce qui concerne les limites, la disponibilité d'un historique complet d'une base de données de qualité d'eau est souvent une restriction en raison de la rareté et de l'incohérence des observations des stations de surveillance, ce qui peut créer des lacunes affectant la précision du modèle (L. Wu et al., 2024). En ce qui concerne les facteurs déterminants de la performance du modèle, la structure du modèle, la représentation de l'hydrodynamique, ainsi que les équations et les formalismes qui représentent les processus biogéochimiques, jouent un rôle crucial. De plus, la méthodologie de la calibration, la validation sont des éléments essentiels pour garantir la précision et la fiabilité des prédictions du modèle. (Cameron et al., 2022). De même, la qualité des entrées est fondamentale, la précision des résultats du modèle est directement corrélée à la qualité des données d'entrée, comprenant les données géographiques, les données météorologiques, les données sur les sources de pollution et les données de mesure de la qualité de l'eau. Des ensembles de données détaillés et de haute qualité améliorent significativement les performances des modèles (X. Wu et al., 2024).

CHAPITRE I

IV. Traitement et co-traitement les sources de pollution pour protéger les ressources de l'eau

1. Traitement des eaux usées domestiques

Le traitement des eaux usées domestiques vise à éliminer les contaminants présents dans les eaux usées provenant des maisons, des immeubles résidentiels et d'autres structures domestiques. Ce processus est essentiel pour prévenir la contamination de l'environnement et protéger la santé publique (Tella et al., 2025). Le traitement des eaux usées domestiques comprend plusieurs étapes essentielles. Tout d'abord, le prétraitement consiste à éliminer les grosses particules telles que les débris, le sable et les graisses à l'aide de grilles et de décanteurs pour protéger les équipements de traitement (Riffat and Husnain, 2022). Ensuite, les eaux usées subissent un traitement primaire en utilisant des méthodes physico-chimiques comme la sédimentation, la flottation et la coagulation-floculation pour éliminer les matières en suspension et organiques dégradables (Tella et al., 2025). Ensuite l'eau usée passe au traitement secondaire qui se focalise sur l'élimination des composés organiques solubles en favorisant la croissance bactérienne pour dégrader la matière organique et capturer les matières en suspension restantes, recréant des écosystèmes simplifiés pour accélérer la dégradation des polluants, imitant ainsi les processus naturels de purification de l'eau. Les systèmes de traitement des eaux usées se divisent en différentes catégories en fonction de leur approche et de leur complexité. Les systèmes extensifs à biomasse libre exploitent des processus naturels et des plantes aquatiques pour purifier l'eau, sans nécessiter de supports de culture spécifiques comme les stations de lagunage (Calabrò et al., 2024). En revanche, les systèmes extensifs à biomasse fixée utilisent des supports tels que des roches pour favoriser la croissance des bactéries bénéfiques comme les stations du filtre planté (Zhao et al., 2020). Les systèmes intensifs à biomasse libre nécessitent une surveillance humaine plus poussée et des technologies avancées pour traiter des charges polluantes plus élevées comme les stations de boues activées (El Moussaoui et al., 2022), tandis que les systèmes intensifs à biomasse fixée exigent une gestion attentive et des conditions contrôlées pour assurer une purification efficace, les rendant adaptés aux zones où l'espace est limité, mais où une purification avancée est indispensable comme les stations de biodisque ou lit bactérien (Ferchichi et al., 1994). Enfin, le traitement tertiaire, plus avancé, peut inclure des étapes comme la filtration, la désinfection, la dénitrification et/ou la déphosphatation pour assurer que l'eau traitée respecte les normes environnementales avant d'être rejetée ou réutilisée (Koul et al., 2022). Ces systèmes ne se contentent pas de traiter les eaux usées pour préserver la qualité de l'eau et l'environnement,

CHAPITRE I

mais favorisent parfois aussi la conservation de l'eau en permettant une utilisation secondaire de l'eau traitée, contribuant ainsi à la gestion durable des ressources en eau (Kesari et al., 2021). Par exemple, les usines de production de phosphate au Maroc incorporent les eaux usées traitées de Khouribga et d'autres villes dans leurs processus de lavage du phosphate, tandis que des villes comme Rabat et Marrakech réutilisent ces eaux usées pour irriguer leurs espaces verts.

2. Traitement des eaux usées industrielles

Le traitement des eaux usées industrielles est un processus essentiel visant à réduire l'impact environnemental des polluants provenant de diverses industries. Le traitement des eaux usées industrielles implique une série de procédés avancés conçus pour réduire efficacement les polluants et recycler l'eau (van Lier and Lettinga, 1999). Les techniques comprennent des réactions d'oxydoréduction, des traitements biologiques (anaérobies, anoxiques et aérobies) et des méthodes de filtration avancées telles que l'ultrafiltration et la nanofiltration, qui améliorent la qualité de l'eau traitée et réduisent les niveaux de demande chimique en oxygène (DCO). De plus, des méthodes telles que la précipitation, le traitement électrolytique et l'utilisation de dioxyde de chlore combinés à l'oxydation de l'ozone améliorent la biodégradabilité des eaux usées. Les systèmes spécialement conçus pour l'élimination des métaux lourds, tels que le plomb et le zinc, utilisent des techniques de floculation et d'adsorption par coagulants pour garantir un traitement efficace (Sasidhar et al., 2024). Dans l'ensemble, ces technologies répondent non seulement aux préoccupations environnementales, mais favorisent également le recyclage de l'eau et la durabilité dans les opérations industrielles (Kesari et al., 2021). Néanmoins, le traitement des eaux industrielles reste coûteux pour certains exploitants d'usines et nécessite parfois l'utilisation de technologies avancées. En conséquence, de nombreux pays sont confrontés à des situations où une proportion importante des eaux usées industrielles est rejetée dans l'environnement sans aucun traitement (El Mouine et al., 2022; Safaa et al., 2023).

3. Co-traitement de lixiviat des décharges

La gestion des déchets solides implique généralement l'enfouissement, environ 45 % des déchets étant éliminés dans des décharges à l'échelle mondiale. Les principales préoccupations associées aux décharges sont les émissions de gaz à effet de serre, en particulier le méthane, et la pollution potentielle des eaux de surface et des eaux souterraines due au lixiviat. Le lixiviat se forme lorsque l'eau de pluie traverse des tas de déchets, dissolvant divers composés organiques et inorganiques et créant des eaux usées complexes. Pour atténuer son impact négatif sur les sources d'eau, le lixiviat doit être collecté et traité. La biodégradabilité des polluants

CHAPITRE I

dans le lixiviat diminue avec le temps à mesure que les décharges vieillissent (Kamal et al., 2022; Mishra et al., 2023; Siddiqi et al., 2022).

Le choix des processus de traitement appropriés pour le lixiviat dépend de facteurs tels que ses caractéristiques, son rapport coût-efficacité, sa complexité, la disponibilité de la technologie et la formation des opérateurs. Les méthodes de traitement sur site et hors site, y compris les processus biologiques, physico-chimiques, d'oxydation avancée et par membrane, ont été largement examinées. Les méthodes de traitement conventionnelles deviennent moins efficaces à mesure que les caractéristiques du lixiviat changent au fil du temps, nécessitant des processus avancés supplémentaires pour éliminer les composés réfractaires et toxiques. L'urbanisation rapide exerce également une pression supplémentaire sur les systèmes de gestion du lixiviat, en particulier dans les pays à forte croissance démographique (Benaddi et al., 2022a).

Le co-traitement du lixiviat et des eaux usées municipales dans les stations d'épuration publiques (STEP) est une approche courante. Selon la capacité de la STEP et la composition du lixiviat, il est possible de traiter partiellement le lixiviat en le mélangeant avec des eaux usées domestiques. Le co-traitement améliore la biodégradabilité biologique du lixiviat, dilue les polluants et équilibre la composition des nutriments. Il réduit également l'investissement initial en utilisant les systèmes existants de collecte et de traitement des eaux usées. Cependant, le co-traitement augmente les charges polluantes et pose des défis pour respecter les normes de rejet. Différents pays appliquent des degrés variés de co-traitement, certaines décharges déversant le lixiviat sans prétraitement, tandis que d'autres le traitent partiellement avant une évacuation hors site ou le transport vers des STEP. La durabilité du co-traitement du lixiviat est remise en question en raison des normes de rejet de plus en plus strictes, des difficultés de conformité et des coûts opérationnels (Bolyard et al., 2019; Dereli et al., 2020). Des réacteurs à boues activées en batch ont été utilisés pour co-traiter le lixiviat de décharge et les eaux usées domestiques, avec des ratios de lixiviat allant de 5 % à 20 %. Les lixiviats contenaient une fraction de DCO non biodégradable d'au moins 20 %. Dépasser un ratio de lixiviat de 20 % du total des eaux usées ou 50 % de la DCO initiale affectait négativement le co-traitement. Les niveaux initiaux d'azote total Kjeldahl (NTK) et d'ammoniaque libre ont été identifiés comme des facteurs influençant l'achèvement de la nitrification (Brennan et al., 2017; Çeçen and Çakıroğlu, 2001).

4. Co-traitement des eaux usées des moulins à huile d'olive

La production d'huile d'olive dans les pays méditerranéens a des implications environnementales significatives. Les processus d'extraction consomment de grandes quantités

CHAPITRE I

d'eau et génèrent d'importants volumes de déchets de moulins à huile d'olive (OMW) pendant la saison de production. Ces eaux usées de moulin à huile d'olive (OMWW) sont généralement stockées dans des bassins ou rejetées sans traitement, ce qui cause de graves problèmes dans l'environnement récepteur. La complexité et la présence de composés toxiques, les fortes teneurs en matière organique et en salinité de l'OMWW limitent l'efficacité des diverses techniques généralement efficaces pour le traitement des eaux usées urbaines (Ahmali et al., 2020; Khdair and Abu-Rumman, 2017).

L'établissement d'installations de traitement des déchets pour les sous-produits des moulins à huile d'olive pose des défis en raison de leurs charges organiques élevées, de leur fonctionnement saisonnier, de leur dispersion et de leurs coûts élevés, en particulier pour les petites et moyennes entreprises. Diverses méthodes de traitement ont été explorées, y compris des approches physiques, chimiques, physico-chimiques et biologiques. Les méthodes physiques et physico-chimiques manquent de durabilité, tandis que les méthodes biologiques sont efficaces mais présentent des taux de dégradation lents. Le traitement biologique implique l'utilisation de microorganismes pour la dégradation via la digestion anaérobie, la dégradation aérobie, le compostage et la biofiltration. Le traitement chimique utilise des coagulants, des floculants, de la chaux et des procédés d'oxydation avancée. Les méthodes de traitement physiques se concentrent sur la séparation par filtration, sédimentation, centrifugation et membranes (Khdair and Abu-Rumman, 2020).

Le traitement de l'OMWW semble ne pas être réalisable en utilisant un seul processus physique, chimique ou biologique, et donc des processus combinés sont nécessaires pour obtenir des résultats satisfaisants dans l'élimination de la matière organique et des composés toxiques de l'OMWW. Bien que présentant de bonnes performances pour éliminer les polluants sévères de l'OMWW, la plupart des technologies étudiées n'ont pas encore été mises en œuvre à l'échelle industrielle en raison du coût élevé et de la production de boues et de sous-produits toxiques (Mandi and Ouazzani, 2022).

Le choix de la méthode de traitement dépend des caractéristiques des eaux usées, des ressources, des réglementations et de l'échelle de production. Les producteurs à petite échelle peuvent opter pour des méthodes plus simples, tandis que les installations plus grandes investissent dans des systèmes avancés. L'OMWW traité peut potentiellement être réutilisé pour l'irrigation après traitement et conformité aux réglementations. La gestion et le traitement de l'OMWW restent des défis cruciaux dans l'industrie de l'huile d'olive, avec des recherches en

CHAPITRE I

cours visant à développer des méthodes durables et efficaces pour réduire les impacts environnementaux (Khdair and Abu-Rumman, 2020).

Par conséquent, plusieurs études se sont concentrées sur l'approche de co-traitement, qui consiste à combiner les eaux usées des moulins à huile avec les eaux usées urbaines. Ces recherches ont montré qu'une méthode de traitement combiné avec un taux de dilution de 1 % (v/v) ou moins traite efficacement les eaux usées des moulins à huile tout en préservant l'efficacité opérationnelle des stations d'épuration (el ghadraoui et al., 2021; Elmansour et al., 2022; Mandi and Ouazzani, 2022). Dans une recherche antérieure, un système de traitement des eaux utilisant des boues activées a été initialement alimenté avec des eaux usées urbaines et 1 % (v/v) d'OMWW. Les conclusions de cette étude ont mis en évidence une croissance satisfaisante de la biomasse et une activité microbienne élevée. Une élimination à 90 %, 92 %, 59 % et 93 % respectivement pour la COD, les polyphénols totaux, le phosphate (PO_4^{3-}) et l'ammonium (NH_4^+) a été constatée (Elmansour et al., 2022).

CHAPITRE II

CHAPITRE II : Typologie et Classification de la Qualité de l'Eau dans une Rivière Intermittente dans un Climat Méditerranéen Semi-Aride.

Ce chapitre présente l'article qui a été publié le 19/03/2024 dans la revue Journal of Environmental Monitoring and Assessment (Bouriqi et al, 2024).

I. Résumé (Français)

La typologie et la classification des rivières sont des concepts très importants dans le domaine de la limnologie et de l'écologie des eaux douces. La typologie des masses d'eau classe méthodiquement les masses d'eau en fonction de leurs attributs naturels, tandis que la classification des masses d'eau les regroupe en fonction de critères ou d'objectifs spécifiques pour des raisons de gestion, de réglementation ou d'administration. Ces deux concepts jouent un rôle important dans la compréhension et la gestion efficace des ressources en eau. Ce chapitre se concentre sur la rivière ZAT au Maroc en tant que référence pour l'étude des rivières à faible débit et intermittentes. L'objectif est de développer une approche précise pour la typologie et la classification des petites rivières à faible débit en classes homogènes basées sur des facteurs naturels et anthropogéniques. L'étude examine également l'impact des activités humaines sur l'altération de l'homogénéité et de la nature de référence de la masse d'eau. La typologie des masses d'eau est réalisée selon la méthodologie européenne spécifiée dans la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) de la Commission européenne en 2000. La classification des masses d'eau est réalisée en évaluant leur qualité chimique et biologique à l'aide de l'indice pondéré (IP), de l'indice du groupe de travail sur la surveillance biologique ibérique (IBMWP) et de méthodes statistiques multivariées telles que l'analyse des composantes principales (ACP) pour confirmer l'évaluation de la qualité de l'eau. Les résultats indiquent la possibilité de diviser le bassin en quatre masses d'eau. Les masses d'eau présentent une homogénéité en termes de qualité chimique lorsque l'influence humaine est minimale ou pendant les périodes de débit élevé de la rivière. Cependant, l'augmentation de l'influence humaine et la diminution du débit des rivières entraînent une hétérogénéité de la qualité chimique dans la masse d'eau. Cette étude est la première du genre dans les rivières intermittentes arides et semi-arides, où une telle approche pourrait être suggérée pour déterminer leur typologie et leur classification.

CHAPITRE II

II. Abstract :

The typology and classification of rivers are highly relevant concepts in the field of limnology and freshwater ecology. Water body typology systematically categorizes water bodies based on their natural attributes, while water body classification groups them based on specific criteria or purposes for management, regulatory, or administrative reasons. Both concepts play important roles in understanding and managing water resources effectively. This scientific article focuses on the ZAT River in Morocco as a model for studying low-flow and intermittent rivers. The objective is to develop an accurate model for the typology and classification of small, low-flow rivers into homogeneous classes based on natural and anthropogenic factors. The study also investigates the impact of human activities on altering the uniformity and reference nature of the water body. The typology of water bodies is carried out according to the European methodology specified in The European Commission's Water Framework Directive (WFD) in 2000. The classification of water bodies is conducted by assessing their chemical and biological quality using the weighted index (WI), the Iberian Biological Monitoring Working Group (IBMWP) index, and multivariate statistical methods such as Principal Component Analysis (PCA) for confirming water quality assessment. The results indicate the possibility of dividing the basin into four water bodies. Water bodies show homogeneity in terms of chemical quality when human influence is minimal or during periods of high river flow. However, increased human influence and decreased river flows lead to heterogeneity in chemical quality, indicating an unstable state. This study is the first of its kind in arid and semi-arid intermittent rivers, where such an approach could be suggested to determine their typology and classification.

Keywords Water body; Water quality · Quality indexes; Intermittent rivers · Arid climate

CHAPITRE II

III. Introduction

Due to their ecological and economic interests, surface aquatic resources are among the most investigated ecosystems (Brierley, 2020). Surface Water is crucial for both human and animal life as well as the smooth operation of many economic sectors (Julien, 2006). Several decades ago, the typology of rivers became a highly relevant concept in the field of limnology and freshwater ecology (Wetzel, 2000). Despite rivers being open and continuously changing systems with high temporal and spatial variability, river ecologists proposed the concept of isolated sections that are predictably distributed along the length of a river (Lyche Solheim et al., 2019). Water body typology and water body classification are two distinct concepts in the field of hydrology and water resource management. Water body typology systematically categorizes water bodies based on their natural attributes, while water body classification groups them based on specific criteria or purposes for management, regulatory, or administrative reasons. Both concepts play important roles in understanding and managing water resources effectively (Kagalou and Leonardos, 2009).

Typology for rivers, as mandated by the European Commission's Water Framework Directive (WFD) in 2000, involves the creation of classifications by EU Member States. These classifications incorporate environmental variables or permanent descriptors, with predefined or more loosely defined ranges for each descriptor (as per Annex II of the WFD, system A or B respectively) (Kagalou and Leonardos, 2009). These descriptors should represent natural conditions, such as altitude, size, basin geology and supporting abiotic components such as nutrients, transparency, oxygen, flow and riparian zone structure (Ferreira et al., 2006; Lyche Solheim et al., 2019). These natural conditions are called the reference conditions and are defined as unaltered or minimally altered by human activity (Munné and Prat, 2004; Thorp et al., 2006). A water body type can be defined as a collection of lakes or rivers that share similar natural ecological conditions, encompassing factors such as geo-morphological, hydrological, physico-chemical, and biological characteristics. Essentially, a water body type represents a consistent entity with minimal natural environmental variations, which serves as a reference point for detecting human-induced impacts (Dodkins et al., 2005; Heasley et al., 2019; Reyjol et al., 2014). The ecological status of rivers is assessed by comparing deviations from the reference conditions specific to each water body type (Schourup-Kristensen et al., 2021).

The typology employed in Europe for water body delineation primarily relies on natural parameters and has demonstrated effectiveness in rivers characterized by significant and consistent flows. However, in regions with small, low-flowing, and intermittently present rivers

CHAPITRE II

in Mediterranean climates, the European typology incorporates additional criteria, notably considering river discharge. Within this context, three primary categories are established for non-perennial streams based on the annual comparison between observed and expected dry months: 'intermittent' (water present for more than 8 months), 'ephemeral' (water present for less than 8 months), and 'episodic' (water only present following intense precipitation events) (Skoulikidis et al., 2017).

In addition, due to anthropogenic pressure and low river flows, rivers are rapidly undergoing eutrophication processes, which have a considerable negative impact on the quality of water resources, especially for surface waters (Mustapha, 2008). Due to population growth, urbanization, industrial development and the rise of intensive agriculture in the countries under semi-arid environments, known for their slow-flowing rivers, water resources are coming under increasing pressure (Sehlaoui et al., 2020). Furthermore, in most such countries, wastewater from most urban, rural centers and industrial units are generally discharged into the receiving ecological systems, with or without prior treatment, resulting in water pollution by organic, nutrients, heavy metals and pathogens.

Typology of rivers in such arid environment, is currently lacking an official framework. However, due to repeated years of drought and the increasing decrease in rivers flow, the need for adapted methodology for river classification remains crucial. Most European countries rely solely on natural parameters to distinguish different water bodies in a river (Lyche Solheim et al., 2019). But in countries with arid and semi-arid climates, the water flow of rivers is intermittent and the questions that could arise is how much this European approach is suitable to be applied in this type of low flux context. The anthropogenic impact could be also considered much structural on watershed basin composition.

Classification techniques, based on the Weighted Index (WI) is frequently employed by policymakers and researchers, and offer a local approach to assess the chemical quality of surface water in Morocco (Ben-Daoud et al., 2011; Mourhir et al., 2014; Qalmoun et al., 2022). In numerous basins in the Mediterranean region, the Iberian Biological Monitoring Working Group index (IBMWP) is also utilized (Alvarez Troncoso et al., 2022; Arias-Real et al., 2022; Guellaf and Kettani, 2021; Nahli et al., 2022). These indices are a good resource for making wise decisions and evaluating the relative quality of water (Ren et al., 2020; Tripathi and Singal, 2019). Numerous studies also use statistical techniques like principal component analysis (PCA) in addition to chemical and biological indicators (Olsen et al., 2012) to obtain

CHAPITRE II

information about the most important chemical parameters that together explain the diversity in the data set (Ustaoglu and Tepe, 2019).

This study is focused on the ZAT River (Morocco) as a model for a low-flow and intermittent river. The objective is i) to apply an accurate model for the typology and classification evaluation of small, low-flow rivers into homogeneous classes based both on the natural and anthropogenic impact factors and ii) studying the anthropogenic impact on the homogeneity of the identified water body based on their physico-chemical and biological water quality. The multivariate statistical methods was used also to confirm water quality assessment.

CHAPITRE II

IV. Materials and methods

1. Study area

The ZAT basin is one of the sub-basins of the Tensift watershed (figure 1). This basin extends from the Atlas Mountains to the Atlantic Ocean in central Morocco, with an area of 20450 km² (Benkirane et al., 2022). The sub-basin of ZAT is characterized by an area of 921 km² (Boudhar et al., 2010). The dominance of the Mediterranean climate is highly influenced by altitude (Benkirane et al., 2022). It is also characterized by an altitude of 3911 meters upstream in the southern part of the basin and an altitude of 430 meters downstream in its northern part. With an average slope of 19% in the upper part to 0.88% in the lower part (Chehbouni et al., 2008). The ZAT basin is characterized by the predominance of igneous rocks downstream, Triassic rocks in the middle to the bottom and the presence of sedimentary rocks downstream (Bouaida et al., 2021). The ZAT sub-basin is drained by an 89 km-long main river (Benkirane et al., 2022). It contains a one flow monitoring station at kilometer 62 on the main river. This station recorded an average precipitation of 255 mm and an average discharge of 3.33 m³/s (Benkirane et al., 2020). The downstream of the ZAT river is characterized by high water depletion due to irrigation canals and groundwater recharge (Bouimouass et al., 2020), as well as recording an annual average of 1600 mm.yr⁻¹ as evaporation rate (Er-Raki et al., 2010). The ZAT River exhibits characteristics of an intermittent river, with water flow ceasing after kilometer 62 during the summer months, particularly in months 7, 8, and 9. In certain years, extended periods of drought may even occur in months 10 and 11, as observed in the year 2020 (Figure 3). The basin is characterized by the concentration of urban and industrial pollution downstream of the river, with the presence of some agricultural activities (Figure 1).

CHAPITRE II

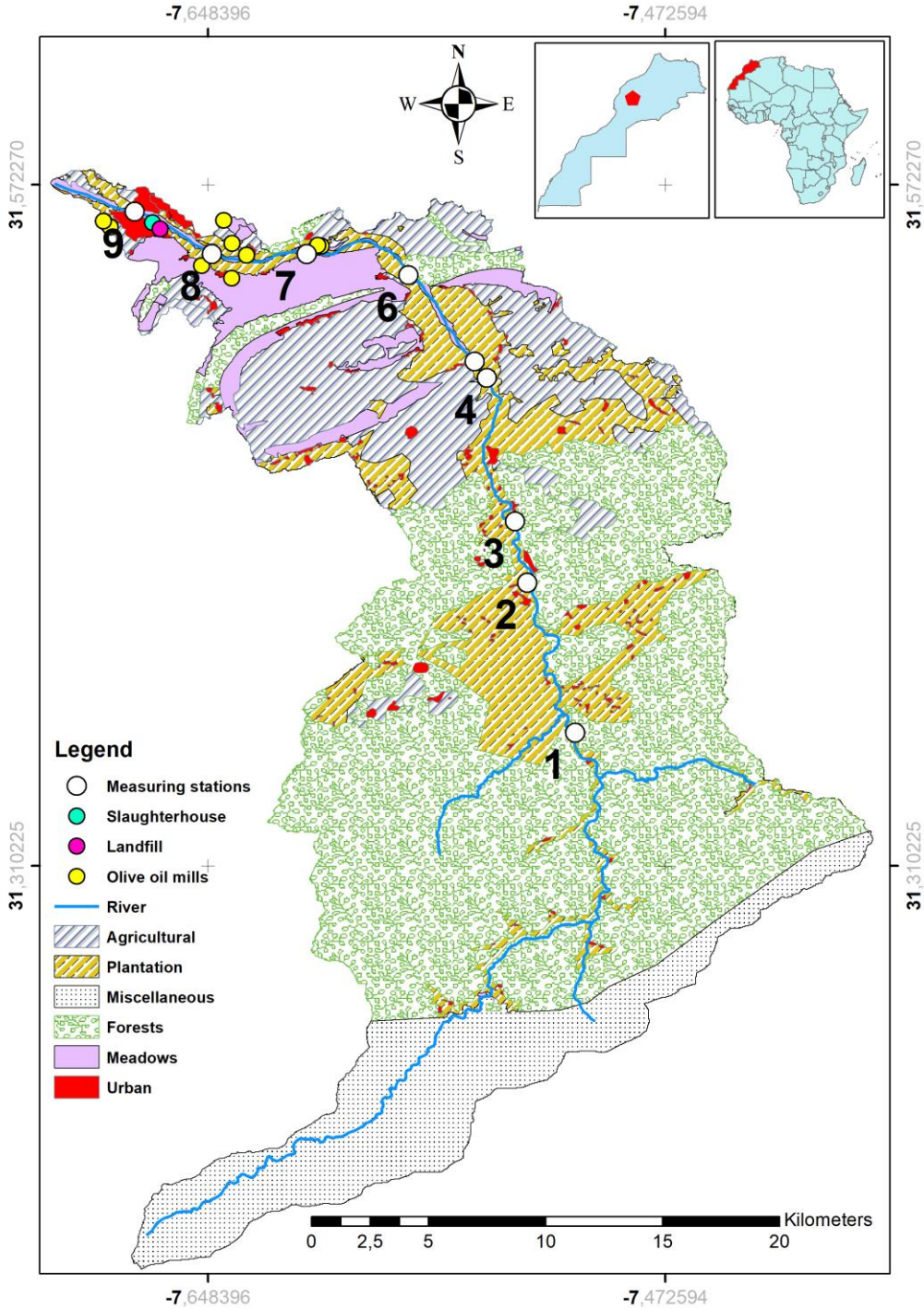


Figure 1: Geographic location of the study stations (S1 to S9) in ZAT River, Morocco.

CHAPITRE II

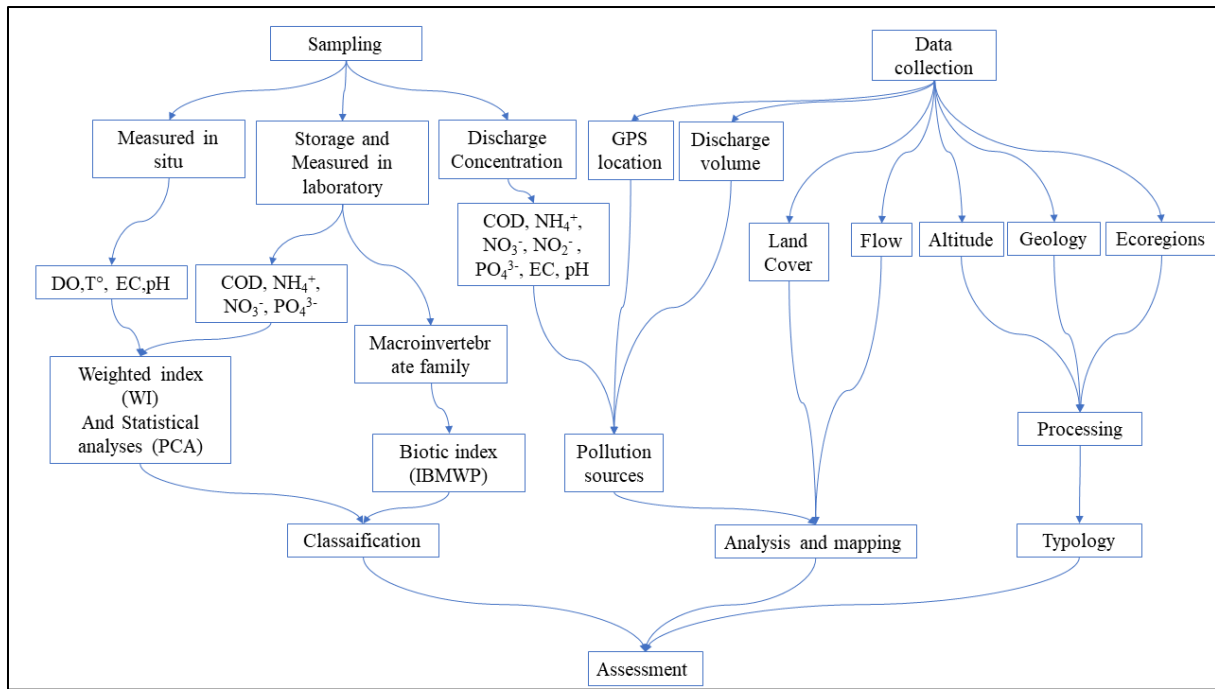


Figure 2: A workflow scheme of the methodology used in this study

2. Data collection and processing

In order to perform the water bodies in the ZAT river, spatial data has been obtained from the Land Cover website at: <http://earthexplorer.usgs.gov/>, as a DEM. SRTM resolution 30x30 m for the LANDSAT Digital Elevation Model (Shuttle Radar Topography Mission). The DEM was used to define ZAT watershed and evaluate its drainage patterns, elevation, and slope data. The ArcGIS® software's Geographic Information System (GIS) interface was used to perform processing on the DEM data (Benkirane et al., 2020). Using a thematic map of 1/10000 of Morocco's bedrock geology from Ambroggi and Thuile's 1977, a base map of the four geochemical categories was created (siliceous, calcareous, mixed and organic) (Lyche Solheim et al., 2019; Perez et al., 2019). Thus, 22 lithological units were divided into siliceous or calcareous categories in the ZAT Bassin. The study area's ecoregions were divided using the Köppen climate classification (Cui et al., 2021) The ZAT basin bioclimatic stage classification was provided by the local Watershed Agency in Marrakech in addition to . valuable information including daily flow, land cover, and sources of pollution (GPS location and quantity of discharges). furthermore, we conducted field surveys, along with monitoring campaigns, throughout the winter, spring, and summer of 2021, in 9 sampling points (figure1) with twice a month frequency.

3. Water flow data

CHAPITRE II

Water flow was measured at Station 7 in 2020/2021 (figure 1). Figure 3 describes the evolution of water flow in wet and dry periods. The hydrological conditions in the region throughout the year 2021 can be classified into four distinct hydraulic periods: a medium flow period observed during January and February (Winter), a high flow period observed during March and April (Spring), a low flow period observed during May and June (Summer), and a period characterized by no flow observed during July and August.

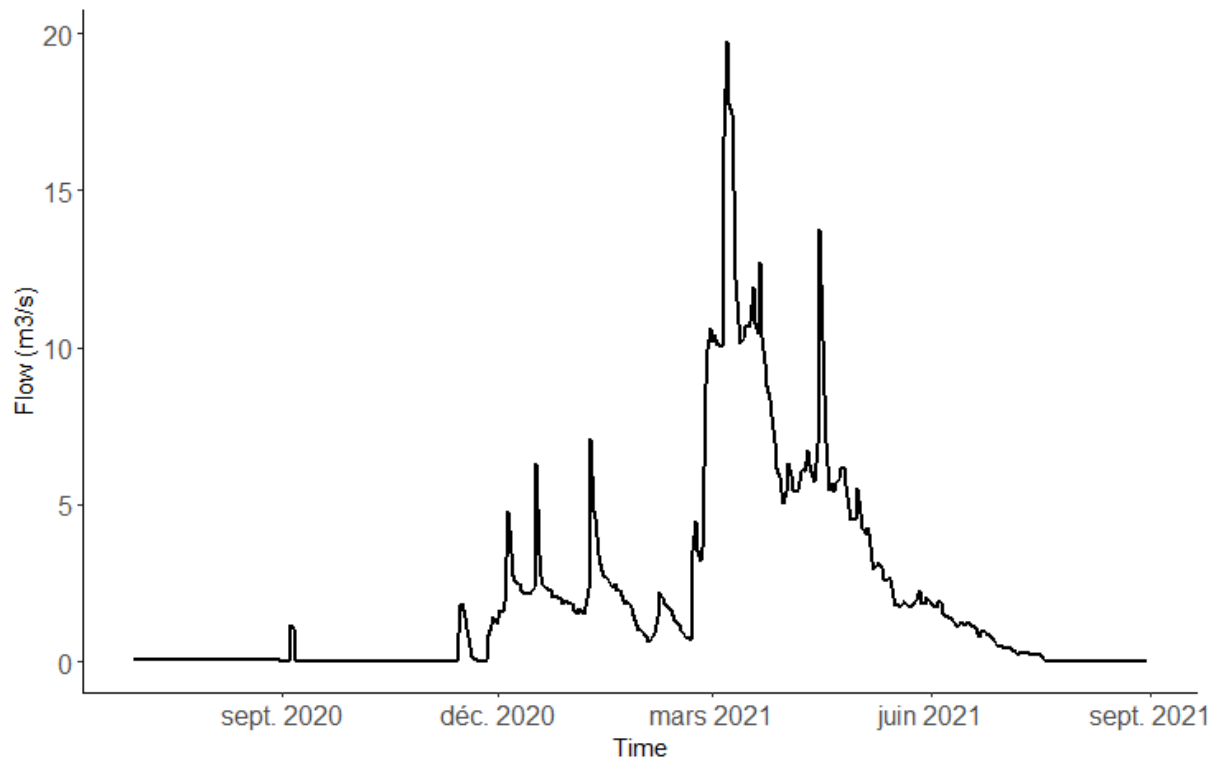


Figure 3: Flow measured at kilometre 62 in ZAT River, Morocco.

CHAPITRE II

4. Pollution sources

Different sources of onsite pollution exist in downstream ZAT river area: wastewater from olive oil extraction units (OMW) (Figure 2), wastewater from the slaughterhouse existing near the part of ZAT river called Ait Ourir river (SW), the leachate from the local public landfill (LL) and domestic wastewater discharged from Ait Ourir town (EU). To have a global idea about these different kinds of pollution, three weekly campaigns were undertaken downstream of each source, during May 2021, before their discharge into the river. OMW samples have been taken from a storage reservoir inside the industrial unit that is illegally and anarchically poured from time to time into the river. The mean characteristics of such sources of pollution are described in table 1.

Table 1: The mean (n=3) physicochemical properties of the discharged wastewater into the river surrounding. EU: urban wastewater, SW: Slaughter wastewater, OMW: olive mill wastewater L1 ; landfill leachate

Parameters	Units	Discharge Limit values in river	EU	SW	OMW	LL
Discharge volume	m ³ /d	-----	3072	110	52	50
pH		5,5-9,5	8,01 ±0,22	7.74 ±0,12	5,76 ±0,31	7.52 ±0,15
EC	µS/cm	2700	1474 ±144,31	2580 ±175,11	18590 ±250,12	8490 ±310,04
COD	mg/l	250	1342 ±30,91	2509 ±44,2	193565 ±500,32	2576 ±120,41
NH ₄ ⁺	mg/l	NTK = 40	90 ±0,87	46,13 ±1,47	74,01 ±1,61	73,40 ±2,01
NO ₃ ⁻	mg/l		3,02 ±0,16	9,48 ±0,62	20,01 ±0,41	12,19 ±0,86
NO ₂ ⁻	mg/l		6,11 ±1,01	11,35 ±0,96	62,20 ±2,05	12,46 ±0,51
PO ₄ ³⁻	mg/l	Pt = 15	4,04 ±0,26	21,22 ±2,41	34,58 ±0,11	3,01 ±0,09
DCO Pollutant load	Kg /j	-----	4123	276	10151	129

CHAPITRE II

5. Typology of River water bodies method:

The river ZAT was divided into homogeneous units (water bodies) according to the methodology described in Annex XI, System A of the European Water Framework Directive

This methodology is based on the use of elevation, geochemical, and climatic data, as morphological, biological, and climatic characteristics of river basins influence river ecosystems and their functioning. The ranges for each type descriptor primarily follow WFD Annex XI, System A, presented in Table 2. The intersection of the three coverage layers (altitude typology, climatic typology and geological typology) is used for water body identification (Lyche Solheim et al., 2019; Munné and Prat, 2004).

Table 2: Criteria used to establish river types using System A in the two ecoregions of the River Basin District, according to Annex XI of the Water Framework Directive (2000/60/EC)

				Type		
				Altitude	Geology	Ecoregions
Classes	Highlands (>800 m)	Siliceous	Mountain climate			
	Middle altitude (200-800 m)	Calcareous	Mediterranean climate			
	Plain (< 200 m)	Organic				

6. Monitoring of Water Quality method:

During a six-month period in 2021, the ZAT River was studied to investigate its chemical and biological quality in 9 stations situated from upstream to downstream (Figure 1). Dissolved oxygen, water temperature, electrical conductivity, and pH were measured using a multi-parameter device (HANNA HI 9829, Romania). The other parameters (Chemical Oxygen Demand, Ortho-Phosphorus, Ammonium, Nitrates, and polyphenol) were measured in the laboratory according to AFNOR standards (AFNOR., 1997). Aquatic macroinvertebrates sampling was conducted between January to June 2021 at the 9 sites along the ZAT River.

CHAPITRE II

Macro-invertebrates are determined until the family as needed in the calculation of the quality index (Nahli et al., 2022).

7. Classification of River water bodies method:

Based on the data collected during the monitoring of the chemical and biological quality of the ZAT River over a six-month period in 2021, the water quality classification of the water bodies is determined based on the application of several multivariate statistical techniques and water quality indicators such as the Weighted Index (WI) and the Biological Monitoring Working Party index (IBMWP). This classification aims to assess the quality of the ZAT River by examining whether the water bodies maintain their reference quality from upstream to downstream or if there is a structural anthropogenic pressure that influences the water bodies to exhibit a higher number of quality classes.

8. WI (weighted index) determination

The calculation of the Weighted Index (WI) is integrating different Physico-chemical (COD, NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , DO, T° , EC, pH,) values by a special type of mathematical averaging function (1) (Errochdi et al., 2012).

In this study, we will use the system developed by the "Directorate of Water Resources and Planning" in Morocco (Qalmoun et al., 2022). The system is based on the concept of the weighted quality index (Mourhir et al., 2014), calculated using the following formula:

$$\text{WI} = li + [(ls - li) / (bs - bi)] * (bs - pa) \quad (1)$$






- li: the lower index
- ls: the upper index
- bi: the lower bound
- bs: the upper bound
- pa: the analyzed indicator value

The ranges of the grid's water quality assessment ratings are converted into unitless numbers ranging from 0 (very bad quality) to 100 (excellent quality). While evaluating water quality, several forms of pollution are considered. These types of pollution are identified by collections of characteristics that have a similar nature to or an impact on aquatic habitats, such as phosphorus matter (PO_4^{3-}), Organic and Oxidizable Matter (COD, NH_4^+ , DO), etc. The index of each parameter (WI) was obtained by weighting the concentration of the parameter to classify between very poor and excellent quality by the quality grid (Table 3). Also, the weighted value limit of the parameters defining the selected modification was averaged to provide the index of an adjustment. A set of threshold values that the various parameters of the various modifications

CHAPITRE II

must not exceed define each quality class. This index consists of determining the overall quality by the lowest alteration index (Mourhir et al., 2014; Qalmoun et al., 2022).

Table 3: Extract from the general grid of physicochemical and microbiological quality used for the classification of surface water in Morocco

Parameters	Unites	Excellent (1) 	Good (2) 	Medium (3) 	Bad (4) 	Very Bad (5) 
Indices		100-80	80-60	60-40	40-20	20-00
Temperature						
Temperature	C	< 20	20-25	25-30	30-35	>35
pH						
pH		6.5-8.5	6.5-8.5	8.5-9.2	<6.5ou>9.2	<6.5ou>9.2
Organic and Oxidizable Matter						
DO	mg/l	>7	5-7	7-3	3-1	<1
COD	mg/l	<30	30-35	35-40	40-80	>80
NH ₄ ⁺	mg/l	<0.1	0.1-0.5	0.5-2	2-8	>8
Nitrates						
NO ₃ ⁻	mg/l	<10	10-25	25-50	>50	-
Phosphorus Matter						
PO ₄ ³⁻	mg/l	<0.2	0.2-0.5	0.5-1	1-5	>5
Mineralization						
CE	μS/cm	<750	750-1300	1300-2700	2700-3000	>3000

CHAPITRE II

9. IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Group) calculation:

The biotic index IBMWP is an important method to assess the biological quality of freshwater ecosystems. For the application of the IBMWP index, we considered a family to be present when more than one individual was counted. A score was then assigned to the family, and the scores of the families were added together to determine the IBMWP value for the site. The number of individuals (more than 1) does not affect the score, but the existence or absence of a family affects the score. The sampling was carried out by our hydrobiology team, and the identification and determination of the samples were based on a key already mentioned in the article, and also on the database deposited at the Marrakech Natural History Museum (Nahli et al., 2022).

Table 4: Significance of IBMWP index values (Jáimez Cuéllar et al., 2004)

Class	IBMWP value	Water quality
I	>100	Excellent
II	61-100	Good
III	36-60	Medium
IV	16-35	Bad
V	<15	Very Bad

10. Statistical analyses:

A statistical study was conducted to evaluate the physical and chemical properties of water in the ZAT River Quality Control. The evaluation was carried out by analyzing the data set using the mean, standard deviation, and principal component analysis (PCA). The mean explains the mean value; the standard deviation measures the "dispersion" or "variability" of the samples. Principal component analysis (PCA) explains the correlations between 9 physicochemical parameters and 9 stations over 3 seasons with the analysis of 243 measurements (Olsen et al., 2012). This Multivariate statistical analysis was applied to the data using the R system, version 4.1.2

CHAPITRE II

V. Results:

1. Identification of ZAT River water bodies

According to the standards of Annex XI of the Water Framework Directive (2000/60/EC), based on altitude parameter, the ZAT basin is divided into two regions (Figure 4): the highlands (>800 m) and the middle altitude (200-800 m). A highland zone (altitude > 800 m, with average slope of 6.22% represents about 90.45% of the area of the whole sub-basin and coincides with the feeding area of ZAT river and its main tributaries. A plain area (altitude < 800 m, average slope 0.88%) which corresponds to the areas of agriculture and development of groundwater pumping. The plain zone occupies about 9.55% of the ZAT sub-basin area.

In terms of the geochemical composition of the lithological units the ZAT basin contained two zones (Siliceous, Calcareous). The upstream siliceous-dominated zone represents about 34.63% of the surface of the whole sub-basin and the downstream calcareous-dominated zone represents about 65.37% of the surface of the whole sub-basin (Figure 4).

The sub-basin is subdivided into two climatic stages, a Mediterranean semi-arid climate, the dominant climate of the basin, which covers 93.49% of the surface area of the ZAT sub-basin, and a mountain climate, which covers the high mountains and represents only 6.51% of the surface area of the ZAT sub-basin (Figure 4).

The criteria described in Table 1 are used to define the water bodies of the ZAT rivers, according to the WFD. Then, the intersection of the three coverage layers (elevation typology, climatic typology, geological typology), is used to define the river water bodies. The division of the water bodies generates 4 water bodies in the basin of the ZAT WB 1: High plateau, Montagnard, Siliceous, WB 2: High plateau, Mediterranean, Siliceous, WB 3: High plateau, Mediterranean, Calcareous, WB 4: Medium altitude, Mediterranean, Calcareous, (Figure 5).

CHAPITRE II

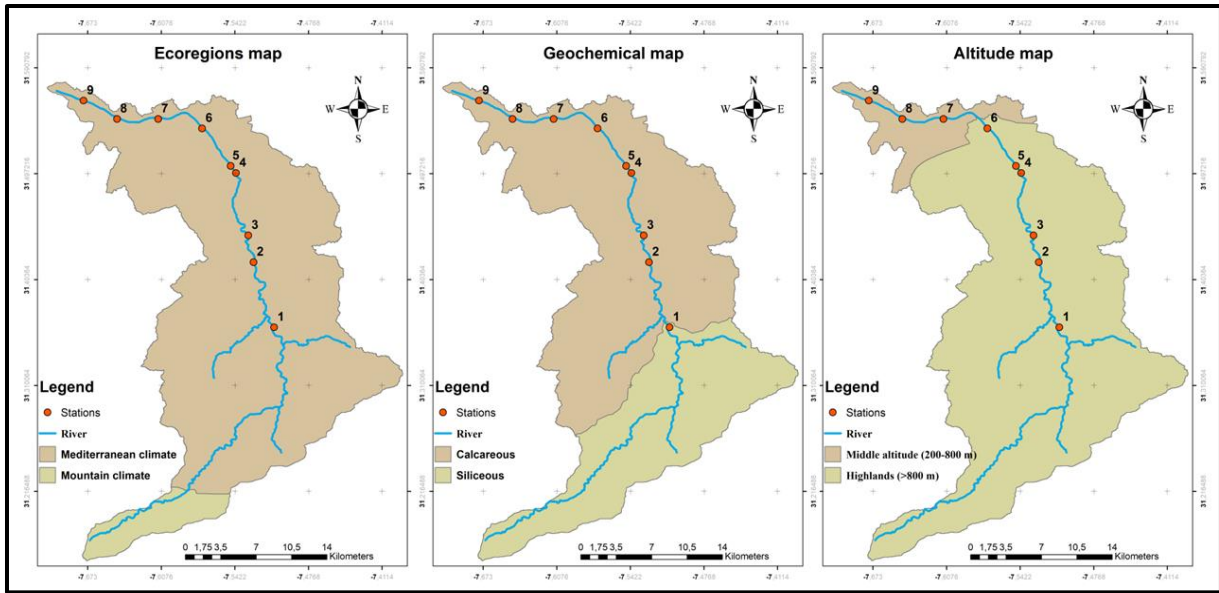


Figure 4: Results of river type classifications based on altitude, geochemical, ecoregion, in the ZAT watershed district.

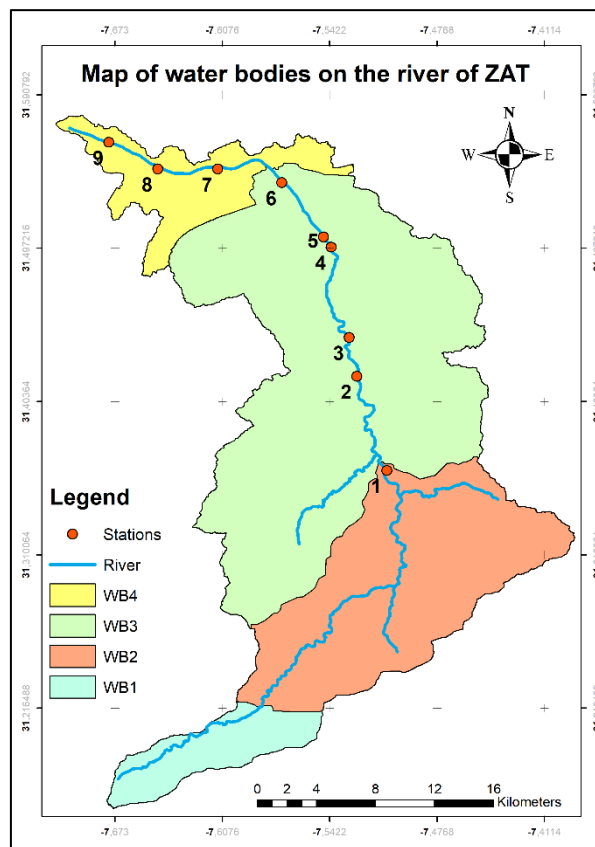


Figure 5: Identified river water bodies in the ZAT river, according to the WFD

CHAPITRE II

2. Water Quality Monitoring

a. Physicochemical monitoring of water quality.

In order to verify the homogeneity of the identified water bodies in the ZAT river, the results of the physicochemical quality monitoring in winter, spring, and summer, of 9 stations in the ZAT river were explored. The WB1 is the most upstream Water body; The station 1 represents WB2, WB3 contains stations 2,3,4,5 and 6. WB4 is represented by stations 7,8 and 9. The degree of pollution of each parameter in each WB, have been evaluated according to Moroccan standards and have been shown in Figure 6.

The temperature recorded a very good to good quality, despite its progressive increase from upstream to downstream and its increase in summer, but it did not exceed globally 25 °C. The pH also recorded a very good quality, not exceeding 8.5 in summer, spring, and winter, In all stations. The electric conductivity recorded a very good to good quality from station 1 to station 6, and the same quality is recorded at points 7, 8, and 9 only during spring. 7 and 8 recorded an average quality between 1500 uS/cm and 3000 uS/cm in winter. On the other hand, in the summer, poor quality is recorded at downstream in station 9 with more than 3000 uS/cm. Dissolved oxygen recorded a very good quality in most of the stations and all seasons, except for points 7 and 8 in summer, which recorded a good value, and point 9, which recorded a good quality in winter and medium quality in summer. For COD, it recorded very good quality in all stations and seasons, except for point 9, which recorded poor quality in winter and summer. Polyphenol recorded concentrations below 1 mg/l in all stations, except for points 7 and 8 in winter, which recorded concentrations between 1 and 2 mg/l, and point 9, which recorded 1.26 mg/l in autumn, 2.67 mg/l in summer and 7.22 mg/l in winter. The Ammonium shows good to very good quality to very good quality in all stations except for station 9, which records medium quality, while nitrates recorded very good quality in all stations. Orthophosphate recorded very good quality from point 1 to point 6, while points 7 and 8 recorded good quality, especially in winter, while only point 9 recorded poor quality.

Figure 7 shows the results of the quality of the ZAT River in winter, spring, and summer according to the Moroccan quality index. Results show that station 1, located in water body 2, is characterized by very good quality in summer, good quality in spring, and medium quality in winter, and is directly affected by the pH change. For the stations (2, 3, 4, 5, and 6) located in water body 3, they record good quality in all seasons, while points 7 and 8 located in water body 4 record good quality in spring and medium quality in winter and summer under the

CHAPITRE II

influence of conductivity. For station 9 located in water body 4, the results recorded a good quality in spring, while in winter and summer, they recorded a poor quality due to the effect of the all-following parameters (COD, NH₄, PO₄, EC). The results showed that at a high flow rate of about 5.47 m³/s, the river is not strongly affected by the high pollutant load discharged in the spring 4123 kg COD/d at a concentration of 1469.86 mg COD /l, but at a lower river flow rate, the effect of the same pollutant load becomes effective and modify the water quality in water body 4 to make it consist of two classes: a reference class at the upstream and a variable class due to anthropogenic influence at the downstream.

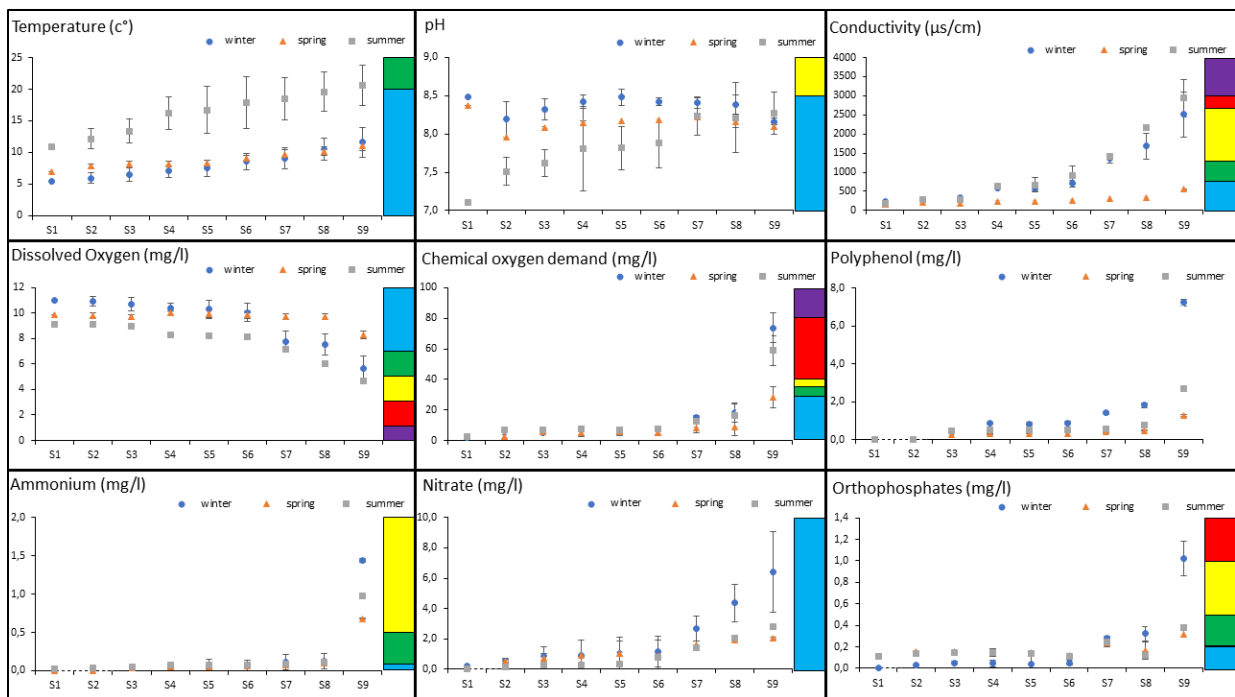


Figure 6: Spatial and temporal evolution of the physicochemical quality of the ZAT river in winter, spring, and summer for each parameter (COD, NH₄⁺, NO₃⁻, PO₄³⁻, DO, polyphenol, water temperature, electrical conductivity, pH and the related water quality.

CHAPITRE II

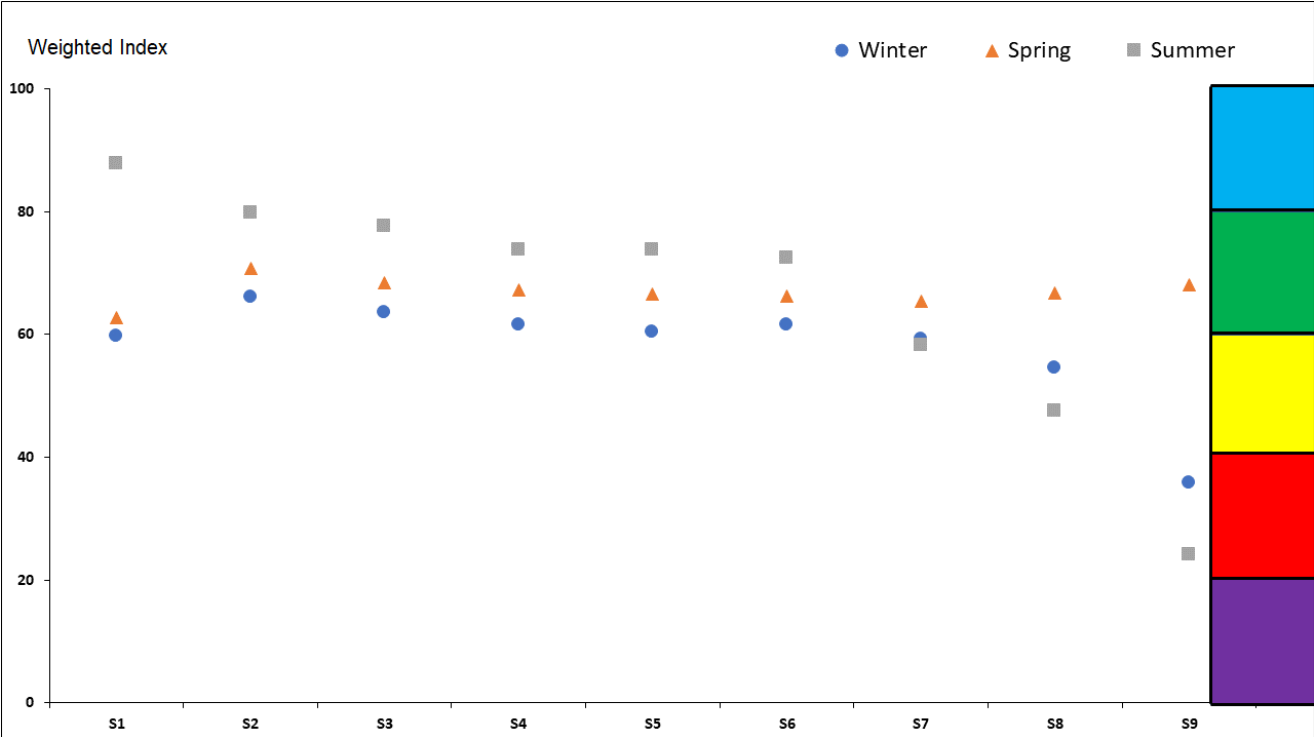


Figure 7: Values of Weighted Index recorded at the ZAT sub-basin stations

CHAPITRE II

b. Biological monitoring of water quality.

The study found that the biodiversity and specific families of macro-invertebrates can be used to indicate the presence and degree of pollution in the ZAT river. The research was conducted during wet and dry periods at nine stations along the river, and 13 macro-invertebrate families belonging to 6 orders were identified (Table 4). In winter and summer, station 1 had the largest number of families. Most stations were characterized by the presence of six families, and station 9 had only two families present in both seasons (Simuliidae, and Chironomidae). Some families and orders were unique to specific stations and seasons, such as the presence of the family Psychomyiidae at station 2 and the emergence of the orders Gasteropoda and Tricladida in summer.

The quality obtained by the biotic index IBMWP varies according to the studied stations and the periods of study (winter, summer), (Figure 8). Station 1 is the only one that presents a medium quality in winter and summer. Stations 2, 3, 4, 5, and 6 that were identified in water body 3, recorded a medium quality in summer and a poor quality in winter. Stations 7 and 8 have poor quality in both seasons. Station 9 has very poor quality in both seasons.

CHAPITRE II

Table 5: Taxonomic richness of the study stations (S1 to S9) in Oued ZAT, during, wet (January 2021) and dry (June 2021) periods.

			Sampling period																		
Macroinvertebrate			January (Winter)									June (Summer)									
Class	Order	Family	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	
Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
		Caenidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+			+	+	+	+	+	+	+	
		Heptageniidae	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+				
	Diptera	Simuliidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
		Chironomidae	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
		Limoniidae										+	+	+	+			+			
		Tabanidae	+			+						+									
	Trichoptera	Hydropsychidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
		Psychomyiidae	+									+									
	Mollusca	Gasteropodes	Planorbidae									+									
Lymnaeidae											+			+							
Tuberlaria	Tricladida	Planariidae									+										
Arachnida	Hydracarina	Hydracarinae	+	+	+						+		+	+	+			+			

CHAPITRE II

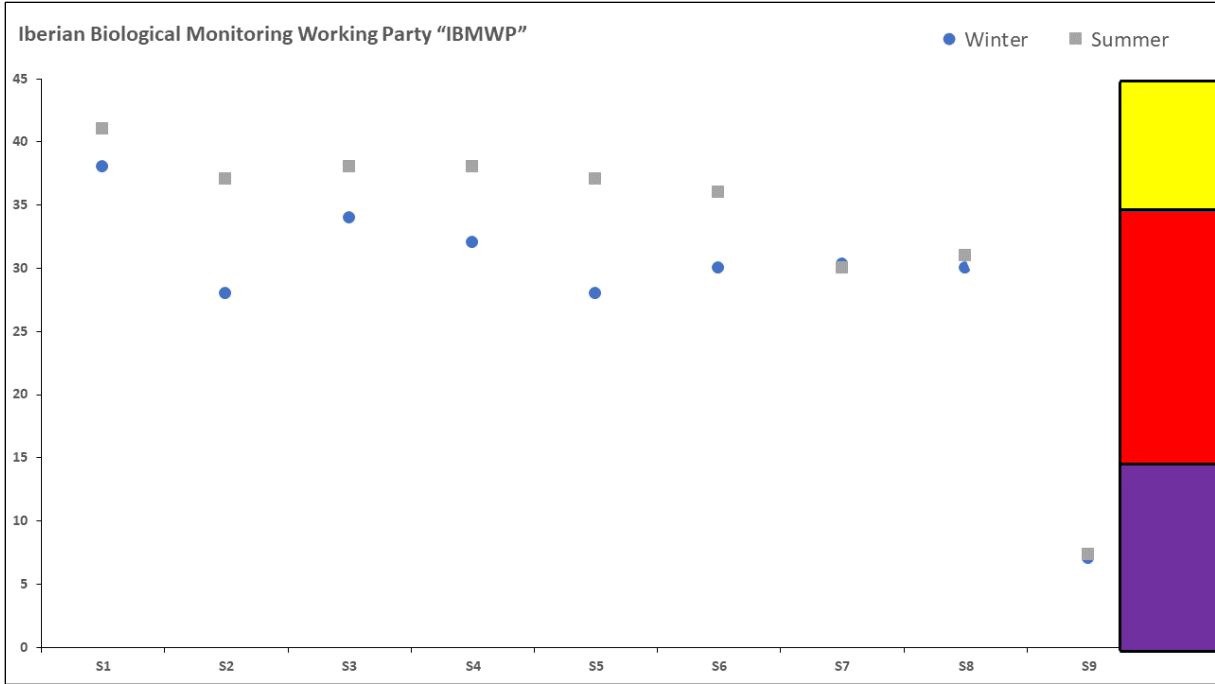


Figure 8: Values of the IBMWP index for the studied stations (S1 to S9), in Oued ZAT, Morocco during, wet (January 2021) and dry (June 2021) periods.

CHAPITRE II

3. Statistical analyses:

The PCA results (Figure 9) show a value of 84% cumulative variance on both axis 1 & 2. The PCA presents the correlation between 9 physicochemical parameters and 9 stations over 3 seasons with the analysis of 243 measurements. The results show a degradation of the chemical quality of water in the different stations along the first axis. The results also show that station 9 is positively correlated with pollutant concentrations, followed by points 7 and 8 with a medium positive correlation, in summer and winter. For the other points (1wi, 2wi, 3wi, 4wi, 5wi, 1sp), they are positively related to the oxygen concentration and negatively to the other pollutants. Concerning the temperature, it appears that it has a positive correlation with all points in summer and a negative correlation with all points in winter.

The PCA is produced by 6 families: Group 1 (9wi) has high concentrations of pollutants and low concentrations of oxygen and low temperature. Group 2 (9su) has high concentrations of pollutants, high temperatures and low concentrations of oxygen. Group 3 (7wi, 8wi, 9sp) has medium pollutant concentration, low temperature, and low oxygen concentration. Group 4 (7su, 8su), presents a medium concentration of pollutants, a high temperature, and a low concentration of oxygen. Group 5 (1wi, 2wi, 3wi, 4wi, 5wi, 1sp), has high oxygen concentration and low temperature and pollutant concentration. Group 6 (1su, 2su, 3su, 4su, 5su, 1su) has a high positive concentration for temperature. The drop shows no significant results.

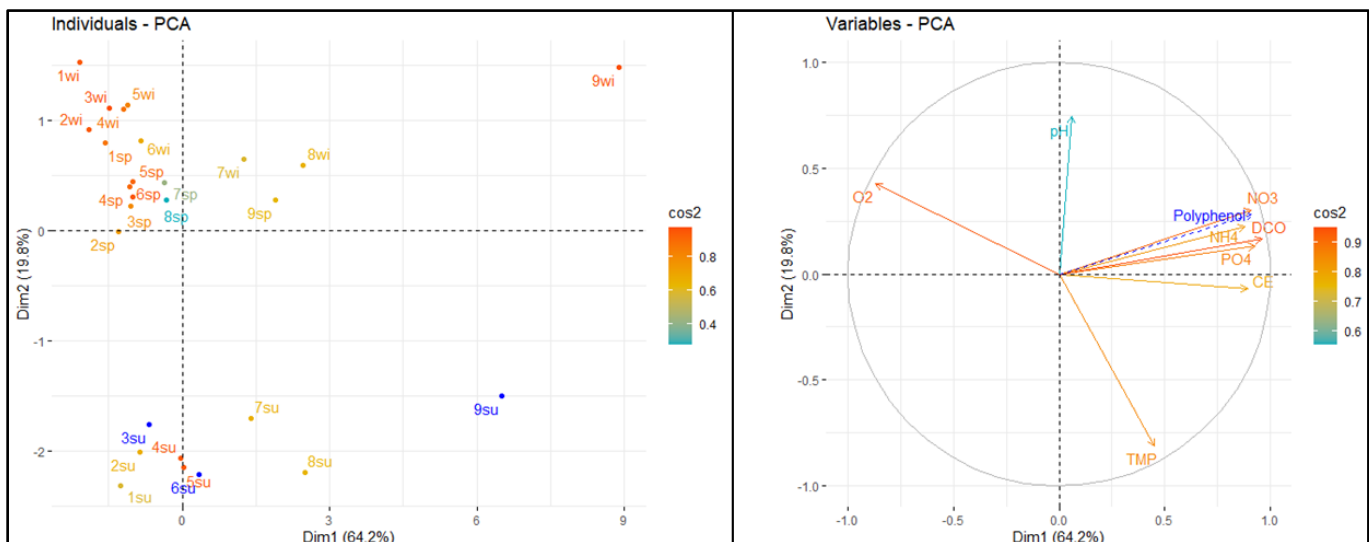


Figure 9: Principal component analysis (PCA) among 9 water quality parameters between January to June 2021 at 9 sites along the ZAT River, Morocco.

Summer (*su), Spring (*sp), Winter (*wi), Station number (*)

VI. Discussion

CHAPITRE II

1. River water body identification

The typology of the basin reveals four distinct water bodies based on their characteristics and spatial distribution. The first water body, covering 6.51% of the basin area, exhibits a mountainous climate with snow accumulation. The second water body encompasses 28.12% of the basin area and is predominantly a forested region, with a small portion utilized for agricultural purposes. The third water body, constituting the largest portion at 59.82% of the basin area, is characterized by traditional agricultural lands, pastures, and olive cultivation, while lacking any significant industrial or urban activities. Lastly, the fourth water body, accounting for 9.55% of the basin area, is located at the river mouth. It is notable for its high concentration of olive oil factories and the presence of a sizable city with approximately 40,000 inhabitants. This area is characterized by permeable soil and the presence of a water bed, which influences water volume dynamics, resulting in a gradual decrease until the water eventually disappears at the river's end.

For the purpose of examining the impact of human activities on the uniformity of water bodies, we have collected samples from two distinct water bodies, namely WB3 and WB4. This comparative analysis aims to investigate the changes induced by human influence on the homogeneity of these water bodies, with specific emphasis on the unique characteristics exhibited by WB3 and WB4.

According to the hypothesis of the creation of water bodies (Ferreira et al., 2006; Lyche Solheim et al., 2019; Schourup-Kristensen et al., 2021), A water body type is characterized by a collection of lakes or rivers that share similar natural ecological conditions, encompassing factors such as geo-morphological, hydrological, physico-chemical, and biological characteristics. Essentially, a water body type represents a consistent entity with minimal natural environmental variations, which serves as a reference point for detecting human-induced impacts (Munné and Prat, 2004; Thorp et al., 2006).

2. Physicochemical monitoring of water quality.

The basin experiences an increase in temperature downstream (Rego and Rocha, 2014). This is because, the ZAT basin is characterized by a dominant Mediterranean climate and is strongly influenced by altitude (Benkirane et al., 2022). The basin recorded an alkaline pH in most stations and all seasons, because the pH is influenced by the geology of the site (Young et al., 2005), except for the first station in summer, which recorded a pH close to neutrality and which may be related to a low flow, and high temperature, which led to the concentration of ions.

CHAPITRE II

Therefore, its pH decreases. The same explanation is found in a similar study (Prathumratana et al., 2008). Or because of the melting of snow in summer, which has not yet taken the geological characteristics of the basin, especially at the top of the mountain. Snow is known in many studies with a $\text{pH} < 7$ (Schofield, 1977).

The increase in conductivity after point 7 is mainly due to the beginning of the net appearance of human influence, i.e., the decrease in flow due to the withdrawal of water by irrigation canals, as well as the recharge of the aquifer (Bouimouass et al., 2020) and the presence of olive oil industries (Benaddi et al., 2022b), and the beginning of the concentration of the population near the valley, lead to increased urban pollution (Daniel et al., 2002). In addition, the increase in conductivity in summer is mainly related to the lack of flow and the increase in water evaporation after temperature increase (Bellos and Sawidis, 2005).

Stations 1 to 6 were characterized by good stability in oxygen concentration. Oxygen stability in the water is related to the temperature and land slope (Rajwa-Kuligiewicz et al., 2015). When the temperature is low and the slope is high, the oxygen saturation of the water increases (Cox, 2003a). Stations 7, 8, and 9, are located in an area known for its low slope and high temperature. Point 9 is also characterized by a high concentration of urban pollutants, which also contributes to the decrease in oxygen (Sidabutar et al., 2017).

For the pollutants (COD, Polyphenol, NH_4 , NO_3 , PO_4), the lower the flow and the larger the pollution sources are, the higher the percentage of contaminants in the water is (Bellos and Sawidis, 2005; Sidabutar et al., 2017), and this is the case for stations 7, 8, and 9.

In addition, the olive oil industries are a very dangerous source of pollution for the rivers (Pavlidou et al., 2014). This is recorded at stations 7, 8, and 9 during the winter, which is known to be the operation time of these factories, and as evidence that the source of this pollution is the olive groves. Increase in the concentration of polyphenols in stations 7, 8, and 9. For point 9, in addition to the strong presence of olive factories, there is also pollution from the landfill and slaughterhouses, as well as the presence of a city in the area that does not purify its wastewater. All of these factors affect surface water quality (Benaddi et al., 2022a; Daniel et al., 2002; Smeti et al., 2019).

The findings from the weight index analysis demonstrate a correlation among the stations located within water body 3, indicating minimal human influence on this water body and its ability to maintain its original state from upstream to downstream (Gurnell et al., 2016; Lyche Solheim et al., 2019; Reyjol et al., 2014). Additionally, the results reveal that the combination

CHAPITRE II

of decreasing slope, rising temperature, and human pollution significantly contribute to the degradation of water quality during the summer (Durski et al., 2017). This is evident in stations 7 and 8, which exhibit considerably poorer conditions compared to the stations within water body 3. Furthermore, the study highlights the significant impact of urban pollution on deteriorating water quality, resulting in poor conditions (Unda-Calvo et al., 2020). This division of water body 4 into two classes is supported by the results obtained using the Moroccan weighted index, emphasizing the effectiveness of physical parameters as indicators for determining the quality of river water bodies.

3. Biological monitoring of water quality.

Only 13 families are found in the valley, which supports the region's low biological diversity. This is mostly caused by climatic causes because the valley dried out before winter, depleting it of its natural richness. According to a study conducted in rivers with a Mediterranean climate, streams and rivers have variable flow as a result of seasonal precipitation patterns, which has a significant impact on the biota of these distinctive systems (Abessolo et al., 2021; Cid et al., 2017). The area can be subjected to extreme flooding or drought, generating periods of intermittency in perennial systems. As a result, the environment for macroinvertebrate evolution is less stable (Cid et al., 2017).

Insects are the most important elements present at 69% and are known to adapt to climate influence, Similar findings are made from studies done in various Mediterranean and tropical rivers, where the benthic communities are dominated by insects that are seen to be quite prevalent and numerous at different times of the year and to exhibit some temporal stability in the rivers (Guellaf and Kettani, 2021; Masese et al., 2009; Saal et al., 2021; Voudouris, 2012)

The study shows a progressive decrease in the number of species from top to bottom, which is indicative of the deterioration of the ecological field, as confirmed by similar experiments (Guellaf and Kettani, 2021; Qalmoun et al., 2022).

The results also show a deterioration of quality during winter, which coincides with the period of exploitation of olive groves and the effects of olive mill wastewater, increasing the concentration of pollutants that negatively affect living organisms (Pavlidou et al., 2014; Simyrdanis et al., 2018; Smeti et al., 2019). This may also be caused by the fact that before the arrival of winter, the region experienced a long period of drought (Abessolo et al., 2021; Cid et al., 2017).

CHAPITRE II

The region also saw the emergence of two families during summer. And the reason for their emergence at the beginning of summer could be the high moisture left by the spring period, which has a significant precipitation and flow, resulting in a soil saturated with moisture that contributed to its role in the recovery of biodiversity (Camargo et al., 2004; Koumba et al., 2017; Lakhloufi et al., 2021).

The results obtained from the analysis of the IBMWP index reveal a similarity among the stations within water body 3, suggesting limited human impact on this particular water body and its ability to retain its natural condition along its course from upstream to downstream (Munné and Prat, 2004; Thorp et al., 2006). The results also show that the further downstream you go, the more the quality of the water bodies deteriorates. Waterbody 2 shows a medium quality, despite the climate challenge, and this is shown even in the direct studies, with the upstream remaining resistant to the downstream (Guellaf and Kettani, 2021; Qalmoun et al., 2022). As for water body 3, it recorded medium quality in the summer, similar to the winter, which recorded poor quality, which is probably the impact of the past drought before the winter of 2021 on the quality more than any other factor (Czerniawska-Kusza, 2005; Floury et al., 2013). In the case of water body 4, specifically in stations 7 and 8 located upstream, the quality deteriorated in summer, which confirms that the decrease in flow and the increase in anthropogenic impact are two major factors, as shown by other work (Bellos and Sawidis, 2005; Sidabutar et al., 2017). In the case of water body 4, specifically in station 9 located downstream, known for recording high concentrations of pollutants, it obtained a very low-quality score. With only two families (Simuliidae, and Chironomidae). According to a previous study, they are known to be resistant to high levels of pollution (Lakhloufi et al., 2021).

4. Principal Component Analysis

PCA also confirmed that station 9, which belongs to water body 4, is positively associated with pollutants, and this is due to the distinction of this region in the presence of a city with a positive correlation difference with temperature in summer. Other study sites with urban influents also show comparable and concordant results (El Hmaidi et al., 2020; Talhaoui et al., 2020; Vatanpour et al., 2020).

As for stations 7 and 8 belonging to water body 4, they are positively associated with pollutants due to the appearance of artificial pollutants, the lack of flow, and the beginning of the concentration of population near the river. With a positive correlation with summer temperature. A similar study yielded the same results and confirmed that decreasing water flow

CHAPITRE II

results to lowest level dilution , and thus an increase in pollutant concentrations (Kumar et al., 2019).

As for the other stations located in water bodies 2 and 3, it appears that they are more sensitive to the variation of oxygen concentration, which is more sensitive to climatic factors. The lower the precipitation, the lower the flow, and the higher the temperature, the more the river loses its capacity to retain oxygen (Rajwa-Kuligiewicz et al., 2015; Cox, 2003).

The PCA can distinguish between the stations in water body 4 since those water bodies have high and medium pollution concentrations. Due to their similar low concentrations, the PCA is unable to distinguish between the water body 3 and water body 2 stations. As a result, using PCA as a method to confirm the typology and classification of a water body is challenging. We can also consider that the PCA gives us the possibility to merge water body 3 and water body 2 and to consider them as one homogeneous water body.

5. Relationship between Classification to Typology

The typology of the water bodies generates 4 water bodies in the basin of the ZAT, according to the hypothesis of the creation of water bodies. A water body type is characterized by similar natural ecological conditions, encompassing factors such as geo-morphological, hydrological, physico-chemical, and biological characteristics. Essentially, a water body type represents a consistent entity with minimal natural environmental variations, which serves as a reference point for detecting human-induced impacts.

The classification is based on the physicochemical Moroccan index and the biotic index, The classification of the water bodies exhibits homogeneity in terms of chemical quality when human influence is minimal or during periods of high river flow, for example, WB3. However, when human influence increases and river flows decrease, water bodies become heterogeneous regarding chemical quality and no longer represent a stable entity, for example, WB4.

Water body typology and classification are essential concepts in hydrology and water resource management, playing a vital role in understanding and effectively managing water resources. Typology involves categorizing water bodies based on natural attributes, while classification groups them according to specific criteria or purposes for management, regulatory, or administrative reasons. These concepts contribute significantly to the comprehension and sustainable management of water resources (Kagalou and Leonardos, 2009).

A type of water body can be defined as a group of lakes or rivers sharing common natural ecological conditions in terms of geomorphology, hydrology, physicochemical, and biological

CHAPITRE II

characteristics. A type can thus be considered a homogeneous entity with limited natural environmental variability, allowing the definition of a reference from which the impact of human origin can be detected. This is precisely what is concluded in this study, the effect of the pressure exerted by human activity on the modification of the natural and homogeneous structure of the water body.

CHAPITRE II

VII. Conclusions

This study is conducted to divide the ZAT Valley into water bodies according to European standards, which are based on natural criteria, in order to develop a methodology for dividing small, low-flow rivers, especially in arid and semi-arid environments. In order to assess the methodology used and to determine water quality and environmental status of each water body, monitoring of the ZAT River was carried out for a period of six months (winter, spring and summer 2021) at nine sampling stations located near the water bodies. The results show the possibility of dividing the basin into four water bodies. Based on the physicochemical index and the biotic index, water bodies exhibit homogeneity in terms of chemical quality when human influence is minimal or during periods of high river flow. This indicates that they maintain a stable state with minimal natural environmental fluctuations. However, when human influence increases and river flows decrease, water bodies become heterogeneous in terms of chemical quality and no longer represent a stable entity.

The results showed that the anthropogenic impact is structural and permanent, and that it has a strong influence on water quality, especially for low flows below 5.47 m³/s, with an increase in the pollutant load to 4123 kg COD/d. The results also showed that the effect decreases considerably when the flow rate exceeds 5.47 m³/s, for the same pollutant load. The results show that the upper water bodies are characterized by a better quality in summer than in winter. Because of the drought that is before the winter of 2021, the winter is characterized by poor quality in terms of biological richness.

The results show that the upper water bodies of the river are very sensitive to seasonal temperature changes and variable changes in oxygen. As for the lower water bodies, they are highly sensitive to changes in industrial and urban pollutants, as well as to the lack of flow, which records the worst quality indicators.

The results showed a significant difference in pollutant concentrations in water body 4 confirming that anthropogenic influence is a major factor in the classification of water bodies. The results also confirmed the negative impact of the town of Ait Ourir on the water quality of the river at this location.

This research has given a vision of the importance of dividing rivers into water bodies to monitor the river's quality. It also stressed that integrating anthropogenic and natural parameters is necessary for low-flow rivers for the typology and classification of water bodies. This study

CHAPITRE II

suggests that countries with intermittent flows in semi-arid environments, need to strengthen research to produce a new water body allocation grid linking river flow and pollution load.

VIII. Conclusion (Français)

Cette étude est menée pour diviser la rivière de la ZAT en masses d'eau selon les normes européennes, qui sont basées sur des critères naturels, afin de développer une méthodologie pour diviser les petites rivières à faible débit, en particulier dans un environnement aride et semi-aride. Afin d'évaluer la méthodologie utilisée et de déterminer la qualité de l'eau et l'état environnemental de chaque masse d'eau, un suivi de la rivière ZAT a été effectué pendant une période de six mois (hiver, printemps et été 2021) dans neuf stations d'échantillonnage situées à proximité des masses d'eau. Les résultats montrent la possibilité de diviser le bassin en quatre masses d'eau. Sur la base de l'indice physico-chimique et de l'indice biotique, les masses d'eau présentent une homogénéité en termes de qualité chimique lorsque l'influence humaine est minimale ou pendant les périodes de débit élevé de la rivière. Cela indique qu'elles maintiennent un état stable avec des fluctuations environnementales naturelles minimales. Cependant, lorsque l'influence humaine augmente et que le débit des rivières diminue, les masses d'eau deviennent hétérogènes en termes de qualité chimique et ne représentent plus une entité stable. Les résultats ont montré que l'impact anthropique est structurel et permanent, et qu'il a une forte influence sur la qualité de l'eau, en particulier pour les faibles débits inférieurs à 5,47 m³/s, avec une augmentation de la charge polluante à 4123 kg DCO/d. Les résultats ont également montré que l'effet diminue avec l'augmentation de la charge polluante. Les résultats montrent également que l'effet diminue considérablement lorsque le débit dépasse 5,47 m³/s, pour la même charge polluante. Les résultats montrent que les masses d'eau en amont sont caractérisées par une meilleure qualité en été qu'en hiver. En raison de la sécheresse qui précède l'hiver 2021, l'hiver est caractérisé par une qualité médiocre en termes de richesse biologique.

Les résultats montrent que les masses d'eau en amont de la rivière sont très sensibles aux changements saisonniers de température et aux variations variables d'oxygène. Quant aux masses d'eau en aval, elles sont très sensibles aux variations des polluants industriels et urbains, ainsi qu'au manque de débit, qui enregistre les plus mauvais indicateurs de qualité.

Les résultats ont montré une différence significative dans les concentrations de polluants dans la masse d'eau 4, confirmant que l'influence anthropique est un facteur majeur dans la classification des masses d'eau. Les résultats ont également confirmé l'impact négatif de la ville d'Ait Ourir sur la qualité de l'eau de la rivière à cet endroit.

CHAPITRE II

Cette recherche a donné une vision de l'importance de diviser les rivières en masses d'eau afin de surveiller la qualité de la rivière. Elle a également souligné que l'intégration des paramètres anthropiques et naturels est nécessaire pour les rivières à faible débit pour la typologie et la classification des masses d'eau. Cette étude suggère que les pays ayant des débits intermittents dans des environnements semi-arides doivent renforcer la recherche pour produire une nouvelle grille d'attribution des masses d'eau reliant le débit des rivières et la charge polluante.

CHAPITRE III

CHAPITRE III : Modélisation de l'Impact de la Pollution Urbaine et Industrielle sur la Qualité de l'Eau de Surface dans les Rivières Intermittentes dans un Climat Méditerranéen Semi-Aride.

Ce chapitre présente l'article qui a été publié le 11/09/2024 dans la revue Hydrology (Bouriqi et al., 2024b).

I. Résumé (Français)

Assurer la protection de l'environnement aquatique et faire face à la pénurie d'eau et à la dégradation de la qualité de l'eau dans la région méditerranéenne constituent des défis importants. Ce chapitre vise spécifiquement à évaluer l'impact de la pollution urbaine et industrielle sur la qualité de l'eau de la rivière ZAT. L'étude exploite une combinaison de mesures sur le terrain et de simulations mathématiques utilisant le modèle PEGASE. L'objectif est d'évaluer l'évolution de la qualité de l'eau au cours des différentes saisons et de déterminer si les usines d'huile d'olive rejettent des eaux usées industrielles dans la rivière. L'étude révèle que la qualité de l'eau de la rivière reste relativement stable tout au long de son cours, jusqu'au km 64 en hiver et au km 71,77 en été, où l'on enregistre une mauvaise qualité de l'eau. Cette dégradation peut être attribuée à de multiples facteurs. L'un de ces facteurs est le rejet d'eaux usées industrielles, qui représente 47 % de la charge polluante en DCO. Ces eaux usées industrielles sont rejetées dans la rivière sans traitement pendant la période de production (janvier-février) et la période d'inactivité (mars-mai). L'impact combiné des eaux usées urbaines et industrielles est également associé à la diminution du débit d'eau résultant des prélèvements d'eau dus aux canaux d'irrigation et l'infiltration, qui contribuent tous deux aux changements observés dans la qualité de l'eau de la rivière. Il est important de noter que les mesures de terrain combinées aux résultats obtenus à partir du modèle calibré fournissent des preuves irréfutables de l'existence de déversements non autorisés d'eaux usées provenant des usines d'huile d'olive dans la rivière. Ces résultats soulignent la nécessité d'une réglementation plus stricte, telle que le développement de stratégies de surveillance de la qualité de l'eau basées sur l'utilisation de méthodologie de modélisation. Ils soulignent également l'importance d'améliorer les pratiques de gestion des eaux usées, telles que la mise en place de stations d'épuration pour les différentes sources de pollution ou le développement d'une station de co-traitement pour atténuer l'impact négatif de la pollution industrielle sur la qualité de l'eau de la rivière.

CHAPITRE III

II. Abstract :

Ensuring the protection of the aquatic environment and addressing the water scarcity and degradation of water quality in the Mediterranean region pose significant challenges. This study specifically aims to assess the impact of urban and industrial pollution on the ZAT River water quality. The study exploits a combination of field measurements and mathematical simulations using the PEGASE model. The objective is to evaluate how water quality changes throughout the different seasons and to determine whether olive oil factories discharge industrial wastewater into the river. The study reveals that the river water quality remains relatively stable along its course, up to km 64 in winter and km 71.77 in summer, where poor water quality is recorded. This degradation can be attributed to multiple factors. One of these factors is the discharge of industrial wastewater, which accounts for 47% of the COD pollution load. This industrial wastewater is released into the river without treatment during the production period (January–February) and inactivity period (March–May). The combined impact of urban and industrial wastewater is also associated with the decrease in water flow resulting from water withdrawals due to irrigation canals and groundwater recharge, which both contribute to the observed changes in river water quality. Importantly, field measurements combined with results obtained from the calibrated model provide compelling evidence of unauthorized wastewater discharges from the olive oil factories into the river. These results emphasize the need for stricter regulation, such as developing water quality monitoring strategies based on the use of modeling methodologies. They also emphasize the importance of improving wastewater management practices, such as setting up treatment plants for different sources of pollution or developing a co-treatment plant to mitigate the adverse impact of industrial pollution on river water quality.

Keywords: water quality modeling; PEGASE model; industrial wastewater; urban wastewater

CHAPITRE III

III. Introduction

Water pollution caused by increasing pollution loads due to industrialization and urbanization is a major challenge issue in many parts of the world (Zhou et al., 2022). Morocco, renowned for its frequent droughts for six consecutive years, faces mounting pressure on its water supplies (Toreti et al., 2024). Wastewater from urban and rural areas and industries degrades water resources. The combination of drought and increased pollution makes it challenging to dilute and disperse wastewater into rivers, increasing the cost of water treatment and adding pressure to provide acceptable water quality for agricultural, industrial, and drinking requirements (Sehlaoui et al., 2020). In Morocco, wastewater is often discharged without prior treatment (Nizar et al., 2022; Safaa et al., 2023), considerably reducing the quality of water resources, especially surface water (Kutralam-Muniasamy et al., 2022).

In the Mediterranean region, small rivers frequently experience a significant decrease in their water flow, particularly during dry periods. This reduction in water volume exacerbates the concentration of pollutants (Morsy et al., 2022; Tornés et al., 2022). The rivers in this region, particularly in Morocco, are exposed to pollution due to wastewater from olive oil mills located near the rivers (Safaa et al., 2023). They also suffer from landfill leachate pollution from uncontrolled landfills located near the rivers (El Mouine et al., 2022). Moreover, most villages and towns are situated on the riverbanks, which causes them to discharge untreated pollutants into them (Nahli et al., 2022). These urban and industrial contaminants often include high levels of nutrients such as carbon, nitrogen, and phosphate (Oubane et al., 2020), as well as a range of pathogens such as bacteria, viruses, and parasites (Aziz et al., 2019). Some industrial pollutants, such as landfill leachate, can contain high levels of heavy metals, pesticides, and chemicals (Saadoun et al., 2021). Olive mill wastewater also contains high levels of polyphenols and salts, with acid discharge (Zahi et al., 2022). These contaminants lead to reduced oxygen levels, increased pollutant concentrations, and fluctuations in temperature and acidity (Smeti et al., 2019). All these factors contribute to poor to very poor water quality parameters in rivers (Bouriqi et al., 2024).

Assessing the dynamics of pollution and establishing the sources of pollutants and the waterbody most at risk at the watershed scale is a complex problem, as it involves significant uncertainty in the spatiotemporal variables (Fu et al., 2019). Conventional methods of monitoring surface water quality do not offer a holistic perspective on pollution dynamics in time and space (Bai et al., 2022; Uddin et al., 2021). Therefore, the use of mathematical models to simulate river water quality and pollutant dynamics is crucial for a better understanding and

CHAPITRE III

integrated management of water resources (Ejigu, 2021). Modeling also allows us to forecast the results associated with the scenarios proposed by decision-makers (Wang et al., 2013). River quality models focus on using large amounts of data to create a model that closely reflects reality (Herrera et al., 2022).

The classic equations for simulating DO (dissolved oxygen) and BOD (biochemical oxygen demand) in rivers were derived by Streeter and Phelps in 1925. These equations have served as the foundation for numerous water-quality models created worldwide since then (Cox, 2003b). In the past twenty years, the domain of water-quality modeling has undergone significant advancements due to various factors, including the utilization of data, advancements in processor computing power, better technological control, advancements in algorithms, and other related developments in hydrology (Deliège, 2013). These advancements have led to the creation of various models, including PEGASE (Everbecq et al., 2019). In the last 20 years, there has been a significant improvement in creating water-quality models that are robust and can simulate river quality in one, two, or three dimensions (Sharma and Kansal, 2013). The need to adapt models for understanding watershed behavior at different spatial resolutions arose as stakeholders increasingly relied on forecasting water management tools (Mateus et al., 2018; Romano and Akhmouch, 2019). This is the case, for example, in Europe, where many river basin agencies rely on the PEGASE model to forecast river quality, such as the Rhine–Meuse water agency (Grard et al., 2014). However, unlike Europe, where there is a wealth of available data that enhance the operational efficiency of models, applying the same models to water basins in Africa, in particular, is exceedingly challenging due to data scarcity and the associated difficulties in obtaining them (Papa et al., 2023).

The PEGASE model is one of the models used in North African basins, and it has demonstrated its ability to generate accurate results despite the scarcity of data and the associated challenges in acquiring them (Boukari et al., 2018). The model has been applied to significant watersheds throughout Western Europe, including the Scheldt, Adour, Loire, Moselle, Garonne, Meuse, and others (Deliège et al., 2010; Grard et al., 2014). The model was initially created for the Belgian Walloon Area and has since been applied in various research conducted in Africa, particularly in Algeria and Tunisia (Boukari et al., 2018). The model's ability to quantify the nonlinear impact of pressures on rivers and describe the relationships between watersheds and rivers is one of its most original features (Everbecq et al., 2019).

The characteristics of this model include a spatial discretization that enables accurate simulation of both large and small river basins (Grard et al., 2021). The model is a physics-based water

CHAPITRE III

quality model with a complete representation of key biogeochemical processes, a complete and consistent description of all discharge loads necessary to establish pressure–impact relationships, and a user-friendly interface that allows appropriate authorities to operate the software independently (Grard et al., 2014). This model is deterministic and provides a detailed depiction of the physical and chemical processes under surrounding conditions (Safiolea et al., 2015). It uses a series of kinetic equations that depict the system dynamics and changes in biological processes (Boukari et al., 2018; Everbecq et al., 2019). The majority of these model parameters, except for those related to soil functions, do not require adjustment or calibration because they have biological, chemical, or physical significance (Everbecq et al., 2019).

Previous studies on industrial wastewater discharge and its environmental effects in Rwanda, Ethiopia, and China (Dufatanye et al., 2022; Lemessa et al., 2023; Liu et al., 2022), as well as predictive simulation studies on water quality improvement measures in river basins, have underscored the criticality of understanding and mitigating the impacts of pollution on water bodies (Nizar et al., 2022; Ye et al., 2023). These investigations have highlighted the complexities and consequences of industrial and urban pollution on river ecosystems. Furthermore, research on extreme events like freshwater anoxia in Belgium due to industrial accidents in France has emphasized the urgency of effective pollution control measures (Grard et al., 2021).

The objective of this study is to explore highly contaminated regions and identify pollution sources in the ZAT River basin. It specifically investigates whether olive oil factories are discharging industrial wastewater into the ZAT River. The study examines the pollution levels during active months such as January and February and compares them to non-production periods. Ultimately, the research aims to quantify the total industrial pollution discharged into the ZAT River relative to the annual production levels.

CHAPITRE III

IV. Materials and Methods

1. Study Area

The ZAT River basin is one of the sub-basins in the Tensift river watershed, which covers an area of 20,450 km² in central Morocco, extending from the Atlas Mountains to the Atlantic Ocean (Benkirane et al., 2022). The ZAT River sub-basin (Figure 10) covers an area of 921 km² (Boudhar et al., 2010). Altitude has a significant influence on the region's Mediterranean climate, with heights varying between the northern and southern halves of the basin at 430 m downstream and 3911 m upstream, respectively. The average slopes of the upper and lower slopes are 19% and 0.88%, respectively (Chehbouni et al., 2008). Downstream, the ZAT River sub-basin is distinguished by the prevalence of igneous rocks, with Triassic rocks dominating from the middle to the bottom and sedimentary rocks present downstream (Bouaida et al., 2021). The main river, which is 89 km long, drains the ZAT River sub-basin (Benkirane et al., 2022). About km 62, there is a solitary station for monitoring precipitation and outflow in the main river. This station reported an average flow of 3.33 m³/s and 255 mm of precipitation annually (Benkirane et al., 2020). According to Bouimouass et al. (2020) (Bouimouass et al., 2020), the downstream area of the ZAT River is characterized by high water depletion caused by irrigation canals and groundwater recharge, as well as average evaporation rates of 1600 mm per year (Er-Raki et al., 2010). The basin is characterized by a concentration of urban and industrial pollution downstream of the river, along with some agricultural activity (Bouriqi et al., 2024).

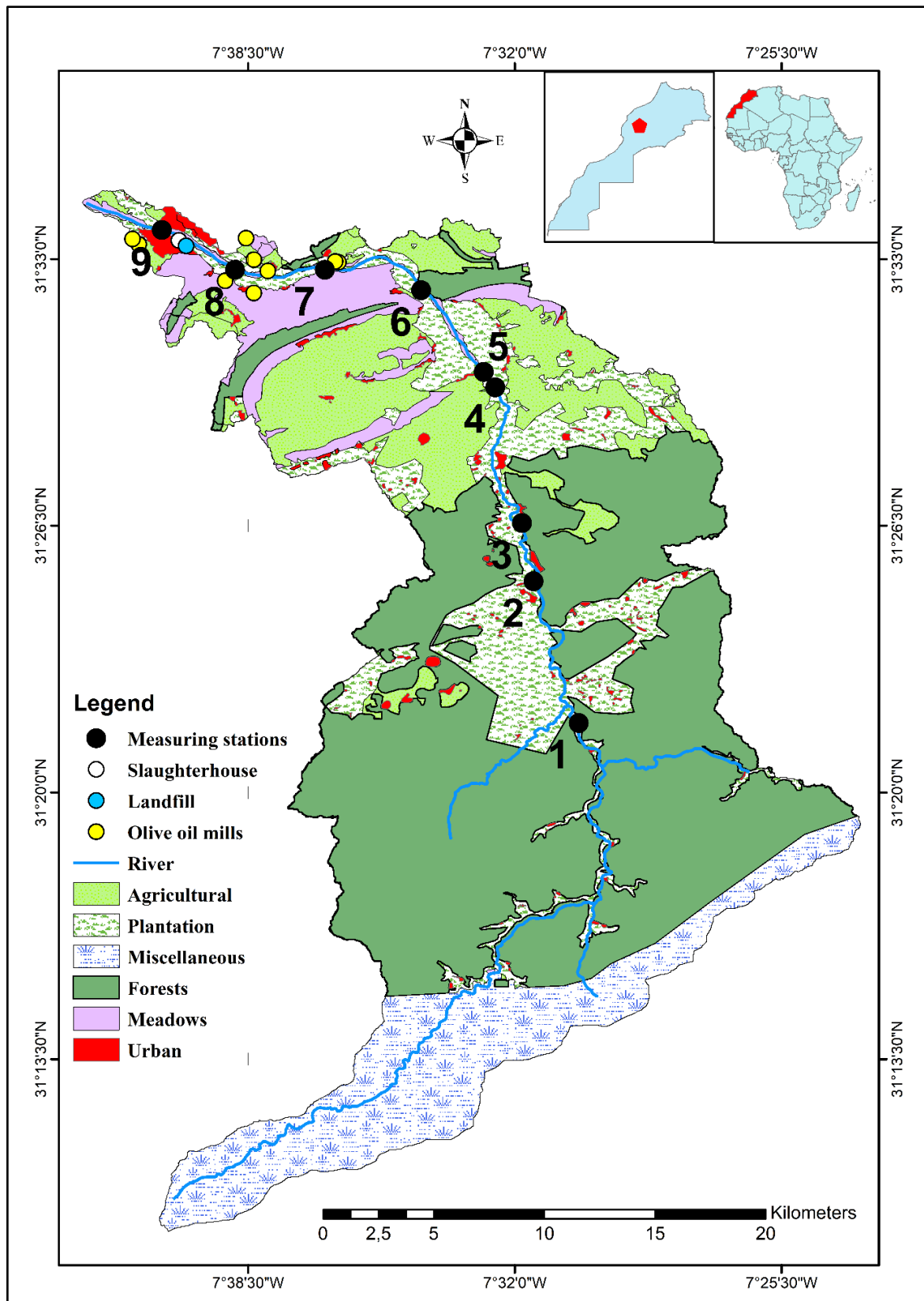


Figure 10: Geographic location of the studied stations (S1 to S9) in ZAT River, Morocco.

2. Data Collection and Water Quality Monitoring

CHAPITRE III

For the application of the PEGASE model in the ZAT River basin (Figure 11), we established a comprehensive database that included geographical, hydrometeorological, pollution, and quality measurement data. We downloaded spatial data as a digital elevation model (DEM). The DEM was obtained from LANDSAT 8 with SRTM resolution of 30×30 m (Shuttle Radar Topography Mission). Using the DEM, we identified the ZAT River basin and assessed its drainage patterns, elevation, and slope data. We processed the DEM data using the Geographic Information System (GIS) interface of the ArcGIS® program (Benkirane et al., 2020). We collected and analyzed daily hydrometeorological data (solar radiation, daily flow, and water temperature recorded in the ZAT River basin), as well as data on human activities and discharges (livestock, domestic effluents, etc.). We characterized all sources of pollution (urban, industrial, agricultural), including their GPS location, quantity of discharges (m^3/d), pollution loads ($\text{Kg COD}/\text{d}$), population equivalent ($\text{l}/\text{inhab}/\text{d}$), and pollution concentration (mg/l) (Bouriqi, 2024). This information was provided by the local watershed agency and through our field survey, sampling, and laboratory analysis (Table 6).

Monitoring campaigns were carried out during the winter (January 5th and 19th, and February 2nd and 6th), spring (March 2nd and 16th, April 6th and 20th, May 4th and 18th), and summer (June 1st and 15th) of 2021. In the field, we measured dissolved oxygen (DO), water temperature (T°), electrical conductivity (EC), and pH using a multiparameter instrument (HANNA HI 9829, Romania). We collected samples in the field, and subsequently, we analyzed other parameters such as chemical oxygen demand (COD), ammonium ion (NH_4^+), and orthophosphate (PO_4^{3-}) in the laboratory according to AFNOR standards (el ghadraoui et al., 2021).

CHAPITRE III

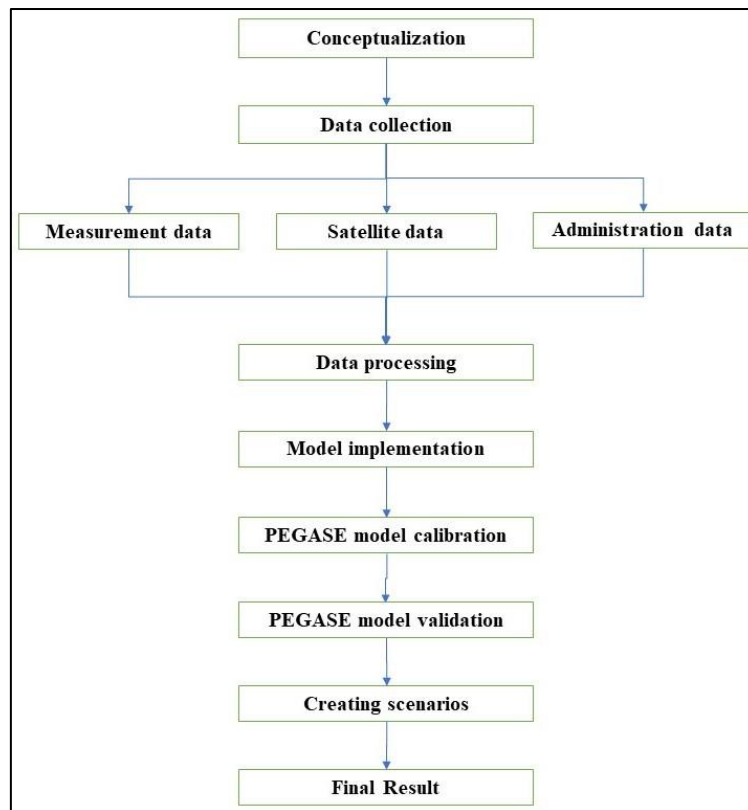


Figure 11: A workflow scheme of the methodology used in this study.

Table 6: Summary of data used in this study.

Data	Format	Period/Frequency	Data Source
Hydro-geographical data	Shapefile	2021	Tensift Hydraulic Basin Agency
Digital terrain model 30 m	Rasters	2021	Tensift Hydraulic Basin Agency
Land use map	Shapefile	2021	Tensift Hydraulic Basin Agency
Flow measurement	Excel file	Daily from 1990 to 2021	Tensift Hydraulic Basin Agency
Rainfall	Excel file	Daily from 1990 to 2021	Tensift Hydraulic Basin Agency

CHAPITRE III

River temperature	Excel file	Daily from 2021	Tensift Hydraulic Basin Agency
Insolations	Excel file	Every 30 min from 2021	Tensift Hydraulic Basin Agency
Withdrawals	Excel file	2021	Tensift Hydraulic Basin Agency
Discharge data	Excel file	2021	Tensift Hydraulic Basin Agency
Quality data	Excel file	Every 15 days for 6 months until 2021	Sampling campaign and laboratory analysis

3. Pollution Sources

Different sources of onsite pollution exist in downstream ZAT River area: wastewater from olive oil extraction units (OMW), wastewater from the slaughterhouse existing near the part of ZAT River called Ait Ourir River (SW), leachate from the local public landfill (LL), and domestic wastewater discharged from Ait Ourir town (EU). To have a global idea about these different kinds of pollution, three sampling campaigns were conducted on 11 May 2021, 18 April 2021, and 25 May 2021 to collect samples from multiple sources, sampling points located 10 m from the discharge point at the slaughterhouse, landfill, and town of AIT Ourire. For olive oil mills, sampling points at the mills. (Figure 10). The mean characteristics of such sources of pollution are described in Table 7.

For the quantity of discharges (m^3/d) for each pollution source, information was provided by the local Watershed Agency.

Table 7: The mean ($n = 3$) physicochemical properties of the discharged wastewater into the river surrounding. EU: urban wastewater, SW: slaughter wastewater, OMW: olive mill wastewater, Ll: landfill leachate.

CHAPITRE III

Parameters	Units	Discharge				
		Limit Values in River	EU	SW	OMW	LL
Discharge volume	m ³ /d	-----	3072	110	52	50
pH		5.5–9.5	8.01 ± 0.22	7.74 ± 0.12	5.76 ± 0.31	7.52 ± 0.15
CE	µs/cm	2700	1474 ± 144.31	2580 ± 175.11	18,590 ± 250.12	8490 ± 310.04
COD	mgO ₂ /l	250	1342 ± 30.91	2509 ± 44.2	193,565 ± 500.32	2576 ± 120.41
NH ₄ ⁺	mg/l		90 ± 0.87	46.13 ± 1.47	74.01 ± 1.61	73.40 ± 2.01
NO ₃ ⁻	mg/l	NTK = 40	3.02 ± 0.16	9.48 ± 0.62	20.01 ± 0.41	12.19 ± 0.86
NO ₂ ⁻	mg/l		6.11 ± 1.01	11.35 ± 0.96	62.20 ± 2.05	12.46 ± 0.51
PO ₄ ³⁻	mg/l	Pt = 15	4.04 ± 0.26	21.22 ± 2.41	34.58 ± 0.11	3.01 ± 0.09
COD Pollutant load	KgO ₂ /d	-----	4123	276	10.151	129

4. Modeling Approach

PEGASE is an integrated river basin model that enables the deterministic simulation of river quality based on the structure of the river network, hydro-meteorological conditions, and natural and anthropogenic impacts such as point and diffuse discharges. The Aquapôle R&D team at the University of Liège developed this physics-based model (Deliège et al., 2010). The model is a tool for studying the behavior of the hydro system, quantifying relationships between pressure and impact, and determining the management strategies required to achieve specific goals. The model explains the flow of water and pollutants through the river system to the outlet (Everbecq et al., 2019). It can manage several rivers at once and large watersheds with a precise spatial resolution of 200 m, offering a simple way to understand the data produced by generating maps and 2D graphics (Grard et al., 2014).

CHAPITRE III

In reality, the model is a one-dimensional river model that uses physical calculations to dynamically represent the river behavior. A selection of rivers is used to depict the hydrographic network, which is discretized into nodes that allow for the transmission of data and the extraction of findings. The segments of the rivers have varying lengths. The model uses the idea of diffuse soil functions and uses a semi-statistical method to only determine the diffuse contribution of soils. Processes are described in a mechanistic manner using a set of kinetic equations. The model explicitly takes into consideration the ongoing outflows of wastewater from factories, cities, sewers, and treatment facilities as point sources of nutrients (Everbecq et al., 2019; Grard et al., 2021).

5. Model Implementation

Preprocessing and Parameterization of the PEGASE Model

The implementation of the model in the ZAT River basin began with the construction of the hydrogeographic database. This required a number of spatial data, such as the hydrographic network, hydrographic zones, digital terrain model, and land use (Deliège et al., 2010). PEGASE preprocessing algorithms, useful for modeling, were applied to construct and verify the topology of the hydrographic network, the altimetric profiles of rivers, and the connectivity (Figure 12). These preprocessing steps resulted in the following:

- Sequencing and orienting river segments to construct a topologically correct hydrographic network.
- Selection of nodes and generation of altimetric profiles for rivers, imposing a smooth downstream altitude decrease.
- Generation of basin/river connectivity by calculating the steepest path between cells and computing flow parameters on the basin (distances to rivers, altitude differences, etc.).
- Addition of information regarding land use and livestock.

Once the physical characteristics of the hydrographic basin and rivers were introduced, preprocessing of discharge and measurement station data (river flow measurements, solar radiation, temperature, water quality, discharges, etc.) could be performed to format them correctly and position them on the modeled hydrographic network with specific information (discharge load, river width, etc.) (Grard et al., 2014). Before running PEGASE simulations, we specify the following information (simulation period, non-stationary parameters, output points for results, characterization of discharges, reductions, etc.), taking into account the specificities

CHAPITRE III

of the Moroccan context (estimation of population equivalent, imposition of a characteristic low-flow rate for intermittent watercourses, etc.) (Everbecq et al., 2019). Field measurements are used to calibrate soil functions, and field measurements are necessary for the validation phase of the model simulation results, where calculated values are compared with measured values for a given day and location (Boukari et al., 2018). Accurate input data are essential for modeling river ecosystems, as it directly influences the reliability of predictions regarding pollutant loads and flow rates. High-quality data enhances model performance, allowing for effective assessments of water quality changes and pollution impacts (Mahlathi et al., 2024; X. Wu et al., 2024). The integration of diverse datasets, including real-time and historical data, is crucial for capturing spatial and seasonal variations, which supports informed decision-making in water resource management (Miller et al., 2024; Najjar-Ghabel et al., 2024). However, low-quality data can significantly hinder model accuracy. It has been highlighted during the studies regarding the challenges posed by data errors during calibration (Cameron et al., 2022; Rong et al., 2024; van Leeuwen et al., 2024; X. Wu et al., 2024).

CHAPITRE III

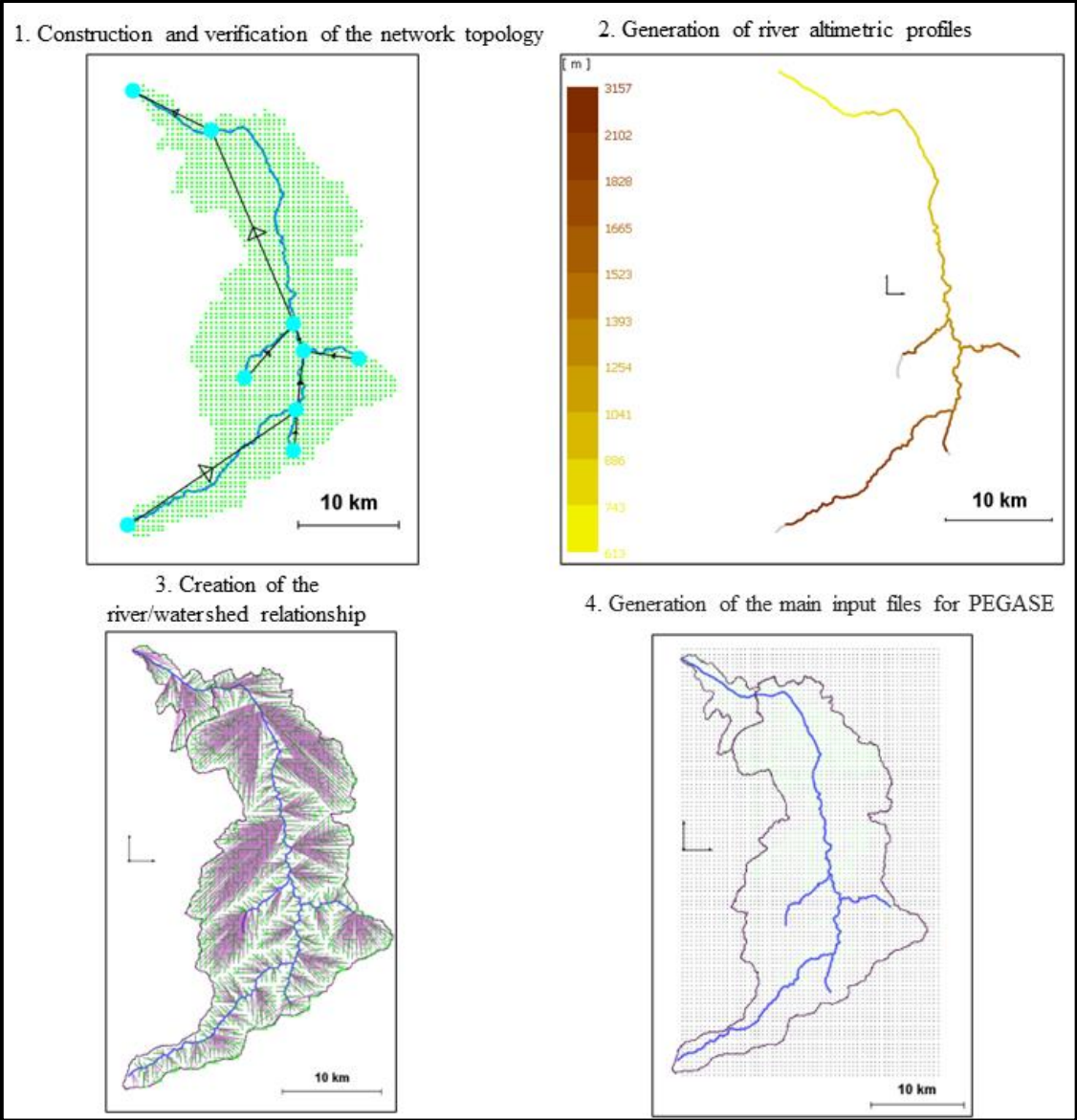


Figure 12: Preprocessing of geographical data with PEGASE.

CHAPITRE III

6. Model Calibration

A calibration is necessary for PEGASE soil functions. Some soil functions have been adjusted for certain basins in prior studies, and only a few calibrations are needed when using the model for new basins, including those related to soil functions. The main part of the parameters is determined experimentally or based on a literature review; a few ones were fitted on specific basins by calibration undertaken in previous studies (Everbecq et al., 2019). For the present application on the ZAT River Basin, the following parameters were adjusted:

- Norm of daily consumption of an inhabitant equivalent.
- Daily distribution of the elements (carbon, nitrogen, and phosphorus) of raw wastewater of an inhabitant equivalent.
- The soil leaching functions for the different land uses of the basin (urban, agricultural, forests, meadows, plantations, and miscellaneous). The concentration levels (i.e., soil leaching functions) for each soil occupancy are mainly projected using data obtained from measurements conducted in the upper part of the watershed.
- The flow of the river downstream km 62 is characterized by water abstraction toward irrigation canals and a consequent decrease in flow caused by soil infiltration (underground). The river flow recharges groundwater reserves by transferring water from the river to the aquifer through permeable zones (Bouimouass et al., 2020). These processes have been introduced, taking into account the appropriate abstraction of the river flow (takeoff).

For the calibration and adjustment, we selected 15 June 2021, which corresponds to a summer period with a calculated flow rate of $1.18 \text{ m}^3/\text{s}$ at km 64. This period is characterized by the absence of industrial activity from olive oil factories.

We calibrated diffuse inputs from the soil based on points 1, 2, and 3 upstream of the rivers and adjusted the concentrations of the diffuse inputs from the soil until we obtained results similar to the measured results at three points upstream. Concerning this parameter, the input values are as follows in Table 8.

CHAPITRE III

Table 8: The values of the soil leaching function for the different land uses.

Parameter (g/m ³)	Miscellaneous	Urban	Agricultural	Meadow	Plantation	Forest
Dissolved Organic Carbon Rapidly Degradable	0.03	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06
Dissolved Organic Carbon Slowly Degradable	0.06	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12
Dissolved Organic Carbon Non-Degradable	0.14	0.28	0.28	0.28	0.28	0.48
Particulate Organic Carbon Rapidly Degradable	0.04	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08
Particulate Organic Carbon Slowly Degradable	0.02	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04
Particulate Organic Carbon Non-Degradable	0.09	0.18	0.18	0.18	0.18	0.38
Nitrate	0.00008	0.0004	0.0006	0.0006	0.0015	0.00016
Nitrite	0.0002	0.0004	0.0004	0.0004	0.0004	0.0004
Ammonium	0.003	0.006	0.01	0.01	0.01	0.004
Dissolved Organic Nitrogen Degradable	0.005	0.01	0.01	0.01	0.01	0.006
Dissolved Organic Nitrogen Non-Degradable	0.04	0.08	0.08	0.08	0.08	0.12
Particulate Organic Nitrogen	0.01	0.02	0.024	0.024	0.02	0.016
Dissolved Orthophosphate	0.002	0.006	0.008	0.008	0.01	0.0012
Linked Orthophosphate	0	0	0	0	0	0

CHAPITRE III

Dissolved Organic Phosphorus	0.0005	0.001	0.002	0.002	0.002	0.001
Particulate Organic Phosphorus	0.0015	0.003	0.004	0.004	0.006	0.004

For the flow rate, which decreases downstream of the river, we modeled irrigation channels that diverted a flow rate of 5 m³/s for irrigation with a maximum diversion limit of 95% of the river capacity and a flow rate of 1 m³/s for groundwater recharge with a maximum diversion limit of 5% of the river capacity.

For urban discharges, the best adjustment obtained gives a water consumption of 60 l/inhabitant/d and 9 gC/inhabitant/d, 0.3 gN/inhabitant/d, and 0.03 gP/inhabitant/d for the villages. For the city of AIT OURIR, the best adjustment obtained gives a water consumption of 120 l/inhabitant/d and 18 gC/inhabitant/d, 0.6 gN/inhabitant/d, and 0.06 gP/inhabitant/d.

Values of these four input parameters in the PEGASE model are adjusted until all the simulated values of the five water quality parameters (dissolved oxygen (DO), water temperature (T°), chemical oxygen demand (COD), ammonium ion (NH₄⁺), and orthophosphate (PO₄³⁻)) considered here reach satisfactory fitting of the measured values.

We verified our calibration by comparing the calculated results with the measured results for the date of 15 June 2021. We visualized the results on longitudinal graphs and used three statistical parameters to evaluate the performance of the calibration: R² (coefficient of determination), RMSE (root mean square error), and PBIAS (percentage bias). According to Boukari et al. (2018), an R² value greater than 0.4 is considered satisfactory, and a PBIAS value less than ±30 is also deemed satisfactory (Adedeji et al., 2022; Das et al., 2019; Djagba et al., 2022).

CHAPITRE III

7. Model Validation

For validation, we selected three dates: 19 January 2021, in winter; 16 March 2021, in spring; and 1 June 2021, in summer. We also chose point 9 located downstream of the river (71.77 km) for temporal calibration. We will use three statistical parameters to evaluate the model performance: R^2 (coefficient of determination), RMSE (root mean square error), and PBIAS (percentage bias). An R^2 value greater than 0.4 is deemed satisfactory (Boukari et al., 2018), while values between 0.75 and 0.85 are considered good, and those above 0.85 are classified as very good (Adedeji et al., 2022; Das et al., 2019; Djagba et al., 2022). Additionally, the Percent Bias (PBIAS) metric is essential for evaluating model accuracy, with values between $\pm 30\%$ to $\pm 20\%$ regarded as satisfactory, $\pm 20\%$ to $\pm 15\%$ as good, and below $\pm 15\%$ as very good (Adedeji et al., 2022; Das et al., 2019; Djagba et al., 2022). These metrics are widely recognized for evaluating environmental model performance (Pérez-Sánchez et al., 2019; Ritter and Muñoz-Carpena, 2013). The coefficient of determination or The Pearson linear coefficient of determination, denoted as R^2 , is a measure of the effectiveness of predicting a linear regression model. It assesses the similarity of linear trends between estimated and observed values (Di Buccianico, 2008). To complement this evaluation, one can also use RMSE, which represents the standard deviation of the differences between predicted and observed values in terms of the unit of the studied variable (Hodson, 2022). Additionally, the addition of PBIAS can help quantify the differences between predicted and observed values in terms of percentage of the standard deviation (Tikhanychev, 2023). A high R^2 alone does not provide a comprehensive view of the unmatching between calculated and measured values. That justifies the use of other statistical parameters such as RMSE and PBIAS, along with graphical observation, to provide an overall view of assimilation quality (Pérez-Sánchez et al., 2019; Ritter and Muñoz-Carpena, 2013).

CHAPITRE III

8. Scenario Analyses

After conducting reference simulations for the year 2021, we compared them to new scenarios under the same hydraulic conditions, and we have developed four scenarios (Table 4).

Table 9: Table of pollutant release scenarios for olive oil mills.

Scenar io	Description	COD Pollutant Load (KgO₂/d)	Months
1	Olive oil factories release 100% of COD load daily production into the river over a two-month period.	10,151	January, February
2	Olive oil factories release 10% of COD load daily production into the river over a two-month period.	1015.1	January, February
3	Olive oil factories release 20% of their daily production into the river over a six-month period.	2030.2	January to June
4	Olive oil factories release 50% of their wastewater production into the river over a six-month period.	5075.5	January to June

CHAPITRE III

V. Results

1. Model Calibration 15 June 2021

We examined the daily concentrations of the parameters calculated by the model and compared them to measured values obtained for the following variables—water temperature, dissolved oxygen, ammonium, orthophosphates, and chemical oxygen demand—during the monitoring campaign conducted on 15 June 2021 (Figure 13), to assess the effectiveness of the model in modeling river water quality.

We chose to conduct the comparisons along the ZAT River at nine points (Figure 10). These comparisons allowed us to evaluate the quality of the simulation results and the model ability to account for the sizing procedures of the study river. They also allowed us to observe how the studied parameters evolved spatially.

The graphs in Figure 13, representing measured and simulated concentrations along the ZAT River, were used to conduct the analysis. The coefficient of determination (R^2), root-mean-square error (RMSE), and Percent Bias, which are three common statistical measures, were used to evaluate the fit.

The simulation results were accurate and reliable, with the simulated values being of the same order of magnitude as the data for the majority of the variables studied. The simulations were satisfactory for all parameters, with R^2 values above 0.4 and PBIAS values also below $\pm 30\%$ for all parameters. For the calibration results of the parameters COD, T° , DO, NH_4^+ , and PO_4^{3-} , the model showed satisfactory to very good performance on all indicators, including RMSE, R^2 , and Percent Bias. The R^2 values were above 0.66, and the PBIAS was below 16%. In terms of graphical comparison, the results appear consistent, with the exception of temperature, which showed a variation at the downstream end of the river between measured and calculated values with an RMSE of 4.43 °C. Overall, when considering the product and field measurements, we observe that pollutant concentrations remain low along the river up to km 71. Afterward, there is a significant increase in pollutant concentration due to the discharge of pollutants from the city of Ait Ourir.

CHAPITRE III

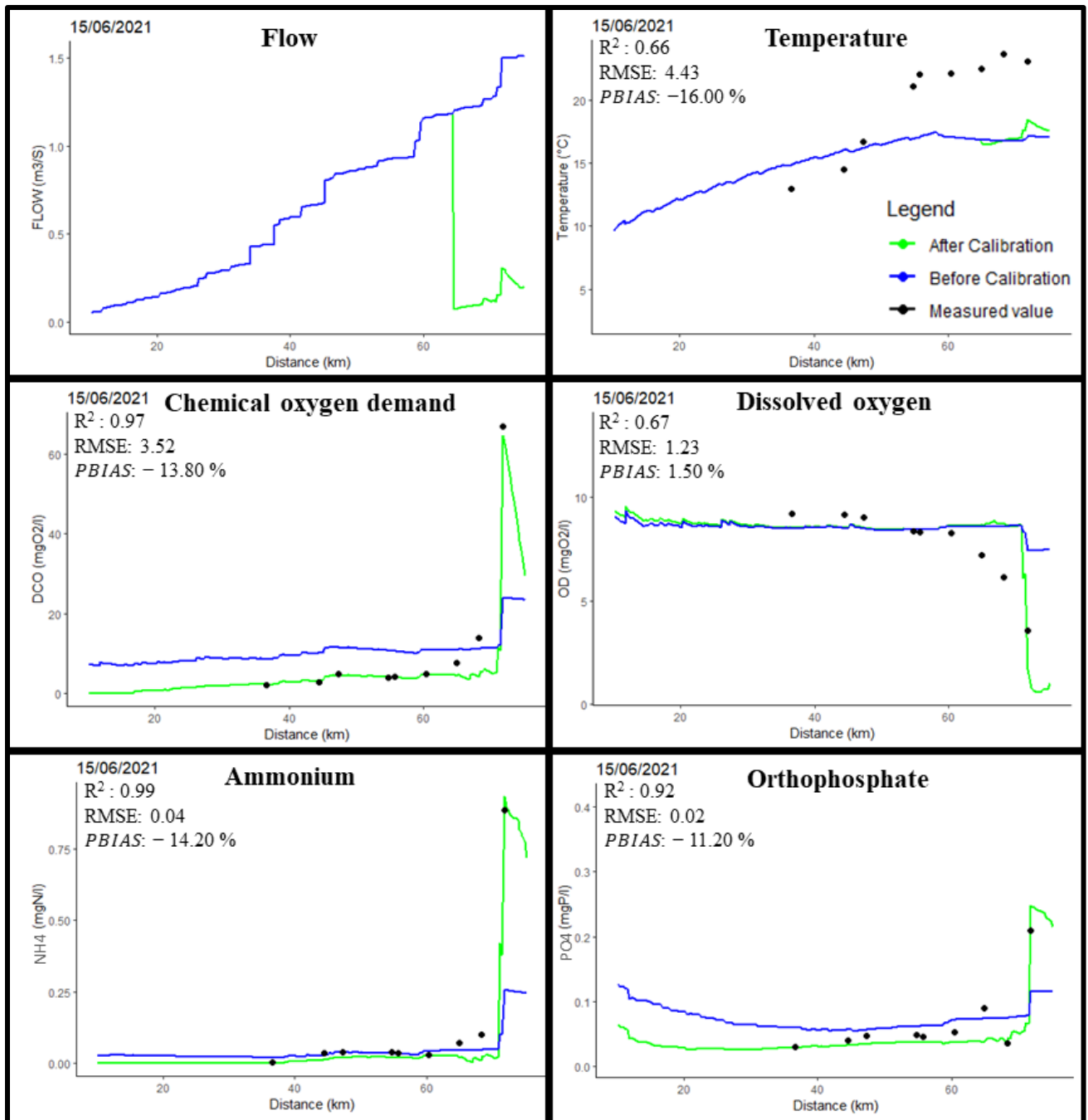


Figure 13: Longitudinal evolution of physicochemical parameters before calibration (blue line) and after calibration (green line) compared with the measured value (black dots) along the ZAT River on 15 June 2021.

CHAPITRE III

2. Model Validation

To validate the effectiveness of the model in modeling river water quality, we examined the daily concentrations of the parameters calculated by the model and compared them to measured values. The validations were conducted using monitoring data from campaigns in winter (19 January 2021), spring (16 March 2021), and summer (1 June 2021). We use the following parameters: water temperature, dissolved oxygen, ammonium, orthophosphates, and chemical oxygen demand. To validate the simulation results, we conducted comparisons along the ZAT River at nine points and performed a temporal comparison downstream of the river at km 71.77 in station 9 (Figure 1). These comparisons allowed us to observe the spatial and temporal evolution of the studied parameters. The graphs in Figures 14–17, representing the measured and simulated concentrations along the ZAT River, were used for the analysis. We conducted a validation using three common statistical coefficients: the coefficient of determination (R^2), root-mean-square error (RMSE), and Percent Bias (Figures 14–17). The results were satisfactory both in terms of statistical analysis and graphical comparison.

a. Validation in winter 19/01/2021

Figure 14 presents the graphical results of the model simulation for the physicochemical quality of the ZAT River during winter (19 January 2021) for each parameter. The temperature gradually increased from the source to the estuary but did not exceed 10 °C. Dissolved oxygen concentrations above 10 mgO₂/l were observed along the river in all seasons, extending from the source to km 64 during winter. Subsequently, dissolved oxygen concentrations decreased to less than 6.37 mgO₂/l based on the measured value and 0.31 mg/l according to the calculated value at station 9. Regarding chemical oxygen demand (COD), low concentrations were observed from the source to 64 km, followed by an increase of 64.54 mgO₂/l based on the measured value and 199.95 mgO₂/l according to the calculated value at station 9. NH₄⁺ and PO₄³⁻ concentrations were generally low at all upstream stations, with a slight increase between km 64 and km 71.77. However, their concentrations increased thereafter by 0.82 mgN/l NH₄⁺ and 0.22 mgP/l PO₄³⁻ based on the measured value, and by 0.86 mgN/l NH₄⁺ and 0.28 mgP/l PO₄³⁻ based on the calculated value at station 9.

It is important to note that the concentrations remain low until km 64 and then gradually start to increase. However, there is a sharp increase after km 71 due to industrial activities and pollution from the city of Ait Ourir during this period. The graphic comparison indicates a correlation between the calculated results and the measurements, except for the chemical oxygen demand

CHAPITRE III

(COD) and dissolved oxygen (DO) parameters downstream the river, which exceeded the difference between the measured values and the calculated values. The R^2 values were greater than 0.78 and the PBIAS was less than 27.30%, except for the chemical oxygen demand (COD) parameter, which exceeded the expected values with a percentage bias (PBIAS) of 205.8%. This difference between the measured values and the calculated values for chemical oxygen demand (COD) and dissolved oxygen (DO) parameters downstream the river is attributed to our assumption in the model that factories discharge 100% of their pollutants, whereas in reality, they discharge a lower amount.

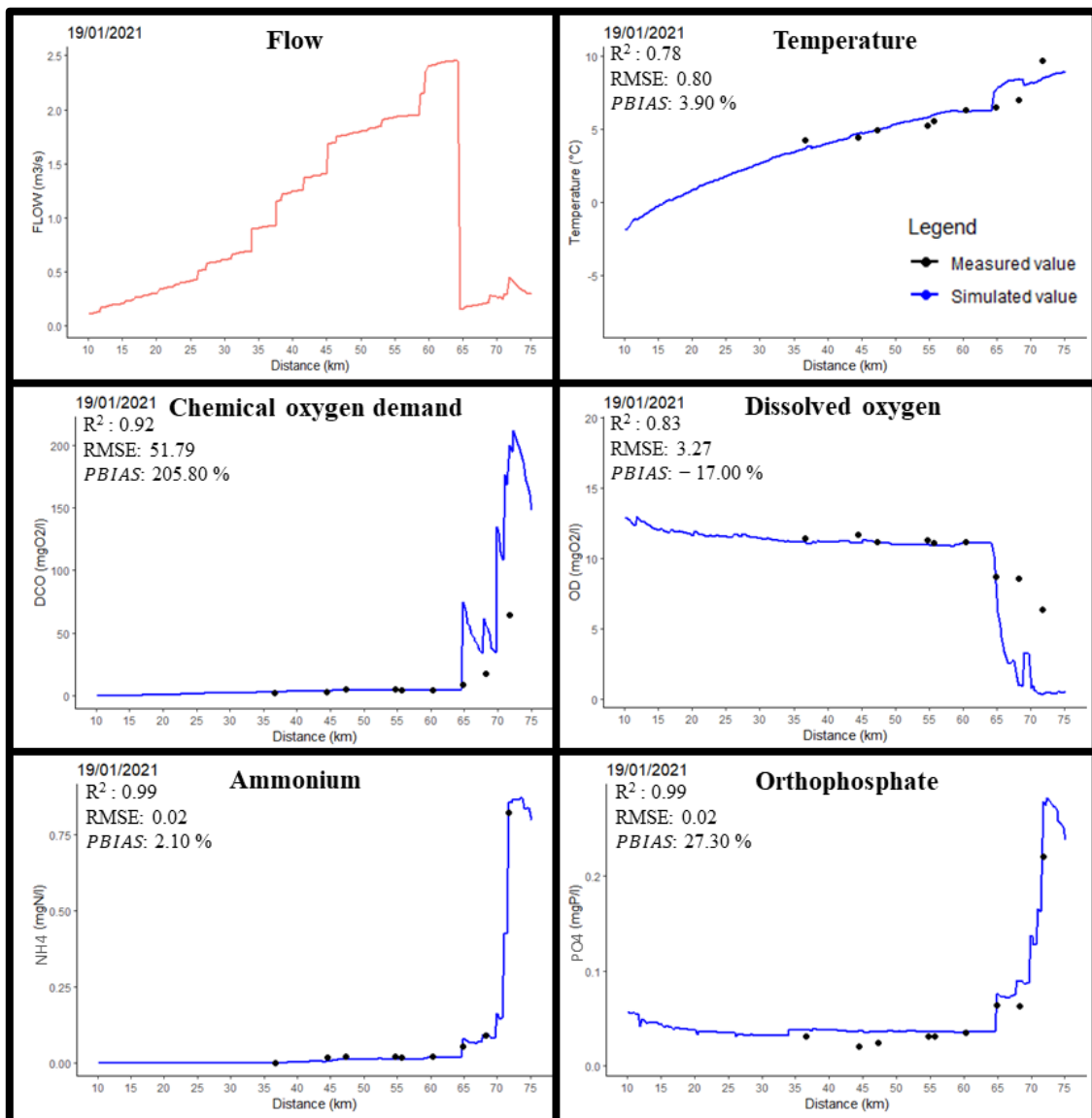


Figure 14: Longitudinal evolution of physicochemical parameters along the ZAT River on 19 January 2021, with simulated value in blue line and measured value in black dots.

b. Validation in spring 16 March 2021

CHAPITRE III

Figure 15 presents the graphical results of the model simulation for the physicochemical quality of the ZAT River during spring (2 March 2021) for each parameter. The temperature gradually increased from the source to the estuary but did not exceed 13 °C. Dissolved oxygen concentrations above 10 mgO₂/l were observed along the river in all seasons, extending from the source to 71 km during spring. Subsequently, dissolved oxygen concentrations decreased to less than 7.70 mgO₂/l based on the measured value and 9.97 mgO₂/l based on the calculated value at station 9.

Regarding chemical oxygen demand (COD), low concentrations were observed from the source to 71 km, followed by an increase of 16.08 mgO₂/l based on the measured value and 7.97 mgO₂/l based on the calculated value at station 9. NH₄⁺ and PO₄³⁻ concentrations were generally low at all upstream stations. However, their concentrations increased thereafter by 0.41 mgN/l NH₄⁺ and 0.041 mgP/l PO₄³⁻ based on the measured value, and by 0.056 mgN/l NH₄⁺ and 0.029 mgP/l PO₄³⁻ based on the calculated value at station 9.

Regarding the spring season, which experiences a flow rate higher than 10 m³/s at 62 km, the R² results were generally acceptable, exceeding 0.46, and the PBIAS results were less than 23%. Most parameters yielded satisfactory results, except for NH₄⁺, which showed a significant deviation with a PBIAS percentage higher than 85%. In the graphic comparison, it is obvious that downstream of the river, the model provides significantly different results between the measured values and the calculated values for COD, DO, NH₄⁺, and PO₄³⁻. This is probably due to the fact that in our model, we considered that olive oil factories only discharge pollutants during the production period, i.e., January and February. However, it appears that the olive oil factories continue to release pollutants during other months despite the production break.

CHAPITRE III

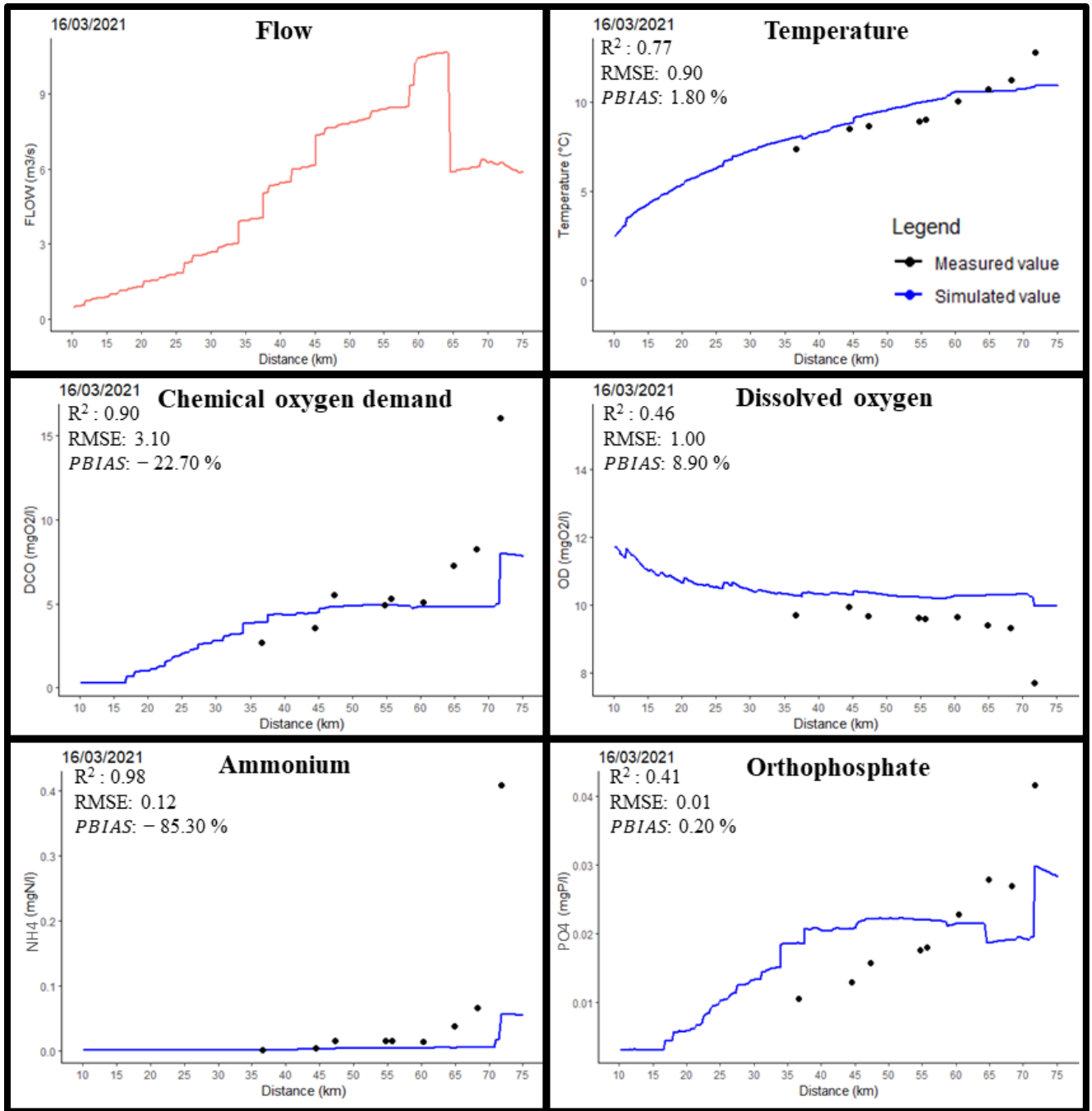


Figure 15: Longitudinal evolution of physicochemical parameters along the ZAT River on 16 March 2021, simulated value (blue line), measured value (black dots).

CHAPITRE III

c. Validation in summer 01 June 2021

Figure 16 presents the graphical results of the model simulation for the physicochemical quality of the ZAT River during summer (1 June 2021) for each parameter. The temperature gradually increased from the source to the estuary but did not exceed 21 °C on the measured value and 16 °C based on the calculated value at station 9. Dissolved oxygen concentrations above 6 mgO₂/l were observed along the river, extending from the source to 71.11 km during the summer. Subsequently, dissolved oxygen concentrations decreased to less than 3.72 mgO₂/l based on the measured value and 3.36 mgO₂/l based on the calculated value at station 9.

Regarding chemical oxygen demand (COD), low concentrations were observed from the source to 71.77 km, followed by an increase of 58.37 mgO₂/l based on the measured value and 56.40 mgO₂/l based on the calculated value at station 9. NH₄⁺ and PO₄³⁻ concentrations were generally low at all upstream stations. However, their concentrations increased thereafter by 0.82 mgN/l NH₄⁺ and 0.19 mgP/l PO₄³⁻ based on the measured value, and by 0.80 mgN/l NH₄⁺ and 0.21 mgP/l PO₄³⁻ based on the calculated value at station 9.

Regarding the summer season, characterized by the absence of industrial activity and a flow rate below 1.9 m³/s at km 62, satisfactory results were obtained. The R² coefficient exceeded 71%, and the PBIAS was below 18%. Even in the graphic comparison, the results generated by the model are close to the field measurements, except for temperature, which showed a variation at the downstream end of the river between measured and calculated values, with an RMSE of 3.43 °C. Calibration and validation were more consistent during the summer compared with winter and spring, except for the temperature downstream the river.

CHAPITRE III

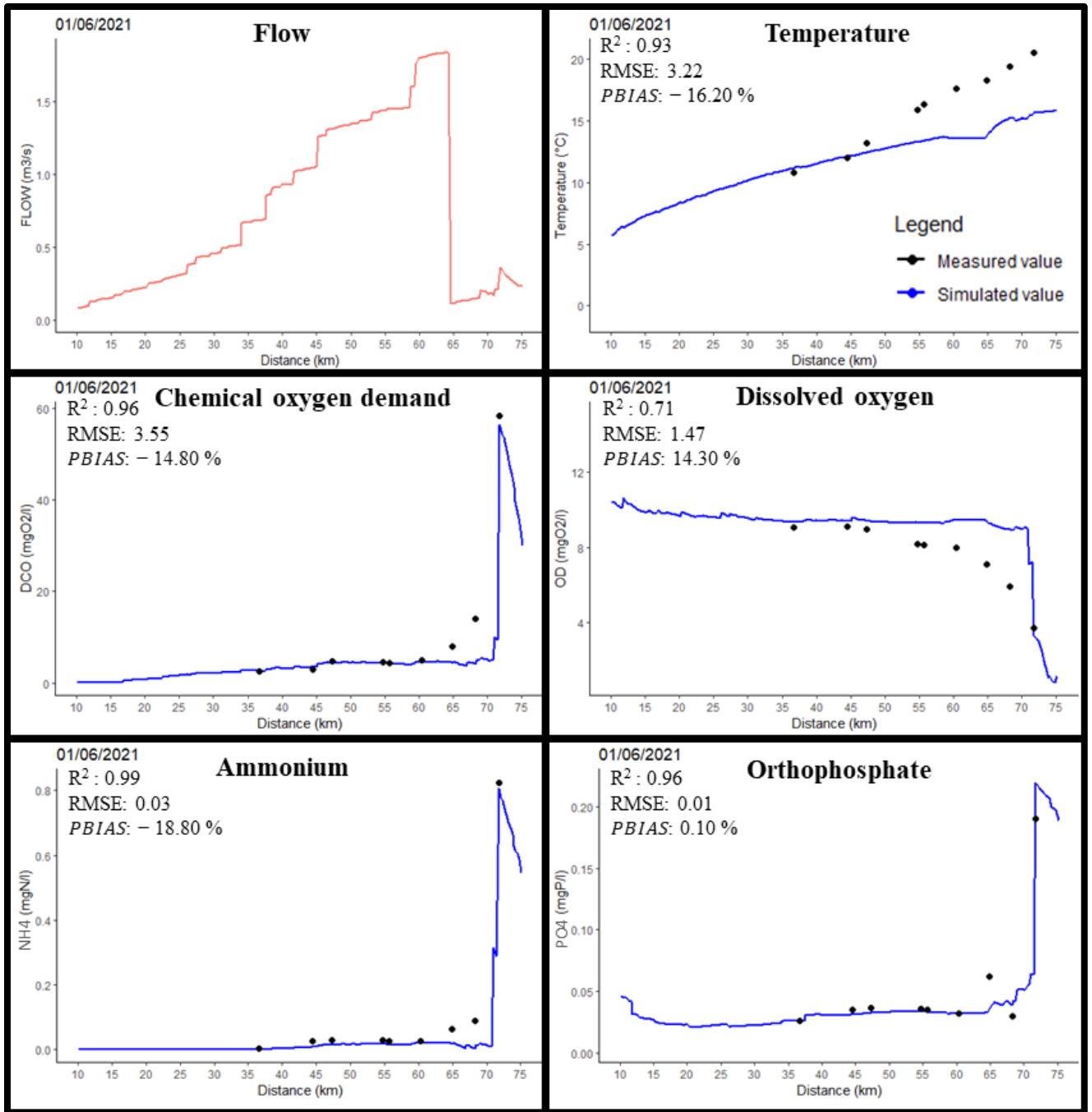


Figure 16: Longitudinal evolution of physicochemical parameters along the ZAT River on 1 June 2021, simulated value (blue line), measured value (black dots).

CHAPITRE III

d. Validation at point 9 at 71.77 km

Figure 17 presents the graphical representation of the model simulation results, illustrating the temporal changes in the physicochemical water quality of station 9 in the ZAT River from 1 January 2021 to 30 June 2021. The temperature showed a gradual increase from winter to summer, with maximum values of 21 °C in summer and 15 °C in winter and spring.

During the spring season, dissolved oxygen concentrations were observed to be above 7 mgO₂/l. In summer, measured dissolved oxygen values ranged from 3.72 to 3.57 mgO₂/l, while calculated values ranged from 3.57 to 0.5 mgO₂/l. However, in winter, there was a notable disparity between field measurements and model-based calculations. Measured values ranged from 6.5 to 5 mgO₂/l, while calculated values ranged from 0.05 to 0.01 mgO₂/l, except for the ninth and tenth days of January, where higher simulated values exceeding 10 mgO₂/l were recorded due to elevated flow rates ranging from 5.8 to 2.3 m³/s. Regarding the chemical oxygen demand (COD), measurements during the summer season ranged from 58.37 to 66.96 mgO₂/l, while in spring, they ranged from 16.16 to 58.95 mgO₂/l for measured values and 7.97 to 56.98 mgO₂/l for calculated values. In winter, significant differences were observed between the measured and calculated results, with measured values ranging from 64.54 to 79.05 mgO₂/l and the calculated results exceeding 200 mgO₂/l. For nitrogen (NH₄), measurements in the summer season varied between 0.82 and 0.88 mgN/l, while in spring, they ranged from 0.36 to 0.85 mgN/l. In winter, nitrogen measurements ranged from 0.82 to 1.23 mgN/l. As for phosphorus (PO₄), measurements during the summer season ranged from 0.19 to 0.21 mgP/l, while in spring, they ranged from 0.04 to 0.2 mgP/l. In winter, phosphorus measurements ranged from 0.22 to 0.45 mgP/l.

When comparing the quality parameter variations at station 9, located at km 71.77, most parameters showed satisfactory measurements. The R² values were greater than 0.51 and the PBIAS was less than -32.70%, except for COD, which exhibited an 84.60% positive bias PBIAS. This discrepancy can be attributed to the winter months, where the model significantly overestimated the values. However, the model performed well with minor deviations during other months, primarily due to reduced flow and increased pollutants in winter. Overall, the simulations provided reasonable estimates for all parameters and accurately represented the behavior of the watershed. This highlights the robustness of the PEGASE model in simulating these elements and its potential ability for studying the water quality status in the ZAT River basin. This includes temperature, ammonium, and orthophosphate in all seasons, and dissolved

CHAPITRE III

oxygen and chemical oxygen demand in the months least exposed to the influence of olive oil mills (Figure 17).

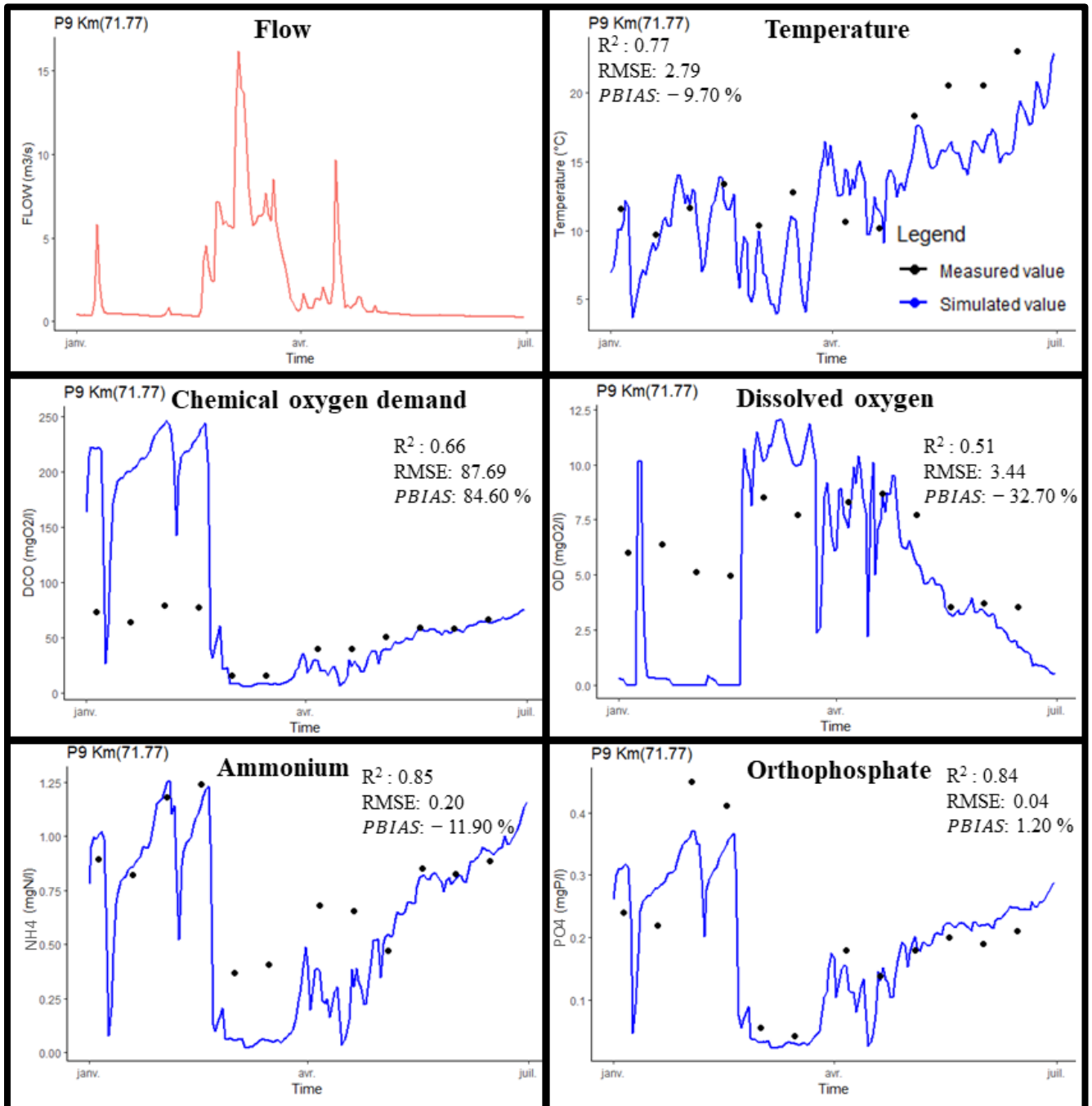


Figure 17: Temporal evolution of physicochemical parameters along the ZAT River in point 9, at 71.77 km, simulated value (blue line), measured value (black dots).

CHAPITRE III

3. Scenario Analyses

Figure 18 illustrates the simulation results of the model for the physical and chemical quality of the ZAT River under four scenarios:

In the first scenario, we assumed that olive oil factories, which produce a COD pollutant load of 10151 KgO₂/d during the months of January and February, release the same amount of COD pollutant load every day during this period. Additionally, we considered that the ZAT River does not experience any pollution from olive oil factories from March to June. In this scenario, the results indicated that the dates May 18th, June 1st, and June 15th are not affected by the factories. However, during the period from March to May, the model provided lower results compared with the field measurements, suggesting that olive oil factories release a certain percentage of wastewater during this period despite the production break. Furthermore, for the months of January and February, the model produced calculated values significantly higher than field measurements, indicating that the factories do not release 100% of their daily production.

In the second scenario, where we assumed that olive oil factories release 10% of their daily production in January and February and nothing during the other months, the results matched the field measurements for January and February. Therefore, it can be concluded that 10% of the daily production reaches the river during this period.

In the third scenario, where we assumed that olive oil factories operating and producing wastewater in January and February release 20% of their daily production over a six-month period, we found a match during the period 6 April 2021, 20 April 2021, and 4 May 2021. Consequently, 20% of the daily production reaches the river during this period.

Regarding the fourth scenario, where we assumed that olive oil factories release 50% of their wastewater production over a six-month period, the model results showed a close approximation during the high-flow period in March. Thus, it can be considered that olive oil factories release 50% of their daily production in March.

In conclusion, from the first, second, third, and fourth scenarios, we can deduce that the olive oil factories release their waste as follows: they discharge around 10% of the daily production of their daily waste during the production months of January and February, 50% of the daily production in March, and approximately 20% of the daily production in the month of February and the beginning of May. Furthermore, we observe that there is no significant impact from olive oil factories in late May and during the summer season.

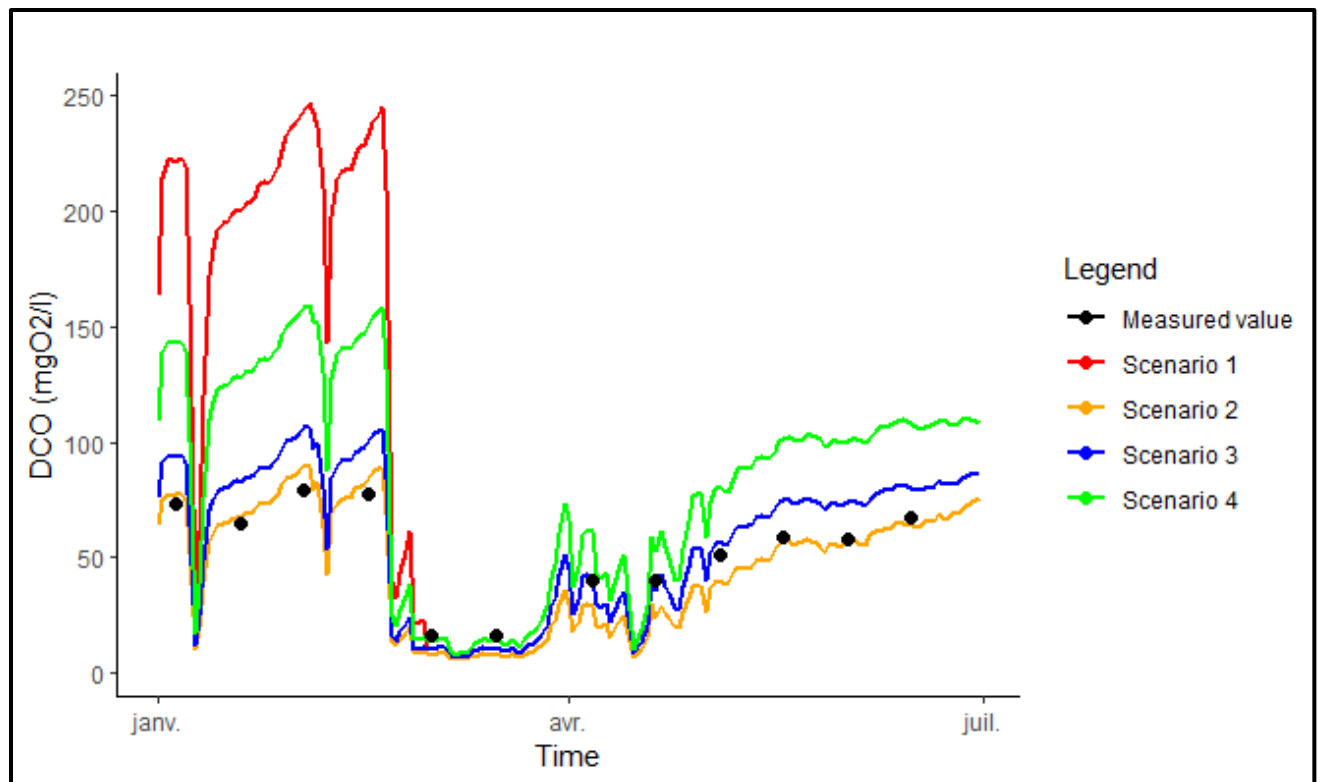


Figure 18: Temporal evolution of chemical oxygen demand parameters along the ZAT River at point 9, at 71.77 km, simulated value (blue line), measured value (black dots).

4. Dissolved Organic Carbon Balance under Two Scenarios

Carbon organic dissolved inputs and outputs were assessed between station 6 (60.35 km) and station 9 (71.77 km) under two scenarios. In the first scenario, oil mills discharged 100% of their daily wastewater into the river over two months in January and February. In contrast, in the final scenario, oil mills discharged 10% of their daily wastewater in January and February, 50% in March, and 20% between April 1st and May 15th. During April 16th and June 31st, there was no discharge of wastewater from the oil mills.

In the first scenario (Figure 19), the total pollution load reaches 594 kg C/d, with a major contribution from industrial pollution, which accounts for 377 kg C/d. Urban pollution comes in second with 147 kg C/d. In addition, upstream flux contains 325 kg C/d with a flow rate of 4.27 m³/s. The downstream flux shows a presence of 576 kg C/d with a flow rate of 1.88 m³/s. The river's self-purification gets rid of 346 kg C/d through withdrawals, contributing 277 kg C/d, and undergoes a total biodegradation of 69 kg C/d.

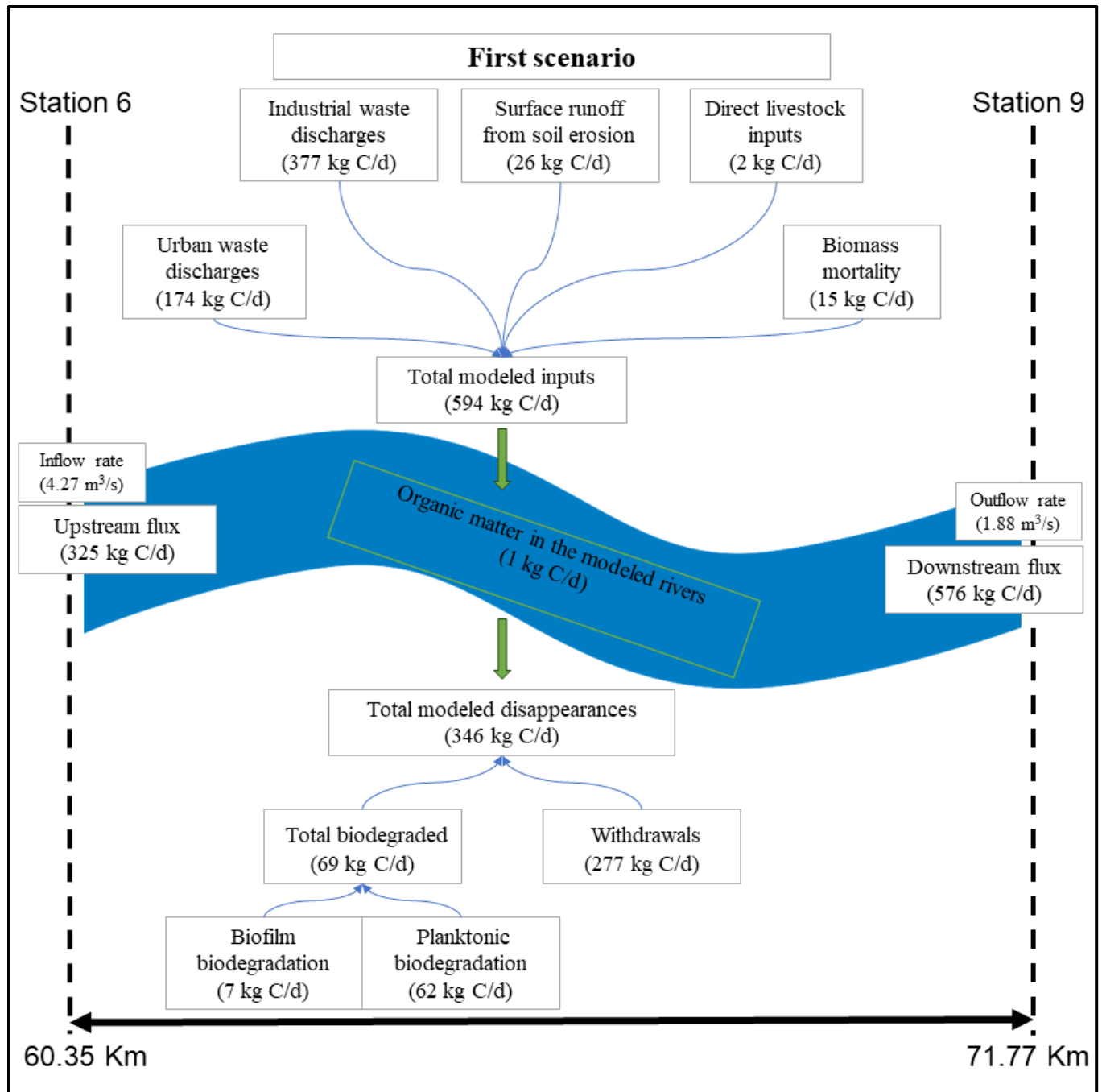


Figure 19: First scenario (the oil mills discharged 100% of their daily wastewater into the river over two months in January and February).

In the final scenario (Figure 20), industrial pollution decreases to 178 kg C/d, representing 47% of total industrial pollutants, a 53% reduction on the initial input to the river in the first scenario. The downstream flux then reaches 435 kg C/d, resulting in a reduction of 24.5%. In the second scenario, the river's self-purification eliminates 255 kg through withdrawals and 18 kg C/d through biodegradation, including 12 kg C/d through planktonic biodegradation and 7 kg C/d through biofilm biodegradation. The second scenario demonstrates that 93% of pollutants

CHAPITRE III

disappearing in the hydrographic network are eliminated through water withdrawals performed by irrigation channels and groundwater recharge.

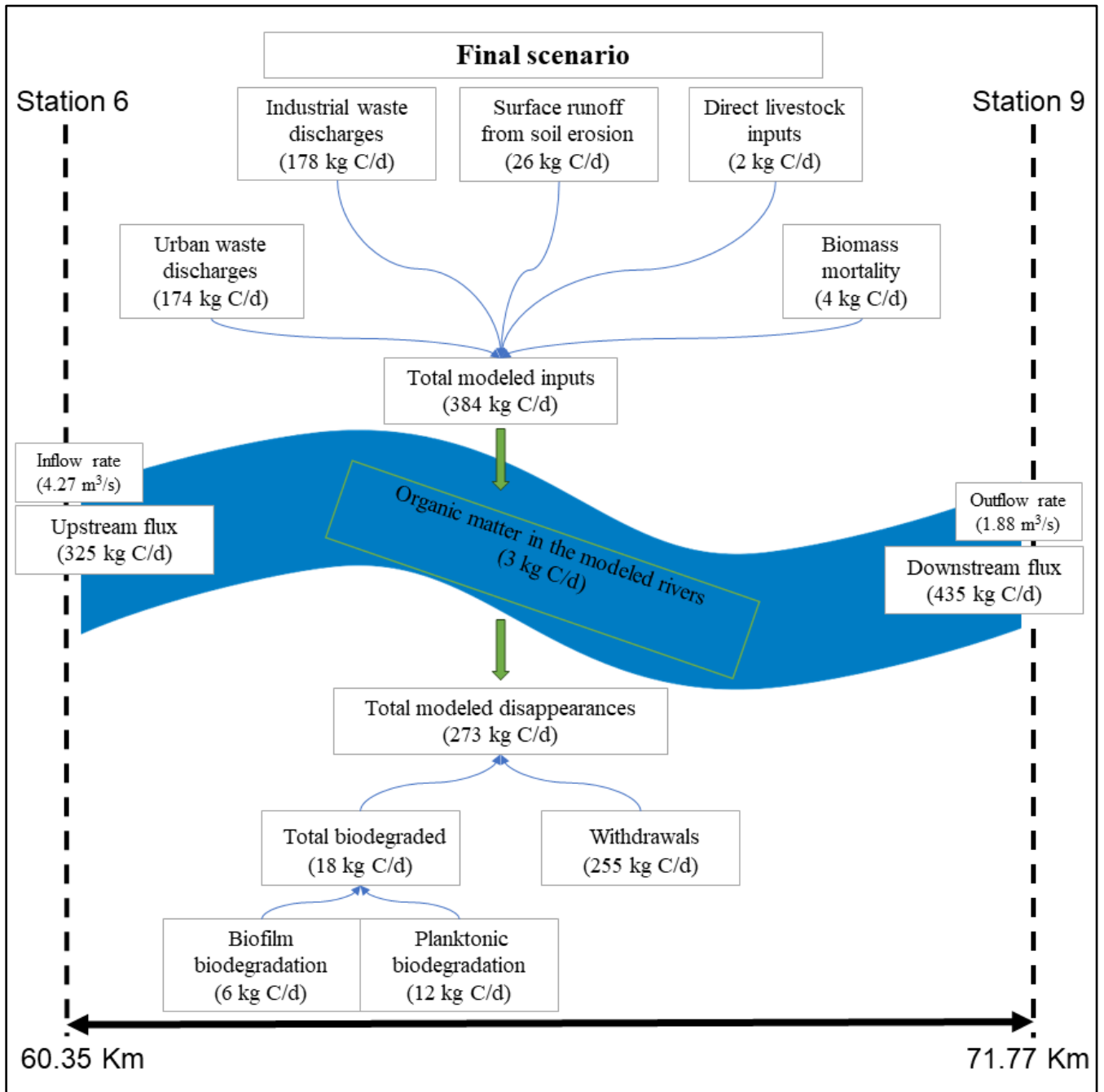


Figure 20: Final scenario (The oil mills discharged 10% of their daily wastewater in January and February, 50% in March, and 20% between April 1st and May 15th, with 0% discharge of wastewater from the oil mills between April 16th and June 31st).

CHAPITRE III

VI. Discussion

1. Performance of the Model

A validation methodology was adopted to assess the effectiveness of the PEGASE model in water quality modeling. This included comparing daily concentrations of parameters calculated by the model with measured values. The studied parameters encompassed water temperature, dissolved oxygen, ammonium, orthophosphates, and chemical oxygen demand (COD), collected during the monitoring campaign on 15 June 2021. Model validation was performed using data from measurement campaigns conducted in winter (19 January 2021), spring (16 March 2021), and summer (1 June 2021), as well as temporal validation downstream at station 9 located at km 71.77 along the river.

Comparisons were conducted at nine points along the ZAT River (Figure 10), allowing a detailed assessment of simulation results quality and the model's ability to represent river sizing procedures. Graphs from Figures 13–17, depicting measured and simulated concentrations, were analyzed using statistical measures such as the coefficient of determination (R^2), root mean square error (RMSE), and percentage bias (PBIAS). These metrics are widely recognized for evaluating environmental model performance (Pérez-Sánchez et al., 2019; Ritter and Muñoz-Carpena, 2013).

We can consider providing a close representation of reality if statistical parameters such as R^2 , RMSE, and percentage bias indicate satisfactory performance after calibration and validation (Benkirane et al., 2020; Bouaida et al., 2021; Lahcen et al., 2020). The ability to produce a model with a high degree of performance is a sign of model strength (Herrera et al., 2022), especially when used in African basins where data availability and accessibility are an issue (Papa et al., 2023).

The results were satisfactory in terms of both statistical analysis and graphic comparison, with R^2 values above 0.4 and PBIAS values also below $\pm 30\%$ for all parameters. As a result, the PEGASE model demonstrated its robustness when approximating reality, even without complex calibration, as being a physical-based model. Research conducted in Africa in semi-arid Mediterranean regions has used this model to assess water quality (Boukari et al., 2018). This study yielded satisfactory results, affirming the model's efficiency even in semi-arid climates and data-scarce areas (Boukari et al., 2018).

However, the model was unable to produce a temperature value close to the measured value in the field in the summer. The differences between modeled and field-measured water temperatures

CHAPITRE III

can be attributed to several interrelated factors, including data limitations, methodological approaches, and timing of measurements. Understanding these factors is crucial for improving model accuracy and reliability. The absence of daily water temperature data necessitated the use of daily air temperature, which was smoothed through a moving average. This approach introduces uncertainty in the temperature estimates, as air and water temperatures can diverge significantly, especially in summer (Caissie et al., 2001). The model's reliance on altitude to calculate temperature variations along the river fails to account for the complex thermal dynamics of water bodies. An altitudinal gradient can lead to significant temperature differences, particularly in varying climatic conditions (Sleziak et al., 2023). The temporal lag in water temperature measurements, where upstream measurements are taken earlier than downstream, exacerbates the issue during summer. Rapid water temperature changes can occur throughout the day, leading to higher downstream temperatures that the model does not capture accurately, particularly in summer when temperatures can fluctuate dramatically throughout the day (St-Hilaire et al., 2012; Tavares et al., 2020). When these three factors are considered together, they explain why the temperature measured downstream is significantly higher than the temperature calculated by the model. This also explains why the validation results for winter and spring temperatures were better than the calibration results for summer. The model remains effective for monitoring river water quality. However, it is also marked by certain weaknesses, such as the absence of a full physical-based hydrodynamic model to estimate soil fluxes or inputs. It can be fixed by coupling PEGASE to another specific soil model, such as the SWAT model, according to Boukari's research [31].

2. Physicochemical Parameters

The ZAT River basin, which has a predominantly Mediterranean climate, is strongly influenced by the altitude (Benkirane et al., 2022), resulting in an increase in temperature downstream (Rego and Rocha, 2014). The stability of dissolved oxygen in the water is related to temperature and altitude (Rajwa-Kuligiewicz et al., 2015). When the temperature is low and the gradient is high, the dissolved oxygen saturation of the river increases (Cox, 2003a). This is the case along the ZAT River from the crest to km 64. The area between km 64 and 71.77 is characterized by the stability of the dissolved oxygen concentration in spring and summer because the olive oil factories were not in operation during this period. However, the same area experienced a decrease in dissolved oxygen and an increase in carbon in winter due to the operation of olive oil factories during that time. Other studies have also confirmed this (Benaddi et al., 2022b). After km 71.77, the ZAT River experienced a sharp decrease in dissolved oxygen and an

CHAPITRE III

increase in carbon concentration in winter and summer, which is related to the production of olive oil factories, leachate from landfills and slaughterhouses located near the river, and urban discharges from the city of Ait Ourir, as well as the decrease in flow in these areas. During this period, the river loses its capacity to reduce the concentration of pollutants compared with the spring, which had the highest flow of $10 \text{ m}^3/\text{s}$, contributing to an increase in the river capacity to reduce pollutant concentrations (Bellos and Sawidis, 2005; Sidabutar et al., 2017).

Concerning pollutants NH_4^+ and PO_4^{3-} , their concentrations significantly increase after Km 71.77 in both winter and summer, which is directly related to urban discharges, landfills, slaughterhouses, and olive oil plants. These sources discharge without prior treatment and without considering the limits imposed by the authorities. Additionally, this height is associated with a decrease in flow in winter and summer, unlike spring, which provides the river with high flow, favoring the process of dilution (Fouzi et al., 2020; Kumar et al., 2019). Several studies have shown the effects of olive oil factories on increasing the levels of pollutants in rivers, reducing the levels of dissolved oxygen, and leading to the phenomenon of eutrophication. These effects cause the loss of the river's self-purification capacity and ecological characteristics (Pavlidou et al., 2014). Other studies have also revealed the impact of waste leachate on groundwater and surface water pollution, reducing the quality of rivers and weakening their biodiversity (Benaddi et al., 2022a).

The discharge of untreated urban waste is one of the main factors that negatively affect river quality, and the rivers of the Mediterranean region, which experience instability and decline at various times of the year, are the most impacted by these pollutants. These pollutants are discharged without prior treatment or meeting the required standards (El Hmaidi et al., 2020; Talhaoui et al., 2020; Vatanpour et al., 2020).

The application of the PEGASE model successfully replicated the seasonal patterns, revealing the spatial and seasonal behavior of the basin. An increase in pollutants was observed in winter after 64 km, followed by a larger increase after 71.77 km in both summer and winter, whereas the river quality remained stable in spring, which had a significant flow. With the use of this model, we determined the impact of each source of pollution and highlighted the concentration consequences of discharging pollution sources without treatment during low flow periods.

3. Scenario Analysis

The results of our simulation model for the physical and chemical quality of the ZAT River under different scenarios provide information on olive oil plant wastewater discharge practices

CHAPITRE III

and their impact on the river. These scenarios highlight the different levels of pollution in different months and help us understand the temporal patterns of wastewater discharge.

Interestingly, the results indicated that the factories did not fully discharge their daily production during January and February. These findings indicate that there might be partial wastewater release during the production break. Thanks to the different scenarios, we were able to analyze the impact of four different scenarios of pollution load (variation over time) linked to olive oil mills. They tend to discharge around 10% of their daily production during the production months of January and February, approximately 50% in March, and around 20% in February and the beginning of May. It is noteworthy that there is no significant impact observed from the olive oil factories in late May and during the summer season. The results of this previous proposal relate to field measurements, providing further evidence of unauthorized release of wastewater from the olive oil factories into the river.

This study highlights the impact of olive press wastewater on the quality of the ZAT river. As a result of the industrial wastewater discharge, the concentration of COD was 79 mgO₂/l in winter and 66.99 mgO₂/l in summer, which indicates poor water quality according to Moroccan standards since these concentrations exceed the threshold of 40 mgO₂/l, indicating poor water quality according to the same standards (Qalmoun et al., 2022).

The results are consistent with other studies that have also emphasized the increase in pollutant levels in rivers and the reduction of their self-purification capacity due to industrial wastewater (Khdaïr and Abu-Rumman, 2017). Olive mill wastewater is regarded as hazardous water that significantly impacts the surface water quality and disrupts the natural self-purification process of the river (Smeti et al., 2019). Additionally, these wastewaters adversely affect the chemical composition and aquatic life in rivers (Pavlidou et al., 2014).

To address this issue, measures need to be taken, including the implementation of stricter regulations to control pollutant discharges from olive presses and urban wastewater. Furthermore, improving wastewater treatment practices and continuous monitoring of water quality are recommended. This study underscores the importance of a balanced approach between economic activity and environmental preservation to ensure the sustainability of freshwater resources. Considering that small and medium-sized mill owners often lack the financial, human, and technical resources required to invest in water treatment, it is crucial for stakeholders to devise applicable solutions (Khdaïr and Abu-Rumman, 2020). These may include supporting individual wastewater treatment systems for each factory, establishing

CHAPITRE III

centralized treatment stations for collective water collection and treatment, or co-treatment industrial and municipal wastewater treatment systems. Several studies have highlighted the effectiveness of such approaches (Khdaif and Abu-Rumman, 2020; Mansour et al., 2020).

Modeling is a valuable tool for monitoring factories compliance with wastewater release regulations. It allows for the evaluation and prediction of the impact of wastewater discharges on water quality by simulating the behavior and dispersion of pollutants in rivers (Bai et al., 2022). Models take into account various parameters such as wastewater characteristics, river flow rates, weather conditions, and hydrodynamic characteristics. Research has shown that modeling techniques are valuable in assessing the discharge of wastewater, predicting the spread of pollutants, and identifying areas with a high risk of pollution (Mateus et al., 2018; Romano and Akhmouch, 2019). For instance, the PEGASE model has been utilized to simulate the fate of cocaine in surface waters, enabling the estimation of cocaine consumption and the identification of its sources in the Scheldt Basin and the Walloon region of Belgium in 2007 (Deliège et al., 2010). Similarly, modeling was used to investigate the incident of fish mortality in the Walloon River in Belgium in 2020, which was attributed to dissolved oxygen depletion caused by the release of wastewater from a sugar factory in France (Grard et al., 2021).

4. Dissolved Organic Carbon Balance under Two Scenarios

The study investigated the balance of dissolved organic carbon (DOC) under two different scenarios of wastewater discharge from oil mills into a river. The first scenario involved the oil mills discharging 100% of their daily wastewater into the river during January and February, while the second scenario had varying discharge rates over a longer period, with 10% in January and February, 50% in March, 20% between April 1st and May 15th, and 0% from April 16th and June 31st. The study aimed to assess the inputs and outputs of carbon organic dissolved in the river under these scenarios.

The findings of this study demonstrate the impact of different wastewater discharge scenarios on the dissolved organic carbon balance in the river. The first scenario, with higher wastewater discharge, led to increased industrial and urban pollution and higher downstream flux. Conversely, the second scenario, which witnessed a 53% reduction in wastewater discharge, led to a decrease of 24.5% in downstream pollution. The study highlighted that 93% of the pollutants disappearing in the hydrographic network were eliminated through water withdrawals performed by irrigation channels and groundwater recharge.

CHAPITRE III

However, despite the reduction in pollutant levels through withdrawals and self-purification, a significant amount of pollutants still persists in the discharge, totaling 435 kg C/d (with a flow rate of 1.88 m³/s). This results in a chemical oxygen demand (COD) concentration of 79 mgO₂/l in winter and 66.99 mgO₂/l in summer, which indicates poor water quality according to Moroccan standards since these concentrations exceed the threshold of 40 mgO₂/l. To achieve good water quality in the river, decision-makers should implement effective strategies to lower the DCO concentrations from levels above 40 mgO₂/l to below 35 mg/l.

This information is invaluable for regulatory authorities and plant managers, enabling them to take preventive measures and improve wastewater treatment facilities. Modeling also provides the opportunity to test hypothetical scenarios, thus assisting decision-makers in making informed decisions and implementing appropriate management measures to minimize the impact of wastewater discharges on aquatic ecosystems. In summary, the use of modeling promotes effective factory monitoring and sustainable management of freshwater resources (Wang et al., 2013).

CHAPITRE III

VII. Conclusions

In conclusion, the combination of physicochemical simulations using the PEGASE model, field measurements, and hydrological modeling had provided a comprehensive understanding of the temporal and spatial variations in water quality within the ZAT River. This approach identified pollution hotspots and quantified the relative contributions of different pollution sources. The analysis focused on assessing the real impact of urban and industrial pollution on the river water quality.

To summarize the results of the different scenarios analyzed, we can deduce the wastewater release methods used by olive oil mills. During the production months of January and February, they tend to discharge approximately 10% of their daily production. In March, the discharge increases to around 50%, while in February and the beginning of May, it amounts to roughly 20%. Notably, there is no significant impact observed from the olive oil factories in late May and during the summer season.

The discharge of industrial wastewater has resulted in a daily level of industrial pollution of 178 kg C/d, accounting for a 47% contribution to the overall industrial pollutants. Additionally, urban pollution makes a significant contribution of 174 kg C/d. Upstream flux contains 325 kg C/d with a flow rate of 4.27 m³/s. Despite the reduction in pollutant levels through withdrawals and self-purification, a significant amount of pollutants still persists in the discharge, totaling 435 kg C/d with a flow rate of 1.88 m³/s. Consequently, this leads to a chemical oxygen demand (COD) concentration of 79 mgO₂/l in winter and 66.99 mgO₂/l in summer, indicating poor water quality according to Moroccan standards, as these concentrations exceed the threshold of 40 mgO₂/l. Addressing this issue necessitates the implementation of stricter regulations to control pollutant discharges and the improvement of wastewater treatment management.

Furthermore, modeling techniques have proven to be valuable tools for assessing compliance with wastewater release regulations and predicting the dispersion of pollutants. By simulating the behavior of pollutants in rivers, modeling highlights the impact of wastewater discharges and provides decisions regarding wastewater treatment and management.

The research highlights the theoretical implications of the complexities of urban and industrial pollution on river ecosystems and urges managers to implement comprehensive pollution control strategies to minimize the effects of pollutants on river water quality. Practical recommendations include implementing strict regulations on industrial discharges. Improving water quality monitoring through advanced modeling methodologies. In addition, one can

CHAPITRE III

address the improvement of wastewater management by establishing treatment plants for different pollution sources or developing a co-treatment plant to mitigate the negative impact of industrial pollution on river water quality. To maintain ecological flow and minimize the impact of pollutants in the ZAT River, the proportion of water withdrawn for agricultural uses should be minimized during periods of low flow.

VIII. Conclusion (Français)

En conclusion, la combinaison des simulations physico-chimiques utilisant le modèle PEGASE, des mesures sur le terrain et de la modélisation hydrologique a permis de comprendre les variations temporelles et spatiales de la qualité de l'eau dans la rivière ZAT. Cette approche a permis d'identifier les points les plus impactées par la pollution et de quantifier les contributions relatives des différentes sources de pollution. L'analyse s'est concentrée sur l'évaluation de l'impact réel de la pollution urbaine et industrielle sur la qualité de l'eau de la rivière.

Pour résumer les résultats des différents scénarios analysés, nous pouvons déduire les méthodes de rejet des eaux usées utilisées par les moulins à huile d'olive. Pendant les mois de production de janvier et février, elles ont tendance à rejeter environ 10 % de leur production journalière. En mars, le rejet augmente jusqu'à environ 50 %, tandis qu'en février et au début du mois de mai, il s'élève à environ 20 %. Il est à noter qu'aucun impact significatif n'est observé dans les usines d'huile d'olive à la fin du mois de mai et pendant la saison estivale.

Le rejet des eaux usées industrielles a entraîné un niveau quotidien de pollution industrielle de 178 kg C/j, ce qui représente une contribution de 47 % à l'ensemble des polluants industriels. En outre, la pollution urbaine apporte une contribution significative de 174 kg C/d. Le flux en amont contient 325 kg C/d avec un débit de 4,27 m³/s. Malgré la réduction des niveaux de polluants grâce aux prélèvements et à l'autoépuration, une quantité importante de polluants persiste dans le rejet, totalisant 435 kg C/d avec un débit de 1,88 m³/s. Par conséquent, cela conduit à une concentration de demande chimique en oxygène (DCO) de 79 mgO₂/l en hiver et de 66,99 mgO₂/l en été, indiquant une mauvaise qualité de l'eau selon les normes marocaines, car ces concentrations dépassent le seuil de 40 mgO₂/l. La résolution de ce problème nécessite la mise en œuvre de réglementations plus strictes pour contrôler les rejets de polluants et l'amélioration de la gestion du traitement des eaux usées.

En outre, les techniques de modélisation se sont révélées être des outils précieux pour évaluer la conformité aux réglementations sur les rejets d'eaux usées et pour prédire la dispersion des polluants. En simulant le comportement des polluants dans les rivières, la modélisation met en

CHAPITRE III

évidence l'impact des rejets d'eaux usées et permet de prendre des décisions concernant le traitement et la gestion des eaux usées.

La recherche met en évidence les implications théoriques des complexités de la pollution urbaine et industrielle sur les écosystèmes fluviaux et incite les gestionnaires à mettre en œuvre des stratégies globales de contrôle de la pollution afin de minimiser les effets des polluants sur la qualité de l'eau des rivières. Les recommandations pratiques comprennent la mise en œuvre de réglementations strictes sur les rejets industriels. L'amélioration de la surveillance de la qualité de l'eau grâce à des méthodologies de modélisation avancées. En outre, il est possible d'améliorer la gestion des eaux usées en créant des stations d'épuration pour différentes sources de pollution ou en développant une station de co-traitement pour atténuer l'impact négatif de la pollution industrielle sur la qualité de l'eau des rivières. Pour maintenir le débit écologique et minimiser l'impact des polluants dans la rivière ZAT, la proportion d'eau prélevée à des fins agricoles doit être réduite au minimum pendant les périodes de faible débit.

CHAPITRE IV

CHAPITRE IV : Étude de l'Impact du Traitement et du Co-Traitement de Différents Types de Rejets sur l'Amélioration de la Qualité de l'Eau de Surface.

Ce chapitre présente l'article qui a été publié le 13/02/2025 dans la revue of Scientific African (Bouriqi et al., 2025).

I. Résumé (Français)

Protéger et maintenir les environnements aquatiques tout en respectant les réglementations strictes concernant les rejets de polluants dans les eaux de surface représente un défi important pour les parties prenantes. Ce chapitre évalue les scénarios de traitement et de co-traitement pour différents types de rejets, y compris les eaux usées urbaines, les eaux usées des abattoirs, les lixiviats de décharge et les eaux usées des moulins à olives, dans le but d'améliorer la qualité de l'eau de la rivière ZAT au Maroc. Grâce à une combinaison de mesures sur le terrain et de simulations mathématiques de la qualité de l'eau dans la rivière ZAT, différents scénarios de traitement et du co-traitement des différents types de rejets ont été développés et évalués à l'aide du modèle PEGASE. Les résultats des simulations indiquent que le traitement individuel de chaque effluent n'a pas permis de respecter les limites de concentration de DCO requises pour le rejet ($<250 \text{ mgO}_2/\text{l}$) des normes marocaines. En outre, cette approche n'a pas permis d'atteindre le bon état de qualité de l'eau souhaité avec un objectif de concentration en DCO inférieur à $35 \text{ mgO}_2/\text{l}$ dans la grille de qualité de l'eau de la rivière. Inversement, le co-traitement impliquant un mélange de tous les effluents et de $1,1 \%$ (v/v) d'eaux usées des moulins à olives a permis d'atteindre l'objectif de concentration en DCO dans la colonne d'eau de la rivière ZAT. En outre, le co-traitement avec $0,5 \%$ (v/v) d'eaux usées du moulin à olives a permis d'atteindre les concentrations standard de DCO dans la décharge et de respecter la limite de concentration de DCO inférieure à $35 \text{ mgO}_2/\text{l}$ dans la réglementation relative à la rivière réceptrice.

CHAPITRE IV

Impact of treatment and co-treatment of different types of discharges on the improvement of receiving surface water quality.

II. Abstract

Protecting and maintaining aquatic environments while meeting strict regulations regarding pollutant discharge into surface waters presents a significant challenge for stakeholders. This paper assesses treatment and co-treatment scenarios for different types of discharges, including urban wastewater, slaughterhouse wastewater, landfill leachate and olive mill wastewater, aimed at improving the water quality of the ZAT River in Morocco. Through a combination of field measurements and mathematical simulations, different wastewater treatment scenarios were developed and evaluated using the PEGASE model. Results from the simulations indicate that treating each effluent individually failed to meet the required COD concentration limits for discharge ($<250 \text{ mgO}_2/\text{l}$) of the Moroccan standards. Furthermore, this approach fell to achieve the desired good water quality status with a COD concentration target below $35 \text{ mgO}_2/\text{l}$ in the river water quality grid. Conversely, co-treatment involving a mixt of all effluents and 1.1% (v/v) olive mill wastewater, successfully reached the COD concentration target in the ZAT River water column. In addition, co-treatment with a 0.5% (v/v) olive mill wastewater met both standard COD concentrations in the outlet and complied with the COD concentration limit below $35 \text{ mgO}_2/\text{l}$ in the receiving river regulations.

Keywords: Water quality modeling; PEGASE model; Co-treatment; wastewater treatment plant; Industrial wastewater; Urban wastewater, ZAT River.

CHAPITRE IV

III. Introduction

Water is an essential resource for life and human development, but it is also threatened by anthropogenic pollution (Zhou et al., 2022). Among the sources of pollution, urban wastewater discharges, slaughterhouse wastewater, leachate and olive mill wastewater are of particular concern due to their high organic load and seasonal variability (De Carluccio et al., 2023; Khdair and Abu-Rumman, 2020; Ng et al., 2022). Urban wastewater is generated by domestic, commercial and industrial activities in cities and contains organic matter, nutrients, heavy metals, pathogenic microorganisms and pharmaceutical substances (Latrach et al., 2016). Slaughterhouse wastewater results from the animal processing into meat products and contains organic matter, fats, proteins, blood, bacteria, antibiotics and hormones (Ng et al., 2022). Leachate is the liquid that seeps out of landfills and contains organic matter, nitrogen compounds, metals, chlorides, sulfates and volatile organic compounds (Benaddi et al., 2022a). Olive mill wastewater is generated during the extraction of olive oil and contains organic matter, polyphenols, lipids, fatty acids, pesticides and metals (Ahmali et al., 2020). Also, untreated or inadequately treated wastewater discharges pose a major problem, particularly in developing countries (Latrach et al., 2016). These discharges can affect the quality of surface waters, with detrimental consequences for public health, aquatic ecosystems and water uses (Quan et al., 2022).

Treating these discharges is essential to reduce their impact on receiving surface water quality, but it presents technical, economic and human resource challenges. Several treatment processes exist, such as natural lagooning, natural aeration, activated sludge, coagulation-flocculation, advanced oxidation, membrane filtration and others, each with its own challenges (Gernaey and Jeppsson, 2014). The choice of the process depends on several factors, including the type and composition of the discharge, the required level of quality, investment and operational costs, resource availability (Lorenzo-Toja et al., 2016). Treatment of pollutants and compliance with standards before discharge into rivers are essential to preserve the ability of rivers to self-purify (Quan et al., 2022). The regulations governing wastewater discharge into natural environments depend on the specific environmental laws of each country and region. In Morocco, where water resources are scarce and water quality preservation is of utmost importance, a legal framework established through Law No. 10-95 on water management governs wastewater discharge into natural environments (Silva-Novoa Sánchez et al., 2022). This legislation introduces tools such as the Discharge Authorization Instrument to meet COD concentration limits for domestic discharges ($\leq 250 \text{ mgO}_2/\text{l}$) and general discharges ($\leq 500 \text{ mgO}_2/\text{l}$) by Moroccan standards (Delegated Ministry in charge of Water, 2014b). Also, the Moroccan standard for river water

CHAPITRE IV

quality is considered good if the COD concentration is below ($\leq 35 \text{ mgO}_2/\text{l}$) in the water column (Mourhir et al., 2014). Many cities and factories do not comply with the law and rivers receiving such waste exhibit high COD concentrations, rendering them from bad to very bad quality (Merbouh et al., 2022; Ouadrhiri et al., 2022). Non-compliance with regulations leads to water quality deterioration, underscoring the regulatory compliance's importance in environmental preservation in Morocco (Hachi et al., 2023).

Treating urban water and some simple industries, such as slaughterhouses, is feasible and gives good treatment results using different technologies (Ng et al., 2022; Oubane et al., 2020). However, treating landfill leachate is difficult and requires significant technological and financial resources (Kamal et al., 2022; Mishra et al., 2023; Siddiqi et al., 2022). Many municipalities in Europe and the US have implemented a policy of co-treatment that provides good reduction by treating landfill leachate together with urban wastewater in activated sludge plants (Bolyard et al., 2019; Dereli et al., 2020). Studies have confirmed that the use of combined treatment (co-treatment) with a dilution rate between 5% to 20% (v/v) is efficient in treating leachates without impeding the functionality of wastewater treatment plants (Brennan et al., 2017; Çeçen and Çakıroğlu, 2001). Similarly, olive mills in Morocco, much like those in many other Mediterranean countries, are often small to medium-scale factories, distributed throughout urban and rural areas. However, due to the limited financial resources and technical capabilities of these small to medium-sized mills, establishing an appropriate on-site treatment plant for the wastewater can be challenging (Khdaïr and Abu-Rumman, 2020). Therefore, various studies have explored the co-treatment approach of combining olive mill wastewater with urban wastewater. These investigations have demonstrated that utilizing a co-treatment method with a dilution rate of 1% (v/v) or less is effective in treating olive mill wastewater without adversely affecting the operational efficiency of wastewater treatment plants (el ghadraoui et al., 2021; Elmansour et al., 2022; Mandi and Ouazzani, 2022). Co-treatment of multiple sources of discharges is an important solution, which can offer advantages in terms of efficiency and cost reduction. However, co-treatment also entails risks of process disruption, toxicity, formation of undesirable compounds (De Carluccio et al., 2023).

The primary aim of treatment is to protect health and the environment by reducing pollutant levels as far as possible (Samal et al., 2022). This is essential to prevent risks to public health and to ensure that natural ecosystems, particularly rivers, can maintain their quality and self-purification capacities (Pang and Guan, 2024). However, it is difficult to predict the actual consequences of pollution in a river without taking into account factors such as river size, flow rates, pollutant levels, seasonal fluctuations and the river capacity for self-purification (Nizar

CHAPITRE IV

et al., 2022). It is therefore essential to incorporate modelling and monitoring to assess receiving river water quality prior to installing treatment facilities (Ye et al., 2023). This helps to understand the potential impacts of treatment on the improvement of receiving surface water quality (Robles-Rodriguez et al., 2018).

Mathematical modeling is a useful approach for analyzing the impact of wastewater treatment on surface water quality by simulating the physical, chemical and biological processes governing pollutant transport and transformation in aquatic environments (Everbecq et al., 2019). Among the existing models, the PEGASE model is an integrated watershed/river model that allows for deterministic and predictive calculation of river water quality based on pollution discharges and inputs, under constant or non-stationary hydrological conditions (Deliège et al., 2010). This model has been applied to several case studies, including in Europe and Africa, to assess the impact of different water quality management scenarios (Boukari et al., 2018; Grard et al., 2021). Therefore, it is necessary to use such models to develop integrated water resource management strategies that aim to preserve the quality and quantity of available water while considering the socio-economic and environmental needs of various stakeholders (Bai et al., 2022).

The main aim of this study is to utilize modeling approach to predict the impact of installing wastewater treatment plants with different scenarios (different supposed levels of performance) on enhancing the quality of water in the receiving river. Furthermore, additional simulations were conducted to compare the effectiveness of individual treatments, as well as through co-treatment with different performances and different percentages of olive mill wastewater after industrial effluent dilution. The ultimate objective was to determine whether high-performance effluent treatment or a more intricate approach like co-treatment would be necessary, or if a simpler treatment would suffice to achieve treated wastewater meeting standard regulations (COD concentration ≤ 250 mgO₂/l) and ensure good water quality status (COD concentration ≤ 35 mgO₂/l) in the receiving river.

CHAPITRE IV

IV. Materials and methods

1. Study area

The sub-basin of ZAT River is located in the High Atlas between latitude 31°30' and 31°45' North and longitude 7°39' and 8°39' West (Boudhar et al., 2010) with an area of 921 km². Its altitudes range from 430 m up to 3911 m. Slopes are often very steep with an average of 19% in the mountain and piedmont area and a slight slope of 0.88% in the plain area (Chehbouni et al., 2008). The AIT OURIR city is located at 31°33'N of latitude and 7°39'W of longitude downstream of the sub-basin of ZAT River, with more than 39108 inhabitants (Figure 21).

The main river, which flows through the ZAT River sub-basin, spans a length of 89 km (Benkirane et al., 2022). Around km 62, there is a monitoring station that measures precipitation and river flow. This station records an average flow of 3.33 m³/s and an annual precipitation of 255 mm (Benkirane et al., 2020). Bouimouass et al., 2020 (Bouimouass et al., 2020) state that the downstream area of the ZAT River experiences high water depletion due to irrigation canals and groundwater recharge, along with an average evaporation rate of 1,600 mm per year (Er-Raki et al., 2010).

The AIT OURIR city is distinguished by the presence of different sources of pollution: Urban Wastewater (UW), Slaughterhouse Wastewater (SW) and diffuse pollution sources such as Olive Mill Wastewater (OMW), Landfill Leachate (LL) (Bouriqi et al., 2024).

CHAPITRE IV

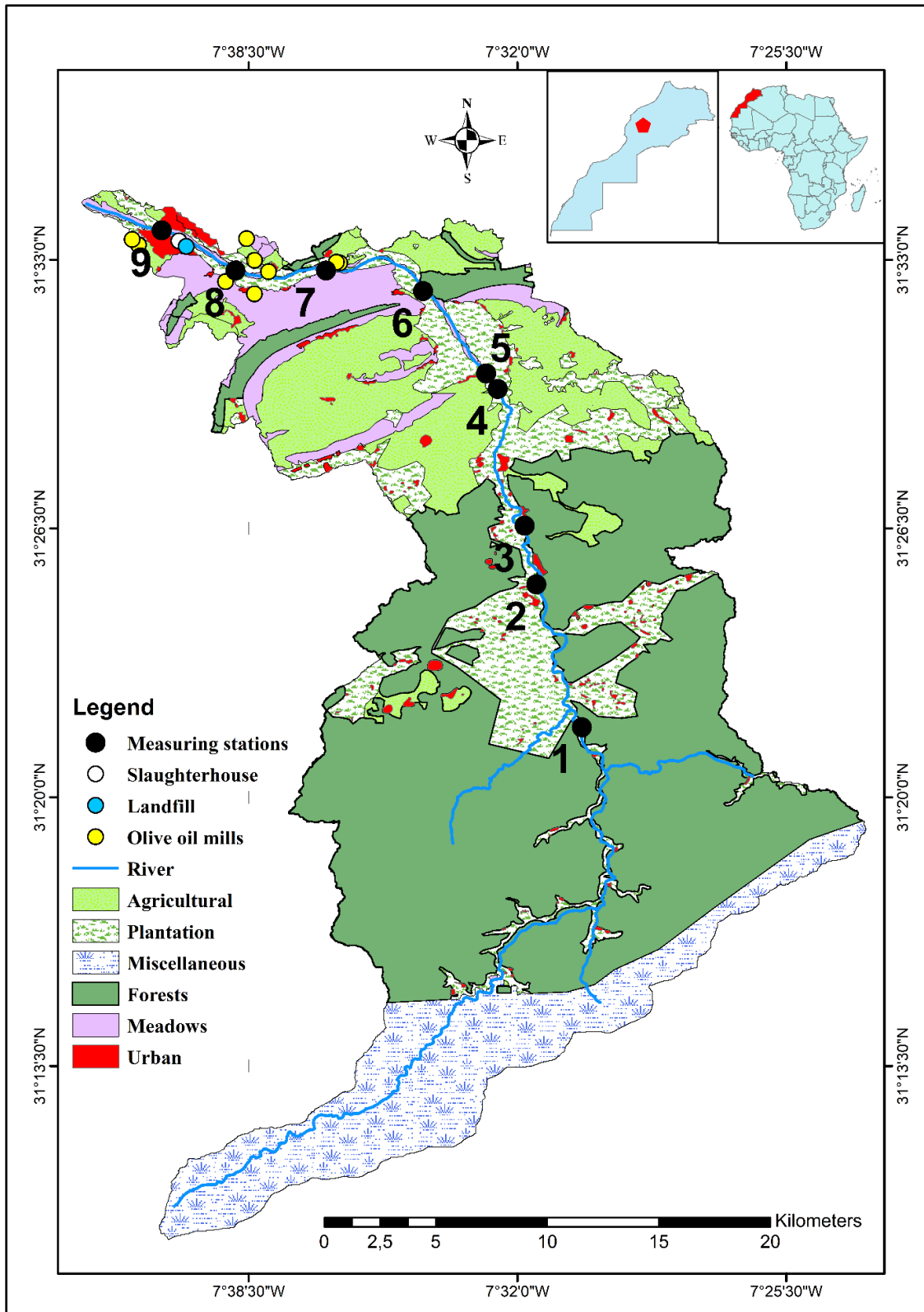


Figure 21: Geographic location of the studied stations (S1 to S9) in ZAT River, Morocco

CHAPITRE IV

2. Data collection and Water Quality Monitoring

In the present ZAT River watershed research we have established a comprehensive database that integrates a wide range of data types covering geographic, hydrometeorological, pollution and quality parameters. The spatial dataset, a digital elevation model (DEM), was acquired from LANDSAT 8 with SRTM resolution of 30x30 m. The processing of this DEM was conducted utilizing the Geographic Information System (GIS) interface within the ArcGIS® software suite. From these data we identified the ZAT River basin and evaluated its data on drainage patterns, elevation and slopes.

Our survey consisted of collecting and reviewing daily hydrometeorological data, including solar radiation, daily flow rates and water temperature in the ZAT River basin. In addition, details of human activities and discharges were compiled for the source assessment. Data include GPS locations, spill volumes in (m³/d), pollutant loads in (kg COD/d), population equivalents in (l/inhab/d) and pollution concentrations in (mg/l), from the Local Watershed Agency and our field survey.

In order to ensure a thorough monitoring of water quality, regular monitoring campaigns were carried out during the winter (January 5th and 19th and February 2nd and 6th), spring (March 2nd and 16th, April 6th and 20th, May 4th and 18th) and summer (June 1st and 15th) of 2021. Additionally, in order to investigate various pollution sources, three sampling campaigns were conducted on 11/05/2021, 18/04/2021 and 25/05/2021 to collect samples from multiple pollution sources. The sampling points are located 10 meters downstream the discharge outlets of the slaughterhouse, the landfill and the AIT OURIR town. At olive oil mills, sampling takes place at the mills. During these field operations, a multiparameter tool (HANNA HI 9829, Romania) was utilized to measure crucial parameters such as dissolved oxygen (DO) and water temperature (T°). Furthermore, in laboratory settings, the assessment of chemical oxygen demand (COD) was conducted in adherence to the standards set by AFNOR (el ghadraoui et al., 2021).

CHAPITRE IV

3. Modeling Approach

The methodology implemented for the PEGASE model to the ZAT River basin implied a systematic approach encompassing model implementation, calibration and validation. The model implementation started with the construction of a hydrogeographic database, integrating spatial data such as the hydrographic network, digital terrain model and land use. Preprocessing steps were crucial, including sequencing river segments, generating altimetric profiles, establishing basin/river connectivity and incorporating land use information. Calibration of the model parameters was a significant focus, with adjustments made to factors like daily consumption norms, wastewater element distributions and soil leaching functions for various land uses within the basin. Specific adjustments were made for the downstream flow of the river, considering water abstraction for irrigation canals and groundwater recharge processes. The model was previously calibrated and validated temporally and spatially in previous work. This calibration process involved fine-tuning input parameters for urban discharges to achieve accurate simulation results for water quality parameters (Bouriqi et al., 2024). A further validation was carried out at km 71 over six months, accounting for the specific industrial pollution discharge regimen (The oil mills discharged 10% of their daily wastewater in January and February, 50% in March and 20% between April 1st and May 15th, with 0% discharge of wastewater from the oil mills between April 16th and June 31st). Statistical parameters such as R^2 , RMSE and PBIAS were utilized to evaluate the PEGASE model simulations against field measurements.

4. Scenario Analysis

Following the baseline simulations conducted for 2021, oil mills discharged 10% of their daily wastewater in January and February, 50% in March and 20% between April 1st and May 15th. During April 16th and June 31st, there was no discharge of wastewater from the oil mills. This was confirmed in the previous study that aimed to study the amount of industrial wastewater that olive oil factories dump into the river every month.

To study the impact of treatment and co-treatment of different types of waste on improving surface water quality in the ZAT River receiving these wastes, we identified seven possible scenarios. In order to determine which scenarios would enable the COD concentration of the effluents to reach the lowest limit value set by Moroccan legislation for discharges, i.e. COD 250 mgO₂/l, to be reached (Delegated Ministry in charge of Water, 2014b). We aim to determine which scenarios would enable us to achieve a concentration of less than 35 mgO₂/l of chemical oxygen demand in the river water column, in order to reach the good water quality status according to Moroccan standards for surface water (Mourhir et al., 2014).

CHAPITRE IV

As initial scenario (S1), we consider a theoretical purification rate of 0% with no purification measures applied to any pollution sources. As a second scenario (S2), each individual pollution source is supposed to be treated separately with an efficiency of 35% (equivalent to primary treatment). In the third scenario (S3), each pollution source is treated independently with a 75% efficiency (equivalent to secondary treatment). In the fourth scenario (S4), each pollution source is treated separately with a 90% efficiency (equivalent to tertiary level treatment). The fifth scenario (S5) involves the co-treatment of all pollution sources at 90% efficiency, with the total olive oil industry discharges being treated within a span of two months and will represent 1.9% of the total volume of treated discharges. In the sixth scenario (S6), all pollution sources are co-treated at 90% efficiency and the total olive oil industry discharges are treated over a period of three months, representing 1.1% of the total volume of treated discharges. Finally, in the seventh scenario (S7), where all pollution sources are co-treated, the total olive oil industry discharges over a period of six months are treated, which represents only 0.5% of the total volume of discharges treated.

CHAPITRE IV

V. Results

1. Assessment of Model Simulation Results

The results of the model simulation are shown graphically in Figure 22, which illustrates the temporal fluctuations in physico-chemical water quality for chemical oxygen demand, dissolved oxygen and water temperature in station 9 (Figure 21) at 71.77 km in ZAT River between January 1, 2021 and June 30, 2021.

From winter to summer, temperature gradually increased, reaching 21°C in summer and 15°C in winter and spring.

The majority of dissolved oxygen observed in spring were above 7 mgO₂/l. In summer, calculated dissolved oxygen values ranged from 3.57 to 0.5 mgO₂/l, while observed values varied from 3.72 to 3.57 mgO₂/l. In winter, calculated dissolved oxygen values normally range from 5 to 0.5 mgO₂/l, while measured values vary from 6.5 to 5 mgO₂/l.

For chemical oxygen demand (COD), measured and calculated values range from 58.37 to 66.96 mgO₂/l in summer, measured values in spring from 16.16 to 58.95 mgO₂/l and calculated values from 7.97 to 56.98 mgO₂/l and measured values in winter from 64.54 to 79.05 mgO₂/l and calculated values from 60 to 80 mgO₂/l.

An analysis of variations in quality parameters at station 9, located at kilometer 71.77, revealed satisfactory values for most parameters. R² values were above 0.5 and PBIAS remained below 30% after calibration. Although 2.75 mgO₂/l dissolved oxygen was recorded in the RMSE, differences were observed between measured and calculated concentrations in winter, largely due to lower flow (0.27 m³/s to 0.88 m³/s) and higher COD levels in winter (64.54 mgO₂/l s to 79.05 mgO₂/l). Overall, the simulations provided reasonable estimates for all parameters, effectively capturing watershed dynamics. This underlines the robustness of the PEGASE model in simulating these aspects and its potential for assessing water quality in the ZAT River basin.

CHAPITRE IV

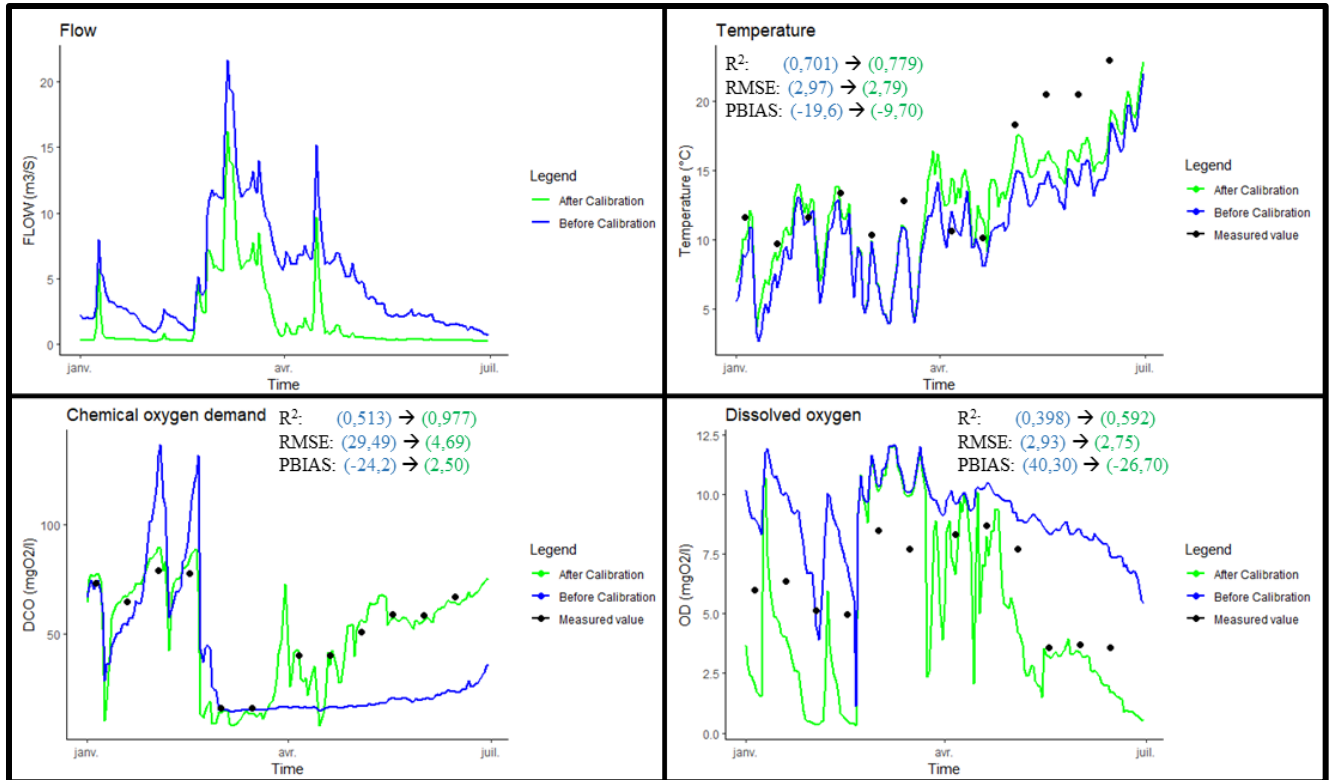


Figure 22: Temporal evolution of physicochemical parameters along the ZAT River in point 9, at 71.77 km, Before Calibration (blue), After Calibration (green), measured value (black dots)

CHAPITRE IV

2. Estimation of pollution sources and the performance of treatment

Table 10 shows the calculation of the volume and the organic load of the different pollution discharged into the river, namely the olive oil mills, the slaughterhouse, the landfill and domestic discharges from the town of AIT OURIR.

Over the period of production of the olive oil mills and the slaughterhouse (January-February), the town of AIT OURIR contributed with 93.55% of the volume and 28.09% of the pollution load discharged into the ZAT River. The slaughterhouse contributes with 3.35% of the volume and 1.88% of pollutant load. The landfill represents only 1.5% of volume and 0.88% of pollutant load discharged. Finally, oil mills count for 1.6% and 69.15% of volume and pollutant load discharged respectively. To reach the authorized discharge limit into rivers allowed by the Moroccan legislation of to 250 mgO₂/l, AIT OURIR, the slaughterhouse, landfill leachate and olive mill wastewaters needs a treatment rate of 81,4%, 90%, 90,3% and 99.9% respectively (table 10).

The treatment level at 90% efficiency by the expected individual treatment for AIT OURIR effluent which could meet the target concentration lower than 250 mgO₂/l of COD and not very far for slaughterhouses and landfills treated leachate. Table 1 indicates that the treatment of discharges from olive oil production mills couldn't reach this limit. The estimated results lead to the conclusion that treating each source separately would not achieve the desired objective of 250 mgO₂/l COD, especially for treated olive mill wastewater.

CHAPITRE IV

Table 10: volumes, organic load of each pollution source and the expected removal efficiency required by individual treatment plant of each effluent to reach the discharges in surface water standards

Source	Unit	urban wastewater	slaughterhouse wastewater	Landfill Leachate	olive mill wastewater
Discharge volume	m ³ /d	3072	110	50	52
COD Pollutant load	kg /d	4123	276	129	10151
COD Discharge concentration	mgO ₂ /l	1342	2509	2576	193565
Limit value for COD allowed to be discharged to surface waters (mgO ₂ /l)	mgO ₂ /l	250	250	250	250
The treatment performance required to meet the limit values (%)	%	81,37	90,04	90,30	99,87
Treatment with 35% efficiency	mgO ₂ /l	872,3	1630,85	1674,4	125817,3
Treatment with 75% efficiency	mgO ₂ /l	335,5	627,25	644	48391,25
Treatment with 90% efficiency	mgO ₂ /l	134,2	250,9	257,6	19356,5

CHAPITRE IV

3. Estimated performance of co-treatment of the mixture of all effluents in the same plant:

Table 11 shows results of the proposed co-treatment with a variation of percentage of oil mill wastewater volume to be mixed with the total daily volume to be treated by the expected WWTP. According to the results, co-treatment of all effluents with the 1.6%, 1.1%, 0.8% and 0.6% percentages of oil mill wastewater (corresponding to a period of 2, 3, 4 to 5 months required for the total of the olive mills wastewater to be completely treated), fails to achieve the main objective of COD concentration in the outlet below 250 mgO₂/l. However, when a volume of 0,5% of OMWW is mixed to the other effluents, corresponding to 6 months period required for the treatment of the total volume produced by the mills, the co-treatment is expected to achieve the desired objective by producing an outflow with a concentration of 243.5 mgO₂/l COD (table 2). This means that wastewater from all sources together could be co-treated safely during 6-months and with 0,5% of OMWW.

Table 11: Results of the proposed co-treatment of mixture of all effluents with different percentage of oil mill wastewater in the mixture and the corresponding period required for the treatment of the total olive mill wastewater

Total duration of complete olive mill wastewater treatment	months	2 months	3 months	4 months	5 months	6 months
Percentage of olive mill wastewater /total waste water volume treated daily	%	1,6	1,1	0,8	0,6	0,5
Percentage of olive mill wastewater organic load to total organic load to be treated	%	69,2	59,9	52,9	47,3	42,8
Discharge volume	m ³ /d	3284	3267	3258	3253	3249
COD Pollutant load	Kg /d	14679	11295	9604	8588	7912
COD Discharge concentration	mgO ₂ /l	4470	3458	2948	2640	2435
Limit value for COD discharges to surface waters (mgO ₂ /l)	mgO ₂ /l	250	250	250	250	250
The treatment performance required to meet the limit values (%)	%	94,41	92,77	91,52	90,53	89,73
COD concentration after activated sludge treatment with 90% efficiency	mgO ₂ /l	446,99	345,78	294,77	264,03	243,49

CHAPITRE IV

4. Model Simulation of the impact of individual treatment of the different sources of pollution on water quality in the ZAT River

Figure 23 illustrates different concentrations of river water following each treatment scenarios. The first reference scenario describes conditions in 2021, when pollutants are discharged into the river between km 64 and 71 and oil mills discharge a percentage of their daily production varying at: 10% in January and February, 50% in March and 20% in April and May. In the second scenario, all pollutants are collected and discharged without treatment from a single point and 100% of daily production is discharged during the January-February production period.

Other scenarios were formulated with the installation of treatment plants for each type of pollutant separately but with different supposed performances: Scenario 3: installation of treatment plants with an efficiency of 35% corresponding to primary treatment, Scenario 4: installation of treatment plants with an efficiency of 75%, corresponding to secondary treatment, Scenario 5: installation of treatment plants with an efficiency of 90%. Corresponding to tertiary treatment.

The results indicate that the scenario of collecting pollutants and discharging them without treatment increases COD concentration to 400 mg/l compared to the reference 2021 scenario (fig.23). This suggests that dispersing pollutants by discharging them along the river, rather than at a single point and discharging pollutants from plants throughout the year contributes significantly to dispersing pollutants and reducing their COD concentration.

The results of the expected treatment plants installation show that, compared with the scenario of untreated discharge, the concentration of chemical oxygen demand (COD) decreases by 25.88% in the case of low treatment, by 59.22% in the case of moderate treatment and by 74.39% in the case of high treatment. However, all scenarios are still recording concentrations higher than those observed in January and February 2021, making it impossible to achieve the environmental objective of lowering COD to 35 mgO₂/l in the river by installing treatment plants.

However, between March and April the ZAT River reaches concentrations below 35 mgO₂/l for all scenarios of treatment, corresponding to good quality status for surface water according to Moroccan legislation. The same quality could be reached in the river in May and June, but only if the treatment attained at least 75% of the purification performance.

CHAPITRE IV

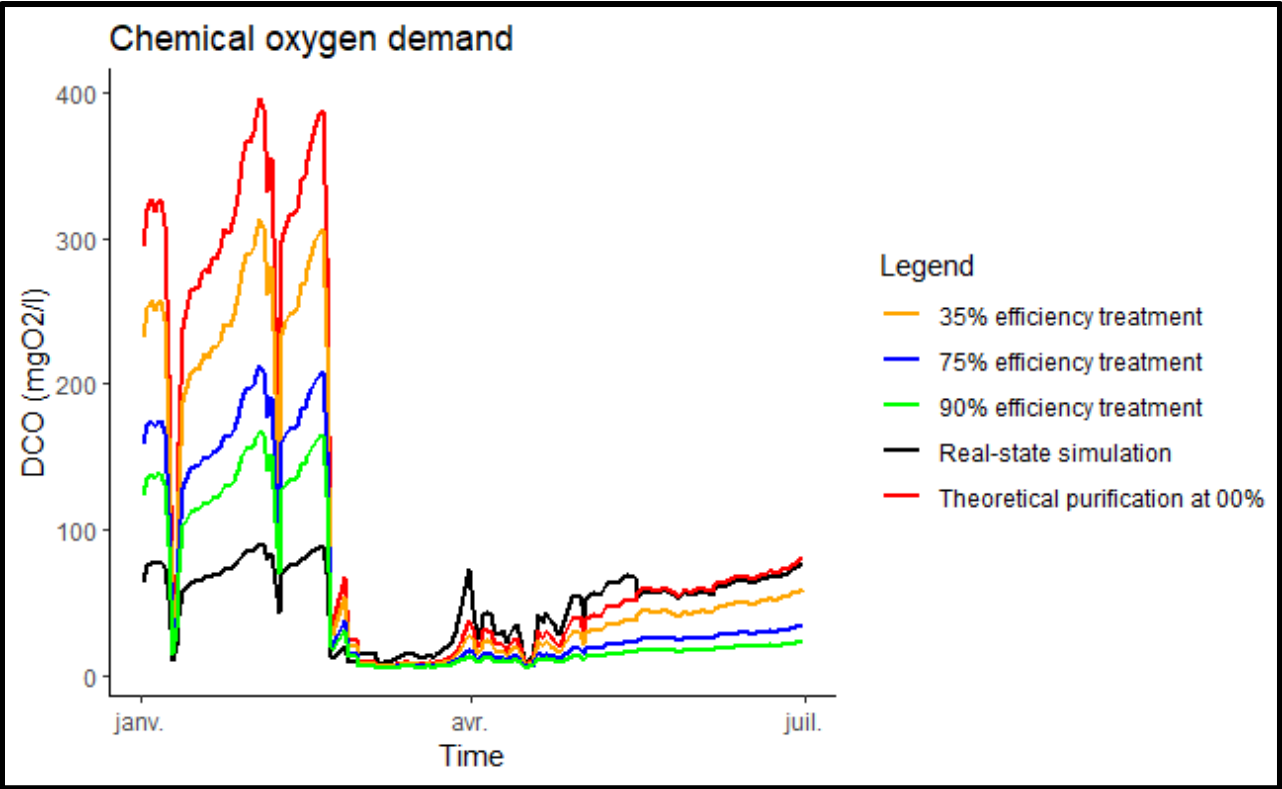


Figure 23: Results of ZAT River quality change modeling under different treatment scenarios

CHAPITRE IV

5. Model Simulation of the impact of the co-treatment of the mixture of all source of pollution:

Table 11 displays the results of co-treatment across some various co-treatment scenarios. The scenario 1 over two months with olive mill wastewater volume representing 1.6% of the total volume to be treated, the scenario 2 with the olive mill wastewater volume representing 1.1%, to be treated during 3 -months and the scenario with olive mill wastewater volume representing 0.5% of the volume to be treated during six months. meeting the required COD concentration limit (250 mgO₂/l) before discharge into rivers.

It is observed that the two-month co-treatment yields concentrations exceeding 100 mgO₂/l in river water, indicating poor quality in January and February. Additionally, the three-month co-treatment leads to COD concentrations below 35 mgO₂/l, signifying good quality status. Furthermore, the six-month co-treatment results in COD concentrations below 35 mgO₂/l, ensuring good quality status in the river.

Between March and June, the river records COD concentrations below 35 mgO₂/l, indicating good quality status across all scenarios during this period. Overall, a six-month co-treatment meets the required standards before discharge, with COD concentrations below 250 mgO₂/l, maintaining good quality status throughout the year with COD concentrations below 35 mgO₂/l in the river.

For a three-month co-treatment, while the percentage of Olive mill wastewater is 1,1%, even the outlet does not meet the required standards before discharge due to a COD concentration of 345.78 mgO₂/l (table 2), it does achieve good quality, as evidenced by COD concentrations below 35 mgO₂/l in the river. It is stated that the river does not contain flows exceeding 1 m³/s.

CHAPITRE IV

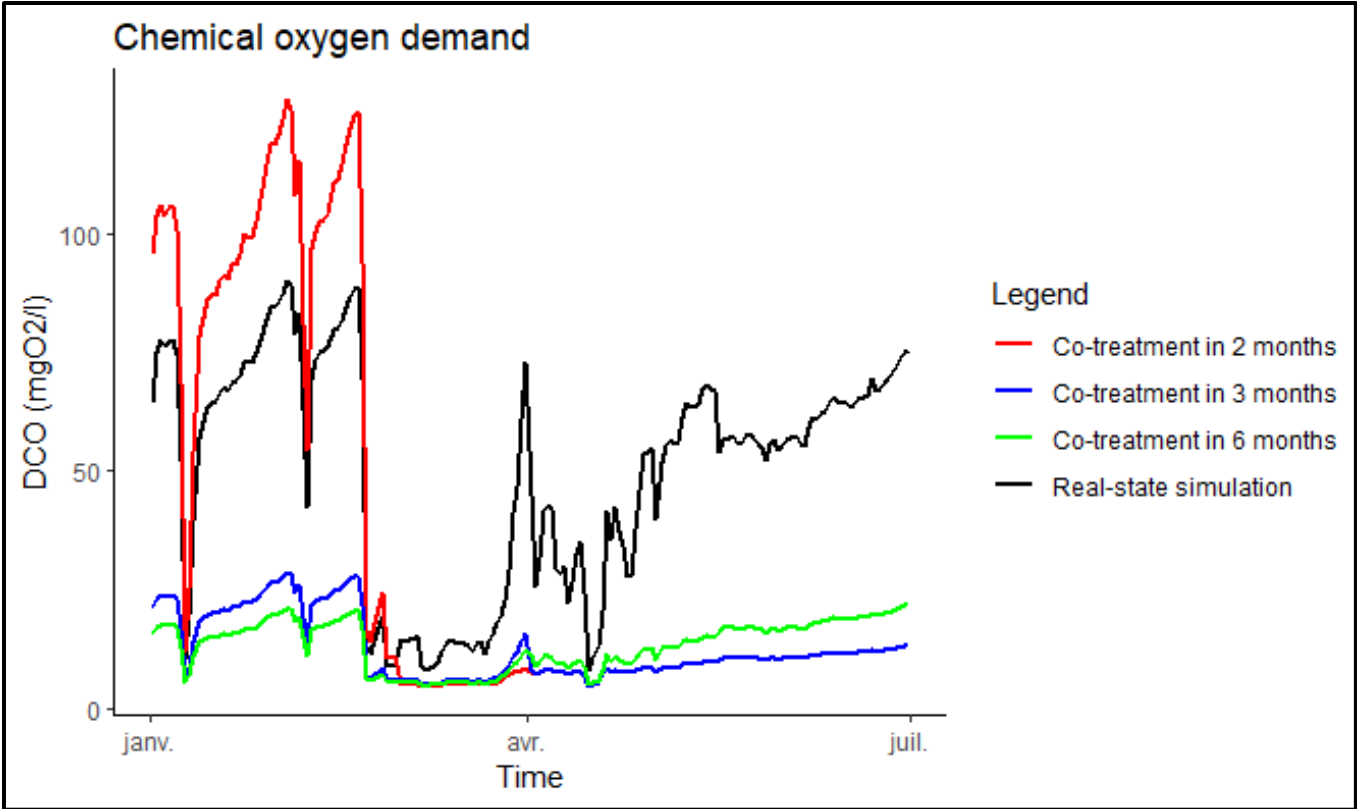


Figure 24: Results of ZAT River quality change modeling under different cotreatment scenarios

CHAPITRE IV

VI. Discussion

1. Model Performance and identification of contaminated area

A validation methodology was applied to evaluate the efficacy of the PEGASE model in water quality modeling, involving a comparison between daily parameter concentrations computed by the model and actual measured values. The parameters studied included water temperature, dissolved oxygen and chemical oxygen demand (COD), which were gathered during the monitoring period spanning from January to June 2021.

The model validation was conducted using data collected from measurement campaigns downstream at station 9 situated at kilometer 71.77 along the river, enabling an in-depth assessment of the quality of simulation results and the model's capability to accurately represent river characteristics. Graphs extracted from Figure 2, illustrating measured and simulated concentrations, we used statistical metrics like the coefficient of determination (R^2), root mean square error (RMSE) and percentage bias (PBIAS), which are commonly employed in assessing environmental model performance (Pérez-Sánchez et al., 2019).

A model is deemed to offer a realistic portrayal if statistical indicators such as R^2 , RMSE and percentage bias suggest satisfactory performance post calibration and validation (Bouriqi et al., 2024). A high-performance physics-based model is particularly crucial in Africa basins where data availability poses challenges (Papa et al., 2023).

The results were deemed satisfactory for statistical analysis and graphical comparison for all parameters, with R^2 values above 0.4 and PBIAS values also below $\pm 30\%$ for all parameters. Consequently, the PEGASE model demonstrated its reliability by lowering differences between measured values and modelled values, even without intricate calibration. Research carried out by Boukari et al in Africa within semi-arid Mediterranean regions has used the PEGASE model for water quality assessments. This study yielded positive results, underlining the model's effectiveness even in arid climates and regions with limited data availability (Boukari et al., 2018).

CHAPITRE IV

2. Analysis of pollution sources and the performance of treatment

Urban wastewater is considered the most significant source of contamination in terms of volume and contains high levels of nutrients such as nitrogen and phosphorus, which can lead to eutrophication of water bodies (Kakade et al., 2021). In our study, the town of AIT OURIR contributed 93.55% of the volume of discharges and 28.09% of the pollution load. High levels of organic matter result in increased oxygen demand and degradation of the water quality, leading to a reduction of the oxygen concentration in the water (Kiedrzyńska et al., 2014). In our study, slaughterhouses contributed 3.35 % of the volume of discharges and 1.88% of the pollution load. Wastewater from slaughterhouses contains high levels of organic matter, such as blood, fats, oils and animal tissue, which can lead to high biological oxygen demand (BOD) and chemical oxygen demand (COD) in the receiving water bodies (Aziz et al., 2019). This can decrease the amount of available dissolved oxygen, making it challenging for aquatic organisms to survive and can cause eutrophication in the receiving water bodies. Eutrophication can lead to the proliferation of harmful algae. It can also lead to reduced oxygen levels in the water and be harmful to aquatic organisms (Kakade et al., 2021). Wastewater from slaughterhouses can contain various pathogens, including bacteria, viruses and parasites, which can pose a health risk to humans and animals that come into contact with the contaminated water (Barrera et al., 2012).

In our study, landfills contributed 1.5 % of the volume of discharges and 0.88% of the pollution load. Leachate is characterized by a high concentration of pollutants generated from the decomposition of organic matter in landfills or other waste disposal sites. The composition of leachate can vary depending on the type of waste being discharged, the age of the landfill and the climatic conditions (Saadoun et al., 2021). Leachate contains high levels of organic matter from decomposing waste, leading to high biological oxygen demand (BOD) and chemical oxygen demand (COD) in receiving water bodies. Leachate is also rich in nutrients such as nitrogen and phosphorus, which can cause eutrophication and algal blooms in receiving water bodies, reducing oxygen levels in the water and harming aquatic organisms (Mangimbulude et al., 2009). Additionally, leachate can contain various toxic compounds such as heavy metals, pesticides and other chemicals, which can have harmful effects on human health and the environment (Chin et al., 2020).

Although olive mill wastewater is a seasonal pollutant and does not produce significant volumes, it contains a high load of pollutants. In our study, olive mill wastewater accounted for only 1.6% of the total pollution discharged into the river, but it constituted 69.15% of the pollutant load in the area. Olive mill wastewater contains high levels of organic matter and

CHAPITRE IV

suspended solids, which can lead to high biological oxygen demand (BOD) and turbidity in receiving water bodies, reducing the amount of dissolved oxygen available in the water, making it difficult for aquatic organisms to survive (Kakade et al., 2021). Additionally, olive mill wastewater contains high levels of nutrients such as nitrogen and phosphorus, leading to eutrophication in receiving water bodies. Eutrophication can result in harmful algal blooms, further reducing oxygen levels in the water and harming aquatic organisms (Karaouzas et al., 2011). Olive mill wastewater also contains high levels of polyphenols, which can be toxic to aquatic organisms and significantly impact water quality (Zahi et al., 2022). The acidic nature of olive mill wastewater results in a low pH, which can negatively affect aquatic organisms. Furthermore, the high salt levels in olive mill wastewater can result in the salinization of receiving water bodies, having a negative impact on aquatic organisms (Smeti et al., 2019). The most commonly used and well-developed treatment systems in Morocco for urban wastewater treatment are lagooning, aerated lagooning and activated sludge (Oubane et al., 2020).

Evaporation ponds remain the common method used in developing countries for leachate treatment. The majority of industrial olive oil production units in North African and Middle Eastern countries treat olive mill wastewater in evaporation ponds (Khdair and Abu-Rumman, 2020). Slaughterhouses are typically connected to urban sewerage systems, whereas pollutants that are not treated or not connected to urban sewerage systems are directly discharged into surface waters (Boughou et al., 2018; Fath-allah R et al, 2022). According to Table 10, the treatment systems (lagoon, aerated lagoon, activated sludge) have not been able to treat the wastewater to the required national standards. Therefore, treating each type of discharge separately, without dilution, becomes more expensive and less feasible, requiring more advanced technology to treat industrial discharges. Such as the application of reverse osmosis to reduce pollutants in industrial wastewater by up to 99% (Kapepula and Luis, 2024). Given the low funding from stakeholders and the difficulty for small facilities to find adequate financial resources and necessary technology, treating each contaminant separately is neither feasible nor practical in developing countries (Dereli et al., 2020; Khdair and Abu-Rumman, 2020).

CHAPITRE IV

3. Analysis of the performance of cotreatment

Based on Table 11, co-treating olive mill wastewater at a dilution of 0.5% in an activated sludge plant, with an average removal rate of 90%, results in a plant outlet concentration of 230 mgO₂/l, which is below the permitted discharge limit of 250 mgO₂/l for surface waters. Therefore, olive mill wastewater can be treated, provided it is pre-stored and sent to the plant in batches to maintain a dilution ratio of 0.5%. Therefore, olive mill wastewater produced in two months can be treated in six months.

In most studies conducted on co-treatment proposals, treatment is carried out by the activated sludge system, which is also the one we used in this study (Bolyard et al., 2019; Dereli et al., 2020). The co-treatment of different types of discharges can significantly improve the quality of surface water (Spellman et al., 2020). By combining multiple types of discharges in a treatment process, it is possible to achieve better removal efficiencies for pollutants compared to treating each type of discharge separately (De Carluccio et al., 2023). For instance, combining domestic sewage and industrial wastewater in a treatment plant can result in better removal of organic matter, nutrients and other contaminants, thus improving the quality of surface water (Ahmali et al., 2020).

Co-treatment can also optimize the use of resources and reduce costs associated with water treatment. By sharing resources such as energy, chemicals and infrastructure, the overall cost of treating multiple types of discharges can be reduced (Dereli et al., 2020).

Many municipalities in Europe and the U.S. treat leachate with municipal wastewater in activated sludge systems using the principle of co-treatment dilution (Bolyard et al., 2019; Dereli et al., 2020). Likewise, there is a lot of research on the treatment of olive mill wastewater following the same co-treatment dilution methodology (el ghadraoui et al., 2021; El Moussaoui et al., 2018; Mansour et al., 2020).

Several studies have shown that co-treating leachate with a dilution of 5% to 20% (v/v) does not affect the efficiency of treatment systems, making leachate treatment in the ZAT River watershed possible and effective (Brennan et al., 2017; Çeçen and Çakıroğlu, 2001). Given that the percentage of leachate does not exceed 2% of the total volume of pollutants, leachate treatment in the ZAT River catchment is possible and effective.

According to the references, the pollutant from the slaughterhouse is similar to the domestic pollutant after pre-treatment to remove oils and grease and their mixture during co-treatment does not pose major problem (Aziz et al., 2019). Slaughterhouse wastewater is commonly co-treated because it contains biodegradable pollutant loads, provided that the initial treatment includes oil and grease removal (Dereli et al., 2020; Le et al., 2022; Mpofu et al., 2021;

CHAPITRE IV

Rosenwinkel and Meyer, 1999). The co-treatment methodology for oil mill discharges with urban wastewater has been studied extensively. Research has confirmed that co-treatment with a dilution rate of 1% (v/v) or less is effective (el ghadraoui et al., 2021; Elmansour et al., 2022; Mandi and Ouazzani, 2022). In our study area, olive mill wastewater represents 1.6% of the total volume of pollutants. Therefore, olive mill wastewater can be treated using a co-treatment that controls the level of pre-storage and dilution to 1%.

4. Assessment of Model Simulation of the treatment Results

Our study investigated the impact of different treatment scenarios on pollutant concentrations in a water system, specifically focusing on COD Pollutant removal efficiencies. Wastewater originates from various sources such as urban wastewater, slaughterhouse wastewater, leachate and olive mill wastewater. These wastewaters are characterized by a high organic load and seasonal variability (De Carluccio et al., 2023; Khdair and Abu-Rumman, 2020; Ng et al., 2022).

Figure 5 provides a graphical representation of the pollutant concentrations for each scenario: no treatment, low treatment, moderate treatment and high treatment, using the PEGASE model to simulate the water quality at the river outlet. The results demonstrate the significant impact of treatment scenarios on pollutant concentrations in a water system. Comparing pollutant discharges at a single river reception point, with or without treatment, reveals the effectiveness of increasing treatment efficiency in reducing the concentration of chemical oxygen demand in the ZAT River. However, the discharge of pollutants by olive oil mills along the river, not just at a single point of reception in the ZAT River, contributes significantly to the reduction of the concentration of chemical oxygen demand in the ZAT River. Additionally, the discharge of pollutants by olive oil mills throughout the year, not just during the two months of production, plays a crucial role in the dispersion of pollutants in the river ecosystem.

Despite the impact these strategies, have on reducing the concentration of chemical oxygen demand (COD) in the ZAT River, the desired objective of maintaining constant water quality with COD levels below 35 mgO₂/l has not been fully achieved. The difficulties are mainly from the high pollutant load from the oil presses, which means that treated discharges always exceed the target COD concentration of 250 mgO₂/l. In addition, the limited flow of the ZAT River, which does not exceed 1 m³/s during olive oil production periods, further complicates the situation.

CHAPITRE IV

5. Assessment of Model Simulation of the cotreatment Results

Our study assessed the water quality of the ZAT River under different integrated treatment scenarios, including two months of oil mill effluent treatment, three months of treatment and six months of treatment. The results (Figure 24) showed that implementing integrated treatment of oil mill effluent for three months improved the ZAT River quality by 66.89%, with the river recording COD concentrations below 35 mgO₂/l, giving its good quality.

As the previous paragraph (Assessment of Model Simulation of the treatment Results) illustrates, treating each element individually requires more advanced technology and can lead to treatment plants failing to meet the required standards. In addition, local industries in developing countries often lack the necessary financial, human and technical resources (Khdaïr and Abu-Rumman, 2020). This paragraph also explains (Assessment of Model Simulation of the cotreatment Results) that integrated treatment requires pre-storage of oil mill wastewater and dilution of oil mill effluent by 1% or less to record COD concentrations below 35 mgO₂/l in the river, which gives its good quality.

In this study, effective integrated treatment of various types of waste can significantly improve surface water quality. Combining domestic wastewater and industrial effluents in a treatment plant can achieve the COD Moroccan standard concentrations to be discharged (250 mgO₂/l) and achieve the environmental objective of COD concentration target (35 mgO₂/l) in the water column. However, cotreatment will introduce challenges related to cost-sharing between stakeholders and local industries for the construction and operation of the treatment plants (Dereli et al., 2020).

These findings highlight the notion that treatment scenarios play a crucial role in improving water quality. Similar results have been reported in studies by Al-Omari et al., (2013) and Robles-Rodriguez et al., (2019) (Al-Omari et al., 2013; Robles-Rodriguez et al., 2019), which demonstrated the positive impact of treatment measures on water quality improvement in rivers. The importance of co-treatment approaches and the potential benefits of dilution strategies have also been highlighted in studies by Çeçen and Çakıroğlu, (2001) and Brennan et al., (2017) (Brennan et al., 2017; Çeçen and Çakıroğlu, 2001). It demonstrates that wastewater treatment improves water quality by reducing pollution. It also shows that co-treatment of all sources of pollution is more advantageous than separate treatment or partial co-treatment, as it enables the achievement of water quality standards (Dereli et al., 2020).

CHAPITRE IV

VII. Conclusions

In our study, we assessed the water quality of the ZAT River using seven different treatment scenarios. These scenarios encompassed a range of approaches, including no treatment, low treatment, moderate treatment, high treatment, high co-treatment and high co-treatment with dilution.

The assessment of model simulation results using the PEGASE model demonstrated its accuracy and reliability in simulating water quality parameters in the ZAT River catchment area. The simulations provided reasonable estimates for various variables and effectively reproduced the behavior of the watershed. This indicates the robustness of the model in studying water quality in the region. The analysis of pollution sources revealed that the main contributors to high pollution concentrations after kilometer 71.77 were the olive oil mills, the slaughterhouse, the landfill and domestic discharges from the city of AIT OURIR.

The results showed that dispersing pollutants without treatment by discharging them along the river, rather than at a single point and discharging pollutants from plants throughout the year contributes significantly to dispersing pollutants and reducing their COD concentration. However, this solution alone does not achieve the desired objective of pollutant concentrations below 250 mgO₂/l, nor the environmental objective of COD concentrations below 35 mgO₂/l in the river.

In addition, the treatment level at 90% efficiency by the expected individual treatment for urban, slaughterhouse and landfill wastewater achieved the target concentration lower than 250 mgO₂/l of COD, while the treatment of discharges from olive oil production mills couldn't reach this limit. The treatment scenario for each source alone did not achieve the environmental objective of COD concentrations below 35 mgO₂/l in the river. In addition, the co-treatment of several types of wastewaters with the presence of olive mill wastewater at 1.6% (v/v) did not achieve the desired objective of pollutant concentrations below 250 mgO₂/l, nor the environmental objective of COD concentrations below 35 mgO₂/l in the river.

Predictive scenarios showed that co-treatment with a 0.5% volume of oil mill wastewater, achieved the desired objective of pollutant concentrations below 250 mgO₂/l and COD concentrations below 35 mgO₂/l in the river. Conversely, co-treatment with a 1.1% (v/v) dilution of oil mill wastewater during treatment achieved COD concentrations below 35 mgO₂/l in the river, but failed to achieve the desired target of pollutant concentrations below 250 mgO₂/l.

Overall, the study highlights the importance of implementing effective wastewater treatment measures to mitigate pollution and improve water quality in the ZAT River catchment area. The

CHAPITRE IV

findings support the need for stricter regulations and better wastewater management practices to protect the aquatic environment and ensure the availability of clean water resources.

VIII. Conclusion (Français)

Dans notre chapitre, nous avons évalué la qualité de l'eau de la rivière ZAT en utilisant sept scénarios de traitement différents. Ces scénarios englobaient une série d'approches, notamment l'absence de traitement, un traitement faible, un traitement modéré, un traitement élevé, un co-traitement élevé et un co-traitement élevé avec dilution de 1,1 % (v/v) des eaux usées de l'huilerie et un co-traitement élevé avec dilution de 0,5 % (v/v) des eaux usées de l'huilerie.

L'évaluation des résultats de la simulation à l'aide du modèle PEGASE a démontré sa précision et sa fiabilité dans la simulation des paramètres de qualité de l'eau dans le bassin versant de la rivière ZAT. Les simulations ont fourni des estimations raisonnables pour diverses variables et ont reproduit efficacement le comportement du bassin versant. Ceci indique la robustesse du modèle dans l'étude de la qualité de l'eau dans la région. L'analyse des sources de pollution a révélé que les principaux responsables des concentrations élevées de pollution après le kilomètre 71,77 étaient les moulins à huile d'olive, l'abattoir, la décharge et les rejets urbains de la ville d'AIT OURIR.

Les résultats ont montré que la dispersion des polluants sans traitement en les rejetant le long de la rivière, plutôt qu'en un seul point, et le rejet des polluants par les usines tout au long de l'année, contribuent de manière significative à la dispersion des polluants et à la réduction de leur concentration en DCO. Toutefois, cette solution ne permet pas à elle seule d'atteindre l'objectif souhaité, à savoir des concentrations de polluants inférieures à 250 mgO₂/l, ni l'objectif environnemental, à savoir des concentrations de DCO inférieures à 35 mgO₂/l dans la rivière.

En outre, le niveau de traitement à 90 % d'efficacité par le traitement individuel prévu pour les eaux usées urbaines, d'abattoir et de décharge a permis d'atteindre la concentration cible inférieure à 250 mgO₂/l de DCO, alors que le traitement des rejets des moulins de production d'huile d'olive n'a pas pu atteindre cette limite. Le scénario de traitement pour chaque source seule n'a pas permis d'atteindre l'objectif environnemental de concentrations de DCO inférieures à 35 mgO₂/l dans la rivière. En plus, le co-traitement de plusieurs types d'eaux usées en présence d'eaux usées des moulins à huile à 1,6 % (v/v) n'a pas permis d'atteindre l'objectif souhaité de concentrations de polluants inférieures à 250 mgO₂/l, ni l'objectif environnemental de concentrations de DCO inférieures à 35 mgO₂/l dans la rivière.

Les scénarios prédictifs ont montré que le co-traitement avec un volume de 0,5 % d'eaux usées d'huileries permettait d'atteindre l'objectif souhaité de concentrations de polluants inférieures à

CHAPITRE IV

250 mgO₂/l et de concentrations de DCO inférieures à 35 mgO₂/l dans la rivière. Inversement, le co-traitement avec une dilution de 1,1 % (v/v) des eaux usées de l'huilerie pendant le traitement a permis d'atteindre des concentrations de DCO inférieures à 35 mgO₂/l dans la rivière, mais n'a pas permis d'atteindre l'objectif souhaité de concentrations de polluants inférieures à 250 mgO₂/l.

Dans l'ensemble, l'étude souligne l'importance de mettre en œuvre des mesures efficaces de traitement des eaux usées afin d'atténuer la pollution et d'améliorer la qualité de l'eau dans le bassin versant de la rivière ZAT. Les résultats confirment la nécessité de réglementations plus strictes et de meilleures pratiques de gestion des eaux usées pour protéger l'environnement aquatique et garantir la disponibilité de ressources en eau propres.

Conclusion Générale

Conclusion Générale

En conclusion, cette thèse aborde trois axes complémentaires liés à la rivière ZAT en tant que rivière intermittente dans un climat méditerranéen semi-aride. Le premier axe consiste à réaliser (i) une typologie de la rivière ZAT par un découpage en masses d'eau selon des normes européennes basées sur des critères naturels, et à effectuer (ii) une classification de la qualité de l'eau afin d'évaluer l'impact des pollutions anthropiques sur la variation de l'homogénéité de la qualité de l'eau pour chaque masse d'eau. Cette méthodologie a été évaluée à travers le suivi de la rivière ZAT pendant six mois en 2021, ce qui a révélé que quatre masses d'eau pouvaient être identifiées, présentant une qualité chimique homogène en périodes de haut débit, tandis qu'une hétérogénéité a été observée en cas d'influence humaine accrue et de débits réduits sur le 4^e masse d'eau. L'impact de l'activité humaine est particulièrement marqué lorsque le débit est faible et les pollutions urbaine et industrielle sont fortes.

Le premier axe de l'étude explore la typologie et la classification des rivières de ZAT, mettant en évidence l'importance de gérer la qualité de l'eau dans ces écosystèmes fragiles. L'étude souligne que les rivières à faible débit nécessitent une typologie et une classification intégrant des facteurs naturels et anthropiques, ce qui est crucial face aux impacts humains croissants. Inspirée par la Directive-cadre sur l'eau de l'UE, la recherche adapte ce cadre pour inclure des critères spécifiques aux cours d'eau intermittents. L'instabilité chimique et biotique des eaux, exacerbée par la diminution des débits et l'intensification des activités humaines, nécessite une surveillance continue. Appliquée à la rivière ZAT, l'étude démontre la flexibilité du cadre européen et son adaptation au contexte local, notamment dans des zones fortement polluées comme Ait Ourir. Elle révèle que la quatrième masse d'eau est particulièrement affectée par les pollutions urbaines et industrielles. Ce premier axe propose ainsi une approche innovante pour la gestion des rivières à faible débit et souligne l'importance de relier débit et pollution. En conclusion, il souligne le rôle central des activités humaines dans la dégradation des écosystèmes aquatiques et confirme la nécessité d'une typologie et une classification intégrative pour une gestion durable des rivières à faible débit. Cette analyse met en lumière l'ampleur des contaminations, bien que l'impact exact de chaque source, notamment les rejets des huileries, reste incertain. Pour remédier à ce déficit de données, l'approche de modélisation inverse avec le modèle PEGASE, prévue dans le second axe, devient indispensable.

Le deuxième axe consiste à combiner des mesures sur le terrain avec la modélisation par le modèle PEGASE pour (i) comprendre les variations temporelles et spatiales de la qualité de l'eau, (ii) identifier les zones les plus fortement impactés par la pollution, (iii) évaluer l'impact

Conclusion Générale

de la pollution urbaine et industrielle sur la rivière ZAT, et (iv) quantifier les rejets des usines d'huile d'olive pendant les périodes d'activité et d'inactivité de ces usines par l'approche de modélisation inverse. L'étude met en lumière une stabilité relativement constante de la qualité de l'eau de la rivière sur la majeure partie de son cours, jusqu'aux kilomètres 64 en hiver et 71,77 en été, où une détérioration de la qualité de l'eau est notée. Cette détérioration peut être attribuée à divers facteurs, parmi lesquels le rejet d'eaux usées industrielles qui joue un rôle significatif en représentant 47 % de la charge polluante en DCO. Ces eaux usées industrielles sont déversées dans la rivière sans traitement durant les périodes de production (janvier-février) et d'inactivité (mars-mai), les huileries rejettent 10 % de leur production journalière en janvier et février, 50 % en mars lorsque le débit dépasse 10 m³/s, et 20 % entre avril et mi-mai. De plus, l'effet cumulatif de la pollution (urbaine, industrielle et agricole) et la diminution du débit d'eau causée par les prélèvements pour l'irrigation et l'infiltration contribuent aux altérations observées dans la qualité de l'eau de la rivière.

Le deuxième axe de l'étude se concentre sur la modélisation des impacts de la pollution urbaine et industrielle sur la qualité des eaux de surface de la rivière ZAT, dans un climat méditerranéen semi-aride. Les rejets industriels, en particulier ceux des usines d'huile d'olive, sont identifiés comme une source majeure de pollution. Ces rejets, souvent non autorisés et intensifiés durant les cycles de production, dépassent fréquemment les normes marocaines. L'étude met en évidence les variations saisonnières de la pollution, observant une dégradation accrue en hiver et en été. Pour analyser cette dynamique, l'étude utilise le modèle PEGASE, qui simule les processus biogéochimiques et offre une compréhension fine des sources et des impacts de la pollution. Les simulations sont calibrés à l'aide de mesures sur le terrain, révélant des zones critiques de pollution dans la rivière, notamment dans les secteurs où le débit est réduit. Ce cadre analytique aborde également les défis liés à la sécheresse, qui limite la dilution des polluants et exacerbe la détérioration de la qualité de l'eau. Ce deuxième axe propose des recommandations concrètes pour répondre à ces problématiques : renforcement des réglementations, installation de stations de traitement adaptées, et mise en œuvre de stratégies de co-traitement des eaux usées. Elle préconise également des mesures visant à préserver le débit écologique de la rivière, notamment en limitant les prélèvements d'eau à des fins agricoles durant les périodes de faible débit. Ces actions visent à équilibrer les besoins économiques, comme la production d'huile d'olive, avec la préservation de l'environnement. En conclusion, ce deuxième axe fournit un cadre solide pour la gestion durable des ressources hydriques dans les régions méditerranéennes semi-arides, en soulignant l'importance de stratégies globales pour protéger la qualité de l'eau et les écosystèmes aquatiques de la rivière ZAT.

Conclusion Générale

Le troisième axe se concentre sur l'évaluation de l'effet du traitement et du co-traitement sur divers types de rejets, comme les eaux usées urbaines, les effluents d'abattoirs, les lixiviats et les eaux usées des moulins à huile d'olive sur l'amélioration de la qualité des eaux de surface de la rivière ZAT. Pour ce faire, une approche combinant des mesures sur le terrain avec la modélisation par le modèle PEGASE été employée pour développer différents scénarios de traitement et de co-traitement des divers types de rejets. Les résultats des simulations démontrent que le traitement individuel de chaque effluent n'a pas permis de respecter les seuils de concentration de DCO requis pour le rejet ($<250 \text{ mgO}_2/\text{l}$) conformément aux normes marocaines. De plus, cette approche n'a pas permis d'atteindre le niveau de qualité de l'eau souhaité, avec pour objectif une concentration en DCO inférieure à $35 \text{ mgO}_2/\text{l}$ selon la grille de qualité de la rivière. En revanche, le co-traitement, qui implique un mélange de tous les effluents ainsi que $1,1 \%$ (v/v) d'eaux usées provenant des moulins à olives, a conduit à l'atteinte de l'objectif de concentration en DCO dans la colonne d'eau de la rivière ZAT. De surcroît, le co-traitement avec $0,5 \%$ (v/v) d'eaux usées du moulin à olives a permis de respecter les normes de concentration de DCO à l'exutoire et de se conformer à la limite de concentration de DCO inférieure à $35 \text{ mgO}_2/\text{l}$ établie par la réglementation relative à la rivière réceptrice.

Ce troisième axe se concentre sur le développement de scénarios de traitement et de co-traitement des eaux usées pour améliorer la qualité de la rivière ZAT. Après avoir évalué, dans le deuxième axe, les sources et quantités de pollution ainsi que la qualité actuelle de la rivière, allant de mauvaise à très mauvaise, l'objectif fixé était d'atteindre une concentration inférieure à 250 mg/l de DCO dans les rejets et à 35 mg/l dans la rivière pour garantir une bonne qualité tout au long de l'année. L'analyse révèle que les traitements individuels des rejets urbains, des abattoirs et des lixiviats de décharges, avec une efficacité de 90% , permettent d'atteindre les objectifs locaux de DCO. En revanche, les effluents des moulins à huile ont dépassé les seuils, même avec des traitements à 90% d'efficacité. De plus, les traitements individuels ne permettent pas d'assurer une bonne qualité de l'eau dans la rivière.

Le recours au co-traitement, intégrant un faible pourcentage ($0,5\text{-}1,1 \%$ v/v) d'eaux usées des moulins à huile d'olive avec d'autres effluents, s'avère plus efficace pour atteindre les cibles de qualité de l'eau dans la rivière et respecter les normes environnementales, surtout avec un co-traitement incluant seulement $0,5 \%$ du volume des rejets des huileries, qui atteint l'objectif de 250 mg/l de DCO dans les rejets à émettre dans la rivière. Les simulations réalisées avec le modèle PEGASE confirment que le co-traitement améliore la qualité de l'eau, optimise les coûts et réduit les risques de perturbations des processus de traitement, bien que des précautions soient nécessaires pour éviter la formation de composés toxiques.

Conclusion Générale

Ce troisième axe met en avant l'importance de respecter les réglementations locales pour préserver la capacité d'auto-épuration de la rivière et renforcer le cadre juridique marocain en matière de gestion des eaux usées. Il souligne également les défis techniques, économiques et humains liés à la sélection des procédés de traitement appropriés. En intégrant ces éléments, l'étude démontre que le co-traitement constitue une solution prometteuse pour améliorer durablement la qualité des eaux de surface, protéger les écosystèmes aquatiques et répondre aux enjeux de santé publique. Ces résultats illustrent la nécessité d'approches collaboratives et intégrées pour garantir une gestion durable des ressources hydriques et aligner les pratiques locales avec les normes internationales.

Perspectives

Sur la base des résultats de cette thèse, plusieurs perspectives peuvent être identifiées pour les recherches futures :

1. Les recherches futures peuvent se concentrer sur l'adaptation de la méthodologie européenne pour produire une méthodologie spécifique de délimitation des masses d'eau dans les bassins hydrographiques du Maroc.
2. Utilisation d'autres indices pour l'évaluation de la typologie et la classification des masses d'eau dans des autres bassins hydrographiques du Maroc. Des indices comme l'indice biologique diatomées, l'indice de qualité végétale des bandes riveraines ou l'indice de qualité bactériologique et physicochimique.
3. Le développement d'un module intégré dans PEGASE pour estimer les concentrations du polyphénol dans les masses d'eau provenant spécifiquement des industries de production d'huile d'olive.
4. La mise en place d'un pilote d'une station d'épuration pour réaliser des expériences de co-traitement de différentes sources de pollution afin de confirmer la fiabilité des scénarios de modélisation.
5. La qualité de l'eau des rivières dépend de la charge polluante présente ou rejetée dans la rivière et du débit de la rivière. Actuellement, les normes marocaines autorisent l'évacuation des eaux usées une fois que des concentrations spécifiques sont respectées. Ces normes s'appliquant de manière uniforme à toutes les rivières, sans considérer les volumes des rejets ni les variations de débit entre les rivières ou les changements saisonniers. Ainsi, il devient crucial d'établir un modèle de variation de la qualité de l'eau en fonction des fluctuations de la charge polluante et du débit des rivières, qui servirait de référence supplémentaire pour l'octroi des permis d'évacuation des eaux usées dans les rivières.

Reference

Reference

- Abbasi, T., Abbasi, S.A., 2012. Chapter 16 - Water-Quality Indices: Looking Back, Looking Ahead, in: Abbasi, T., Abbasi, S.A. (Eds.), *Water Quality Indices*. Elsevier, Amsterdam, pp. 353–356. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-54304-2.00016-6>
- 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). *Hydroécol. Appl.* 21, 115–155. <https://doi.org/10.1051/hydro/2021001>
- Achtak, H., Kouali, H., Chaouti, A., Dahbi, A., 2024. Use of water quality parameters to assess the ecological health of Atlantic coastal areas in the northwestern Morocco. *Regional Studies in Marine Science* 71, 103427. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103427>
- Adedeji, I.C., Ahmadisharaf, E., Sun, Y., 2022. Predicting in-stream water quality constituents at the watershed scale using machine learning. *Journal of Contaminant Hydrology* 251, 104078. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2022.104078>
- Ahmali, A., Mandi, L., Loutfi, K., El Ghadraoui, A., El Mansour, T.E., El Kerroumi, A., Hejjaj, A., Del Bubba, M., Ouazzani, N., 2020. Agro-physiological responses of Koroneiki olive trees (*Olea europaea* L.) irrigated by crude and treated mixture of olive mill and urban wastewaters. *Scientia Horticulturae* 263, 109101. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2019.109101>
- Ait Kadi, M., Ziyad, A., 2018. Integrated Water Resources Management in Morocco, in: *Global Water Security: Lessons Learnt and Long-Term Implications*, تنمية وإدارة الموارد المائية. Springer, Singapore, pp. 143–163. https://doi.org/10.1007/978-981-10-7913-9_6
- Akhtar, N., Syakir Ishak, M.I., Bhawani, S.A., Umar, K., 2021. Various Natural and Anthropogenic Factors Responsible for Water Quality Degradation: A Review. *Water* 13, 2660. <https://doi.org/10.3390/w13192660>
- Allan, I.J., Vrana, B., Greenwood, R., Mills, G.A., Knutsson, J., Holmberg, A., Guigues, N., Fouillac, A.-M., Laschi, S., 2006. Strategic monitoring for the European Water Framework Directive. *TrAC Trends in Analytical Chemistry, On-site Instrumentation and Analysis* 25, 704–715. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2006.05.009>
- Al-Omari, A., Al-hourri, Z., Al-Weshah, R., 2013. Impact of the As Samra wastewater treatment plant upgrade on the water quality (COD, electrical conductivity, TP, TN) of the Zarqa River. *Water Science and Technology* 67, 1455–1464. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.686>
- Altés, V., Bellvert, J., Pascual, M., Villar, J.M., 2023a. Understanding Drainage Dynamics and Irrigation Management in a Semi-Arid Mediterranean Basin. *Water* 15, 16. <https://doi.org/10.3390/w15010016>
- Altés, V., Pascual, M., Escorihuela, M.J., Villar, J.M., 2023b. Quantifying the Downstream Impact of Implementing Irrigation in a Semi-Arid Mediterranean Basin in NE of Spain (No. EGU23-11746). Presented at the EGU23, Copernicus Meetings. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu23-11746>
- Alvarez Troncoso, R., Gutiérrez, D., Villar, I., Ehlers, S.E., Soto, B., Mato, S., Garrido, J., 2022. Microplastics in Water, Sediments and Macroinvertebrates in a Small River of Nw Spain. <https://doi.org/10.2139/ssrn.4079147>
- Ambrose, J., Wool, T.A., Barnwell, J., 2009. Development of Water Quality Modeling in the United States. *Environmental Engineering Research* 14, 200–210.
- Arias-Real, R., Gutiérrez-Cánovas, C., Menéndez, M., Muñoz, I., 2022. Drying niches of aquatic macroinvertebrates identify potential biomonitoring indicators in intermittent and ephemeral streams. *Ecological Indicators* 142, 109263. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109263>
- Attar, O., Brouziyne, Y., Bouchaou, L., Brahim, Y.A., Chehbouni, A., 2024. Integrated modeling of climate change impacts on water resources: The Souss basin in Morocco (No. EGU24-5972).

Reference

- Presented at the EGU24, Copernicus Meetings. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu24-5972>
- Attar, O., Brouziyne, Y., Bouchaou, L., Chehbouni, A., 2022. A Critical Review of Studies on Water Resources in the Souss-Massa Basin, Morocco: Envisioning a Water Research Agenda for Local Sustainable Development. *Water* 14, 1355. <https://doi.org/10.3390/w14091355>
- Azhari, H.E., Cherif, E.K., Sarti, O., Azzirgue, E.M., Dakak, H., Yachou, H., Esteves da Silva, J.C.G., Salmoun, F., 2023. Assessment of Surface Water Quality Using the Water Quality Index (IWQ), Multivariate Statistical Analysis (MSA) and Geographic Information System (GIS) in Oued Laou Mediterranean Watershed, Morocco. *Water* 15, 130. <https://doi.org/10.3390/w15010130>
- Aziz, A., Basheer, F., Sengar, A., Irfanullah, Khan, S.U., Farooqi, I.H., 2019. Biological wastewater treatment (anaerobic-aerobic) technologies for safe discharge of treated slaughterhouse and meat processing wastewater. *Science of The Total Environment* 686, 681–708. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.295>
- Bai, J., Zhao, J., Zhang, Z., Tian, Z., 2022. Assessment and a review of research on surface water quality modeling. *Ecological Modelling* 466, 109888. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.109888>
- Barrera, M., Mehrvar, M., Gilbride, K.A., McCarthy, L.H., Laursen, A.E., Bostan, V., Pushchak, R., 2012. Photolytic treatment of organic constituents and bacterial pathogens in secondary effluent of synthetic slaughterhouse wastewater. *Chemical Engineering Research and Design* 90, 1335–1350. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2011.11.018>
- Basraoui, N., Ben-tahar, R., Delière, J.-F., El Guerrouj, B., Chafi, A., 2024. Potentially toxic elements contamination and ecological risk assessment in surface sediments of Moulouya Estuary (Northeastern, Morocco). *Scientific African* 25, e02295. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2024.e02295>
- Behmel, S., Damour, M., Ludwig, R., Rodriguez, M.J., 2016. Water quality monitoring strategies — A review and future perspectives. *Science of The Total Environment* 571, 1312–1329. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.235>
- Béjaoui, B., Salem, H., Basti, L., Feki-Sahnoun, W., Dahmani, S., Canu, D., Benabdallah, S., Blake, R., Norouzi, H., Solidoro, C., 2022. Hydrology, Biogeochemistry and Metabolism in a Semi-Arid Mediterranean Coastal Wetland Ecosystem. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-1278908/v1>
- Bella Atangana, M.S., Ndam Ngoupayou, J.R., Deliege, J.-F., 2023. Hydrogeochemistry and Mercury Contamination of Surface Water in the Lom Gold Basin (East Cameroon): Water Quality Index, Multivariate Statistical Analysis and Spatial Interpolation. *Water* 15, 2502. <https://doi.org/10.3390/w15132502>
- Bellos, D., Sawidis, T., 2005. Chemical pollution monitoring of the River Pinios (Thessalia—Greece). *Journal of Environmental Management* 76, 282–292. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.01.027>
- Ben Abbou, M., Bougarne, L., Mehdaoui, I., Mahmoud, R., Majbar, Z., Berrada, S., Rais, Z., El Haji, M., 2024. Assessment of water quality in wells and springs across various districts of Taza City, Morocco. *Water Science and Technology* 90, 1225–1238. <https://doi.org/10.2166/wst.2024.270>
- Ben Salem, S., Ben Salem, A., Karmaoui, A., Yacoubi Khebiza, M., 2023. Vulnerability of Water Resources to Drought Risk in Southeastern Morocco: Case Study of Ziz Basin. *Water* 15, 4085. <https://doi.org/10.3390/w15234085>
- Benaddi, R., Ferkan, Y., Bouriqi, A., Ouazzani, N., 2022a. Impact of Landfill Leachate on Groundwater Quality — A Comparison Between Three Different Landfills in Morocco. *J. Ecol. Eng.* 23, 89–94. <https://doi.org/10.12911/22998993/153006>
- Benaddi, Rabia, Bouriqi, A., Ouazzani, N., 2022b. The Environmental Problem of Olive Mill Waste Water in Morocco: Data Analysis and Characterization. *ijcsrr* 05. <https://doi.org/10.47191/ijcsrr/V5-i5-51>

Reference

- Benariba, H., Habi, M., Morsli, B., Moulla, A.S., 2022. Assessment of surface water quality in a semi-arid Mediterranean region. Case study of Sikkak dam (north-western Algeria). *Water Practice and Technology* 17, 1177–1196. <https://doi.org/10.2166/wpt.2022.040>
- Ben-Daoud, M., Mouhaddach, O., Essahlaoui, A., Layachi, A., Kestemont, M.-P., El Jaafari, S., 2011. Conception d'un SIG pour l'évaluation de l'impact des activités anthropiques sur la qualité des eaux superficielles de la ville de Meknès (Maroc). *Cahiers de l'ASEES* 16, 17–25. <https://doi.org/10.1051/asees/2011205>
- Benkirane, M., Laftouhi, N.-E., Khabba, S., Hera-Portillo, Á. de la, 2022. Hydro Statistical Assessment of TRMM and GPM Precipitation Products against Ground Precipitation over a Mediterranean Mountainous Watershed (in the Moroccan High Atlas). *Applied Sciences* 12, 8309. <https://doi.org/10.3390/app12168309>
- Benkirane, M., Laftouhi, N.-E., Mansouri, B.E., Salik, I., Snineh, M., Ghazali, F.E.E., Kamal, S., Zamrane, Z., 2020. An approach for flood assessment by numerical modeling of extreme hydrological events in the Zat watershed (High Atlas, Morocco). *Urban Water Journal* 17, 381–389. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2020.1734946>
- Bolyard, S.C., Motlagh, A.M., Lozinski, D., Reinhart, D.R., 2019. Impact of organic matter from leachate discharged to wastewater treatment plants on effluent quality and UV disinfection. *Waste Management* 88, 257–267. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.03.036>
- Bouaida, J., Witam, O., Ibnoussina, M., Delmaki, A.E.F., Benkirane, M., 2021. Contribution of remote sensing and GIS to analysis of the risk of flooding in the Zat basin (High Atlas-Morocco). *Nat Hazards*. <https://doi.org/10.1007/s11069-021-04758-x>
- Boudhar, A., Duchemin, B., Hanich, L., Jarlan, L., Chaponnière, A., Maisongrande, P., Boulet, G., Chehbouni, A., 2010. Long-term analysis of snow-covered area in the Moroccan High-Atlas through remote sensing. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, Supplement Issue on "Remote Sensing for Africa – A Special Collection from the African Association for Remote Sensing of the Environment (AARSE)"* 12, S109–S115. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2009.09.008>
- Boughou, N., Majdy, I., Cherkaoui, E., Khamar, M., Nounah, A., 2018. PHYSICO-CHEMICAL CHARACTERIZATION OF WASTEWATER FROM SLAUGHTERHOUSE: CASE OF RABAT IN MOROCCO 13, 6.
- Bouimouass, H., Fakir, Y., Tweed, S., Leblanc, M., 2020. Groundwater recharge sources in semiarid irrigated mountain fronts. *Hydrological Processes* 34, 1598–1615. <https://doi.org/10.1002/hyp.13685>
- Boukari, A., Everbecq, E., Ben Abdallah, S., Magermans, P., Grard, A., Habaieb, H., Deliége, J.-F., 2018. Modelling Catchment Scale Agricultural Pollution in North Tunisia Using the PEGASE Model, in: Kallel, A., Ksibi, M., Ben Dhia, H., Khélifi, N. (Eds.), *Recent Advances in Environmental Science from the Euro-Mediterranean and Surrounding Regions, Advances in Science, Technology & Innovation*. Springer International Publishing, Cham, pp. 835–837. https://doi.org/10.1007/978-3-319-70548-4_245
- Boumalkha, O., Hachi, T., Chorfi, H., Essabiri, H., Hammoui, Y.E., Laiboud, C., Abba, E.H., 2022. Water quality cartography of the upstream part of the Oum Er Rabia hydraulic basin (Morocco). *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.* 1090, 012007. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1090/1/012007>
- Bouriqi, A., 2024. Typology and classification of water quality in an intermittent river in a semi-arid Mediterranean climate. *Environmental Monitoring and Assessment* 196. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12514-4>
- Bouriqi, A., Ouazzani, N., Deliege, J.-F., 2024. Modeling the Impact of Urban and Industrial Pollution on the Quality of Surface Water in Intermittent Rivers in a Semi-Arid Mediterranean Climate. *Hydrology* 11, 150. <https://doi.org/10.3390/hydrology11090150>
- Brennan, R.B., Clifford, E., Devroedt, C., Morrison, L., Healy, M.G., 2017. Treatment of landfill leachate in municipal wastewater treatment plants and impacts on effluent ammonium

Reference

- concentrations. *Journal of Environmental Management* 188, 64–72. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.055>
- Brierley, G.J., 2020. The Socio-ecological River: Socio-economic, Cultural and Environmental Relations to River Systems, in: Brierley, G.J. (Ed.), *Finding the Voice of the River : Beyond Restoration and Management*. Springer International Publishing, Cham, pp. 29–60. https://doi.org/10.1007/978-3-030-27068-1_2
- Brooks, P.D., Chorover, J., Fan, Y., Godsey, S.E., Maxwell, R.M., McNamara, J.P., Tague, C., 2015. Hydrological partitioning in the critical zone: Recent advances and opportunities for developing transferable understanding of water cycle dynamics. *Water Resources Research* 51, 6973–6987. <https://doi.org/10.1002/2015WR017039>
- Burigato Costa, C.M. da S., da Silva Marques, L., Almeida, A.K., Leite, I.R., de Almeida, I.K., 2019. Applicability of water quality models around the world—a review. *Environ Sci Pollut Res* 26, 36141–36162. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06637-2>
- Caissie, D., El-Jabi, N., Satish, M.G., 2001. Modelling of maximum daily water temperatures in a small stream using air temperatures. *Journal of Hydrology* 251, 14–28. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00427-9](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00427-9)
- Calabrò, P.S., Pangallo, D., Zema, D.A., 2024. Wastewater treatment in lagoons: A systematic review and a meta-analysis. *Journal of Environmental Management* 359, 120974. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120974>
- Camargo, J.A., Alonso, A., De La Puente, M., 2004. Multimetric Assessment of Nutrient Enrichment in Impounded Rivers Based on Benthic Macroinvertebrates. *Environ Monit Assess* 96, 233–249. <https://doi.org/10.1023/B:EMAS.0000031730.78630.75>
- Cameron, D., Hartig, F., Minnuno, F., Oberpriller, J., Reineking, B., Van Oijen, M., Dietze, M., 2022. Issues in calibrating models with multiple unbalanced constraints: the significance of systematic model and data errors. *Methods in Ecology and Evolution* 13, 2757–2770. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.14002>
- Çeçen, F., Çakıroğlu, D., 2001. Impact of landfill leachate on the co-treatment of domestic wastewater. *Biotechnology Letters* 23, 821–826. <https://doi.org/10.1023/A:1010317823529>
- Chebouni, A., Escadafal, R., Duchemin, B., Boulet, G., Simonneaux, V., Dedieu, G., Mougenot, B., Khabba, S., Kharrou, H., Maisongrande, P., Merlin, O., Chaponnière, A., Ezzahar, J., Er-Raki, S., Hoedjes, J., Hadria, R., Abourida, A., Cheggour, A., Raibi, F., Boudhar, A., Benhadj, I., Hanich, L., Benkaddour, A., Guemouria, N., Chehbouni, A.H., Lahrouni, A., Oliosio, A., Jacob, F., Williams, D.G., Sobrino, J.A., 2008. An integrated modelling and remote sensing approach for hydrological study in arid and semi-arid regions: the SUDMED Programme. *International Journal of Remote Sensing* 29, 5161–5181. <https://doi.org/10.1080/01431160802036417>
- Chin, P.M., Naim, A.N., Suja, F., Ahmad Usul, M.F., 2020. Impact of Effluent from the Leachate Treatment Plant of Taman Beringin Solid Waste Transfer Station on the Quality of Jinjang River. *Processes* 8, 1553. <https://doi.org/10.3390/pr8121553>
- Cid, N., Bonada, N., Carlson, S.M., Grantham, T.E., Gasith, A., Resh, V.H., 2017. High Variability Is a Defining Component of Mediterranean-Climate Rivers and Their Biota. *Water* 9, 52. <https://doi.org/10.3390/w9010052>
- Cox, B.A., 2003a. A review of dissolved oxygen modelling techniques for lowland rivers. *Science of The Total Environment, Land Ocean Interaction: processes, functioning and environmental management:a UK perspective* 314–316, 303–334. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00062-7](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00062-7)
- Cox, B.A., 2003b. A review of currently available in-stream water-quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers. *Science of The Total Environment, Land Ocean Interaction: processes, functioning and environmental management:a UK perspective* 314–316, 335–377. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00063-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00063-9)

Reference

- Cui, D., Liang, S., Wang, D., 2021. Observed and projected changes in global climate zones based on Köppen climate classification. *WIREs Climate Change* 12, e701. <https://doi.org/10.1002/wcc.701>
- Czerniawska-Kusza, I., 2005. Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water-quality assessment. *Limnologica*, 11th Magdeburg Seminar, October 2004 on Waters in Central and Eastern Europe: Assessment, Protection, Management 35, 169–176. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2005.05.003>
- Daniel, M.H.B., Montebelo, A.A., Bernardes, M.C., Ometto, J.P.H.B., Camargo, P.B. de, Krusche, A.V., Ballester, M.V., Victoria, R.L., Martinelli, L.A., 2002. Effects of Urban Sewage on Dissolved Oxygen, Dissolved Inorganic and Organic Carbon, and Electrical Conductivity of Small Streams along a Gradient of Urbanization in the Piracicaba River Basin. *Water, Air, & Soil Pollution* 136, 189–206. <https://doi.org/10.1023/A:1015287708170>
- Das, B., Jain, S., Singh, S., Thakur, P., 2019. Evaluation of multisite performance of SWAT model in the Gomti River Basin, India. *Appl Water Sci* 9, 134. <https://doi.org/10.1007/s13201-019-1013-x>
- De Carluccio, M., Sabatino, R., Eckert, E.M., Di Cesare, A., Corno, G., Rizzo, L., 2023. Co-treatment of landfill leachate with urban wastewater by chemical, physical and biological processes: Fenton oxidation preserves autochthonous bacterial community in the activated sludge process. *Chemosphere* 313, 137578. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137578>
- Del Campo, A.D., González-Sanchis, M., Lidón, A., García-Prats, A., Lull, C., Bautista, I., Ruíz-Pérez, G., Francés, F., 2017. Ecohydrological-Based Forest Management in Semi-arid Climate, in: Křeček, J., Haigh, M., Hofer, T., Kubin, E., Promper, C. (Eds.), *Ecosystem Services of Headwater Catchments*. Springer International Publishing, Cham, pp. 45–57. https://doi.org/10.1007/978-3-319-57946-7_6
- Delegated Ministry in charge of Water, 2014a. Report on sources of water pollution in Morocco, pp. 5–24.
- Delegated Ministry in charge of Water, 2014b. Preservation of the quality of water resources and pollution control: Discharge limit values to be respected by discharges (Pollution Standards), pp. 6–23.
- Deliège, J.-F., 2013. Méthode d'intégration de modèles adaptée aux systèmes hydrologiques multicompartimentés. Method to integrate models, adapted to multicompartimented hydrological systems.
- Deliège, J.-F., Everbecq, E., Magermans, P., Grard, A., Bourouag, T., Blockx, C., Smits, J., 2010. Pegase, an Integrated River/Basin Model Dedicated to Surface Water Quality Assessment: Application to Cocaine. *Acta Clinica Belgica* 65, 42–48. <https://doi.org/10.1179/acb.2010.108>
- Depiereux, E., Feytmans, E., Micha, J.-C., 1983. Utilisation critique de l'analyse en composantes principales et du cluster analysis pour la description d'échantillons d'invertébrés benthiques en eau douce. *Oikos* 40, 81–94. <https://doi.org/10.2307/3544202>
- Dereli, R.K., Giberti, M., Liu, Q., Flynn, D., Casey, E., 2020. Benchmarking leachate co-treatment strategies in municipal wastewater treatment plants under dynamic conditions and energy prices. *Journal of Environmental Management* 260, 110129. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110129>
- Devia, G.K., Ganasri, B.P., Dwarakish, G.S., 2015. A Review on Hydrological Models. *Aquatic Procedia*, INTERNATIONAL CONFERENCE ON WATER RESOURCES, COASTAL AND OCEAN ENGINEERING (ICWRCOE'15) 4, 1001–1007. <https://doi.org/10.1016/j.aqpro.2015.02.126>
- Di Bucchianico, A., 2008. Coefficient of Determination (2), in: *Encyclopedia of Statistics in Quality and Reliability*. John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9780470061572.eqr173>
- Djagba, J.F., Johnson, J.-M., Saito, K., 2022. Can soil fertility properties in rice fields in sub-Saharan Africa be predicted by digital soil information? A case study of AfSoilGrids250m. *Geoderma Regional* 30, e00563. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2022.e00563>
- Dodkins, I., Rippey, B., Harrington, T.J., Bradley, C., Ni Chathain, B., Kelly-Quinn, M., McGarrigle, M., Hodge, S., Trigg, D., 2005. Developing an optimal river typology for biological elements within

Reference

- the Water Framework Directive. *Water Research* 39, 3479–3486.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.06.008>
- Dorado-Guerra, D.Y., Paredes-Arquiola, J., Pérez-Martín, M.Á., Corzo-Pérez, G., Ríos-Rojas, L., 2023. Effect of climate change on the water quality of Mediterranean rivers and alternatives to improve its status. *Journal of Environmental Management* 348, 119069.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119069>
- Dufatanye, I., Lee, Y., Kim, H., Lee, S., 2022. Industrial Wastewater Discharge and Compliance Investigation for Environmentally Resilient Rwanda. *Water* 14, 3100.
<https://doi.org/10.3390/w14193100>
- Durski, S.M., Barth, J.A., McWilliams, J.C., Frenzel, H., Deutsch, C., 2017. The influence of variable slope-water characteristics on dissolved oxygen levels in the northern California Current System. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 122, 7674–7697.
<https://doi.org/10.1002/2017JC013089>
- Ejigu, M.T., 2021. Overview of water quality modeling. *Cogent Engineering* 8, 1891711.
<https://doi.org/10.1080/23311916.2021.1891711>
- El assaoui, N., Sadok, A., Merimi, I., 2021. Impacts of climate change on Moroccan's groundwater resources: State of art and development prospects. *Materials Today: Proceedings, The Fourth edition of the International Conference on Materials & Environmental Science* 45, 7690–7696. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.03.220>
- El Garouani, M., Lahrach, A., Sidi Mohamed Ben Abdallah University, ENSA, P.O. Box 72, Fez, Morocco, Jarar Oulidi, H., Hassania School for Public Works Engineering, P.O. Box 8108, Casablanca, Morocco, El-Hamdouny, M., 2024. WEIGHTING OF WATER RESOURCES VULNERABILITY INDICATORS USING ANALYTIC HIERARCHY PROCESS AND GIS IN THE FEZ-MEKNES BASIN, MOROCCO. *Carpathian J. Earth Environ. Sci.* 19, 125–133.
<https://doi.org/10.26471/cjees/2024/019/284>
- El ghadraoui, A., Ouazzani, N., Saf, C., Ahmali, A., Hejjaj, A., Aziz, F., Bubba, M., Mandi, L., 2021. Behaviour of physicochemical and microbiological characteristics of vertical flow constructed wetland substrate after treating a mixture of urban and olive mill wastewaters. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14874-7>
- El Hmaidi, A., Talhaoui, A., Manssouri, I., Jaddi, H., Ousmana, H., 2020. Contribution of the pollution index and GIS in the assessment of the physico-chemical quality of the surface waters of Moulouya River (NE, Morocco). *LHB* 45–54. <https://doi.org/10.1051/lhb/2020028>
- El Mouine, Y., El Hamdi, A., Morarech, M., Valles, V., Yachou, H., Dakak, H., 2022. Groundwater Contamination Due to Landfill Leachate—A Case Study of Tadla Plain. *Environmental Sciences Proceedings* 16, 53. <https://doi.org/10.3390/environsciproc2022016053>
- El Moussaoui, T., Belloulid, M.O., Elharbili, R., El Ass, K., Ouazzani, N., 2022. Simultaneous assessment of purification performances and wastewater byproducts management plans towards a circular economy: Case of Marrakesh WWTP. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering* 6, 100228. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2022.100228>
- El Moussaoui, T., Jaouad, Y., Mandi, L., Marrot, B., Ouazzani, N., 2018. Biomass behaviour in a conventional activated sludge system treating olive mill wastewater. *Environmental Technology* 39, 190–202. <https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1296899>
- El Yousfi, Y., Himi, M., El Ouarghi, H., Aqnouy, M., Benyoussef, S., Gueddari, H., Ait Hmeid, H., Alitane, A., Chaibi, M., Zahid, M., Essahlaoui, N., Hitouri, S., Essahlaoui, A., Elaaraj, A., 2023. Assessment and Prediction of the Water Quality Index for the Groundwater of the Ghiss-Nekkor (Al Hoceima, Northeastern Morocco). *Sustainability* 15, 402.
<https://doi.org/10.3390/su15010402>
- El-Bouhali, A., Amyay, M., El Ouazani Ech-Chahdi, K., 2024. Combined impact of drought and land use changes on water resources in the Tabular Middle Atlas, Morocco. *REA* 202–220.
<https://doi.org/10.12795/rea.2024.i48.10>

Reference

- Elmansour, T.E., Mandi, L., Hejjaj, A., Ouazzani, N., 2022. Nutrients' behavior and removal in an activated sludge system receiving Olive Mill Wastewater. *Journal of Environmental Management* 305, 114254. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114254>
- Elmeddahi, Y., Issaadi, A., Mahmoudi, H., Tahar Abbes, M., Mattheus F.A., G., 2014. Effect of climate change on water resources of the Algerian Middle Cheliff basin. *Desalination and Water Treatment* 52, 2073–2081. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.831777>
- Erol, A., Randhir, T.O., 2012. Climatic change impacts on the ecohydrology of Mediterranean watersheds. *Climatic Change* 114, 319–341. <https://doi.org/10.1007/s10584-012-0406-8>
- Er-Raki, S., Chehbouni, A., Khabba, S., Simonneaux, V., Jarlan, L., Ouldbba, A., Rodriguez, J.C., Allen, R., 2010. Assessment of reference evapotranspiration methods in semi-arid regions: Can weather forecast data be used as alternate of ground meteorological parameters? *Journal of Arid Environments* 74, 1587–1596. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.07.002>
- Errochdi, S., El Alami, M., Bennis, N., Belqat, B., Ater, M., Fdil, F., 2012. Étude de la qualité physicochimique et microbiologique de deux réseaux hydrographiques nord marocains : Laou et Tahaddart. Méditerranée. *Revue géographique des pays méditerranéens / Journal of Mediterranean geography* 41–51. <https://doi.org/10.4000/mediterranee.6221>
- Et-Touile, H., 2023. WATER SCARCITY IMPACTS ON FOOD PRODUCTION IN MOROCCO. *International Journal of Strategic Management and Economic Studies (IJSMES)* 2, 1640–1653. <https://doi.org/10.5281/zenodo.8355193>
- Everbecq, E., Grard, A., Magermans, P., Deliège, J.-F., 2019. Water Framework Directive and Modelling Using PEGOPERA Simulation Software. *Journal of Modeling and Optimization* 11, 36–50. <https://doi.org/10.32732/jmo.2019.11.1.36>
- Fath-allah R et al, .., 2022. PHYSICO-CHEMICAL STUDY OF RAW SLAUGHTERHOUSE WASTEWATER IN THE CITY OF SIDI SLIMANE, MOROCCO. <https://doi.org/10.17605/OSF.IO/UWZCH>
- Ferchichi, M., Ghrabi, A., Grasmick, A., 1994. Epuration d'eau usee urbaine par biodisques et lit bacterien. *Water Research* 28, 437–443. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)90281-X](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)90281-X)
- Ferreira, J.G., Nobre, A.M., Simas, T.C., Silva, M.C., Newton, A., Bricker, S.B., Wolff, W.J., Stacey, P.E., Sequeira, A., 2006. A methodology for defining homogeneous water bodies in estuaries – Application to the transitional systems of the EU Water Framework Directive. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 66, 468–482. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.09.016>
- Filahi, S., Trambly, Y., Mouhir, L., Diaconescu, E.P., 2017. Projected changes in temperature and precipitation indices in Morocco from high-resolution regional climate models. *International Journal of Climatology* 37, 4846–4863. <https://doi.org/10.1002/joc.5127>
- Floury, M., Usseglio-Polatera, P., Ferreol, M., Delattre, C., Souchon, Y., 2013. Global climate change in large European rivers: long-term effects on macroinvertebrate communities and potential local confounding factors. *Global Change Biology* 19, 1085–1099. <https://doi.org/10.1111/gcb.12124>
- Fouzi, T.A., Youness, M., Bouchra, L., Ali, B., 2020. Spatio-temporal typology of the physico-chemical parameters of a large North African river: the Moulouya and its main tributaries (Morocco). *African Journal of Aquatic Science* 0, 1–11. <https://doi.org/10.2989/16085914.2020.1727832>
- Fu, B., Horsburgh, J.S., Jakeman, A.J., Gualtieri, C., Arnold, T., Marshall, L., Green, T.R., Quinn, N.W.T., Volk, M., Hunt, R.J., Vezzaro, L., Croke, B.F.W., Jakeman, J.D., Snow, V., Rashleigh, B., 2020. Modeling Water Quality in Watersheds: From Here to the Next Generation. *Water Resources Research* 56, e2020WR027721. <https://doi.org/10.1029/2020WR027721>
- Fu, B., Merritt, W.S., Croke, B.F.W., Weber, T.R., Jakeman, A.J., 2019a. A review of catchment-scale water quality and erosion models and a synthesis of future prospects. *Environmental Modelling & Software* 114, 75–97. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.12.008>
- Gernaey, K.V., Jeppsson, U. (Eds.), 2014. *Benchmarking of Control Strategies for Wastewater Treatment Plants*. IWA Publishing.
- Grard, A., Everbecq, E., Magermans, P., Bourouag, M., Deliège, J.-F., 2014. Transnational modelling of the Meuse District with PegOpera simulation software. *International Journal of River Basin Management* 1–13. <https://doi.org/10.1080/15715124.2013.865634>

Reference

- Grard, A., Everbecq, E., Magermans, P., Deliège, J.-F., 2021. Modelling a Severe Transient Anoxia of Continental Freshwaters Due to a Scheldt Accidental Release (Sugar Industry). *Hydrology* 8, 175. <https://doi.org/10.3390/hydrology8040175>
- Grasso, M., Feola, G., 2012. Mediterranean agriculture under climate change: adaptive capacity, adaptation, and ethics. *Reg Environ Change* 12, 607–618. <https://doi.org/10.1007/s10113-011-0274-1>
- Gueddari, H., Akodad, M., Baghour, M., Moumen, A., Skalli, A., Yousfi, Y.E., Ait Hmeid, H., Chahban, M., Azizi, G., Chaibi, M., Riouchi, O., Maach, M., Ismail, A., Zahid, M., 2022. Support Vector Machine: A Case Study in the Kert Aquifer for Predicting the Water Quality Index in Mediterranean Zone, Drouich Province, Oriental Region, Morocco. *Nat. Env. Poll. Tech* 21, 2015–2023. <https://doi.org/10.46488/NEPT.2022.v21i05.001>
- Guellaf, A., Kettani, K., 2021. Assessing the ecological status using physico-chemical, bacteriological parameters and biotic indices of the Oued Martil River basin in northwestern Morocco. *Biologia* 76, 585–598. <https://doi.org/10.2478/s11756-020-00560-5>
- Gurnell, A.M., Rinaldi, M., Belletti, B., Bizzi, S., Blamauer, B., Braca, G., Buijse, A.D., Bussettini, M., Camenen, B., Comiti, F., Demarchi, L., García de Jalón, D., González del Tánago, M., Grabowski, R.C., Gunn, I.D.M., Habersack, H., Hendriks, D., Henshaw, A.J., Klösch, M., Lastoria, B., Latapie, A., Marcinkowski, P., Martínez-Fernández, V., Mosselman, E., Mountford, J.O., Nardi, L., Okruszko, T., O’Hare, M.T., Palma, M., Percopo, C., Surian, N., van de Bund, W., Weissteiner, C., Ziliani, L., 2016. A multi-scale hierarchical framework for developing understanding of river behaviour to support river management. *Aquat Sci* 78, 1–16. <https://doi.org/10.1007/s00027-015-0424-5>
- Hachi, T., Hachi, M., Essabiri, H., Belghyti, D., Khaffou, M., Benkaddour, R., El Yaacoubi, A., Mounir, R., Hassan Abba, E., 2023. Water quality and environmental performance of a municipal wastewater treatment plant (Case of M’rirt City. Morocco). *Materials Today: Proceedings, Fifth edition of the International Conference on Materials & Environmental Science (ICMES 2022)* 72, 3795–3803. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.09.395>
- Hassan Abba, E., Hachi, T., Bahouar, L., Benkadour, R., Idrissi, I., Chibani, A., Zarrouk, A., 2023. Assessment of the impact of the water quality on ichthyological biodiversity in Morocco: Case of Oum Er Rabia River. *Materials Today: Proceedings, Fifth edition of the International Conference on Materials & Environmental Science (ICMES 2022)* 72, 3927–3933. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.11.003>
- Heasley, E.L., Millington, J.D.A., Clifford, N.J., Chadwick, M.A., 2019. A Waterbody Typology Derived from Catchment Controls Using Self-Organising Maps. *Water* 12, 78. <https://doi.org/10.3390/w12010078>
- Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C.K., Heiskanen, A.-S., Johnson, R.K., Moe, J., Pont, D., Solheim, A.L., de Bund, W. van, 2010. The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of The Total Environment* 408, 4007–4019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.05.031>
- Herrera, P.A., Marazuela, M.A., Hofmann, T., 2022. Parameter estimation and uncertainty analysis in hydrological modeling. *WIREs Water* 9, e1569. <https://doi.org/10.1002/wat2.1569>
- Hodson, T.O., 2022. Root mean square error (RMSE) or mean absolute error (MAE): when to use them or not. <https://doi.org/10.5194/gmd-2022-64>
- Huet, M., 1954. Biologie, profils en long et en travers des eaux courantes. *Bull. Fr. Piscic.* 41–53. <https://doi.org/10.1051/kmae:1954001>
- Humpesch, U., Fesl, C., 2005. Biodiversity of macrozoobenthos in a large river, the Austrian Danube, including quantitative studies in a free-flowing stretch below Vienna: a short review. <http://aquaticcommons.org/id/eprint/4711>.
- Jones, E.R., Bierkens, M.F.P., Wanders, N., Sutanudjaja, E.H., van Beek, L.P.H., van Vliet, M.T.H., 2023. DynQual v1.0: a high-resolution global surface water quality model. *Geoscientific Model Development* 16, 4481–4500. <https://doi.org/10.5194/gmd-16-4481-2023>

Reference

- Julien, F., 2006. Maîtrise de l'eau et développement durable en Afrique de l'ouest : de la nécessité d'une coopération régionale autour des systèmes hydrologiques transfrontaliers. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*. <https://doi.org/10.4000/vertigo.2402>
- Kagalou, I., Leonardos, I., 2009. Typology, classification and management issues of Greek lakes: implication of the Water Framework Directive (2000/60/EC). *Environ Monit Assess* 150, 469–484. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0245-2>
- Kakade, A., Salama, E.-S., Han, H., Zheng, Y., Kulshrestha, S., Jalalah, M., Harraz, F.A., Alsareii, S.A., Li, X., 2021. World eutrophic pollution of lake and river: Biotreatment potential and future perspectives. *Environmental Technology & Innovation* 23, 101604. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101604>
- Kamal, A., Makhatova, A., Yergali, B., Baidullayeva, A., Satayeva, A., Kim, J., Inglezakis, V.J., Pouloupoulos, S.G., Arkhangelsky, E., 2022. Biological Treatment, Advanced Oxidation and Membrane Separation for Landfill Leachate Treatment: A Review. *Sustainability* 14, 14427. <https://doi.org/10.3390/su142114427>
- Kapepula, V.L., Luis, P., 2024. Removal of heavy metals from wastewater using reverse osmosis. *Front. Chem. Eng.* 6. <https://doi.org/10.3389/fceng.2024.1334816>
- Karaouzas, I., Skoulikidis, N.T., Giannakou, U., Albanis, T.A., 2011. Spatial and temporal effects of olive mill wastewaters to stream macroinvertebrates and aquatic ecosystems status. *Water Research* 45, 6334–6346. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.09.014>
- Keller, A.A., Garner, K., Rao, N., Knipping, E., Thomas, J., 2023. Hydrological models for climate-based assessments at the watershed scale: A critical review of existing hydrologic and water quality models. *Science of The Total Environment* 867, 161209. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161209>
- Kesari, K.K., Soni, R., Jamal, Q.M.S., Tripathi, P., Lal, J.A., Jha, N.K., Siddiqui, M.H., Kumar, P., Tripathi, V., Ruokolainen, J., 2021. Wastewater Treatment and Reuse: a Review of its Applications and Health Implications. *Water Air Soil Pollut* 232, 208. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05154-8>
- Khdair, A., Abu-Rumman, G., 2020. Sustainable Environmental Management and Valorization Options for Olive Mill Byproducts in the Middle East and North Africa (MENA) Region. *Processes* 8, 671. <https://doi.org/10.3390/pr8060671>
- Khdair, A., Abu-Rumman, G., 2017. Evaluation of Environmental Pollution from Olive Mill Wastewater. *Fresenius Environmental Bulletin* 26, 2537–2540.
- Kiedrzyńska, E., Kiedrzyński, M., Urbaniak, M., Magnuszewski, A., Skłodowski, M., Wyrwicka, A., Zalewski, M., 2014. Point sources of nutrient pollution in the lowland river catchment in the context of the Baltic Sea eutrophication. *Ecological Engineering* 70, 337–348. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.06.010>
- Koul, B., Yadav, D., Singh, S., Kumar, M., Song, M., 2022. Insights into the Domestic Wastewater Treatment (DWWT) Regimes: A Review. *Water* 14, 3542. <https://doi.org/10.3390/w14213542>
- Koumba, M., Kevin Mipounga, H., Armel Koumba, A., Zinga Koumba, C.R., Rollinat Mboye, B., Félicien Liwouwou, J., Daniel Mbega, J., François Mavoungou, J., 2017. Diversité familiale des macroinvertébrés et qualité des cours d'eau du Parc National de Moukalaba Doudou (sud-ouest du Gabon). *ef*. <https://doi.org/10.25518/2030-6318.3719>
- Kumar, B., Singh, U.K., Ojha, S.N., 2019. Evaluation of geochemical data of Yamuna River using WQI and multivariate statistical analyses: a case study. *International Journal of River Basin Management* 17, 143–155. <https://doi.org/10.1080/15715124.2018.1437743>
- Kumar, V., Singh, J., Kumar, P., 2020. Environmental Degradation: Causes and Remediation Strategies. *Agro Environ Media*, Publication Cell of AESA, Agriculture and Environmental Science Academy,.
- Kutralam-Muniasamy, G., Pérez-Guevara, F., Roy, P.D., Elizalde-Martínez, I., Chari, S.V., 2022. Surface water quality in the upstream of the highly contaminated Santiago River (Mexico) during the COVID-19 lockdown. *Environ Earth Sci* 81, 316. <https://doi.org/10.1007/s12665-022-10430-9>

Reference

- Lahcen, M., Fetnassi, N., Ghamizi, M., 2020. Floristic study and assessment of the environmental factors governing the distribution of riparian plants in the Zat sub-Basin: Tensift Watershed, Morocco. <https://doi.org/10.35759/JAnmPISci.v45-2.3>
- Lakhloufi, M.Y., Lamchouri, F., El Haissoufi, M., Boulfia, M., Zalaghi, A., Toufik, H., 2021. Evaluation of anthropic activities impact through the monitoring of aquatic fauna on Oued Lârbaa in Taza City of Morocco. *Environ Monit Assess* 193, 153. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-08938-x>
- Latrach, L., Ouazzani, N., Masunaga, T., Hejjaj, A., Bouhoum, K., Mahi, M., Mandi, L., 2016. Domestic wastewater disinfection by combined treatment using multi-soil-layering system and sand filters (MSL–SF): A laboratory pilot study. *Ecological Engineering* 91, 294–301. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.02.036>
- Le, T.-S., Nguyen, P.-D., Ngo, H.H., Bui, X.-T., Dang, B.-T., Diels, L., Bui, H.-H., Nguyen, M.-T., Le Quang, D.-T., 2022. Two-stage anaerobic membrane bioreactor for co-treatment of food waste and kitchen wastewater for biogas production and nutrients recovery. *Chemosphere* 309, 136537. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136537>
- Lemessa, F., Simane, B., Seyoum, A., Gebresenbet, G., 2023. Assessment of the Impact of Industrial Wastewater on the Water Quality of Rivers around the Bole Lemi Industrial Park (BLIP), Ethiopia. *Sustainability* 15, 4290. <https://doi.org/10.3390/su15054290>
- Liangliang GAO, D.L., 2015. A review of hydrological/water-quality models. *Front. Agr. Sci. Eng.* 1, 267–276. <https://doi.org/10.15302/J-FASE-2014041>
- Liu, Y., Wang, J., Cao, S., Han, B., Liu, S., Chen, D., 2022. Copula-based framework for integrated evaluation of water quality and quantity: A case study of Yihe River, China. *Science of The Total Environment* 804, 150075. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150075>
- Lorenzo-Toja, Y., Vázquez-Rowe, I., Amores, M.J., Termes-Rifé, M., Marín-Navarro, D., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2016. Benchmarking wastewater treatment plants under an eco-efficiency perspective. *Science of The Total Environment* 566–567, 468–479. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.110>
- Lyche Solheim, A., Globevnik, L., Austnes, K., Kristensen, P., Moe, S.J., Persson, J., Phillips, G., Poikane, S., van de Bund, W., Birk, S., 2019. A new broad typology for rivers and lakes in Europe: Development and application for large-scale environmental assessments. *Science of The Total Environment* 697, 134043. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134043>
- Madyouni, H., Almanza, V., Benabdallah, S., Joaquim-Justo, C., Romdhane, M.S., Habaieb, H., Deliege, J.-F., 2023. Assessment of Water Quality Variations and Trophic State of the Joumine Reservoir (Tunisia) by Multivariate Analysis. *Water* 15, 3019. <https://doi.org/10.3390/w15173019>
- Mahlathi, C.D., Brink, I., Wilms, J.M., 2024. Comparative analysis of hydrodynamic flowrate sources as drivers of water quality models for nitrogenous compounds in complex ungauged South African rivers. *Water Practice and Technology* 19, 1710–1725. <https://doi.org/10.2166/wpt.2024.110>
- Maisse, G., Baglinière, J.L., 1999. Conclusion: Current ideas on the biological basis for management of trout populations (*Salmo trutta* L.), in: Baglinière, J.L., Maisse, G. (Eds.), *Biology and Ecology of the Brown and Sea Trout*. Springer, London, pp. 277–282. https://doi.org/10.1007/978-1-4471-0775-0_10
- Mandi, L., Ouazzani, N., 2022. Chapter 13 - Constructed wetlands for treating olive mill wastewater under different operating conditions, in: Bui, X.-T., Nguyen, D.D., Nguyen, P.-D., Ngo, H.H., Pandey, A. (Eds.), *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering*. Elsevier, pp. 357–381. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-99874-1.00015-4>
- Mangimbulude, J.C., Breukelen, B.M. van, Krave, A.S., Straalen, N.M. van, Röling, W.F.M., 2009. Seasonal dynamics in leachate hydrochemistry and natural attenuation in surface run-off water from a tropical landfill. *Waste Management* 29, 829–838. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.06.020>

Reference

- Mansour, T., Mandi, L., Ahmali, A., el ghadraoui, A., Faissal, A., Hejjaj, A., Del Bubba, M., Ouazzani, N., 2020. Effect of poly-phenols on activated sludge biomass during the treatment of highly diluted olive mill wastewaters: biomass dynamics and purifying performances. *Water Science & Technology Water Supply*. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.423>
- Masese, F., Muchiri, M., Raburu, P., 2009. Macroinvertebrate assemblages as biological indicators of water quality in the Moiben River, Kenya. *African Journal of Aquatic Science* 34, 15–26. <https://doi.org/10.2989/AJAS.2009.34.1.2.727>
- Mateus, M., Vieira, R. da S., Almeida, C., Silva, M., Reis, F., 2018. ScoRE—A Simple Approach to Select a Water Quality Model. *Water* 10, 1811. <https://doi.org/10.3390/w10121811>
- Merbouh, C., Namoussi, S., Kabriti, M., Naamane, A., Rihane, A., Iounes, N., 2022. Physico-Chemical Characterization of an Urban Wastewater Effluent and Its Impact on the Receiving Environment: Oued Nfifikh (Morocco). *J. Ecol. Eng.* 23, 183–193. <https://doi.org/10.12911/22998993/145464>
- Miller, O., Ator, S., Hess, M., Jones, D., Longley, P., McDonnell, M., Miller, M., Putman, A., Robertson, D., Saad, D., Schmadel, N., Schwarz, G., Sekellick, A., Skinner, K., Smith, R., Wise, D., 2024. Perspectives on dynamic water quality modeling across continental and watershed scales (No. EGU24-12226). Presented at the EGU24, Copernicus Meetings. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu24-12226>
- Mimouni, Y., Chafi, A., Bouabdli, A., Baghdad, B., Deliege, J.-F., 2024. Assessment of Multiple Trace Metal Fluxes in a Semi-Arid Watershed Containing Mine Tailing, Using a Multiple Tool Approach (Zaida Mine, Upper Moulouya Watershed, Morocco). *Hydrology* 11, 105. <https://doi.org/10.3390/hydrology11070105>
- Mishra, S., Singh, V., Ormeci, B., Hussain, A., Cheng, L., Venkiteshwaran, K., 2023. Anaerobic–aerobic treatment of wastewater and leachate: A review of process integration, system design, performance and associated energy revenue. *Journal of Environmental Management* 327, 116898. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116898>
- Mohamed, M., 2013. Water Sector in Morocco: Situation and Perspectives. *WROS* 2, 108. <https://doi.org/10.11648/j.wros.20130205.18>
- Morsy, A., Ebeid, M., Soliman, A., Halim, A.A., Ali, A.E., Fahmy, M., 2022. Evaluation of the water quality and the eutrophication risk in Mediterranean sea area: A case study of the Port Said Harbour, Egypt. *Environmental Challenges* 7, 100484. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2022.100484>
- Mourhir, A., Rachidi, T., Karim, M., 2014. River water quality index for Morocco using a fuzzy inference system. *Environmental Systems Research* 3. <https://doi.org/10.1186/s40068-014-0021-y>
- Mpofu, A.B., Kibangou, V.A., Kaira, W.M., Oyekola, O.O., Welz, P.J., 2021. Anaerobic Co-Digestion of Tannery and Slaughterhouse Wastewater for Solids Reduction and Resource Recovery: Effect of Sulfate Concentration and Inoculum to Substrate Ratio. *Energies* 14, 2491. <https://doi.org/10.3390/en14092491>
- Munné, A., Prat, N., 2004. Defining River Types in a Mediterranean Area: A Methodology for the Implementation of the EU Water Framework Directive. *Environmental Management* 34, 711–729. <https://doi.org/10.1007/s00267-003-0098-y>
- Mustapha, M.K., 2008. Assessment of the Water Quality of Oyun Reservoir, Offa, Nigeria, Using Selected Physico-Chemical Parameters. *TrJFAS* 8, 309–319.
- Nahli, A., Oubraim, S., Chlaida, M., 2022. Application of the biotic indices for water quality and resilience assessment of a disturbed stream (Casablanca, Morocco). *Biologia*. <https://doi.org/10.1007/s11756-022-01193-6>
- Najjar-Ghabel, S., Piadeh, F., Behzadian, K., Ardakanian, A., 2024. Integrated Data-Driven Approach for Early Pollution Detection and Management in the Thames River Ecosystem (No. EGU24-12888). Presented at the EGU24, Copernicus Meetings. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu24-12888>

Reference

- Ng, M., Dalhatou, S., Wilson, J., Kamdem, B.P., Temitope, M.B., Paumo, H.K., Djelal, H., Assadi, A.A., Nguyen-Tri, P., Kane, A., 2022. Characterization of Slaughterhouse Wastewater and Development of Treatment Techniques: A Review. *Processes* 10, 1300. <https://doi.org/10.3390/pr10071300>
- Nizar, Y., Igouzal, M., Touazit, A., 2022. Water Quality Modelling of the Sebou River Estuary (Morocco) Before and After the Installation of the Kenitra City's Wastewater Treatment Plant. *Ecol. Eng. Environ. Technol.* 23, 264–274. <https://doi.org/10.12912/27197050/152956>
- Olsen, R.L., Chappell, R.W., Loftis, J.C., 2012. Water quality sample collection, data treatment and results presentation for principal components analysis – literature review and Illinois River watershed case study. *Water Research* 46, 3110–3122. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.03.028>
- Ouadrhiri, F.E., Elyemni, M., Adachi, A., Hmamou, A., Bendaoud, A., Chaouch, M., Lahkimi, A., 2022. Investigation of the Physico-Chemical Quality of the Wastewater in Fez City (Morocco) Using a Multivariate Statistical Method. *Ecol. Eng. Environ. Technol.* 23, 15–25. <https://doi.org/10.12912/27197050/152142>
- Ouassanouan, Y., Fakir, Y., Simonneaux, V., Kharrou, M.H., Bouimouass, H., Najjar, I., Benrhanem, M., Sguir, F., Chehbouni, A., 2022. Multi-decadal analysis of water resources and agricultural change in a Mediterranean semiarid irrigated piedmont under water scarcity and human interaction. *Science of The Total Environment* 834, 155328. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155328>
- Oubane, M., Khadra, A., Ezzariai, A., El Fels, L., Kouisni, L., Hafidi, M., 2020. Micronucleus assay based on *Vicia faba* roots as a tool to assess the performances of wastewater treatment systems. *Environmental Technology & Innovation* 19, 100903. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100903>
- Pang, X., Guan, M., 2024. Rivers at Wet Seasons Exhibit Predominant Self-Purification Capacity than Dry Seasons at Subtropical Climate. <https://doi.org/10.2139/ssrn.4820008>
- Papa, F., Crétaux, J.-F., Grippa, M., Robert, E., Trigg, M., Tshimanga, R.M., Kitambo, B., Paris, A., Carr, A., Fleischmann, A.S., de Fleury, M., Gbetkom, P.G., Calmettes, B., Calmant, S., 2023. Water Resources in Africa under Global Change: Monitoring Surface Waters from Space. *Surv Geophys* 44, 43–93. <https://doi.org/10.1007/s10712-022-09700-9>
- Pavlidou, A., Anastasopoulou, E., Dassenakis, M., Hatzianestis, I., Paraskevopoulou, V., Simboura, N., Rousaselaki, E., Drakopoulou, P., 2014. Effects of olive oil wastes on river basins and an oligotrophic coastal marine ecosystem: A case study in Greece. *Science of The Total Environment* 497–498, 38–49. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.088>
- Perez Cutillas, P., Salhi, A., 2024. Long-Term Hydroclimatic Projections and Climate Change Scenarios at a National Scale in Morocco. <https://doi.org/10.2139/ssrn.4821787>
- Perez, N., Teixell, A., Gómez-Gras, D., Stockli, D., 2019. Reconstructing Extensional Basin Architecture and Provenance in the Marrakech High Atlas of Morocco: Implications for Rift Basins and Inversion Tectonics. *Tectonics* 38. <https://doi.org/10.1029/2018TC005413>
- Pérez-Sánchez, J., Senent-Aparicio, J., Segura-Méndez, F., Pulido-Velazquez, D., Srinivasan, R., 2019. Evaluating Hydrological Models for Deriving Water Resources in Peninsular Spain. *Sustainability* 11, 2872. <https://doi.org/10.3390/su11102872>
- Petrovic, M., Ginebreda, A., Acuña, V., Batalla, R.J., Elosegi, A., Guasch, H., de Alda, M.L., Marcé, R., Muñoz, I., Navarro-Ortega, A., Navarro, E., Vericat, D., Sabater, S., Barceló, D., 2011. Combined scenarios of chemical and ecological quality under water scarcity in Mediterranean rivers. *TrAC Trends in Analytical Chemistry, Climate-Change Impacts on Water Chemistry* 30, 1269–1278. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2011.04.012>
- Prathumratana, L., Sthiannopkao, S., Kim, K.W., 2008. The relationship of climatic and hydrological parameters to surface water quality in the lower Mekong River. *Environment International* 34, 860–866. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.10.011>

Reference

- Qalmoun, A., Bouzrarf, K., Belqat, B., 2022. Assessment of the ecological status of the Oum Er-rabie River basin (Central Morocco) through physicochemical, bacteriological parameters and biotic indices. *Biologia*. <https://doi.org/10.1007/s11756-022-01128-1>
- Quan, J., Xu, Y., Ma, T., Wilson, J.P., Zhao, N., Ni, Y., 2022. Improving surface water quality of the Yellow River Basin due to anthropogenic changes. *Science of The Total Environment* 836, 155607. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155607>
- Rajwa-Kuligiewicz, A., Bialik, R., Rowiński, P., 2015. Dissolved oxygen and water temperature dynamics in lowland rivers over various timescales. *Journal of Hydrology and Hydromechanics* 63, 353–363. <https://doi.org/10.1515/johh-2015-0041>
- Rego, F., Rocha, M.S., 2014. Climatic Patterns in the Mediterranean region. *Ecologia Mediterranea* 40, 49–59. <https://doi.org/10.3406/ecmed.2014.1269>
- Ren, L., Song, C., Wu, W., Guo, M., Zhou, X., 2020. Reservoir effects on the variations of the water temperature in the upper Yellow River, China, using principal component analysis. *Journal of Environmental Management* 262, 110339. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110339>
- Reyjol, Y., Argillier, C., Bonne, W., Borja, A., Buijse, A.D., Cardoso, A.C., Daufresne, M., Kernan, M., Ferreira, M.T., Poikane, S., Prat, N., Solheim, A.-L., Stroffek, S., Usseglio-Polatera, P., Villeneuve, B., van de Bund, W., 2014. Assessing the ecological status in the context of the European Water Framework Directive: Where do we go now? *Science of The Total Environment* 497–498, 332–344. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.119>
- Riffat, R., Husnain, T., 2022. *Fundamentals of Wastewater Treatment and Engineering*, 2nd ed. CRC Press, London. <https://doi.org/10.1201/9781003134374>
- Ritter, A., Muñoz-Carpena, R., 2013. Performance evaluation of hydrological models: Statistical significance for reducing subjectivity in goodness-of-fit assessments. *Journal of Hydrology* 480, 33–45. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.12.004>
- Robles-Rodriguez, C.E., Ben-Ayed, A., Bernier, J., Rocher, V., Dochain, D., 2019. Management of an integrated network of wastewater treatment plants for improving water quality in a river basin. *IFAC-PapersOnLine*, 12th IFAC Symposium on Dynamics and Control of Process Systems, including Biosystems DYCOPS 2019 52, 358–363. <https://doi.org/10.1016/j.ifacol.2019.06.088>
- Robles-Rodriguez, C.E., Bernier, J., Rocher, V., Dochain, D., 2018. A simple model of wastewater treatment plants for managing the quality of the Seine River. *IFAC-PapersOnLine*, 10th IFAC Symposium on Advanced Control of Chemical Processes ADCHEM 2018 51, 880–885. <https://doi.org/10.1016/j.ifacol.2018.09.236>
- Romano, O., Akhmouch, A., 2019. Water Governance in Cities: Current Trends and Future Challenges. *Water* 11, 500. <https://doi.org/10.3390/w11030500>
- Rong, Y., Qin, C., Yen, H., Sun, F., Du, P., Zeng, S., 2024. Taking full advantage of ‘low-quality’ datasets in watershed modeling and management: From a perspective of parameter calibration. *Journal of Environmental Management* 351, 119955. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119955>
- Rosenwinkel, K.-H., Meyer, H., 1999. Anaerobic treatment of slaughterhouse residues in municipal digesters. *Water Science and Technology, Waste Management Problems in Agro-Industires* 1998 40, 101–111. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00369-8](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00369-8)
- Roumayssae, D., Hamza, E., Issam, D., Hassan, A.E., 2024. Evaluation of physicochemical and microbiological quality of Srou river in the middle atlas – Morocco. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-3961384/v1>
- Saadoun, L., Campitelli, A., Kannengiesser, J., Stanojkovski, D., El Alaoui El Fels, A., Mandi, L., Ouazzani, N., 2021. Potential of medium chain fatty acids production from municipal solid waste leachate: Effect of age and external electron donors. *Waste Management* 120, 503–512. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.10.013>
- Saal, I., Bouchelouche, D., Hamache, C., Arab, A., 2021. Evaluation of the surface water quality in the Kebir-Rhumel catchment area (northeast Algeria) using biotic indices and physico-chemical

Reference

- analyses. *Environ Sci Pollut Res* 28, 46565–46579. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10598-2>
- Safaa, K.R., Anouzla, A., Abrouki, Y., Loukili, H., Kastali, M., Souabi, S., 2023. Management of Olive Oil Mill Wastewater in Morocco, in: Souabi, S., Anouzla, A. (Eds.), *Wastewater from Olive Oil Production: Environmental Impacts, Treatment and Valorisation*, Springer Water. Springer International Publishing, Cham, pp. 183–212. https://doi.org/10.1007/978-3-031-23449-1_8
- Safiolea, E., Baki, S., Makropoulos, C., Deliège, J.F., Magermans, P., Everbecq, E., Gkesouli, A., Stamou, A., Mimikou, M., 2015. Integrated modelling for river basin management planning. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Water Management*. <https://doi.org/10.1680/wama.2011.164.8.405>
- Sahoo, M.M., n.d. *WATER RESOURCES ENGINEERING*.
- Samal, K., Mahapatra, S., Hibzur Ali, M., 2022. Pharmaceutical wastewater as Emerging Contaminants (EC): Treatment technologies, impact on environment and human health. *Energy Nexus* 6, 100076. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100076>
- Samaras, A.G., 2023. Towards integrated modelling of Watershed-Coast System morphodynamics in a changing climate: A critical review and the path forward. *Science of The Total Environment* 882, 163625. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163625>
- Sanae, B., Mohammed, B., Abbou, N., Nisrine, I., Youness, G., Nariman, O., Azeddin, E.B., Mustapha, T., Hanane, T., Zakia, R., 2024. Assessment of surface water quality: Case study of Oued Fez catchment areas (Morocco). *Environmental and Sustainability Indicators* 21, 100326. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2023.100326>
- Sasidhar, K.B., Somasundaram, M., Ekambaram, P., Arumugam, S.K., 2024. Chapter 13 - Industrial wastewater: pollutants of concern, treatment, and reuse, in: Shah, M.P., Shah, N. (Eds.), *Development in Wastewater Treatment Research and Processes*. Elsevier, pp. 219–243. <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-13884-3.00007-X>
- Savenije, H.H.G., Van der Zaag, P., 2008. Integrated water resources management: Concepts and issues. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, Integrated Water Resources Management in a Changing World* 33, 290–297. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2008.02.003>
- Schilling, J., Hertig, E., Trambly, Y., Scheffran, J., 2020. Climate change vulnerability, water resources and social implications in North Africa. *Reg Environ Change* 20, 15. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01597-7>
- Schofield, C.L., 1977. Acid snow-melt effects on water quality and fish survival in the Adirondack Mountains of New York State (No. PB-277801). Cornell Univ., Ithaca, NY (USA). Dept. of Natural Resources.
- Schourup-Kristensen, V., Maar, M., Larsen, J., Mohn, C., Murawski, J., She, J., Jakobsen, H.H., 2021. Methodology for defining homogeneous water bodies for management purposes. *Marine Pollution Bulletin* 173, 113004. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113004>
- Sehlaoui, H., Hassikou, R., Moussadek, R., Zouahri, A., Douaik, A., Iach, H., Ghanimi, A., Dakak, H., 2020. Evaluation of water quality for agricultural suitability in the Benslimane region, Morocco. *Environ Monit Assess* 192, 587. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08530-9>
- Sharma, D., Kansal, A., 2013. Assessment of river quality models: a review. *Rev Environ Sci Biotechnol* 12, 285–311. <https://doi.org/10.1007/s11157-012-9285-8>
- Sidabutar, N.V., Namara, I., Hartono, D.M., Soesilo, T.E.B., 2017. The effect of anthropogenic activities to the decrease of water quality. *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.* 67, 012034. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/67/1/012034>
- Siddiqi, S.A., Al-Mamun, A., Baawain, M.S., Sana, A., 2022. A critical review of the recently developed laboratory-scale municipal solid waste landfill leachate treatment technologies. *Sustainable Energy Technologies and Assessments* 52, 102011. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2022.102011>
- Silva-Novoa Sánchez, L.M., Bossenbroek, L., Schilling, J., Berger, E., 2022. Governance and Sustainability Challenges in the Water Policy of Morocco 1995–2020: Insights from the Middle Draa Valley. *Water* 14, 2932. <https://doi.org/10.3390/w14182932>

Reference

- Simyrdanis, K., Papadopoulos, N., Soupios, P., Kirkou, S., Tsourlos, P., 2018. Characterization and monitoring of subsurface contamination from Olive Oil Mills' waste waters using Electrical Resistivity Tomography. *Science of The Total Environment* 637–638, 991–1003. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.348>
- Singh, V.P., 1997. Effect of spatial and temporal variability in rainfall and watershed characteristics on stream flow hydrograph. *Hydrological Processes* 11, 1649–1669. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(19971015\)11:12<1649::AID-HYP495>3.0.CO;2-1](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(19971015)11:12<1649::AID-HYP495>3.0.CO;2-1)
- Skoulidakis, N.T., Sabater, S., Datry, T., Morais, M.M., Buffagni, A., Dörflinger, G., Zogaris, S., del Mar Sánchez-Montoya, M., Bonada, N., Kalogianni, E., Rosado, J., Vardakas, L., De Girolamo, A.M., Tockner, K., 2017. Non-perennial Mediterranean rivers in Europe: Status, pressures, and challenges for research and management. *Science of The Total Environment* 577, 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.147>
- Sleziak, P., Jančo, M., Danko, M., 2023. Dynamics of water temperature in a small mountain catchment. *AHS* 24, 43–51. <https://doi.org/10.31577/ahs-2023-0024.01.0006>
- Smeti, E., Kalogianni, E., Karaouzas, I., Laschou, S., Tornés, E., De Castro-Català, N., Anastasopoulou, E., Koutsodimou, M., Andriopoulou, A., Vardakas, L., Muñoz, I., Sabater, S., Skoulidakis, N.Th., 2019. Effects of olive mill wastewater discharge on benthic biota in Mediterranean streams. *Environmental Pollution* 254, 113057. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113057>
- Spellman, C.D., Tasker, T.L., Strosnider, W.H.J., Goodwill, J.E., 2020. Abatement of circumneutral mine drainage by Co-treatment with secondary municipal wastewater. *Journal of Environmental Management* 271, 110982. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110982>
- Štambuk-Giljanović, N., 2003. Comparison of Dalmatian Water Evaluation Indices. *Water Environment Research* 75, 388–405. <https://doi.org/10.2175/106143003X141196>
- Stathi, E., Kastridis, A., Myronidis, D., 2023. Analysis of Hydrometeorological Characteristics and Water Demand in Semi-Arid Mediterranean Catchments under Water Deficit Conditions. *Climate* 11, 137. <https://doi.org/10.3390/cli11070137>
- Statzner, B., Hildrew, A.G., Resh, V.H., 2001. SPECIES TRAITS AND ENVIRONMENTAL CONSTRAINTS: Entomological Research and the History of Ecological Theory. *Annual Review of Entomology* 46, 291–316. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.46.1.291>
- St-Hilaire, A., Ouarda, T.B.M.J., Bargaoui, Z., Daigle, A., Bilodeau, L., 2012. Daily river water temperature forecast model with a k-nearest neighbour approach. *Hydrological Processes* 26, 1302–1310. <https://doi.org/10.1002/hyp.8216>
- Talhaoui, A., El Hmaid, A., Jaddi, H., Ousmana, H., Manssouri, I., 2020. Calcul De L'indice De Qualité De L'eau (IQE) Pour L'évaluation De La Qualité Physico-Chimique Des Eaux Superficielles De L'Oued Moulouya (NE, Maroc). *ESJ* 16. <https://doi.org/10.19044/esj.2020.v16n2p64>
- Tavares, M.H., Cunha, A.H.F., Motta-Marques, D., Ruhoff, A.L., Fragoso, C.R., Munar, A.M., Bonnet, M.-P., 2020. Derivation of consistent, continuous daily river temperature data series by combining remote sensing and water temperature models. *Remote Sensing of Environment* 241, 111721. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111721>
- Tella, T.A., Festus, B., Olaoluwa, T.D., Oladapo, A.S., 2025. Chapter 15 - Water and wastewater treatment in developed and developing countries: Present experience and future plans, in: Ayeleru, O.O., Idris, A.O., Pandey, S., Olubambi, P.A. (Eds.), *Smart Nanomaterials for Environmental Applications, Micro and Nano Technologies*. Elsevier, pp. 351–385. <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-21794-4.00030-2>
- Thorp, J.H., Thoms, M.C., DeLong, M.D., 2006. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River Research and Applications* 22, 123–147. <https://doi.org/10.1002/rra.901>
- Tikhanychev, O., 2023. The Phenomenon of “Bias of Assessment” as the Basis of a Behavioral Model and a Potential Source of Problems, in: Guda, A. (Ed.), *Networked Control Systems for Connected and Automated Vehicles*. Springer International Publishing, Cham, pp. 841–848. https://doi.org/10.1007/978-3-031-11051-1_86

Reference

- Toreti, A., Bavera, D., Acosta, N.J., Acquafresca, L., Arias-Muñoz, C., Avanzi, F., Barbosa, P., Cremonese, E., De, J.A., Ferraris, L., Fioravanti, G., Gabellani, S., Grimaldi, S., Hrast, E.A., Isabellon, M., Maetens, W., Magni, D., Masante, D., Mazzeschi, M., McCormick, N., Rossi, L., Salamon, P., 2024. Drought in the Mediterranean Region - January 2024 [WWW Document]. JRC Publications Repository. <https://doi.org/10.2760/384093>
- Toreti, A., Bavera, D., Acosta Navarro, J., Arias Muñoz, C., Barbosa, P., Jager, A. de, Ferraris, L., Fioravanti, G., Grimaldi, S., Hrast Essenfelder, A., Maetens, W., Magni, D., Masante, D., Mazzeschi, M., McCormick, N., Salamon, P., Acquafresca, L., Avanzi, F., Cremonese, E., Gabellani, S., Isabellon, M., Rossi, L., 2024. Drought in the Mediterranean region: January 2024 : GDO analytical report. Publications Office of the European Union.
- Tornés, E., Alández-Rodríguez, J., Corrochano, A., Nolla-Querol, P., Trapote, M.C., Sabater, S., 2022. Impacts of climate change on stream benthic diatoms—a nation-wide perspective of reference conditions. *Hydrobiologia* 849, 1821–1837. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04829-5>
- Tripathi, M., Singal, S.K., 2019. Use of Principal Component Analysis for parameter selection for development of a novel Water Quality Index: A case study of river Ganga India. *Ecological Indicators* 96, 430–436. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.025>
- Uddin, Md.G., Nash, S., Olbert, A.I., 2021. A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecological Indicators* 122, 107218. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107218>
- Uddin, M.G., Nash, S., Rahman, A., Olbert, A.I., 2022. A comprehensive method for improvement of water quality index (WQI) models for coastal water quality assessment. *Water Research* 219, 118532. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118532>
- Unda-Calvo, J., Ruiz-Romera, E., Martínez-Santos, M., Vidal, M., Antigüedad, I., 2020. Multivariate statistical analyses for water and sediment quality index development: A study of susceptibility in an urban river. *Science of The Total Environment* 711, 135026. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135026>
- Ustaoglu, F., Tepe, Y., 2019. Water quality and sediment contamination assessment of Pazarsuyu Stream, Turkey using multivariate statistical methods and pollution indicators. *International Soil and Water Conservation Research* 7, 47–56. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2018.09.001>
- van Leeuwen, C.C.E., Mulder, V.L., Batjes, N.H., Heuvelink, G.B.M., 2024. Effect of measurement error in wet chemistry soil data on the calibration and model performance of pedotransfer functions. *Geoderma* 442, 116762. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116762>
- van Lier, J.B., Lettinga, G., 1999. Appropriate technologies for effective management of industrial and domestic waste waters: The decentralised approach. *Water Science and Technology, Marine Pollution and Effluent Management* 40, 171–183. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00599-5](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00599-5)
- Vatanpour, N., Malvandi, A.M., Hedayati Talouki, H., Gattinoni, P., Scesi, L., 2020. Impact of rapid urbanization on the surface water's quality: a long-term environmental and physicochemical investigation of Tajan river, Iran (2007–2017). *Environ Sci Pollut Res* 27, 8439–8450. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07477-w>
- Voudouris, 2012. *Ecological Water Quality: Water Treatment and Reuse*. BoD – Books on Demand.
- Wang, Q., Li, S., Jia, P., Qi, C., Ding, F., 2013. A Review of Surface Water Quality Models. *The Scientific World Journal* 2013, e231768. <https://doi.org/10.1155/2013/231768>
- Wetzel, R.G., 2000. Freshwater ecology: changes, requirements, and future demands. *Limnology* 1, 3–9. <https://doi.org/10.1007/s102010070023>
- Wu, L., Xu, Y., Li, R., 2024. Effects of input data accuracy, catchment threshold areas and calibration algorithms on model uncertainty reduction. *European Journal of Soil Science* 75, e13519. <https://doi.org/10.1111/ejss.13519>
- Wu, X., Marshall, L., Sharma, A., Duan, Q., 2024. Identifying input and output data errors in the calibration of a water quality model using Bayesian error analysis with reordering (BEAR)

Reference

- method (No. EGU24-9238). Presented at the EGU24, Copernicus Meetings.
<https://doi.org/10.5194/egusphere-egu24-9238>
- Ye, Y., Zhang, J., Liu, H., Zhu, W., 2023. Predictive Simulation Study on the Effect of Small and Medium River Basin Outfall Treatment Measures on Water Quality Improvement. *Water* 15, 2359. <https://doi.org/10.3390/w15132359>
- Young, R.G., Quarterman, A.J., Eyles, R.F., Smith, R.A., Bowden, W.B., 2005. Water quality and thermal regime of the Motueka River: Influences of land cover, geology and position in the catchment. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 39, 803–825.
<https://doi.org/10.1080/00288330.2005.9517354>
- Zahi, M.R., Zam, W., El Hattab, M., 2022. State of knowledge on chemical, biological and nutritional properties of olive mill wastewater. *Food Chemistry* 381, 132238.
<https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2022.132238>
- Zhao, X., Liu, X., Xing, Y., Wang, L., Wang, Y., 2022. Evaluation of water quality using a Takagi-Sugeno fuzzy neural network and determination of heavy metal pollution index in a typical site upstream of the Yellow River. *Environmental Research* 211, 113058.
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113058>
- Zhao, Y., Ji, B., Liu, R., Ren, B., Wei, T., 2020. Constructed treatment wetland: Glance of development and future perspectives. *Water Cycle* 1, 104–112.
<https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2020.07.002>
- Zhou, K., Wu, J., Fan, J., Liu, H., 2022. Drivers of Regional Environmental Pollution Load and Zoning Control: A Case Study of the Yangtze River Economic Belt, China. *Chin. Geogr. Sci.* 32, 31–48.
<https://doi.org/10.1007/s11769-022-1257-5>