

Université de Liège



Faculté des Sciences
Collège de Doctorat en
océanologie
Unité R&D de l'Aquapôle
(PEGiRE)

Université de Carthage &
Institution de la Recherche et
de l'Enseignement Supérieur
Agricoles



Institut National
Agronomique de Tunisie
Ecole Doctorale Sciences et
Techniques de l'Agronomie et
de l'Environnement
Laboratoire GREEN-TEAM

THESE DE DOCTORAT

Fonctionnement thermique et biochimique du réservoir de Joumine (Tunisie) : modélisation couplée et évaluation de la qualité des eaux

Dissertation présentée par

Haifa MADYOUNI

En vue de l'obtention du grade de Docteur en Sciences

Devant le jury composé de

Mme. Celia JOAQUIM, ULiège

Présidente

M. Jean-François DELIEGE, ULiège

Promoteur

M.Hamadi HABAIEB, INAT

Promoteur

M.Etienne EVEREBECQ, ULiège

Membre

Mme. Zohra LILI CHABAANE, INAT

Membre

Mme. Vivianna ALMANZA, San Sebastián
University

Membre

M. Mohamed Salah ROMDHANE, INAT

Membre

M. Yves Marneffe, ISSeP

Membre

Liste des abréviations

ACP	Analyse en Composantes Principales
ANPE	Agence Nationale de Protection de l'Environnement
CERTE	Centre de Recherches et Technologies de l'Eau de Borj Cédria
CHL a	Chlorophylle a
CRDA	Commissariat Régional de Développement Agricole
CTSI	Carlson's Trophic State Index
DG BGTH	Direction de Gestion des Barrages et des Grands Travaux Hydrauliques
DGRE	Direction Générale des Ressources en eau
DEOLE-J	Derived EOLE Joumine
EH	Equivalent-Habitant
EULA Center	EULA Environmental Sciences Center , Chile
LBTEN	Laboratoire de Traitement des Eaux Naturelles
INM	Institut national météorologique de la Tunisie
MES	Matières en suspension
MNT	Modèle numérique de terrain
NO₃⁻	Ion nitrate
NO₂⁻	Ion nitrite
NH₄⁺	Ammonium
ONAS	Office National de l'assainissement
ONAGRI	Observatoire National de l'Agriculture (Tunisie)
OD/DO	Oxygène dissous (Dissolved oxygen)
PEGASE	Planification Et Gestion de l'ASSainissement des Eaux
pH	Potentiel Hydrogène
PO₄³⁻	Orthophosphate
PSU	Practical Salinity Unit
R²	Coefficient de détermination
RDA	Analyse de redondance
RMSE	Erreur quadratique moyenne
RWCS	Indice de stabilité de la colonne d'eau
TSI	Force de la thermocline
TSID	Trophic State Index Deviation
WT	Température de l'eau
ZDS	Profondeur de distinction de disque de Secchi
Zeu	Profondeur de la zone euphotique

Liste des tableaux

Tableau 1: Liste des principaux modèles de qualité des eaux de surface	34
Tableau 2: Mesures in situ réalisées au niveau des cours d'eau du bassin versant Joumine	64
Tableau 3: Mesures in situ réalisées au niveau du barrage Joumine.....	65
Tableau 4: Concentrations en cations majeurs mesurées au niveau des cours d'eau du bassin versant Joumine	71
Tableau 5 : Concentrations en cations majeurs réalisées au niveau du barrage Joumine	71
Tableau 6: Concentrations en anions réalisées au niveau des cours d'eau du bassin versant Joumine	72
Tableau 7: Concentrations en anions réalisées au niveau du barrage Joumine	72
Tableau 8: valeurs maximales et minimales de biovolume par date dans le réservoir de Joumine	74
Tableau 9: valeurs minimales (min) et maximales (max) de la chlorophylle a par date réalisées au niveau du réservoir de Joumine	76
Tableau 10: valeurs maximales et minimales de la chlorophylle a par date réalisées au niveau des cours d'eau du bassin versant Joumine.....	76

Liste des figures

Figure 1: Evolution de la biomasse totale des Cyanobactéries (principalement <i>Anabaena</i> , <i>Aphanizomenon</i> et <i>Microcystis</i>) en fonction de l'enrichissement en phosphore (Watson, et al., 1997)	13
Figure 2 : Variation du profil de température dans un lac stratifié	15
Figure 3 : Cycle de vie de <i>Microcystis aeruginosa</i> (Reynolds, 1981)	23
Figure 4: Le réseau hydrographique du bassin étudié et les stations de prélèvements pour le monitoring	38
Figure 5: Variation mensuelle de la température au niveau de la station météorologique de Joumine entre les années hydrologiques 2000 et 2022 (Source des données: (INM, 2022))	39
Figure 6: Variation interannuelle de la précipitation au niveau de la station météorologique de Joumine entre les années hydrologiques 2000 et 2022 (Source des données : (INM, 2022))	40
Figure 7: Variation mensuelle de la précipitation au niveau de la station météorologique de Joumine entre les années hydrologiques 2000 et 2022 (Source des données : (INM, 2022))	41
Figure 8: Moyennes mensuelles de la vitesse du vent calculées durant la période s'étendant de 2015 à 2021 (Source des données : (INM, 2022))	42
Figure 9: Moyennes mensuelles de l'humidité de l'air calculées durant la période s'étendant de 2015 à 2021 (Source des données : (INM, 2022))	43
Figure 10: Variations mensuelles de l'insolation moyenne à Joumine réservoir entre 2017 et 2022 (Source des données : (INM, 2022))	44
Figure 11: Couverture pédologique de la zone d'étude en se basant sur la base des données de la carte Agricole des CRDA Béja et Bizerte et des études disponibles à la direction des sols (Aouissi, 2012)	45
Figure 12: Carte de l'occupation du sol du bassin de l'oued Joumine générée en 2015 (Boukari, 2019)	46
Figure 13 : Localisation géographique du bassin versant étudié	48
Figure 14: Photographies du barrage de Joumine : (a) tour de prise et (b) la retenue du barrage de Joumine en 2021	49
Figure 15: Apports annuels moyens en eau de la retenue du barrage Joumine durant la période s'étendant de 1986 à 2022 (Source des données : (D.G./B.G.T.H., 2022))	50
Figure 16: Répartition des points de prélèvements au niveau de la zone d'étude (Représentés en points rouges)	52
Figure 17: Prélèvements des échantillons d'eau au niveau des oueds et du barrage de l'oued Joumine (a et e), mesures des paramètres physiques (b et c) en utilisant une sonde d'un multiparamètre (d)	53
Figure 18: a : Filtration des échantillons d'eau, b : Pesage du filtre, c : Fixation des échantillons d'eau au formol, d : Filtration de l'eau fixée au formol, e : Dilution des échantillons d'eau, f : Analyse des échantillons par chromatographie ionique et g : Dosage de la biomasse chlorophyllienne par spectrophotométrie	54
Figure 19 : Evolution du pH au niveau des sept stations couvrant le bassin versant de Joumine	56
Figure 20 : Variation verticale de pH des eaux de la retenue du barrage Joumine	57
Figure 21: Evolution de la température de l'eau au niveau des sept stations couvrant le bassin versant de Joumine	58
Figure 22: Variation verticale de la température de l'eau des eaux de la retenue du barrage Joumine	59
Figure 23 : Evolution de l'oxygène dissous au niveau des sept stations couvrant le bassin versant de Joumine	60
Figure 24: Variation verticale de l'oxygène dissous des eaux de la retenue du barrage Joumine	61

Figure 25 : Evolution de la salinité de l'eau au niveau des sept stations couvrant le bassin versant de Joumine	62
Figure 26 : Evolution de la transparence de l'eau au niveau du barrage Joumine	64
Figure 27 : Evolution de la concentration de nitrate en mg/l au niveau des sept stations couvrant le bassin versant de Joumine.....	66
Figure 28: Variation verticale de la concentration de nitrate en mg/l des eaux de la retenue du barrage Joumine	67
Figure 29 : Evolution de la concentration de nitrite en mg/l au niveau des sept stations couvrant le bassin versant de Joumine.....	68
Figure 30: Variation verticale de la concentration de nitrite en mg/l des eaux de la retenue du barrage Joumine	69
Figure 31 : Evolution de la concentration de l'ammonium en mg/l au niveau des sept stations couvrant le bassin versant de Joumine	70
Figure 32: Variation verticale de la concentration de l'ammonium en mg/l des eaux de la retenue du barrage Joumine.....	71
Figure 33: a : chambre de sédimentation, b : Identification et comptage des espèces phytoplanctoniques, c : Cyanobactérie : <i>Chroococcus turgidus</i> , d : Algue verte : <i>Staurastrum</i> , e : Cyanobactérie : <i>Aphanocapsa</i> sp et f : <i>Dianophlagellé</i> : <i>Ceratium</i>	74
Figure 34 : Variation verticale de chlorophylle a des eaux de la retenue du barrage Joumine	78

Avant propos

Cette thèse a été réalisée dans le cadre d'une cotutelle internationale entre l'Université de Liège (ULiège), en Belgique, et l'Université de Carthage (UCAR), à travers l'Institut National Agronomique de Tunisie (INAT). Elle a été menée sous la codirection de :

M. Jean-François Deliège, Professeur en Gestion Intégrée des Ressources en Eau à l'Université de Liège et Directeur de l'Aquapôle (PEGIRE).

M. Hamadi Habaieb, Professeur d'Hydrologie, de Transport solide et de Gestion des Ressources en Eau à l'Institut National Agronomique de Tunisie (INAT), ainsi que Secrétaire d'état auprès du Ministère de l'Agriculture, des Ressources Hydrauliques et de la Pêche, chargé des ressources hydrauliques.

Les travaux réalisés au cours de cette thèse s'inscrivent dans le cadre d'une collaboration scientifique entre le laboratoire GREEN-TEAM de l'Institut National Agronomique de Tunisie (INAT) et l'Aquapôle (PEGIRE) de l'Université de Liège. Ils visent à développer une méthodologie multifactorielle permettant de représenter et de modéliser le fonctionnement physique et biogéochimique du réservoir de Joumine, afin d'analyser les interactions entre les processus physiques, chimiques et biologiques, et d'évaluer l'impact des pressions climatiques et anthropiques sur la qualité de l'eau.

Cette recherche a également bénéficié de la collaboration scientifique de plusieurs équipes de recherche partenaires, notamment :

- GREEN-TEAM (LR17AGR01), Institut National Agronomique de Tunisie (INAT), Université de Carthage, Tunisie ;
- Ecosystems and Aquatic Resources Laboratory, Institut National Agronomique de Tunisie, Université de Carthage, Tunisie ;
- Center for Water Research and Technologies (CERTE) – Georessources Laboratory, Soliman, Tunisie ;
- Laboratory of Animal Ecology and Ecotoxicology, Freshwater and Oceanic Science Unit of Research (FOCUS), Université de Liège, Belgique.

Cette thèse a bénéficié d'un soutien financier de Wallonie-Bruxelles International (WBI), qui a permis la réalisation des séjours de recherche en Belgique dans le cadre de cette cotutelle internationale.

Remerciements

Achever un doctorat représente bien plus qu'une simple étape académique. C'est un engagement de longue haleine qui demande de la persévérance, de la rigueur, de la curiosité scientifique et une profonde volonté de contribuer, à son échelle, à l'avancement des connaissances. Au-delà des compétences scientifiques acquises, ce parcours constitue une véritable expérience humaine, marquée par des remises en question, des découvertes, des rencontres et une évolution personnelle profonde.

Ces années de thèse ont été une aventure riche en apprentissages, ponctuée de défis, de moments de doute, mais également de nombreuses réussites. Elles m'ont appris la patience, la persévérance et la capacité à dépasser mes propres limites. Si ce travail a pu voir le jour, c'est grâce au soutien, aux conseils et à la confiance de nombreuses personnes qui ont accompagné mon parcours scientifique et humain.

Je souhaite tout d'abord exprimer ma profonde gratitude à mes directeurs de thèse, M. Jean-François Deliège et M. Hamadi Habaieb, pour avoir accepté de diriger ce travail et pour la confiance qu'ils m'ont accordée tout au long de cette recherche. Je leur suis particulièrement reconnaissante pour leur accompagnement scientifique, leurs conseils avisés et leur disponibilité, qui ont largement contribué à l'aboutissement de cette thèse. J'adresse une gratitude particulière à M. Jean-François Deliège pour son encadrement attentif, ses remarques constructives et la richesse de nos échanges scientifiques, qui ont contribué à approfondir ma réflexion et à développer mes compétences de chercheuse. Je remercie également M. Hamadi Habaieb pour son soutien constant, sa confiance et son accompagnement précieux durant toutes les étapes de ce parcours doctoral.

Mes sincères remerciements vont également à mes collaborateurs scientifiques, Mme Célia Joaquim, Mme Sihem Benabadallah, Mme Viviana Almanza, M. Mohamed Salah Romdhane, et Mme Zohra Lili-Chabaane, cheffe du laboratoire GREEN-TEAM et examinatrice de cette thèse pour leurs contributions précieuses à mes travaux de recherche et à mes publications scientifiques. Leurs échanges, leurs conseils et leur expertise ont constitué un apport essentiel à la réalisation de ce travail.

Je tiens à remercier chaleureusement l'ensemble de l'équipe R&D de l'Aquapôle (PEGiRE), notamment M. Pol Magermans, M. Étienne Everbecq et Mme Aline Gard, pour leur accueil chaleureux, leur disponibilité, leur soutien, leurs conseils précieux ainsi que pour la qualité des

échanges scientifiques et humains que nous avons partagés tout au long de cette expérience. Leur accompagnement, leur bienveillance et leurs contributions ont largement facilité la réalisation de ce travail et ont rendu mes séjours à Liège particulièrement enrichissants et agréables. J'adresse également une mention particulière à Mme Julie Remy pour sa gentillesse, son aide précieuse et son accompagnement attentif dans les différentes démarches administratives, qui ont grandement facilité le bon déroulement de mon parcours. À chacune et chacun d'entre eux, j'exprime toute ma reconnaissance et mes sincères remerciements.

Je remercie également les membres de mon comité de suivi individuel pour leurs remarques pertinentes, leurs suggestions constructives et leur accompagnement tout au long de cette thèse. Leurs conseils ont été précieux pour améliorer la qualité de mes travaux et m'aider à progresser dans ma démarche scientifique.

J'adresse également mes sincères remerciements aux membres du jury de thèse, qui ont accepté d'évaluer ce travail et de consacrer leur temps à l'examen de mes recherches. Leurs observations, leurs remarques et nos échanges scientifiques contribueront à enrichir davantage ce travail doctoral.

Au-delà de l'aspect scientifique, cette thèse a été une véritable aventure humaine, marquée par de belles rencontres et des moments de partage. Ce travail doctoral doit également beaucoup à mes amis, dont le soutien moral a été précieux tout au long de cette aventure : Emna, Ines, Yassine, Bella et Abdelillah. Je vous remercie pour votre écoute, votre présence et vos encouragements, aussi bien dans les périodes de remise en question que dans celles de réussite. Merci pour tous ces moments de partage, de rires et de légèreté qui ont su alléger le poids de ces années de thèse. Votre amitié a été l'un des piliers de ce parcours, et je vous en suis profondément reconnaissante.

Je tiens également à exprimer toute ma reconnaissance à la famille Dourcy, pour leur soutien constant et leur aide si précieuse. Je garde une reconnaissance toute particulière envers M. Dourcy, et je n'oublierai jamais ce qu'il a fait pour moi.

À toi, Alexis, merci d'avoir été mon pilier durant toutes ces années de thèse. Ta patience, ton soutien sans faille et ta confiance en moi m'ont portée dans les moments de doute comme dans les moments de joie. Merci d'avoir supporté mes silences studieux et mes préoccupations avec autant de tendresse et de compréhension. Cette thèse porte aussi un peu de toi, tant ta présence a été essentielle tout au long de ce parcours. Merci pour ton amour, ta patience infinie et pour avoir cru en moi, parfois plus que moi-même.

A mes parents chéris, vous êtes le socle de qui je suis. Vous m'avez transmis la force de caractère, le courage et le sens du don de soi pour notre famille, et vous n'avez jamais cessé de croire en moi, dans mes moments de doute comme dans mes réussites. J'espère de tout cœur avoir pu, à mon tour, vous rendre fiers, comme vous avez toujours tout donné pour nous, sans compter. Les mots sont bien trop pauvres pour traduire l'amour inconditionnel, profond et éternel que j'ai pour vous. C'est grâce à votre tendresse et à vos sacrifices que je peux, aujourd'hui, soutenir cette thèse avec le cœur rempli de gratitude.

À mon frère adoré, Mohsen, merci d'avoir toujours été là, avec ta présence rassurante et ton soutien sincère, à chaque étape de ce parcours.

À mes sœurs chéries, Yosra et Chaima, merci pour votre amour, votre confiance inébranlable et votre soutien moral qui m'ont portée dans les moments les plus difficiles comme dans les plus heureux. Vous êtes bien plus que des sœurs, vous êtes mon refuge et ma plus belle force

Résumé

La récurrence des épisodes de sécheresse, la hausse des températures et la diminution des précipitations accentuent la pression sur les ressources hydriques du bassin méditerranéen. En Tunisie, ces phénomènes, combinés à des activités anthropiques croissantes (développements urbains, agricultures intensives), fragilisent davantage des écosystèmes aquatiques déjà vulnérables. Le barrage de Joumine, situé au nord du pays, joue un rôle stratégique dans l'approvisionnement en eau potable, l'irrigation agricole et le maintien de l'équilibre écologique du lac Ichkeul. Cependant, cette retenue est confrontée depuis plusieurs années à une eutrophisation marquée, provoquée par les apports excessifs de nutriments issus du bassin versant agricole et par la baisse du volume d'eau stocké, favorisant le développement de cyanobactéries potentiellement toxiques et la détérioration de la qualité de l'eau.

Cette thèse vise à développer une méthodologie multifactorielle pour représenter et modéliser le fonctionnement physique et biochimique du réservoir de Joumine, afin d'analyser les interactions entre les processus physiques, chimiques et biologiques et d'évaluer l'impact des pressions climatiques et anthropiques sur la qualité de l'eau. Le travail s'articule autour de trois volets complémentaires, basés sur des campagnes de mesures mensuelles réalisées de mai 2021 à juin 2022 sur 8 stations d'échantillonnage. Le premier est consacré à la caractérisation physico-chimique et biologique du plan d'eau, afin d'identifier les principaux facteurs environnementaux contrôlant la répartition spatiale et temporelle du phytoplancton. Le second volet porte sur la modélisation thermique de la retenue à l'aide du modèle DEOLE-J, dans le but de simuler la formation et la dynamique de la thermocline et d'analyser son influence sur la distribution verticale des communautés phytoplanctoniques. Enfin, le troisième volet consiste à associer le modèle thermique DEOLE-J au modèle PEGASE, dédié à la simulation de la qualité de l'eau, afin d'évaluer l'état physico-chimique et biologique du réservoir et de son bassin versant, tout en étudiant les apports amont et les effets du changement climatique.

Les résultats confirment que la retenue du barrage de Joumine présente un état eutrophe à hypereutrophe, avec un indice Carlson's Trophic State Index (CTSI) moyen de 59,9. L'indice TSID met en évidence une turbidité non algale liée aux particules en suspension, tandis que l'indice basé sur le phosphore total classe le réservoir comme hypereutrophe. Vingt-cinq espèces phytoplanctoniques ont été identifiées, dominées par les Chlorophyceae (44 %) et les Cyanobactéries (24 %), avec des densités élevées en automne et en été tardif. L'analyse multivariée (PCA et RDA) a mis en évidence que la température de l'eau, le pH, les

concentrations en ammonium et nitrates, ainsi que l'oxygène dissous sont les paramètres les plus déterminants dans l'évolution des populations phytoplanctoniques. Les simulations réalisées à l'aide du modèle DEOLE-J ont permis de reproduire avec précision ($R^2 = 0,98$ pour les températures de surface) la dynamique saisonnière de la thermocline : période de mélange (janvier-février, thermocline ~ 30 m), formation (mars-mai, ~ 10 m), et stabilité estivale (juin-septembre, $\sim 2,5$ m, avec un indice de force TSI de $0,42$ °C/m, températures ~ 32 °C et vents faibles ~ 1 m/s), démontrant que cette stabilité thermique durant la période estivale favorise la prolifération des cyanobactéries en surface. L'association du modèle thermique DEOLE-J avec le modèle PEGASE (calibré avec $R^2 > 0,9$ pour les nitrates) a permis de simuler la qualité de l'eau dans le bassin versant et dans l'épilimnion du réservoir. Les résultats issus de cette approche couplée ont montré que les apports nutritifs provenant du bassin agricole amont représentent une part prépondérante des charges en nitrate, avec des pics > 22 mg/L dans certains scénarios. Trois scénarios prospectifs ont révélé que, sans mesures correctives, un réchauffement de $+1,9$ °C et une baisse de 10 % des précipitations augmentent les nitrates de 65 % ; une gestion renforcée (75 % de bonnes pratiques agricoles et 90 % de traitement urbain) réduit ces apports de 63 à 66 %, limitant significativement les épisodes de blooms cyanobactériens, bien que des déficits localisés en oxygène (< 2 mg/L) persistent en été du fait d'une stratification prolongée.

Cette recherche met en évidence le rôle déterminant de la stratification thermique et des apports diffus agricoles dans le contrôle de la qualité de l'eau du réservoir de Joumine. Elle confirme également la pertinence de l'approche de modélisation intégrée basée sur l'association DEOLE-J/PEGASE pour la compréhension et la gestion des écosystèmes aquatiques méditerranéens. Les acquis méthodologiques de ce travail, incluant des recommandations de biomanipulation et de réduction des apports nutritifs, permettent d'améliorer la compréhension des mécanismes complexes de l'efflorescence des cyanobactéries, favorisant une meilleure gestion durable des ressources hydriques et l'élaboration de scénarios prospectifs face à la combinaison de certains effets globaux du changement climatique.

Mots-clés : cyanobactéries, eutrophisation, qualité de l'eau, modélisation, stratification thermique, DEOLE-J, PEGASE, barrage de Joumine, changement climatique, Tunisie

Abstract

The recurrence of drought episodes, rising temperatures, and decreasing precipitation are intensifying pressure on water resources in the Mediterranean basin. In Tunisia, these phenomena, combined with increasing anthropogenic activities (urban development and intensive agriculture), are further weakening already vulnerable aquatic ecosystems. The Joumine Dam, located in northern Tunisia, plays a strategic role in supplying drinking water, supporting agricultural irrigation, and maintaining the ecological balance of Lake Ichkeul. However, this reservoir has been facing marked eutrophication for several years, driven by excessive nutrient inputs from the agricultural watershed and a significant decline in stored water volume, promoting the development of potentially toxic cyanobacteria and the deterioration of water quality.

This thesis aims to develop a multifactorial methodology to represent and model the physical and biochemical functioning of the Joumine reservoir, in order to analyze interactions between physical, chemical, and biological processes and assess the impact of climatic and anthropogenic pressures on water quality. The work is structured around three complementary components, based on monthly field campaigns conducted from May 2021 to June 2022 across 8 sampling stations. The first component focuses on the physico-chemical and biological characterization of the water body to identify the main environmental factors controlling the spatial and temporal distribution of phytoplankton. The second involves thermal modeling of the reservoir using the DEOLE-J model to simulate the formation and dynamics of the thermocline and analyze its influence on the vertical distribution of phytoplankton communities. The third component couples the DEOLE-J thermal model with the PEGASE water quality model to assess the physico-chemical and biological state of the reservoir and its watershed, while examining upstream inputs and the effects of climate change.

The results confirm that the Joumine reservoir exhibits a eutrophic to hypereutrophic state, with an average Carlson's Trophic State Index (CTSI) of 59.9. The TSID index highlights non-algal turbidity linked to suspended particles, while the total phosphorus-based index classifies the reservoir as hypereutrophic. Twenty-five phytoplankton species were identified, dominated by Chlorophyceae (44%) and Cyanobacteria (24%), with high densities in autumn and late summer. Multivariate analyses (PCA and RDA) revealed that water temperature, pH, ammonium and nitrate concentrations, and dissolved oxygen are the most determining parameters in phytoplankton population dynamics. Simulations using the DEOLE-J model

accurately reproduced ($R^2 = 0.98$ for surface temperatures) the seasonal thermocline dynamics: mixing period (January–February, thermocline ~ 30 m), formation period (March–May, ~ 10 m), and stable summer period (June–September, ~ 2.5 m, with a thermocline strength index TSI of 0.42 °C/m, temperatures ~ 32 °C, and weak winds ~ 1 m/s), demonstrating that this thermal stability during the summer period promotes surface proliferation of cyanobacteria. Coupling DEOLE-J with PEGASE (calibrated with $R^2 > 0.9$ for nitrates) enabled simulation of water quality in the watershed and reservoir epilimnion. Results from this coupled approach showed that nutrient inputs from the upstream agricultural basin represent the predominant share of nitrate loads, with peaks >22 mg/L in certain scenarios. Three prospective scenarios revealed that, without corrective measures, a warming of $+1.9$ °C and a 10% drop in precipitation increase nitrate levels by 65%; reinforced management (75% adoption of best agricultural practices and 90% advanced urban treatment) reduces these inputs by 63–66%, significantly limiting cyanobacterial bloom episodes, although localized oxygen deficits (<2 mg/L) persist in summer due to prolonged stratification.

This research highlights the determining role of thermal stratification and diffuse agricultural inputs in controlling water quality in the Joumine reservoir. It also confirms the relevance of the integrated modeling approach based on the DEOLE-J/PEGASE coupling for understanding and managing Mediterranean aquatic ecosystems. The methodological advances of this work, including recommendations for biomanipulation and nutrient input reduction, improve understanding of the complex mechanisms behind cyanobacterial blooms, supporting more sustainable water resource management and the development of prospective scenarios in response to combined global climate change effects.

Keywords : cyanobacteria, eutrophication, water quality, modeling, thermal stratification, DEOLE-J, PEGASE, Joumine reservoir, climate change, Tunisia.

Table des matières

Liste des abréviations.....	i
Liste des tableaux.....	ii
Liste des figures.....	iii
Avant propos	vi
Remerciements	vi
Résumé	vi
Abstract	vi
Introduction générale.....	1
Chapitre 1 : Qualité des eaux continentales.....	6
1. Prolifération des Cyanobactéries : Un enjeu pour les écosystèmes aquatiques	6
2. Stratification thermique et développement phytoplanctonique.....	14
3. Cycle de Vie des Cyanobactéries et Adaptations Biologiques	18
4. Modélisation de la qualité d'eau et de la dynamique des écosystèmes au niveau des réservoirs.....	23
Chapitre 2 : Caractérisation des sites et élaboration de la base de données	37
I. Description de la zone d'étude et de la base de données.....	37
1. Situation géographique et contexte morphologique	37
2. Contexte géologique	38
3. Contexte -climatiques.....	39
4. Pédologie du bassin versant.....	44
5. Occupation du sol.....	45
6. Les ressources en eau	46
II. Description de la base de données	51
1. Stratégies d'échantillonnage.....	51
2. Mesures des paramètres abiotiques.....	54
3. Les éléments nutritifs	65
4. Mesures des paramètres biotiques	73
Chapitre 3 : Evaluation de l'état trophiques des eaux du barrage Joumine.....	80
I. Introduction.....	80
1. Résumé.....	81
2. Article ¹	82
II. Synthèse et conclusion partielle	101
Chapitre 4 : Simulation de la stratification thermique et de la dynamique de la température de l'eau dans le réservoir de Joumine.....	102

I. Introduction.....	102
1. Résumé.....	103
2. Article ²	106
II. Synthèse et conclusion partielle	119
Chapitre 5 : Impact de la stratification thermique sur la qualité de l'eau de l'épilimnion dans le	
contexte du changement climatique et de différents scénarios de gestion : Etude du réservoir de	
Joumine (Tunisie).....	
	121
I. Introduction.....	121
1. Résumé.....	122
2. Article ³	124
II. Synthèse et conclusion partielle	149
Discussion générale	150
Conclusion Générale et perspectives.....	156
I. Synthèse des résultats.....	156
II. Perspectives	158
Les références.....	160

Introduction générale

La récurrence des épisodes de sécheresse, amplifiée par le changement climatique, s'est intensifiée à travers le monde (Calvin et al., 2023; Müller et al., 2024). Depuis 1980, la température de surface a augmenté d'environ 1,1 °C (Calvin et al., 2023), entraînant dans certaines régions un déficit hydrique qui pourrait atteindre 10 % au cours des cinq prochaines décennies (Nistor, 2021). Ces évolutions mettent en lumière la vulnérabilité croissante des systèmes hydriques face au réchauffement climatique.

Le bassin méditerranéen a déjà subi et continuera de subir un réchauffement généralisé pendant la saison estivale, accompagné d'une diminution des précipitations annuelles (Navarra and Tubiana, 2013; Noto et al., 2023). Cela fait de la région méditerranéenne un « hotspot » du changement climatique (Lionello and Scarascia, 2018). Cette région est particulièrement vulnérable aux pénuries d'eau, notamment dans les parties est et sud (Iglesias et al., 2007; Trambly et al., 2020), où les ressources sont déjà à un niveau critique en raison de nombreuses pressions qui affectent leur qualité physico-chimique et leur état écologique. Parmi les pressions exercées par les activités humaines sur les écosystèmes aquatiques, on peut citer la croissance démographique, le manque d'infrastructures d'assainissement des eaux usées, les pratiques agricoles intensives, ainsi que l'accumulation de nutriments qui favorise l'eutrophisation (Mooij et al., 2005; Smith and Schindler, 2009). Face à ces défis, il est essentiel de mettre en place une gestion efficace et durable des ressources en eau (Godden et al., 2011).

La Tunisie, pays méditerranéen, est soumise à l'influence combinée le climat des zones tempérées au nord et des zones sahariennes au sud, ce qui se traduit par une forte aridité sur une grande partie du territoire. Son contexte hydrologique se caractérise par une grande irrégularité des précipitations, tant d'une année sur l'autre que d'une région à l'autre (Slimani et al., 2007).

Malgré l'importance stratégique du bassin versant de la Medjerda, considéré comme le véritable « château d'eau » de la Tunisie en raison de sa contribution majeure aux ressources en eau de surface du pays, les disponibilités hydriques restent structurellement limitées. En effet, la Tunisie connaît un stress hydrique sévère, aggravé par l'évolution défavorable des précipitations, l'augmentation des températures et la fréquence accrue des épisodes de sécheresse, autant d'effets directement liés au changement climatique (MARH BPEH, 2022; Mohamed et al., 2023). Cette situation fait de la Tunisie un pays aux ressources en eau limitées, où la gestion de l'eau constitue un enjeu politique majeur, en particulier pour renforcer les efforts

de préservation et de mobilisation des eaux de surface (BPEH, 2020, 2006). Dans ce contexte, la Tunisie a développé une stratégie visant à mobiliser, stocker et transférer une partie de ses ressources en eau de surface (Mammou and Louati, 2007). Les infrastructures hydrauliques, telles que les barrages, jouent un rôle clé dans l'économie du pays en approvisionnant les secteurs de l'eau potable, de l'irrigation, ainsi que de la production industrielle et énergétique (DGBGTH, 2000).

Plusieurs études antérieures menées dans plusieurs retenues de barrages tunisiens, ont montré que ces plans d'eau ont évolué vers l'eutrophisation suite aux apports excessifs de fertilisants dus à l'anthropisation des bassins versants et au déficit des précipitations (Bel Haj Zekri, 2003; El Herry, 2008; Fathalli, 2012; Limam, 2003). Dans ce contexte, le suivi des milieux lenticques, tels que les lacs et les réservoirs, joue un rôle crucial dans la gestion des ressources en eau. Ces milieux, par leur nature stagnante, offrent un habitat favorable au développement du phytoplancton, dont la croissance dépend étroitement des caractéristiques physico-chimiques de l'eau. En retour, le phytoplancton influence fortement ces mêmes caractéristiques par son activité biologique, contribuant ainsi à l'équilibre écologique et à la qualité des écosystèmes.

Le phytoplancton est donc essentiel à la biodiversité et à la santé écologique des milieux lenticques, jouant un rôle clé dans la régulation des paramètres tels que l'oxygène dissous et la transparence de l'eau (Reynolds, 2006). Cependant, les proliférations phytoplanctoniques sont devenues plus fréquentes ces dernières années, perturbant le fonctionnement de ces écosystèmes. Elles entraînent une diminution de la transparence de l'eau, un appauvrissement de l'oxygène dissous dans l'hypolimnion, des odeurs désagréables, ainsi que d'autres impacts négatifs sur la qualité de l'eau (Smith, 2003).

Les cyanobactéries, en particulier, posent des problèmes en raison de leur toxicité potentielle, qui entrave les usages de l'eau et représente un danger pour la santé humaine et animale (Chorus and Bartram, 1999; Sotton et al., 2014). De plus, les efflorescences de cyanobactéries réduisent la biodiversité et impactent négativement le fonctionnement écologique des lacs (Chorus and Bartram, 1999).

La surveillance régulière des écosystèmes aquatiques est essentielle pour évaluer leurs conditions physico-chimiques et leur biodiversité (European Commission. Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability., 2011). Dans l'Union européenne, la diversité du phytoplancton participe à l'élaboration d'un indicateur biologique des masses d'eau, conformément à la Directive-cadre sur l'eau (Smith, 2015). L'Organisation mondiale de la santé

(OMS) fixe des normes pour les eaux potables et les loisirs afin de gérer les risques liés aux cyanobactéries toxiques (Chorus, 2021). Cette surveillance aide à objectiver le rôle des processus écologiques et à mieux gérer les défis liés à l'eutrophisation et aux proliférations algales.

Pour préserver l'équilibre des écosystèmes, des études pluridisciplinaires, combinant expérimentation et modélisation, sont nécessaires. Ces études s'articulent autour de trois axes principaux : les campagnes de mesures, les travaux de laboratoire, et la modélisation (Salençon and Thébault, 1994). Les modèles écologiques décrivent les processus écosystémiques, permettant ainsi de comprendre leurs interactions sur de longues périodes. Leur capacité à intégrer des forçages climatiques, hydrologiques ou anthropiques en fait également des outils prédictifs essentiels pour la gestion environnementale. Ils permettent en effet d'anticiper l'impact des décisions de gestion, des évolutions d'usage des terres ou du changement climatique sur la qualité de l'eau et la biodiversité (Bucak et al., 2018; Carpenter et al., 1999; Polazzo et al., 2024).

La Tunisie, confrontée aux défis croissants de la gestion de ses ressources en eau en raison des pressions anthropiques et des impacts du changement climatique, a besoin de développer des approches de gestion durable, particulièrement dans ses régions les plus vulnérables. Le présent travail de recherche est réalisé dans le sous-bassin appartenant au bassin versant du lac Ichkeul. Le bassin versant de l'oued Joumine situé au nord de la Tunisie est emblématique en regard de sa fragilité face aux pressions agricoles, urbaines, climatiques et écologiques, et son importance en tant que ressource hydrique vitale. Le barrage Joumine fait partie des retenues à usages mixtes ; il joue un rôle prépondérant dans l'irrigation de la plaine de Mateur, l'approvisionnement en eau potable de la région de Mateur et du Grand Tunis, l'approvisionnement en eau agricole de la région du Cap Bon et l'apport d'eau douce à l'écosystème d'Ichkeul en cas de besoin.

Plusieurs suivis expérimentaux ont été mis en place dans le cadre de la surveillance de la retenue du Joumine. (Limam, 2003) a montré que la retenue du barrage Joumine est considérée comme eutrophe selon la classification développée par (OCDE, 1982). De plus, les études faites par (Fathalli et al., 2011) ont montré l'existence des espèces phytoplanctoniques potentiellement toxiques dans cette retenue, ce qui engendre le changement du goût et de l'odeur de l'eau. Ceci affecte directement la qualité des eaux de Joumine. Par ailleurs, les ressources en eau sont

devenues très vulnérables à la pollution diffuse, principalement due aux nitrates (Aouissi et al., 2014) et aux pesticides (Boukari, 2019).

En outre le stock d'eau a diminué pour se réduire à 1/3 par rapport au stock d'eau enregistré en 2019 et, par la suite, la quantité d'eau prélevée depuis le mois de mars 2020 du barrage Joumine a diminué de 276 000 m³ d'eau pour descendre jusqu'au 14 000 m³ d'eau en octobre 2020 (Onagri, 2020). Cette réduction des prélèvements a entraîné une augmentation du temps de résidence de l'eau dans la retenue, ce qui a favorisé l'accumulation des nutriments et la stabilisation thermique de la colonne d'eau. Ces conditions sont propices au développement des cyanobactéries, déjà signalées comme potentiellement toxiques dans la retenue (Fathalli et al., 2011)

Bien que plusieurs travaux fassent état de la présence de proliférations des cyanobactéries toxiques dans le barrage de bassin versant de Joumine et décrivent les facteurs physico-chimiques qui contrôlent ces proliférations, son hydrodynamique et son écologie n'ont jamais été étudiés avec des outils numériques dédiés et associés.

Ce travail de thèse porte sur le fonctionnement thermique et biochimique du réservoir de Joumine (Tunisie) : modélisation couplée et évaluation de la qualité des eaux. Il a pour objectif principal, de développer une méthodologie pour représenter et modéliser certains mécanismes majeurs des écosystèmes méditerranéens au nord de la Tunisie, réservoir de Joumine. Cet objectif se décline en trois axes spécifiques :

Le premier axe consiste à caractériser physico-chimiquement et biologiquement la retenue du barrage Joumine, en évaluant l'influence des facteurs environnementaux sur l'évolution des compartiments phytoplanctoniques.

Le deuxième axe a pour objectif de développer une modélisation thermique avec le modèle DEOLE-J afin de simuler la dynamique de la thermocline et d'analyser son effet sur la répartition du phytoplancton dans la retenue du barrage Joumine.

Le troisième axe vise à associer le modèle thermique DEOLE-J avec le modèle Planification Et Gestion de l'ASSainissement des Eaux (PEGASE) pour simuler et évaluer la qualité physico-chimique et biologique des eaux dans le bassin versant et de l'épilimnion du réservoir de Joumine, en tenant compte de l'impact de la combinaison de certains effets globaux de changement climatique et des apports amont.

Pour atteindre ces objectifs, les approches développées et les résultats obtenus sont présentés et structurés en cinq chapitres.

- Le premier chapitre présente une synthèse bibliographique qui contextualise notre recherche par rapport aux connaissances actuelles.
- Le deuxième chapitre décrit la zone d'étude, la stratégie et la méthode d'échantillonnage adoptées, ainsi que l'ensemble des données météorologiques, hydrologiques et de qualité de l'eau disponibles sur le site d'étude, en détaillant également les dispositifs expérimentaux et la méthodologie adoptée.
- Le troisième chapitre porte sur l'évaluation de l'influence des facteurs environnementaux sur la répartition spatiale et temporelle des espèces phytoplanctoniques. Cette partie fait l'objet d'un article scientifique publié dans le journal *Water* intitulé : « *Assessment of Water Quality Variations and Trophic State of the Joumine Reservoir (Tunisia) by Multivariate Analysis* ».
- Le quatrième chapitre est dédié à la modélisation de la thermocline et à l'évaluation de l'effet de la variation de la thermocline sur la répartition des espèces phytoplanctoniques dans la retenue du barrage Joumine. Les résultats de ce chapitre correspondent à un article publié dans le journal *ecological Informatics* intitulé « *Thermal and phytoplankton distribution stratification in water reservoir Joumine (Tunisia)* ».
- Le cinquième chapitre consiste à utiliser les sorties du modèle thermique (DEOLE-J) comme entrées dans PEGASE pour simuler et calibrer la qualité de l'eau de l'épilimnion et du bassin versant Joumine. Des scénarios seront ensuite générés pour examiner l'effet de la variation des apports amont et la combinaison de certains effets globaux de changement climatique.

Le document se conclut par une synthèse générale relative aux résultats de la thèse, en analysant les points forts et les limites du travail, et en proposant des perspectives pour l'avenir.

Chapitre 1 : Qualité des eaux continentales

Outre les caractéristiques physico-chimiques, la qualité des eaux continentales est étroitement liée à la production primaire planctonique, qui constitue un élément central du fonctionnement des écosystèmes aquatiques. Le phytoplancton joue ainsi un rôle clé dans les cycles biogéochimiques et représente un indicateur biologique essentiel de l'état trophique des milieux aquatiques continentaux.

Dans les eaux continentales tunisiennes, le phytoplancton est principalement composé de diatomées, de chlorophycées et de dinophycées. Cette communauté présente une succession saisonnière généralement bien marquée, mais souvent perturbée par les phénomènes d'eutrophisation observés dans de nombreux plans d'eau et retenues de barrage. La structure et la dynamique du phytoplancton sont fortement influencées par plusieurs facteurs environnementaux, notamment la température de l'eau, la disponibilité en nutriments et les processus de stratification thermique.

Dans ce contexte, les cyanobactéries constituent un groupe particulier du phytoplancton. Généralement minoritaires en conditions trophiques modérées, elles peuvent devenir dominantes lors d'épisodes de prolifération massive (blooms), comme cela a été observé dans plusieurs retenues de barrage en Tunisie, notamment Sidi Salem et Bir M'cherga. Ces proliférations sont favorisées par des pressions anthropiques telles que l'intensification des activités agricoles et industrielles. Parmi les genres potentiellement toxiques recensés figurent principalement *Microcystis*, souvent dominante lors des blooms, suivie de *Planktothrix*, *Oscillatoria* et d'autres genres.

1. Prolifération des Cyanobactéries : Un enjeu pour les écosystèmes aquatiques

1.1. Cyanobactéries : caractéristiques et classifications

Les Cyanobactéries sont des micro-organismes unicellulaires ou pluricellulaires photosynthétiques (Couté, et al., 2001). La majorité des Cyanobactéries sont phototrophes : elles tirent l'énergie de la lumière durant la photosynthèse. Certaines espèces peuvent survivre dans des conditions de noirceur totale durant longues périodes (Whitton and Potts, 2002). Bien que les cyanobactéries soient capables de vivre dans des conditions anaérobiques, elles prolifèrent dans un milieu aérobie (contenant le dioxygène).

Les Cyanobactéries sont d'anciens micro-organismes qui se sont développés il y a deux milliards d'années. Elles ont plusieurs noms variables en fonction du domaine de recherche qui les étudient :

- En botanique : algues bleues-vertes ou algues bleues ou cyanophycées ou cyanophytes (Chorus and Bartram, 1999).
- En microbiologie : Cyanobactéries (Chorus and Bartram, 1999)

Selon le code international de nomenclature bactériologique établi par Lapage et al., (1992) , les Cyanobactéries possèdent à la fois des caractéristiques :

- des algues qui synthétisent la chlorophylle a et qui produisent des pigments accessoires phycobiliprotéines telles que phycocyanine, phycoérythrine et l'allophycocyanine. Grâce à ces pigments, les Cyanobactéries valorisent les couleurs verte, jaune et orange de la lumière. Ces dernières sont généralement moins exploitées par les autres groupes planctoniques (Chorus and Bartram, 1999; Couté and Bernard, 2001; Lavoie et al., 2007). Bien que les cyanobactéries exploitent une portion du spectre de la lumière, elles peuvent survivre lorsque seule la lumière verte est disponible (Whitton and Potts, 2002).
- des bactéries dont la membrane nucléaire et plastidiale, la mitochondrie, les réticulums endoplasmiques et les dyciosomes sont absentes. En contrepartie, la paroi cellulaire est présente qui caractérise les bactéries à coloration de Gram-Négatif de la muréine (Couté and Bernard, 2001; Duy et al., 2000).

Grâce à leur double nature, partageant des caractéristiques à la fois des algues, par leur capacité photosynthétique, et des bactéries, par leur organisation cellulaire procaryote. Les Cyanobactéries ont joué un rôle fondamental dans l'évolution de la biosphère. Ils ont contribué à l'oxygénation de l'atmosphère primitive et, par conséquent, à la formation de la couche d'ozone rendant possible la vie telle que nous la connaissons aujourd'hui. Les cyanobactéries sont également à l'origine de l'endosymbiose qui a conduit à l'apparition des chloroplastes, et donc des plantes. Aujourd'hui encore, elles participent de manière significative à la production primaire dans les écosystèmes aquatiques. Elles regroupent environ 2 000 espèces réparties en près de 150 genres (Duy et al., 2000). Toutefois, un grand nombre d'entre elles sont capables de produire des cyanotoxines, substances potentiellement dangereuses pour la santé humaine, animale et le fonctionnement des écosystèmes (Cox et al., 2005).

Les Cyanobactéries sont caractérisées par une diversité morphologique importante. En effet, on les retrouve sous la forme la plus simple unicellulaire, sphérique, ellipsoïdale, cylindrique, ovoïde ou piriforme ou bien organisées en trichome (sans gaine) ou en filament (avec gaine) (Chorus and Bartram, 1999; Lavoie et al., 2007).

Ces micro-organismes peuvent être planctoniques ou pélagiques si elles prolifèrent en suspension dans la colonne d'eau ou benthiques si elles sont attachées à un substrat (Couté and Bernard, 2001; Gupta et al., 2013; Walsby et al., 1995).

Grâce à leur grande capacité d'adaptation, les Cyanobactéries colonisent plusieurs écosystèmes terrestres et aquatiques (d'eaux douces et salées). Ces micro-organismes sont adaptés à des conditions extrêmes, proliférant par exemple dans la glace, les sources thermales, les eaux ferrugineuses, les eaux carbonatées et les pH extrêmes (Gupta et al., 2013; Lavoie et al., 2007; Walsby et al., 1995). Selon le type de développement, les Cyanobactéries planctoniques peuvent être séparées en espèces efflorescentes, distribuées uniformément, stratifiées et fixatrices d'azote. D'où la définition de ces micro-organismes comme étant des « écostratégistes » (Chorus and Bartram, 1999) :

- Les espèces qui forment un développement algal large à la surface du plan d'eau sont connues sous le terme de fleur d'eau ou d'efflorescence. Ces accumulations résultent de plusieurs mécanismes complémentaires, notamment la capacité de certaines espèces à réguler leur flottabilité grâce à des vésicules gazeuses, mais également la stabilité de la colonne d'eau, la stratification thermique et les conditions hydrodynamiques favorables. Ces facteurs permettent aux cyanobactéries de se concentrer dans les couches superficielles bien éclairées, optimisant ainsi leur activité photosynthétique.
- Les espèces dispersées ou stratifiées caractérisent les Cyanobactéries qui sont sensibles aux fortes intensités lumineuses. Les Cyanobactéries sont réparties soit de façon homogène au niveau de l'épilimnion, soit en strate au niveau de la thermocline, c'est-à-dire métalimnion.
- Les espèces fixatrices d'azote peuvent transformer l'azote atmosphérique en ammonium, une forme directement assimilable par les cellules, grâce à l'enzyme nitrogénase. Ce mécanisme est particulièrement avantageux dans les milieux aquatiques où l'azote biodisponible est limité. Cependant, la fixation d'azote est un processus énergivore qui nécessite une grande quantité d'adénosine triphosphate (ATP), produit grâce à l'énergie solaire captée via la photosynthèse. Ainsi, ces espèces dépendent fortement de la disponibilité en énergie solaire pour compenser la limitation en azote.

Bien que les cyanobactéries présentent une grande diversité morphologique et écologique, leur capacité à s'adapter et à proliférer dans divers milieux aquatiques est également à l'origine d'un problème environnemental majeur : les blooms de cyanobactéries. Ces proliférations massives soulèvent des enjeux écologiques, sanitaires et économiques significatifs.

1.2. Pourquoi les Cyanobactéries posent-elles un problème ?

Les blooms de Cyanobactéries, souvent dominés par une ou deux espèces, peuvent durer de quelques jours à plusieurs mois (Reynolds, 1981). Ces proliférations entraînent des impacts significatifs sur les plans écologique, sanitaire et économique. Sur le plan écologique, elles perturbent les écosystèmes aquatiques en libérant de l'azote, du phosphore et de la matière organique, ce qui accélère l'eutrophisation des plans d'eau et réduit leur transparence, diminuant ainsi les niveaux de chlorophylle dans la végétation submergée (J. Zhang et al., 2021). La décomposition des algues consomme l'oxygène dissous, créant des conditions hypoxiques mortelles pour les poissons et d'autres organismes aquatiques (McGowan, 2023; Moreira et al., 2022). Ces proliférations modifient également les réseaux trophiques en libérant des toxines, comme les microcystines, qui se bioaccumulent et affectent les organismes aquatiques et leurs prédateurs, y compris les humains (McGowan, 2023; Zhang et al., 2022). La domination des cyanobactéries sur d'autres espèces de phytoplancton réduit fortement la biodiversité et perturbe la structure des écosystèmes (De Figueiredo et al., 2006; Moreira et al., 2022).

Sur le plan sanitaire, les toxines des cyanobactéries représentent un danger majeur, causant des troubles gastro-intestinaux, neurologiques, respiratoires et dermatologiques. Au Brésil, des microcystines présentes dans l'eau potable ont provoqué une insuffisance hépatique aiguë ayant entraîné le décès de 60 personnes (Carmichael et al., 2001), tandis qu'en Australie, une épidémie de gastro-entérite liée aux cylindrospermopsines dans l'eau potable a touché 148 personnes, principalement des enfants (Moreira et al., 2022). Les animaux domestiques et le bétail sont également gravement affectés, avec des cas de mortalité fréquents après ingestion d'eau contaminée (Igwaran et al., 2024; Moreira et al., 2022). Ces effets augmentent les coûts pour les systèmes de santé publique, notamment en termes d'hospitalisation et de soin à long terme (McGowan, 2023).

Sur le plan économique, ces proliférations provoquent une baisse de la valeur des propriétés situées près des plans d'eau contaminés, atteignant jusqu'à 20 % en Floride (Igwaran et al., 2024). Le tourisme est gravement impacté, avec une baisse de la fréquentation des activités

nautiques et récréatives (Igwaran et al., 2024; McGowan, 2023). Dans les secteurs de la pêche et de l'aquaculture, les toxines rendent les poissons et crustacés impropres à la consommation, entraînant des fermetures de marchés et une perte de revenus significative pour les pêcheurs et aquaculteurs (Anabtawi et al., 2024). Par ailleurs, les coûts liés à la gestion des proliférations, comme le traitement de l'eau potable et le suivi des écosystèmes, représentent une charge financière importante pour les autorités publiques (De Figueiredo, 2024). L'intensité croissante des proliférations, amplifiée par le changement climatique et l'augmentation des apports en nutriments, risque d'aggraver ces impacts dans le futur (Anabtawi et al., 2024; De Figueiredo, 2024).

1.3. Facteurs favorisant la prolifération des cyanobactéries

1.3.1. Facteurs météorologiques

a. Température

La température est un des facteurs clés dans la croissance, le métabolisme et la dynamique concurrentielle des cyanobactéries. Mohanty et al., (2022) montrent que des températures optimales, comme 33 °C, favorisent des taux de croissance maximaux pour *Hapalosiphon* sp. et *Planktothricoides* sp., tout en influençant leurs voies métaboliques et la production des métabolites secondaires liés à la photosynthèse et aux fonctions cellulaires. Cette étude souligne également que la réponse à la température varie selon les espèces, *Hapalosiphon* sp. montrant une sensibilité accrue par rapport à *Planktothricoides* sp., qui s'adapte mieux aux températures élevées. Mesquita et al., (2020) révèlent que des températures supérieures à 25 °C renforcent la dominance des cyanobactéries, comme *Microcystis aeruginosa*, grâce à un métabolisme accéléré, une meilleure assimilation des nutriments et une régulation efficace de la flottabilité. Cela confère un avantage compétitif face à des groupes comme les diatomées, particulièrement sensibles à ces conditions.

Kramer et al., (2024) ont démontré que des températures plus chaudes que 25 °C, associées à des niveaux élevés de CO₂ et d'azote, intensifient les proliférations nuisibles (CHaB) dans les lacs eutrophes. Ces conditions favorisent la croissance rapide et l'accumulation de biomasse des cyanobactéries, tout en améliorant leur flottabilité et leur distribution dans la colonne d'eau. Cependant, Lüring et al., (2018) relie l'augmentation drastique de la croissance des cyanobactéries principalement à l'ajout de nutriments avec des niveaux de chlorophylle-a multipliés par neuf dans des conditions enrichies.

Cependant, Lüring et al., (2018) relie l'augmentation drastique de la croissance des cyanobactéries principalement à l'ajout de nutriments avec des niveaux de chlorophylle-a multipliés par neuf dans des conditions enrichies.

Par ailleurs, sans impulsion nutritive, le réchauffement seul favorise le développement des cyanobactéries par rapport aux algues eucaryotes, illustrant l'importance de l'interaction entre la température et les nutriments. En somme, bien que la température favorise la croissance, le métabolisme et la compétitivité des cyanobactéries, la disponibilité en nutriments, en particulier en phosphore, demeure le facteur déterminant de leur biomasse. La température agit principalement comme un facteur amplificateur lorsque les nutriments sont disponibles en quantité suffisante, ce qui souligne la nécessité d'une gestion intégrée des écosystèmes pour limiter leurs effets nuisibles.

b. Lumière

La lumière est indispensable au développement des cyanobactéries. Ces dernières possèdent une capacité d'adaptation à la lumière qui leur permet de prospérer même en cas de faible luminosité causée par une turbidité élevée ou des proliférations denses. Néanmoins, des intensités lumineuses trop élevées peuvent endommager leur appareil photosynthétique et provoquer leur dégénérescence. Les cyanobactéries réagissent en migrant vers des couches plus profondes pour éviter ces dommages (Hu and Zhang, 2019; Paerl et al., 1985; Wu et al., 2011).

c. Vent

Des vents intenses peuvent homogénéiser la colonne d'eau en réduisant la stratification thermique, ce qui diminue la concentration de la biomasse phytoplanctonique de surface. En revanche, des vents modérés redistribuent les efflorescences algales horizontalement (Chen, 2003; Weirich et al., 2019).

1.3.2. Profondeur du plan d'eau

Les caractéristiques morphologiques influencent la dominance des cyanobactéries. Dans les lacs où la profondeur de la zone photique est faible par rapport à la profondeur de mélange, les cyanobactéries perdent leur capacité à migrer efficacement vers les nutriments disponibles (Yoo, 1995). Dans les lacs peu profonds et eutrophisés, ces conditions favorisent la prolifération de cyanobactéries dominantes, telles que *Microcystis* spp. et *Anabaena* spp. (Weirich et al., 2019). L'écosystème aquatique peut être constitué de lacs ou de réservoirs. Les réservoirs, créés par la construction d'un barrage sur une rivière, reçoivent des apports d'eau plus importants, ainsi que des charges de sédiments et de polluants plus élevées que celles des lacs naturels. Cependant, leur

capacité à évacuer les polluants est généralement plus rapide grâce au prélèvement d'eau (United Nations Environment Programme, 2000). Contrairement aux lacs, qui sont des masses d'eau stagnantes occupant des dépressions profondes, les réservoirs présentent un gradient longitudinal des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques de l'eau, allant de l'amont, près de l'entrée de la rivière, jusqu'au barrage. Ils se distinguent ainsi par trois grandes zones : une zone riveraine à l'entrée de la rivière, une zone lacustre près du barrage, et une zone de transition qui sépare ces deux zones (Fig.1) (Kimmel and Groeger, 1984; United Nations Environment Programme, 2000). Cette organisation permet aux réservoirs de combiner les caractéristiques des rivières et des lacs, offrant une ressource en eau contrôlable et fiable (Thornton, 1987).

1.3.3. Facteurs physico-chimiques

a. Nutriments et ratio Azote/Phosphore

La disponibilité des nutriments, notamment en azote et en phosphore, est cruciale pour la prolifération des cyanobactéries. L'étude de Schindler (1977) montre que la biomasse des espèces fixatrices d'azote, comme *Anabaena* spp. augmente lorsque le rapport azote/phosphore passe de 15 à 5. À l'inverse, un ratio élevé (>29) limite leur biomasse, qui représente alors moins de 10 % du phytoplancton total (Smith, 1990).

De plus, une réduction des apports en phosphore entraîne une diminution de la biomasse cyanobactérienne. Par exemple, une baisse de 50 % des apports en phosphore dans la baie de Quinte (lac Ontario) a réduit proportionnellement la biomasse (Minns et al., 1986). Cependant, l'effet de réduction du phosphore est souvent plus significatif que l'effet combiné de la réduction du phosphore et de l'augmentation du ratio azote/phosphore (Smith, 1986).

Le ratio azote/phosphore optimal pour les fleurs d'eau des cyanobactéries est estimé entre 10/1 et 16/1 (Dokulil and Teubner, 2000). Les cyanobactéries, par leur capacité à fixer l'azote atmosphérique, nécessitent davantage de phosphore que les autres phytoplanctons (Moreira et al., 2022).

Ces observations sont confirmées à grande échelle par (Bonilla et al., 2023). Les auteurs montrent que, sur 464 lacs d'Amérique du Nord, Centrale et du Sud, la concentration en phosphore est le principal facteur déterminant la biomasse des cyanobactéries, tandis que la température joue un rôle secondaire. Les lacs peu profonds et riches en phosphore présentent les biomasses les plus élevées, ce qui souligne le rôle critique du phosphore dans la prolifération des *Anabaena*, *Aphanizomenon* et *Microcystis*. Ces résultats confirment que la gestion des apports en phosphore est primordiale

pour limiter les fleurs d'eau cyanobactériennes, indépendamment du climat ou de la température de l'eau.

La **Figure 1** illustre l'augmentation de la concentration en phosphore dans les plans d'eau, fortement corrélée à celle de la biomasse des cyanobactéries, notamment des genres *Anabaena*, *Aphanizomenon* et *Microcystis* (Watson et al., 1997). Cette figure met en évidence l'importance du phosphore dans la prolifération des cyanobactéries.

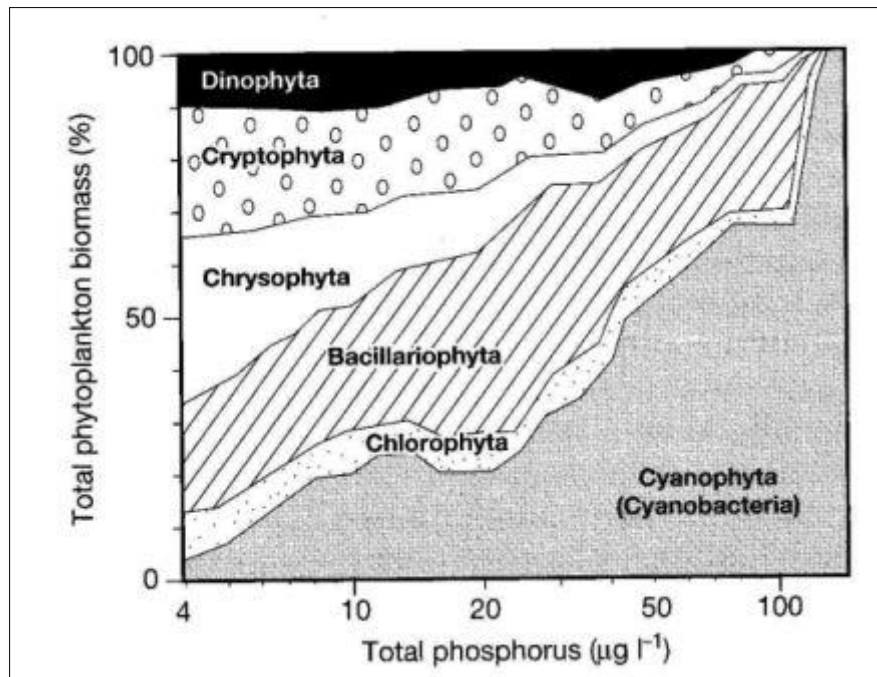


Figure 1: Evolution de la biomasse totale des Cyanobactéries (principalement *Anabaena*, *Aphanizomenon* et *Microcystis*) en fonction de l'enrichissement en phosphore (Watson, et al., 1997)

b. pH et chimie de l'eau

Les cyanobactéries prospèrent généralement dans des environnements légèrement alcalins (pH 7,5–8,5). Cette tolérance est liée à leur capacité à utiliser efficacement le bicarbonate (HCO_3^-) comme source de carbone inorganique lorsque le CO_2 dissous devient limitant à pH élevé. Elles possèdent des mécanismes de concentration du carbone qui leur confèrent un avantage compétitif par rapport à de nombreuses algues eucaryotes dans des milieux alcalins. De plus, un pH élevé est souvent associé à une forte activité photosynthétique, ce qui favorise encore leur prédominance (Rabouille et al., 2006; Weirich et al., 2019).

1.3.4. Facteurs biologiques

a. Chlorophylle a

La concentration en chlorophylle a est un indicateur clé de la biomasse des cyanobactéries, car elle est directement impliquée dans la photosynthèse. D'autres pigments accessoires augmentent leur capacité d'absorption de la lumière incidente, favorisant leur prolifération dans des environnements riches en nutriments (Bouterfas et al., 2006; Jungblut, 2022).

b. Compétition et interactions biologiques

Les cyanobactéries produisent des toxines qui limitent la prédation et favorisent leur dominance dans des écosystèmes riches en nutriments, notamment en azote et en phosphore. Elles établissent également des relations symbiotiques avec d'autres organismes, augmentant leur capacité à capter les nutriments et à survivre dans des conditions extrêmes (Moreira et al., 2022).

Les différents facteurs, mentionnés dans les parties précédentes, agissent conjointement sur la dynamique des cyanobactéries dans les plans d'eau tout en créant la stratification thermique dans les lacs. La partie suivante du chapitre détaille l'origine de ce phénomène.

2. Stratification thermique et développement phytoplanctonique

Le rayonnement solaire pénètre dans un plan d'eau et réchauffe principalement la surface, un phénomène particulièrement marqué dans les lacs et les réservoirs. L'absorption du rayonnement solaire et sa dissipation sous forme de chaleur dans la colonne d'eau influencent la structure thermique : les eaux chaudes et légères flottent au-dessus des eaux plus froides et denses, créant ainsi la stratification thermique de la colonne d'eau. Cette stratification est influencée par plusieurs facteurs, dont la profondeur du plan d'eau, la quantité de chaleur reçue et la saison (Darren, 2006). Les processus météorologiques, tels que la radiation solaire, les précipitations et le vent, ainsi que les processus hydrologiques comme les apports et les rejets, jouent également un rôle important dans la formation de la stratification thermique

La radiation solaire, principalement sous forme de lumière visible, est absorbée près de la surface et transformée en chaleur. La densité de l'eau est maximale à 4 °C lorsqu'elle est peu trouble et peu salée. Elle devient plus légère si l'eau est refroidie en dessous de 4 °C ou réchauffée au-dessus de 4 °C. En fait, la variation de température entre les couches impacte la densité des couches et par la suite la couche la plus dense va s'enfoncer en profondeur. Ce phénomène de variation de densité crée trois couches distinctes (**Figure 2**: l'épilimnion, le métalimnion et l'hypolimnion).

L'épilimnion est la couche supérieure chaude et mélangée. Elle se caractérise par une faible variation de température en fonction de la profondeur. Le métalimnion est caractérisé par une température qui diminue rapidement avec la profondeur. Cette couche contient la thermocline, une

couche mince mais distincte où la température varie plus rapidement avec la profondeur que dans les autres couches au-dessus ou en dessous. L'hypolimnion est la couche où les eaux sont profondes, plus froides et tranquilles montrant peu de variation de température avec la profondeur. Les vents, en générant des turbulences et des courants à la surface, mélangent les eaux superficielles, mais ces effets diminuent avec la profondeur, accentuant ainsi la stratification thermique (Weisse, 2008).

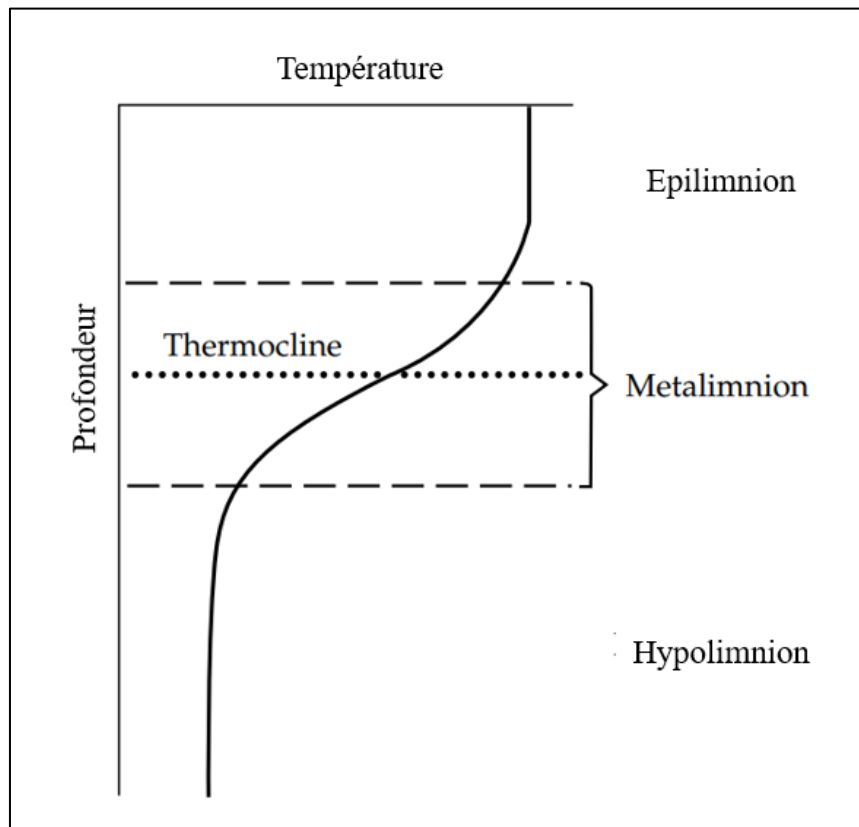


Figure 2 : Variation du profil de température dans un lac stratifié

2.1.Impact de la stratification thermique sur la distribution des nutriments et de la lumière

Dans un lac stratifié, la séparation entre l'épilimnion, bien éclairé et riche en lumière, et l'hypolimnion, sombre et pauvre en lumière, conditionne la distribution des nutriments et des populations algales (Yaseen and Bhat, 2021). En effet, au sein de l'épilimnion la photosynthèse est intense grâce à l'abondance de lumière, ce qui consomme les nutriments menant parfois à une limitation de la production primaire notamment souvent liée aux concentrations en orthophosphates. Dans l'hypolimnion par contre, les nutriments, tels que l'ammonium et les phosphates, s'accumulent en raison de la sédimentation de la matière organique morte et de sa minéralisation par les bactéries essentiellement et d'un mélange limité avec les couches

supérieures. Ces processus mènent à une situation contrastée pour les organismes phytoplanctoniques : ceux de l'épilimnion prospèrent grâce à la lumière mais sont parfois limités par la disponibilité en certains nutriments tandis que ceux de l'hypolimnion, limités par la faible luminosité, peinent à utiliser les nutriments disponibles (Leach et al., 2018).

La diversité des régimes de stratification thermique et des niveaux trophiques observés dans les lacs et réservoirs a conduit au développement de classifications écologiques fondées sur les caractéristiques physiques du mélange et sur le degré d'enrichissement en nutriments.

Cette diversité du comportement des cyanobactéries selon les caractéristiques de l'écosystème aquatique est l'origine des classifications des lacs selon la stratification thermique et selon le niveau trophique.

2.2. Classification de stratification thermique et du mélange dans les lacs et les réservoirs

2.2.1. Classification Thermique

La classification des lacs en fonction de leurs schémas de stratification et de mélange a évolué depuis les premières recherches sur le sujet. Le mélange des eaux, généralement provoqué par le vent, est facilité lorsque la température de l'eau est presque homogène de la surface au fond (Kevern et al., 2011). La première classification, proposée par Geistbek en 1885, reposait sur des critères de température. Forel (1892) a ensuite introduit une approche plus complète, prenant en compte la zonalité climatique et la fréquence des mélanges dans les lacs, devenant ainsi une référence (Skowron, 2009). Toutes les classifications ultérieures sont des variations de celle de Forel, 1892.

Selon la classification de (Lewis and W, 1983), les lacs peuvent être répartis en différentes catégories :

- Lacs amictiques : Ces lacs, situés principalement dans les régions polaires, ne se mélangent jamais car ils sont en permanence gelés. La température y augmente légèrement en profondeur sous la glace, présentant une stratification thermique inversée.
- Lacs méromictiques : Ces lacs ne se mélangent que partiellement, laissant leurs couches profondes intactes (Boehrer et al., 2008). Ce phénomène peut être dû à la forte densité des eaux profondes, souvent causée par des substances dissoutes, ou à une protection contre le vent, comme c'est le cas du lac Pavin (Bonhomme et al., 2011) .
- Lacs holomictiques : Ces lacs se mélangent complètement à certaines périodes de l'année, rendant leur température et densité uniformes sur toute la profondeur. Ils sont subdivisés selon la fréquence du mélange (Pjevac et al., 2015).

- Lacs oligomictiques : Leur mélange n'a pas lieu chaque année, leur grande taille et leur capacité à emmagasiner la chaleur les rendant dépendants des conditions météorologiques locales, comme le lac du Bourget en France (Vinçon-Leite et al., 2005) et le lac Kozjak en Croatie (Swanner et al., 2024).
- Lacs monomictiques : Ces lacs se mélangent une fois par an. Dans les régions polaires, ils se mélangent en été après la fonte des glaces (lacs monomictiques froids), tandis que dans les climats tempérés à tropicaux, ils se mélangent en hiver (lacs monomictiques chauds), comme le lac de Constance (Zhang et al., 2022).
- Lacs dimictiques : Ces lacs subissent deux mélanges annuels, au printemps et à l'automne, et sont caractérisés par une stratification thermique en été, avec un épilimnion chaud et un hypolimnion froid, fréquents aux latitudes tempérées (Wang et al., 2023).
- Lacs polymictiques : Se mélangeant fréquemment, ces lacs peu profonds ne développent pas de stratification thermique stable. Leurs cycles de mélange peuvent varier de quelques jours à plusieurs semaines (Schmidt et al., 2018).

Cette classification thermique met en évidence les divers schémas de mélange des lacs dans différents contextes géographiques et climatiques, tandis que les réservoirs sont souvent classés comme polymictiques.

Le lac de Joumine, situé en Tunisie dans un climat méditerranéen, est relativement peu profond et soumis à l'action du vent, ce qui influence son mélange. En raison de ces caractéristiques, il est classé comme un lac polymictique, c'est-à-dire un lac qui se mélange fréquemment et ne développe pas de stratification thermique stable, conformément aux observations pour les lacs peu profonds dans des régions tempérées à méditerranéennes (Schmidt et al., 2018).

2.2.2. Classification selon niveau trophique

Le concept de niveau trophique, introduit par (Thienemann, 1926) et (Naumann, 1932), a été révisé par (Thomas et al., 1996) pour mieux comprendre les interactions entre un écosystème aquatique et son bassin versant. Ce concept explore comment les nutriments et autres éléments chimiques du bassin versant, ainsi que des facteurs tels que la température et la lumière, influencent la production primaire et la biomasse du phytoplancton, impactant ainsi la structure de l'écosystème (Carlson and Simpson, 1996). La classification actuelle des lacs repose sur les niveaux de nutriments (azote et phosphore), la biomasse phytoplanctonique (chlorophylle-a), la transparence de l'eau et son oxygénation. Les types de lacs sont :

- Lacs oligotrophes : Faible production primaire et biomasse phytoplanctonique, avec des concentrations faibles en nutriments. Ces lacs sont généralement bien oxygénés.
- Lacs mésotrophes : En transition entre oligotrophie et eutrophie, avec des concentrations modérées de chlorophylle et une réduction de l'oxygène dans l'hypolimnion en été.
- Lacs eutrophes : Haute concentration en nutriments et biomasse phytoplanctonique, faible transparence de l'eau, et niveaux d'oxygène pouvant chuter sous 1 mg/L dans l'hypolimnion durant la stratification estivale.
- Lacs hypereutrophes : Concentrations très élevées en nutriments et biomasse phytoplanctonique, avec des conditions d'anoxie fréquentes dans l'hypolimnion pendant l'été, pouvant affecter toute la colonne d'eau.
- Lacs dystrophes : Riches en matière organique et éléments issus du bassin versant (Thomas et al., 1996).

L'état trophique du lac de Joumine pourrait être décrit comme mésotrophe à eutrophe (**Chapitre 3 : Evaluation de l'état trophiques des eaux du barrage Joumine**).

3. Cycle de Vie des Cyanobactéries et Adaptations Biologiques

3.1 Caractéristiques uniques des Cyanobactéries

3.1.1. Migration verticale et horizontale

Les cyanobactéries planctoniques formant des blooms, notamment *Microcystis*, *Dolichospermum* et *Planktothrix*, possèdent des vacuoles gazeuses qui leur permettent de contrôler leur position dans la colonne d'eau. Le jour, la photosynthèse entraîne une accumulation de glucides qui augmente leur densité et favorise leur descente progressive. La nuit, la respiration consomme ces réserves, diminue leur densité et facilite leur remontée vers la surface (Overman and Wells, 2022)

La température influence fortement ce processus : lorsqu'elle augmente, l'activité métabolique s'intensifie, ce qui peut accélérer les cycles de descente et de remontée et favoriser l'accumulation de biomasse en surface (Feng et al., 2025). Des observations récentes montrent que ces migrations journalières expliquent les variations rapides de la distribution de surface des blooms en fonction de la lumière, de la température et du vent (Xue et al., 2023).

La formation des fleurs d'eau résulte donc de l'interaction entre (i) la capacité intrinsèque de régulation de flottabilité, (ii) une forte disponibilité en nutriments en particulier le phosphore et (iii) une stratification thermique stable limitant le mélange vertical. En conditions de faible turbulence, la remontée synchronisée des cellules après la phase nocturne peut conduire à des accumulations

massives en surface, fréquemment observées le matin. La thermocline agit alors comme une barrière physique qui réduit le mélange vertical et favorise les espèces capables d'exploiter alternativement la lumière dans l'épilimnion et les nutriments régénérés dans le métalimnion ou l'hypolimnion.

3.1.2. Fixation de l'azote atmosphérique

Les Cyanobactéries ont une grande capacité de fixer l'azote atmosphérique par l'intermédiaire de l'enzyme nitrogénase présente dans les hétérocystes (Mendhekar, 2023).

Les Cyanobactéries peuvent stocker des quantités importantes d'azote lorsqu'il est en excès grâce à la cyanophycine et la phycocyanine. Elles peuvent aussi stocker le phosphore sous forme de granules de polyphosphates. En effet, les Cyanobactéries ont une plus grande affinité pour les nutriments en comparaison avec les algues eucaryotes (Blais, 2002; Chorus and Bartram, 1999). Cependant, certains auteurs contredisent cette affirmation (Paerl and Millie, 1996). La compétitivité des Cyanobactéries à l'égard du phosphore est associée à :

- leur capacité d'effectuer des migrations verticales ce qui leur permet d'accéder au phosphore qui se trouve dans les couches profondes de la colonne d'eau
- leur entreposage des nutriments : les Cyanobactéries peuvent survivre et même se diviser durant une période temporaire de faible concentration en nutriments grâce à leurs réserves intracellulaires (Ishikawa et al., 2002).

3.1.3. Différents comportements en fonction de la température

Selon (Robarts and Zohary, 1987), le taux de croissance maximal de la plupart des Cyanobactéries est atteint à des températures supérieures à 25 °C. Pour (Reynolds and Walsby, 1975), la température optimale varie entre 25 et 35 °C.

Généralement la température de croissance des Cyanobactéries est élevée mais parfois les fleurs d'eau apparaissent tôt au printemps et tard à l'automne où la température est basse.

On trouve des fleurs d'eau même sous un couvert de glacier, tout dépend des réponses des différents genres des Cyanobactéries à la température (Lavoie et al., 2007).

3.1.5. Dormance

Lorsque les conditions du milieu sont défavorables à la prolifération des Cyanobactéries, elles entrent en dormance grâce à la formation des spores et akinètes ou à la modification de cellules végétatives (Chorus and Bartram, 1999).

3.1.5. Fome de carbone fixé

Les cyanobactéries possèdent un avantage compétitif important lié à leur capacité à utiliser le bicarbonate (HCO_3^-) comme source de carbone inorganique pour la photosynthèse, contrairement à la majorité des autres organismes phytoplanctoniques qui dépendent principalement du CO_2 dissous (Pick & Lean, 1987). Lors de proliférations intenses, la consommation rapide du CO_2 dissous par la photosynthèse entraîne une diminution de sa concentration dans la colonne d'eau. Cette réduction provoque une augmentation du pH, modifiant l'équilibre du carbone inorganique dissous (CO_2 , H_2CO_3 , HCO_3^- et CO_3^{2-}) au profit des formes bicarbonate et carbonate. Dans ces conditions alcalines, la disponibilité du CO_2 devient limitante pour les algues incapables d'exploiter efficacement le bicarbonate, tandis que les cyanobactéries conservent leur capacité photosynthétique. Ainsi, comme l'a montré Shapiro (1997), l'abondance des cyanobactéries peut réduire la concentration de CO_2 dissous à des niveaux limitant la croissance des autres groupes phytoplanctoniques, renforçant leur dominance dans les plans d'eau eutrophes.

3.1.6. Protection contre la prédation

Les cyanobactéries planctoniques utilisent plusieurs stratégies pour limiter la prédation par les consommateurs zooplanctoniques. Une des stratégies morphologiques consiste en la formation de colonies volumineuses ou de longs filaments qui sont difficiles à ingérer ou à filtrer pour de nombreux cladocères et copépodes, réduisant ainsi l'efficacité du broutage (taille et forme diminuent le taux de capture) ; sous pression de prédation, certaines espèces modulent la longueur de leurs filaments et leur morphologie, ce qui peut également affecter la formation des hétérocystes (Chan et al., 2004).

Au-delà de ces barrières physiques, de nombreuses cyanobactéries produisent des cyanotoxines et des métabolites bioactifs qui interviennent comme défenses chimiques contre le broutage. Ces composés incluent des microcystines, des cylindrospermopsines, des anatoxines et d'autres peptides cyaniques qui peuvent perturber la physiologie des zooplanctons ou diminuer leur survie et leur appétence (par exemple, inhibition de protéases digestives ou d'autres fonctions physiologiques) ; cette production de toxines est souvent associée aux colonies dominantes dans les blooms estivaux et est documentée comme un facteur contribuant à l'évitement par les herbivores (notamment *Daphnia* spp.), même si l'importance relative de ce mécanisme varie selon les espèces et les conditions écologiques (production de toxines en réponse à des signaux de prédation observée expérimentalement chez *Microcystis aeruginosa*) (Vilar et al., 2021).

3.1.7. Adaptation au milieu eutrophe et à la faible concentration en oxygène

Plusieurs espèces des Cyanobactéries sont capables de supporter de faibles concentrations en oxygène. D'autres espèces sont capables de tolérer les concentrations de sulfure dissous qui dépassent le taux toléré par les algues (Whitton and Potts, 2002).

Ces conditions sont généralement trouvées dans des milieux eutrophes lorsque l'hypolimnion est anoxique. Certaines Cyanobactéries sont retrouvées dans des milieux riches en sulfure d'hydrogène (Cohen et al., 1986).

3.2 Cycle de Vie des Cyanobactéries

Le cycle de vie des Cyanobactéries planctoniques est composé de cinq phases (**Figure 3**, Reynolds, 1981) : phase de repos benthique, phase de remontée vers la surface, phase planctonique, phase d'accumulation en surface et la phase de disparition.

- **Phase de repos benthique** : En hiver les colonies des Cyanobactéries sont situées sur le fond du réservoir au contact du sédiment. Elles sont privées d'oxygène et vivent en ralenti. La photosynthèse est de type anoxygénique.
- **Phase de remontée vers la surface** : au début du printemps durant laquelle une activité cellulaire intense produit de jeunes colonies à partir des anciennes. Ces nouvelles colonies se forment quand les anciennes situées sur le fond sont proches de l'anoxie et dès que la lumière plus intense du soleil au printemps les atteint.
- **Phase planctonique** : Durant le développement des colonies, des mouvements de montée et de descente se produisent. Cette phase dépend de la lumière et de l'activité photosynthétique cellulaire en phase exponentielle de croissance.

Lors de la montée des Cyanobactéries dans la colonne d'eau, il y a une augmentation de photosynthèse, de la croissance et de la pression osmotique, ce qui provoque l'éclatement de la vacuole gazeuse des Cyanobactéries et par la suite leur nombre diminue et la colonie descend vers le fond.

En descendant, la photosynthèse diminue, ainsi que la croissance et la pression osmotique. Par la suite le nombre des vacuoles augmente et on a une ascension de la colonie de nouveau.

Cette phase planctonique est caractérisée par une forte croissance. Les fleurs d'eau sont temporaires et se forment au début de la matinée, puis disparaissent dès que l'intensité lumineuse est très élevée.

- **Phase d'accumulation en surface** : au cours de la phase printanière, les colonies des Cyanobactéries sont indépendantes les unes des autres et ne s'accumulent pas en surface.

A la fin de l'été et au début de l'automne, les colonies se réunissent et se regroupent en surface et deviennent plus importantes suite à la formation des fleurs d'eau permanentes. C'est la période où toutes les cellules sont en phase stationnaire, c'est-à-dire que la croissance est cessée et que le nombre de vacuoles gazeuses a augmenté, ce qui entraîne la flottabilité des micro-organismes.

L'apparition des fleurs d'eau est conditionnée par l'arrivée simultanée de nombreuses colonies au stade de maturité et par leur accumulation. C'est pourquoi, au niveau d'un réservoir, la présence d'une période calme assez longue suffit à la formation des fleurs d'eau.

- **Phase de disparition** : Lorsque les conditions de surface deviennent défavorables (forte luminosité, stress environnemental, épuisement des nutriments), les cellules entrent en déclin. L'exposition prolongée à des niveaux élevés de rayonnement ultraviolet et à d'autres stress peut endommager les structures photosynthétiques et les membranes cellulaires, entraînant une baisse de la photosynthèse, des dommages oxydatifs et une mortalité cellulaire accrue. Cette dégradation progressive conduit à la rupture des colonies et à la disparition du bloom visible, ainsi qu'au retour des cellules survivantes vers des phases de repos ou de dispersion dans la colonne d'eau (M. Wang et al., 2024)

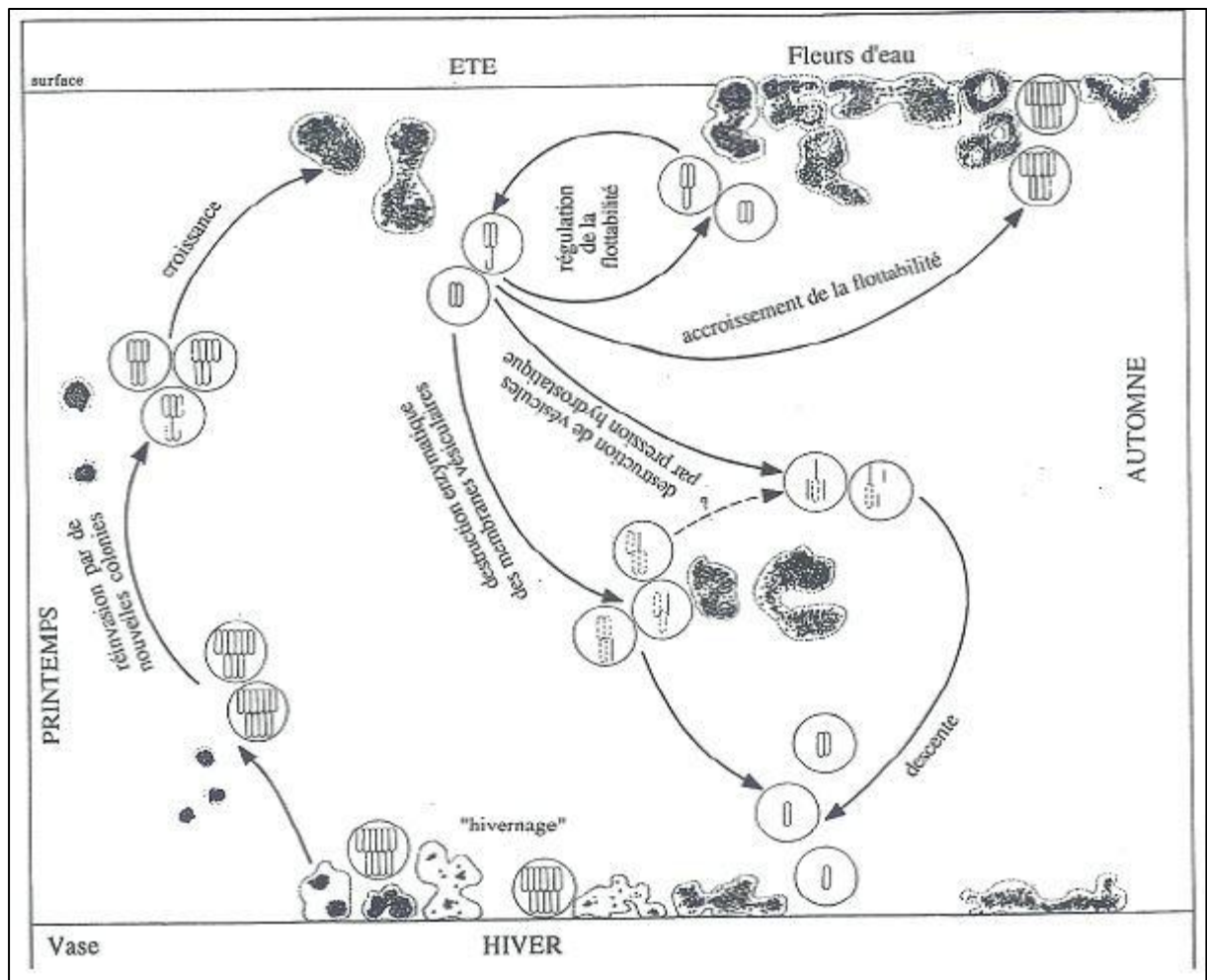


Figure 3 : Cycle de vie de *Microcystis aeruginosa* (Reynolds, 1981)

4. Modélisation de la qualité d'eau et de la dynamique des écosystèmes au niveau des réservoirs

Pour comprendre et simuler les interactions complexes entre les éléments vivants (biotiques) et non vivants (abiotiques) des environnements aquatiques, les modèles d'écosystèmes sont des outils qui permettent d'étudier les processus écologiques et offrent une aide précieuse aux gestionnaires pour anticiper l'évolution des écosystèmes face aux changements climatiques, à l'évolution de l'occupation des sols et à d'autres facteurs environnementaux (Sommer et al., 2012).

Dans les lacs, ces modèles aident à l'évaluation des impacts des forçages climatiques et anthropiques sur la biodiversité et la mise en place de mesures de gestion adaptées.

Un modèle est une représentation simplifiée d'un système physique, décrivant son fonctionnement à l'aide des relations ou d'équations mathématiques (Hingray et al., 2009). Il comporte quatre types de variables : les variables d'entrée, qui incluent les caractéristiques physiques et hydrodynamiques du milieu ; les variables de sortie, qui sont les résultats obtenus après simulation ; les variables

d'état, qui décrivent l'état du système et peuvent évoluer au fil du temps ; et les paramètres de calage, dont les valeurs doivent être ajustées pour optimiser la concordance entre les données simulées et les données observées (Boudhraa, 2007).

La modélisation poursuit plusieurs objectifs clés : la simulation des processus écologiques à long terme pour mieux comprendre les interactions dans les écosystèmes (prédation, compétition,...), l'étude des scénarii pour évaluer les conséquences des décisions de gestion face aux changements climatiques et à l'évolution de l'occupation du sol, et la prévision des futurs états de l'écosystème afin d'aider à la planification (Beven, 2000).

La construction de ces modèles suit un processus en cinq étapes : (1) définir le type de modèle et la représentation du système, (2) choisir les équations pour modéliser les processus écologiques et hydrodynamiques, (3) coder ces équations en un programme informatique, (4) paramétrer et calibrer le modèle pour assurer une bonne correspondance entre les résultats simulés et les données observées, et (5) valider le modèle en comparant ses résultats à des données indépendantes pour garantir la fiabilité des prédictions (Guinot and Gourbesville, 2003; Oreskes et al., 1994).

4.1 Classification des modèles

Les modèles sont élaborés à divers niveaux de complexité, en fonction de l'évolution des capacités de calcul informatique, des exigences spécifiques de l'étude et des caractéristiques du domaine d'application. Les différences entre les modèles portent notamment sur les options de simulation en termes de discrétisation spatiale ou temporelle ainsi que la représentation des processus de transfert et de transformation.

Plusieurs classifications ont été citées dans la littérature selon :

- Les relations utilisées pour la représentation des processus : modèles empiriques, conceptuels ou mécanistes à base physique.
- La spatialisation du bassin versant comme une entité homogène, qu'il soit divisé en sous-unités supposées homogènes ou qu'il soit finement discrétisé en mailles : modèles globaux, distribués, spatialisés ou semi-spatialisés.
- La nature des variables, des paramètres et des relations entre eux : modèles déterministes ou stochastiques.
- L'évolution temporelle du système qui est simplement décrite ou mise en relation avec les forces qui en sont la cause : (modèles stationnaires, non-stationnaires) (Ambroise, 1998).

4.2 Intercomparaison des modèles écologiques

Les modèles des écosystèmes des lacs sont formés par des ensembles de relations écologiques qui ont l'objectif de comprendre les processus fondamentaux d'un écosystème d'un réservoir (Sommer et al., 2012). Ces modèles écologiques ont permis la simulation et l'analyse des processus écologiques durant une période.

Plusieurs modèles d'écosystèmes ont été développés et publiés au cours de ces dernières décennies avec des approches diversifiées pour modéliser la biomasse de phytoplancton à l'échelle de l'écosystème (Mooij et al., 2010).

Dans le but de sélectionner un modèle adapté, nous présentons dans la section suivante une description brève mais non exhaustive des modèles hydrodynamiques-écologiques couramment utilisés. Le **Tableau 1** détaille les objectifs, le type, la structure, l'emprise spatiale, la résolution temporelle, les variables en entrée et les résultats de chaque modèle.

Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model (CAEDYM) : Le modèle dynamique d'écosystème aquatique est un modèle de qualité de l'eau développé par le centre de recherche d'eau (CWR) en Australie (Hamilton and Schladow, 1997). C'est le modèle le plus utilisé et le plus cité en tant que modèle écologique pour les écosystèmes d'un réservoir (Trolle et al., 2012). Il est conçu pour la compréhension des processus des cycles du carbone, d'azote, de phosphore, de silice, et d'oxygène dissous ainsi que la matière en suspension et la dynamique des phytoplanctons (Hipsey, 2007). Le modèle CAEDYM pourrait être utilisé dans plusieurs zones d'étude tout en ajustant les données de terrain et/ou les valeurs de la littérature selon les espèces phytoplanctoniques existantes (Humbert, 2014).

Pour simuler la dynamique des Cyanobactéries dans le lac, CAEDYM peut être couplé avec d'autres modèles tels que le modèle unidimensionnel DYnamic REservoir Simulation Model (DYRSEM) ou le modèle tridimensionnel Estuary and Lake COMptuer Model (ELCOM).

Le modèle **DYnamic REservoir Simulation Model (DYRESM)** est un modèle unidimensionnel conçu pour la simulation de la distribution vertical de la température, salinité et masse volumique de l'eau dans les lacs et les retenues (Yeates and Imberger, 2003). DYRESM est capable de simuler les caractéristiques thermiques des plans d'eau. Il permet donc la prévision de la variabilité saisonnière et interannuelle du comportement thermique des systèmes lacustres, ainsi que l'estimation de la sensibilité de ces systèmes à des changements dans leurs bassins versants et à des changements environnementaux de long terme.

A partir du profil vertical initial de température et de salinité de l'eau, DYRESM simule la température, la salinité et la masse volumique de l'eau en utilisant le forçage météorologique, les débits d'entrée et de sortie, et la bathymétrie du réservoir (Humbert, 2014). De plus, le modèle DYRESM pourrait être appliqué sur plusieurs sites d'étude mais avec un effort d'étalonnage du modèle (Humbert, 2014).

Le couplage DYRESM- CAEDYM : Pour simuler la dynamique des Cyanobactéries dans le lac, DYRESM est couplé à CAEDYM, qui permet une configuration flexible, variant en fonction des objectifs de la modélisation et des données disponibles. Il est possible de simuler la dynamique de la biomasse des groupes phytoplanctoniques (incluant les cyanobactéries), des solides minéraux en suspension, des métaux traces, des pathogènes. Seulement le cycle des éléments majeurs, tels que carbone, azote, phosphore, silice (lorsque les diatomées sont représentées), l'oxygène dissous et au moins un groupe phytoplanctonique sont obligatoirement modélisés (Gal et al., 2009).

DYRESM-CAEDYM est un modèle déterministe complexe permettant la compréhension des processus physiques, chimiques et biologiques en jeu. Il simule les processus hydrodynamiques et prend en compte les principaux phénomènes impliqués dans la croissance algale (croissance, mortalité, excrétion, respiration et sédimentation). De plus, ce modèle est capable de reproduire la dynamique cyanobactérienne à un pas de temps assez réduit (horaire). Il a été appliqué dans des nombreux plans d'eau dans le monde (Humbert, 2014). Bien qu'il soit un modèle payant, il peut être obtenu gratuitement (en tant que freeware) sur demande spécifique auprès des développeurs ou des institutions responsables (Mooij et al., 2010).

Estuary and lake comptuer model (ELCOM) est un modèle hydrodynamique tridimensionnel. Ce modèle prouve sa pertinence relative lorsqu'il s'agit de lacs présentant une bathymétrie complexe et nécessitant une haute résolution. En effet, ELCOM permet de mieux représenter les processus de transport ainsi que les circulations horizontales, qui jouent un rôle clé dans ces contextes (Robson and Hamilton, 2004). ELCOM-CAEDYM a été largement appliqué dans divers lacs, réservoirs et estuaires à travers le monde, pour étudier les effets des variations climatiques, des apports en nutriments, et des interventions de gestion (Trolle et al., 2011). Bien qu'il s'agisse d'un modèle propriétaire, il peut être obtenu gratuitement sous certaines conditions en contactant les développeurs ou les institutions responsables

DELFT3D-Ecology Module : Il s'agit d'un modèle tridimensionnel. Il permet de simuler l'hydrodynamique, le transport des sédiments et leurs morphologies, ainsi que la qualité de l'eau dans les oueds, les lacs, les estuaires et les zones côtières. Ce modèle a été développé aux Pays-Bas

(WL/Delft Hydraulics, 2001). Il simule les écoulements non stationnaires résultants des marées et des conditions météorologiques aux frontières, le stress du vent sur la surface du plan d'eau, les gradients de pression qui sont dus au gradient de densité et de surface libre (Borsje et al., 2008). Ce modèle a un code source ouvert (open source).

DELFT3D-Ecology Module peut être couplé avec le modèle Bloom et appliqué aux différents systèmes d'eau, pour les rivières, les estuaires, les lacs et les réservoirs, pour estimer la production primaire et la concentration de la chlorophylle a et déterminer la composition des espèces des phytoplanctons (Los et al., 2008).

Cascaded Equation QUAL2E Water Quality Model (Ce-Qual-W2) : C'est un modèle de qualité de l'eau et hydrodynamique, c'est un modèle bidimensionnel (longitudinal-vertical) pour les rivières, les estuaires, les lacs et les réservoirs. Le modèle permet de déterminer la matière en suspension, les nutriments, les matières organiques, la chlorophylle a, le pH, les gaz dissous, les phytoplanctons, les zooplanctons et les macrophytes qui interagissent avec l'hydrodynamique (Berger and Wells, 2008). Ce modèle a été utilisé en tant qu'outil de la gestion des ressources en eau dans plusieurs cas d'étude aux États-Unis par exemple (Debele et al., 2008; Deliman and Gerald, 2002; Kuo et al., 2006). Le Ce-Qual-W2 est entièrement documenté dans la littérature ouverte. Le modèle est open source codé en Fortran (Mooij et al., 2010).

Phytoplankton Responses to environmental change (PROTECH) : Il s'agit d'un modèle unidimensionnel. Il simule numériquement la dynamique des communautés des phytoplanctons lacustres basées sur des processus (Elliott, 2012).

Ce modèle simule les dynamiques de huit espèces de phytoplancton, de la consommation de phytoplancton par le zooplancton, des valeurs des nutriments et de la température tout au long de la colonne d'eau (Reynolds et al., 2001). Le PROTECH nécessite des mesures journalières de la vitesse des vents, de la couverture nuageuse, de la température d'air, de l'humidité relative, des flux entrants et sortants avec les concentrations des nutriments (NO_3^- , SiO_2). Dans la version la plus récente, un modèle hydrodynamique simple est intégré dans PROTECH (Elliott et al., 2001). PROTECH peut être couplé avec d'autres modèles hydrodynamiques tels que Mylake (Pätynen et al., 2014). Par contre, il est basé sur de nombreuses simplifications des processus telles que la négligence de la mécanique du cycle de vie des Cyanobactéries (Elliott, 2012).

Le code source en FORTRAN de ce modèle n'est pas ouvert. Le code ne peut pas être modifié et il ne considère pas la stratification thermique. De plus, PROTECH n'est pas entièrement documenté dans la littérature ouverte (Mooij et al., 2010).

Process-based Catchment Lake Model (PCLake) : C'est un modèle écologique intégré développé pour les lacs peu profonds. Il décrit les phytoplanctons, les macrophytes et le réseau alimentaire avec les cycles nutritifs fermés (Mooij et al., 2010). PCLake permet de représenter les formes organiques et inorganiques de l'azote et du phosphore ainsi l'interaction entre trois groupes phytoplanctons, un groupe zooplancton, et les poissons planctivores et piscivores et les macrophytes dans une colonne d'eau mélangée. Le modèle permet l'analyse de la possibilité de transition entre un état d'eau claire dominé par les macrophytes et un état turbide dominé par le phytoplancton. Ce modèle ne prend pas en considération la stratification thermique et ne modélise pas la dynamique des Cyanobactéries (Mooij et al., 2010). De plus, PCLake est peu flexible pour des applications mondiales (Pastorok et al., 2001).

Multi-year lake simulation model (MyLake) : C'est un modèle unidimensionnel pour la prédiction journalière de la distribution verticale de la température de l'eau et de la stratification de la densité. Le modèle simule également l'évolution de la couverture saisonnière de glace et de la neige ainsi que les interactions eau-sédiment et la dynamique phosphore-phytoplancton (Saloranta and Andersen, 2007). Ce modèle est similaire aux autres modèles du réservoir unidimensionnel existants tels que DYRSEM-CAEDYM (Hamilton and Schladow, 1997; Saloranta and Andersen, 2007) et MiniLake (Riley and Stefan, 1998). Ce modèle a été appliqué dans le contexte des pays scandinaves : des lacs en Norvège (Saloranta, 2006) et en Finlande (Kankaala et al., 2006; Saloranta et al., 2009). MyLake prend en considération la stratification thermique. De plus, la structure du code est suffisamment simple et claire avec une description complète des processus et des algorithmes (Saloranta and Andersen, 2007). Cependant ce modèle n'est appliqué qu'au niveau des zones glaciales avec la négligence de la dynamique des Cyanobactéries (Saloranta and Andersen, 2007).

Simulation of an Analytical Lake Model –HR (SALMO) : Il s'agit d'un modèle unidimensionnel basé sur une moyenne horizontale. Cela signifie qu'il considère les propriétés du lac (température, nutriments, phytoplancton) comme uniformément réparties à chaque profondeur, sans tenir compte des variations horizontales. Ce choix simplifie la modélisation en se concentrant sur les variations verticales (de la surface au fond) et les changements au fil du temps. Il simule ainsi le développement saisonnier de la température, de la stratification due à la turbulence, ainsi que les concentrations de phosphore, d'azote et de phytoplancton (répartis en trois groupes fonctionnels ou plus). Le modèle inclut également la modélisation des concentrations de zooplancton, d'oxygène, de la demande chimique en oxygène (COD) et de la matière en suspension (Petzoldt and Uhlmann, 2006; Zhang and Recknagel, 2008). Ce modèle divise le réservoir en deux

couches épilimnion et hypolimnion avec une profondeur de mélange variable. En comparant ce modèle aux autres modèles, les équations des paramètres de SALMO sont générales et par la suite la calibration ne peut être effectuée ou limitée à quelques sites (Mooij et al., 2010). Parmi les limites du SALMO, il ne considère pas la stratification thermique. Le code de ce modèle est partiellement modifiable par l'utilisateur et toutefois pas de documentation dans la littérature ouverte (Mooij et al., 2010).

General Lake Model – Aquatic Eco-Dynamic model (GLM-AED) : c'est un couplage hydrodynamique-écologique des deux modèles general lake model (GLM) et Aquatic Eco-Dynamic model (AED). En effet, GLM est un modèle unidimensionnel du bilan hydrique et de la stratification verticale. Il a été conçu après 2010 en tant que modèle communautaire open source qui permet la modélisation environnementale des lacs et des réservoirs.

GLM détermine les profils verticaux de température, la salinité et densité en tenant compte des entrées/sorties, le mélange des couches (incluant le mélange thermique, des solutés et physique), la variabilité de la température de la surface de l'eau y compris l'effet de glace sur le mélange du réservoir (Hipsey et al., 2012).

Aquatic EcoDynamics (AED) est un modèle de qualité de l'eau et de dynamique des écosystèmes liés au GLM via l'interface Framework for Aquatic Biogeochemical Models (FABM), qui facilite le couplage des modèles. AED simule les interactions entre les nutriments, la matière organique, le phytoplancton et le zooplancton. Il permet aussi de simuler des composants écologiques spécifiques (Hipsey et al., 2012).

Le couplage **GLM-AED** est disponible en libre accès et se distingue par sa flexibilité dans l'intégration des processus écologiques au sein des simulations. Ce couplage repose sur l'interface Framework for Aquatic Biogeochemical Models (FABM), qui agit comme un intermédiaire, permettant une communication fluide entre le modèle hydrodynamique (GLM) et le modèle biochimique (AED). Cette interface simplifie l'ajout ou la modification de modules écologiques spécifiques, comme les cycles des nutriments ou les interactions biologiques, tout en maintenant une structure de modélisation cohérente.

Les atouts du couplage résident dans sa capacité à simuler des dynamiques complexes de manière intégrée, offrant une vision globale de l'écosystème aquatique. Cependant, une limite notable est qu'il ne modélise que deux espèces de cyanobactéries, ce qui peut restreindre son application pour des études nécessitant une plus grande diversité taxonomique. De plus, l'utilisation du couplage

nécessite une configuration spécifique pour intégrer ces deux modèles, ce qui peut représenter un défi technique pour les utilisateurs novices (Pastorok et al., 2001).

Modèle d'Écologie et de Gestion Dynamique pour l'Industrie et l'Agriculture (Melodia) : Modèle de gestion de l'écosystème. Il a été développé par Electricité de France (EDF) pour simuler la dynamique verticale d'un écosystème à un pas de temps journalière. Il fait le couplage d'un modèle hydrodynamique et thermique EOLF avec le modèle biologique ASTER (Salençon and Thébault, 1996).

ELOF est un modèle vertical unidimensionnel qui décrit l'évolution de la stratification thermique saisonnière dans un réservoir en tenant compte des échanges d'énergie à travers l'interface air-eau et du débit (Salençon and Thébault, 1994).

Aster simule deux groupes phytoplanctoniques, trois groupes zooplanctoniques, des détritus, ainsi que les nutriments tels que PO_4^{3-} et SiO_2 (Thébault and Salençon, 1993). Ce modèle simule, à l'échelle journalière, la dynamique verticale de l'écosystème. Cependant, la documentation est très limitée. En effet il n'est pas flexible ne peut pas être applicable sur un autre système. De plus, il ne détecte pas la dynamique des phytoplanctons (Pastorok et al., 2001).

Planification Et Gestion de l'Assainissement des Eaux (PEGASE) : Il s'agit d'un modèle unidimensionnel qui utilise une méthode numérique lagrangienne. Il a été développé par l'unité R&D de l'Aquapôle (PEGiRE) de l'université de Liège en début des années 1990. Ce modèle a été appliqué dans plusieurs pays comme la France, la Belgique, l'Allemagne et le Luxembourg afin d'établir des plans d'aide à la prise de décision quant aux renforcements du monitoring et/ou à la mise en place de la Directive Cadre Européenne (DCE). Ce modèle est consacré à la caractérisation de l'état de l'environnement des eaux de surface à différentes échelles telles que le bassin hydrographique, les rivières, le tronçon de rivière, la masse d'eau (Grard et al., 2014).

Le modèle PEGASE a été développé dans les buts suivant :

- Une meilleure compréhension des mécanismes de système aquatique
- La structuration des connaissances
- La quantification des relations entre « pression-impact » et aider les autorités responsables de la gestion des eaux de surface dans leur processus de prise de décision
- La prolongation des modèles de rivières pour la prise en compte de l'influence de leur bassin versant.

En se basant sur une représentation déterministe, ce modèle intégré bassin/rivière permet de déterminer et caractériser l'état physico-chimique de la qualité de l'eau des rivières en fonction des conditions hydrologiques, environnementales (température, insolation, pentes, profondeur d'eau, etc) et des pressions auxquelles elles sont soumises (rejets des polluants et apports du bassin) (Everbecq et al., 2019; Grard et al., 2014). De plus, ce modèle fonctionne pour les situations hydrologiques stationnaires qui ne varient pas au fil du temps ou qui sont considérées comme constantes sur la période d'étude. Autrement, les paramètres comme le débit, les niveaux d'eau et les apports en nutriments ou polluants sont considérés comme constants ou presque constants sur la durée de la simulation ainsi que les situations non stationnaires sur plusieurs années.

PEGASE comprend un sous-modèle hydrologique et hydrodynamique, un sous-modèle thermique, un sous-modèle pour les rejets, et un sous-modèle pour le calcul de la qualité de l'eau et la description explicite des mécanismes de l'écosystème aquatique (Deliège et al., 2009).

Les intrants qui alimentent le modèle PEGASE sont les données géographiques (modèle numérique de terrain, les contours hydrologiques, carte d'occupation du sol, ...), les données hydrométéorologiques (températures, insolation, pluviométries, ...) et les données relatives aux activités anthropiques et aux rejets.

Le modèle PEGASE implique, depuis l'année 2002, le modèle de la dynamique des systèmes fluviaux et de la qualité de l'eau (POTAMON) (Everbecq, 2001), pour simuler la dynamique des différentes catégories de phytoplancton. POTAMON est un modèle non stationnaire, unidimensionnel. Il était conçu pour simuler la dynamique des Cyanobactéries durant une année entière de la source à l'embouchure de la rivière. Les variables de forçage sont la morphologie de la rivière, le débit, la température de l'eau, l'énergie de la lumière incidente. D'autres variables sont impliquées telles que les nutriments qui sont calculés à partir des simulations du modèle. Les résultats du modèle peuvent être analysés sous différentes formes : les variations temporelles permettent d'analyser l'évolution des différentes catégories de phytoplancton, des cyanobactéries et d'autres paramètres écologiques à un site donné, notamment l'oxygène dissous et les nutriments. Les variations longitudinales montrent les changements des paramètres de qualité de l'eau le long de la rivière, de la source à l'embouchure, sur une période donnée. Le modèle permet également de simuler des cycles journaliers, en particulier pour des paramètres comme l'oxygène dissous, tout en prenant en compte les événements non stationnaires, tels que les jours nuageux suivant une période ensoleillée.

Le modèle utilise un pas de temps horaire pour la simulation, ce qui permet une simulation détaillée des dynamiques et des interactions écologiques. Le modèle est capable de mieux capturer les variations rapides et de simuler des cycles quotidiens, tels que les fluctuations de l'oxygène dissous, ainsi que des événements non stationnaires, comme des changements rapides dans les conditions environnementales (par exemple, l'impact d'un jour nuageux après une période ensoleillée). Cela permet d'améliorer la précision et la réactivité du modèle face aux dynamiques complexes des écosystèmes aquatiques.

Enfin, les prédictions de la qualité de l'eau fournissent des informations essentielles sur l'impact des apports en nutriments et des rejets de polluants, facilitant ainsi la gestion et la prise de décisions pour la protection et la durabilité des écosystèmes fluviaux.

Le modèle est composé de quatre sous-modèles successifs :

- Un modèle hydrodynamique qui calcule au niveau de chaque point de rivière, le débit et les variables en relation (vitesse de l'eau, la hauteur de la colonne d'eau, temps de transfert, taux de dilution) en se basant sur la morphologie de la rivière (pente, profondeur, l'existence d'un barrage, les sections canalisées) et les mesures des débits sur site ;
- Un modèle de température qui calcule la température de l'eau par tronçon successifs, à partir des températures mesurées sur un site et les rejets d'eau chaude dans la rivière ;
- Un modèle rejet qui prend en considération les flux de pollution. Il permet de caractériser, quantifier et intégrer l'ensemble des apports de pollution alimentant un cours d'eau. Ces rejets peuvent être de nature ponctuelle (stations d'épuration, rejets industriels, effluents urbains) ou diffuse (ruissellement agricole, lessivage des sols, apports non collectés),
- Le modèle biologique simule :
 - La production de phytoplancton et leur développement ainsi que le développement des organismes zooplanctoniques et du bactérioplancton à partir de la lumière incidente en tant que la principale variable de forçage (Descy et al., 1987).
 - La dégradation de la matière organique provenant des productions allochtones et autochtones étant donné que la transformation des apports en nutriments est prise en compte pour calculer les concentrations en phosphore et en azote. Quatre catégories de bactéries sont décrites, soit autotrophes (bactéries nitrifiantes), soit hétérotrophes (bactérioplancton, biofilm bactérien et bactéries des sédiments).
 - Le bilan d'oxygène dans la colonne d'eau provenant à partir de l'activité métabolique de la biomasse planctonique (production photosynthétique, consommation par

biodégradation, respirations) et benthique, en tenant compte de la ré-aération de surface (Everbacq, 2001).

Tableau 1: Liste des principaux modèles de qualité des eaux de surface

Le modèle	Nom complet du modèle	Objectifs du modèle	Type du modèle	Structure du modèle	Emprise spatiale	Résolution temporelle	Variable d'entrée du modèle	Résultats du modèle
CAEDYM (licence)	Computational aquatic ecosystem dynamics model	étudier les interactions entre les processus physiques, chimiques et biologiques qui se produisent dans les lacs et les réservoirs sur des échelles de temps allant de quelques jours à saisonnière à interannuelle	Modèle de qualité d'eau	Ensemble des équations différentielles de conservation de masse	réservoir/ Lac/ estuaire	horaire	Forçage météorologique, bathymétrie, débit de flux de concentration	Climat ; Topographie ; sols ; couverture terrestre ; Flux et état de qualité d'eau ; quantité d'eau
DYRESEM (licence)	Modèle de simulation dynamique de réservoir	Simuler la stratification de la température dans les lacs et les réservoirs	Modèle physique	PDE	Réservoir profond/ Réservoir	Horaire au quotidien	Bathymétrie ; forçage météorologique ; volume ; température d'eau ; salinité	Température d'eau ; salinité ; densité ; niveau d'eau
ELCOM (licence)	Estuary and lake computer model	Résolution des équations de l'eau peu profonde instable avec des modules pour le transfert de chaleur et d'impulsion à travers la surface de l'eau.	Modèle physique	Equation de Navier stokes moyennés de Reynolds pour les écoulements incompressibles en utilisant l'hypothèse hydrostatique pour la pression	Ferme ou petit bassin / aquifère / réseau fluvial / réservoir / estuaire ; Bassin moyen ou grand / aquifère / réseau fluvial / réservoir / estuaire ou baie côtière	Pas de temps de quelques secondes à quelques heures	Bathymétrie ; salinité ; surface thermodynamique ; forçage météorologique	Flux et état de la qualité et de la quantité d'eau
Delft 3D (open source)		Modèle simule la circulation des flux, le transport de chaleur, la qualité d'eau et la morphologie du fond sous plusieurs forçage.	Modèle physique et de qualité d'eau	Equations sont résolues numériquement par la différence finies	Estuaire/ zone côtiers	Minutes en jours	Forçage météorologique ; Bathymétrie ; hauteur d'eau ; température d'eau ; conditions limites ; les coordonnées des points de mesures	Vitesse de l'eau ; salinité ; profondeur d'eau ; température ; densité ; dissipation turbulente ; changement de morphologie du lit ; concentration des sédiments
Ce Qual-W2 (open source)		Modélise le processus d'eutrophisation de base tels que les relations température, nutriments, algues, oxygène dissous, matière organique et sédiments	Modèle physique et de qualité d'eau		Rivière/ Lac/ Estuaire/ Réservoir/Bassin versant	Minutes en siècles	Schématisation de la zone, sélection du processus, conditions initiales, forçage météorologique	Série chronologique des données cartographiques 2D/3D et données ponctuelles sélectionnées, trace des particules
POTECH	Phytoplankton responses to environmental changes	Simulation de la dynamique in situ du phytoplancton dans les lacs et les réservoirs spécialisé dans la prédiction des espèces de			Lac/ Estuaire/ Réservoir			

		phytoplancton en particulier les Cyanobactéries						
PC Lake (open source)		Calcul de la qualité de l'eau dans les lacs ; calcul des charges nutritives critiques des lacs ; Calcul de l'effet de la gestion de l'eau des lacs	Modèle de qualité d'eau	Equation différentielles	Réservoir/ Réservoir peu profond/Réservoir profond	Journalière	Hydrologie du réservoir ; charge en éléments nutritifs ; dimensions du réservoir et caractéristiques des sédiments	Chlorophylle a , transparence ; Cyanobactéries, couverture végétale et biomasse des poissons, caractéristiques et les flux des nutriments N,P,,Si et d'oxygène
SALMO (open source)	Simulation d'un modèle analytique de lac	C'est modèle écologique dynamique qui simule les principaux compartiments du réseau trophique pélagique des lacs et des réservoirs	Modèle de qualité d'eau	Salmo 1D : PDE Salmo 2 : ODE	Réservoir	10 minutes jusqu'à un jour	Profil de température de l'eau, rayonnement photosynthétique entrée et sortie d'eau, nutriment	Phytoplancton (3 groupes) Zooplancton (1 groupe) Azote et phosphore inorganique dissous Modèle macrophytes basé sur PCLake
MyLake (open source)	Multi year simulation model for lake thermo and phytoplankton dynamics	Examiner, prédire, ou tester des hypothèses liées aux processus contrôlant la durée de la couverture de glace, l'hydrodynamique des lacs et les interactions sédiments-eau	Modèle physique et de qualité d'eau	Equation aux dérivées partielles	La résolution minimale 0,5m	Quotidien	Forçage météorologique, morphométrie du lac, profils initiaux, charge d'entrée	Profil de température, couverture de neige et glace Profil de chlorophylle a , profil d'atténuation de la lumière, flux de chaleur des sédiments, oxygène dissous et dioxyde de carbone,
GLM (open source)	Modèle général du réservoir	Simuler le bilan hydrique et la distribution de la température de la salinité et de la densité dans les lacs et les réservoirs	Modèle physique	Equation aux dérivées partielles	Rivière/ Lac/ Estuaire/ Réservoir/Bassin versant	Toutes les heures au quotidien	Bathymétrie, forçage météorologique, volume, salinité, température de l'eau	Température, salinité, densité, flux de chaleur, volume d'eau
Melodia (couplage Aster et EOLF)	An ecosystem management reservoir model	L'amélioration de la compréhension de la dynamique de l'écosystème en biologie et hydrodynamique et pour pouvoir gérer l'eau	Modèle physique et de qualité d'eau		Lac /réservoir	Journalière	Forçage météorologique entrée/sortie d'eau journalière qualité d'eau journalière bathymétrie Chlorophylle a	Température, les nutriments, densité,

Chaque modélisation varie selon l'approche analytique, les processus pris en compte, les hypothèses posées, et les données requises, ce qui entraîne des différences dans les résultats obtenus. Pour les mettre en œuvre, il est nécessaire de définir des informations précises sur la

discrétisation du système étudié, ses caractéristiques physiques, ainsi que les conditions aux limites et initiales.

4.3 Critères de choix du modèle

Le choix d'un modèle dépend avant tout de l'objectif de l'étude et nécessite de trouver un équilibre entre la complexité du modèle et les ressources disponibles, notamment en termes de données et de capacités informatiques (Tong and Chen, 2002). Les exigences en matière de données sont essentielles dans la sélection du modèle, car leur collecte peut s'avérer longue et fastidieuse, et un manque de données suffisantes peut limiter l'utilisation ou la validation du modèle (Bahadur et al., 2013). De plus, le niveau de précision requis pour la discrétisation spatiale et temporelle doit être pris en compte (Sharma and Kansal, 2013). Le modèle idéal doit être suffisamment simple tout en répondant aux questions posées, bien qu'une complexité accrue ne garantisse pas nécessairement une meilleure performance. Enfin, il est important de noter que tous les modèles ne prennent pas en compte toutes les variables influençant la qualité de l'eau, et certains d'entre eux nécessitent des licences payantes pour être utilisés.

Chapitre 2 : Caractérisation des sites et élaboration de la base de données

Ce chapitre est divisé en deux sections principales. La première partie se concentre sur la description générale de la zone d'étude. Elle est dédiée à la caractérisation des différents contextes géographiques, climatiques, hydrologiques et agricoles. Le bassin versant de l'oued Joumine a été le sujet de plusieurs travaux de recherche (Aouissi, 2012; Boukari et al., 2019; Limam, 2003). La deuxième partie détaille également la base de données développée durant la thèse, en présentant les dispositifs expérimentaux ainsi que les données existantes, disponibles et acquises sur le bassin. Ces données serviront d'entrées pour les modèles DEOLE-J et Pegase et pour la calibration des résultats.

I. Description de la zone d'étude et de la base de données

1. Situation géographique et contexte morphologique

Le bassin versant de l'oued Joumine est situé au nord de la Tunisie, dans le gouvernorat de Bizerte. Il couvre une superficie de 418 km² jusqu'au barrage de Joumine et s'étend entre les latitudes 37°5' N et 37°15' N (**Figure 4**). Il possède une forme allongée et une hypsométrie comprise entre 40 et 715 m d'altitude. Son relief est montagneux en amont, avec des pentes variant entre 5 et 20 %, atteignant localement 40 %. À l'aval de l'embouchure de l'oued Boudissa, les pentes de la vallée s'adoucissent, et le lit majeur de l'oued devient bilatéral, avec une largeur allant de 30 à 100 m.

L'oued Joumine s'étire sur une longueur de 65 km et présente un écoulement quasi permanent, alimenté par plusieurs affluents, notamment l'oued Boudissa, l'oued El Hlalif, l'oued El Bagrat et l'oued El Hammam. En aval du barrage, il poursuit son cours vers le nord-est pour rejoindre le lac Ichkeul, un site d'importance écologique et hydrologique. Le bassin comprend également deux sous-bassins : celui de l'oued Ettine (276 km²), équipé d'un barrage mis en service en 2015, et celui de l'oued Echchaïr (122 km²). Ces infrastructures hydrauliques s'inscrivent dans le cadre du plan directeur d'utilisation des eaux du Nord (MARH BPEH, 2022).

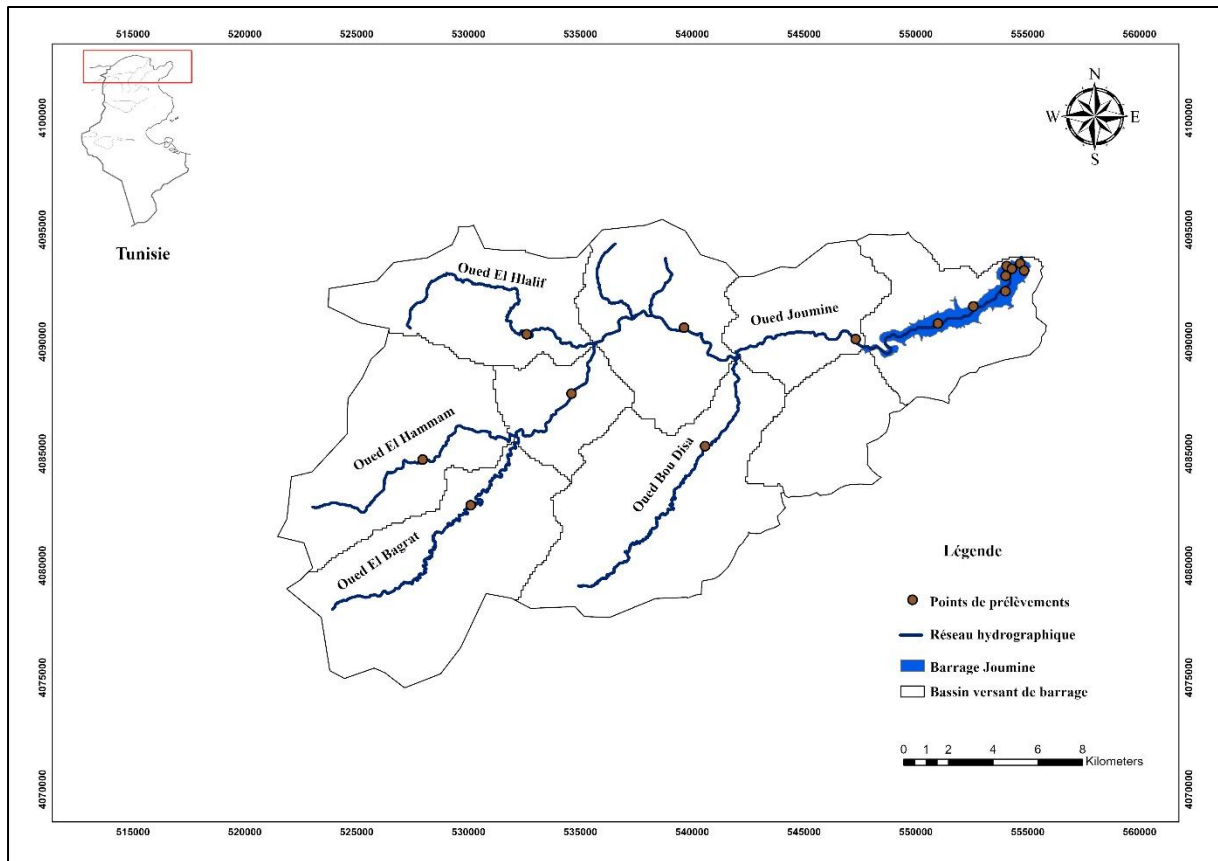


Figure 4: Le réseau hydrographique du bassin étudié et les stations de prélèvements pour le monitoring

2. Contexte géologique

Le bassin versant de l'oued Joumine présente une géologie complexe, marquée par une diversité de formations lithologiques et un relief contrasté. En amont, la région du Haut Joumine est dominée par des formations montagneuses composées de marnes bariolées, d'argiles, de calcaires yprésiens, de grès et de gypses triasiques (Hunzinger., 1968). Les formations géologiques imperméables et friables favorisent un ruissellement important, renforcé par les fortes pluies et la saturation des sols. La géologie joue un rôle déterminant dans le transport et le stockage de l'eau ainsi que des nitrates. En amont du bassin, la présence d'un socle calcaire fissuré favorise la percolation, permettant aux nitrates de s'accumuler dans les aquifères superficiels avant d'être lentement transportés vers les cours d'eau (Aouissi, 2012). À l'inverse, les formations argileuses et marneuses limitent l'infiltration, accentuant le ruissellement de surface et rendant le bassin plus vulnérable à l'érosion hydrique.

En se dirigeant vers l'aval, le relief s'adoucit et les formations géologiques deviennent plus tendres, avec des calcaires et des dépôts alluvionnaires. Cela donne lieu à un lit majeur élargi et à des sols plus profonds et fertiles. Ces caractéristiques influencent directement la dynamique

hydrologique du bassin, en modulant l'infiltration, la recharge des nappes et la disponibilité en eau pour les écosystèmes et les activités agricoles.

3. Contexte -climatiques

3.1 Température de l'air

Selon les données de la station météorologique de Joumine, fournies par l'Institut National Météorologique (INM), les températures moyennes mensuelles varient entre 11 °C et 27 °C. En se référant à la **Figure 5**, la température moyenne la plus élevée est 27,4 °C. Elle est enregistrée durant le mois d'août. Les mois les plus froids sont décembre, janvier, février et mars avec des températures moyennes mensuelles inférieures à 10 °C. Cette variation confirme l'aridité du climat dans la région.

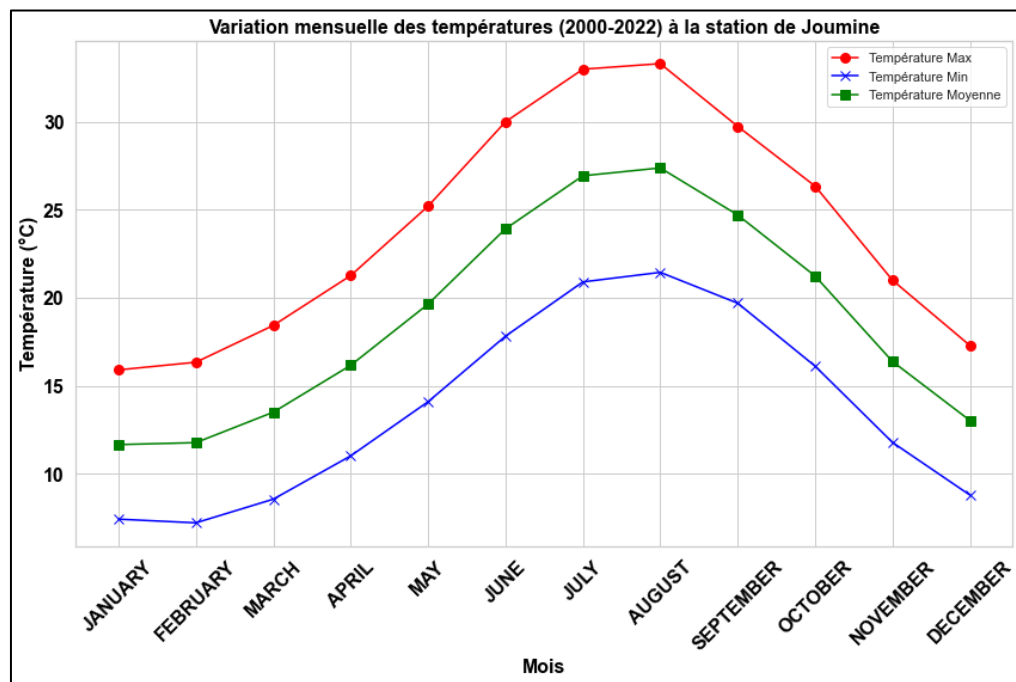


Figure 5: Variation mensuelle de la température au niveau de la station météorologique de Joumine entre les années hydrologiques 2000 et 2022 (Source des données: (INM, 2022))

3.2 Pluviométrie

Le bassin versant de Joumine est marqué par un climat sub-humide à semi-aride, avec une pluviométrie moyenne annuelle de 745 mm, variant entre 850 mm en amont et 550 mm en aval. Le bassin versant de Joumine présente une variabilité spatiale et temporelle notable de la pluviométrie, avec une moyenne annuelle de précipitations de 691,5 mm sur la période 2000-2022. En se basant sur les données météorologiques de la station Joumine illustrées dans la

Figure 6, les précipitations annuelles varient considérablement. La variation interannuelle est marquée par des valeurs maximales dépassant les 1 000 mm en 2018 et des années plus sèches comme 2022, où les précipitations sont tombées en dessous de 500 mm. Cette variabilité témoigne de l'influence des conditions climatiques sur le bassin, marquées par des périodes d'abondance de précipitations et de sécheresse.

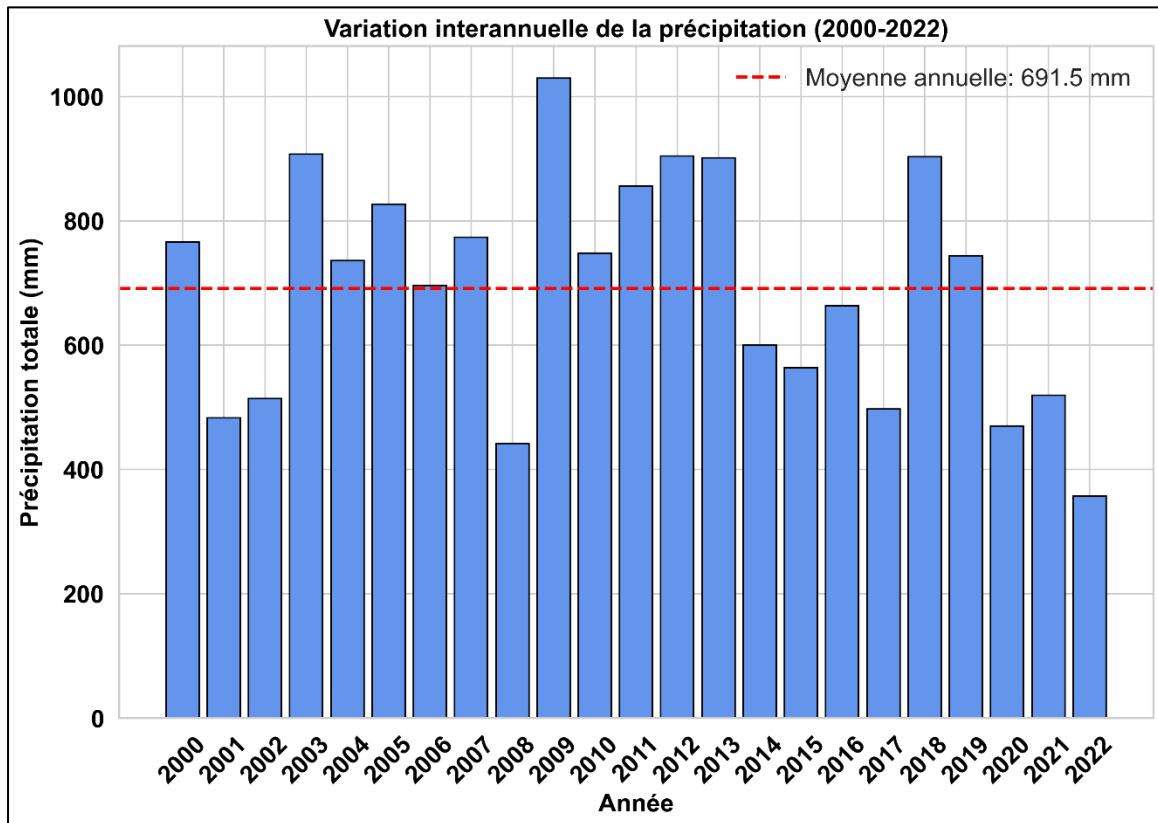


Figure 6: Variation interannuelle de la précipitation au niveau de la station météorologique de Joumine entre les années hydrologiques 2000 et 2022 (Source des données : (INM, 2022))

En analysant la répartition mensuelle des précipitations (**Figure 7**), on observe que la saison pluvieuse s'étend de septembre à mai, avec des précipitations maximales enregistrées durant les mois de décembre (107,3 mm) et novembre (97,8 mm). À l'inverse, les mois d'été, en particulier en juillet (7,8 mm) et août (15,4 mm), sont caractérisés par des précipitations très faibles. Ces données mettent en évidence une irrégularité intra-annuelle importante, avec une dominance des pluies automnales et hivernales, confirmant la variabilité spatio-temporelle de la pluviométrie dans la région de Joumine.

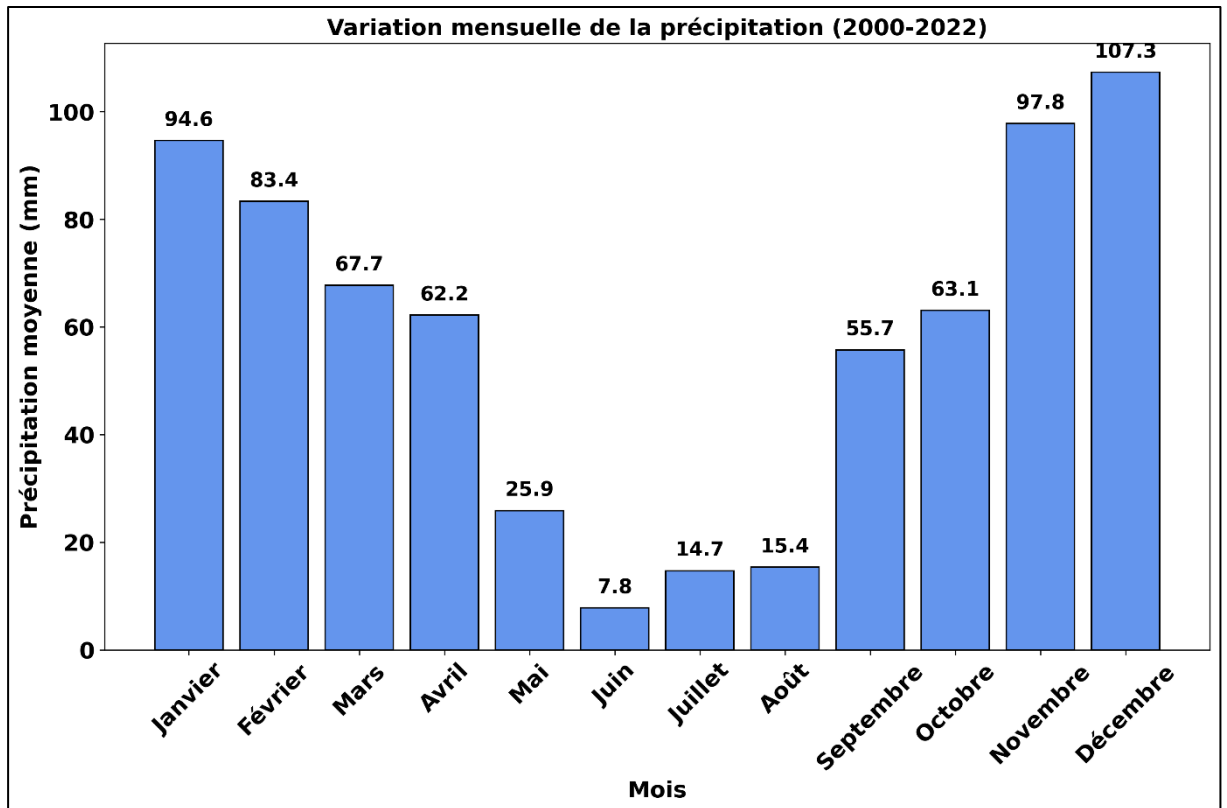


Figure 7: Variation mensuelle de la précipitation au niveau de la station météorologique de Joumine entre les années hydrologiques 2000 et 2022 (Source des données : (INM, 2022))

3.3 Vents

Le vent joue un rôle crucial dans le brassage des eaux de surface et affecte directement les régimes de précipitations ainsi que l'évaporation. En effet, l'évaporation est proportionnelle à la vitesse du vent, un facteur clé pour comprendre les interactions au sein de l'écosystème (Pourriot and Meybeck, 1995). Selon les données de la station de Bizerte illustrées dans la **Figure 8**, les vents dominants, soufflant de l'ouest au nord-ouest (270° - 315°), peuvent atteindre des vitesses supérieures à 2,5 m/s en hiver, période durant laquelle ils apportent la majorité des précipitations. En été, les vents d'Est et de Sud-Est, chauds et secs, favorisent une évaporation plus intense. Les variations saisonnières sont prononcées : au printemps et en été, les vents soufflent régulièrement à des vitesses modérées, tandis qu'en hiver, l'alternance entre journées calmes et vents forts rend l'interprétation des moyennes mensuelles plus complexe (Chaouachi and Hassine, 2002; OUKAD, 1982).

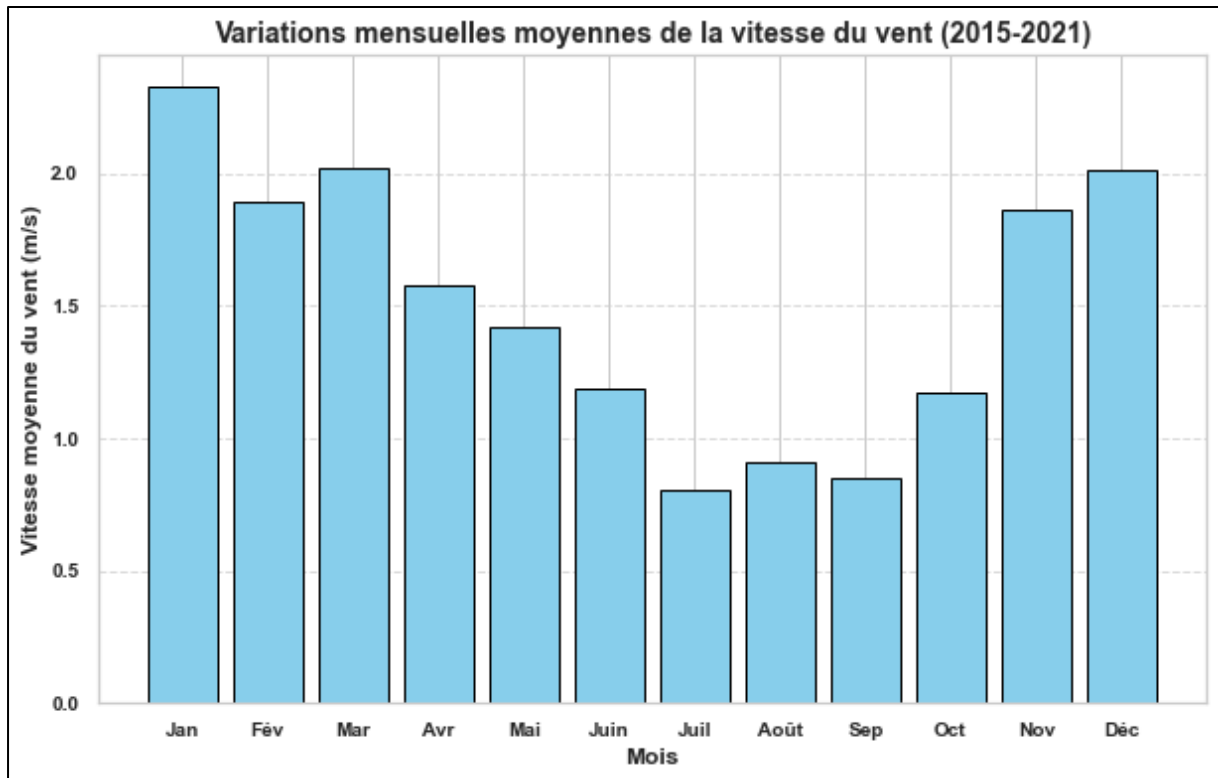


Figure 8: Moyennes mensuelles de la vitesse du vent calculées durant la période s'étendant de 2015 à 2021 (Source des données : (INM, 2022))

3.4 Humidité de l'air

L'humidité de l'air est une variable clé pour l'étude des pertes par évaporation dans une retenue. En effet, Dalton a montré en 1802 (Pourriot and Meybeck, 1995) que l'évaporation augmente avec la diminution de l'humidité de la masse d'air située au-dessus d'un plan d'eau. L'humidité mensuelle moyenne durant la période s'étendant de l'année 2015 à 2021 est de l'ordre de 79,10 % (**Figure 9**)

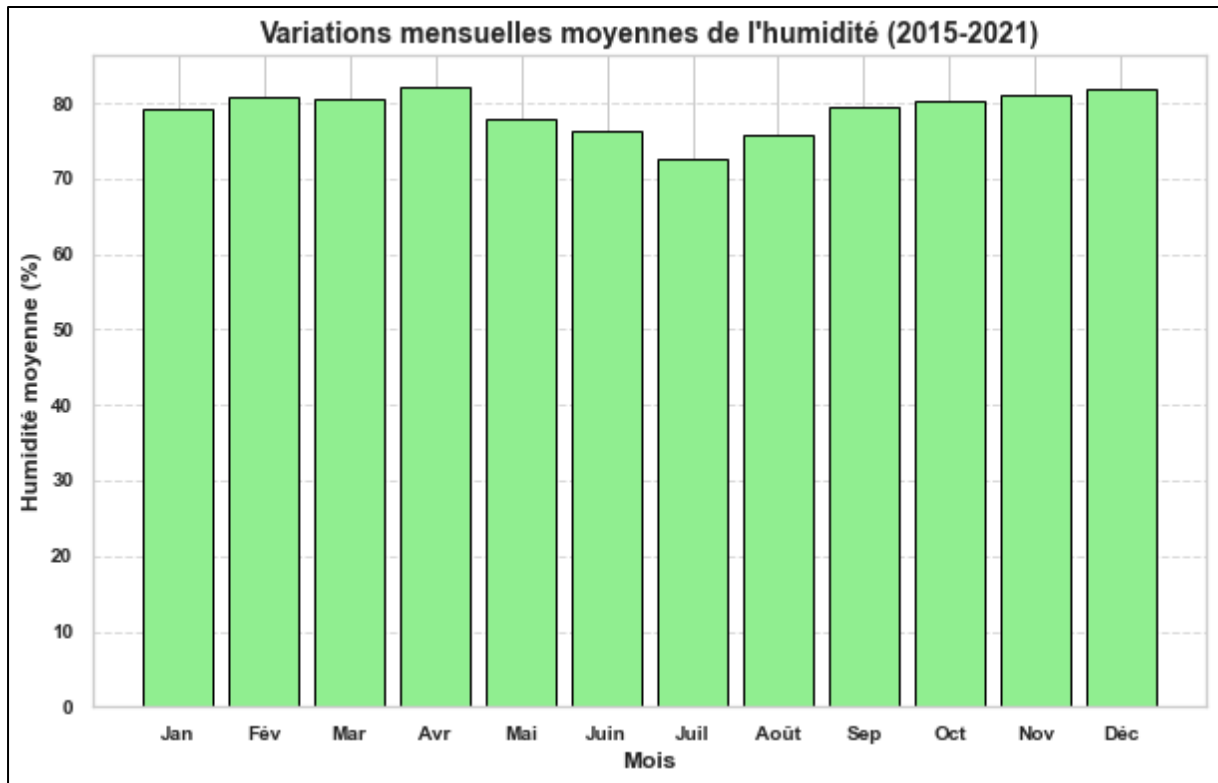


Figure 9: Moyennes mensuelles de l'humidité de l'air calculées durant la période s'étendant de 2015 à 2021 (Source des données : (INM, 2022))

3.5 Insolation

L'étude de l'insolation, qui se traduit par la durée d'exposition aux rayonnements solaires, est très importante pour l'estimation de l'énergie qui régit les mécanismes de la photosynthèse algale, de la production primaire et des migrations nyctémérales du plancton. En outre, l'insolation influence d'une manière directe la température des eaux puisque cette dernière est fonction de l'énergie reçue pendant la journée. Elle est exprimée en heures. Les moyennes mensuelles de l'insolation, durant la période entre 2017 et 2022, varient entre 3 et 11 heures par mois. Le minimum d'insolation est enregistré au mois de novembre alors que le maximum est enregistré au mois de juillet (**Figure 10**).

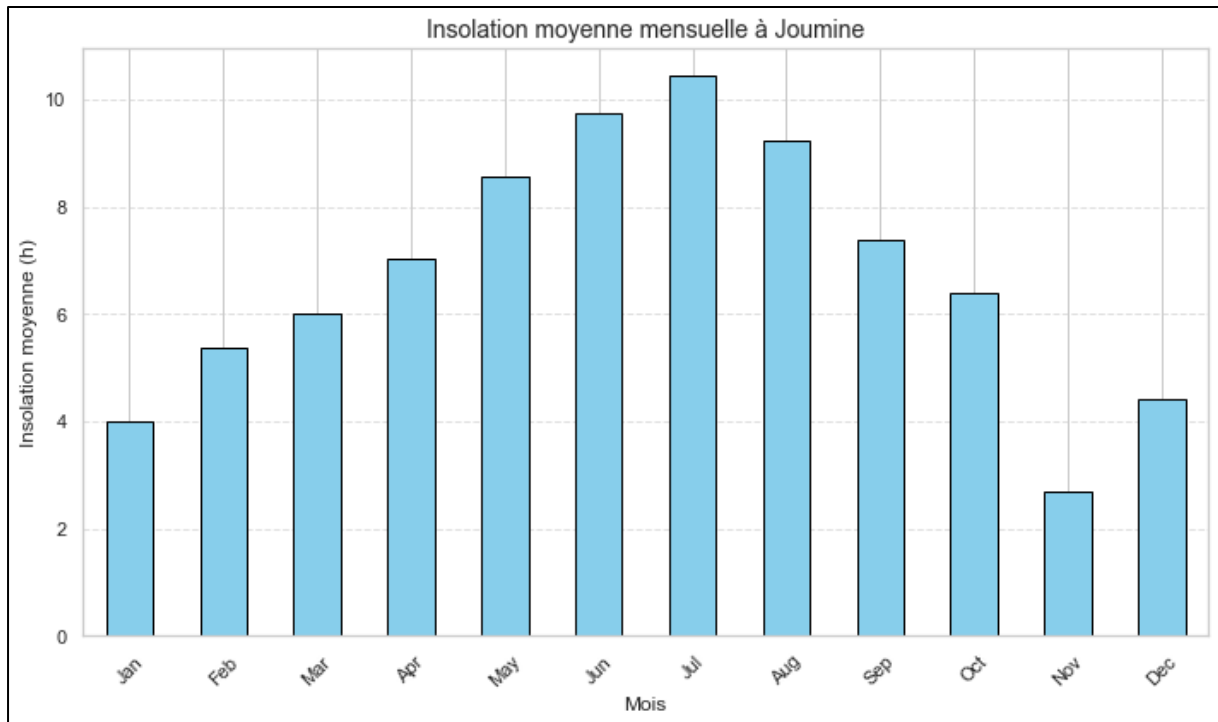


Figure 10: Variations mensuelles de l'insolation moyenne à Joumine réservoir entre 2017 et 2022 (Source des données : (INM, 2022))

4. Pédologie du bassin versant

Les sols du bassin versant de l'oued Joumine sont majoritairement de type vertique, caractérisés par leur couleur noire et la formation de fentes profondes en période sèche (Aouissi, 2012). Ces sols présentent des textures dominantes sablo-argileuses et limono-argileuses, influençant directement leur perméabilité et leur porosité qui gouvernent à leur tour la répartition des écoulements entre surface et subsurface.

Dans le sous-bassin de l'oued El Hlalif, on retrouve des sols rouges méditerranéens (fersiallitiques), propices aux cultures telles que l'avoine et les cultures fourragères (Aouissi, 2012). D'autres types de sols sont également présents dans le bassin, notamment les sols minéraux bruts, les sols peu évolués, les sols calcimorphes à un seul horizon (rendzines) et les sols bruns calcaires. Les sous-bassins de l'oued El Bagrat et de l'oued Boudissa se distinguent par des sols fertiles, principalement exploités pour la culture du blé et du tournesol, des espèces nécessitant des apports conséquents en intrants agricoles. En aval du bassin, le relief s'adoucit, donnant place à un lit majeur élargi et à des sols plus profonds, riches en matière organique et particulièrement adaptés aux activités agricoles (**Figure 11**).

La structure pédologique du bassin influence fortement les processus hydrodynamiques et les pratiques agricoles. En raison de leur composition, ces sols influencent le coefficient de

ruissellement et la rétention en eau, déterminant ainsi la disponibilité des ressources hydriques pour l'agriculture et la dynamique des écoulements.

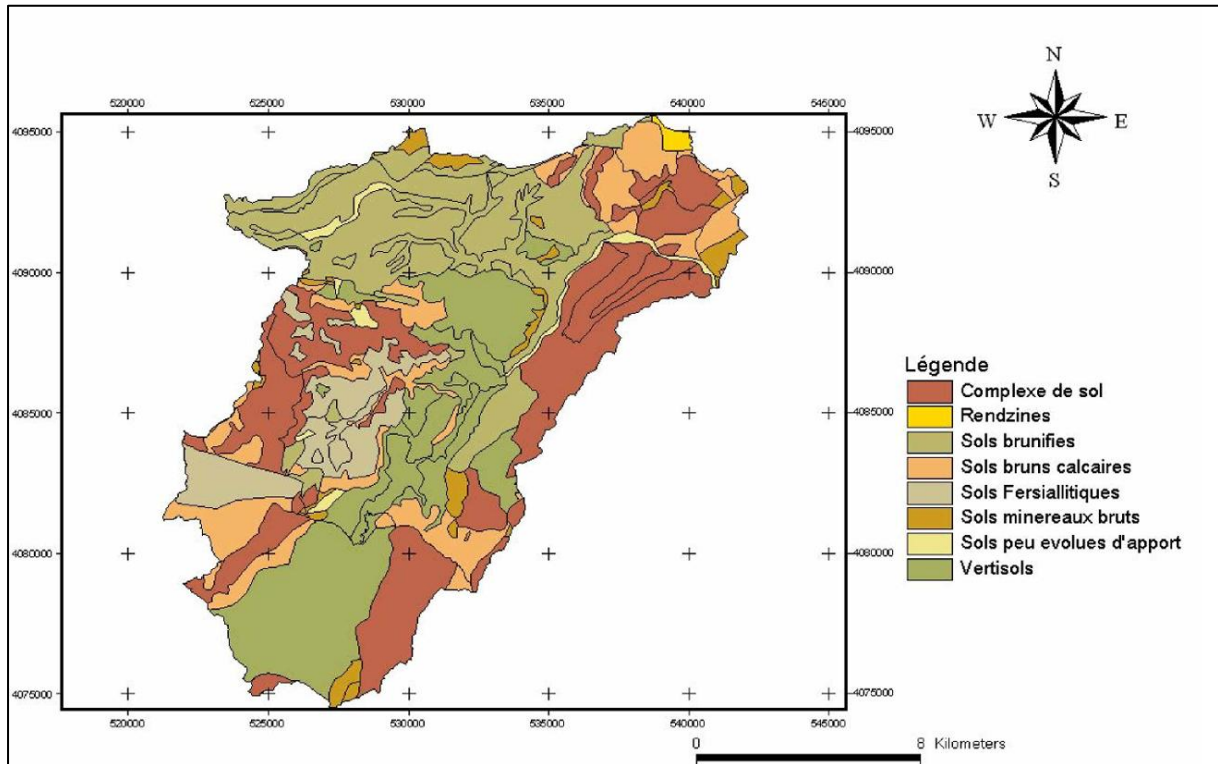


Figure 11: Couverture pédologique de la zone d'étude en se basant sur la base des données de la carte Agricole des CRDA Béja et Bizerte et des études disponibles à la direction des sols (Aouissi, 2012)

5. Occupation du sol

Entre 1986 et 2015, l'occupation du sol dans le bassin versant de l'oued Joumine a connu une évolution significative caractérisée par une intensification agricole et une réduction progressive des milieux naturels. Les analyses menées dans les travaux d'(Aouissi, 2012) et (Boukari, 2019) en 2015, basées sur la série temporelle des images satellitaires Landsat, ont permis d'identifier ces changements. En 1986, les céréales couvraient 52 % du territoire, tandis que les maquis et prairies représentaient, respectivement, 16 % et 25 %. L'urbanisation était encore marginale (0,7 %). En 2010, la part des céréales avait grimpé à 68 %, au détriment des prairies (12,9 %) et des maquis (10 %), tandis que l'agglomération rurale atteignait 2 %. L'étude de (Boukari, 2019) en 2015, a confirmé cette tendance avec une dominance persistante des cultures céréalières (53 %), suivies par les cultures fourragères, les légumineuses et les tournesols, tandis que les forêts et maquis continuaient leur déclin. Pour cette étude, la carte d'occupation du sol élaborée par (Boukari, 2019) a été utilisée afin d'intégrer les données les plus récentes sur la répartition des classes d'occupation du sol dans le modèle. Cette carte distingue dix classes,

comprenant les zones urbaines (URHD, URMD), les forêts (FRST), les garrigues (GRAR), les pâtures (PAST) ainsi que les principales cultures agricoles, notamment le blé tendre (WWHT), l'avoine (OATS), les légumineuses (LIMA), le tournesol (SUNF) et l'olivier (OLIV).

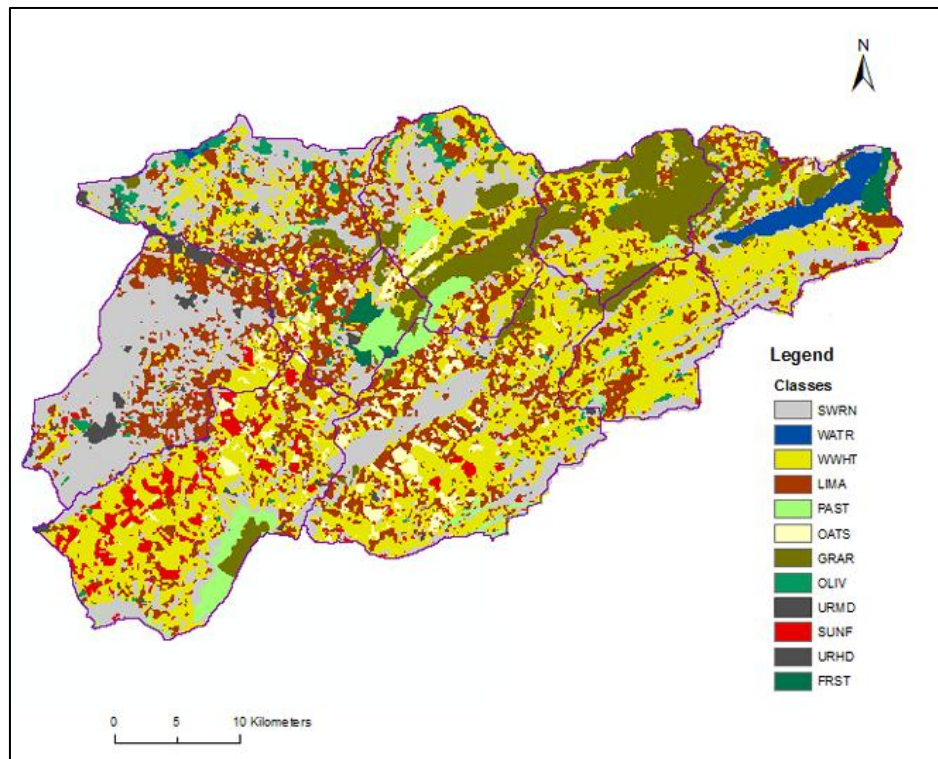


Figure 12: Carte de l'occupation du sol du bassin de l'oued Joumine générée en 2015 (Boukari, 2019)

L'expansion agricole s'est accompagnée d'une augmentation de l'utilisation des fertilisants azotés, entraînant une hausse des concentrations moyennes annuelles en nitrates dans l'eau (1,83 mg/L en 1986, 2,6 mg/L en 2010) (Aouissi, 2012). L'urbanisation progressive et la diminution des zones naturelles ont modifié la dynamique hydrologique du bassin, en amplifiant les pics de ruissellement et en réduisant la capacité de dilution des polluants. Ainsi, bien que cette évolution ait renforcé le potentiel agricole de la région, elle a également accru la vulnérabilité des ressources en eau, soulignant la nécessité d'une gestion durable des terres et des pratiques agricoles adaptées (**Figure 12**).

6. Les ressources en eau

6.1 Retenue de réservoir Joumine

Construit dans les années 1980 et mis en eau en octobre 1993, le barrage de Joumine est situé au Nord-Est de la Tunisie, à environ 7 km au Sud-Ouest de la ville de Mateur et à 45 km de Bizerte (**Figure 13** et **Figure 14**). Il est implanté sur l'oued Joumine, principal affluent du lac

Ichkeul, et retient les eaux avant qu'elles n'atteignent le lac, après avoir traversé une zone marécageuse appelée « marais de Joumine ». Le bassin versant de l'ouvrage est limité au Nord-Ouest par les bassins versants des barrages de Ghezela et d'El Melah, et au Sud-Est par celui du barrage de Tine. Une partie des affluents de l'oued Joumine prend naissance dans le gouvernorat de Béja, soulignant l'étendue régionale de ce système hydrologique. À proximité, le barrage de Ghezela, situé à 4,8 km à vol d'oiseau du village du même nom, joue également un rôle important dans le réseau hydrographique de la région.

D'une capacité initiale de 130 Mm³, le barrage de Joumine a vu son volume réduit à 118 Mm³ en raison de l'envasement. Il joue un rôle crucial dans la gestion des ressources en eau, en alimentant en eau potable le Grand Tunis et la ville de Bizerte, tout en soutenant l'irrigation de 1 770 hectares dans la plaine de Mateur. Il contribue également à la protection contre les inondations et permet le transfert de 19,2 Mm³ d'eau vers le barrage de Sidi Salem via la conduite Joumine-Medjerda, garantissant ainsi une meilleure qualité des eaux pour la potabilisation. L'eau du réservoir se distingue par une salinité moyenne de 0,3 g/L, inférieure à celle des autres réservoirs en Tunisie, ce qui en fait une ressource précieuse pour l'approvisionnement en eau potable et l'irrigation. Elle est également utilisée pour diluer les eaux des réservoirs voisins présentant une salinité plus élevée, garantissant ainsi une qualité d'eau adaptée à divers usages.

En tant qu'infrastructure clé dans le complexe hydraulique d'Ichkeul, le barrage de Joumine joue un rôle stratégique dans le transfert interrégional des eaux, notamment via le canal Medjerda-Cap Bon. Avec un taux d'envasement annuel de 0,52 %, relativement faible par rapport aux standards nationaux, le barrage de Joumine contribue à la gestion intégrée des ressources en eau tout en soutenant la biodiversité du lac Ichkeul. Cependant, pour faire face aux défis environnementaux, notamment l'eutrophisation (indice trophique hypereutrophe selon Carlson) et l'envasement, des efforts de gestion durable ont été entrepris. Ceux-ci incluent la reforestation des zones sensibles, la création de zones tampons végétalisées pour réduire le ruissellement des nutriments et la réduction des rejets industriels. Entre 2000 et 2016, 12 % de la capacité initiale du barrage a été affectée par l'envasement, mais ce phénomène a été partiellement maîtrisé grâce à des travaux réguliers.

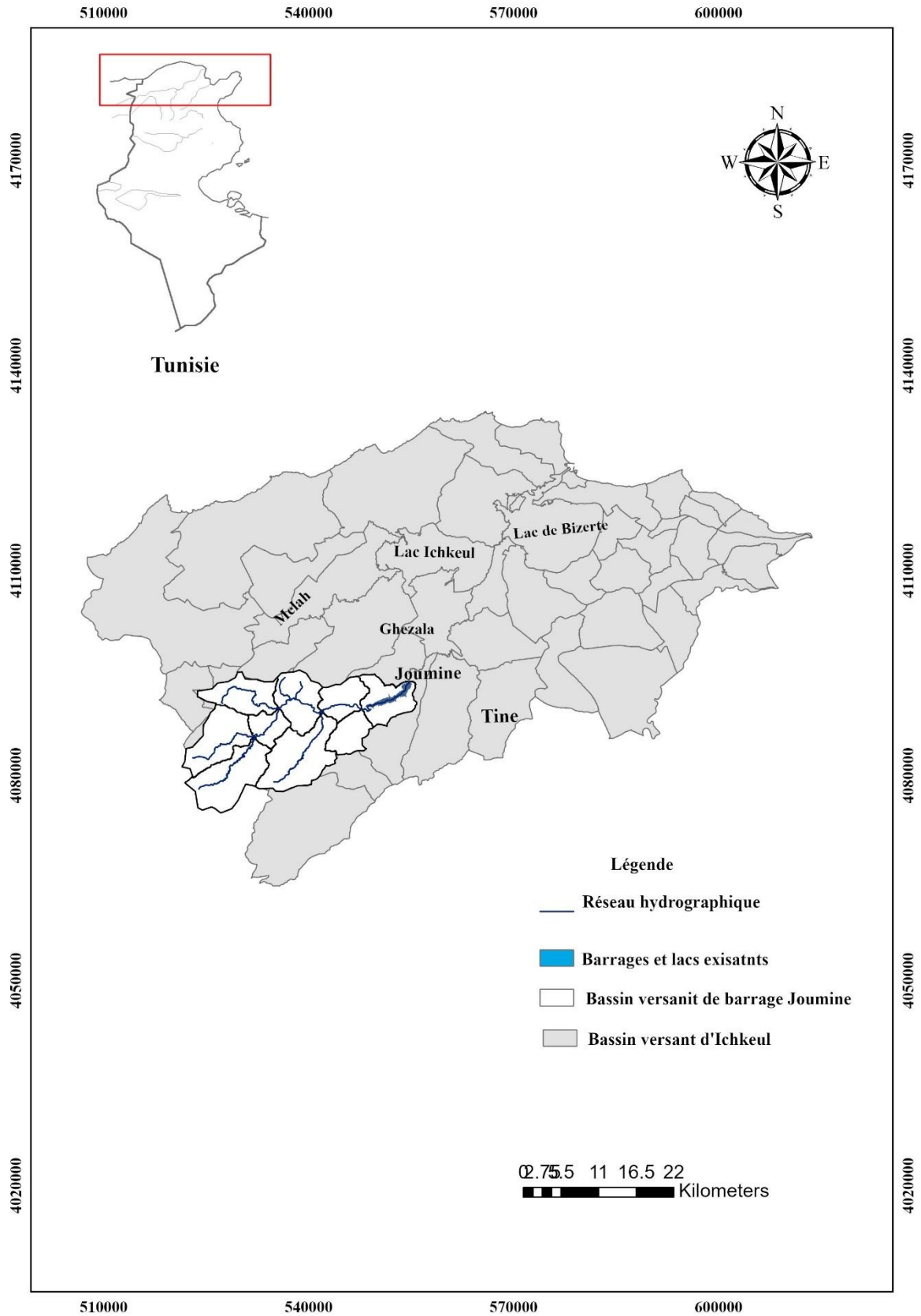


Figure 13 : Localisation géographique du bassin versant étudié



Figure 14: Photographies du barrage de Joumine : (a) tour de prise et (b) la retenue du barrage de Joumine en 2021

6.2 Importance du barrage de Joumine

6.2.1. Activités piscicoles dans la retenue du barrage Joumine

La retenue du barrage Joumine fait partie des retenues des barrages qui font l'objet d'une activité de pêche continentale en Tunisie. En effet, la production piscicole moyenne au niveau de la retenue durant l'année 2001 est de 47 tonnes dont 40 tonnes de Mulet, 6,8 tonnes de Barbeau et 0,2 tonne d'Anguille. Notons qu'au cours de la période 2000-2001, 300 000 alevins de mulets (vraisemblablement *Chelon ramada* et *Chelon auratus*) ont été déversés dans la retenue.

6.2.2. Contributions à la résilience hydrique et environnementale

Le barrage de Joumine s'inscrit dans les stratégies nationales comme le programme "Eau 2050", qui vise à renforcer la résilience face au changement climatique (MARH, 2019). Ce programme met l'accent sur l'atténuation des impacts des sécheresses récurrentes et l'optimisation de la gestion des ressources hydriques. Grâce à sa capacité annuelle moyenne de mobilisation de 136,5 Mm³, le barrage joue un rôle clé dans la stratégie de résilience hydrique, soutenant les régions en déficit hydrique tout en contribuant à la recharge des nappes phréatiques (MARH, 2019).

Par ailleurs, ses fonctions écologiques et socio-économiques renforcent sa valeur, non seulement en termes de conservation de la biodiversité, mais aussi pour le développement

agricole et l’approvisionnement en eau potable de plusieurs régions. Les initiatives participatives, comme les Groupements de Développement Agricole (GDA), permettent une gouvernance plus inclusive et durable, essentielle pour répondre aux défis hydriques croissants (MARH, 2019).

6.3 Apports et sorties

Au niveau de la retenue du réservoir Joumine les apports sont conditionnés essentiellement par la pluviométrie de la région. D’après la **Figure 15**, on note qu’il y a une certaine correspondance entre la variation annuelle des apports en eau et celle de la pluviométrie surtout durant la dizaine d’années qui a précédé l’étude. Toutefois, les années 2021-2022 se sont caractérisées par des apports assez faibles qui sont respectivement de l’ordre de 36,04 et 64,29 Mm³.

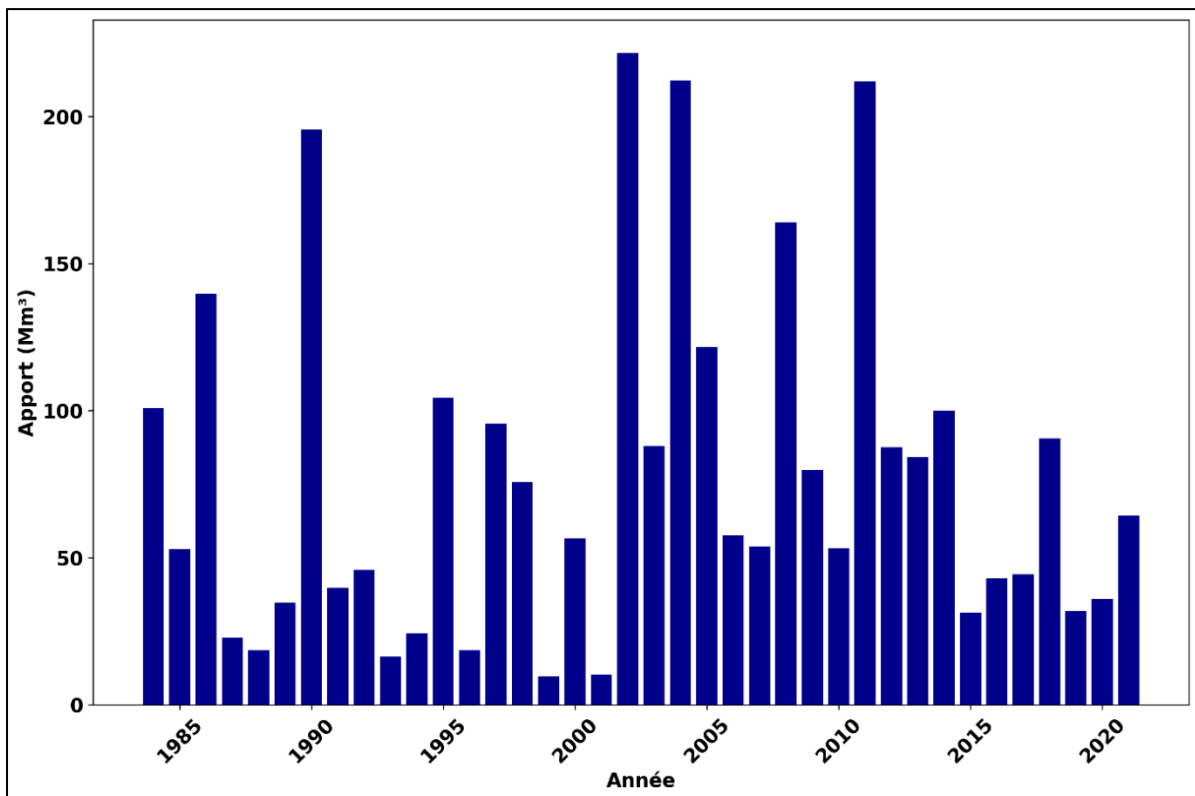


Figure 15: Apports annuels moyens en eau de la retenue du barrage Joumine durant la période s’étendant de 1986 à 2022 (Source des données : (D.G./B.G.T.H., 2022))

Les pertes en eau, désignées aussi par les sorties ou les volumes de restitutions, sont formées généralement par :

- le dévasement par l’évacuateur de surface, lorsque le volume d’eau de la retenue atteint la cote de déversement ;

- le dévasement par la prise du fond, permettant de chasser les dépôts solides et de renouveler les eaux du fond ;
- la fourniture de l'eau pour l'irrigation et la consommation humaine ;
- l'évaporation des eaux sous l'effet de l'ensoleillement et du vent ;
- les fuites d'eau dans le corps de la digue et des ouvrages de manœuvre ;
- les pertes en eau durant la période d'étude, atteignant une quantité totale de 7,96 Mm³ en 2020/2021 et de 62,37 Mm³ en 2021/2022. Ces pertes, se sont traduites essentiellement par un dévasement et un déversement

6.4 Temps de séjours et fréquences de renouvellement des eaux

Le temps de séjour de l'eau (TS), appelé aussi temps de résidence hydraulique ou temps de rétention de l'eau, correspond au temps de renouvellement théorique de l'eau dans un lac. Il influe directement sur le fonctionnement biogéochimique du lac, notamment sur la qualité physico-chimique des eaux, des sédiments et sur la composition du phytoplancton (OCDE, 1982). La pratique a montré qu'un temps de séjour (TS) supérieur trois jours est nécessaire pour la prolifération du phytoplancton.

Le temps de séjour théorique moyen peut être calculé comme suit :

$$TS = \frac{V}{\sum Ei} = \frac{V}{\sum Si}$$

Avec V est le volume moyen de la retenue /an, $\sum Ei$ est la somme des entrées et $\sum Si$ est la somme des sorties (Pourriot and Meybeck, 1995).

Le temps de séjour (TS) de 6 mois dans le barrage de Joumine signifie qu'il faut une demi-année pour renouveler entièrement l'eau stockée, ce qui le place dans une catégorie intermédiaire entre les systèmes à renouvellement rapide (rivières : quelques jours à semaines) et les grands lacs naturels. Cette durée prolongée favorise l'accumulation des nutriments (phosphore, azote) provenant des apports agricoles et urbains, ce qui accroît le risque d'eutrophisation.

II. Description de la base de données

1. Stratégies d'échantillonnage

Le bassin versant de l'oued Joumine, ses principaux affluents ainsi que le barrage Joumine ont fait l'objet d'un suivi mensuel régulier entre mars et octobre 2021. L'échantillonnage a été

réalisé conjointement dans le bassin versant et dans le barrage, couvrant un total de 15 stations dont la répartition est illustrée dans la **Figure 16**.

Dans le bassin versant, sept stations (ST1, ST2, ST3, ST4, ST5, ST6 et ST7) ont été sélectionnées afin de surveiller les apports des principaux cours d'eau et de leurs affluents majeurs. Pour le barrage, huit stations (ST8, ST9, ST10, ST11, ST12, ST13, ST14 et ST15) ont été choisies afin de couvrir presque l'intégralité de la retenue.

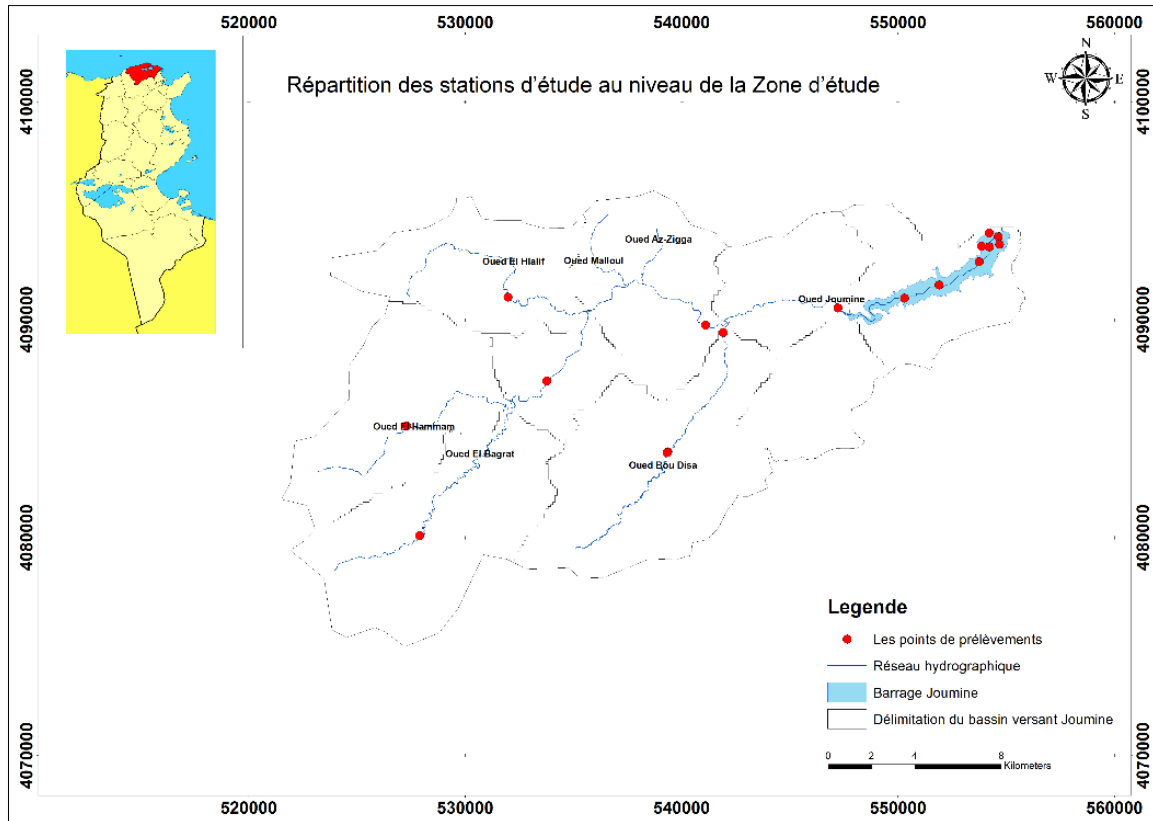


Figure 16: Répartition des points de prélèvements au niveau de la zone d'étude (Représentés en points rouges)

Les échantillons ont été prélevés à des profondeurs fixes, tous les 5 mètres, depuis la surface jusqu'au fond (0 m, 5 m, 10 m, 15 m, 20 m), au niveau des huit stations situées dans la retenue du réservoir. L'échantillonnage dans le barrage a été réalisé à l'aide d'un Zodiac permettant d'accéder aux différentes stations situées sur la retenue (**Figure 17**).

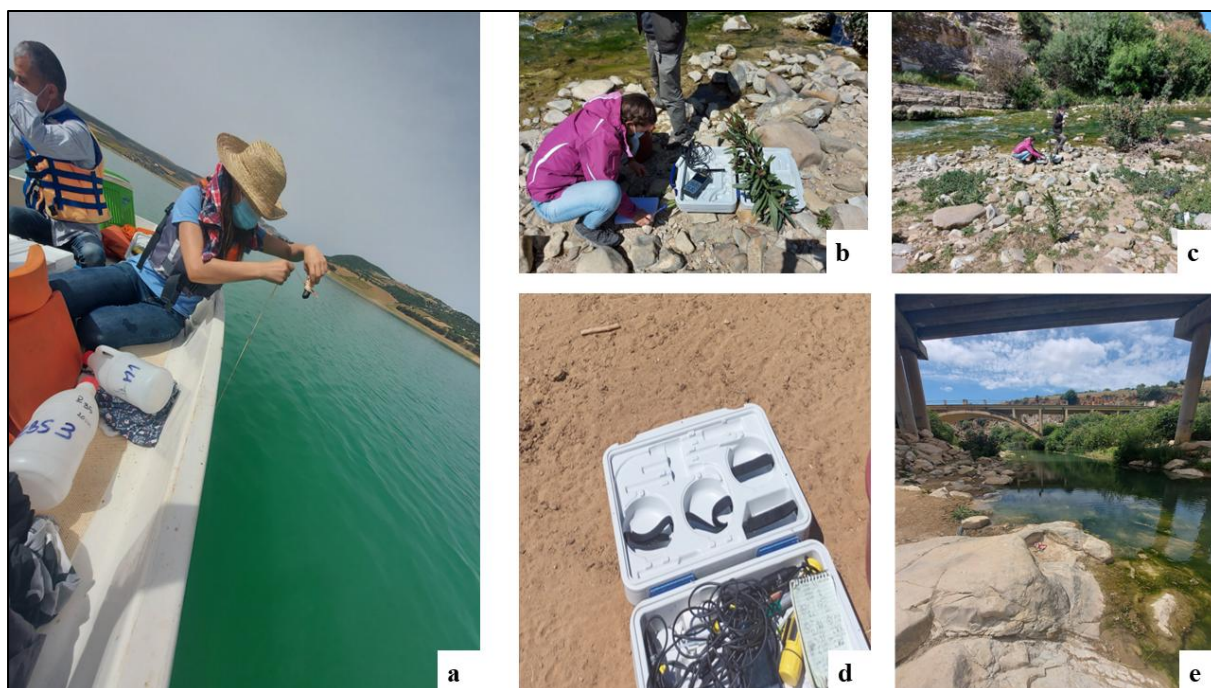


Figure 17: Prélèvements des échantillons d'eau au niveau des oueds et du barrage de l'oued Joumine (a et e), mesures des paramètres physiques (b et c) en utilisant une sonde d'un multiparamètre (d)

Pour chaque site, deux séries de prélèvements ont été effectuées chaque mois afin d'analyser :

- Les paramètres abiotiques (physico-chimiques),
- Les paramètres biotiques (concentration de la chlorophylle a, identification et comptage des organismes phytoplanctoniques).

Ces prélèvements ont été réalisés à l'aide d'une bouteille de type Runtter d'une capacité de deux litres. Les échantillons destinés aux analyses physico-chimiques ont été transportés au laboratoire dans une glacière maintenue à une température de 4 °C.

Une fois au laboratoire (**Figure 18**), 100 ml de chaque échantillon ont été filtrés à l'aide de filtres Millipore d'une porosité de 0,45 µm, préalablement pesés. Les échantillons ont ensuite été analysés par chromatographie ionique au Laboratoire de Traitement des Eaux Naturelles (LBTEN), situé au Centre de Recherches et Technologies de l'Eau de Borj Cédria (CERTE).

Par la suite, les filtres ont été séchés dans une étuve à 105 °C pendant 24 heures. Après le séchage, chaque filtre a été pesé de nouveau, et la quantité de matière en suspension (MES) a été calculée selon la formule suivante :

$$MES(g/ml) = \frac{\text{Poids final après séchage} - \text{Poids initiale du filtre}}{\text{Volume filtré}}$$



Figure 18: **a** : Filtration des échantillons d'eau, **b** : Pesage du filtre, **c** : Fixation des échantillons d'eau au formol, **d** : Filtration de l'eau fixée au formol, **e** : Dilution des échantillons d'eau, **f** : Analyse des échantillons par chromatographie ionique et **g** : Dosage de la biomasse chlorophyllienne par spectrophotométrie

2. Mesures des paramètres abiotiques

La température (°C), la salinité (PSU), le potentiel d'hydrogène et l'oxygène dissous (mg/l) des eaux prélevées ont été mesurés moyennant un multiparamètre de type WTW 325.

La transparence de l'eau a été évaluée à l'aide d'un disque de Secchi, constitué d'un fil gradué attaché à un disque blanc en PVC de 20 cm de diamètre. La transparence correspond à la profondeur à laquelle le disque disparaît de la vue et est exprimée en mètres.

La profondeur de la zone euphotique (Zeu) a été estimée selon la relation de Landner & Wahlgreen (1986) :

$$Z_{eu} (m) = 2.56 * ZDS$$

où: ZDS = profondeur de distinction du disque de Secchi.

Les résultats des mesures mettent en évidence des différences significatives entre les cours d'eau du bassin versant (**Tableau 2**) et le barrage Joumine (**Tableau 3**), en raison de leurs dynamiques hydrologiques et écologiques distinctes.

Ces différences soulignent l'influence des processus hydrodynamiques et biogéochimiques propres à chaque milieu. Les cours d'eau affichent une dynamique plus réactive aux variations climatiques et hydrologiques, tandis que le barrage montre une inertie plus marquée, nécessitant une gestion adaptée pour préserver la qualité de l'eau et l'équilibre des écosystèmes aquatiques.

2.1.Potentiel d'hydrogène (pH)

Le potentiel hydrogène (pH) constitue un paramètre essentiel pour l'évaluation de la qualité des eaux, car il renseigne sur leur degré d'acidité ou d'alcalinité et influence directement la distribution et le développement des organismes aquatiques (Dussart, 1992). Ce paramètre peut varier sous l'effet de plusieurs facteurs tels que la température, l'intensité lumineuse, l'activité biologique et les échanges gazeux entre l'eau et l'atmosphère. Les processus biologiques jouent également un rôle important dans sa variation : la photosynthèse tend à augmenter le pH par consommation du dioxyde de carbone, tandis que la respiration et la décomposition de la matière organique contribuent à son abaissement.

Cours d'eau du bassin versant Joumine

Dans les cours d'eau du bassin versant Joumine, les valeurs du pH présentent une variabilité saisonnière relativement importante. Les mesures effectuées indiquent des valeurs comprises entre 7,759 et 10,3 au cours de la période d'étude. Ces variations peuvent être liées aux fluctuations hydrologiques, aux apports issus du bassin versant ainsi qu'aux processus biologiques se déroulant dans ces milieux lotiques.

Les valeurs observées traduisent un caractère globalement neutre à alcalin des eaux des cours d'eau étudiés. Les variations saisonnières pourraient être influencées par les périodes de fortes précipitations, les apports de matières organiques et les activités biologiques, notamment la photosynthèse et la respiration des communautés aquatiques.

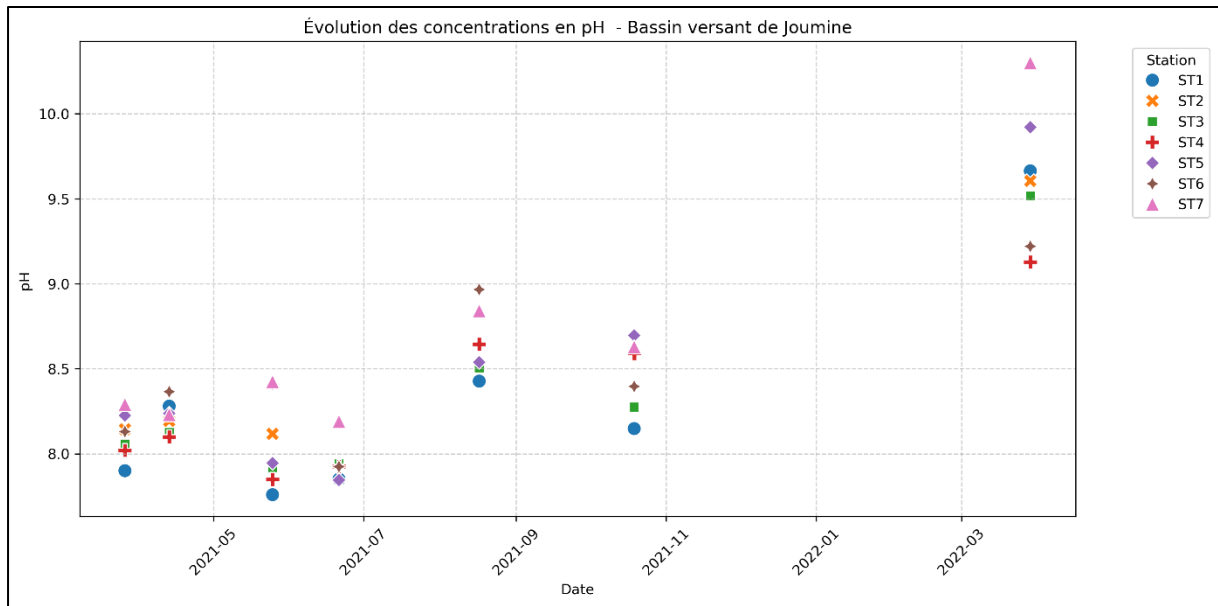


Figure 19 : Evolution du pH au niveau des sept stations couvrant le bassin versant de Joumine

Retenue du barrage Joumine

Dans la retenue du barrage Joumine, les valeurs du pH mesurées dans les eaux de surface varient entre 7,94 et 10,73, indiquant également un caractère alcalin des eaux de cet hydrosystème. Comparativement aux cours d'eau, les variations observées sont légèrement moins marquées, ce qui peut s'expliquer par l'inertie thermique et chimique plus importante des milieux lacustres.

Les valeurs enregistrées au niveau du barrage Joumine apparaissent supérieures à celles rapportées dans plusieurs retenues tunisiennes telles que Bir M'Cherga (7,7–8,4 ; (Turki, 2002)), Sidi Salem (7,89–8,20 ; (Mouelhi, 2000)), Sejnane (7,6–8,3 ; (Bel Haj Zekri, 2003)) et Sidi Saad (7,01–8,19 ; (Dhaouadi, 2003)). En revanche, elles restent comparables à celles observées dans la retenue de Lebna (8,21–9,43 ; (El Herry, 2008)).

Les profils verticaux du pH montrent une légère variation avec la profondeur, particulièrement durant la période estivale, où une fluctuation pouvant atteindre 0,5 unité de pH a été observée en août 2021. Cette variation pourrait être liée à l'activité photosynthétique du phytoplancton et au développement du peuplement algal dans la colonne d'eau.

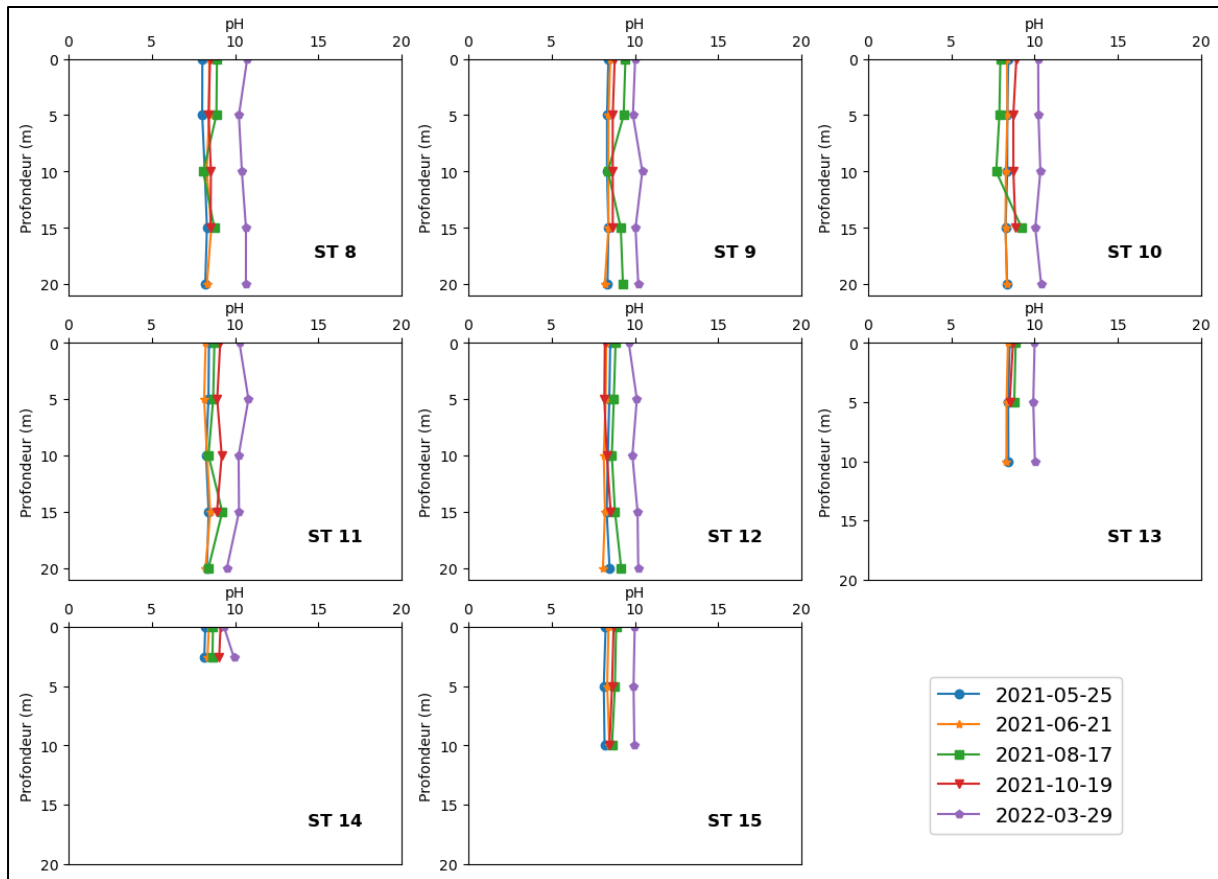


Figure 20 : Variation verticale de pH des eaux de la retenue du barrage Joumine

2.2.Température de l'eau

La température constitue l'un des facteurs écologiques les plus déterminants dans les milieux aquatiques, car elle contrôle de nombreux processus biologiques et biochimiques et influence la distribution des organismes aquatiques (Vollenweider, 1969). Elle dépend principalement des conditions climatiques saisonnières ainsi que de l'intensité du brassage de la colonne d'eau.

Cours d'eau du bassin versant Joumine

Dans les cours d'eau du bassin versant Joumine, la température de l'eau présente une forte variabilité saisonnière. Les valeurs mesurées varient entre 12,8 °C durant les périodes les plus froides et 32,1 °C pendant la saison estivale.

Ces variations sont directement liées aux conditions climatiques et à l'exposition des cours d'eau aux fluctuations de la température atmosphérique. Contrairement aux systèmes lacustres, les cours d'eau possèdent une faible inertie thermique, ce qui entraîne des changements rapides de température en fonction des conditions météorologiques et des apports hydrologiques (

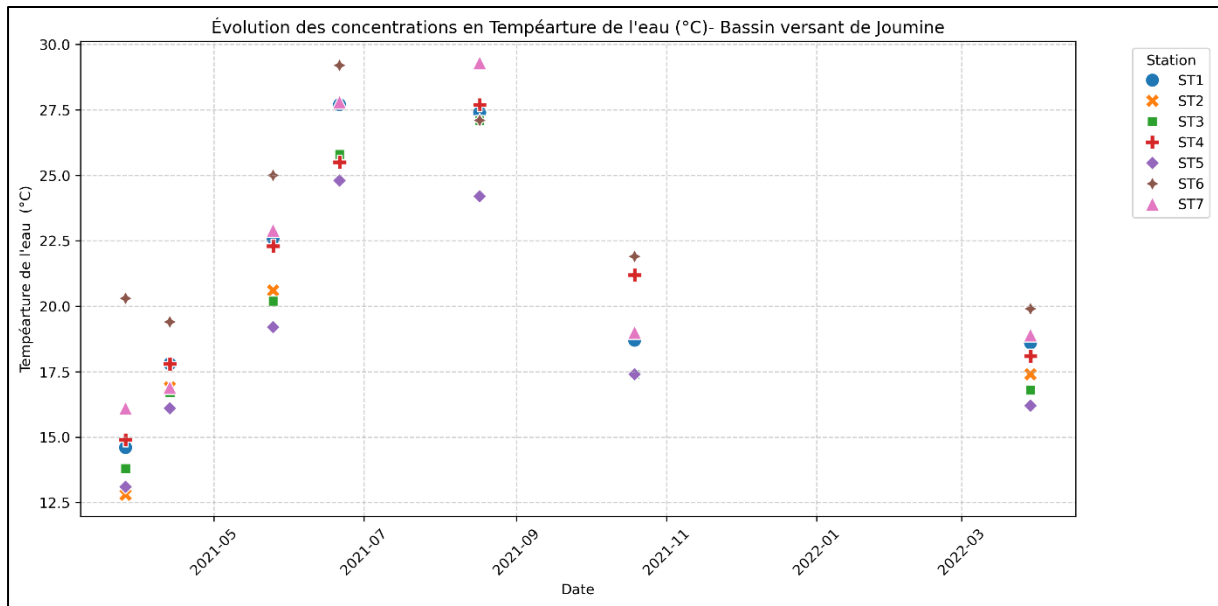


Figure 21).

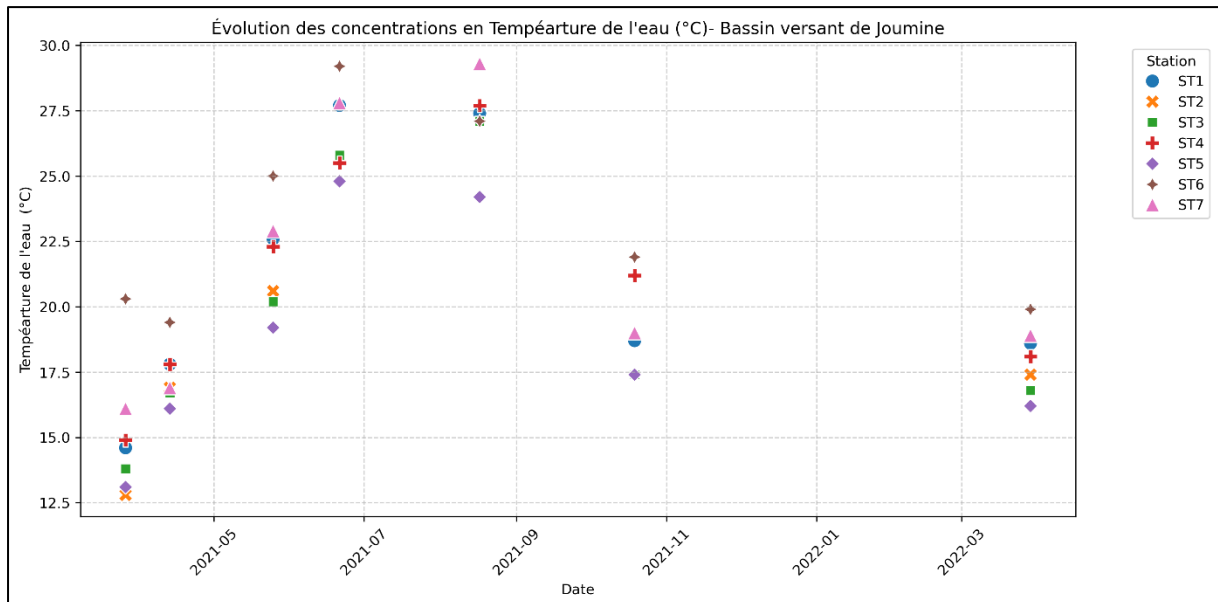


Figure 21: Evolution de la température de l'eau au niveau des sept stations couvrant le bassin versant de Joumine

Retenue du barrage Joumine

Dans la retenue du barrage Joumine, la température de l'eau de surface a varié entre 14,4 °C et 33,0 °C durant la période d'étude. Les eaux du barrage présentent ainsi une variabilité saisonnière comparable à celle observée dans les cours d'eau, mais avec une inertie thermique plus importante liée au volume d'eau stocké.

Selon la classification proposée par Vollenweider (1969), les eaux de la retenue peuvent être considérées comme relativement chaudes. Ce réchauffement est principalement attribué à

l'absorption de l'énergie solaire et à la durée d'ensoleillement plus importante à partir du printemps.

L'analyse des profils verticaux de température met en évidence une diminution progressive de la température avec la profondeur, traduisant une stratification thermique de la colonne d'eau. Une stratification légère est observée durant la période estivale, notamment en juin, août et octobre, avec des écarts moyens respectifs de 1,25 °C, 1,44 °C et 0,74 °C entre les profondeurs de 5 et 10 m (**Figure 22**).

Cette structure thermique est comparable à celle observée dans plusieurs retenues tunisiennes telles que Sidi Salem, Sejnane, Kasseb et Hjar, qui présentent également des périodes de stratification thermique saisonnière.

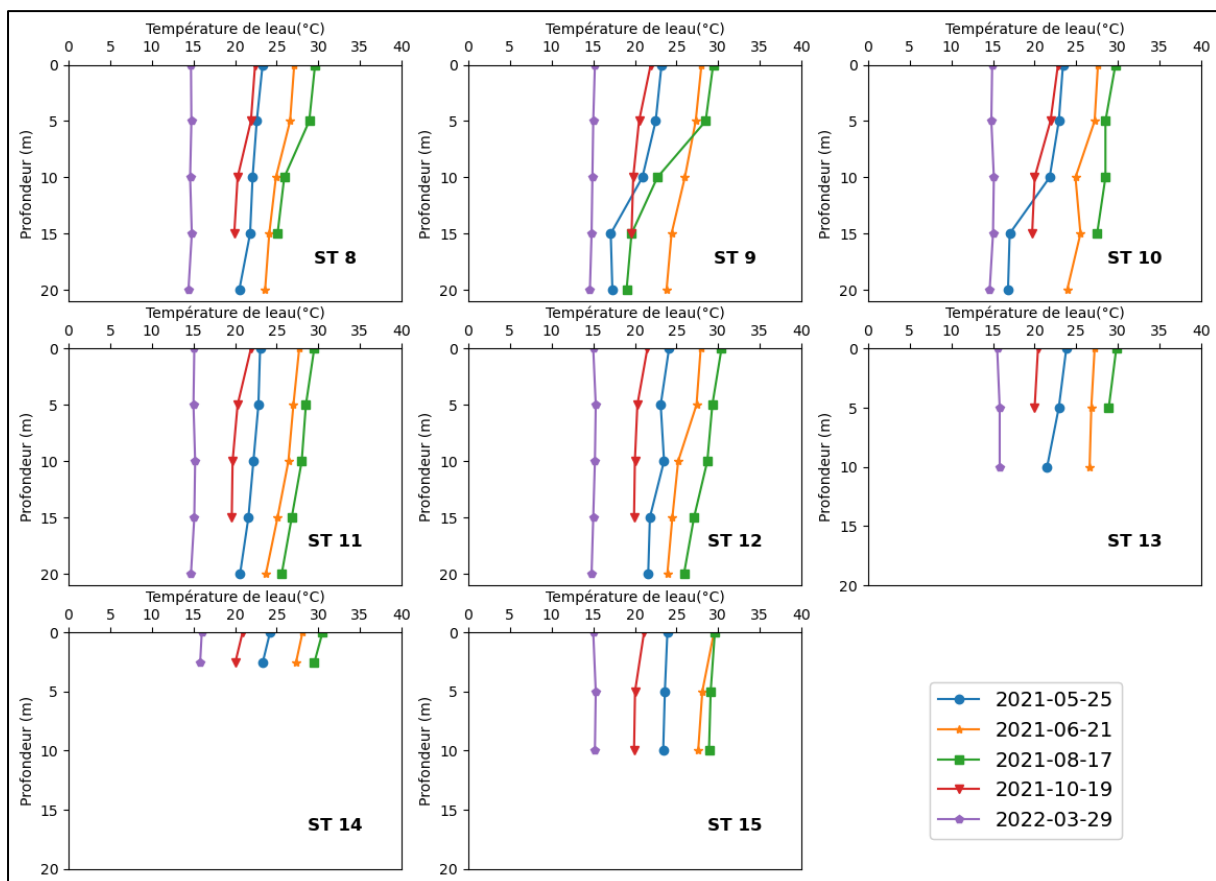


Figure 22: Variation verticale de la température de l'eau des eaux de la retenue du barrage Joumine

2.3.Oxygène dissous (O₂)

L'oxygène dissous constitue un paramètre fondamental dans les écosystèmes aquatiques, car il intervient dans les processus biologiques et chimiques et conditionne la survie des organismes aquatiques. Il provient principalement de deux sources : l'activité photosynthétique des

organismes autotrophes et les échanges gazeux entre l'eau et l'atmosphère, favorisés par le brassage et les conditions météorologiques (Dussart, 1992).

Cours d'eau du bassin versant Joumine

Dans les cours d'eau du bassin versant Joumine, les concentrations en oxygène dissous varient entre 6,23 mg/L et 15,1 mg/L au cours de la période d'étude (**Figure 23**). Ces valeurs relativement élevées peuvent être attribuées au brassage permanent de l'eau et aux échanges directs avec l'atmosphère, caractéristiques des milieux lotiques.

La variabilité observée est également influencée par les conditions climatiques saisonnières, la température de l'eau et l'activité biologique. Les valeurs les plus élevées sont généralement observées durant les périodes où la température est plus faible et où la solubilité de l'oxygène dans l'eau est plus importante.

Dans l'ensemble, ces concentrations indiquent que les cours d'eau étudiés présentent un niveau d'oxygénation satisfaisant, favorable au maintien des communautés biologiques aquatiques.

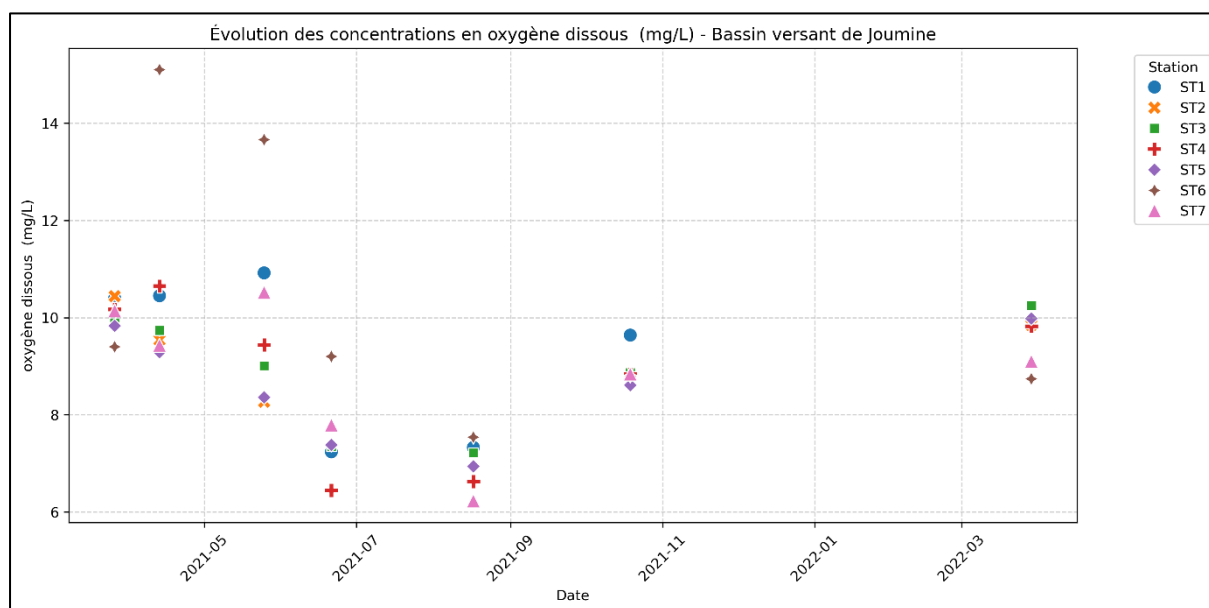


Figure 23 : Evolution de l'oxygène dissous au niveau des sept stations couvrant le bassin versant de Joumine

Retenue du barrage Joumine

Au niveau de la retenue du barrage Joumine, les concentrations en oxygène dissous dans les eaux de surface varient entre 5,8 mg/L et 10,53 mg/L. La moyenne annuelle est d'environ 8,04 mg/L, ce qui traduit un milieu globalement bien oxygéné.

Ces valeurs sont comparables à celles enregistrées dans certaines retenues tunisiennes telles que Hjar (7,04–9,79 mg/L ; (El Herry, 2008)) et Joumine (8,62–10,48 mg/L ; (Bel Haj Zekri, 2003)).

Les profils verticaux de l’oxygène dissous montrent cependant une diminution progressive des concentrations avec la profondeur, particulièrement durant la période estivale. Les teneurs en oxygène ont ainsi atteint 6,52 mg/L en juin et 6,57 mg/L en août dans les couches profondes situées respectivement entre 15–20 m et 10–15 m (**Figure 24**).

Cette diminution peut être expliquée par la stratification thermique estivale, qui limite le mélange vertical des eaux. Les couches superficielles sont enrichies en oxygène grâce à la photosynthèse et aux échanges avec l’atmosphère, tandis que les couches profondes sont dominées par les processus de respiration et de décomposition de la matière organique.

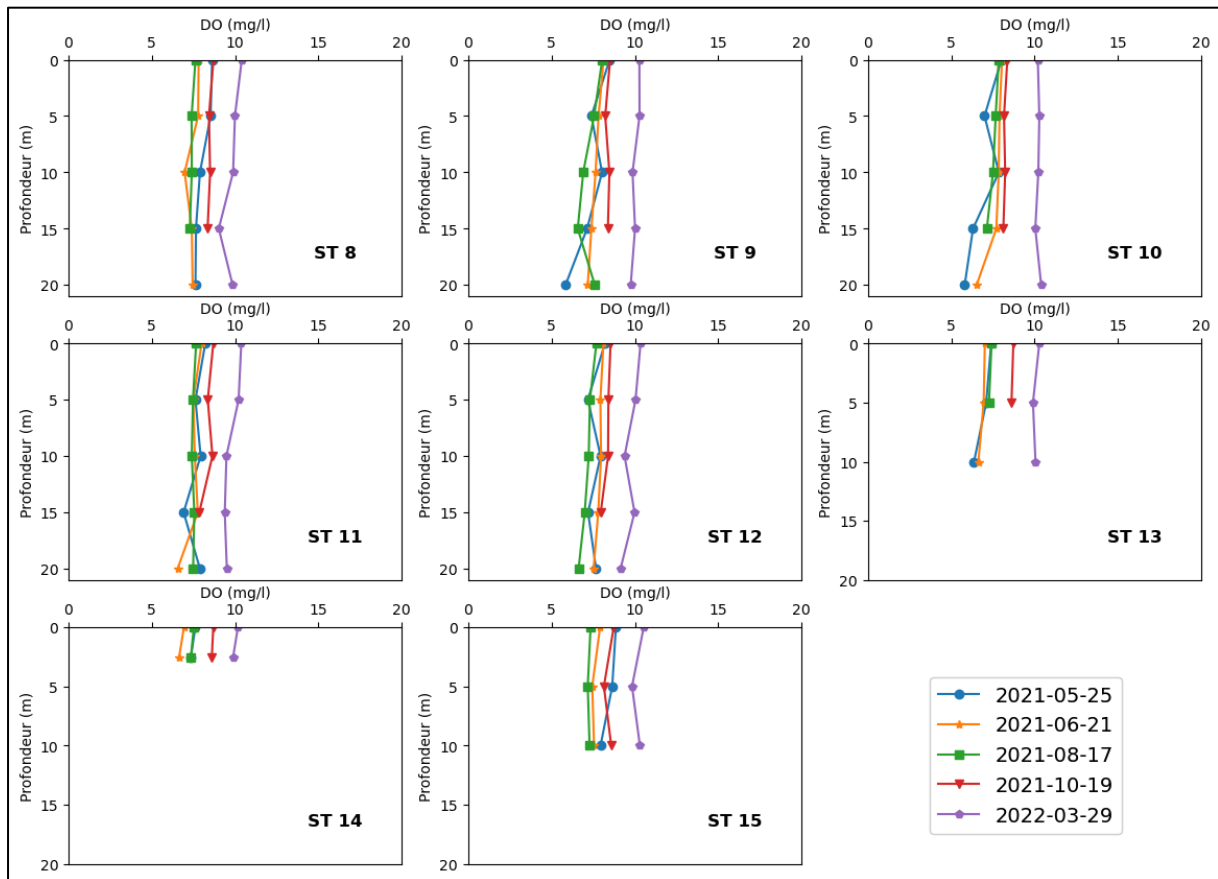


Figure 24: Variation verticale de l’oxygène dissous des eaux de la retenue du barrage Joumine

2.4.Salinité

La salinité représente la concentration totale des sels dissous dans l'eau. Elle dépend principalement des apports provenant du bassin versant, de la nature géologique des sols et des processus hydrologiques tels que l'évaporation ou la dilution par les précipitations.

Cours d'eau du bassin versant Joumine

Dans les cours d'eau du bassin versant Joumine, la salinité présente des valeurs relativement faibles, comprises entre 0,2 g/L et 0,8 g/L au cours de la période d'étude (**Figure 25**).

Ces valeurs reflètent une faible minéralisation des eaux, caractéristique des systèmes fluviaux alimentés principalement par les précipitations et le ruissellement. Les variations observées peuvent être liées aux fluctuations saisonnières des débits, aux apports provenant du bassin versant ainsi qu'aux processus d'érosion et de lessivage des sols.

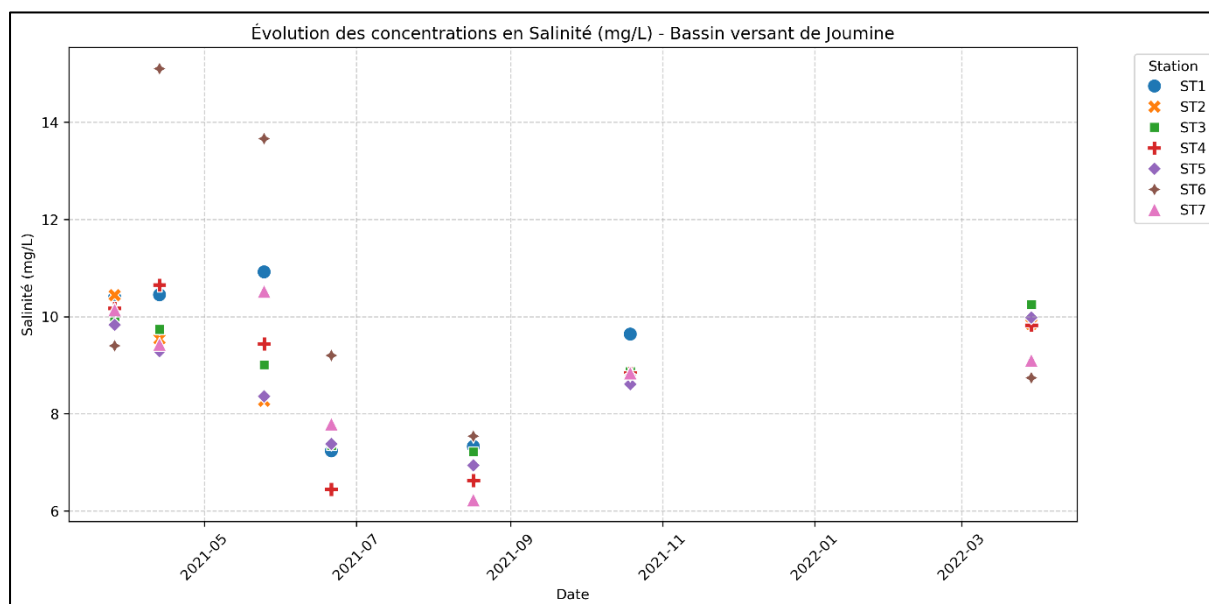


Figure 25 : Evolution de la salinité de l'eau au niveau des sept stations couvrant le bassin versant de Joumine

Retenue du barrage Joumine

Dans la retenue du barrage Joumine, la salinité reste relativement stable au cours de la période d'étude, avec des valeurs proches de 0,3 g/L.

Cette stabilité peut être expliquée par le volume d'eau important de la retenue, qui confère au système une inertie chimique plus élevée que celle des cours d'eau. Les processus de mélange et de dilution contribuent également à limiter les variations importantes de ce paramètre.

2.5.Matières en suspension (MES)

Les matières en suspension correspondent aux particules solides présentes dans l'eau, d'origine minérale ou organique. Leur concentration dépend principalement des phénomènes de ruissellement, de l'érosion des sols, de l'activité biologique et de la remise en suspension des sédiments.

Cours d'eau du bassin versant Joumine

Dans les cours d'eau du bassin versant Joumine, les concentrations en matières en suspension présentent une forte variabilité temporelle, avec des valeurs comprises entre 0,49 g/m³ et 105,99 g/m³.

Ces variations sont principalement liées aux épisodes de ruissellement et de précipitations, qui entraînent le transport de particules issues du bassin versant vers les cours d'eau. Les processus d'érosion des sols et les activités anthropiques peuvent également contribuer à l'augmentation des concentrations en particules en suspension.

Retenue du barrage Joumine

Dans la retenue du barrage Joumine, les concentrations en matières en suspension peuvent atteindre des valeurs plus élevées, avec un maximum de 335 g/m³.

Ces valeurs importantes pourraient être liées à la remise en suspension des sédiments accumulés au fond de la retenue, notamment sous l'effet des mouvements de l'eau ou des variations hydrodynamiques. Les apports provenant des affluents du bassin versant contribuent également à l'enrichissement en particules en suspension.

2.6. Transparence de l'eau

La transparence de l'eau constitue un indicateur important de la qualité optique du milieu aquatique. Elle est généralement mesurée à l'aide du disque de Secchi et dépend principalement de la concentration en particules en suspension et de l'abondance du phytoplancton (Balvay, 1985 ; Reynolds, 2004).

Cours d'eau du bassin versant Joumine

Dans les cours d'eau du bassin versant Joumine, la transparence de l'eau est généralement plus faible en raison de la présence importante de particules en suspension issues du ruissellement et de l'érosion des sols.

Les variations de transparence sont étroitement liées aux conditions hydrologiques saisonnières, notamment aux périodes de fortes précipitations qui favorisent l'apport de matières en suspension dans les cours d'eau.

Retenue du barrage Joumine

Dans la retenue du barrage Joumine, la transparence moyenne des eaux est d'environ 1,04 m. Les profondeurs d'extinction du disque de Secchi varient entre 0,5 m observée en octobre 2021 et 1,9 m enregistrée en mai 2021.

La profondeur de la zone euphotique (Zeu) a été estimée selon la relation proposée par Landner et Wahlgreen (1986) :

$$Zeu = 2,56 \times ZDS$$

Les résultats obtenus indiquent que la profondeur de la zone euphotique varie entre 1,28 m et 4,86 m, avec une moyenne annuelle d'environ 2,67 m (**Figure 26**).

Comparativement à d'autres retenues tunisiennes, la transparence observée à Joumine apparaît relativement faible, ce qui indique une turbidité importante. Cette turbidité peut être attribuée aux apports élevés de particules fines, notamment argileuses, transportées par les affluents du bassin versant.

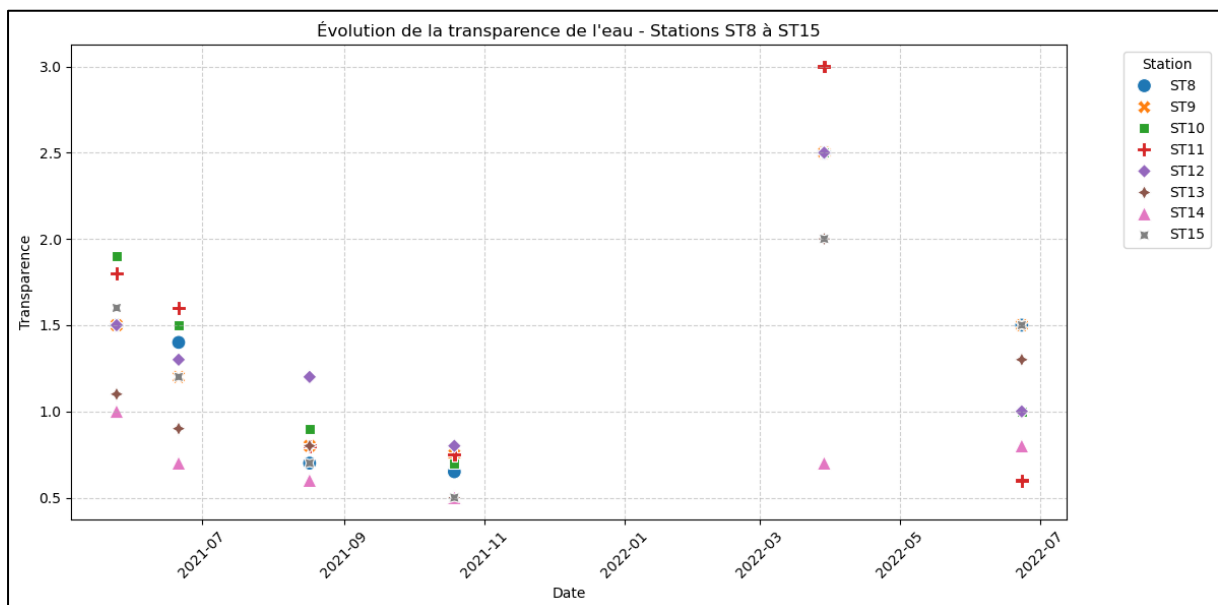


Figure 26 : Evolution de la transparence de l'eau au niveau du barrage Joumine

Tableau 2: Mesures in situ réalisées au niveau des cours d'eau du bassin versant Joumine

Date	Ph	Salinité(g/l)	Température de l'eau (°C)	Oxygène dissous (mg/l)	MES (g/m3)
26/03/2021	[7,9-8,29]	[0,2-0,6]	[12,8-20,3]	[9,4-10,44]	-
12/04/2021	[8,099-8,365]	[0,2-0,6]	[16,1-19,4]	[9,29-15,1]	-
26/05/2021	[7,759-8,424]	[0,2-0,7]	[19,2-25,0]	[8,27-13,66]	[0,49-16,99]
21/06/2021	[7,845-8,19]	[0,2-0,6]	[24,8-29,2]	[6,45-9,2]	[7,00-16,00]
17/08/2021	[8,427-8,966]	[0,2-0,7]	[24,2-29,3]	[6,23-7,54]	[2,00-6,00]
19/10/2021	[8,148-8,696]	[0,2-0,8]	[17,4-21,9]	[8,61-9,64]	[1,00-10,00]
29/03/2022	[9,128-10,3]	[0,2-0,6]	[16,2-19,9]	[8,74-10,25]	[1,00-13,00]
23/06/2022	[8,39-8,898]	[0,2-0,6]	[25,4-32,1]	[7,12-8,54]	[2,99-105,99]
18/07/2022	[8,349-8,737]	[0,2-0,7]	[23,1-29,3]	[7,1-8,87]	[1,00-25,99]
02/08/2022	[8,083-8,978]	[0,2-0,6]	[22,3-27,7]	[7,77-8,91]	[1,00-44,99]

Tableau 3: Mesures in situ réalisées au niveau du barrage Joumine

Date	pH	Salinité (g/l)	Température de l'eau (°C)	Oxygène dissous (mg/l)	MES (g/m ³)
26/03/2021	[8,04 - 8,17]	[0,3 - 0,4]	[15,01 - 22,9]	[8,3 - 9,32]	-
26/05/2021	[8,026 - 8,466]	[0,3 - 0,4]	[15,8 - 23,5]	[5,8 - 9,15]	[1 - 73]
21/06/2021	[8,131 - 8,57]	[0,3 - 0,3]	[23,6 - 28,1]	[6,45 - 8,25]	[2 - 26]
17/08/2021	[7,692 - 9,325]	[0,3 - 0,3]	[19,6 - 29,5]	[6,23 - 7,94]	[1 - 83]
19/10/2021	[8,148 - 9,197]	[0,3 - 0,3]	[17,4 - 21,9]	[7,85 - 8,87]	[1 - 22]
29/03/2022	[9,504 - 10,728]	[0,3 - 0,3]	[14,4 - 16,0]	[9,02 - 10,53]	[1 - 139]
23/06/2022	[8,23 - 9,228]	[0,3 - 0,3]	[23,6 - 33,0]	[6,22 - 8,29]	[1 - 92]
18/07/2022	[8,424 - 9,159]	[0,3 - 0,3]	[23,1 - 29,9]	[6,81 - 8,61]	[4 - 102]
02/08/2022	[8,097 - 9,04]	[0,3 - 0,3]	[19,7 - 30,0]	[6,43 - 9,26]	[1 - 335]

3. Les éléments nutritifs

Chaque bouteille de 1 L a été filtrée avec un filtre dont les pores ont un diamètre de 0,45 µm et séchée dans l'étuve à 105 °C pour déterminer la concentration en MES.

L'eau filtrée a été diluée 10 fois pour le dosage des anions et 20 fois pour le dosage des cations. Ces échantillons dilués seront analysés par la méthode de chromatographie ionique afin de détecter les anions (Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , NO_2^- , PO_4^{3-}) et les cations (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , NH_4^+) au sein du laboratoire CERTE.

3.1 Nitrates (NO_3^-)

Les nitrates représentent l'une des principales formes d'azote minéral dissous dans les milieux aquatiques. Ils proviennent principalement de la minéralisation de la matière organique, du lessivage des sols et des apports agricoles. Leur concentration dans les eaux dépend également des processus biologiques tels que la nitrification et la dénitrification.

Cours d'eau du bassin versant Joumine

Dans les cours d'eau du bassin versant Joumine, les concentrations en nitrates présentent une variabilité temporelle importante. Les valeurs mesurées varient entre 0,009 mg/L et 24,646 mg/L au cours de la période d'étude (**Figure 27**).

Ces variations peuvent être attribuées aux apports issus du bassin versant, notamment par lessivage des sols et ruissellement lors des épisodes pluvieux. Les fortes concentrations observées durant certaines périodes pourraient également être liées aux apports atmosphériques par les précipitations et à la dégradation de la matière organique (Mouelhi, 2000; Turki, 2002).

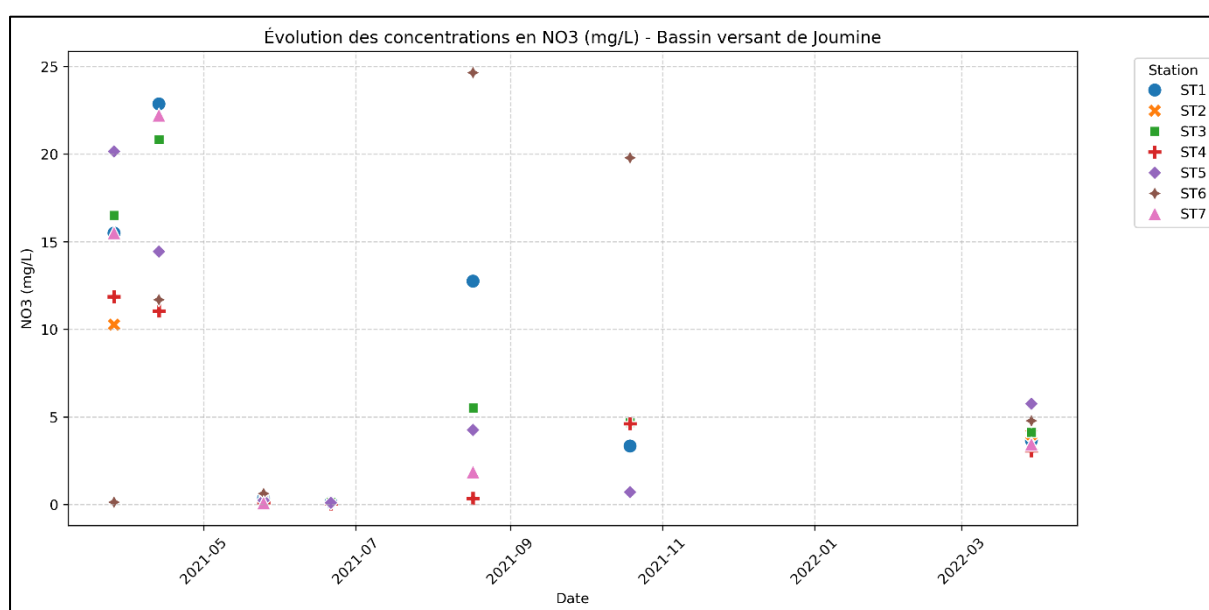


Figure 27 : Evolution de la concentration de nitrate en mg/l au niveau des sept stations couvrant le bassin versant de Joumine

Retenue du barrage Joumine

Dans la retenue du barrage Joumine, les concentrations en nitrates dans les eaux de surface oscillent entre 0,034 mg/L et 18,388 mg/L. La valeur minimale a été enregistrée au mois de mai 2021, tandis que la valeur maximale a été observée en août 2021.

Ces concentrations sont supérieures à celles rapportées dans certaines retenues tunisiennes telles que Sidi Salem (0,12–2,88 mg/L ; (Mouelhi, 2000)), Lebna (0,053–2,35 mg/L ; (El Herry, 2008)) et Bir M'Cherga (0,019–7,71 mg/L ; (Fathalli, 2012)).

Les profils verticaux montrent une légère variation des concentrations avec la profondeur, les valeurs variant entre 0,087 mg/L en surface et 16,53 mg/L au fond de la retenue (**Figure 28**).

Les concentrations relativement élevées observées durant certaines périodes pourraient être liées aux apports hydrologiques et à la dégradation de la matière organique.

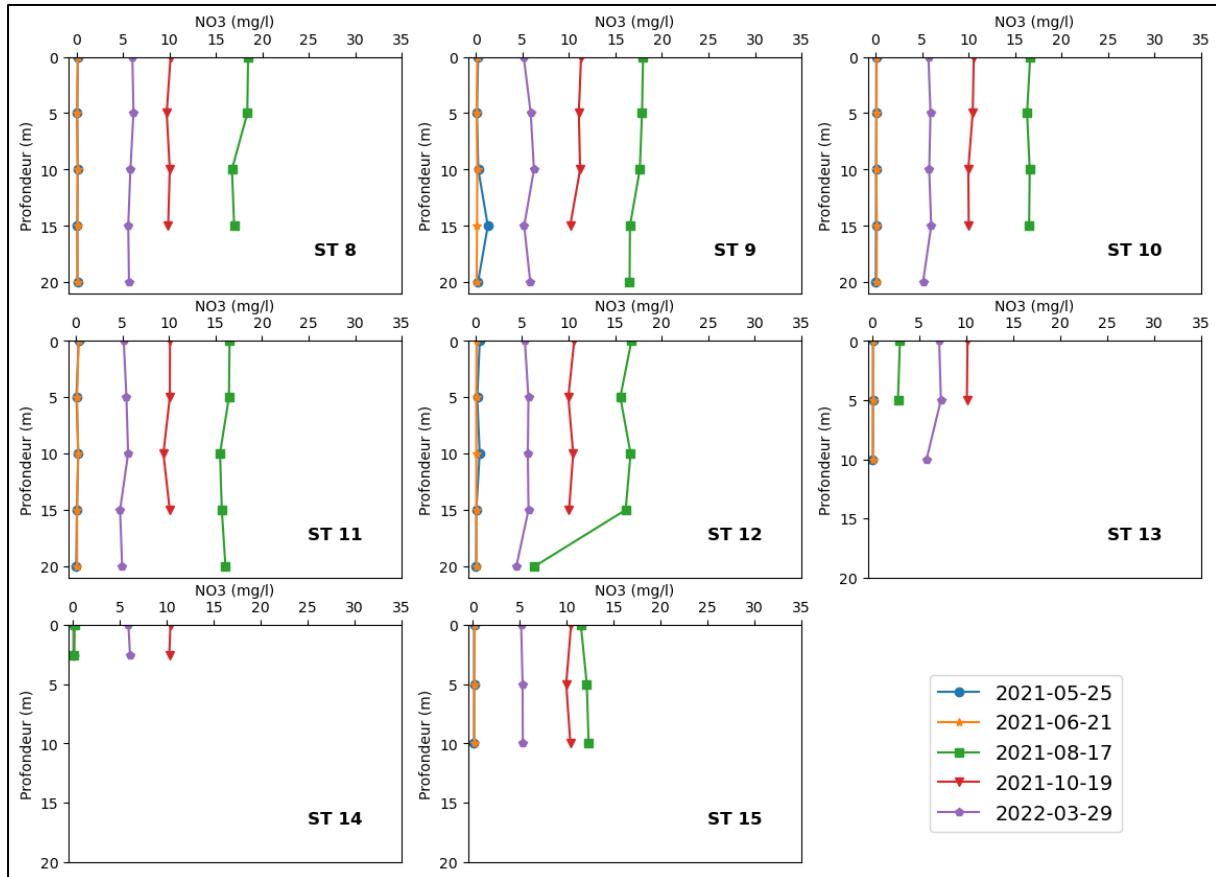


Figure 28: Variation verticale de la concentration de nitrate en mg/l des eaux de la retenue du barrage Joumine

3.2 Nitrites (NO_2^-)

Les nitrites constituent une forme intermédiaire du cycle de l'azote résultant de l'oxydation de l'ammonium en nitrates lors du processus de nitrification. En raison de leur instabilité chimique, leurs concentrations dans les eaux naturelles sont généralement faibles.

Cours d'eau du bassin versant Joumine

Dans les cours d'eau du bassin versant Joumine, les concentrations en nitrites varient entre 0,006 mg/L et 15,664 mg/L durant la période d'étude (**Figure 29**). Les valeurs les plus élevées ont été observées au cours de certaines périodes, probablement en lien avec les apports issus du bassin versant et les processus de transformation de l'azote.

Les variations observées peuvent être associées aux processus microbiologiques intervenant dans la nitrification et à la dégradation de la matière organique.

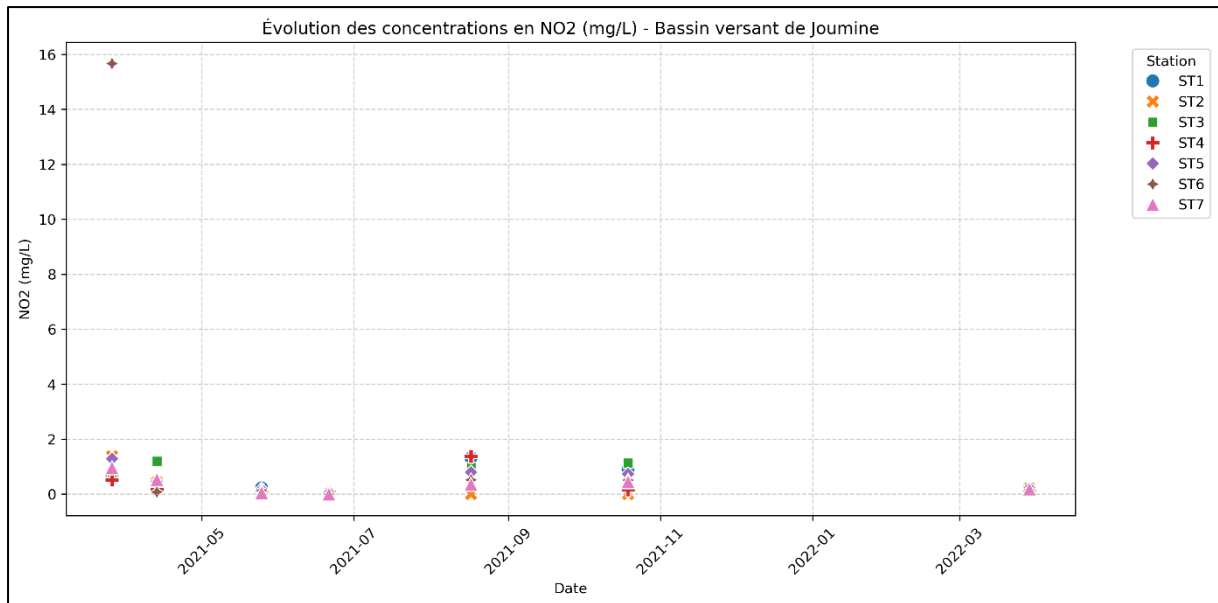


Figure 29 : Evolution de la concentration de nitrite en mg/l au niveau des sept stations couvrant le bassin versant de Joumine

Retenue du barrage Joumine

Dans la retenue du barrage Joumine, les concentrations en nitrites restent globalement faibles, variant entre 0,003 mg/L et 1,456 mg/L. La valeur maximale a été observée au mois d'août à une profondeur d'environ 15 m, indiquant une accumulation locale dans les couches plus profondes de la colonne d'eau (**Figure 30**).

L'analyse des profils verticaux révèle une distribution relativement homogène des nitrites dans la colonne d'eau durant la période d'étude. Ces résultats concordent avec ceux observés dans d'autres retenues tunisiennes telles que Lebna (El Herry, 2008) et Bir M'Cherga (Fathalli, 2012).

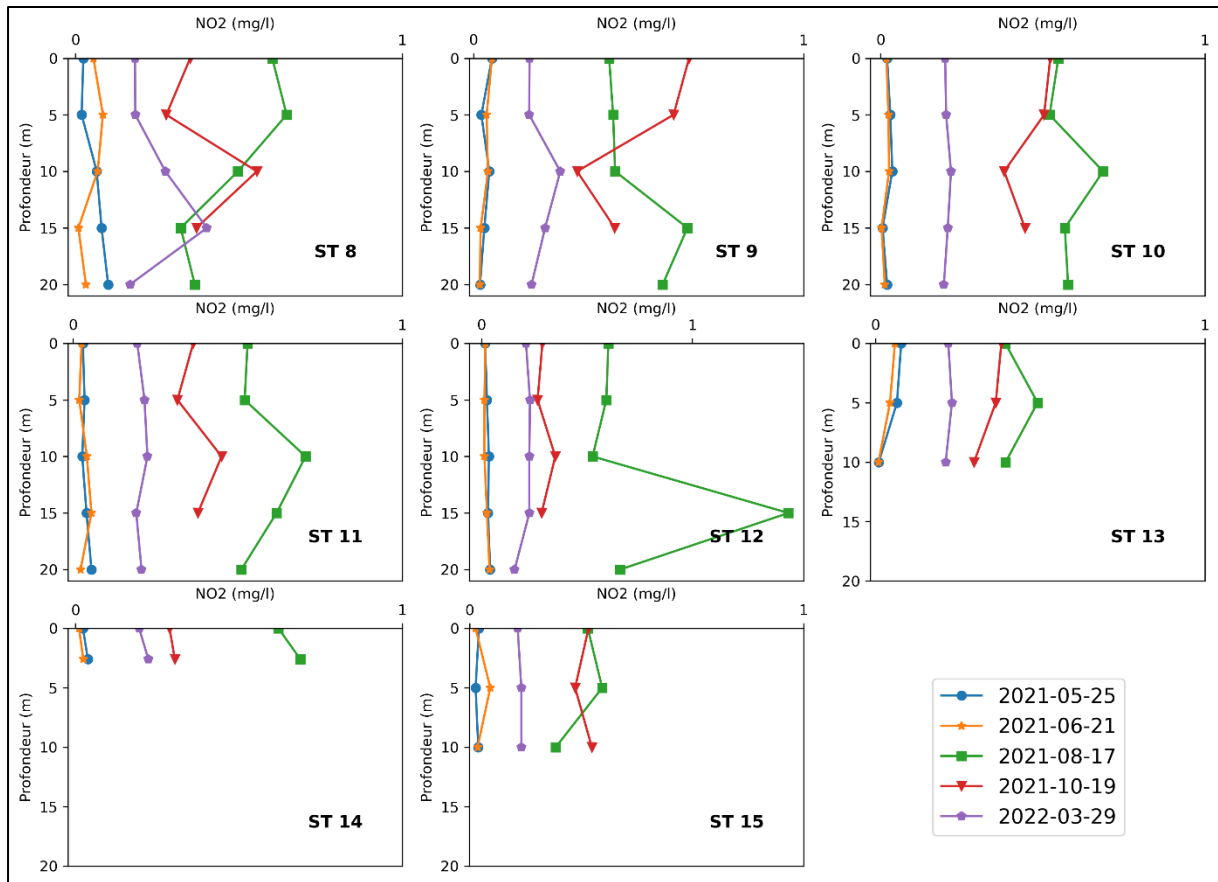


Figure 30: Variation verticale de la concentration de nitrite en mg/l des eaux de la retenue du barrage Joumine

3.3 Azote ammoniacal (NH_4^+)

L'ammonium représente une forme réduite de l'azote minéral résultant principalement de la décomposition de la matière organique et des processus de minéralisation. Sa concentration dans les milieux aquatiques dépend de l'activité biologique, des apports externes et des conditions physico-chimiques du milieu.

Cours d'eau du bassin versant Joumine

Dans les cours d'eau du bassin versant Joumine, les concentrations en ammonium présentent une variabilité importante, avec des valeurs comprises entre 0,063 mg/L et 45,804 mg/L (**Figure 31**). Ces concentrations élevées observées à certaines périodes peuvent être liées aux apports provenant du bassin versant, notamment par le lessivage des sols et les activités anthropiques.

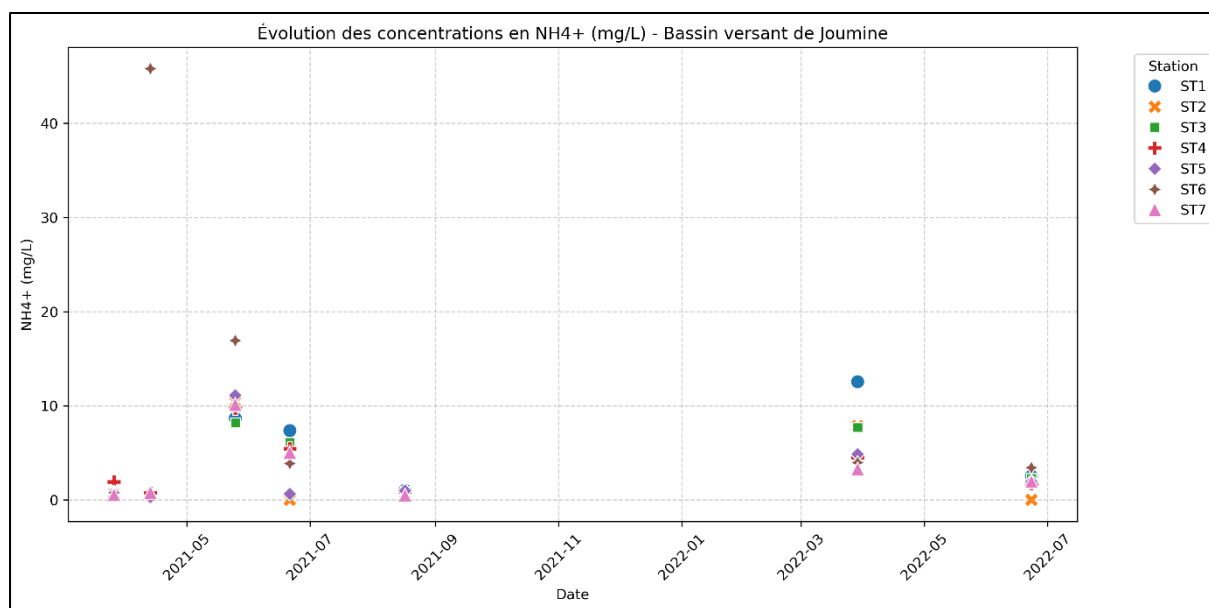


Figure 31 : Evolution de la concentration de l’ammonium en mg/l au niveau des sept stations couvrant le bassin versant de Joumine

Retenue du barrage Joumine

Dans la retenue du barrage Joumine, les concentrations en ammonium dans les eaux de surface varient entre 0,177 mg/L et 8,240 mg/L. Les valeurs moyennes observées restent relativement modérées et indiquent un niveau de minéralisation de la matière organique dans la retenue.

Ces concentrations sont supérieures à celles rapportées dans la retenue de Sidi Salem (0,01–0,365 mg/L ; (Mouelhi, 2000)), mais restent comparables aux valeurs observées dans la retenue de Lebna (0,02–4,68 mg/L ; (El Herry, 2008)).

Les profils verticaux montrent généralement des concentrations plus élevées en profondeur qu’en surface, ce qui pourrait s’expliquer par la décomposition de la matière organique et la consommation d’oxygène dans les couches profondes (**Figure 32**).

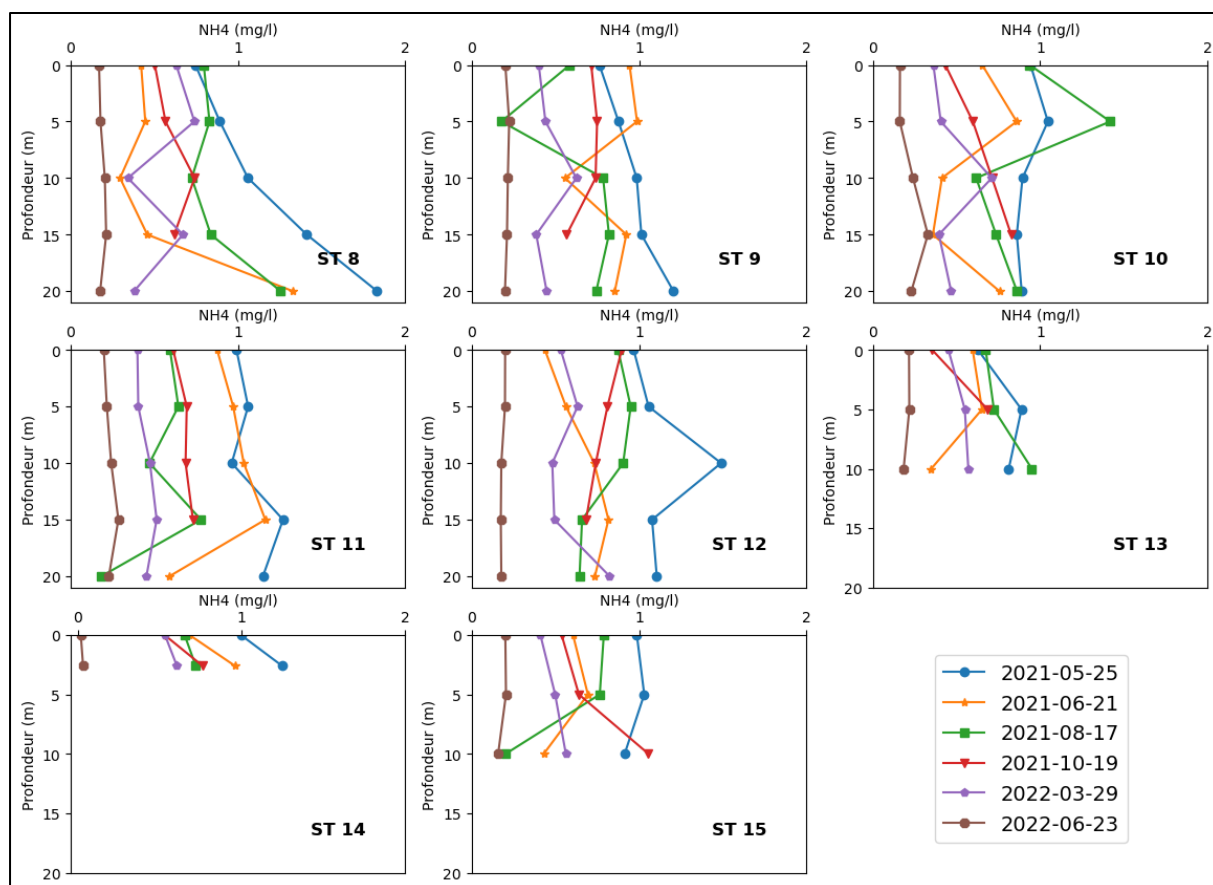


Figure 32: Variation verticale de la concentration de l'ammonium en mg/l des eaux de la retenue du barrage Joumine

Tableau 4: Concentrations en cations majeurs mesurées au niveau des cours d'eau du bassin versant Joumine

Date	Na ⁺ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)
2021-03-26	[12,608 - 95,230]	[0,562 - 1,916]	[1,234 - 4,148]	[29,466 - 67,228]	[5,328 - 23,356]
2021-05-26	[17,612 - 116,110]	[0,304 - 45,804]	[1,556 - 5,058]	[50,482 - 81,272]	[9,804 - 31,670]
2021-06-21	[12,230 - 64,330]	[0,820 - 1,692]	[0,290 - 2,150]	[25,410 - 66,560]	[6,220 - 20,970]
2021-08-17	[11,900 - 45,310]	[0,063 - 0,736]	[0,000 - 2,410]	[17,660 - 57,730]	[6,650 - 30,680]
2021-10-19	[0,000 - 133,262]	[0,286 - 1,022]	[1,818 - 5,036]	[47,868 - 136,758]	[6,824 - 48,370]
2022-03-29	[25,003 - 25,003]	[1,007 - 1,007]	[1,702 - 1,702]	[23,668 - 23,668]	[9,796 - 9,796]
2022-06-23	[40,190 - 155,430]	[3,270 - 12,550]	[3,350 - 8,570]	[79,360 - 118,480]	[21,380 - 55,170]
2021-03-26	[21,420 - 68,280]	[1,730 - 34,150]	[1,490 - 35,150]	[36,150 - 141,800]	[6,090 - 37,150]

Tableau 5 : Concentrations en cations majeurs réalisées au niveau du barrage Joumine

Date	Na ⁺ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)
2021-03-26	[12,439 - 65,024]	[0,438 - 2,923]	[0,893 - 1,820]	[12,788 - 28,927]	[5,222 - 10,072]
2021-05-26	[21,280 - 41,120]	[0,812 - 1,833]	[0,280 - 4,240]	[5,940 - 44,340]	[2,360 - 12,930]
2021-06-21	[17,420 - 52,340]	[0,295 - 1,329]	[0,540 - 25,700]	[0,974 - 58,400]	[0,130 - 20,420]

2021-08-17	[22,531 - 27,165]	[0,177 - 1,419]	[1,501 - 2,931]	[18,888 - 27,621]	[8,447 - 10,392]
2021-10-19	[22,273 - 28,130]	[0,567 - 1,056]	[1,483 - 1,924]	[22,833 - 28,440]	[8,758 - 10,883]
2022-03-29	[51,690 - 202,040]	[3,420 - 8,240]	[4,110 - 14,820]	[84,790 - 123,340]	[17,980 - 40,370]
2022-06-23	[30,660 - 65,670]	[0,340 - 3,280]	[2,330 - 3,680]	[59,150 - 77,670]	[7,590 - 17,560]

Tableau 6: Concentrations en anions réalisées au niveau des cours d'eau du bassin versant Joumine

Date	Cl-(mg/l)	NO ₂ - (mg/l)	NO ₃ - (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)
2021-03-26	[43,434 - 280,270]	[0,522 - 15,664]	[0,130 - 20,152]	[-]	[10,662 - 166,870]
2021-05-26	[1,060 - 5,982]	[0,038 - 0,222]	[0,094 - 0,622]	[0,022 - 0,132]	[0,154 - 4,122]
2021-06-21	[0,850 - 3,416]	[0,006 - 0,064]	[0,009 - 0,033]	[0,014 - 0,024]	[0,084 - 3,760]
2021-08-17	[37,424 - 342,720]	[0,356 - 1,376]	[0,342 - 24,646]	[-]	[5,654 - 358,088]
2021-10-19	[42,750 - 161,420]	[0,164 - 1,138]	[0,706 - 19,786]	[-]	[8,818 - 319,350]
2022-03-29	[14,771 - 62,076]	[0,164 - 0,216]	[3,078 - 5,748]	[0,070 - 0,155]	[11,421 - 75,661]

Tableau 7: Concentrations en anions réalisées au niveau du barrage Joumine

Date	Cl(mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)
2021-03-26	[14,839 - 111,972]	[0,065 - 0,561]	[7,137 - 12,422]	[-]	[3,558 - 55,783]
2021-05-26	[0,502 - 3,194]	[0,019 - 0,035]	[0,034 - 1,295]	[0,111 - 0,276]	[0,359 - 1,204]
2021-06-21	[0,812 - 1,618]	[0,003 - 0,044]	[0,085 - 0,161]	[-]	[0,484 - 0,678]
2021-08-17	[110,575 - 132,928]	[0,210 - 1,456]	[15,484 - 18,388]	[0,095 - 0,095]	[84,208 - 94,788]
2021-10-19	[105,449 - 119,673]	[0,266 - 0,606]	[9,406 - 11,212]	[-]	[75,981 - 84,819]
2022-03-29	[14,430 - 85,874]	[0,077 - 0,201]	[4,421 - 7,322]	[0,044 - 0,142]	[23,267 - 37,342]

Les concentrations des cations et anions mesurées dans les cours d'eau (**Erreur ! Source du r envoi introuvable.** et **Tableau 6**) et le barrage de Joumine (**Tableau 5** et **Tableau 7**) présentent une grande variabilité temporelle et spatiale. Les concentrations en sodium (Na⁺) varient de 0 à 133,26 mg/l dans les cours d'eau et de 12,44 à 202,04 mg/l dans le barrage. Pour l'ammonium (NH₄⁺), elles oscillent entre 0,06 et 45,80 mg/l dans les cours d'eau et de 0,18 à 8,24 mg/l dans le barrage. Le potassium (K⁺) reste relativement faible, variant entre 0,29 et 25,70 mg/l dans les deux sites. Les concentrations en calcium (Ca²⁺) varient de 0 à 136,76 mg/l dans les cours d'eau et de 0,97 à 123,34 mg/l dans le barrage, tandis que celles en magnésium (Mg²⁺) suivent une tendance similaire, allant de 0 à 48,37 mg/l dans les cours d'eau et de 2,36 à 40,37 mg/l dans le barrage (**Tableau 6**).

Les concentrations en anions dans les cours d'eau du bassin versant Joumine présentent des variations significatives. Les chlorures (Cl⁻) y oscillent entre 0,85 mg/l (août 2021) et 353,29

mg/l (mai 2021), tandis que dans le barrage Joumine, elles varient de 0,50 mg/l (mai 2021) à 132,93 mg/l (août 2021). Les phosphates (PO_4^{3-}), quasi absents dans les cours d'eau (mesures sporadiques jusqu'à 0,155 mg/l), restent également bas dans le barrage (jusqu'à 0,276 mg/l en mai 2021). Enfin, les sulfates (SO_4^{2-}) montrent une variabilité extrême de 0,084 à 358,09 mg/l dans les cours d'eau (pic en octobre 2021) et de 0,36 à 94,79 mg/l dans le barrage (pic en août 2021). Cette variabilité reflète l'influence des saisons, des processus géochimiques naturels et des activités humaines sur la qualité de l'eau.

4. Mesures des paramètres biotiques

3.1 Identification et comptage des micro-algues

Après avoir suivi une formation intensive à l'Université de Concepción, Faculté de biologie (EULA Center), au Chili, visant l'apprentissage de l'identification et du comptage des espèces phytoplanctoniques, décrite ci-dessous.

L'identification des organismes a été réalisée au moyen d'un microscope inversé (type Leitz), en utilisant les objectifs (x 10, x 40, x 100). L'utilisation de l'objectif à fort grossissement (x 100), nécessitant l'huile à immersion, est effectuée pour les formes de petite taille mais aussi pour la confirmation de certains détails cellulaires comme dans le cas des cyanobactéries. Plusieurs ouvrages de systématique ont été consultés pour la détermination de différentes espèces du phytoplancton (Bourrelly, 1985, 1981, 1972). Les échantillons, préalablement fixés par le Formol (1%), sont suffisamment agités à la main afin de détacher tous les organismes qui ont pu adhérer aux parois. L'agitation doit être réalisée de manière à éviter les mouvements tourbillonnaires. Ils sont ensuite mis à sédimenter dans des chambres de 25 ml de contenance, et placés à l'abri du soleil, à la température ambiante afin d'éviter tout courant de convection empêchant une répartition uniforme des particules. Le phytoplancton ainsi que les autres particules en suspension se déposent sur la lamelle au bout de 24 heures. Le comptage est toujours réalisé en utilisant l'objectif (x 40) selon la méthode décrite par (Utermöhl, 1958) et repose sur un principe simple qui consiste, à examiner deux bandes transversales (une horizontale et l'autre verticale), dont la largeur est variable selon la charge de l'échantillon en microalgues, et à compter le nombre de taxons qui s'y trouvent. Si la sédimentation a été homogène, le nombre de cellules compté au niveau de ces deux bandes peut être rapporté à l'ensemble de la surface de la chambre (**Figure 33**).

Le nombre total (N) d'individus phytoplanctoniques contenus dans un litre d'échantillon est :

$$N = (n \times S / s) \times (1000 / V)$$

Avec : N = Nombre d'individus comptés par litre ; n = Nombre d'individus comptés dans les deux bandes ; S = Surface totale de la chambre de sédimentation ; s = Surface des deux bandes ; V = Volume de la chambre de sédimentation.

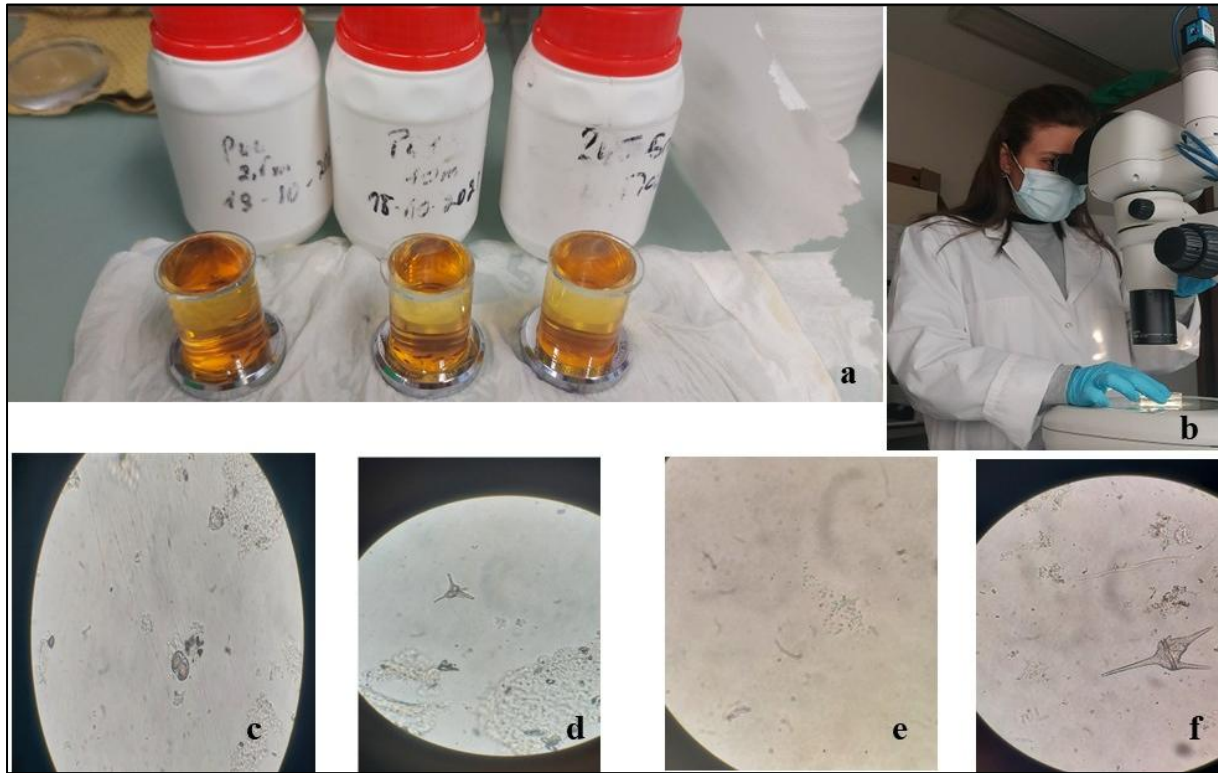


Figure 33: **a** : chambre de sedimentation, **b** : Identification et comptage des espèces phytoplanctoniques, **c** : Cyanobactérie : *Chroococcus turgidus* , **d** : Algue verte : *Staurostrum*, **e** : Cyanobactérie : *Aphanocapsa* sp et **f** : Dianophlagellé : *Ceratium*

L'estimation du biovolume exprimé en mm³/L, a été calculé pour tous les espèces en utilisant le « **Biovolume -Calculator** » en utilisant cette formule :

$$\text{Biovolume} \left(\text{mm}^3/\text{L} \right) = \frac{\text{Nombre de cellule (mL)} * \text{Volume moyen de la cellule} (\mu\text{m}^3)}{1000000}$$

Tableau 8: valeurs maximales et minimales de biovolume par date dans le réservoir de Joumine

Date	Biovolume (mm ³ /l)
2021-05-25	[0 - 0,16450423]
2021-06-21	[0 - 0,18870382]
2021-08-17	[0 - 0,06730432]
2021-10-19	[0 - 0,20307787]

Les valeurs de biovolume dans le réservoir de Joumine (**Tableau 8**) varient selon les dates de prélèvement, reflétant la dynamique du phytoplancton. Les valeurs maximales et minimales de biovolume ont été mesurées pour chaque date, montrant une fluctuation de la biomasse du phytoplancton en fonction des conditions environnementales. Le biovolume varie de 0 mm³/L (indiquant une faible présence ou absence de phytoplancton) à des valeurs maximales allant jusqu'à 0,2031 mm³/L (**Tableau 8**). Ces variations sont influencées par des facteurs tels que la température, la lumière, la disponibilité des nutriments et les cycles saisonniers ainsi que la profondeur et le site de prélèvement. Ces données sont essentielles pour évaluer l'état de l'écosystème aquatique et la production primaire dans le réservoir de Joumine.

3.2 Dosage de la biomasse chlorophyllienne

Pour la chlorophylle a, 500 ml de chaque échantillon a été filtré à travers un filtre de type Wattman GF/C, de 47 mm de diamètre et une porosité de 0,45 µm. Les filtres ont ensuite été conservés dans des cryotubes à -20 °C pour le dosage de la chlorophylle a.

La chlorophylle a a été mesurée selon la méthode de Lorenzen, basée sur une extraction à l'acétone à 90 % et une analyse monochromatique. Les étapes principales comprenaient :

- Le broyage du filtre dans 10 ml d'acétone à 90 %, suivi de l'incubation de l'extrait pigmentaire dans un tube enveloppé de papier d'aluminium, réfrigéré pendant environ 20 heures.
- Une centrifugation des tubes pendant 5 minutes à une vitesse de 3000-4000 tr/min.
- Une lecture spectrophotométrique avant et après acidification de l'extrait, mesurée aux longueurs d'onde de 665 nm et 750 nm.

La concentration de chlorophylle a été calculée à l'aide des équations proposées par Neuveu, (1974) :

$$[\text{chlorophylle a}] (mg.m - 3) = \frac{26.7(A_{665}^{na} - A_{665}^n) * v}{V * l}$$

Avant acidification

$$Abn^a_{665} = (Ab^{na}_{665} - bc_{665}) - (Ab^{na}_{750} - bc_{750})$$

Après acidification

$$Abn^a_{665} = (Ab^a_{665} - bc_{665}) - (Ab^a_{750} - bc_{750})$$

- A_{665}^n : Absorbance mesurée à 665 nm (longueur d'onde de pic de la chlorophylle *a*) avant acidification, corrigée du blanc.
- A_{750}^n : Absorbance mesurée à 750 nm (longueur d'onde de référence pour la turbidité ou le bruit) avant acidification, corrigée du blanc.
- A_{665}^a : Absorbance mesurée à 665 nm après acidification (ajout d'acide pour convertir la chlorophylle *a* en phéophytine), corrigée du blanc.
- A_{750}^a : Absorbance mesurée à 750 nm après acidification, corrigée du blanc.
- bc_{665} ou bc_{750} : Correction du blanc à 665 nm ou 750 nm (absorbance du solvant ou de l'échantillon témoin sans pigments).

Les autres données sont :

- V : volume d'eau filtrée (litres)
- v : volume de solvant d'extraction (millimètres)
- l : longueurs du trajet optique de la cuve de mesure (centimètres).

Tableau 9: valeurs minimales (min) et maximales (max) de la chlorophylle *a* par date réalisées au niveau du réservoir de Joumine

Date	Chla [min, max]
2021-05-25	[0,594 - 3,654]
2021-05-26	[0,534 - 13,350]
2021-06-21	[0,534 - 9,612]
2021-08-17	[0,534 - 11,214]
2021-10-19	[2,136 - 9,612]

Tableau 10: valeurs maximales et minimales de la chlorophylle *a* par date réalisées au niveau des cours d'eau du bassin versant Joumine

Date	Chla [min, max]
2021-03-26	[0,534 - 2,884]
2021-04-13	[0,534 - 5,340]
2021-05-25	[1,068 - 4,806]
2021-06-21	[0,534 - 4,272]
2021-08-17	[2,136 - 27,234]
2021-10-19	[0,534 - 27,234]
2022-03-29	[0,534 - 2,670]
2022-06-23	[0,000 - 143,112]

Les concentrations de chlorophylle *a* ont été mesurées dans le réservoir de Joumine (**Tableau 9**) et dans les cours d'eau du bassin versant (**Tableau 10**) afin d'évaluer la biomasse phytoplanctonique. Les concentrations en chlorophylle *a* (Chl-*a*), indicateur de la biomasse

phytoplanctonique et du niveau de productivité des milieux aquatiques, présentent une variabilité spatio-temporelle importante dans le bassin versant de Joumine.

Dans les cours d'eau du bassin versant, les concentrations montrent une forte variabilité, avec des valeurs pouvant atteindre $143,112 \text{ mg.m}^{-3}$ en juin 2022. Cette amplitude importante traduit une hétérogénéité spatiale et temporelle marquée, probablement liée aux fluctuations hydrologiques, aux apports en nutriments provenant du bassin versant ainsi qu'aux conditions climatiques saisonnières.

Au niveau de la retenue du barrage Joumine, les concentrations en chlorophylle a mesurées dans les eaux de surface varient entre $0,59 \text{ }\mu\text{g/L}$, enregistrée en mai 2021 à la station ST14, et $7,84 \text{ }\mu\text{g/L}$, observée en octobre 2021 à la station ST13, avec une valeur moyenne annuelle d'environ $3,49 \text{ }\mu\text{g/L}$. Ces résultats indiquent une variabilité saisonnière de la biomasse phytoplanctonique dans la retenue.

Les valeurs obtenues au cours de cette étude sont supérieures à celles rapportées dans la même retenue par (Bel Haj Zekri, 2003) dont la concentration maximale était d'environ $1,84 \text{ }\mu\text{g/L}$. En comparaison avec d'autres retenues tunisiennes, les concentrations en chlorophylle a observées à Joumine sont plus élevées que celles enregistrées dans les retenues de Lebna (El Herry, 2008) et Sejnane (Bel Haj Zekri, 2003) alors qu'elles sont largement inférieures à celles obtenus au niveau de Sidi Salem (Mouelhi, 2000) et Bir Mcherga (Fathalli, 2012).

L'analyse des profils verticaux de la chlorophylle a dans la retenue montre également une variabilité avec la profondeur. Les concentrations varient entre $0,534 \text{ }\mu\text{g/L}$, observée à 5 m de profondeur en juin, et $13,35 \text{ }\mu\text{g/L}$, enregistrée à 15 m de profondeur en mai (**Figure 34**). Ces variations verticales pourraient être liées aux conditions de stratification thermique, à la disponibilité en nutriments et à la distribution du phytoplancton dans la colonne d'eau.

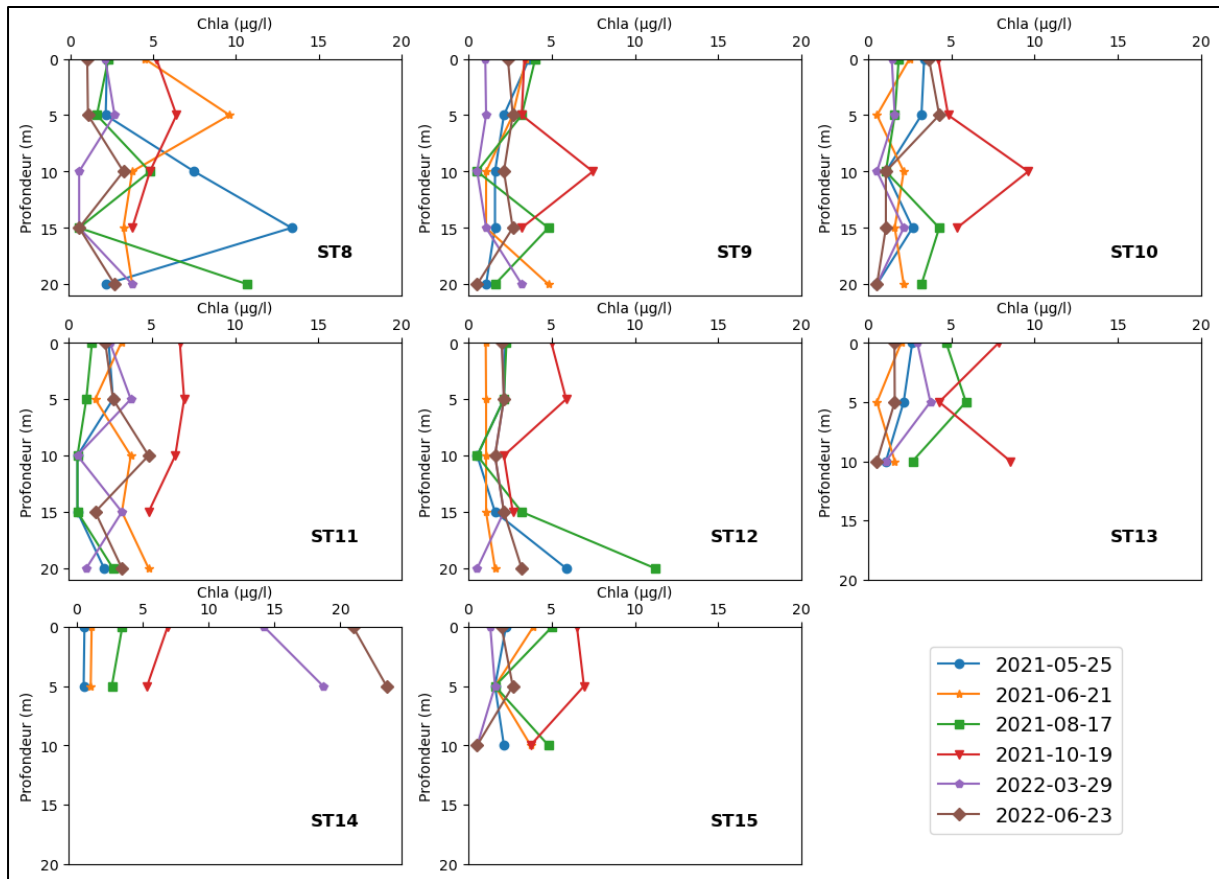


Figure 34 : Variation verticale de chlorophylle a des eaux de la retenue du barrage Joumine

III. Résumé

Dans ce chapitre, nous avons décrit la zone d'étude en abordant ses aspects géographiques, géologiques, hydrologiques, climatiques et écologiques. Le bassin versant de l'oued Joumine a été présenté en mettant en lumière son rôle stratégique dans la gestion intégrée des ressources en eau, notamment pour l'irrigation, l'approvisionnement en eau potable et la préservation de la biodiversité. Par ailleurs, la description des reliefs, des types de sols et du couvert végétal a permis d'identifier les interactions entre les composantes naturelles et les principaux défis environnementaux, tels que l'envasement et l'eutrophisation.

Dans ce contexte, l'analyse des caractéristiques hydro-climatiques a permis de mieux comprendre l'impact de la variabilité climatique sur les apports et les pertes d'eau dans le réservoir. Les campagnes d'échantillonnage et de collecte de données in situ, réalisées dans le bassin versant et la retenue du barrage, constituent une base solide pour les travaux d'analyse développés dans les prochains chapitres.

Ces travaux s'articulent autour de trois axes principaux : la caractérisation physico-chimique et biologique des eaux de la retenue, en lien avec les facteurs environnementaux ; la modélisation

de l'effet de la thermocline sur la répartition des espèces phytoplanctoniques ; et l'évaluation de la qualité des eaux en associant DEOLE-J au modèle PEGASE, en intégrant les impacts de la combinaison de certains effets globaux du changement climatique et des apports amonts.

Chapitre 3 : Evaluation de l'état trophiques des eaux du barrage Joumine

I. Introduction

La gestion durable des ressources en eau de surface, notamment celle des réservoirs artificiels, est cruciale dans les régions semi-arides comme la Tunisie, où ces infrastructures constituent un pilier pour l'approvisionnement en eau potable, l'irrigation et l'industrie (Jenhani et al., 2019). La qualité de ces eaux est fortement influencée par les activités anthropiques agricoles, urbaines et industrielles en amont dans leur bassin versant, entraînant souvent un enrichissement excessif en nutriments (Boukari et al., 2019; Limam, 2003), phénomène connu sous le nom d'eutrophisation. Ce processus se manifeste par des proliférations algales, une désoxygénation des eaux profondes et une perte de biodiversité, compromettant les usages multiples de la ressource (Jenhani et al., 2019; Nojavan A. et al., 2019).

Si de nombreuses études ont documenté la qualité physico-chimique des lacs et réservoirs à travers le monde, les recherches intégrant simultanément une analyse de l'état trophique et de la structure des communautés phytoplanctoniques, couplée à des outils statistiques multivariés pour identifier les facteurs de contrôle, restent relativement rares, en particulier en Tunisie. Cette approche est essentielle pour établir un diagnostic robuste et proposer des mesures de gestion adaptées. Par ailleurs, l'utilisation d'indices trophiques complémentaires, tels que le Carlson's Trophic State Index (CTSI) et le Trophic State Index Deviation (TSID), permet de mieux caractériser la nature de l'eutrophisation, en distinguant la contribution des algues de celle des matières en suspension, et d'éviter les contradictions fréquentes entre indices basés sur la chlorophylle-a, la transparence ou le phosphore total (Carlson, 1977; Nojavan A. et al., 2019).

Le réservoir de Joumine, situé dans le nord de la Tunisie, constitue un exemple stratégique de ces enjeux. L'objectif de ce chapitre est de fournir une évaluation de la qualité de l'eau et de l'état trophique de ce réservoir. La première partie de ce chapitre correspond à une publication qui vise à : (i) analyser les variations spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques et biologiques, (ii) évaluer l'état trophique du réservoir à l'aide des indices CTSI et TSID, et (iii) identifier les principaux facteurs environnementaux contrôlant la dynamique phytoplanctonique à l'aide d'analyses multivariées, telles que l'analyse en composante

principale (ACP) et l'analyse de redondance (RDA). Dans une deuxième partie, des analyses complémentaires et une discussion plus approfondie sont présentées, mettant en lumière les implications pour la gestion durable du réservoir et la prévention de l'eutrophisation.

1. Résumé

Afin d'évaluer la qualité de l'eau et l'état trophique du réservoir de Joumine, situé au nord de la Tunisie, des campagnes de collecte des données in situ ont été réalisées mensuellement depuis le mois de Mai 2021 à Juin 2022 sur 8 stations d'échantillonnage. Ces mesures incluent des variables physico-chimiques (température, pH, oxygène dissous, nitrates, ammonium, phosphore total, etc.) ainsi que des variables biologiques telles que la concentration en chlorophylle-a et la composition de la communauté phytoplanctonique. L'objectif principal est de comprendre les variations spatio-temporelles de la qualité de l'eau, d'évaluer l'état trophique du réservoir à l'aide des indices *Carlson's Trophic State Index* (CTSI) et le *Trophic State Index Deviation* (TSID), et d'identifier les principaux facteurs influençant la dynamique phytoplanctonique par des analyses multivariées.

Dans une première étape, l'analyse de l'état trophique a révélé que le réservoir est globalement eutrophique avec un indice CTSI = 59.9, bien que des écarts significatifs apparaissent en fonction des indices. Par exemple, l'indice basé sur la chlorophylle a indique un état mésotrophique, tandis que celui basé sur le phosphore total classe le réservoir comme hyper-eutrophique. L'indice TSID met en évidence une turbidité non algale liée aux particules en suspension. Les facteurs influençant ces conditions trophiques incluent les apports en nutriments issus des activités agricoles et domestiques.

Concernant la communauté phytoplanctonique, 25 espèces ont été identifiées, dominées par les Chlorophyceae (44 %) et les Cyanobactéries (24 %). Une variation saisonnière marquée a été observée, avec des densités phytoplanctoniques élevées en automne et en été tardif, en lien avec les apports en nutriments et les volumes d'eau. Les analyses multivariées telles que l'analyse en composantes principales (PCA) et l'analyse des redondances (RDA) ont révélé que les principaux facteurs environnementaux influençant la dynamique phytoplanctonique sont la température de l'eau, le pH, les concentrations en ammonium et nitrates, ainsi que l'oxygène dissous.

Dans une deuxième étape, les analyses statistiques ont permis d'identifier les principaux facteurs environnementaux influençant la dynamique des communautés phytoplanctoniques. Ces facteurs incluent la température de l'eau, le pH, les concentrations en ammonium et en

Nitrates, ainsi que l'oxygène dissous. Ces facteurs sont fortement corrélés avec la chlorophylle a, ce qui confirme le rôle prépondérant des nutriments dans la prolifération algale.

La gestion durable du réservoir nécessiterait une réduction des apports en nutriments, une amélioration de la gestion des débits afin de limiter l'accumulation de matières en suspension, mais également le recours à des stratégies de biomanipulation. Cette dernière consiste à intervenir directement sur la composition et l'abondance des communautés biologiques (poissons, zooplancton ou macrophytes) dans le but de rétablir un équilibre trophique. En renforçant les maillons du réseau alimentaire capables de contrôler naturellement le phytoplancton, en augmentant les populations de poissons planctonophages ou en favorisant le développement du zooplancton herbivore. La biomanipulation permet de réduire la fréquence et l'intensité des proliférations algales sans recourir à des traitements chimiques.

Ces résultats soulignent l'impact des activités humaines sur la qualité de l'eau et mettent en évidence la vulnérabilité des réservoirs méditerranéens face aux pressions anthropiques et climatiques. Une gestion intégrée et durable faisant intervenir les facteurs essentiels indissociables caractérisant le système est indispensable pour préserver la qualité de l'eau et les services écosystémiques du réservoir de Joumine.

2. Article¹

¹**Madyouni, H.;** Almanza, V.; Benabdallah, S.; Joaquim-Justo, C.; Romdhane, M.S.; Habaieb, H.; Deliege, J.-F. Assessment of Water Quality Variations and Trophic State of the Joumine Reservoir (Tunisia) by Multivariate Analysis. *Water* 2023, 15, 3019. <https://doi.org/10.3390/w15173019>



Article

Assessment of Water Quality Variations and Trophic State of the Joumine Reservoir (Tunisia) by Multivariate Analysis

Haifa Madyouni ^{1,2}, Viviana Almanza ³, Sihem Benabdallah ⁴, Celia Joaquim-Justo ⁵, Mohamed Salah Romdhane ⁶, Hamadi Habaieb ¹ and Jean-François Deliege ^{2,*}

- ¹ LR 7AGR01 GREEN-TEAM, National Agronomic Institute of Tunisia, Carthage University, 43 Avenue Charles Nicolle, Tunis 1082, Tunisia; madyouni.haifa@gmail.com (H.M.); habaieb.hamadi@yahoo.fr (H.H.)
 - ² PeGIRE Laboratory, Aquapôle Research Center, Unit—FOCUS Research Freshwater and Oceanic Sciences Unit of Research, University of Liège, Quartier Polytech 1, Allée de la Découverte, 11, 4000 Liège, Belgium
 - ³ Centre of Environmental Sciences EULA—Chile, University of Concepción, Barrio Universitario s/n, Concepción 4070112, Chile; valmanza@udec.cl
 - ⁴ Georesources Laboratory, Center for Water Research and Technologies, CERTE, P.O. Box 273, Soliman 8020, Tunisia; sihem.benabdallah@planet.tn
 - ⁵ Laboratory of Animal Ecology and Ecotoxicology, Freshwater, and Oceanic Science Unit of Research—FOCUS, University of Liège, Quartier Agora, Allée du VI Août, 11, 4000 Liège, Belgium; celia.joaquim-justo@uliege.be
 - ⁶ Ecosystems and Aquatic Resources Laboratory, National Agronomic Institute of Tunisia, Carthage University, Tunis 1082, Tunisia; medsalah.romdhane@inat.ucar.tn
- * Correspondence: jfdeliege@uliege.be



Citation: Madyouni, H.; Almanza, V.; Benabdallah, S.; Joaquim-Justo, C.; Romdhane, M.S.; Habaieb, H.; Deliege, J.-F. Assessment of Water Quality Variations and Trophic State of the Joumine Reservoir (Tunisia) by Multivariate Analysis. *Water* **2023**, *15*, 3019. <https://doi.org/10.3390/w15173019>

Academic Editor: Jun Yang

Received: 26 June 2023

Revised: 11 August 2023

Accepted: 15 August 2023

Published: 22 August 2023



Copyright: © 2023 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Abstract: North Tunisia's Joumine reservoir provides water for drinking and agriculture irrigation purposes. Therefore, its water quality is crucial, especially with the recurrence of dry years in a global climate change context. This study aims to evaluate its environmental parameters, phytoplankton community structure, and trophic status. The data were newly analyzed using multivariate statistical methods and redundancy analysis (RDA) with the Trophic State Index (TSI) and Trophic State Index deviation (TSID). Monthly sampling occurred from May 2021 to June 2022 at eight stations. Water samples were collected to assess physical-chemical parameters and Chlorophyll-a, as well as to identify phytoplankton species. Three seasonal clusters of summer, autumn, and spring were identified. Water nutrient variations primarily resulted from point and non-point source contamination, along with natural processes. Carlson's Trophic State Index (CTSI) indicates a eutrophic status for the Joumine reservoir. TSID indicated there was no algal turbidity in the reservoir. The study identified 25 phytoplankton taxa, with Chlorophyceae exhibiting high densities and diversities. RDA revealed that NO_3^- , NH_4^+ , DO, pH, water flow, and water temperature were the most important environmental factors controlling phytoplankton structure in the Joumine reservoir. The outcomes of this study may provide helpful information to improve the management of the Joumine reservoir.

Keywords: Joumine; Tunisia; water quality; multivariate statistics; phytoplankton taxa; redundancy analysis

1. Introduction

Deterioration of water quality and eutrophication are becoming increasingly pre-occupying issues worldwide [1,2]. Population growth exerts pressure on the agriculture sector, as well as industrial and urban activities, which leads to an increased water demand despite the limited resources [3–9]. Among the main sources of water pollution are the large number of contaminants emanating from industries, urban zones (domestic/sewage) transported by rivers, streams, and their tributaries, and runoff from polluted agricultural fields [10].

On the other hand, climate change can also have a major impact on water quality [11–13] through water flow alteration, land use changes, and overexploitation of the

land [13,14]. These changes can alter the balance of biogeochemical processes and material flows [15], leading to changes in water chemistry and potential impacts on ecosystems and human uses of water [5,12]. These consequences span across economic, social, health, and food security aspects [16].

The enrichment of water can cause its eutrophication by the appearance of blooms. In fact, the development of the phytoplankton community depends on many factors [17]. These include physical parameters (light, temperature, water movements, weather conditions), chemical parameters (nitrogen, phosphorus, calcium, magnesium, potassium, chloride) and biological factors (predation, competition) [17,18]. In addition, the World Health Organization (WHO) has established guideline values for drinking-water supplies and recreational waters which may contain toxic cyanobacterial populations [19]. Therefore, having reliable information on water quality in terms of physical-chemical and biological data is a key step for effective identification, pollution control, and a better characterization of the water quality and ecological status of studied ecosystems [5,9,20–22].

To assess the state of the environment and water quality, multivariate statistical techniques have been used, including cluster analysis (CA), factor analysis (FA), principal component analysis (PCA), and redundancy analysis (RDA) [9,10,22–25]. Carlson's Trophic State Index (CTSI), Trophic State Index Deviation (TSID), and [26] were widely used to assess water quality [27–29].

The aforementioned statistical tools play an important role in the assessment and interpretation of data with a large number of physical, chemical, and biological parameters [7]. Many studies have been performed to evaluate water quality. Bouguerne et al. [30] and Mamun et al. [31] used CA and PCA, respectively, to assess the water quality of the Ain Zada reservoir (Boussellem watershed, Algeria) and Paldang reservoir (Republic of Korea) using hydro-physicochemical dataset. Other studies, such as Singh et al., Dutta et al., Koklu et al., Li et al., and Varol et al. [32–36] used multivariate statistical techniques to study seasonal variation, cluster sampling sites, and identify pollution factors. In addition, Becker et al. [37] used RDA to assess the impact of the mixing regime on the seasonal dynamics of the phytoplankton community located at the Faxinal reservoir in subtropical southern Brazil. The RDA method was applied by Tian et al. [27] to evaluate the interaction between phytoplankton variation and environmental variables in Dongping Lake, located in Taian City (China). These previous studies revealed that multivariate statistical methods are important to underline the relationships between water quality parameters and cluster sampling sites as well as to identify factors of pollution.

Tunisia is facing a significant decrease in water resource availability due to the recurrence of drought years over the past 30 years (1985–1986 to 2014–2023) [18]. This causes hydric stress, which impacts the availability of water for the population. According to the published statistics of the Tunisian agriculture ministry, the amount of available water will decrease from 357.9 (m³/capita) in 2020 to 286.3 (m³/capita) in 2050 [18]. Meanwhile, the proliferation of *Cyanobacteria* is increasingly important at the level of some Tunisian water bodies [19], which negatively affects the use of water resources either for drinking water or irrigation. In the North of Tunisia, the Joumine basin was reported as one of the exposed basins to this problem [24].

The watershed of Oued Joumine, located in the northwest of Tunisia, drains an area of 418 km². The Joumine reservoir was built in 1984 to protect the plain of Mateur against floods. The stored water, about 76 million m³ in 2021, is mainly used for irrigation and drinking water supply. It is part of the mixed-use reservoirs. It is mainly used for irrigation and drinking purposes for the plain of Mateur and the greater Tunis, the supply of agricultural water to the region of Cap Bon, and the provision of fresh water to the ecosystem of Ichkeul if necessary. According to the classification of trophic levels of OCDE [26], the Joumine dam revealed a eutrophic status or hyper-eutrophic or super-eutrophic tendency [19]. Additionally, Fathalli [21] showed the existence of toxic *Cyanobacteria Microcystis aeruginosa* at the dam of Joumine. In this basin, a correlation between the expansion of cereal crop cultivation and the increased use of fertilizer was observed, resulting in nitrate

pollution of nearby stream water, as reported in the study of Aouissi et al. [25] and Boukari et al. [15]. Due to these factors, it is necessary to improve the water quality assessments of the reservoir.

In the present paper, we assess spatial and temporal variation of water quality parameters. Using the TSI, TSID, and OCDE [26] methods, we also determine the trophic status of the reservoir and its variations throughout this study. The datasets obtained during the monitoring program are then processed through numerous multivariate statistical techniques to assess the spatial and temporal change in water quality and identify the major influencing factors.

2. Materials and Methods

2.1. Study Area, Sampling, and Sample Analysis

The Joumine reservoir is located in the northwestern part of Tunisia ($36^{\circ}59'49''$ N and $9^{\circ}36'49''$ E). This region is characterized by a sub-humid to semi-arid climate with large seasonal and annual precipitation variability [38]. The average annual precipitation is estimated at around 700 mm/year from 1988 to 2012 [39]. The Joumine Dam was built in 1983 for irrigation, for supplying drinking water to the downstream Plaine Mateur, and for flood control [40]. This dam is characterized by a capacity of 118 Mm³. According to National Observatory of Agriculture (Onagri) data in 2022, the actual available water in the dam is around 26 Mm³.

To cover the water quality parameters' spatiotemporal variability in the reservoir, Joumine reservoir water was sampled at eight points, as indicated in Figure 1a,b.

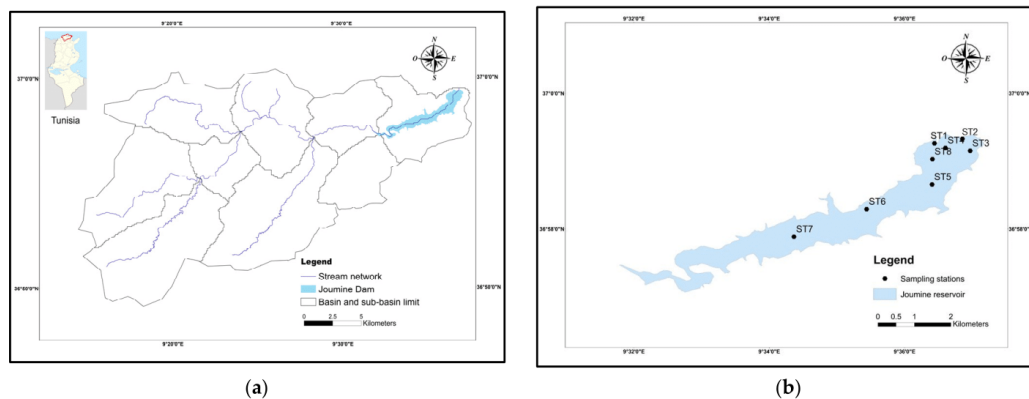


Figure 1. Location of (a) Joumine reservoir in the north of Tunisia and (b) displays the water quality monitoring sites.

In terms of sampling locations, sampling points were chosen to cover almost the entire dam. Added to that, the sampling points were focused on the central basin upstream of the dam, representing the deepest part of the zone. Sites were selected on the basis of their accessibility and degree of exposure to wind and domestic effluent, as well as the surface area covered by the water.

In terms of seasonal division and based on the life cycle of phytoplankton, particularly blue-green algae as highlighted in the Limam [40] study, we have chosen to conduct sampling during three specific seasons of spring, summer, and autumn in 2021. This selection aims to ensure more efficient sampling.

The number of samples taken in each season may not be consistent due to variations in water depth at different sampling sites. In some locations, the water depth may differ,

especially during summer when there is a reduction in water levels due to the absence of rain. These factors can impact the coherence of the sample distribution across seasons.

Additionally, we repeated the sampling in 2022, specifically in March and June. Sampling during 2022 is considered as a separate year of sampling, and we only utilized the data available at that time. A total of 190 water samples of 1 L were collected at monthly intervals from sampling sites (ST1 to ST8) between March 2021 and June 2022. Samples were stored at 4 °C.

In order to assess the evolution of the water quality of the Joumine reservoir, water samples were collected from the surface to the deepest part of the Joumine reservoir at 0, 5, 10, 15, and 20 m on eight sampling sites of the reservoir during six months (May, June, August, and October 2021 plus March and June 2022).

Two sets of samples were collected for chemical analysis and phytoplankton species studies. The water temperature (WT), pH, salinity, and dissolved oxygen (DO) were measured directly using a multiparameter probe (WTW multi 340i). The water transparency (SD) was measured using a Secchi disk. The euphotic depth (Zeu) was derived from (SD). The concentration of the suspended solid (CSS) was determined by measuring the dry weight of the residue after filtration through a Whatman GF/C membrane. The nutrient analysis for nitrate (NO_3^-), nitrite (NO_2^-), chloride (Cl^-), ammonium (NH_4^+), total phosphorus (TP) when detected, calcium (Ca^{2+}), magnesium (Mg^{2+}), sulphate (SO_4^{2-}), sodium (Na^+), and potassium (K^+) was determined using ionic chromatography [41].

For Chlorophyll-a (Chl-a) determination, the raw water was filtered through a glass microfiber filter (GF/C Whatman), and Chlorophyll was then extracted by immersion of the filters in 10 mL of acetone 90%. The concentration of Chlorophyll-a was detected spectrophotometrically with a 665 nm excitation filter and 750 nm emission filter according to the method described by [42]. Phytoplankton samples collected in 1-litre plastic bottles were fixed with 10 mL of formaldehyde (35%) for phytoplankton identification and their quantification until analysis. The identification and quantification of the different taxa were carried out using sedimentation chambers and an inverted microscope, as described by [43].

2.2. Data Treatment

The water quality dataset was subjected to multivariate analyses consequently to explore the relationships between physicochemical and biological variables and their influence on the hydrological system over time and space. Pearson's correlation, CA, PCA, and RDA were used for the analyses, with IBM SPSS 20, Microsoft Excel 2016 software, and RStudio version 3.3.0+ employed for the statistical calculations.

The CA analysis was utilized to investigate the similarity and dissimilarity between different classes based on their characteristics [32]. Hierarchical agglomerative clustering (HCA) is the most commonly used method to group objects into clusters based on their similarity [44]. In this study, the (HCA/CA) was conducted using Euclidean square distances as a measure of similarity.

PCA was employed to analyze the link between various water quality variables, with the aim of identifying the most meaningful parameters while keeping the existing variability in the dataset as much as possible [45]. PCA was performed on normalized data to categorize the absolute factor loading values of each component in this study [46].

In order to characterize the association between environmental variables and species abundance and to determine which variables are best able to reflect the distribution of groups [37], RDA was applied to the normalized data. It is regarded as a "raw-data approach" that identifies environmental factors or gradients that could considerably explain variations in phytoplankton communities in complex systems [27,47].

To assess eutrophication in a waterbody, the standards used take into account the examination of nutrient levels, the quantities of Chlorophyll-a (Chl-a) and total phosphorus (TP), and the degree of transparency (SD) [48]. The trophic state of the reservoir was calculated by applying different methods: OCDE [26] and the Trophic State Index (TSI) [49],

which are based on the parameters of Chlorophyll-a, Total phosphorus, and Secchi disk transparency. The CTSI scale ranges from 0 to 100, with a CTSI score of 0–30 indicating oligotrophic conditions, a score of 30–50 indicating mesotrophic conditions, a score of 50–70 indicating eutrophic conditions, and a score of 70–100 indicating hypertrophic conditions. To calculate the CTSI score, mathematical equations outlined in Equations (1)–(4) are utilized [49].

$$\text{TSI}(\text{Chl} - \text{a}) = 9.81 \ln(\text{Chl} - \text{a}) + 30.6 \quad (1)$$

$$\text{TSI}(\text{TP}) = 14.42 \ln(\text{TP}) + 4.15 \quad (2)$$

$$\text{TSI}(\text{SD}) = 60 - 4.41 \ln(\text{SD}) \quad (3)$$

$$\text{TSI CARLSON} = \frac{\text{TSI}(\text{Chl} - \text{a}) + \text{TSI}(\text{TP}) + \text{TSI}(\text{SD})}{3} \quad (4)$$

The relationship $\text{TSI}(\text{Chl-a}) - \text{TSI}(\text{SD})$ and $\text{TSI}(\text{Chl-a}) - \text{TSI}(\text{TP})$ were used to define the TSID in two dimensions. The CTSI and TSID were used to quantify the degree of water eutrophication.

3. Results

3.1. Trophic Status and Physicochemical Factors of the Joumine Reservoir

Except for Chlorophyll-a, Nitrite, and Ammonium, the variability of statistical data for sixteen measured variables at eight sampling stations in the Joumine reservoir was observed at different depths and dates. Table 1 did not demonstrate significant spatial variations among the stations ($p < 0.05$). However, the observed spatial differences for Chlorophyll-a, Nitrite, and Ammonium indicate the impact of human activities on the reservoir's water quality. Specifically, Chlorophyll-a concentration was notably higher at ST7 compared to other stations. ST7 is located at the downstream narrow part of the reservoir with a depth of only 5 m, receiving inputs from nearby agricultural areas and where the growth of vegetation can be observed. During the study period in the Joumine reservoir, the pH value ranged from 7.7 to 10.8, indicating the alkalinity of the water. However, there were significant fluctuations in pH values at different depths, particularly during August, with variations of up to 0.9 pH units. This can be attributed to higher algal activity in the epilimnion as reported in previous studies [21,40]. The decrease in pH at the bottom of the reservoir could be explained by the decomposition of algae and the oxidation reaction of organic matter [50]. Nevertheless, no significant spatial variations of pH were observed between stations. The stability of the alkalinity in the Joumine reservoir was caused by the water's hardness due to the carbonate elements found in the river bed/water shed bed rocks [6,12,40]. The Joumine reservoir is considered well-oxygenated, as the oxygenation levels in the reservoir range from 5.80 mg/L to 10.53 mg/L. These results are consistent with previous studies such as Bel Haj Zekri et al. [51] in Fathalli et al. [21]. They are similar to the oxygenation levels found in other Tunisian reservoirs like Lebna (5.71 mg/L; 11.56 mg/L) [52] and Kasseb (7.5 mg/L; 11.30 mg/L) [53] in [19]. However, it should be noted that the rate of dissolved oxygen decreases towards the bottom of the reservoir, which has been reported in many studies [21,52] to be potentially harmful to aquatic life [54]. These averages fit the criteria established by the WHO [29] in Figure 2.

Table 1. Mean, minimum, and maximum values of water quality parameters at different sampling stations (for all depths and dates) in the Joumine reservoir.

		2020/2021–2021/2022															
		WT ¹	pH	DO ¹	NO ₃ ^{−1}	NO ₂ ^{−1}	NH ₄ ^{−1}	Chl-a ¹	CSS ¹	Na ^{−1}	K ^{−1}	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ^{−1}	SO ₄ ^{2−1}	SD ¹	Zeu ¹
ST1	Mean	21.82	8.87	8.28	6.12	0.22	1.61	4.33	11.37	46.14	3.31	40.64	13.43	88.09	67.00	1.50	3.84
	Min	14.40	8.03	6.97	0.07	0.01	0.30	0.53	1.00	17.42	0.28	0.97	4.66	21.84	30.56	0.70	1.79
	Max	29.60	10.73	10.40	18.47	0.65	7.40	13.35	39.00	202.04	14.82	123.34	40.37	133.00	120.40	2.50	6.40
	+/-SD ¹	4.66	0.93	0.98	6.74	0.20	1.93	3.30	12.08	54.78	4.09	30.65	9.94	31.73	24.76	0.62	1.58
	Mean	21.31	8.95	8.14	6.80	0.23	1.48	2.63	10.00	37.46	4.02	39.92	13.22	105.34	69.87	1.51	3.87
ST2	Min	14.60	8.19	5.84	0.09	0.02	0.18	0.53	1.00	21.81	1.22	23.81	0.13	20.45	31.54	0.80	2.05
	Max	29.40	10.45	10.28	17.97	0.65	6.25	7.48	92.00	144.79	25.70	91.11	29.80	319.40	105.70	2.50	6.40
	+/-SD	4.67	0.71	1.18	6.92	0.23	1.59	1.69	18.72	29.97	5.56	23.18	7.08	55.97	21.74	0.63	1.60
	Mean	21.78	8.80	8.13	5.94	0.23	1.50	2.63	12.22	30.58	2.62	41.47	12.38	87.02	63.90	1.54	3.94
	Min	14.60	7.69	5.80	0.03	0.00	0.36	0.53	1.00	18.30	0.81	17.96	8.76	18.13	28.70	0.90	2.31
ST3	Max	29.70	10.39	10.39	16.62	0.69	7.10	9.61	83.00	58.09	6.94	91.14	22.20	124.40	93.90	2.50	6.40
	+/-SD	4.97	0.85	1.29	6.41	0.25	1.72	2.07	18.48	13.89	1.99	24.26	4.97	35.80	22.24	0.62	1.60
	Mean	22.30	8.91	8.17	6.19	0.23	1.47	2.80	5.83	30.93	2.52	39.90	11.41	84.04	64.04	1.63	4.17
	Min	14.70	8.14	6.55	0.04	0.02	0.18	0.53	1.00	22.83	0.95	21.11	2.36	16.22	25.38	0.80	2.05
	Max	29.50	10.80	10.37	16.51	0.71	5.14	6.94	16.00	57.46	6.72	92.68	22.11	120.13	93.96	3.00	7.68
ST4	+/-SD	4.75	0.77	0.99	6.43	0.23	1.50	2.04	5.65	12.00	1.87	21.82	4.62	36.38	22.86	0.80	2.04
	Mean	22.56	8.77	8.15	5.92	0.25	1.76	2.59	7.07	30.75	2.50	41.48	12.49	88.07	62.48	1.50	3.84
	Min	14.80	8.08	6.62	0.10	0.01	0.44	0.53	1.00	21.26	1.11	24.38	8.02	14.43	23.27	0.80	2.05
	Max	30.40	10.20	10.34	16.76	1.46	8.24	11.21	22.00	60.48	7.02	94.40	22.63	140.80	91.97	2.50	6.40
	+/-SD	4.88	0.70	0.99	6.17	0.34	2.12	2.41	6.03	12.77	1.68	23.59	4.78	36.95	22.02	0.57	1.47
ST5	Mean	22.69	8.86	7.97	3.31	0.20	1.42	3.48	6.54	30.41	2.18	41.63	12.27	94.39	61.99	1.06	2.71
	Min	15.50	8.30	6.36	0.08	0.01	0.35	0.53	1.00	23.66	0.94	25.16	9.24	19.53	31.99	0.70	1.79
	Max	29.80	10.01	10.28	10.15	0.49	5.70	8.54	15.00	55.21	5.80	88.50	20.74	161.80	92.32	2.00	5.12
	+/-SD	5.03	0.66	1.37	4.01	0.17	1.86	2.51	5.51	11.26	1.48	22.06	4.06	46.04	24.56	0.49	1.26
	Mean	23.56	8.79	8.07	3.07	0.23	1.40	4.49	23.17	30.47	2.10	39.14	12.55	86.22	66.43	0.62	1.59
ST6	Min	15.80	8.15	6.63	0.08	0.01	0.53	0.53	5.00	24.61	1.32	24.27	9.47	21.81	36.22	0.50	1.28
	Max	30.50	9.93	10.17	10.40	0.69	6.07	18.69	73.00	56.20	4.30	90.43	21.31	119.25	91.89	0.70	1.79
	+/-SD	5.33	0.57	1.21	4.56	0.26	1.76	5.77	27.26	11.45	1.01	23.51	4.06	39.71	26.26	0.08	0.20
	Mean	22.52	8.97	8.61	7.76	0.22	1.62	3.69	12.00	29.90	2.29	39.36	11.21	95.99	67.98	1.18	3.03
	Min	15.00	8.24	7.17	0.12	0.02	0.20	0.53	1.00	17.90	1.50	22.86	7.14	17.59	28.33	0.70	1.79
ST7	Max	29.60	9.99	10.53	12.32	0.40	5.62	6.94	60.00	56.88	4.96	90.31	20.56	152.20	88.21	2.00	5.12
	+/-SD	6.01	0.66	1.19	4.72	0.16	1.96	2.17	17.43	13.88	1.38	27.18	4.36	46.72	24.38	0.60	1.53

Notes: ¹ WT (°C), DO (mg/L), NO₃[−] (mg/L), NO₂[−] (mg/L), NH₄⁺ (mg/L), Chl-a (µg/L), CSS (mg/L), Na⁺ (mg/L), K⁺ (mg/L), Ca²⁺ (mg/L), Mg²⁺ (mg/L), Cl[−] (mg/L) SO₄^{2−} (mg/L) SD (m), Zeu (m) and + / −SD standard deviation.

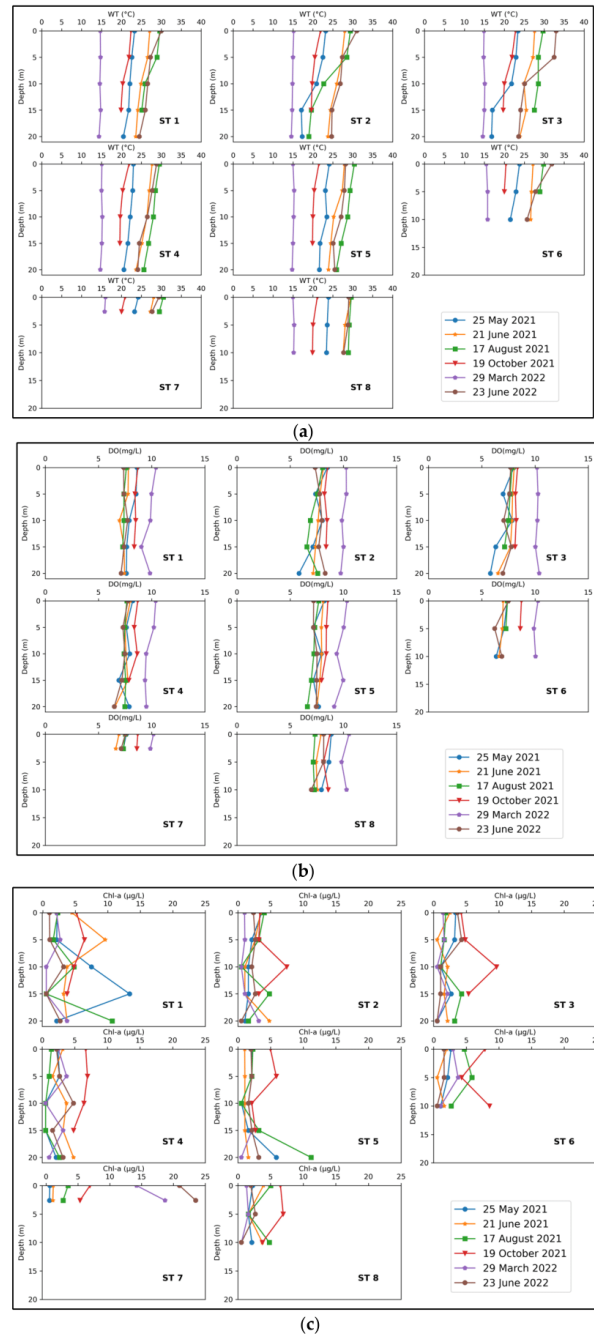


Figure 2. Vertical profiles of water temperature (a), dissolved oxygen (b), and Chlorophyll-a (c) along the water column in the Joumine reservoir from ST1 to ST8.

The matrix of Pearson's correlation coefficients (r) reveals the potential linear relationships between each pair of environmental variables in Figure 3. In accordance with the correlation matrix carried out in our study, pH displayed a significant positive correlation value of 0.79 and 0.83, corresponding to Ca^{2+} and Mg^{2+} , respectively. In the correlation matrix, DO was negatively correlated to water temperature (-0.718) since oxygen becomes more soluble in colder water [7,45,55]. High and positive correlations can be observed between sulphate, chloride, calcium, magnesium, potassium, sodium, and CSS ($r = 0.36$ to 0.89), which are responsible for water mineralization. Similar results were observed in [7,45]. This analysis also shows a positive correlation (0.83) between NO_3^- and NO_2^- . The positive relationship between these variables indicates that their sources were similar. The reservoir's water clarity decreased with the increase in nitrate, nitrite, Chl-a, and the concentration of the suspended solid.

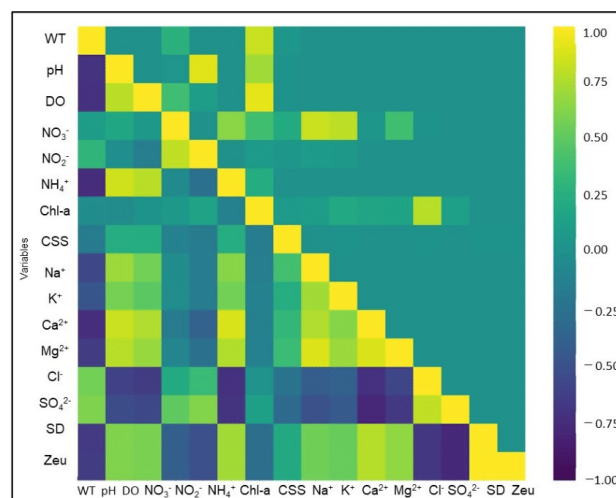


Figure 3. Correlation matrix between physicochemical parameters and Chlorophyll-a from the Joumine reservoir. Pearson correlation test values are represented as correlation coefficients (below diagonals and shown by color and intensity of shading) and p -values (above diagonal).

The Joumine reservoir's CTSI was determined using Secchi disk depth (SD), Chlorophyll-a concentration (Chl-a), and Total phosphorus (TP). Based on the average values obtained throughout the sampling period, the CTSI value was 59.9. Using the [56] classification, our findings indicate that the water body in the studied reservoir is eutrophic. On the other hand, according to OCDE, 1982 [26], and with reference to Chlorophyll-a, the reservoir reveals a mesotrophic status. This is not the case considering total phosphorus that indicates a hypereutrophic status. This could explain the development of phytoplankton [19].

Information on algal Chlorophyll growth, nutritional variability, and many other reservoir factors can be found by analyzing TSI and TSID in Figure 4a–d. In the Joumine reservoir, TSI and TSID were estimated based on Chl-a, TP, and SD, and their values displayed seasonal and spatial variation. Seasonally and over the entire sampling sites, the mean TSI (Chl-a), TSI (TP), and TSI (SD) values imply a mesotrophic, hypereutrophic, and eutrophic state, respectively.

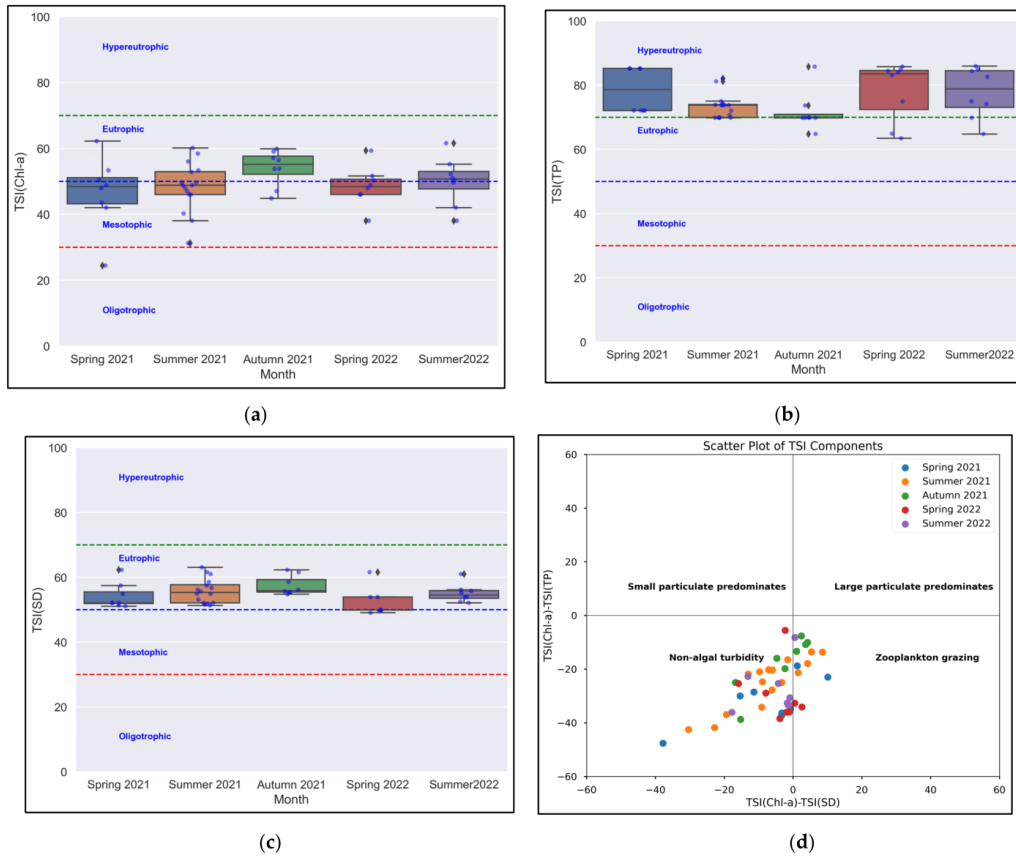


Figure 4. Seasonal Trophic State Index (a–c) and (d) its deviation.

According to Carlson and Havens [57], TSID has been used to calculate the degree of eutrophication and identify nutrient limitations in reservoirs. Additionally, according to Carlson (1983), variations of the TSI (Chl-a) from the TSI (TP) generally represent levels of P limitation, whereas deviations of the TSI (Chl-a) from the TSI (SD) represent levels of light penetration in relation to the quantity and size of sediment particles. Non-algal turbidity is indicated if TSI (TP) and TSI (SD) both vary from TSI (Chl-a) but are associated with each other.

Based on the links between TSI (Chl-a) with TSI (TP) and TSI (SD), and according to Carlson and Havens [57], there was no algal turbidity in the reservoir over the whole sample period in Figure 4d. This graph allows for the simultaneous visualization of the deviations of all three indices by plotting the deviations of the Total Suspended Solids Index TSI (SD) onto the graph of the other deviations. By examining the spatial position of the data points representing the reservoir, it becomes possible to infer potential relationships between the three indices. In Figure 4d, it is explained that around 87% of the observations are classified as having a predominance of small particulates based on the relationships between “TSI (Chl-a) – TSI (SD)” and “TSI (Chl-a) – TSI (TP)” across all periods. Additionally, Figure 4d provides evidence of a non-algal turbidity effect observed in most observations. Despite the role of TP in the Joumine reservoir in controlling algal production, the productivity of

plankton is also influenced by low-light conditions primarily caused by non-algal turbidity. The reservoir has a few zooplankton that were found to be grazing.

Temporal CA generated a dendrogram that grouped the six months into three statistically significant clusters at $(Dlink/Dmax) \times 100 < 30$. Cluster one included August and October 2021 and June 2022, closely corresponding to summer and autumn. Cluster two included May and June 2021, closely corresponding to late spring and summer. The third cluster included March 2022, corresponding to spring. The study area receives approximately 96% of its annual precipitation from October to April. Indeed, the temporal variation of surface water quality showed significant sensitivity to seasons (spring, summer, and autumn) and hydrological conditions during different periods. These natural factors play a crucial role in shaping the fluctuations and characteristics of water quality.

Figure 5 displays the scree plot depicting the relationship between component numbers and their respective eigenvalues. Notably, there is a significant change in slope at the third eigenvalue. As a result, three principal components, namely PC1, PC2, and PC3, were retained for further analysis, as detailed in Table 2.

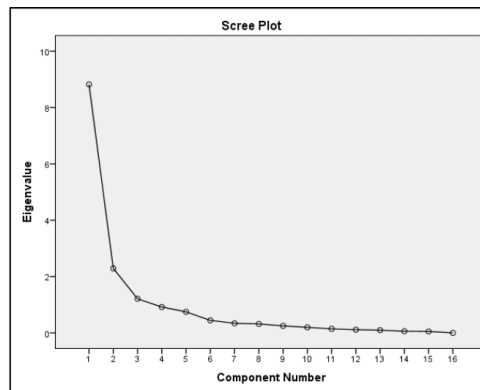


Figure 5. Scree plot of the eigenvalues.

Table 2. Loadings of experimental variables (16) on principal components for the whole datasets of the Joumine reservoir.

	Components		
	PC1	PC2	PC3
WT	−0.79	−0.09	0.25
pH	0.83	0.44	−0.81
DO	0.79	0.30	−0.21
NO ₂ [−]	−0.25	0.89	0.42
NO ₃ [−]	−0.44	0.79	0.04
NH ₄ ⁺	0.89	0.19	−0.12
Chl-a	−0.17	0.21	−0.72
CSS	0.37	−0.02	0.49
Na ⁺	0.78	0.28	0.32
K ⁺	0.68	0.23	0.27
Ca ²⁺	0.96	0.08	−0.02
Mg ²⁺	0.89	0.20	0.15
Cl [−]	0.77	0.10	0.30
SO ₄ ^{2−}	0.84	0.37	0.13
SD	0.87	−0.27	0.03
Zeü	0.87	−0.27	0.03

Based on the Kaiser Normalization criterion, which involves retaining eigenvalues greater than 1, the analysis yielded three principal components. These three components explained approximately 77% of the total variance of the water quality variables.

The first principal component (PC1) exhibited high positive loadings pH, DO, NH_4^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , and SD, explaining 55.128% of the total variance. PC1 reflects the process of mineralization influenced by a range of hydrogeochemical mechanisms, including the dissolution of limestone and marl soils [7,58], as well as human activities such as intensive agriculture, farming, and the release of domestic wastewater [59]. Water temperature contributes negatively to this factor, which can be explained by considering the dissolution processes of dissolved minerals increasing with temperature. The second factor, PC2 (14.314%), shows a very strong positive association with NO_3^- and NO_2^- . They could be derived from agricultural areas in the region (the use of fertilizers) and domestic wastewater. The third factor PC3, explaining the lowest total variance, 7.567%, had a negative loading on Chl-a, which is an indicator of algae and phytoplankton levels.

Overall, the water quality parameters, represented by the principal components obtained from PCA, provide clear evidence of the impact of human activities upstream from the reservoir.

3.2. Joumine Reservoir's Phytoplankton Community

In the Joumine reservoir, twenty-five phytoplankton taxa were recorded, belonging to seven classes. Figure 6a shows the distribution of phytoplankton groups during the sampling months (during 4 monthly campaigns). In Figure 6b, *Chlorophyceae* is the most abundant cluster, comprising 44% of the total identified species. This class is represented by eleven species where the dominant genera is *Coelastrum* sp. Much less diversified, the *Cyanobacteria* represent about 24% of the total phytoplankton abundance, with the dominance of *Chroococcus turgidus*. *Bacillariophyceae* and *Euglenophyceae* represent respectively 12% and 8% of all identified taxa. The first one is dominated by the presence of *Cyclotella* sp. and the second one is represented by *Trachelomonas*. *Dinophyceae*, *Klebsormidiophyceae*, and *Cryptophyceae* appear very irregularly. These three classes are not important in terms of richness, where each one represents 4% of the total phytoplankton abundance. There were differences in the contributions of all the groups during both late spring-summer and late summer-autumn, with *Klebsormidiophyceae* and *Chlorophyceae* showing higher densities during late summer-autumn and *Cyanobacteria*, *Bacillariophyceae*, *Chlorophyceae*, and *Cryptophyceae* during late spring-summer.

In the Joumine reservoir, the total of phytoplankton abundance varied from 1.2×10^3 cells/L in August 2021 at a depth of 0m to 2200×10^3 cells/L in June 2021 at a depth of 5 m in Figure 6b.

The composition and the density of phytoplankton were influenced by the reservoir volume. During late summer and autumn (August 2021, October 2021, and March 2022), the largest contribution of *Chlorophyceae*, *Dinophyceae*, and *Cyanobacteria* is related to the increase in water volume, which explains the mesotrophic state of the reservoir during this period, according to TSI (Chl-a). The occurrence of these groups can be explained either by the transportation of microorganisms from rivers to the reservoir or by the augmentation of nutrient concentration in this period since the area is agricultural land. During late spring and summer (May 2021, June 2021, and June 2022), there is a lower discharge volume in the reservoir. Phytoplankton reflect this variation with a decrease in the density of *Cyanobacteria*, *Dinoflagellate*, and *Chlorophyceae* [60,61], which explains the mesotrophic state of the reservoir during this period according to TSI (Chl-a) (Figure 4). RDA was applied to evaluate the interactions between phytoplankton variation and environmental variables. The RDA ordination figure, including 16 environmental parameters and 11 phytoplankton groups, is presented in Figure 7.

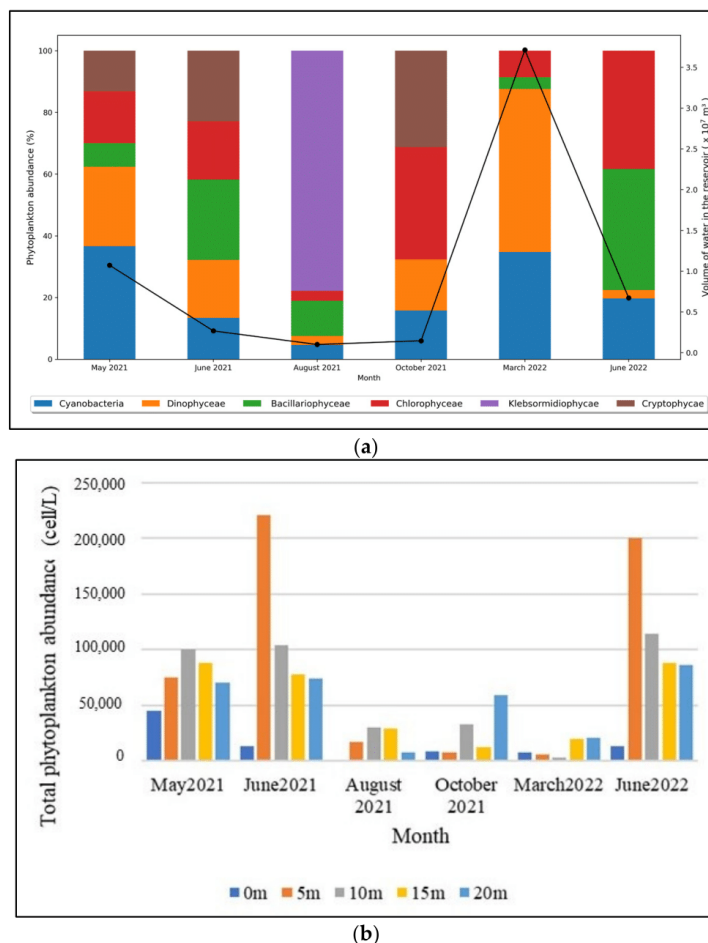


Figure 6. (a) Cells density rate of the phytoplankton species classes identified in the Joumine reservoir during the study period and (black line) the variation in water volume from the reservoir during the study period; (b) Depth (average values at the eight sampling stations) and temporal distribution of total phytoplankton in the Joumine reservoir.

The community composition and distribution are significantly impacted by the temperature of the water, which is the most influential factor. The RDA ordination clearly shows that the phytoplankton community experienced changes. These changes are related to many variables, including WT, DO, pH, Nitrate, Nitrite, Ammonium, Na⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, Chl-a, Mg²⁺, Ca²⁺, CSS, K⁺, Na⁺, SD, and water flow. The analyzed results found that *Ceratium* sp., *Aphanocapsa* sp., and *Oocystis* sp. were positively correlated with WT. *Staurastrum* sp1, *Navicula* sp., and *Pseudoanabaena* sp. were negatively correlated to WT. *Coelastrum* sp. is negatively and significantly correlated with pH and NO₃⁻. *Staurastrum* sp1 and *Navicula* sp. show a preference for high DO. These preferences were reported by Reynolds [62]. Cyanobacteria are associated with water flow.

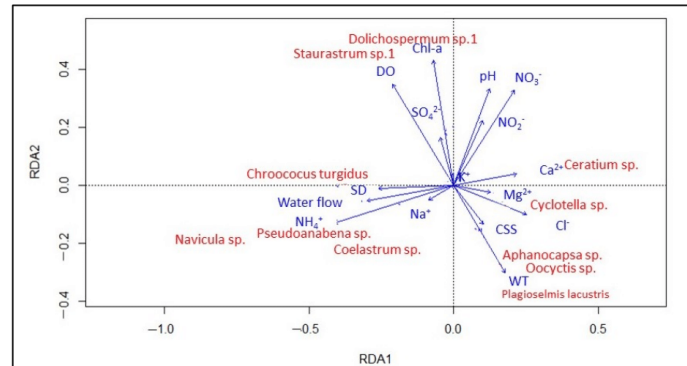


Figure 7. RDA ordination figure of the prevailing phytoplankton groups and environmental variables (WT, water temperature; SD, water transparency; DO, dissolved oxygen; Chl-a, Chlorophyll-a; CSS, concentration of the suspended solid; NO_3^- , nitrate; NO_2^- , nitrite; Cl^- , chloride; NH_4^+ , ammonium; Ca^{2+} , calcium; Mg^{2+} , magnesium; SO_4^{2-} , sulphate; Na^+ , sodium and K^+ , potassium, water flow).

4. Discussion

In this survey, environmental parameters and the composition of the phytoplankton community in the Joumine reservoir in Tunisia were studied. The results showed that the Joumine reservoir has a eutrophic status according to the Carlson and Sampson Index. This is probably due to the enrichment caused by domestic and intensive agriculture [11]. The study area is mostly an agricultural area with numerous cultures using chemical fertilizers. One of the key factors controlling the abiotic and biotic variability in reservoirs is freshwater flow. According to Domingues et al. [63], the fluctuation of flow may have an impact on the phytoplankton dynamic due to changes in nutrient and light availability [64,65] and water residence time [66]. Therefore, the measures that could be taken for managing eutrophication would involve the following approaches: (i) enhancing the control of water flow and domestic sewage, (ii) reducing nitrogen and/or phosphorus inputs into aquatic systems, and (iii) biomanipulation measures [67–69].

The concentrations of major ions in the Joumine reservoir are acceptable compared to the quality standards required by the WHO [29] for drinking and irrigation water. Comparing the obtained value to other Tunisian reservoirs, the Joumine reservoir is characterized by low water transparency, which confirms its turbidity, as mentioned in Limam [40]. This could be explained by allochthonous particles inputs from the watershed by tributaries [40]. The Joumine reservoir was found to have an oligotrophic status based on Chlorophyll-a levels, as confirmed by Limam [40] using the OCDE [26] method. However, this is not the case considering the width of Secchi depth which indicates a eutrophic status [40].

The density of phytoplankton varied significantly across different seasons, with higher levels observed during spring and summer, and lower levels in autumn. This fluctuation exhibited a strong correlation with water quality that could be attributed to the important nutrient concentrations in spring/summer compared to autumn. This study also revealed that the phytoplankton community and distribution were mainly influenced by Nitrate.

Furthermore, water temperature (WT) emerged as a key driving factor impacting the succession of phytoplankton. Earlier research in Nansi Lake demonstrated that WT played a significant role in shaping changes in phytoplankton community composition [27]. The density of phytoplankton tended to increase with rising water temperatures [27]. The results of the RDA analysis indicated a positive correlation between WT and Cyanophyceae and Chlorophyceae, leading to increased phytoplankton abundance during summer, as these species thrived in higher temperatures. Consequently, the number of phytoplankton species was higher in spring and summer, but lower in autumn, which can be attributed to the temperature variations. The Joumine reservoir is a warm lake, characteristic of the

Mediterranean climate [70]. Therefore, air temperature is high, and daylight duration is longer between spring and mid-autumn [19]. As a result, ephemeral stratification is observed in the Joumine reservoir [19]. The aforementioned result corroborates the results of Limam [40] in the same reservoir. The stratification is influenced by wind and frequent water withdrawal during summer [19].

The pH of the Joumine reservoir was above 8, indicating that it was alkaline water conducive to the growth and reproduction of Cyanophyceae and Diatoms. The RDA results further confirmed that a significant majority of Cyanophyceae, particularly *Aphanocapsa* sp., exhibited a positive correlation with pH, underlining their preference for alkaline conditions [62,71].

Within the RDA analysis, cyanobacteria were significantly and negatively correlated with water flow. This indicates that water flow is an important regulator of phytoplankton community dynamics [63].

Based on microscope analyses, 25 phytoplankton species were identified, classified according to seven classes, including the *Chlorophyceae*, *Cyanobacteria*, and *Diatomophyceae*. The *Chlorophyceae* group is the most diversified group since it represents 44% of the species richness. The results revealed that *Chlorophyceae* dominated the phytoplankton community, a finding which aligns with the results described in other Tunisian reservoirs under temperate climates [52,53]. In the Joumine reservoir, the authors of Limam [40] recorded 63 taxa of phytoplankton represented by *Chlorophyceae*, *Bacillariophyceae*, *Dinophyceae*, *Cryptophyte*, *Charophyceae*, *Euglenophycin*, and *Cyanobacteria*. Furthermore, compared to the 63 taxa identified by the Limam [40] survey, our examined reservoir has a eutrophic status and fewer phytoplankton species (25 taxa) than it had in the Limam [40] study. As a result, the investigated reservoir appears to be less nutrient-rich than it was in 2003. According to the water quality criteria of Rao et al. [72], the seasonal appearance of *Coelsatrum* sp. and *Staurostrum* sp1 with low abundance during May, June, and October is an indicator of good water quality in the Joumine reservoir. However, the presence of these genera is also characteristic of eutrophic reservoirs, as noted by Parakkandi et al. [73]. The seasonal variation in phytoplankton cell density is characterized by the highest abundance value during late spring-summer and the lowest abundance value during late summer-autumn. The lower values of phytoplankton communities during late summer-autumn are in tune with the results of El Herry [52] in the Lebna reservoir, which could be due to the limitation of Nitrate [64]. Thus, the increase in the density of the cyanobacteria could be explained by the internal storage capacity of nutrients of these species [52]. The negative correlation between nutrients and phytoplankton density in the Joumine reservoir suggests that low phytoplankton density results in low consumption of nutrients [74], leading to high nutrient concentration and a negative correlation. This could be attributed to the limitation of the rate of inorganic carbon and the low water turbulence, as suggested by Klemer et al. and Steinberg et al. [75,76], respectively. Added to that, it could be due to the high frequency of dry years [18] and low reservoir water levels (below 50% capacity) [77]. Indeed, cell advection is reduced during periods of low river flow, whether naturally occurring or caused intentionally by the operation of dams [61]. Added to that, even the high concentration of Chlorophyll-a at sampling sites 1, 3, 5, and 7 in water may not always correspond to the density of algal cells present. According to some reports, the measurement of Chlorophyll-a may not accurately represent the total biomass of algae due to various factors such as the type of species, physiological state of the algae, and time of sampling, that can all affect the pigment content. Therefore, it cannot be assumed that the ratio of Chlorophyll-a to carbon content remains constant [40]. Despite being in eutrophication conditions, the phytoplankton density is relatively low. This could be explained by grazing because zooplankton consumption of phytoplankton affects its density and composition [78].

5. Conclusions

During the study period, the Joumine reservoir's seasonal changes in the phytoplankton community and environmental parameters were examined. The results of the chemical

analysis of the reservoir water reveal that it is in a eutrophic state, most likely as a result of the discharge of industrial, domestic, and particularly agricultural effluents. The Joumine reservoir exhibits temporal phytoplankton succession. The water flow is a crucial regulator of abiotic and biotic variables, especially for cyanobacteria. Cyanophyceae were the most prevalent algae during the spring, summer, and fall seasons. Chlorophyceae were in great abundance in early autumn. Physical variables, particularly water flow and those immediately related to water fluxes (water temperature, dissolved oxygen, pH), were the most important forcing factors in the Joumine reservoir. They had a significant impact on phytoplankton species.

Author Contributions: H.M.: Investigation, Conceptualization, Formal Analysis, Methodology, Writing—Original draft preparation, Writing—Reviewing and Editing; V.A.: Conceptualization, Methodology, Visualization, Validation; S.B.: Conceptualization, Methodology, Visualization, Validation; C.J.-J.: Conceptualization, Methodology, Visualization, Validation; M.S.R.: Conceptualization, Methodology, Visualization, Validation; H.H.: Conceptualization, Methodology, Visualization, Validation; J.-F.D.: Supervision, Conceptualization, Methodology, Validation, Funding. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This research was funded by Wallonie-Bruxelles International.

Data Availability Statement: The datasets generated and analyzed in this study are available from the corresponding author on reasonable request.

Acknowledgments: This work was supported by the National Agronomy Institute of Tunisia and the Aquapole of the University of Liège. We extend our warm thanks to the technical teams at the Joumine Dam who participated in the water sampling campaigns.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

- Chen, Q.; Mei, K.; Dahlgren, R.A.; Wang, T.; Gong, J.; Zhang, M. Impacts of Land Use and Population Density on Seasonal Surface Water Quality Using a Modified Geographically Weighted Regression. *Sci. Total Environ.* **2016**, *572*, 450–466. [\[CrossRef\]](#)
- Le Moal, M.; Gascuel-Oudoux, C.; Ménesguen, A.; Souchon, Y.; Étrillard, C.; Levain, A.; Moatar, F.; Pannard, A.; Souchu, P.; Lefebvre, A.; et al. Eutrophication: A New Wine in an Old Bottle? *Sci. Total Environ.* **2019**, *651*, 1–11. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
- Carpenter, S.R.; Caraco, N.F.; Correll, D.L.; Howarth, R.W.; Sharpley, A.N.; Smith, V.H. Non Point Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen. *Ecol. Appl.* **1998**, *8*, 559–568. [\[CrossRef\]](#)
- Kazi, T.G.; Arain, M.B.; Jamali, M.K.; Jalbani, N.; Afridi, H.I.; Sarfraz, R.A.; Baig, J.A.; Shah, A.Q. Assessment of Water Quality of Polluted Lake Using Multivariate Statistical Techniques: A Case Study. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **2009**, *72*, 301–309. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
- Mohseni-Bandpei, A.; Motesaddi, S.; Eslamizadeh, M.; Rafiee, M.; Nasseri, M.; Montazeri Namin, M.; Hashempour, Y.; Mehrabi, Y.; Riahi, S.M. Water Quality Assessment of the Most Important Dam (Latyan Dam) in Tehran, Iran. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2018**, *25*, 29227–29239. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
- Strobl, R.O.; Robillard, P.D. Network Design for Water Quality Monitoring of Surface Freshwaters: A Review. *J. Environ. Manag.* **2008**, *87*, 639–648. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
- Varol, M.; Balci, M. Characteristics of Effluents from Trout Farms and Their Impact on Water Quality and Benthic Algal Assemblages of the Receiving Stream. *Environ. Pollut.* **2020**, *266*, 115101. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
- Wang, X.; Zhang, F. Multi-Scale Analysis of the Relationship between Landscape Patterns and a Water Quality Index (WQI) Based on a Stepwise Linear Regression (SLR) and Geographically Weighted Regression (GWR) in the Ebinur Lake Oasis. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2018**, *25*, 7033–7048. [\[CrossRef\]](#)
- Wu, Z.; Wang, X.; Chen, Y.; Cai, Y.; Deng, J. Assessing River Water Quality Using Water Quality Index in Lake Taihu Basin, China. *Sci. Total Environ.* **2018**, *612*, 914–922. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
- Qadir, A.; Malik, R.N.; Husain, S.Z. Spatio-Temporal Variations in Water Quality of Nullah Aik-Tributary of the River Chenab, Pakistan. *Environ. Monit. Assess.* **2008**, *140*, 43–59. [\[CrossRef\]](#)
- Boukari, A.; Benabdallah, S.; Everbecq, E.; Magermans, P.; Grand, A.; Habaieb, H.; Delège, J.-F. Assessment of Agriculture Pressures Impact on the Joumine River Water Quality Using the PEGASE Model. *Environ. Manag.* **2019**, *64*, 520–535. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
- Yang, X.; Warren, R.; He, Y.; Ye, J.; Li, Q.; Wang, G. Impacts of Climate Change on TN Load and Its Control in a River Basin with Complex Pollution Sources. *Sci. Total Environ.* **2018**, *615*, 1155–1163. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
- Hamed, Y.; Hadji, R.; Redhaounia, B.; Zighmi, K.; Bâali, F.; El Gayar, A. Climate Impact on Surface and Groundwater in North Africa: A Global Synthesis of Findings and Recommendations. *Euro-Mediterr. J. Environ. Integr.* **2018**, *3*, 25. [\[CrossRef\]](#)

14. Carpenter, S.R.; Stanley, E.H.; Vander Zanden, M.J. State of the World's Freshwater Ecosystems: Physical, Chemical, and Biological Changes. *Annu. Rev. Environ. Resour.* **2011**, *36*, 75–99. [\[CrossRef\]](#)
15. Boukari, A. *Impacts de la Pollution Diffuse en Milieu Agricole sur la Qualité des Eaux de Surface à l'échelle Du Bassin Versant de l'oued Joumine: Application de Différentes Approches de Modélisation*; Université de Liège: Liège, Belgium, 2019.
16. Gayar, A.E.; Hamed, Y. Climate Change and Water Resources Management in Arab Countries. In *Recent Advances in Environmental Science from the Euro-Mediterranean and Surrounding Regions*; Kallel, A., Ksibi, M., Ben Dhia, H., Khélifi, N., Eds.; Advances in Science, Technology & Innovation; Springer International Publishing: Cham, Switzerland, 2018; pp. 89–91, ISBN 978-3-319-70547-7.
17. Markad, A.T.; Landge, A.T.; Nayak, B.B.; Inamdar, A.B.; Mishra, A.K. Trophic State Modeling for Shallow Freshwater Reservoir: A New Approach. *Environ. Monit. Assess.* **2019**, *191*, 586. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
18. MARH BPEH. Elaboration de La Vision et de La Stratégie Du Secteur Du l'eau a Li'horizon 250 Pour la Tunisie <<Eau 2050>>. Etape 3: Réalisation des Etudes Prospectives Multithématiques et Etablissement de Modèles Prévisionnels Offre-Demande (Bilans). 2022. Available online: <http://www.onagri.tn/uploads/secteur-eau/ETAPE-3-Volume1.pdf> (accessed on 25 June 2023).
19. Jenhani, A.B.R.; Fathalli, A.; Djemali, I.; Changeux, T.; Romdhane, M.S. Tunisian Reservoirs: Diagnosis and Biological Potentialities. *Aquat. Living Resour.* **2019**, *32*, 17. [\[CrossRef\]](#)
20. Lüring, M.; Van Oosterhout, F.; Faassen, E. Eutrophication and Warming Boost Cyanobacterial Biomass and Microcystins. *Toxins* **2017**, *9*, 64. [\[CrossRef\]](#)
21. Fathalli, A. Caractérisation Moléculaire et Étude Du Potentiel Toxique des Souches de Cyanobactéries Isolées à Partir des Retenues de Barrages de la Tunisie: Cas de la Retenue Du Barrage Bir M'cherga, Tunisie. Ph.D. Thesis, University of Carthage, Tunis, Tunisia, 2012.
22. Fathalli, A.; Ben Rejeb Jenhani, A.; Moreira, C.; Saker, M.; Romdhane, M.; Vasconcelos, V. First Observation of the Toxic and Invasive Cyanobacterium Species *Cylindrospermopsis Raciborskii* in Tunisian Freshwaters. *Toxic. Assess. Mol. Charact.* **2010**, *19*, 1074–1083.
23. Fathalli, A.; Romdhane, M.S.; Vasconcelos, V.; Ben Rejeb Jenhani, A. Biodiversity of Cyanobacteria in Tunisian Freshwater Reservoirs: Occurrence and Potent Toxicity—A Review. *J. Water Supply: Res. Technol.—AQUA* **2015**, *64*, 755–772. [\[CrossRef\]](#)
24. Fathalli, A.; Jenhani, A.B.R.; Moreira, C.; Azevedo, J.; Welker, M.; Romdhane, M.; Antunes, A.; Vasconcelos, V. Genetic Variability of the Invasive Cyanobacteria *Cylindrospermopsis Raciborskii* from Bir M'cherga Reservoir (Tunisia). *Arch. Microbiol.* **2011**, *193*, 595–604. [\[CrossRef\]](#)
25. Aouissi, J.; Chabaane, Z.L.; Benabdallah, S.; Cudennec, C. Assessing the Hydrological Impacts of Agricultural Changes Upstream of the Tunisian World Heritage Sea-Connected Ichkeul Lake. *Proc. Int. Assoc. Hydrol. Sci.* **2015**, *365*, 61–65. [\[CrossRef\]](#)
26. OCDE. *Eutrophisation des Eaux, Méthodes de Surveillance, d'évaluation et de Lutte*; OCDE: Paris, France, 1982; 165p.
27. Tian, C.; Lu, X.; Pei, H.; Hu, W.; Xie, J. Seasonal Dynamics of Phytoplankton and Its Relationship with the Environmental Factors in Dongping Lake, China. *Environ. Monit. Assess.* **2013**, *185*, 2627–2645. [\[CrossRef\]](#)
28. Heisler, J.; Gilbert, P.M.; Burkholder, J.M.; Anderson, D.M.; Cochlan, W.; Dennison, W.C.; Dortch, Q.; Gobler, C.J.; Heil, C.A.; Humphries, E.; et al. Eutrophication and Harmful Algal Blooms: A Scientific Consensus. *Harmful Algae* **2008**, *8*, 3–13. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
29. WHO. *Directives de Qualité Pour L'eau de Boisson: 4e éd. Intégrant le Premier Additif*, 4th ed.; Organisation mondiale de la Santé: Geneva, Switzerland, 2017; ISBN 978-92-4-254995-9.
30. Bouguerne, A.; Boudoukha, A.; Benkhaled, A.; Mebarkia, A.-H. Assessment of Surface Water Quality of Ain Zada Dam (Algeria) Using Multivariate Statistical Techniques. *Int. J. River Basin Manag.* **2017**, *15*, 133–143. [\[CrossRef\]](#)
31. Mamun, M.; Kim, J.Y.; An, K.-G. Multivariate Statistical Analysis of Water Quality and Trophic State in an Artificial Dam Reservoir. *Water* **2021**, *13*, 186. [\[CrossRef\]](#)
32. Singh, K.P.; Malik, A.; Mohan, D.; Sinha, S. Multivariate Statistical Techniques for the Evaluation of Spatial and Temporal Variations in Water Quality of Gomti River (India)—A Case Study. *Water Res.* **2004**, *38*, 3980–3992. [\[CrossRef\]](#)
33. Dutta, S.; Dwivedi, A.; Suresh Kumar, M. Use of Water Quality Index and Multivariate Statistical Techniques for the Assessment of Spatial Variations in Water Quality of a Small River. *Environ. Monit. Assess.* **2018**, *190*, 718. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
34. Koklu, R.; Sengorur, B.; Topal, B. Water Quality Assessment Using Multivariate Statistical Methods—A Case Study: Melen River System (Turkey). *Water Resour. Manag.* **2010**, *24*, 959–978. [\[CrossRef\]](#)
35. Li, T.; Li, S.; Liang, C.; Bush, R.T.; Xiong, L.; Jiang, Y. A Comparative Assessment of Australia's Lower Lakes Water Quality under Extreme Drought and Post-Drought Conditions Using Multivariate Statistical Techniques. *J. Clean. Prod.* **2018**, *190*, 1–11. [\[CrossRef\]](#)
36. Varol, M.; Gökot, B.; Bekleyen, A.; Şen, B. Water Quality Assessment and Apportionment of Pollution Sources of Tigris River (Turkey) Using Multivariate Statistical Techniques—A Case Study: Water Quality Assessment. *River Res. Appl.* **2012**, *28*, 1428–1438. [\[CrossRef\]](#)
37. Becker, V.; Huszar, V.L.M.; Crossetti, L.O. Responses of Phytoplankton Functional Groups to the Mixing Regime in a Deep Subtropical Reservoir. *Hydrobiologia* **2009**, *628*, 137–151. [\[CrossRef\]](#)
38. Slimani, M.; Cudennec, C.; Feki, H. Structure du gradient pluviométrique de la transition Méditerranée-Sahara en Tunisie: Déterminants géographiques et saisonnalité/Structure of the rainfall gradient in the Mediterranean-Sahara transition in Tunisia: Geographical determinants and seasonality. *Hydrol. Sci. J.* **2007**, *52*, 1088–1102. [\[CrossRef\]](#)

39. Chakroun, H.; Benabdallah, S.; Lili Chabaane, Z. *Spatial Decision Support Systems Integrating Ecohydrology in Limited Water Resources Regions*; Advances in Environmental Research; Nova Science Publishers: Hauppauge, NY, USA, 2015; Volume 39.
40. Limam, A. *Contribution à l'étude des Conditions Du Milieu et des Peuplements Phytoplanctoniques des Eaux de la Retenue Du Barrage Joumine en Relation Avec le Réseau de Distribution*; Université de Carthage: Carthage, Tunisia, 2003; p. 107.
41. Rodier, J.; Legube, B.; Merlet, N. *Coll L'analyse de l'eau*, 9th ed.; Dunod: Paris, France, 2009.
42. Neuveux, J. Recherche Sur La Chlorophylle a et à La Phétophytinea En Milieu Oligotrophe et En Milieu Eutrophe (Méditerranée). Ph.D. Thesis, University of Paris 6, Paris, France, 1974; p. 116.
43. Utermöhl, H. On the Perfection of Quantitative Phytoplankton Method. *Int. Ass. Theo. Appl. Limnol. Commun.* **1958**, *9*, 1–38.
44. Muangthong, S.; Shrestha, S. Assessment of Surface Water Quality Using Multivariate Statistical Techniques: Case Study of the Nampong River and Songkhram River, Thailand. *Environ. Monit. Assess.* **2015**, *187*, 548. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
45. Vega, M.; Pardo, R.; Barrado, E.; Debán, L. Assessment of Seasonal and Polluting Effects on the Quality of River Water by Exploratory Data Analysis. *Water Res.* **1998**, *32*, 3581–3592. [[CrossRef](#)]
46. Liu, C.-W.; Lin, K.-H.; Kuo, Y.-M. Application of Factor Analysis in the Assessment of Groundwater Quality in a Blackfoot Disease Area in Taiwan. *Sci. Total Environ.* **2003**, *313*, 77–89. [[CrossRef](#)]
47. Xu, Y.; Xiang, Z.; Rizo, E.Z.; Naselli-Flores, L.; Han, B.-P. Combination of Linear and Nonlinear Multivariate Approaches Effectively Uncover Responses of Phytoplankton Communities to Environmental Changes at Regional Scale. *J. Environ. Manag.* **2022**, *305*, 114399. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
48. Khan, F.A.; Ansari, A.A. Eutrophication: An Ecological Vision. *Bot. Rev.* **2005**, *71*, 449–482. [[CrossRef](#)]
49. Carlson, R.E. A Trophic State Index for Lakes1: Trophic State Index. *Limnol. Oceanogr.* **1977**, *22*, 361–369. [[CrossRef](#)]
50. Champiat, D.; Larpent, J.P. *Biologie des Eaux. Méthodes et Etchniques*; Masson: Paris, France, 1988; p. 347.
51. Bel Haj Zekri, S. *Conditions Du Milieu et Recherche de la Toxicité des Cyanoprocaryotes et de Leurs Potentiels Toxiques Dans Les Retenues des Barrage Joumine et Séjenène*; Université du 7 novembre à Carthage: Tunis, Tunisia, 2003; p. 126.
52. El Herry, S. Biodiversité En Cyanobactéries Toxiques Dans La Retenue de Barrage Lebna (Tunisie). Caractérisations Morphologique et Moléculaire et Évaluation Du Potentiel Toxique des Différentes Morphoespèces Du Genre Microcystis Spp. Isolées des Divers Plans d'eau En Algérie et En Tunisie. Ph.D. Thesis, Université de Cartage-Université Paris-Sud 11, Tunis, Tunisia, 2008; p. 202.
53. Jenhani, A.B.R.; Fathalli, A.; Romdhane, M.S. Phytoplankton Assemblages in Bir Mcherga Freshwater Reservoir (Tunisia). In Proceedings of the Conference Proceedings, Tulcea, Romania, 14–16 September 2012; p. 6.
54. Abrantes, N.; Antunes, S.C.; Pereira, M.J.; Gonçalves, F. Seasonal Succession of Cladocerans and Phytoplankton and Their Interactions in a Shallow Eutrophic Lake (Lake Vela, Portugal). *Acta Oecologica* **2006**, *29*, 54–64. [[CrossRef](#)]
55. Varol, M.; Şen, B. Assessment of Surface Water Quality Using Multivariate Statistical Techniques: A Case Study of Behrimaz Stream, Turkey. *Environ. Monit. Assess.* **2009**, *159*, 543–553. [[CrossRef](#)]
56. Carlson, R.; Simpson, J. A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods. *N. Am. Lake Manag. Soc.* **1996**, *96*, 305.
57. Carlson, R.E.; Havens, K.E. Simple Graphical Methods for the Interpretation of Relationships Between Trophic State Variables. *Lake Reserv. Manag.* **2005**, *21*, 107–118. [[CrossRef](#)]
58. Aouissi, J.; Benabdallah, S.; Chabaane, Z.L.; Cudennec, C. Modeling Water Quality to Improve Agricultural Practices and Land Management in a Tunisian Catchment Using the Soil and Water Assessment Tool. *J. Environ. Qual.* **2014**, *43*, 18–25. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
59. Barakat, A.; El Baghdadi, M.; Rais, J.; Aghezzaf, B.; Slassi, M. Assessment of Spatial and Seasonal Water Quality Variation of Oum Er Rbia River (Morocco) Using Multivariate Statistical Techniques. *Int. Soil Water Conserv. Res.* **2016**, *4*, 284–292. [[CrossRef](#)]
60. Conceição, L.P.; De Jesus Affe, H.M.; Da Silva, D.M.L.; De Castro Nunes, J.M. Spatio-Temporal Variation of the Phytoplankton Community in a Tropical Estuarine Gradient, under the Influence of River Damming. *Reg. Stud. Mar. Sci.* **2021**, *43*, 101642. [[CrossRef](#)]
61. Barbosa, A.B.; Domingues, R.B.; Galvão, H.M. Environmental Forcing of Phytoplankton in a Mediterranean Estuary (Guadiana Estuary, South-Western Iberia): A Decadal Study of Anthropogenic and Climatic Influences. *Estuaries Coasts* **2010**, *33*, 324–341. [[CrossRef](#)]
62. Reynolds, C.S.; Huszar, V.; Kruk, C.; Naselli-Flores, L.; Melo, S. Towards a Functional Classification of the Freshwater Phytoplankton. *J. Plankton Res.* **2002**, *24*, 417–428. [[CrossRef](#)]
63. Domingues, R.B.; Barbosa, A.B.; Galvão, H.M. River Damming Leads to Decreased Phytoplankton Biomass and Disappearance of Cyanobacteria Blooms. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **2014**, *136*, 129–138. [[CrossRef](#)]
64. Bonilla, S.; Aguilera, A.; Aubriot, L.; Huszar, V.; Almanza, V.; Haakonsson, S.; Izaguirre, I.; O'Farrell, I.; Salazar, A.; Becker, V.; et al. Nutrients and Not Temperature Are the Key Drivers for Cyanobacterial Biomass in the Americas. *Harmful Algae* **2023**, *121*, 102367. [[CrossRef](#)]
65. Butrón, A.; Iriarte, A.; Madariaga, I. Size-Fractionated Phytoplankton Biomass, Primary Production and Respiration in the Nervión-Ibaizabal Estuary: A Comparison with Other Nearshore Coastal and Estuarine Ecosystems from the Bay of Biscay. *Cont. Shelf Res.* **2009**, *29*, 1088–1102. [[CrossRef](#)]
66. Maier, G.; Glegg, G.A.; Tappin, A.D.; Worsfold, P.J. A High Resolution Temporal Study of Phytoplankton Bloom Dynamics in the Eutrophic Taw Estuary (SW England). *Sci. Total Environ.* **2012**, *434*, 228–239. [[CrossRef](#)]

67. Béjaoui, B.; Basti, L.; Canu, D.M.; Feki-Sahoun, W.; Salem, H.; Dahmani, S.; Sahbani, S.; Benabdallah, S.; Blake, R.; Norouzi, H.; et al. Hydrology, Biogeochemistry and Metabolism in a Semi-arid Mediterranean Coastal Wetland Ecosystem. *Sci. Rep.* **2022**, *12*, 9367. [\[CrossRef\]](#)
68. Chislock, M.F. Eutrophication: Causes, Consequences, and Controls in Aquatic Ecosystems. *Nat. Educ. Knowl.* **2013**, *4*, 10.
69. Boyd, C.E.; Tucker, C.S. *Pond Aquaculture Water Quality Management*; Kluwer: Norwell, MA, USA, 1998.
70. Vollenweider, R.A. *A Manual on Methods for Measuring Primary Production in Aquatic Environments*; I.B.P. Handbook N°12; Blackwell: Oxford, UK; Edinburgh, Scotland, 1969.
71. Brettum, P. Changes in the Volume and Composition of Phytoplankton after Experimental Acidification of a Humic Lake. *Environ. Int.* **1996**, *22*, 619–628. [\[CrossRef\]](#)
72. Rao, D.S.M.; Rao, G.M.N. Seasonal Abundance of Phytoplankton in Relation to PhysicoChemical Features of Venkammacheruvu Veeraghattam, Sriakulam (Dist.) A.P, India. *IOSR J. Pharm. Biol. Sci.* **2016**, *11*, 91–98. [\[CrossRef\]](#)
73. Parakkandi, J.; Saha, A.; Sarkar, U.K.; Das, B.K.; Puthiyottil, M.; Muhammadali, S.A.; Ramteke, M.; Johnson, C.; Kumari, S. Spatial and Temporal Dynamics of Phytoplankton in Association with Habitat Parameters in a Tropical Reservoir, India. *Arab. J. Geosci.* **2021**, *14*, 827. [\[CrossRef\]](#)
74. Devercelli, M.; O'Farrell, I. Factors Affecting the Structure and Maintenance of Phytoplankton Functional Groups in a Nutrient Rich Lowland River. *Limnologia* **2013**, *43*, 67–78. [\[CrossRef\]](#)
75. Klemmer, A.R.; Cullen, J.J.; Mageau, M.T.; Hanson, K.M.; Sundell, R.A. Cyanobacterial Buoyancy Regulation: The Paradoxical Roles of Carbon. *J. Phycol.* **1996**, *32*, 47–53. [\[CrossRef\]](#)
76. Steinberg, C.E.W.; Hartmann, H.M. Planktonic Bloom-Forming Cyanobacteria and the Eutrophication of Lakes and Rivers. *Freshw. Biol.* **1988**, *20*, 279–287. [\[CrossRef\]](#)
77. Onagri Observatoire National de l'Agriculture. Available online: <http://www.onagri.nat.tn/barrages> (accessed on 9 February 2023).
78. Lampert, W. Laboratory Studies on Zooplankton-cyanobacteria Interactions. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.* **1987**, *21*, 483–490. [\[CrossRef\]](#)

Disclaimer/Publisher's Note: The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.

II. Synthèse et conclusion partielle

L'étude de la qualité de l'eau et de l'état trophique du réservoir de Joumine a révélé une vulnérabilité notable face aux pressions anthropiques et climatiques. Les résultats ont mis en lumière l'influence majeure des apports en nutriments, provenant principalement des activités agricoles et domestiques, sur la dynamique des communautés phytoplanctoniques et sur l'eutrophisation du réservoir. Pour limiter la turbidité algale, une gestion durable nécessiterait des mesures ciblées, afin de réduire les apports en nutriments.

Cependant, ces processus trophiques sont étroitement liés aux dynamiques thermiques du réservoir. La stratification thermique, présumée exacerbée par les changements climatiques, constitue un facteur clé influençant la qualité de l'eau en altérant les échanges verticaux et la distribution des nutriments. Le chapitre suivant approfondit cette thématique en explorant la stratification thermique du réservoir de Joumine, en s'appuyant sur le modèle développé Derived EOLE Joumine Model (DEOLE-J), qui, une fois calibré, permettra de mieux comprendre ces interactions complexes dans un contexte méditerranéen.

Chapitre 4 : Simulation de la stratification thermique et de la dynamique de la température de l'eau dans le réservoir de Joumine

I. Introduction

La caractérisation de la dynamique thermique et des phénomènes de stratification dans les masses d'eau lenticques, telles que les lacs et les réservoirs, est essentielle pour la gestion durable des ressources en eau. Ces processus physiques influencent directement la qualité de l'eau, la circulation des nutriments, la distribution de l'oxygène dissous et la structure des communautés aquatiques (Williamson et al., 2009). Dans un contexte de changement climatique, la compréhension des mécanismes de stratification thermique devient particulièrement importante pour anticiper et limiter des risques tels que l'eutrophisation et la prolifération d'algues nuisibles, dont la prévalence pourrait s'accroître avec l'allongement des périodes de stratification (Woolway and Merchant, 2019).

Traditionnellement, l'étude de ces dynamiques repose sur des campagnes de terrain, permettant de mesurer *in situ* les profils verticaux de température. Bien que ces mesures soient précises, elles restent ponctuelles dans le temps et dans l'espace, limitant ainsi notre capacité à appréhender la variabilité spatio-temporelle continue de ces phénomènes. La modélisation hydrodynamique s'impose alors comme un outil complémentaire puissant pour simuler la stratification thermique et prédire son évolution sous l'effet de forçages climatiques (Hipsey et al., 2019). Les modèles unidimensionnels (1D), qui considèrent principalement les transferts verticaux de chaleur et de masse, sont particulièrement adaptés aux réservoirs profonds où les processus horizontaux jouent un rôle secondaire.

L'application de ces modèles aux réservoirs méditerranéens semi-arides se heurte toutefois à plusieurs difficultés, notamment le manque de données limnologiques et météorologiques locales de haute résolution temporelle. Cela nécessite souvent le recours à des méthodes de réanalyse ou d'inférence pour contraindre et valider les simulations (Soulignac et al., 2017). Par "réanalyse", on désigne des jeux de données reconstitués en combinant des observations historiques et un modèle numérique via l'assimilation de données, ce qui permet d'obtenir des séries cohérentes dans le temps et l'espace même dans des zones peu instrumentées. L'"inférence" renvoie à des méthodes statistiques (downscaling, régression, filtres bayésiens)

permettant de combler les lacunes des données mesurées et d'ajuster les simulations du modèle. Par ailleurs, l'influence de facteurs climatiques locaux ajoute une complexité supplémentaire qui doit être intégrée dans les outils de modélisation pour améliorer la précision prédictive.

Dans ce contexte, à partir du modèle EOLE, le modèle Derived EOLE Joumine (DEOLE-J) a été développé pour simuler la stratification thermique du réservoir de Joumine, situé dans le nord de la Tunisie. Ce chapitre présente le développement et l'application du modèle, avec pour objectif de caractériser les phases saisonnières de stratification (mélange, établissement, stabilité) et d'évaluer l'influence des variables climatiques locales sur la profondeur et la vigueur de la thermocline. La force de la thermocline correspond à l'intensité du gradient thermique qui sépare les eaux chaudes superficielles de l'épilimnion des eaux plus froides en profondeur. Elle est étroitement liée à sa netteté, c'est-à-dire à la rapidité et à la clarté avec lesquelles la température fluctue sur une courte épaisseur d'eau : plus la transition thermique est abrupte, plus la thermocline est considérée comme nette et résistante au mélange vertical. Dans cette étude, cette intensité est quantifiée à l'aide d'un indice d'intensité de la thermocline, reflétant la netteté, la stabilité et la persistance de la stratification thermique dans le réservoir. La performance du modèle est évaluée par comparaison avec des données de terrain issues des campagnes de mesures, et les limites d'une approche unidimensionnelle sont discutées, notamment en ce qui concerne la modélisation des couches profondes affectées par les flux horizontaux. Ce travail s'inscrit dans une démarche visant à fournir un outil qui implique une gestion adaptative des réservoirs méditerranéens, permettant d'anticiper et de limiter les impacts des changements globaux sur la qualité de l'eau.

1. Résumé

Dans un contexte marqué par le changement climatique et l'intensification des pressions anthropiques, la stratification thermique des réservoirs méditerranéens constitue désormais un enjeu majeur. Ce phénomène, caractérisé par l'absence de mélange entre la couche superficielle et la couche profonde, entraîne des différences de concentrations entre les strates et affecte significativement la qualité de l'eau ainsi que la dynamique des écosystèmes aquatiques.

Ces phénomènes influencent directement les cycles de nutriments, la distribution de l'oxygène et la prolifération d'espèces phytoplanctoniques dominantes, posant ainsi des défis pour la gestion durable des ressources en eau. Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (IPCC) met en garde contre l'allongement des périodes de stratification sous l'effet du réchauffement climatique, qui pourrait aggraver les risques d'eutrophisation et de prolifération d'algues nuisibles dans les régions méditerranéennes. Cette partie de la thèse

s'inscrit dans une approche intégrée visant à comprendre et à modéliser les mécanismes de la stratification thermique dans les réservoirs méditerranéens. En développant et en appliquant le modèle Derived EOLE Joumine (DEOLE-J), cette étude cherche à combler le manque de données spécifiques (e.g. les mesures in situ) sur les dynamiques thermiques dans des contextes semi-arides, tout en fournissant des outils pour mieux comprendre les effets négatifs de la combinaison de certains effets globaux du changement climatique sur la gestion des réservoirs.

Cet article explore la stratification thermique dans le réservoir de Joumine, situé au nord de la Tunisie, à l'aide du modèle Derived EOLE Joumine (DEOLE-J). Ce modèle, conçu spécifiquement pour les réservoirs méditerranéens (aux caractéristiques bathymétriques équivalentes à celles de Joumine), simule les processus thermiques verticaux en tenant compte des caractéristiques climatiques locales. La stratification thermique, présumée exacerbée par les changements climatiques, joue un rôle central dans la qualité de l'eau en limitant le mélange vertical, ce qui modifie la circulation des nutriments et la dynamique des communautés phytoplanctoniques. Ces phénomènes ont des répercussions importantes sur les risques d'eutrophisation et la durabilité des écosystèmes aquatiques. Pour mener cette étude, des données ont été collectées sur huit stations de surveillance entre Mai et Août 2021. Les échantillons prélevés ont permis de mesurer la température de l'eau ainsi que des paramètres biologiques, tels que la composition et l'abondance des communautés phytoplanctoniques. En parallèle, des données météorologiques, notamment la température de l'air, la vitesse du vent et la radiation solaire, ont été utilisées pour alimenter le modèle. Une méthode métaheuristique, basée sur l'ensemble des données « ECMWF Reanalysis 5th Generation » (ERA5), a été utilisée pour combler les lacunes des données de température horaire.

La bathymétrie du réservoir a également été prise en compte pour mieux comprendre la morphologie du réservoir et la dynamique des volumes d'eau. Les résultats montrent que la stratification thermique du réservoir de Joumine peut être divisée en trois périodes distinctes : une période de mélange, une période de formation et une période de stabilité. Pendant la période de mélange (Janvier-Février), les vents forts (vitesse $\sim 2,5$ m/s) favorisent un brassage vertical intense, homogénéisant les températures sur toute la colonne d'eau. La thermocline est alors profonde (profondeur ~ 30 mètres) et peu marquée. Avec l'augmentation des températures au printemps, la période de formation (Mars-Mai) débute, caractérisée par une thermocline plus superficielle (profondeur ~ 10 mètres) et une stratification en renforcement progressif. En été, durant la période stable (Juin-Septembre), la thermocline se stabilise à une profondeur

d'environ 2,5 mètres sous l'effet des températures élevées (température ~ 32 °C) et de vents faibles (~ 1 m/s).

Cette stratification intense est illustrée par un indice de force de la thermocline (TSI) atteignant $0,42$ °C/m, limitant le brassage vertical et la circulation des nutriments. Le modèle DEOLE-J a montré une performance remarquable, avec une corrélation élevée ($R^2 = 0,98$) entre les températures mesurées et simulées pour les eaux de surface. Toutefois, certains biais persistent, notamment en raison de l'exclusion des flux horizontaux, tels que les prélèvements d'eau pour

l'irrigation et les écoulements transversaux, ainsi que l'utilisation de données météorologiques provenant de stations éloignées. Ces limitations affectent principalement la modélisation des couches profondes, soulignant l'intérêt d'intégrer des modèles bidimensionnels pour améliorer la précision des simulations. Cette étude met en lumière l'impact de la stratification thermique sur la dynamique des eaux dans les réservoirs. La prolongation des périodes de stratification limite les échanges verticaux, favorise les conditions propices à l'eutrophisation et altère la qualité de l'eau. Le modèle DEOLE-J constitue un outil précieux pour comprendre ces dynamiques et orienter les stratégies de gestion durable des réservoirs face à des pressions climatiques croissantes.

2. Article ²

² **Madyouni, H.;** Magermans,P.; Benabdallah, S.; Romdhane, M.S.; Habaieb, H.; Deliege, J.-F. 2024. Simulation of thermal stratification and water temperature dynamics in the Joumine reservoir (Tunisia). Ecological informatics, <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2025.103012>



Simulation of thermal stratification and water temperature dynamics in the Joumine reservoir (Tunisia)

Haifa Madyouni^{a,b}, Pol Magermans^b, Sihem Benabdallah^c, Romdhane Mohamed Saleh^d,
Hamadi Habaieb^a, Jean François Deliege^{b,*}

^a National Agronomic Institute of Tunisia, Carthage University, LR17AGR01 InteGratEd Management of Natural Resources: remoTE Sensing, Spatial Analysis and Modeling (GREEN-TEAM), Tunis 1082, Tunisia

^b PeGIRE Laboratory, Aquapôle Research Center, FOCUS Research Unit: Freshwater and Oceanic sciences Unit of research, University of Liège, Quartier Polytech 1 - Allée de la Découverte, 11, 4000 Liège, Belgium

^c Center for Water Research and Technologies, Georessources Laboratory, CERTE, BP 273, 8020 Soliman, Tunisia

^d Ecosystems and Aquatic Resources Laboratory, National Agronomic Institute of Tunisia, Carthage University, Tunisia

ARTICLE INFO

Keywords:

DEOLE-J
Thermal stratification
Joumine reservoir
Thermocline strength
Thermocline depth
Phytoplankton distribution
Water temperature

ABSTRACT

Thermocline stratification has become increasingly important under climate change conditions, impacting the water bodies' quality, by changing the epilimnion thickness, particularly the biological quality related to phytoplankton communities. Advanced modeling techniques based on the new Derived EOLE Joumine Model (DEOLE-J) and metaheuristic approaches were used to model thermocline stratification in the Joumine reservoir in the North of Tunisia. Relative Water Column Stability (RWCS) and thermocline parameters such as thermocline depth and strength index (TSI) were used to assess the water temperature profile and the impact of the thermocline on the phytoplankton community distribution and abundance. Monthly samplings were conducted at eight gauging stations from May 2021 to August 2021. Water samples were collected to measure physical and biological parameters. Joumine's thermal stratification can be divided into three periods: Mixing, Formative, and Stable. During the Mixing period, TSI and air temperature had a significant negative correlation. Similarly, significant negative correlations were observed between TSI, air temperature, and RWCS during the Formative period. Our results reveal that weaker stratification in spring is primarily driven by increased inflow discharge, while summer stratification intensifies, creating sharp thermal gradients. The model successfully captures seasonal thermocline fluctuations and shows that wind speed plays a critical role in regulating vertical mixing. However, moderate wind speeds typical of the Joumine region have limited impact on the deeper layers of the reservoir, particularly during summer. A comparison of model estimates and measured data indicates a bias due to distant meteorological stations and the exclusion of horizontal fluxes, such as water withdrawal and throughflow. Despite these limitations, the DEOLE-J provides valuable insights into the thermal dynamics of reservoirs, showing that prolonged stratification periods reduce vertical mixing and nutrient circulation, potentially degrading water quality. These findings have significant implications for water quality management, particularly in the context of climate change, where extended stratification periods are expected leading to exacerbate water quality issues. Future research should explore two-dimensional models to enhance temperature estimation accuracy and include horizontal fluxes. Keywords: DEOLE-J, Thermal stratification, Joumine reservoir, Thermocline strength, Thermocline depth, phytoplankton distribution, water temperature.

1. Introduction

Understanding the processes and mechanisms driving a lake's thermal stratification and identifying its key factors is essential for effective

water-quality management within lake ecosystems (Hutchinson, 1957; Zhang et al., 2014). Changes in thermal stratification affect water mixing, convection, nutrient cycles (Cormeño et al., 2008; Noori et al., 2021), and the vertical distribution of dissolved oxygen and particles

* Corresponding author.

E-mail addresses: madyouni.haifa@gmail.com (H. Madyouni), p.magermans@uliege.be (P. Magermans), sihem.benabdallah@planet.tn (S. Benabdallah), medsalah.romdhane@inat.ucar.tn (R.M. Saleh), habaieb.hamadi@yahoo.fr (H. Habaieb), jfdeliege@uliege.be (J.F. Deliege).

<https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2025.103012>

Received 6 August 2024; Received in revised form 9 January 2025; Accepted 9 January 2025

Available online 12 January 2025

1574-9541/© 2025 The Authors. Published by Elsevier B.V. This is an open access article under the CC BY license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

(Liu et al., 2019; Zhang et al., 2014). These dynamics shape aquatic ecosystems, particularly influencing phytoplankton community composition (Bockwoldt et al., 2017; Pasztaleniec and Ochocka, 2021; Shi et al., 2022; Wang et al., 2020; Winder et al., 2009; Zhang et al., 2014).

Thermal stratification is a critical phenomenon in reservoirs, particularly in regions with Mediterranean-type climates like North Africa. These areas are highly vulnerable to climate change, which can intensify stratification by increasing surface water temperatures. This has implications for water quality, as it leads to the establishment of a more stable thermocline enabling mixing that also leads to reduced oxygen levels in deeper waters, disrupted nutrient cycling, and increased risks of eutrophication and harmful algal blooms (Cozannet et al., 2021; Woolway et al., 2022). In reservoirs like Joumine, climate-driven changes are further exacerbated by anthropogenic pressures, such as water extraction and agricultural nutrient pollution. The IPCC highlights that rising global temperatures will likely lengthen stratification periods, impacting the ecological balance in Mediterranean reservoirs and threatening water quality (Cozannet et al., 2021). Therefore, monitoring and understanding stratification dynamics under future climate scenarios are critical for sustainable water management (Ladwig et al., 2021; Woolway et al., 2022).

Thermal stratification influences phytoplankton community dynamics by altering light availability, nutrient distribution, and temperature gradients—factors crucial for determining species composition and productivity (Zhou et al., 2022). During stratification, the epilimnion is typically nutrient-poor but receives ample light, favoring species adapted to low-nutrient conditions. In contrast, the hypolimnion is nutrient-rich but light-deprived, creating distinct ecological niches that drive shifts in phytoplankton species composition over seasons. Stratification can influence the timing and duration of phytoplankton blooms, particularly under nutrient-rich conditions, leading to shifts in community structure and productivity.

Thermal stratification is primarily driven by temperature differences that separate surface water from deeper layers (Shi et al., 2022; Wang et al., 2024b). Factors such as lake morphometry (mean depth, surface area, volume) (Kraemer et al., 2015; Liu et al., 2019), and meteorological parameters including wind, air temperature, and solar radiation (Fee et al., 1996; Saros et al., 2016; Wang et al., 2024b; Yang et al., 2020) significantly influence thermal structure. Seasonal and spatial variations in thermal profiles are largely driven by heat flux and light penetration (Liu et al., 2019; Zhang et al., 2014), with transparency playing a key role in solar radiation absorption in surface waters (Liu et al., 2019; Saros et al., 2016). This adversely affects the lake ecosystem. During summer, thermal stratification inhibits the mixing of warm surface water (epilimnion) with colder deep water (hypolimnion). This lack of mixing, combined with the absence of light in the hypolimnion, can lead to oxygen depletion, eventually leading to anoxic conditions (Elçi, 2008; Zhang et al., 2014). Stratification thus facilitates the development of anoxic conditions, which can significantly contribute to water quality deterioration in many reservoirs (Elçi, 2008; Wilhelm and Adrian, 2008; Zhang et al., 2014).

Understanding how lakes react to changes in thermal dynamics and mixing processes is crucial, particularly in the context of climate change (Liu et al., 2019; Wang et al., 2024a), and the thermocline parameters are key to this understanding (Castrillo et al., 2024; Stainsby et al., 2011). Rising temperatures can prolong stratification periods, altering nutrient cycles and potentially reducing aquatic productivity (Paerl and Paul, 2012; Woolway et al., 2022). Human activities, especially nutrient-rich agricultural runoff, compound these effects by triggering harmful algal blooms and further degrading water quality (Qi et al., 2021). The combined effects of climate change and nutrient enrichment emphasize the need for adaptive management strategies to mitigate impacts on lake ecosystems (Castrillo et al., 2024; Paerl and Huisman, 2009).

Numerical modeling is crucial for simulating and predicting thermal

stratification and water temperature distribution, particularly regarding climate change studies (Castrillo et al., 2024; Ishikawa et al., 2022). Models vary by dimensionality—1D, 2D, and 3D—each offering distinct levels of spatial resolution and complexity. For example, 1D models like the DYRESM and EOLE simulate vertical temperature gradients with lower computational demands, making them effective for assessing thermal stratification. The EOLE model, in particular, employs an integral mixed-layer approach for the epilimnion, where the mixing zone depth and temperature are variable (Salençon, 1997).

More complex 2D models, such as Cequal W2, and 3D models like ELCOM and DELFT 3D FLOW, provide enhanced spatial data but require extensive datasets and computational resources (Gaillard et al., 2022; Madani et al., 2020; Yaghouti et al., 2023). Recent advances in modeling have incorporated machine learning techniques, such as artificial neural networks (ANNs) and random forests, which effectively predict temperature profiles and stratification characteristics under specific conditions (Castrillo et al., 2024).

The choice of the EOLE model is based on the fact that the epilimnion is represented using an integral mixed-layer model (Salençon, 1997). In this approach, the depth of the mixing zone is treated as a variable alongside temperature, which directly affects its calculation. This modeling technique is applied within the EOLE thermal model (Salençon, 1997). In our application, we assume that the density of the water varies linearly regarding temperature, as the water temperature in the Joumine reservoir never drops below 5 °C. This assumption is supported by the fact that the reservoir is located in a sub-humid to semi-arid climate zone, where temperatures are less extreme (range between 5 °C and 40 °C). Furthermore, we assume that the length of the lake remains constant throughout its depth, simplifying the model and ensuring more manageable computational dynamics. The Joumine reservoir, situated northwest of Tunisia, encompasses an upstream watershed area of 418 km². The Joumine reservoir has faced water-quality challenges, including intermittent algal blooms (Limam, 2003) attributed to high concentrations of nutrients loaded due to intensive agricultural activities in the watershed (Fathalli et al., 2011). Therefore, assessing thermal stratification is crucial to understanding better and forecasting the process of algal blooms as it significantly impacts aquatic systems (Li et al., 2018, 2022; Zhang et al., 2021). Simultaneously, understanding the thermal regime and its influencing factors is essential for developing strategies to manage water quality in reservoirs adaptively (Zhang et al., 2014). This is particularly important because changes in thermal structure can alter circulation patterns, impacting the vertical distribution of chemical factors like nutrients and oxygen concentration (Wilhelm and Adrian, 2008; Zhang et al., 2014).

This study aims to enhance the understanding of thermal stratification mechanisms in the Joumine Reservoir through a novel statistical approach. Specifically, the research will elucidate how these methods contribute new insights into the stratification processes and contextualize these findings within the effects of climate change and human activities on thermal dynamics. Furthermore, the study will explore how changes in thermal stratification affect the reservoir's overall ecosystem functionality, particularly in terms of phytoplankton community dynamics.

2. Methods

2.1. Study area

The Joumine Reservoir (36°59'49" N, 9°36'49" E) is situated in northwestern Tunisia Fig. 1. According to data from the National Observatory of Agriculture (Onagri, 2022), the reservoir's current water volume is approximately 26 Mm³. It has a height of 52 m and a total storage capacity of 118 Mm³. Constructed in 1983, the Joumine Dam serves multiple purposes: irrigation for 1800 ha of downstream land, supplying drinking water to the Plaine Mateur area, and flood control (Limam, 2003). It plays a crucial role in the North Water Master Plan.

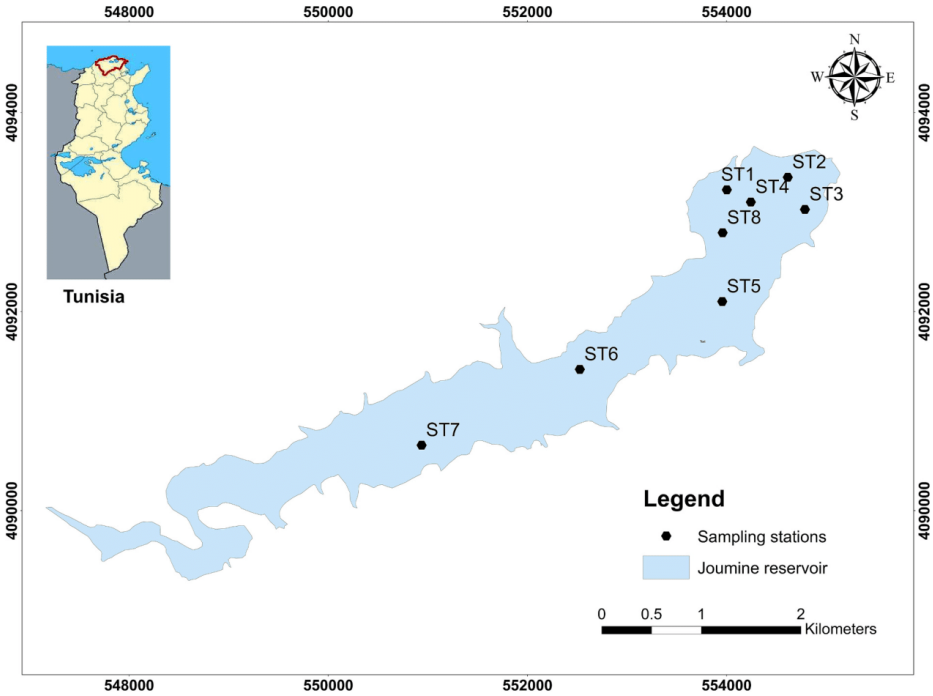


Fig. 1. Map of the study region and the water quality monitoring sites

Indeed, the construction of this dam is part of a sustainable water resource management framework and the mobility of hydraulic resources.

2.2. Data collection and sources

To study water temperature variations in the reservoir, we used several types of data:

2.2.1. In situ data:

- Sampling was conducted at eight monitoring sites in the Joumine reservoir, from the surface to 20 m depth, over three months (May, June, and August 2021). Phytoplankton samples were collected in 1-l bottles, preserved with 10 ml of 35 % formaldehyde, and later analyzed using sedimentation chambers and an inverted microscope based on (Utermohl, 1958). This approach allowed for the

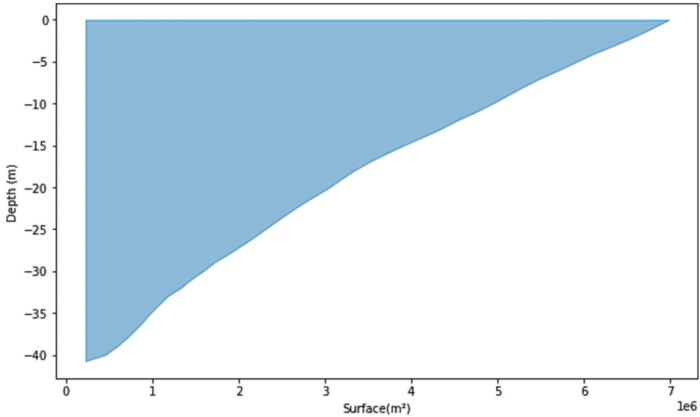


Fig. 2. Bathymetry of Joumine reservoir of 2013.

identification and quantification of phytoplankton species. This allowed us to calculate the abundance of phytoplankton species and therefore calculate the contribution of groups of phytoplankton in density (%).

- The water temperature (WT) was measured directly using a multi-parameter probe (WTW multi 340i)

2.2.2. Data:

- Bathymetry (2013): The bathymetry data, provided by the General Directorate for Dams and Major Hydraulic Works, consists of depth measurements and surface-area curves to assist in understanding the reservoir's shape and volume (Fig. 2).
- Meteorological Data (2021): We used weather data such as air temperature, wind speed, cloud cover, solar radiation, and humidity from the INM Beja weather station.

Since hourly air temperature data were missing, we reconstructed it using a metaheuristic approach.

2.2.3. Reconstruction of missing data

To fill gaps in the 2021 hourly air temperature data, we used the ERA5 atmospheric reanalysis dataset from the European Center for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF). This dataset, available since 1950, offers global weather data with hourly resolution and a spatial resolution of 31 km. We downloaded the 2021 data in NetCDF format from the Copernicus Climate Data Store (Hersbach et al., 2020).

For accurate results, we defined the geographical area of interest using the latitude and longitude coordinates of the study area. The data's precision depends on these boundaries.

Since hourly air temperature data were missing, we applied a metaheuristic method to estimate it. We first analyzed the average air temperature trends from the ERA5-Land data and compared these with measurements of the local meteorological station ($R^2 = -0.82$). Despite some discrepancies in the absolute values, the hourly temperature patterns from ERA5 proved to be reliable.

We then grouped the data by season and calculated the average temperature for each hour of the day within each season. A polynomial adjustment was applied to these averages, allowing us to estimate hourly temperature values for each season. For detailed results, refer to Appendix A.

2.3. Overview of the conceptual EOLE model

The Conceptual EOLE Model is a well-established one-dimensional vertical model designed to simulate thermal processes in water bodies by dynamically representing the depth of the epilimnion boundary, using an integral mixed-layer approach (Salençon, 1997). In this method, the mixing zone's depth and the water temperature are considered dynamic variables that influence each other. This relationship allows for more accurate calculations of the mixing zone depth based on temperature changes (Prats et al., 2017; Salençon, 1997).

The EOLE model has proven indispensable in hydrological research and has been validated across numerous studies for its reliability in simulating water temperature, thermal stratification, and reservoir dynamics. For example, it successfully modelled the Bimont Reservoir, accurately reflecting its thermo-hydrodynamic processes and adapting to various climate change scenarios, underscoring its applicability (Prats et al., 2017).

Its versatility is further demonstrated by its application to different reservoirs, such as Lake Pareloup, with a residence time of about one year, and the shorter-residence Rochebut Reservoir, showcasing its robustness (Salençon, 1997). EOLE has also proven its effectiveness in long-term simulations, spanning up to 12 consecutive annual cycles for Lake Pareloup (Salençon, 1997). The model's strong alignment with measured thermal profiles further confirms its effectiveness in capturing

water temperature patterns and interannual variations, making it a reliable choice for thermal modeling (Prats et al., 2017; Salençon, 1997).

In this study, we build on the Conceptual EOLE Model to develop the Derived EOLE Joumine Model (DEOLE-J), which has been specifically tailored for the Joumine Reservoir in northern Tunisia. This derivative model maintains the foundational principles of EOLE while incorporating the metaheuristic approach to enhance its calibration and improve its applicability to reservoirs in Mediterranean climates. The metaheuristic approach is used to fine-tune model parameters, optimizing the simulation of thermal dynamics by identifying the best-fitting parameter values that account for seasonal variations, wind patterns, and other regional characteristics specific to the Joumine Reservoir.

2.4. Key features of the model:

One-Dimensional Water Column Structure: adopts a one-dimensional structure, discretizing the water column into horizontal layers with uniform thickness ($\Delta z = 0.25$ m). Only the surface layer can have variable thickness (Salençon, 1997). Each layer, denoted as i , is assumed to be homogeneous (Salençon, 1997). The lake's length is consistent across all depths, leading to varying widths according to the surface area (Salençon, 1997). The interface between adjacent layers is determined from bathymetric data, with surface areas linearly interpolated along the z -axis (Salençon, 1997). The volume of each layer is derived from the calculated surface areas (Salençon, 1997). The reservoir is represented as multiple horizontal layers, each representing temperature zones from the surface to the deeper layers (Salençon, 1997). (Details are provided in Appendix B.)

Forcing Variables: The necessary inputs for this model, which have already been collected and processed (see section 2.2), include the reservoir's bathymetry and important meteorological data such as solar radiation, air temperature, wind speed, relative humidity, cloud cover, and atmospheric pressure. Additional data, like the depth of the Secchi disk, is also included (Prats et al., 2017; Salençon, 1997). (Refer to Appendix B for variable definitions and formulations.)

Model Outputs: The DEOLE-J model operates with an hourly time step and a spatial resolution of 0.25 m (Salençon, 1997). Its outputs provide the water temperature at each depth and time step in the reservoir, as well as the depth of the thermocline at each time point (Fig. 3).

Numerical Resolution: The numerical solution is achieved using a fractional step method, which breaks the solution into three primary steps: solar radiation penetration, convective mixing due to surface

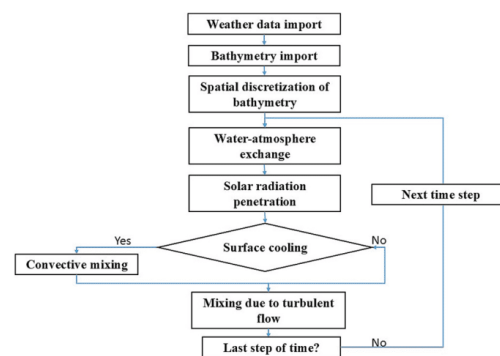


Fig. 3. Flowchart illustrating the key stages in the development of Derived EOLE Joumine Model (DEOLE-J) aimed at efficiently simulating reservoir water temperature (WT) and identifying thermal stratification (Dieden, 2021)

cooling, and turbulent mixing due to wind (Salençon, 1997). The details of each step and the intermediate solutions are provided in Appendix D.

Software Implementation: Based on the Conceptual EOLE Model, we developed a new model called the Derived EOLE Joumine Model (DEOLE-J). This model has been implemented using Python 3.10 and specifically applied to the Joumine Reservoir in northern Tunisia. One advantage of DEOLE-J is that it does not require calibration because it uses coefficients that are applicable across different reservoirs.

2.5. Statistical parameters for accuracy assessment

Statistical parameter such as the determination coefficient (R^2) was calculated to assess model precision and is calculated as the following equation.

$$R^2 = \left(\frac{\sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^N (y_i - \bar{y})^2}} \right)^2$$

where x_i and y_i are individual samples taken at points indexed with the variable i and $\bar{x}$ and $\bar{y}$ are the samples mean respectively of x and y .

2.6. Thermal stratification parameters

Two parameters were used to characterize thermal stratification: Relative Water Column Stability (RWCS) and the Thermocline Strength Index (TSI).

RWCS compares the density difference between the bottom (D_b) and surface (D_s) waters with the density difference of pure water at 4 °C (D_4) and 5 °C (D_5), as outlined in Padisák et al. (2006). It provides a simple way to assess water column stability.

$$RWCS = \frac{D_b - D_s}{D_4 - D_5}$$

TSI measures the maximum thermal gradient with depth, as established by Horne and Goldman (Horne et al., 1994).

$$TSI = \frac{\Delta T}{\Delta h}$$

Where ΔT and Δh are the differences in WT (°C) and water depth

(m), respectively, between the upper and lower boundaries of the thermocline. The TSI directly quantifies the temperature gradient (°C/m) with a minimum threshold of 0.2 °C/m required to define the thermocline. The depth of the upper thermocline boundary is used to locate the thermocline.

Finally, the temporal dynamics of stratification were analyzed by defining three key periods. The Formation Period refers to the time from the initial appearance of stratification to the point when it reaches maximum strength. This is followed by the Stationary Period, during which the stratification remains stable and fully developed. Lastly, the Weakening Period marks the phase from the decline of stratification until its complete disappearance (Zhang et al., 2022).

3. Results

Surface water temperature appears to be well-modelled (Fig. 4). The difference between measured and modelled temperatures remains consistent where $R^2 = 0.98$.

3.1. Changes with thermocline stratification

Fig. 5 demonstrates that from January to February, due to cold air temperatures, there was minimal temperature stratification in the Joumine reservoir, resulting in the absence of a distinct thermocline. When a thermocline occurs, it is relatively deep and weak. Starting in March, with the increase in air temperatures, water temperature stratification began to develop, leading to a shallower and gradually strengthening thermocline. The thermocline reached its peak strength in August, indicating the most significant stratification during the summer months. Conversely, February had the weakest thermocline. Overall, the thermocline exhibited seasonal strengthening, stabilizing, and weakening cycles. The thermal stratification cycle was categorized into three stages: the mixing period from January to February, the formative period from March to May, and the stable period from June to September.

During the mixing period, the thermocline was deepest, reaching 30 m. After March, its depth decreased to around 2.5 m during the formative and stable periods. This indicates vertical mixing in colder months, driven by lower air temperatures and wind. As temperatures increase in spring and summer, the thermocline remains at about 2.5 m, despite temperature changes.

Wind speed also plays a crucial role in this process. During the mixing period, wind speeds are relatively high, reaching around 2.5 m/s

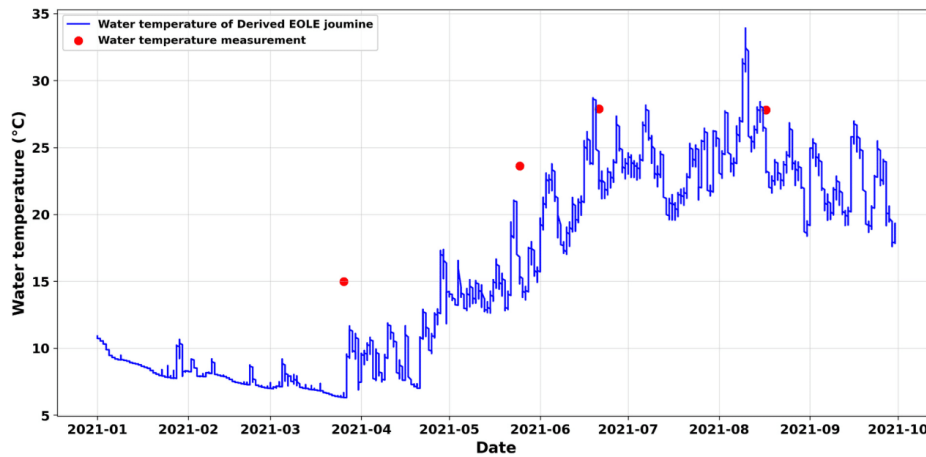


Fig. 4. Variation of water surface temperature generated by the DEOLE-J model and water surface temperature measured in the filed.

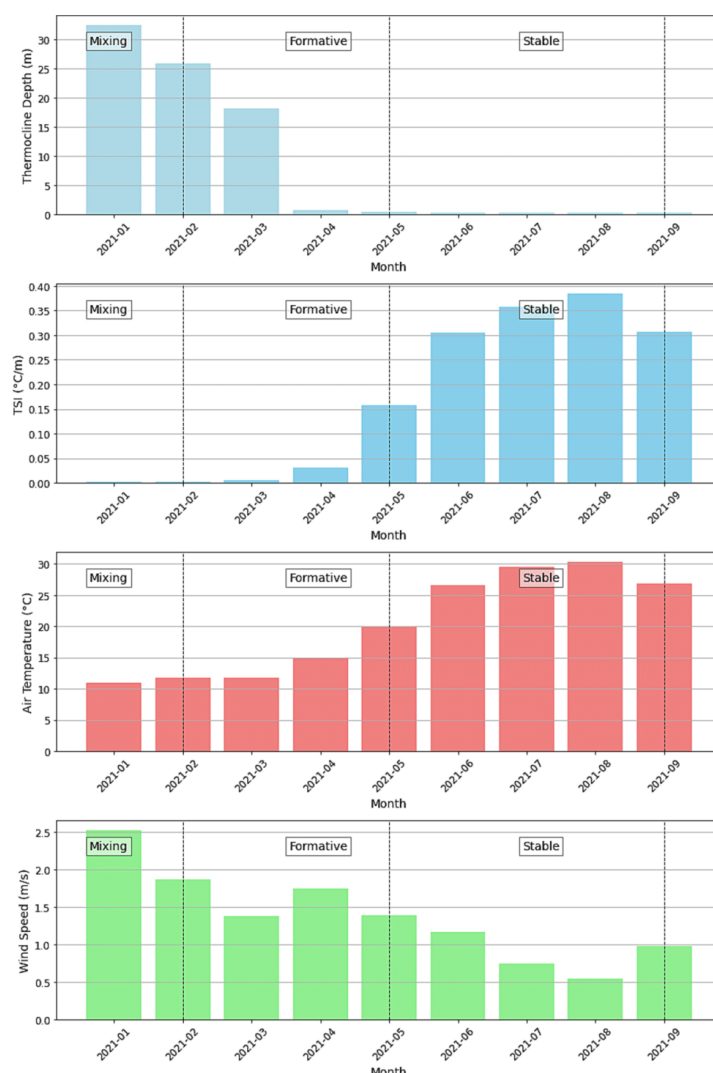


Fig. 5. Subplot of monthly average values of Air Temperature, Thermocline Depth (TD), Thermocline Strength Index (TSI), and wind speed in reservoir Joumine from January 2021 to September 2021 during three periods: Mixing, Formative and Stable.

in January. This high wind speed contributed to vertical mixing, preventing strong stratification and resulting in a deep thermocline. As the reservoir enters the formative period (March–May), wind speeds decrease slightly but remain sufficient to maintain a moderate thermocline depth. In the stable period (June–September), wind speeds drop further, averaging around 1 m/s or less. The reduction in wind speed, combined with warmer air temperatures, allows for stronger thermal stratification and stabilizes the thermocline at about 2.5 m.

The Thermal Stratification Index (TSI) was low during the mixing phase, showing weak stratification. It increased from May, reaching its peak in July and August, marking the strongest stratification. Air temperatures increased from January to July, reaching around 25 °C in the

summer before decreasing. This pattern corresponds to stronger stratification, reflected in the shallow thermocline depth and high TSI values. Even though air temperatures were higher, the thermocline remained at 2.5 m. This suggests that factors like solar radiation and wind also play a role in influencing stratification.

The temperature gradient in the Joumine reservoir thermocline was significant as shown in Fig. 6. During periods of stable stratification, the maximum temperature stratification index (TSI) in the thermocline reached 0.42 °C/m, and this substantial temperature gradient was associated with a corresponding density difference of 15.

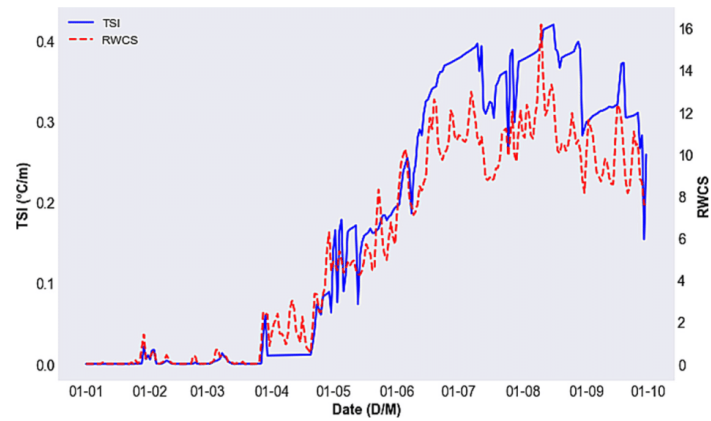


Fig. 6. Time series of thermocline strength index (TSI) and relative water column stability (RWCS) over Joumine reservoir.

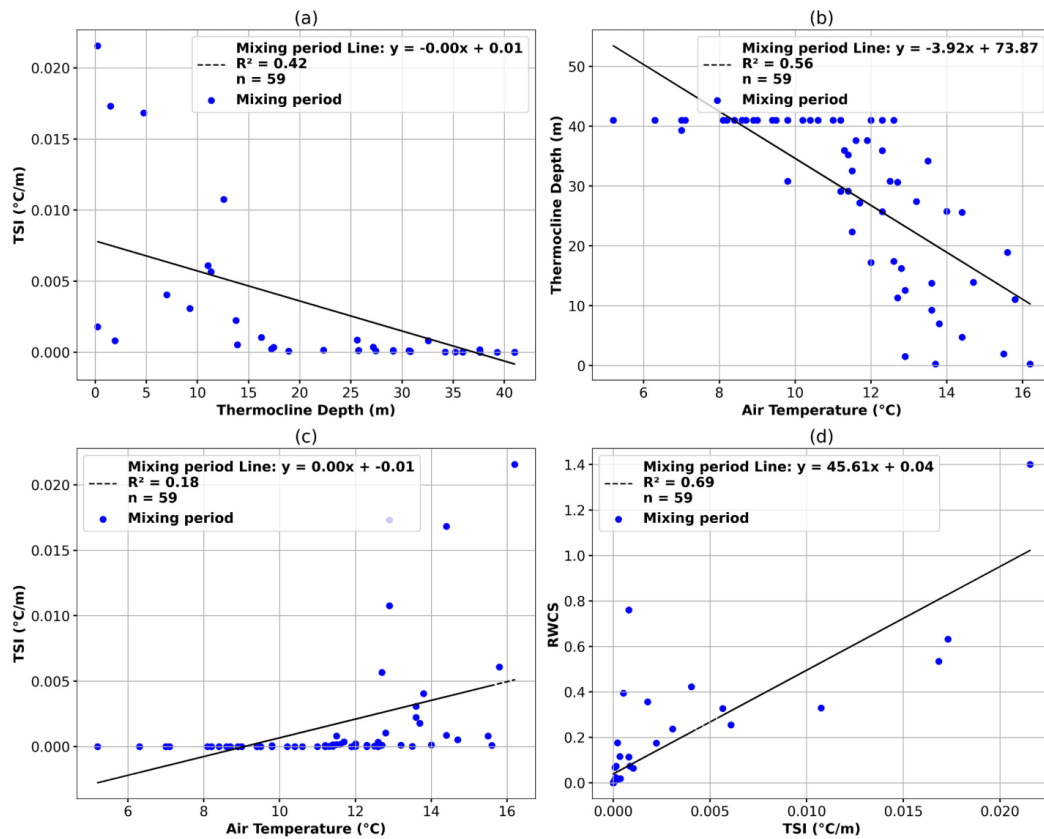


Fig. 7. Linear relationships among the thermodynamic parameters during the mixing period (January 2021–February 2021): (a) thermocline depth and thermocline strength index (TSI), (b) thermocline depth and air temperature, (c) thermocline strength index and air temperature, and (d) thermocline strength index (TSI) and Relative Water Column Stability (RWCS) over Joumine reservoir.

3.2. Relationships among the thermal stratification parameters

The relationships between the thermal stratification factors are outlined across three periods of thermal stratification.

During the **mixing period** (Fig. 7), a significant negative correlation existed between TSI and thermocline depth and air temperature ($R^2 = 0.42$, $R^2 = 0.56$ respectively), similar to the formative period. A positive correlation existed between TSI, air temperature and RWCS. These results demonstrated that the depth of heat penetration was a major determinant of thermal stratification during this period.

During the **formative period** (Fig. 8), a strong positive correlation existed between TSI and air temperature, Thermocline depth and air temperature and RWCS and TSI ($R^2 = 0.74$, $R^2 = 0.40$ and $R^2 = 0.84$ respectively) indicating that the RWCS and TSI increased with increasing thermocline strength. Furthermore, a negative correlation existed between TSI and thermocline depth, ($R^2 = 0.42$).

During the **Stable period** (Fig. 9), there was a significantly negative linear relationship between thermocline depth and air temperature ($R^2 = 0.13$) between thermocline strength and thermocline depth ($R^2 = 0.28$). Thermocline strength was positively correlated with air temperature ($R^2 = 0.39$). Furthermore, a positive correlation existed between TSI and thermocline depth ($R^2 = 0.52$).

There was a significantly negative linear relationship between thermocline depth and air temperature (Fig. 10.a) and between the thermocline strength index and thermocline depth (Fig. 10.b) during the annual thermal stratification cycle ($R^2 = 0.49$, $R^2 = 0.52$ respectively).

The variability of thermocline depth within the air temperature in Fig. 10.b range of 10–15 °C (0–42 m) can be attributed to several factors. First, wind-driven mixing and atmospheric conditions can cause fluctuations in the water column, influencing the thermocline even when air temperatures remain relatively stable. Additionally, thermal inertia means that water responds more slowly to temperature changes than air does; therefore, even slight shifts in air temperature may not immediately result in corresponding changes in water temperature. This lag can lead to variability in the thermocline. Local inflows or outflows can also contribute by introducing water at different temperatures, which affects the stratification at specific depths. Furthermore, the shape and depth of the reservoir, along with hydrodynamic factors such as currents and turbulence, can create areas of resistance to mixing. These conditions might result in localized stratification, causing the thermocline to shift unpredictably, even in the presence of stable air temperatures. Together, these factors explain the observed variability in thermocline depth.

A significant positive linear relationship between the thermocline strength index (TSI) and air temperature (Fig. 10.c) and between

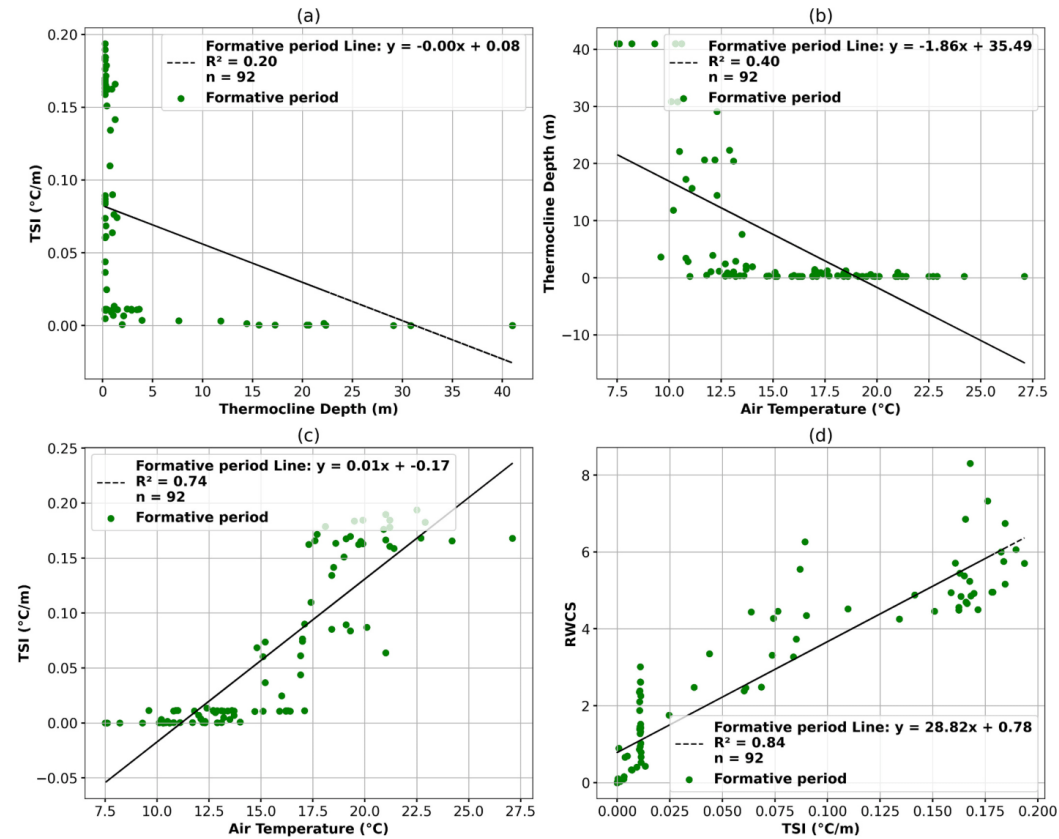


Fig. 8. Linear relationships among the thermodynamic parameters during the formative period (March 2021–May 2021): (a) thermocline depth and thermocline strength index (TSI), (b) thermocline depth and air temperature, (c) thermocline strength index and air temperature, and (d) thermocline strength index (TSI) and Relative Water Column Stability (RWCS) over Joumine reservoir.

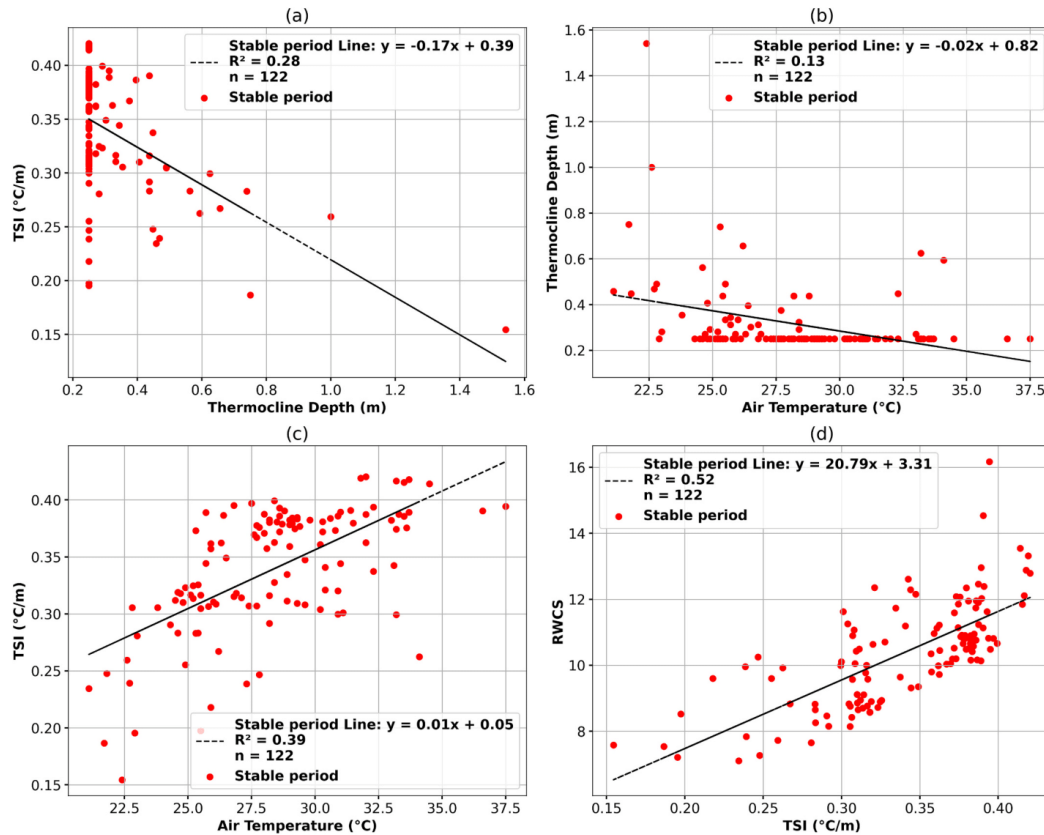


Fig. 9. Linear relationships among the thermodynamic parameters during the stable period (June 2021–September 2021): (a) thermocline depth and thermocline strength index (TSI), (b) thermocline depth and air temperature, (c) thermocline strength index and air temperature, and (d) thermocline strength index (TSI) and Relative Water Column Stability (RWCS) over Joumine reservoir.

Relative Water Column Stability (RWCS) (Fig. 10.d). These show that the thermocline strength index is a good indicator of the thermal structure of the Joumine reservoir.

3.3. Changes in phytoplankton species composition under the various stratification stages

The distribution of phytoplankton species composition differed during Formative and stable periods. The contribution of groups of phytoplankton was calculated based on the Phytoplankton total abundance (2.2), which was higher during the thermocline stable period, and the Cyanobacteria the most abundant (24,7 %) of the total density during the formative period. Klebsormidiophyceae (86 %) was dominant in the stable period (Fig. 11). The most common phytoplankton taxa abundance belongs to Cyanobacteria and Chlorophyceae during the two thermal periods.

4. Discussion

The EOLE conceptual logic and equation were used to implement a new Derived EOLE Joumine Model (DEOLE-J) to simulate the evolution of thermal stratification in the Joumine Reservoir. The model

incorporates physical processes and thermal exchanges at the air-water interface to enhance understanding of these complex dynamics (Salençon, 1997). The DEOLE-J aims to represent the one-dimensional vertical structure. Our choice of model is based on the fact that the epilimnion is described with an integral mixed-layer model, and the discretization used is the finite volume method (Salençon, 1997).

The DEOLE-J model calibration emphasizes precision and reliability through a structured metaheuristic approach comprising three primary steps. First, polynomial fitting is employed to enhance data quality by identifying and removing outliers, normalizing variables, and optimizing polynomial degrees through cross-validation to prevent overfitting. Second, the calibrated values are validated against target averages and realistic physical ranges, with residual analysis used to uncover and correct any systematic errors. Finally, the calibration process ensures that the limited dataset sufficiently represents all hours and seasonal periods, minimizing potential biases in hourly or seasonal averages. This comprehensive approach integrates with the metaheuristic method to generate hourly air temperature data, which serves as input for the DEOLE-J model.

Despite the constraints of a limited observed dataset, the outputs of the DEOLE-J model were evaluated for physical consistency by analyzing seasonal patterns, thermal gradients, and responses to

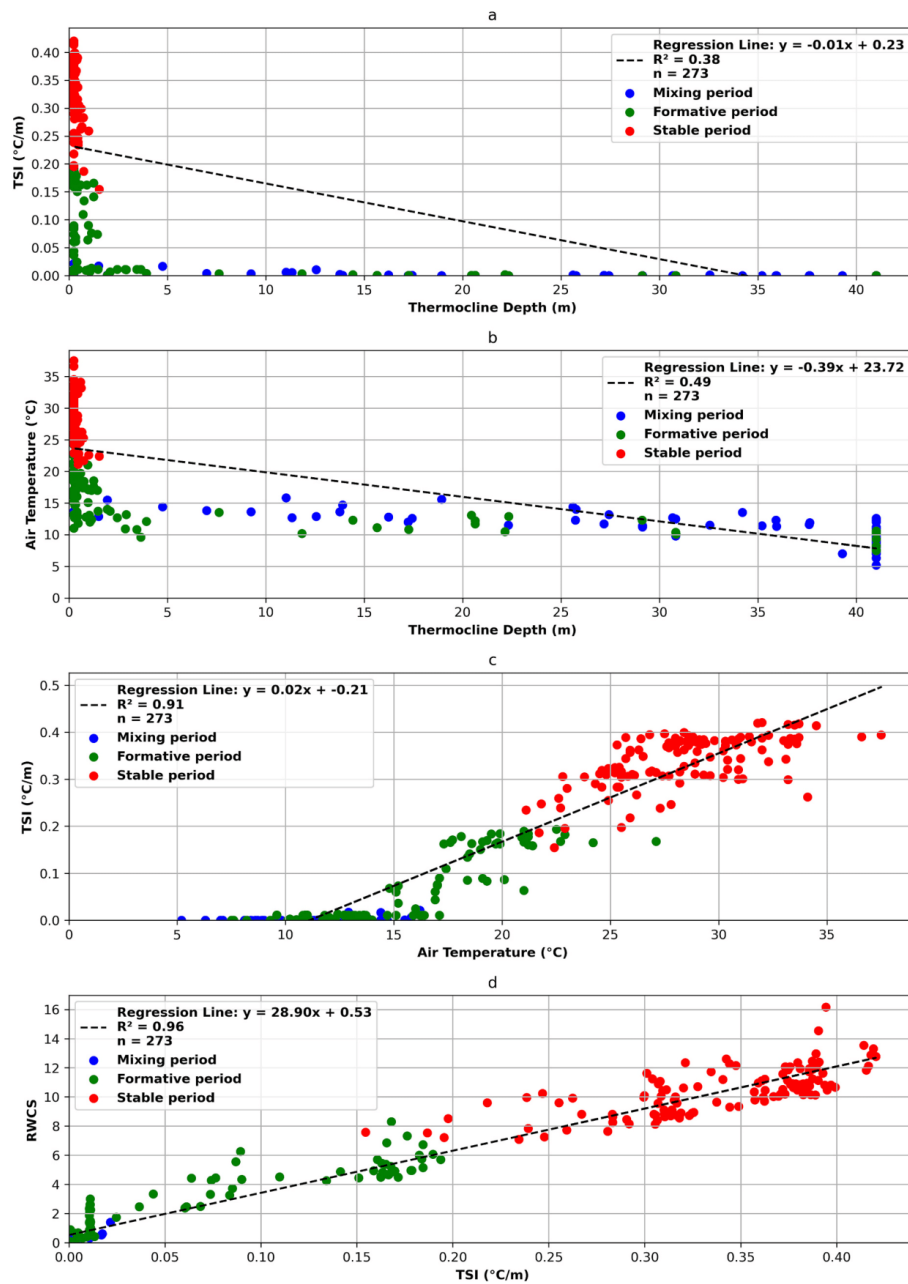


Fig. 10. Relationship between thermocline depth and the thermocline strength index (TSI) (a), thermocline depth and air temperature (b), thermocline strength index (TSI) and air temperature (c), and thermocline strength index (TSI) and Relative Water Column Stability (RWCS) (d) within the annual thermal stratification cycle.

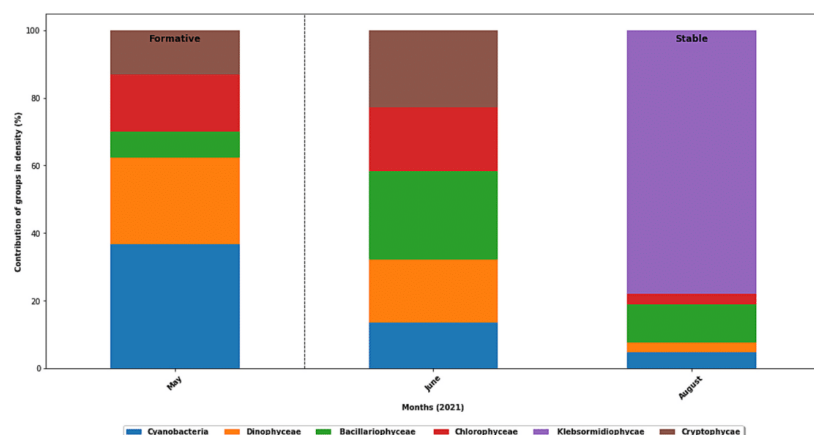


Fig. 11. Stratification period differences in community composition and the contribution of groups of phytoplankton in density in the Joumine reservoir.

meteorological inputs. The model accurately simulated seasonal variations in surface water temperatures, with warmer conditions in summer (peaking in July–August) and cooler conditions in winter (January–February), consistent with findings by Prats et al. (2017), who observed similar trends in the Bimont reservoir using the EOLE model. The DEOLE-J model also simulated reasonable thermal gradients, with a thermocline strength index (TSI) reaching 0.42 °C/m in summer, aligning with the expected behavior of Mediterranean reservoirs. The thermocline depth ranged from 30 m during winter mixing to 2.5 m during stable summer stratification, comparable to those observed by Salençon (1997) in Pareloup and Rochebut lakes. The model effectively captured the influence of external drivers such as wind speed and air temperature. High wind speeds in winter (~2.5 m/s) drove vertical mixing, leading to deeper thermoclines. In comparison, reduced wind speeds in summer (~1 m/s) and increased air temperatures stabilized the thermocline at 2.5 m, reflecting similar findings by Prats et al. (2017) and Salençon (1997), who identified wind and temperature as key drivers of stratification. The simulated surface temperatures ranged from 5 °C to 32 °C, consistent with the observed range in Mediterranean reservoirs, further demonstrating the robustness of the DEOLE-J model in capturing thermal dynamics.

By selecting a suitable time step, we can ensure that meteorological data accurately represent the environmental conditions affecting biological phenomena. This alignment helps prevent energy losses that might occur due to inaccuracies in temporal representation, thereby enhancing the reliability and relevance of studies focusing on biological aspects (Imberger, 1979; Salençon, 1997). Considering the importance of precision and quality of input data in accurately describing the system (Salençon and Thébaud, 1994), we used an average value for the extinction coefficient due to the lack of specific data. This may affect the accuracy of the water temperature estimates generated by the Derived EOLE Joumine Model. The extinction coefficient, which varies with seasonal changes, impacts biomass and is crucial in light absorption and the vertical thermal structure (Salençon, 1997). Additionally, the difference between the water temperature measured and estimated by the model ($R^2 = 0.34$) could be caused by the distance between the meteorological station located several kilometres away and the lake. In this version, we used the Derived EOLE Joumine Model. In this one-dimensional vertical model, horizontal fluxes, such as throughflow in the reservoir (rivers, pumping) and water withdrawal from the reservoir were neglected. This could explain the bias between the measured and estimated water temperatures. The 2-D model might be a solution to

improve temperature estimation accuracy. Moreover, water withdrawal from the reservoir significantly impacts water temperature, especially when managing water quality downstream or within the reservoir (Salençon, 1997).

ERA5 data is useful for estimating weather conditions in areas without available measurements (McNicholl et al., 2022). The bias between measured and estimated average air temperature is significant. However, the inter-hourly variation is more reliable. The metaheuristic approach was employed to correct ERA5 data based on the measured data while preserving the same inter-hourly variation.

Our results indicate that weaker thermal stratification observed in spring is primarily driven by increased inflow discharge, as suggested by Wang et al. (2024a). The DEOLE-J model successfully simulates this transition, linking seasonal air temperature variations with water inflow, consistent with findings from Long et al. (2022) that deeper mixed layers reduce light penetration and nutrient availability, leading to unfavorable conditions for phytoplankton blooms. The model calculates seasonal fluctuations in the thermocline, showing phases of strengthening, stabilizing, and weakening throughout the year. The Relative Water Column Stability (RWCS) index, which reflects the energy required to disrupt stratification (Boehrer and Schultze, 2008), confirmed that as air temperature rises, thermocline depth decreases, consistent with findings from Tian et al. (2017); Wang et al. (2024a).

In addition to temperature data, wind speed is another key factor influencing stratification dynamics. Wang et al. (2024a) and Pöschke et al. (2015) demonstrated that wind regulates heat exchange and water movements, influencing turbulent transport. In the Joumine Reservoir, recorded wind speeds of around 2.5 m/s in winter were sufficient to promote some vertical mixing. However, as Zhou et al. (2022) noted, even higher wind speeds do not always penetrate the hypolimnion deep enough to mix the water column fully. This was corroborated by our findings, where the thermocline remained stable despite variations in wind speed.

Reservoir size also affects the response to wind-induced mixing. Liu et al. (2020) found that smaller reservoirs can mix more effectively at lower wind speeds, while larger reservoirs like Joumine require stronger winds. Our study supports this observation, showing that moderate wind speeds had limited effects on thermocline depth and intensity, except during winter mixing.

Temperature significantly impacts stratification. Stetler et al. (2021) showed that higher summer temperatures intensify thermal stratification without substantially affecting its depth. Our results corroborate

Chapitre 4 : Simulation de la stratification thermique et de la dynamique de la température de l'eau dans le réservoir de Joumine

H. Madyouni et al.

Ecological Informatics 86 (2025) 103012

this, indicating that summer surface temperatures sharpen the thermal gradient, while the thermocline remained stable at a depth of 2.5 m. Thus, although air temperature influences thermal intensity, wind speed predominantly controls stratification depth.

Morales-Marin et al. (2021) emphasized that climate change can extend the stratification duration, reducing vertical mixing and nutrient distribution, potentially leading to algal blooms. Our observations during stable periods confirm that extended stratification limits mixing, which may further deteriorate water quality. The depth of the thermocline, used as a measure of thermal stratification strength, showed a significant negative correlation with the thermocline strength index (Tian et al., 2017; Wang et al., 2024b). Therefore, a shallow thermocline depth corresponds to higher thermocline strength.

Furthermore, The Joumine reservoir shows temporal phytoplankton succession (Madyouni et al., 2023). The temporal distribution of phytoplankton groups varied with changing stratification conditions. Thermal stratification dynamics notably influenced the prevalence of phytoplankton species in the reservoir (Cantin et al., 2011). For instance, Cyanobacteria dominated during formative periods, while Klebsormidiophyceae became predominant during stable thermal periods. This pattern supports the findings of Wang et al. (2024a) and Cantin et al. (2011), which indicate that stratification limits nutrient circulation, favoring buoyant species.

5. Conclusions

The Derived EOLE Joumine Model was coded to simulate the evolution of thermal stratification in reservoirs, considering thermal exchanges at the air-water interface. The model has a one-dimensional vertical structure, a process-based approach, a description of the epilimnion with an integral mixed-layer model, and finite volume discretization. The comparison with field measurements primarily focuses on representing thermal stratification, which could be enhanced by employing a 2-D model to account for horizontal fluxes. This study found that the Joumine reservoir exhibits three distinct thermal stratification periods: mixing, formative, and stable. Seasonal changes in air temperature and thermocline depth were key factors influencing the Joumine reservoir's thermal stability. During the mixing period, there was a notable negative correlation between the thermocline strength index (TSI) and air temperature. Similarly, significant negative correlations were observed among TSI, air temperature, and relative water column stability (RWCS) during the formative period. Across the entire dataset, thermocline depth was significantly negatively correlated with TSI. Furthermore, phytoplankton abundance and distribution were linked to thermal stratification, with Cyanobacteria particularly prevalent during the formative period. Using the results from the model, we will be able to calculate the volume of the thermocline, which is an important parameter that affects the distribution of nutrients and light in the water column. This understanding is crucial for phytoplankton species, particularly buoyant species like cyanobacteria. Cyanobacteria thrive in conditions where they can access both nutrients from deeper waters and adequate light from the surface, often leading to their rapid growth during favorable climatic conditions. By accurately determining the volume of the thermocline, we will enhance our ability to predict when and where cyanobacterial blooms may occur. These blooms can significantly impact water supply strategies due to their potential to degrade water quality, posing risks to both human health and aquatic ecosystems.

Funding

This research was funded by Wallonie-Bruxelles International.

CRediT authorship contribution statement

Haifa Madyouni: Writing – review & editing, Validation,

Methodology, Investigation, Data curation, Conceptualization. **Pol Magermans:** Visualization, Validation, Methodology, Conceptualization. **Sihem Benabdallah:** Methodology. **Hamadi Habaieb:** Validation, Supervision. **Romdhane Mohamed Saleh:** Visualization, Validation. **Jean-François Deliege:** Supervision, Conceptualization, Methodology, Validation, Funding.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no conflict of interest.

Acknowledgments

This work was supported by the Aquapole of the University of Liège and the National Agronomy Institute of Tunisia. We extend our warm thanks to the technical teams at the Joumine Dam who participated in the water sampling campaigns. We would also like to thank the Eco-systems and Aquatic Resources Laboratory for their support.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2025.103012>.

Data availability

A part of the data and code supporting the findings of this study are publicly available to ensure transparency and reproducibility of the research. The dataset, Python code used for model preparation, and python code employed in generating graphs of this study, can be accessed at this link: (https://github.com/HaifaMadyouni/Thermocline_file).

References

- Bockwoldt, K.A., Nodine, E.R., Mihuc, T.B., Shambaugh, A.D., Stockwell, J.D., 2017. Reduced phytoplankton and zooplankton diversity associated with increased Cyanobacteria in Lake Champlain, USA. *Contemp. Water Res.* 160, 100–118. <https://doi.org/10.1111/j.1936-704X.2017.03243.x>.
- Boehrer, B., Schultze, M., 2008. Stratification of lakes. *Rev. Geophys.* 46, 2006RG000210. <https://doi.org/10.1029/2006RG000210>.
- Cantin, A., Beisner, B.E., Gunn, J.M., Prairie, Y.T., Winter, J.G., 2011. Effects of thermocline deepening on lake plankton communities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 68, 260–276. <https://doi.org/10.1139/F10-138>.
- Castro, M., Aguilar, F., García-Díaz, D., 2024. A data-driven approach for the assessment of the thermal stratification of reservoirs based on readily available data. *Eco. Inform.* 82, 102672. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2024.102672>.
- Cermeño, P., Dutkiewicz, S., Harris, R.P., Follows, M., Schofield, O., Falkowski, P.G., 2008. The role of nutrient depth in regulating the ocean carbon cycle. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 105, 20344–20349. <https://doi.org/10.1073/pnas.0811302106>.
- Cozannet, G.L., Lionello, P., El-Magd, I.A., Farahmand, S., Gemenne, F., Safa, A., Vicente-Serrano, S., Spagnuolo, F., Sevilgen, D.S., Somot, S., Thiéblemont, R., Tirado, C., Trambly, Y., 2021. CSCPMM4 Mediterranean Region.
- Dieden, T., 2021. Modélisation de la température et de la couche de mélange dans les lacs (Travail de fin d'étude). HELMO, Aquapôle.
- Elçi, Ş., 2008. Effects of thermal stratification and mixing on reservoir water quality. *Limnology* 9, 135–142. <https://doi.org/10.1007/s10201-008-0240-x>.
- Fathalli, A., Jenhani, A.B.R., Moreira, C., Azevedo, J., Welker, M., Romdhane, M., Antunes, A., Vasconcelos, V., 2011. Genetic variability of the invasive cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* from Bir M'cherga reservoir (Tunisia). *Arch. Microbiol.* 193, 595–604. <https://doi.org/10.1007/s00203-011-0704-y>.
- Fee, E.J., Hecky, R.E., Kasian, S.E.M., Cruikshank, D.R., 1996. Effects of lake size, water clarity, and climatic variability on mixing depths in Canadian shield lakes. *Limnol. Oceanogr.* 41, 912–920. <https://doi.org/10.4319/lo.1996.41.5.0912>.
- Gaillard, R., Perroud, M., Goyette, S., Kasparian, J., 2022. Multi-column modelling of Lake Geneva for climate applications. *Sci. Rep.* 12, 353. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-04061-6>.
- Hersbach, H., Bell, B., Berrisford, P., Hirahara, S., Horányi, A., Muñoz-Sabater, J., Nicolas, J., Peubey, C., Radu, R., Schepers, D., Simmons, A., Soci, C., Abdalla, S., Abellan, X., Balsamo, G., Bechtold, P., Biavati, G., Bidlot, J., Bonavita, M., De Chiara, G., Dahlgren, P., Dee, D., Diamantakis, M., Dragani, R., Flemming, J., Forbes, R., Fuentes, M., Geer, A., Haimberger, L., Healy, S., Hogan, R.J., Hólm, E., Janisková, M., Keeley, S., Laloyaux, P., Lopez, P., Lupu, C., Radnoti, G., De Rosnay, P., Rozum, I., Vamborg, F., Villaume, S., Thépaut, J., 2020. The ERA5 global

Chapitre 4 : Simulation de la stratification thermique et de la dynamique de la température de l'eau dans le réservoir de Joumine

H. Madyouni et al.

Ecological Informatics 86 (2025) 103012

- reanalysis. *Quart. J. Royal Meteor. Soc.* 146, 1999–2049. <https://doi.org/10.1002/qj.3803>.
- Horne, A.J., Goldman, 1994. *Limnology*. McGraw-Hill, New York, pp. 576–pp.
- Hutchinson, G.E., 1957. *A Treatise on Limnology Geography, Physics, and Chemistry*. Wiley.
- Imberger, J., 1979. Mixing in reservoirs. In: Fischer, H.G., List, E.J., Koh, R., R. C.Y., Imberger, J., Brooks, N.H. (Eds.), *Mixing in Inland and Coastal Waters*. Academic Press, New York.
- Ishikawa, M., Gonzalez, W., Golyeswski, O., Sales, G., Rigotti, J.A., Bleninger, T., Mannich, M., Lorke, A., 2022. Effects of dimensionality on the performance of hydrodynamic models for stratified lakes and reservoirs. *Geosci. Model Dev.* 15, 2197–2220. <https://doi.org/10.5194/gmd-15-2197-2022>.
- Kraemer, B.M., Anneville, O., Chandra, S., Dix, M., Kuusisto, E., Livingstone, D.M., Rimmer, A., Schladow, S.G., Silow, E., Sitoki, L.M., Tamatamah, R., Vadeboncoeur, Y., McIntyre, P.B., 2015. Morphometry and average temperature affect lake stratification responses to climate change. *Geophys. Res. Lett.* 42, 4981–4988. <https://doi.org/10.1002/2015GL064097>.
- Ladwig, R., Hanson, P.C., Dugan, H.A., Carey, C.C., Zhang, Y., Shu, L., Duffy, C.J., Cobourn, K.M., 2021. Lake thermal structure drives interannual variability in summer anoxia dynamics in a eutrophic lake over 37 years. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 25, 1009–1032. <https://doi.org/10.5194/hess-25-1009-2021>.
- Li, Y., Huang, T., Tan, X., Zhou, Z., Ma, W., 2018. Destratification and oxygenation efficiency of a water-lifting aerator system in a deep reservoir: implications for optimal operation. *J. Environ. Sci.* 73, 9–19. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.12.021>.
- Li, Y., Sarpong, L., Cheng, Y., Norgbey, E., Nooni, I.K., Nasiru, S., Setordjie, V.E., Duodu, R.A.B., Dzakpasu, M., 2022. A sediment diagenesis model on sediment oxygen demand in managing eutrophication on Taihu, China. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 30, 35602–35616. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24301-0>.
- Limam, A., 2003. Contribution à l'étude des conditions du milieu et des peuplements phytoplanktoniques des eaux de la retenue du barrage Joumine en relation avec le réseau de distribution (Diplôme d'Etudes Approfondies INAT.). Université de Carthage.
- Liu, Miao, Zhang, Yunlin, Shi, K., Zhu, G., Wu, Z., Liu, Mingliang, Zhang, Yibo, 2019. Thermal stratification dynamics in a large and deep subtropical reservoir revealed by high-frequency buoy data. *Sci. Total Environ.* 651, 614–624. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.215>.
- Liu, Miao, Zhang, Yunlin, Shi, K., Melack, J., Zhang, Yibo, Zhou, Y., Zhu, M., Zhu, G., Wu, Z., Liu, Mingliang, 2020. Spatial variations of subsurface chlorophyll maxima during thermal stratification in a large, deep subtropical reservoir. *JGR Biogeosci.* 125, e2019JG005480. <https://doi.org/10.1029/2019JG005480>.
- Long, L., Chen, P., Xu, H., Ji, D., Liu, L., Yang, Z., Lorke, A., 2022. Recent changes of the thermal structure in three gorges reservoir, China and its impact on algal bloom in tributary bays. *Ecol. Indic.* 144, 109465. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109465>.
- Madani, M., Seth, R., Leon, L.F., Valipour, R., McCrimmon, C., 2020. Three dimensional modelling to assess contributions of major tributaries to fecal microbial pollution of lake St. Clair and Sandpoint Beach. *J. Great Lakes Res.* 46, 159–179. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2019.12.005>.
- 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>.
- McNicholl, B., Lee, Y.H., Campbell, A.G., Dev, S., 2022. Evaluating the reliability of air temperature from ERA5 reanalysis data. *IEEE Geosci. Remote Sens. Lett.* 19, 1–5. <https://doi.org/10.1109/LGRS.2021.3137643>.
- Morales-Marin, L.A., Carr, M., Sadeghian, A., Lindenschmidt, K.E., 2021. Climate change effects on the thermal stratification of Lake Diefenbaker, a large multi-purpose reservoir. *Can. Water Res. J.* 46, 1–16. <https://doi.org/10.1080/07011784.2020.1854120>.
- Noori, R., Ansari, E., Jeong, Y.-W., Aradpour, S., Maghrebi, M., Hosseinzadeh, M., Bateni, S.M., 2021. Hyper-nutrient enrichment status in the Sabalan Lake, Iran. *Water* 13, 2874. <https://doi.org/10.3390/w13202874>.
- Onagri, 2022. Observatoire National de l'Agriculture [WWW Document]. URL <http://www.onagri.nat.tn/barrages> (accessed 2.9.23).
- Padisák, J., Borics, G., Grigorczyk, I., Soróczki-Pintér, É., 2006. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the water framework directive: the assemblage index. *Hydrobiologia* 553.
- Paelel, H.W., Huisman, J., 2009. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environ. Microbiol. Rep.* 1, 27–37. <https://doi.org/10.1111/j.1758-2229.2008.00004.x>.
- Paelel, H.W., Paul, V.J., 2012. Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Res.* 46, 1349–1363. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.002>.
- Paształeniec, A., Ochocka, A., 2021. A comparative study of phytoplankton epi- and metalimnetic communities under different light and thermal regimes. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 21, 760–774. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2021.05.001>.
- Pöschke, F., Lewandowski, J., Engelhardt, C., Preuß, K., Oczipka, M., Ruhtz, T., Kirillin, G., 2015. Upwelling of deep water during thermal stratification onset—a major mechanism of vertical transport in small temperate lakes in spring? *Water Resour. Res.* 51, 9612–9627. <https://doi.org/10.1002/2015WR017579>.
- Prats, J., Salençon, M.-J., Gant, M., Danis, P.-A., 2017. Simulation of the hydrodynamic behaviour of a Mediterranean reservoir under different climate change and management scenarios. *J. Limnol.* 77. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2017.1567>.
- Qi, L., Zhang, Ke, Mc Gowan, S., Capo, E., Shen, J., 2021. Synergistic impacts of nutrient enrichment and climate change on long-term water quality and ecological dynamics in shallow-lake zones.
- Salençon, M.-J., 1997. Study of the thermal dynamics of two dammed lakes (Pareloup and Rochebut, France), using the EOLE model. *Ecol. Model.* 104, 15–38. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(97\)00105-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(97)00105-1).
- Salençon, M.-J., Thébault, J.-M., 1994. Démarche de modélisation d'un écosystème lacustre : application au Lac de Pareloup. *Hydroécol. Appl.* 6, 315–327. <https://doi.org/10.1051/hydro:1994015>.
- Saros, J.E., Northington, R.M., Osburn, C.L., Burpee, B.T., John Anderson, N., 2016. Thermal stratification in small arctic lakes of Southwest Greenland affected by water transparency and epilimnetic temperatures. *Limnol. Oceanogr.* 61, 1530–1542. <https://doi.org/10.1002/lno.10314>.
- Shi, J., Wang, L., Yang, Y., Huang, T., 2022. A case study of thermal and chemical stratification in a drinking water reservoir. *Sci. Total Environ.* 848, 157787. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157787>.
- Stainsby, E.A., Winter, J.G., Jarjanazi, H., Paterson, A.M., Evans, D.O., Young, J.D., 2011. Changes in the thermal stability of Lake Simcoe from 1980 to 2008. *J. Great Lakes Res.* 37, 55–62. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2011.04.001>.
- Stetler, J.T., Girdner, S., Mack, J., Winslow, L.A., Leach, T.H., Rose, K.C., 2021. Atmospheric stilling and warming air temperatures drive long-term changes in lake stratification in a large oligotrophic lake. *Limnol. Oceanogr.* 66, 954–964. <https://doi.org/10.1002/lno.11654>.
- Tian, W., Zhang, H., Zhang, J., Zhao, L., Miao, M., Huang, H., 2017. Biodiversity effects on resource use efficiency and community turnover of plankton in Lake Nansihu, China. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24, 11279–11288. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8758-2>.
- Wang, L., Shen, H., Wu, Z., Yu, Z., Li, Y., Su, H., Zheng, W., Chen, J., Xie, P., 2020. Warming affects crustacean grazing pressure on phytoplankton by altering the vertical distribution in a stratified lake. *Sci. Total Environ.* 734, 139195. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139195>.
- Utermöhl, H., 1958. On the perfection of quantitative phytoplankton method. *Int. Ass. Theo. Appl. Limnol. commun.* 9, 1–38.
- Wang, Y., Li, Y., Cheng, Y., Wang, Yu, Zhu, Y., Li, R., Acharya, K., Ibrahim, M., 2024a. Thermal stratification and mixing processes response to meteorological factors in a monomictic reservoir. *J. Environ. Manag.* 354, 120205. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120205>.
- Wang, L., Liu, J., Bao, Z., Ma, X., Shen, H., Chen, J., Xie, P., 2024b. Predictable shifts in diversity and ecosystem function in phytoplankton and zooplankton communities along thermocline stratification intensity continua. *Sci. Total Environ.* 912, 168981. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168981>.
- Wilhelm, S., Adrian, R., 2008. Impact of summer warming on the thermal characteristics of a polymictic lake and consequences for oxygen, nutrients and phytoplankton. *Freshw. Biol.* 53, 226–237. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01887.x>.
- Winder, M., Reuter, J.E., Schladow, S.G., 2009. Lake warming favours small-sized planktonic diatom species. *Proc. R. Soc. B* 276, 427–435. <https://doi.org/10.1098/rspb.2008.1200>.
- Woolway, R.I., Sharma, S., Smol, J.P., 2022. Lakes in hot water: the impacts of a changing climate on aquatic ecosystems. *BioScience* 72, 1050–1061. <https://doi.org/10.1093/biosci/biac052>.
- Yaghouti, M., Heidarzadeh, N., Ulloa, H.N., Nakhaei, N., 2023. The impacts of climate change on thermal stratification and dissolved oxygen in the temperate, dimictic Mississippi Lake. *Ontario* 75, 102087.
- Yang, Y., Deng, Y., Tuo, Y., Li, J., He, T., Chen, M., 2020. Study of the thermal regime of a reservoir on the Qinghai-Tibetan Plateau, China. *PLoS One* 15, e0243198. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0243198>.
- Zhang, Y., Wu, Z., Lui, M., He, J., Shi, K., Wang, M., et al., 2014. Thermal structure and response to long-term climatic changes in Lake Qiandaohu, a deep subtropical reservoir in China. *Limnol. Oceanogr.* 59, 1193–1202.
- Zhang, H., Liu, K., Huang, T., Li, N., Si, F., Feng, J., Huang, X., Miao, Y., 2021. Effect of thermal stratification on denitrifying bacterial community in a deep drinking water reservoir. *J. Hydrol.* 596, 126090. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126090>.
- Zhang, Y., Gao, X., Sun, B., Liu, C., Li, B., Liu, X., 2022. Tracking thermal structure evolution: an objective practice in a stratified reservoir based on high-frequency measurements. *J. Hydrol. Regional Stud.* 39, 100989. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2022.100989>.
- Zhou, J., Yoshida, T., Kitazawa, D., 2022. Numerical analysis of the relationship between mixing regime, nutrient status, and climatic variables in Lake Biwa. *Sci. Rep.* 12, 19691. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-22124-0>.

II. Synthèse et conclusion partielle

Cette étude a permis de démontrer l'importance cruciale de la stratification thermique dans les réservoirs méditerranéens et ses impacts sur la qualité de l'eau. L'application du modèle DEOLE-J au réservoir de Joumine a mis en évidence les dynamiques thermiques verticales en

relation avec les conditions climatiques locales. Les résultats obtenus soulignent le rôle central de la stratification dans la limitation des échanges verticaux, favorisant l'eutrophisation et modifiant les dynamiques des communautés phytoplanctoniques. Il est probable que la prolongation des périodes de stratification, amplifiée par la combinaison de certains effets globaux de changement climatique, représente ainsi un défi majeur pour la gestion durable des réservoirs dans des contextes semi-arides

Malgré les performances prometteuses du modèle, certaines limitations, telles que l'absence de flux horizontaux et la dépendance à des données météorologiques éloignées, ont montré la nécessité de développer des approches plus intégrées. L'intégration de modèles bidimensionnels ou l'amélioration de la qualité des données d'entrée pourrait renforcer la précision des simulations, notamment dans les couches profondes.

Dans la continuité de cette recherche, les températures simulées par le modèle DEOLE-J et la hauteur de l'épilimnion serviront de données d'entrée pour le modèle Planification et Gestion de l'Assainissement des Eaux (PEGASE), permettant une évaluation détaillée de la qualité physico-chimique et biologique des eaux de la retenue du barrage de Joumine et plus précisément de l'épilimnion. Ce modèle déterministe (Pegase) intègre les apports amonts et peut simuler des scénarios de changements climatiques qui combinent certains effets globaux de changement climatique, offrant ainsi une approche complémentaire pour analyser les processus biochimiques. En croisant ces deux méthodologies, ce travail vise à proposer une compréhension des dynamiques thermiques et écologiques, apportant des outils précieux pour une gestion durable et proactive des ressources en eau.

Chapitre 5 : Impact de la stratification thermique sur la qualité de l'eau de l'épilimnion dans le contexte du changement climatique et de différents scénarios de gestion : Etude du réservoir de Joumine (Tunisie)

I. Introduction

La stratification thermique des réservoirs joue un rôle fondamental dans la régulation de la qualité de l'eau et dans le fonctionnement des écosystèmes aquatiques. Elle détermine en grande partie la distribution verticale de la température, de l'oxygène dissous et des nutriments, influençant ainsi la croissance phytoplanctonique et le risque d'eutrophisation (Wells and Troy, 2022). En contexte méditerranéen, caractérisé par une forte variabilité hydrologique et des pressions anthropiques croissantes, la compréhension des mécanismes qui gouvernent la dynamique de l'épilimnion est particulièrement cruciale. Cette couche de surface, fortement soumise aux apports en nutriments et aux variations saisonnières de température, constitue en effet l'habitat principal des phytoplanctons, dont les proliférations excessives peuvent dégrader la qualité de l'eau et compromettre les usages agricoles et domestiques (Ghane and Boegman, 2025).

De nombreuses études se sont concentrées sur l'influence des apports diffus d'origine agricole ou urbaine sur la qualité de l'eau des réservoirs méditerranéens (García-Nieto et al., 2018; Giorgi and Lionello, 2008; Harmanny and Malek, 2019). Toutefois, l'effet combiné de la stratification thermique et du changement climatique sur l'évolution de la qualité de l'eau dans les couches superficielles des réservoirs reste encore peu documenté, notamment en Afrique du Nord (Giannakopoulos et al., 2009; Trambly et al., 2020). Cette lacune s'explique à la fois par la rareté des suivis instrumentés à haute fréquence dans ces milieux et par la complexité des interactions entre processus physiques, chimiques et biologiques. Les modèles de qualité de l'eau, centrés sur les flux de nutriments à l'échelle des bassins versants, peinent souvent à rendre compte de la variabilité saisonnière et spatiale induite par la stratification thermique dans les réservoirs (Long et al., 2019; Xu et al., 2017).

Or, sous l'effet du réchauffement climatique, les conditions de stratification pourraient s'intensifier et à se prolonger, ce qui accroît le risque d'appauvrissement en oxygène dissous

dans l'épilimnion et de proliférations algales (Fang et al., 2021; Mariotti et al., 2015). Ces phénomènes sont particulièrement critiques dans les réservoirs méditerranéens, qui assurent des services écosystémiques essentiels tels que l'irrigation, l'alimentation en eau potable et la protection contre les crues, mais qui sont également vulnérables à l'eutrophisation et aux déséquilibres écologiques (Lionello et al., 2014; Watkins et al., 2019).

Dans ce contexte, le couplage de modèles spécifiques constitue une approche prometteuse pour mieux caractériser les interactions entre hydrologie, qualité de l'eau et climat. Le modèle PEGASE (Planification et Gestion de l'Assainissement des Eaux), largement appliqué en Europe et en Afrique du Nord, permet de représenter les processus biochimiques liés aux apports diffus et ponctuels de nutriments (Deliege et al., 2010). Cependant, il n'est pas dédié à représenter les effets de la stratification thermique. C'est pourquoi l'association avec le modèle DEOLE-J, développé entre autres pour simuler la profondeur du thermocline et l'épaisseur de l'épilimnion, permet d'améliorer la représentation des hydrosystèmes des réservoirs méditerranéens (H. Zhang et al., 2021).

L'objectif de ce chapitre est d'évaluer la capacité de l'association des modèles PEGASE et DEOLE-J à simuler les variations saisonnières de la qualité de l'eau dans l'épilimnion du réservoir de Joumine (Tunisie), en tenant compte à la fois des apports du bassin versant et des processus internes liés à la stratification thermique. Nous présenterons dans une première partie la mise en œuvre et la calibration du modèle sur la période 2020–2021, à partir de données de terrain collectées dans le réservoir et son bassin versant. Dans une seconde partie, nous analyserons l'impact de différents scénarios combinant certains effets globaux de changement climatique et pratiques de gestion (agricoles et urbaines) sur l'évolution des concentrations en nitrates, en chlorophylle *a*, en oxygène dissous et sur la température de l'épilimnion.

1. Résumé

Dans un contexte méditerranéen semi-aride, marqué par des pressions agricoles, urbaines et climatiques croissantes, la qualité de l'eau des réservoirs constitue un enjeu majeur pour la durabilité des ressources. Le réservoir de Joumine, situé au nord de la Tunisie, a été choisi comme site d'étude afin d'évaluer la stratification thermique et la variation saisonnière de l'épaisseur de l'épilimnion ainsi que leurs effets sur les principaux paramètres de qualité de l'eau : nitrates, oxygène dissous, chlorophylle *a* (indicateur de la biomasse phytoplanctonique) et température de l'eau. Pour ce faire, une approche complète a été adoptée, combinant une campagne de mesures de terrain réalisée en 2021–2022, l'utilisation du modèle DEOLE-J,

conçu pour reproduire la dynamique de la thermocline, et du modèle PEGASE, capable de simuler les apports nutritifs du bassin versant.

Les résultats de calibration et de validation montrent que le modèle PEGASE reproduit fidèlement les concentrations en nitrates ($R^2 > 0,9$) ainsi que la dynamique hydrologique, tandis que les paramètres internes du réservoir, fortement dépendants de la stratification thermique et de la variabilité phytoplanctonique, ont été introduits par le modèle DEOLE-J. La chlorophylle *a* demeure toutefois le paramètre présentant la plus grande incertitude de simulation, avec des sous-estimations et surestimations selon les saisons, traduisant les difficultés à représenter la dynamique complexe du phytoplancton dans le réservoir.

Trois scénarios climatiques et de gestion ont été testés. Dans le scénario 1 (SC1), correspondant à un climat réchauffé de +1,9 °C avec une baisse de 10 % des précipitations et sans adoption de mesures correctives, les concentrations en nitrates augmentent en moyenne de 65 % par rapport au scénario de gestion renforcée, atteignant des pics supérieurs à 22 mg/L en saison humide et entraînant des épisodes d'eutrophisation. La biomasse phytoplanctonique, représentée par la chlorophylle *a*, connaît des augmentations significatives, confirmant la vulnérabilité du système. Bien que l'oxygène dissous reste en général au-dessus du seuil écologique de 2 mg/L, des déficits localisés apparaissent en période estivale, liés à une stratification prolongée.

Le scénario 2 (SC2), intégrant un climat plus modéré (+1,6 °C et -6 % de précipitations), avec une adoption partielle des bonnes pratiques agricoles (25 %) et une amélioration urbaine limitée (40 %), permet une réduction intermédiaire des concentrations en nitrates et de la biomasse algale. Toutefois, le stress lié à l'oxygène persiste, montrant que les mesures partielles d'adaptation ne suffisent pas à contrer les effets cumulés du climat et de la stratification. Enfin, le scénario 3 (SC3), qui combine un climat plus extrême (+3,9 °C et -20 % de précipitations) avec une gestion renforcée (75 % de BMP et 90 % de traitement urbain avancé), réduit de 63 à 66 % les apports de nitrates et limite efficacement les proliférations algales. Cependant, même dans ce cas, les déficits d'oxygène demeurent, car l'augmentation des températures estivales d'environ 2 °C accentue la stabilité de la thermocline et freine le brassage vertical.

Ces résultats montrent que les réservoirs méditerranéens, et en particulier le réservoir de Joumine, sont extrêmement sensibles au changement climatique. Les mesures de gestion, telles que la réduction stricte des apports en nutriments à la source et l'amélioration du traitement des eaux usées, permettent de limiter les pressions externes et d'atténuer partiellement les effets de l'eutrophisation, mais elles ne suffisent pas à éliminer les problèmes d'oxygène induits par une

stratification prolongée. L'association PEGASE–DEOLE-J s'avère un outil précieux pour analyser la qualité de l'eau dans des contextes semi-arides où les données sont limitées. L'étude recommande un renforcement de la réglementation sur les apports agricoles, une généralisation du traitement avancé des eaux usées, ainsi qu'un suivi limnologique plus fréquent, incluant les nutriments, l'oxygène et le phytoplancton. Elle souligne enfin la nécessité d'intégrer la gestion anthropique du barrage, en respectant les lois de gestion du réservoir, afin de préserver la qualité de l'eau et l'équilibre écologique du plan d'eau, pour mieux représenter la complexité écologique des réservoirs méditerranéens soumis au changement climatique.

2. Article ³

Environ Monit Assess (2026) 198:654
<https://doi.org/10.1007/s10661-026-15474-z>

RESEARCH



Thermal stratification and epilimnion water quality under climate and management scenarios: the Joumine reservoir (Tunisia)

Haifa Madyouni · Viviana Almanza · Mohamed Salah Romdhane · Hamadi Habaieb · Jean-François Delière

Received: 17 December 2025 / Accepted: 15 May 2026 / Published online: 26 May 2026
© The Author(s), under exclusive licence to Springer Nature Switzerland AG 2026

Abstract This study assesses epilimnion water quality in the Joumine Reservoir, Tunisia, by combining the PEGASE water quality model, the DEOLE-J thermal stratification model, and in situ measurements. Scenario analysis was developed to evaluate how future climate change and watershed management strategies may jointly influence water quality dynamics in semi-arid reservoirs. This multidisciplinary approach highlights the key drivers of nitrate, chlorophyll-a, dissolved oxygen, and water temperature, emphasizing the influence of thermocline variability on seasonal ecosystem dynamics. Among these variables, chlorophyll-a (Chl-a) shows the highest uncertainty, with noticeable under- and overestimation depending on the season, reflecting limitations

in simulating phytoplankton dynamics. PEGASE reliably simulates hydrological variability at both the catchment (river network) and reservoir scales, as well as nutrient inflows, while reservoir-specific dynamics linked to stratification and phytoplankton required other parameterization. Best Management Practices (BMPs), including agricultural measures such as cover crops, mulching, and reduced nitrogen and phosphorus inputs, were implemented in the scenarios. Scenario analysis revealed strong contrasts between management strategies. Without best management practices (BMPs) (SC1), wet-season nitrate rose by ~65% compared to reinforced management (SC3), with peaks above 22 mg/L and episodic eutrophication. Dissolved oxygen generally remained above thresholds but showed localized summer depletion. SC2, representing moderate climate change with partial adaptation (25% BMP adoption and partial

Supplementary Information The online version contains supplementary material available at <https://doi.org/10.1007/s10661-026-15474-z>.

H. Madyouni · H. Habaieb
LR 7AGR01 GREEN-TEAM, National Agronomic Institute of Tunisia, Carthage University, 43 Avenue Charles Nicolle, Tunis 1082, Tunisia
e-mail: madyouni.haifa@gmail.com

H. Habaieb
e-mail: habaieb.hamadi@yahoo.fr

H. Madyouni · J.-F. Delière (✉)
PeGIRE Laboratory, Aquapôle Research Center, Unit—FOCUS Research Freshwater and Oceanic Sciences Unit of Research, University of Liège, Quartier Polytech 1, Allée de La Découverte, 11, 4000 Liège, Belgium
e-mail: jfdeliege@uliege.be

V. Almanza
Faculty of Engineering, San Sebastián University, Concepción, Chile
e-mail: yiyialmanza@gmail.com

M. S. Romdhane
Ecosystems and Aquatic Resources Laboratory, National Agronomic Institute of Tunisia, Carthage University, Tunis 1082, Tunisia
e-mail: ramadhanms@gmail.com

wastewater treatment), produced intermediate nitrate and phytoplankton levels, showing partial mitigation and persistent oxygen stress. SC3, combining 75% BMP adoption with 90% advanced wastewater treatment, reduced nitrate loads by 63–66% and limited phytoplankton growth; however, oxygen stress persisted under extreme warming (+3.9 °C by 2100), with summer epilimnion temperatures rising ~2 °C and intensifying stratification. Climate change will likely worsen eutrophication and oxygen depletion without integrated measures. While BMPs and wastewater treatment reduce nutrient inputs, they cannot fully mitigate oxygen deficits caused by prolonged stratification. Overall, this study demonstrates the applicability of the coupled DEOLE-J and PEGASE models for simulating epilimnion water quality in semi-arid, data-limited contexts, and highlights the importance of implementing stricter nutrient regulations, enhancing wastewater treatment, and increasing monitoring frequency.

Keywords Joumine Basin · Water quality · PEGASE model · Joumine reservoir · Modeling · Stratification

Introduction

Thermal stratification is a key physical process regulating water quality in lakes and reservoirs worldwide, as it controls vertical mixing, oxygen renewal, and nutrient availability within the surface mixed layer (Duka et al., 2021; M. Liu et al., 2019). Under ongoing climate warming, intensified and prolonged stratification has been increasingly associated with eutrophication, harmful algal blooms, and oxygen depletion in reservoirs across diverse climatic regions (Jane et al., 2021; Woolway et al., 2022). These impacts are particularly pronounced in semi-arid and Mediterranean systems, where high summer temperatures, strong solar radiation, episodic inflows, and long water residence times amplify sensitivity to climate forcing (Giorgi & Lionello, 2008; Piccolroaz et al., 2024). As a result, understanding how stratification dynamics interact with biochemical processes has become central to predicting reservoir responses to climate change and to designing effective management strategies (Paerl & Paul, 2012; Woolway & Merchant, 2019).

The Mediterranean Basin, recognized as a major global biodiversity hotspot (Doga Derneği, 2010), is experiencing a marked decline in biological diversity, reflecting broader global trends (Newton et al., 2018). Although this region has high ecological value, supporting diverse species and essential ecosystem services, it faces increasing human pressures from irrigation-based agriculture (Harmanny & Malek, 2019), urban expansion (Ferreira et al., 2018; García-Nieto et al., 2018), and densely populated coasts.

Consequently, sustainable water resource management and risk mitigation are increasingly urgent (J. Liu et al., 2017). This challenge is exacerbated by non-balanced water distribution, worsening sub-regional water stress (Fader et al., 2020; Mekonnen & Hoekstra, 2016; UN-Water, 2017). Climate change significantly amplifies these vulnerabilities. The Mediterranean region is projected to warm approximately 20% faster than the global average and potentially experience a 12% decline in precipitation under a +3 °C warming scenario (IPCC, 2023). Northern Africa is expected to experience 10–20% less rainfall by 2050, accompanied by more erratic precipitation patterns and temperature increases of 1.5–3.6 °C (García-Nieto et al., 2018; Giorgi & Lionello, 2008; Iglesias et al., 2007). These changes threaten hydrological systems, compromise water quality, and pressure vulnerable ecosystems (Giannakopoulos et al., 2009; Lionello et al., 2014; Mariotti et al., 2015; Trambly et al., 2020). Combined with significant exposure and limited adaptive capacity, the region is especially at risk.

Within the Mediterranean, climate change intensifies precipitation extremes, leading to increased flood frequency and magnitude (Dottori et al., 2018; Fang et al., 2021; IPCC, 2023). To mitigate these impacts, dam operations are employed to reduce high flows and enhance low flows, thereby lowering flood risks and potential agricultural damage (Shrestha & Kawasaki, 2020; Van Oorschot et al., 2018).

However, these hydraulic structures significantly alter river hydrodynamics and geomorphology, impacting water quality and disrupting the ecosystem continuum (T. Wang et al., 2021). Dams disrupt sediment transport and thermal regimes, potentially altering ecological balances and leading to the occurrence of cyanobacterial blooms. Reservoirs act as both sinks and sources for persistent pollutants, despite

providing essential services like water supply and hydropower (Watkins et al., 2019; Xu et al., 2017).

These impacts arise from fundamental differences between lotic and lentic systems. Rivers transport pollutants rapidly downstream over large areas, while reservoirs allow slower dispersal but result in longer contaminant persistence, often affecting the entire water body (House et al., 1993). Impoundment reduces flow velocity and increases residence time, creating lentic conditions that favor the development of thermal stratification, which can be seasonal or diurnal (Long et al., 2019). This vertical density stratification restricts mixing, altering the distribution of nutrients, algae, and oxygen (Long et al., 2019). The water quality in the epilimnion is a particularly informative indicator of lake and reservoir health, as it is highly dynamic, altering nutrient concentrations and light availability, and represents the primary layer where phytoplankton, including cyanobacteria, are associated with environmental conditions. Epilimnion depth and mixing vary seasonally and diurnally, influencing temperature, constituent concentrations, and nutrient distribution (B. Wang et al., 2023; Wells & Troy, 2022). Accurate information of epilimnion depth is critical because it defines the vertical domain over which light, nutrients, and entrained deep water are mixed, thereby affecting productivity and bloom dynamics (Ghane & Boegman, 2025; Merino-Ibarra et al., 2021; Mesman et al., 2021). Since the epilimnion is the main phytoplankton habitat during stratification, monitoring and modeling its depth, temperature, turbidity, chlorophyll-a, and nutrient levels are key for understanding ecosystem responses, predicting blooms, and guiding management (Ghane & Boegman, 2025; Zhang et al., 2021). Reservoir operations also transform downstream hydrology, increasing dry-season flows, attenuating flood peaks, and modifying thermal regimes, specifically reducing fluctuations, lowering summer maxima, and delaying thermal cycles (Long et al., 2019).

The complexity of these ecosystem modifications necessitates sophisticated modeling approaches to assess reservoir effects and inform management decisions. Various studies highlight the importance of tailored models that can address specific management objectives while considering the intricate interactions within aquatic ecosystems (Jorde et al., 2007; Steel & Duncan, 1999). Extending beyond reservoirs, research in estuaries and coastal waters highlights

the importance of advanced modeling to capture the complex mixing and transport processes shaped by natural and anthropogenic influences (Dzwonkowski et al., 2023; Horner-Devine et al., 2015). However, persistent knowledge gaps, particularly concerning mixing dynamics in river plumes and inflow transition areas, underscore the need for more integrated and enhanced modeling approaches (Horner-Devine et al., 2015).

Despite these advances, important limitations remain in existing modeling approaches. Some simplified water quality models rely on vertically averaged conditions or fixed layer representations, which may not adequately capture the temporal variability of epilimnion dynamics during stratified periods. In contrast, vertically resolved hydrodynamic-ecological models (e.g., DYRESM-CAEDYM, CE-QUAL-W2) explicitly simulate stratification and biogeochemical processes but generally require detailed input data, vertical discretization, and calibration, which can limit their applicability in data-scarce semi-arid systems. Furthermore, standalone thermal models, such as DEOLE-J, provide detailed information on stratification dynamics but do not simulate biogeochemical processes.

In this study, the PEGASE model (Planification et Gestion de l'Assainissement des Eaux) was selected for simulating water quality in the study area. It is an integrated watershed-river model. Key reasons for its selection include its robustness, adaptability to data-scarce contexts, and ability to represent both classic nutrient dynamics and several phytoplankton dynamics (Deliège et al., 2009; Everbecq et al., 2019). Originally developed for the Walloon region of Belgium, PEGASE has been extensively applied in major European watersheds, including the Scheldt, Adour, Loire, Moselle, Garonne, and Meuse, as well as in North African basins, particularly in Tunisia, where it has demonstrated reliable performance despite data limitations (Deliège et al., 2010; Everbecq, 2001; Gard et al., 2014).

The model is deterministic and physics-based, featuring a detailed representation of hydrological and biogeochemical processes. It employs kinetic equations to simulate system dynamics, with most parameters grounded in physical, chemical, or biological properties and thus requiring minimal calibration (Boukari, 2019; Everbecq et al., 2019). PEGASE's spatial discretization allows accurate simulation at

both river and watershed scales (Grard et al., 2021), and its user-friendly interface facilitates adoption by operational authorities (Grard et al., 2014). Notably, to address challenges in data acquisition common in remote or under-monitored regions, the model integrates statistical techniques to reconstruct missing inputs (Deliège et al., 2009). This capability makes it particularly suitable for the current study site, where data availability is limited.

This model was previously applied by (Boukari et al., 2019) in the Joumine watershed to assess the potential impact of diffuse agricultural pollution in this semi-arid river basin in Tunisia. The thermal regime and stratification dynamics of the Joumine Reservoir were analyzed in a previous study using the DEOLE-J model (Madyouni et al., 2025). That work characterized the annual evolution of the thermocline depth, the thermal stability index, and the duration of the mixing, formative, and stable stratification phases. The results highlighted the impact of air temperature and wind speed on the timing and intensity of thermal stratification in the Joumine reservoir.

However, these previous studies were conducted independently and did not integrate thermal stratification dynamics with biochemical water quality processes.

Building upon these findings, the present study focuses on how stratification changes impact the epilimnion water quality under different climate change and management scenarios. Specifically, we examine the physical–biogeochemical linkages through the interactions among temperature, oxygen, nutrient availability, and phytoplankton dynamics. In this study, the DEOLE-Joumine model (Madyouni et al., 2025) will be used to determine the thermocline depth and epilimnion thickness of the Joumine reservoir. These outputs will serve as inputs to PEGASE, enabling water-quality simulations specifically in the epilimnion. This approach allows assessment of how thermocline variability, driven by climate change and upstream inflows, influences the epilimnion's physico-chemical and biological properties, including nutrients, dissolved oxygen, and phytoplankton dynamics.

More specifically, the coupling is implemented as a one-way dynamic linkage in which time-varying thermocline depth and epilimnion thickness derived from DEOLE-J are used to constrain the effective mixing volume in PEGASE. This enables simulations

to explicitly represent epilimnion-scale processes rather than relying on vertically averaged reservoir conditions.

Although the Joumine reservoir serves as a case study, the investigated processes and modeling approach have broader relevance for semi-arid and Mediterranean reservoirs facing similar challenges of intensified stratification, episodic nutrient loads, and limited monitoring. This study builds on prior applications of PEGASE in the Joumine watershed and DEOLE-J for thermal dynamics by coupling the two models. Specifically, seasonal average thermocline depth and epilimnion thickness derived from DEOLE-J are used to constrain mixing volumes and biogeochemical simulations within PEGASE. Key features of this integration include (i) dynamic definition of epilimnion mixing volumes based on thermocline depth; (ii) explicit simulation of nutrient, phytoplankton, and oxygen dynamics at the epilimnion scale rather than under vertically averaged conditions; and (iii) combined assessment of climate change and watershed management scenarios. The resulting framework offers a practical, process-based approach for evaluating climate-driven water quality responses in data-limited reservoirs, with potential applicability to comparable systems in North Africa, Southern Europe, and other semi-arid regions.

Methodology

Study area

The Joumine Dam watershed in the northwestern part of Tunisia is a critical rural agricultural basin and the country's primary water-producing region, contributing more than 80% of surface water and 60% of total resources. This sub-basin of Ichkeul covers 418 km², with altitudes ranging from 700 m in the upstream part to 45 m in the downstream part. It features a rough topography, with slopes ranging from 5 to 20%, reaching up to 40% in certain areas.

In the 1980s, the Ministry of Equipment constructed a water storage dam downstream as part of the Master Plan for using Northern Tunisia's water resources. Completed in 1984, this dam addresses flooding events in the Mateur Plain, storing about 76 Mm³ of water mainly for drinking and irrigation purposes. It contributes to the irrigation of 1500 ha and

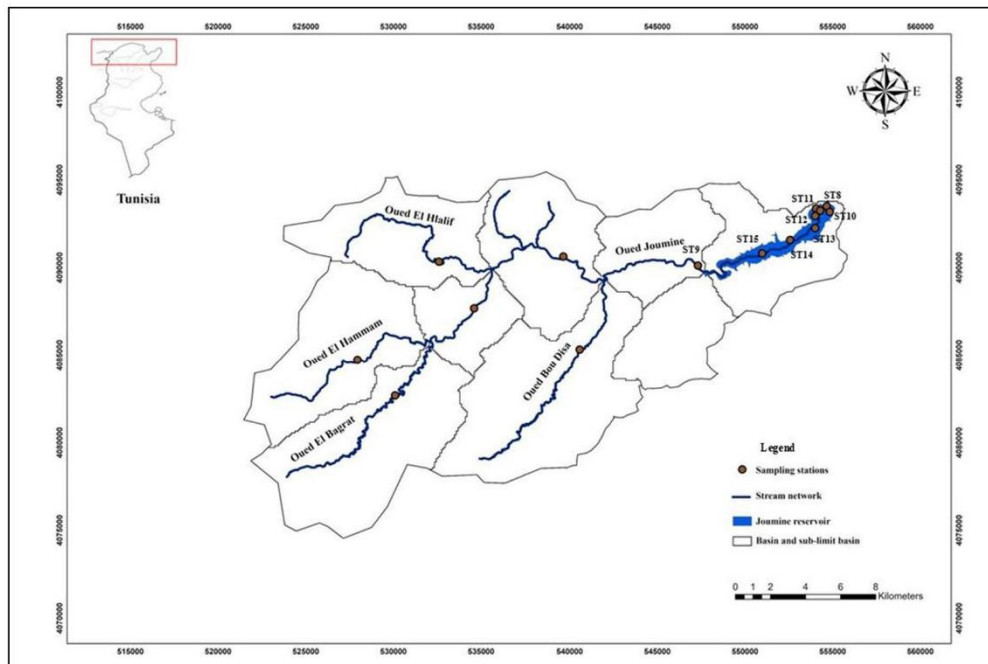


Fig. 1 Joumine basin and Joumine reservoir, including sampling stations and river network

mass exchange and extraction of simulation results. Water quality variables, including nutrients, chlorophyll-*a*, and dissolved oxygen, are simulated using an advection–reaction formulation that balances external inputs from tributaries and point sources with internal biochemical processes. In reservoir systems, PEGASE retains this longitudinal 1D structure, with adaptations to better represent water residence time, while the horizontal dimension is not explicitly resolved and concentrations are assumed laterally homogeneous within each segment. As a result, the computational grid remains strictly one dimensional.

Because PEGASE assumes a vertically homogeneous water column within each computational unit, it does not explicitly resolve thermal stratification. To account for this process, the model is coupled sequentially and in a one-way, offline manner with the DEOLE-J model (Madyouni et al., 2025), which provides a one-dimensional vertical representation of the reservoir. DEOLE-J simulates the temporal evolution of vertical water temperature profiles using

meteorological forcing and reservoir bathymetry, including hourly simulations and daily extraction of epilimnion temperature and thermocline depth, defined as the depth at which the vertical temperature gradient is maximum.

In the coupling procedure, the daily epilimnetic water temperature simulated by DEOLE-J is directly used as input to PEGASE to drive temperature-dependent biochemical processes. In contrast, the thermocline depth is represented by a seasonal average value derived from daily DEOLE-J outputs over stratified periods. This approach ensures a representative and stable characterization of the mixed-layer thickness, consistent with the conceptual structure of PEGASE.

The seasonal thermocline depth is used to define the vertical extent of the epilimnion, which represents the layer assumed to be vertically homogeneous within PEGASE. All biochemical processes, including nutrient cycling, phytoplankton dynamics, and dissolved oxygen evolution, are assumed

protects the Mateur Plain from flooding. The reservoir has a mean depth of 40 m.

The watershed is characterized by its rural nature, with 57% of its area dedicated to agricultural land use. The dominant agricultural activity is wheat production, covering about 53% of cultivated land, while the remaining land is used for oats, legumes, fodder, and sunflowers. Approximately 10% of the basin consists of pastures and meadows for livestock. Most crops are rain-fed, so the timing of planting, fertilization, and the amounts of applied inputs depend on rainfall patterns.

Situated in a Mediterranean subhumid to semiarid climate region, the basin experiences large seasonal and annual precipitation variability, ranging from 550 to 850 mm per year (Slimani et al., 2007). The upstream hydrological regime is natural, with a mild wet season from September to April, during which maximum discharge occurs mainly from December to March, and a hot, dry season from May to August, when runoff is nonexistent, characterized by very low flows. The average daily discharge is about 2.5 m³/s, with maximum flow reaching 260 m³/s. The basin is drained by a dense hydrographic network, with the Joumine river being the main, almost permanent tributary.

The average annual rainfall in the basin is 757 mm, with a monthly distribution featuring a moderately rainy autumn period accounting for 27% of annual rainfall. Almost half of the total rainfall occurs in winter (December–February) as rainfall events of varying intensity. The spring period accounts for approximately 22% of the rainfall, followed by a dry summer period (around 5%), which extends from June to August (Boukari et al., 2019).

Data set

To assess the variation of water quality in the Joumine watershed, water samples were collected from the river network at different locations, including the main channel, tributaries, and the Joumine reservoir. Sampling was conducted from the surface to the deepest part of the reservoir at depths of 0, 5, 10, 15, and 20 m across eight sites over a year (May, June, August, and October 2021, and March and June 2022) (* MERGEFORMAT Fig. 1).

Two sets of samples were collected for chemical analysis and chlorophyll-a quantification. Water

temperature (WT), pH, salinity, and dissolved oxygen (DO) were measured directly using a multiparameter probe (WTW multi 340i). Nutrient analysis for nitrate (NO₃⁻) was performed using ionic chromatography (Limam, 2003).

For chlorophyll-a (Chl-a) determination, water samples were filtered through a glass microfiber filter (Whatman GF/C), and chlorophyll was extracted by immersing the filters in 10 ml of 90% acetone. The concentration of chlorophyll-a was measured spectrophotometrically using a 665 nm excitation filter and a 750-nm emission filter according to the method described by (Rodier et al., 2009).

Coupling and calibration of the PEGASE–DEOLE-J modeling framework

The PEGASE model requires several input datasets, including a digital elevation model (DEM), land use data, meteorological forcing, and information on anthropogenic pressures. In this study, a 30-m resolution DEM obtained from the USGS Earth Explorer platform was used to derive slope and delineate the hydrographic network. Land use data were based on the classification developed by (Boukari, 2019) from Landsat 8 imagery (May 2015, 30-m resolution), including agriculture, forest, urban areas, water bodies, pasture, and bare land. Meteorological data for the period 2020–2023 were provided by the National Meteorological Institute of Tunisia (INM) and included daily averages of air temperature and solar radiation. Anthropogenic inputs, such as water withdrawals, irrigation, pollutant discharges, and daily flow at the watershed outlet, were estimated using the water balance of the Joumine dam.

PEGASE is a physically based modeling framework that integrates hydrological, thermal, and ecological processes to simulate flow, nutrient transport, and phytoplankton dynamics at both basin and reservoir scales. PEGASE is a river water quality model based on longitudinal transport processes, with state variables integrated over the cross-section, and therefore does not explicitly resolve vertical stratification. The hydrographic network is discretized into interconnected segments with a typical spatial resolution of approximately 200 m, depending on the availability of hydrographic and topographic data. Each segment is defined by hydraulic characteristics such as discharge, velocity, and depth, and nodes enable

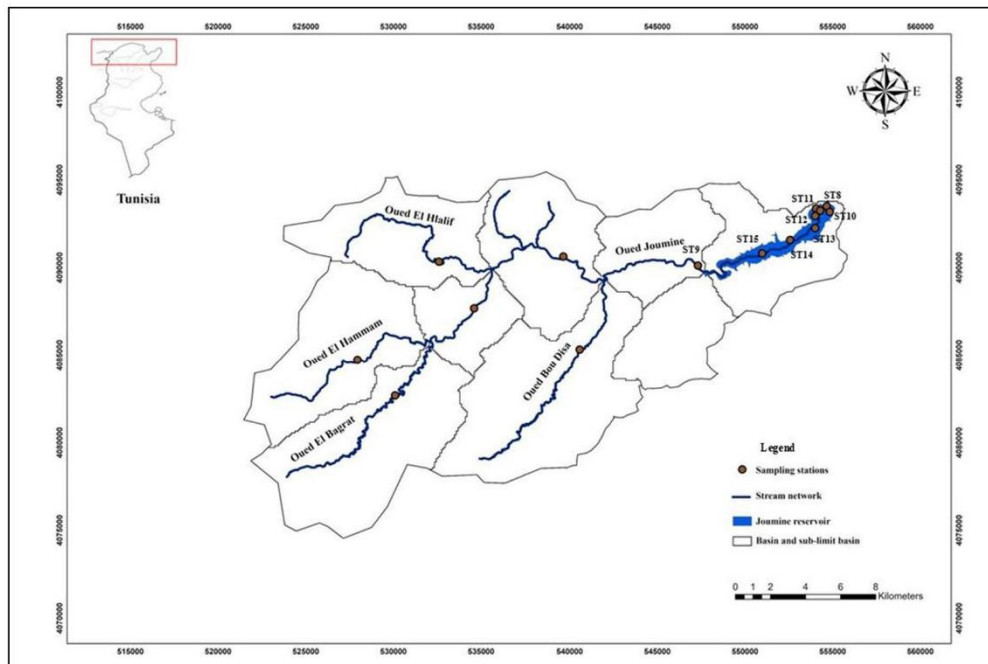


Fig. 1 Joumine basin and Joumine reservoir, including sampling stations and river network

mass exchange and extraction of simulation results. Water quality variables, including nutrients, chlorophyll-a, and dissolved oxygen, are simulated using an advection–reaction formulation that balances external inputs from tributaries and point sources with internal biochemical processes. In reservoir systems, PEGASE retains this longitudinal 1D structure, with adaptations to better represent water residence time, while the horizontal dimension is not explicitly resolved and concentrations are assumed laterally homogeneous within each segment. As a result, the computational grid remains strictly one dimensional.

Because PEGASE assumes a vertically homogeneous water column within each computational unit, it does not explicitly resolve thermal stratification. To account for this process, the model is coupled sequentially and in a one-way, offline manner with the DEOLE-J model (Madyouni et al., 2025), which provides a one-dimensional vertical representation of the reservoir. DEOLE-J simulates the temporal evolution of vertical water temperature profiles using

meteorological forcing and reservoir bathymetry, including hourly simulations and daily extraction of epilimnion temperature and thermocline depth, defined as the depth at which the vertical temperature gradient is maximum.

In the coupling procedure, the daily epilimnetic water temperature simulated by DEOLE-J is directly used as input to PEGASE to drive temperature-dependent biochemical processes. In contrast, the thermocline depth is represented by a seasonal average value derived from daily DEOLE-J outputs over stratified periods. This approach ensures a representative and stable characterization of the mixed-layer thickness, consistent with the conceptual structure of PEGASE.

The seasonal thermocline depth is used to define the vertical extent of the epilimnion, which represents the layer assumed to be vertically homogeneous within PEGASE. All biochemical processes, including nutrient cycling, phytoplankton dynamics, and dissolved oxygen evolution, are assumed

to occur within this vertically homogeneous layer. Variations in this thickness affect the definition of the active mixed layer and consequently the residence time and dilution of simulated constituents within this zone.

Short-term fluctuations in thermocline position (e.g., rapid deepening or shoaling events) are not explicitly represented. Instead, their effects are implicitly accounted for through the use of a representative seasonal mixed-layer depth. The hypolimnion is not explicitly simulated, and processes occurring below the thermocline, such as deep-water oxygen depletion or nutrient release, are therefore not resolved.

Model calibration focused on nitrate, dissolved oxygen, chlorophyll-a, and water temperature, with parameter adjustments including soil leaching coefficients, livestock nitrogen emissions, and phytoplankton kinetic rates adapted to Mediterranean conditions. Simulations were conducted over the period 2020–2023, during which water quality measurements were collected in the Joumine basin to evaluate model performance. Overall, this modelling framework combines a one-dimensional longitudinal representation of transport and water quality with an externally derived vertical thermal structure, corresponding to a vertically informed 1D (1.5D) approach. Calibration was performed using a stepwise, one-parameter-at-a-time approach, where each parameter was adjusted sequentially to minimize differences between simulated outputs and observed data while ensuring realistic parameter values.

To assess the model's ability to replicate key water quality parameters throughout the Joumine basin, a comparison between simulated and observed data was conducted using two complementary methods: spatial variation (comparing values across stations on a given date) and temporal variation (tracking values over time at a single station). The assessment focused on four primary variables: water temperature (TEMP), nitrate (NO_3^-), dissolved oxygen (DO), and chlorophyll-a (Chl-a), and used statistical tools including the coefficient of determination (R^2), which is calculated as the square of the Pearson coefficient, regression slope, and error metrics such as RMSE, Pbias, and MAE.

A detailed description of the PEGASE modules, parameter settings, and calibration procedures is provided in the Supplementary Material.

Scenario analysis

The simulation over the period 2020–2023, calibrated and validated against field observations, is considered as the baseline scenario (BL), representing current climate conditions and existing land use and management practices in the Joumine basin. All alternative scenarios were developed relative to this reference state. Following this baseline, three alternative scenarios were designed to represent contrasted and plausible future pathways combining climate change and watershed management responses.

Following the reference simulations from 2020 to 2023, we developed three alternative scenarios under the same hydraulic conditions for comparative analysis.

Scenario	Climate	Agricultural BMPs (% of area)	Urban improvements (% of network)
SC1 – “Climate stress” without management	Summer: + 1.9 °C (2050, RCP8.5), – 10% precipitation	0%	0%
SC2 – “Moderate climate” + partial BMPs + partial urban improvement	Summer: + 1.6 °C (2050, RCP4.5), – 6% precipitation	25% (cover crops, mulching, reduced N & P inputs)	40% (partial upgrading of wastewater treatment plants and connection of some villages)
SC3 – “Extreme climate” + enhanced BMPs + full urban improvement	Summer: + 3.9 °C (2100, RCP8.5), – 20% precipitation	75% (full adoption of sustainable agriculture for total P)	90% (advanced phosphorus treatment in nearly all plants and elimination of direct discharges)

BMPs Best Management Practices

The scenarios were constructed as integrated pathways in which climate forcing and management strategies evolve simultaneously. This approach was adopted to reflect realistic future conditions, where

adaptation measures such as Best Management Practices (BMPs) and improvements in wastewater treatment are implemented in response to increasing climate pressures.

Results

Assessment of model simulation

The model was calibrated over the year 2021 using available measurements of nitrate, chlorophyll-a, dissolved oxygen, and water temperature, focusing on the epilimnion of the Joumine Reservoir, the upper mixed layer critical for phytoplankton growth and nutrient dynamics. Both temporal and spatial trends across multiple stations were analyzed to assess the model's ability to reproduce observed seasonal dynamics within the epilimnion (Fig. 2).

Daily simulated concentrations were compared with observed values recorded during all monitoring campaigns for water temperature, dissolved oxygen, nitrate, and chlorophyll-a, specifically within the epilimnion. This comparison served to assess the model's performance in simulating the physico-chemical water quality dynamics of the river system and the epilimnion of the reservoir.

We assessed the fit between the simulated results and the field measurements obtained at station ST9, located in the lower reach of the Joumine River and representing the basin's outlet, as well as all stations within the reservoir, for the epilimnion layer.

At the reservoir inlet station (ST9), the simulation showed a moderate-to-high linear correlation with observations for nitrate ($R^2=0.95$, based on four measurements). However, as shown in Fig. 3, two predicted values deviated substantially from the measured values, resulting in a per cent bias (PBIAS) of +37%. Therefore, while the model captures the general seasonal trend (higher nitrate in winter, lower in summer), it may overestimate or underestimate absolute concentrations in some cases. The overall representation of nitrate dynamics is considered acceptable for scenario analysis, given the data limitations. For water temperature, the agreement was good ($R^2=0.96$), and for dissolved oxygen, the accuracy was reasonable ($R^2=0.59$). This confirms the model's ability to simulate key seasonal patterns in the epilimnion

at this critical inflow location (Fig. 3). This is particularly relevant, as ST9 reflects the influence of upstream catchments and strongly drives downstream biochemical dynamics in the epilimnion.

For nitrate (NO_3^-), model performance should be interpreted with caution due to the limited number of observations per station and date (generally $N \leq 6$). While moderate to high R^2 values were obtained (0.24–0.95), their statistical significance is constrained by the small sample size. Therefore, error metrics provide a more robust assessment. MAE values ranged from 0.19 to 1.72 mg/L, while PBIAS indicates that the model tends to overestimate concentrations on some dates, particularly when observed values are low. Despite these discrepancies, the model successfully reproduces the overall seasonal dynamics of nitrate, suggesting that the main nitrogen-related processes (mineralization, nitrification, and uptake) are reasonably represented in the epilimnion (Figure SM1 b and Figure SM2 f).

Water temperature simulations captured the temporal evolution of seasonal warming and cooling cycles, with MAE values between 1.0 and 3.5 °C. A moderate positive bias (PBIAS between +3.3% and +12.6%) indicates a tendency toward slight overestimation. The relatively low R^2 values (0.32–0.37) are partly explained by the narrow range of observed temperatures, which limits the relevance of correlation-based metrics. Spatial variability between stations appears less well represented, likely reflecting unresolved local heterogeneities (e.g., depth variations or localized heat exchanges), rather than model structural deficiencies.

For dissolved oxygen (DO), high R^2 values (up to 0.997) were obtained on some dates; however, these should be interpreted cautiously given the small number of observations and the limited variability in measured values. In such cases, correlation metrics may overestimate model performance. This is supported by PBIAS values (−4.7 to −11.6%) and the relatively narrow spread of simulated concentrations, suggesting that the model captures the general range of dissolved oxygen concentration but with limited sensitivity to spatial differences within the epilimnion. These discrepancies likely reflect unrepresented fine-scale processes such as localized mixing or biological activity, which are difficult to resolve at the current modelling scale exchanges (Figure SM1 a and Figure SM2 e).

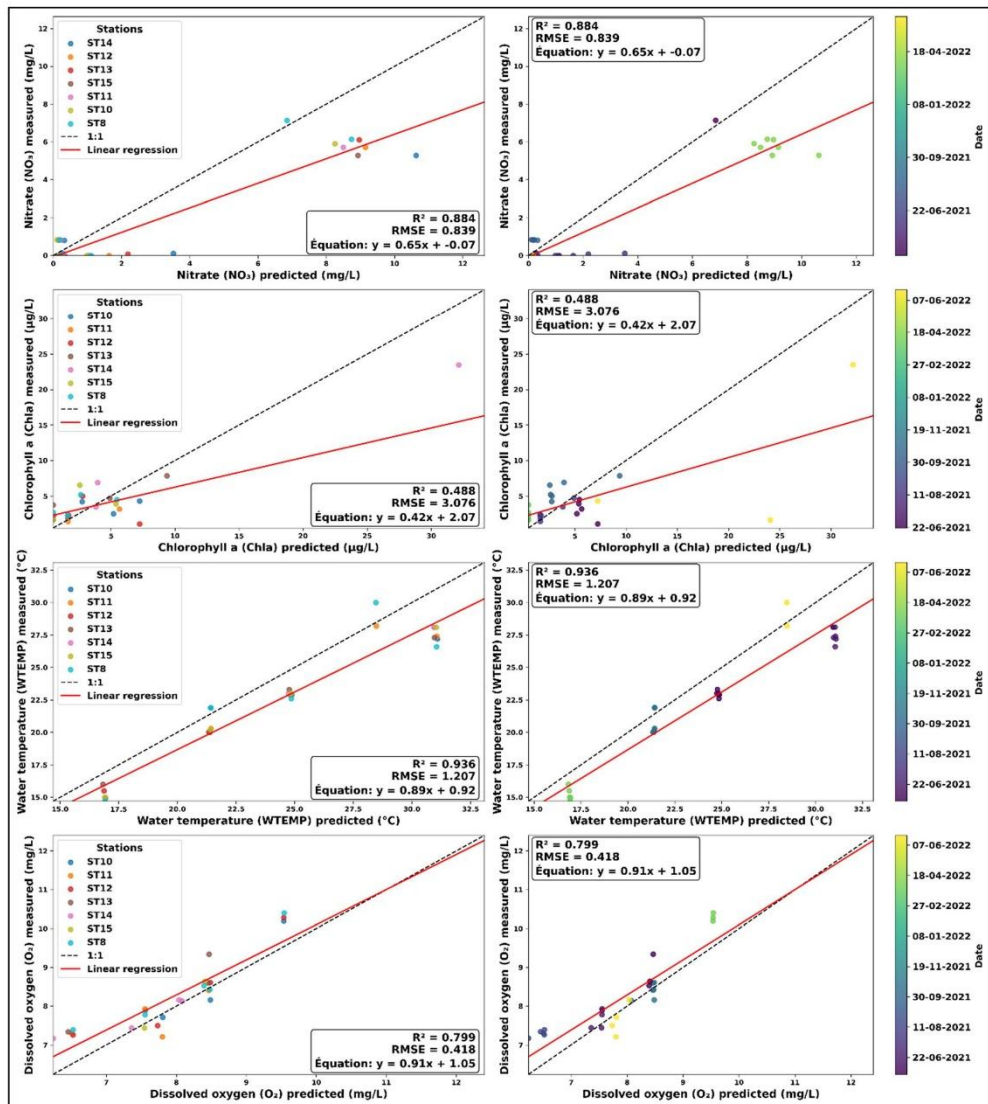


Fig. 2 Scatter plot comparison of simulated vs. measured values for water quality parameters (water temperature, dissolved oxygen, nitrate, and chlorophyll-a) in the reservoir at different measurement stations and dates

Chlorophyll-a simulations showed greater variability. Although high R^2 values were obtained at some stations, these are not fully reliable due to the low number of observations ($N=2-3$). More robust

indicators show moderate to high errors (MAE up to 3 µg/L and PBIAS ranging from -32 to +92%), indicating both under- and overestimation depending on the period. Nevertheless, the model reproduces the

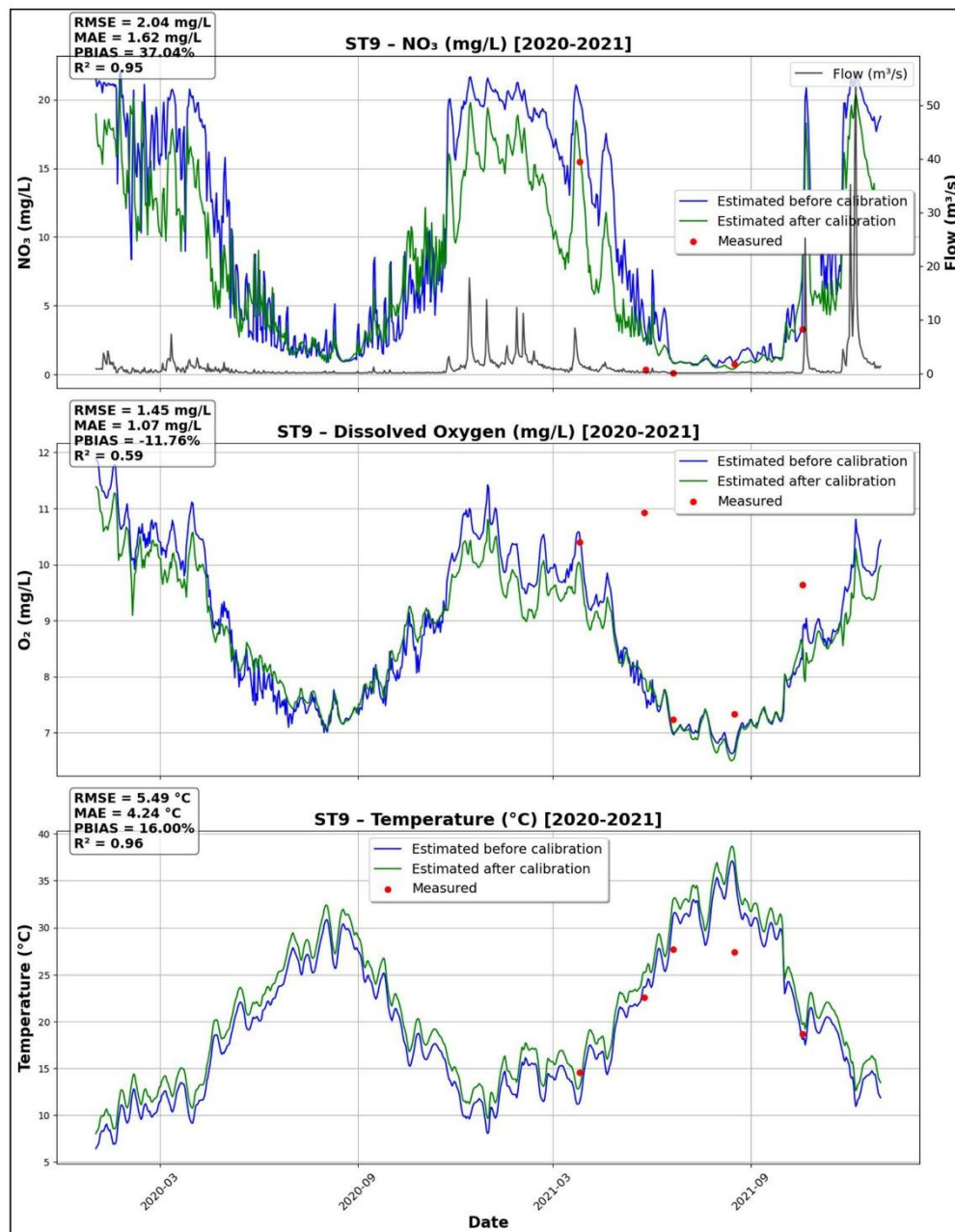


Fig. 3 Model performance at the reservoir inlet station (ST9): comparison of simulated and measured values for nitrate, dissolved oxygen, and water temperature (2020–2021)

general concentration range and seasonal tendencies of chlorophyll-a, suggesting that the main ecological dynamics are captured. At the same time, short-term variability remains more difficult to simulate (Figure SM1 d and Figure SM2 h).

Overall, the combined use of MAE and PBIAS provides a more reliable assessment than R^2 alone in this data-limited context. The model demonstrates a good ability to reproduce general seasonal patterns, particularly for nitrate and water temperature (Figure SM1 c and Figure SM2 g), which are primarily driven by catchment inputs and climatic forcing. In contrast, larger discrepancies in dissolved oxygen (Figure SM1 a and Figure SM2 e) and chlorophyll-a (Figure SM1 d and Figure SM1 h) highlight the influence of localized, short-term processes within the reservoir, which are inherently more complex to represent. These results therefore reflect both the strengths of the modelling framework and the limitations associated with data availability and spatial resolution.

Validation

Model validation for 2022 was carried out using a limited dataset with two measurement campaigns (March and June 2022) per station. Due to this limitation, statistical validation by station was not feasible. Instead, validation involved comparing model outputs to observations on specific dates, emphasizing spatial consistency across all stations for the epilimnion layer. Scatter plots and error metrics (e.g., RMSE, R^2) were calculated for each date, offering an indirect yet valuable assessment of model performance. Despite the low temporal resolution, the simulated patterns generally stayed within acceptable ranges, particularly for nitrate and chlorophyll-a concentrations in the epilimnion.

This validation method aligns with previous studies on the Joumine catchment, where statistical validation was not always possible due to limited data availability (e.g., Boukari et al., 2019). Here, the continuous simulation from 2020 to 2023, divided into eight periods based on thermal stratification dynamics, helped strengthen structural consistency across years and supported the plausibility of model outputs for the epilimnion.

To qualitatively assess the model's robustness beyond the calibration period, a comparison between simulated and observed values was performed at

station ST9 for the two 2022 measurement dates (29 March and 23 June) (Fig. 4). Although limited to a single measurement per parameter on each date, the validation shows that the model maintained good consistency with observed trends in the epilimnion. For nitrate, the simulated concentrations were in the same order of magnitude as observations, reflecting the continued influence of upstream inputs and confirming that catchment-driven nitrogen dynamics remained well represented 1 year after calibration. Water temperature predictions also matched observed values closely for both dates, suggesting that seasonal warming and cooling cycles were realistically captured. Dissolved oxygen showed larger discrepancies. Nevertheless, the general agreement between simulations and observations despite minimal data supports the model's ability to reproduce key biogeochemical patterns at the reservoir inlet, reinforcing trust in the model's performance under varying seasonal conditions.

Model validation was conducted using measurements from two sampling campaigns in 2022, providing an external assessment of model statistical performance under contrasting seasonal conditions. Importantly, the 2022 simulation was not independently initialized; it directly followed the calibrated 2021 simulation, which served as the initial condition. This sequential setup ensured dynamic continuity and provided an additional form of indirect validation, as the model's ability to reproduce 2022 patterns depends on its accuracy over the preceding year.

Simulated and observed values of dissolved oxygen (DO), water temperature, nitrate (NO_3^-) and chlorophyll-a (Chl-a) were compared for each date using regression analysis (Fig. 5).

Given the limited number of observations per date ($N=2-9$), correlation-based metrics such as R^2 are reported for descriptive purposes only, while their interpretation is limited by sample size and they are not used as primary indicators of model performance. Greater emphasis is therefore placed on error-based metrics (RMSE, MAE, PBIAS, and NRMSE), which provide a more appropriate assessment of predictive performance for limited datasets.

For dissolved oxygen, the model showed generally good agreement in terms of absolute errors, with RMSE values of 0.76 and 0.33 mg/L and low bias (PBIAS between -7.3 and $+2.6\%$). Although R^2 values were relatively high (0.93 and 0.69), their

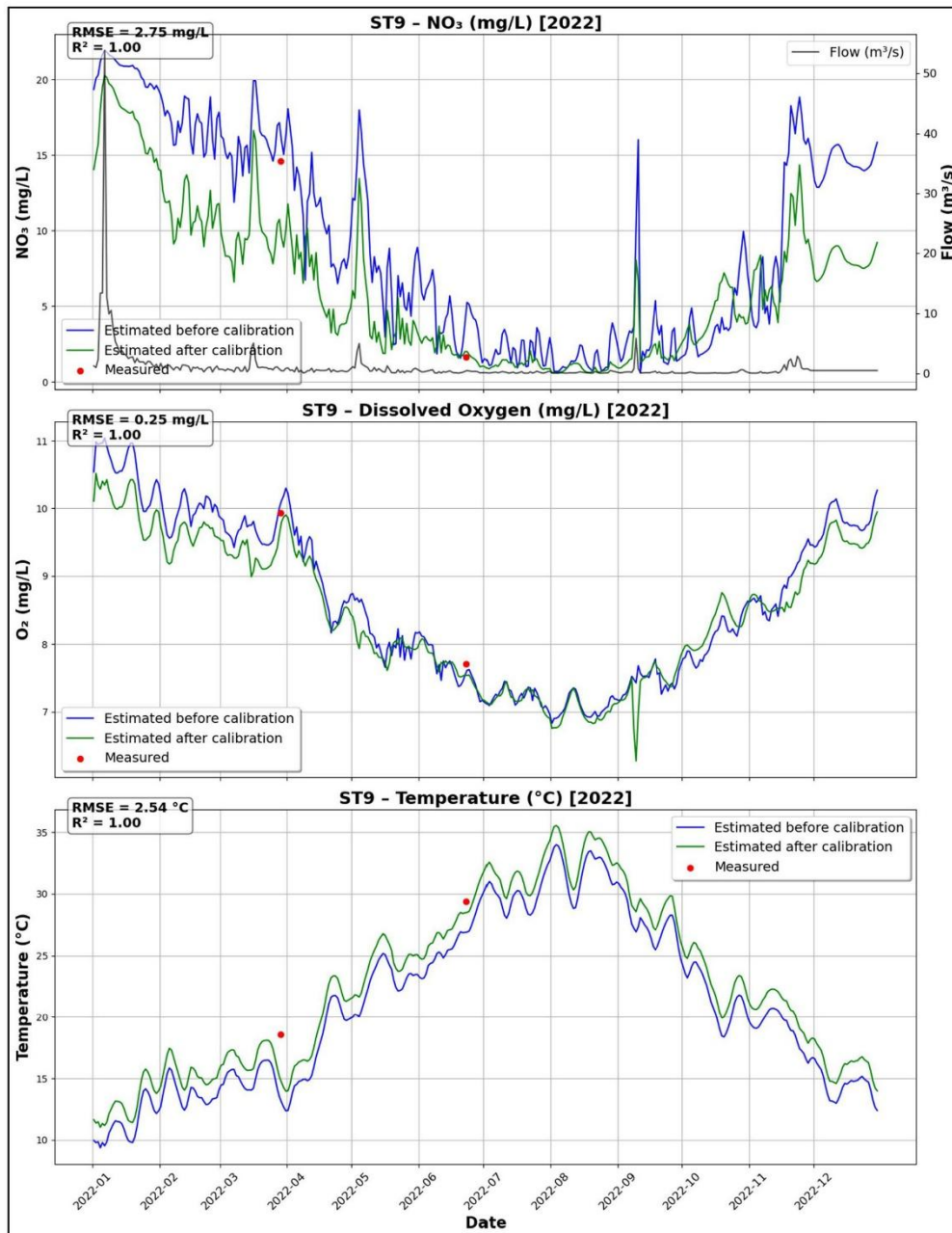


Fig. 4 Temporal variability of daily element concentrations (nitrate, dissolved oxygen and water temperature) located at the Joumine river inlet ST9 for 2022

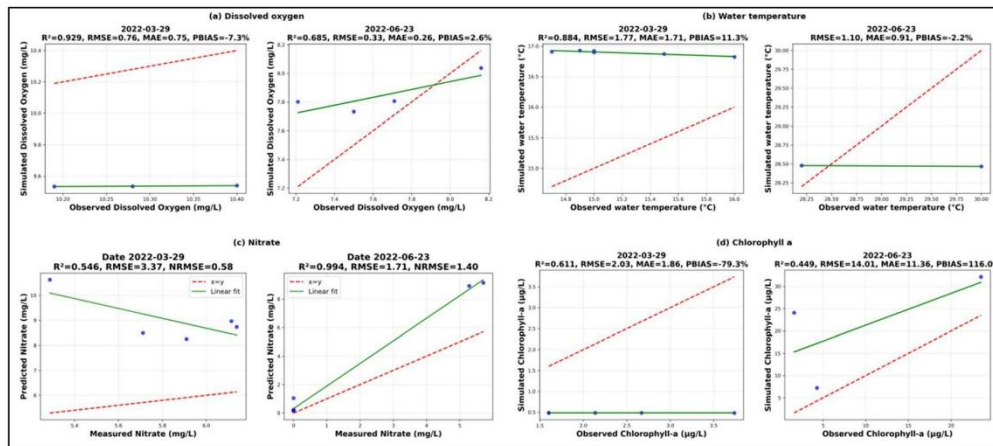


Fig. 5 Measured versus simulated concentration visualized by scatterplot diagrams of selected water quality parameters by date (**a** dissolved oxygen, **b** water temperature, **c** nitrate, and **d** chlorophyll-a) for 2022

interpretation is limited by the small sample sizes and they should be considered with caution rather than as definitive evidence of predictive skill. Overall, dissolved oxygen concentrations are reasonably well reproduced, although some spatial variability remains less accurately captured.

Water temperature simulations were consistently well reproduced across both sampling dates, with RMSE values of 1.77 °C and 1.10 °C and low to moderate bias (PBIAS = +11.3% and -2.2%). These results indicate a satisfactory representation of thermal conditions in the epilimnion, with relatively small absolute deviations. As with other variables, statistical inference remains limited for the June dataset ($N=2$) due to the very small sample size.

For nitrate, model performance differed between campaigns. On 29 March 2022, moderate agreement was observed (RMSE = 3.37 mg/L; MAE = 3.18 mg/L), with a positive bias (PBIAS = 54.6%), indicating systematic overestimation. Although the observed range (0–5 mg/L) represents ecologically relevant variability in nutrient concentrations within the epilimnion, prediction errors remain meaningful in relative terms. On 23 June 2022, the model reproduced spatial patterns more consistently, with lower absolute errors (RMSE = 1.71 mg/L; MAE = 1.03 mg/L), although a strong positive bias persisted (PBIAS = 84%). The

high NRMSE (1.4) indicates that errors remain large relative to observed variability. Overall, the model captures spatial trends but consistently overestimates nitrate concentrations, particularly under summer conditions.

Chlorophyll-a showed the largest discrepancies among all variables. On 29 March 2022, errors were moderate (RMSE = 2.03 µg/L; MAE = 1.86 µg/L), but a strong negative bias (PBIAS = -79.3%) indicates substantial underestimation. On 23 June 2022, model performance was substantially poorer, with high errors (RMSE = 14.01 µg/L; MAE = 11.36 µg/L) and strong overestimation (PBIAS = +116%). The high NRMSE values (0.86 and 1.43) confirm that chlorophyll-a variability is poorly reproduced, likely due to limitations in representing phytoplankton dynamics and associated biogeochemical processes such as grazing, light limitation, and sediment–water interactions.

Overall, the model reproduces general patterns of dissolved oxygen and temperature reasonably well, although predictive performance remains limited. Nitrate spatial trends are captured but with systematic overestimation, particularly under summer conditions. In contrast, chlorophyll-a remains poorly represented, highlighting clear limitations in the ecological parameterization of phytoplankton dynamics and reduced predictive skill. These results reflect both

data sparsity and the inherent difficulty of representing fine-scale spatial heterogeneity and short-term ecological variability in epilimnetic processes.

Scenario building

Figure SM 3, Figure SM 4, Figure SM 5, and Figure SM 6 show the simulation results for three contrasting scenarios that combine climate conditions and management practices in the Joumine reservoir catchment. These scenarios (see Scenario analysis) were created to assess how nitrate, chlorophyll-*a*, dissolved oxygen, and water temperature respond to future climate pressures, specifically in the epilimnion of the reservoir, from high climate stress without mitigation (SC1), moderate climate with partial adaptation strategies (SC2) to strengthened adaptation strategies (SC3).

Chlorophyll-*a* follows a similar spatio-temporal pattern: SC1 drives higher phytoplankton biomass due to nutrient enrichment, while SC3 results in substantially lower values, demonstrating the importance of nutrient input reduction in limiting eutrophication in the epilimnion.

For nitrate, SC1 produces the highest and most persistent concentrations, especially between December and April, when heavy rainfall and increased runoff drive diffuse nitrogen inputs. This pattern is most evident at in-reservoir epilimnion stations (e.g., ST14, ST11, ST13), where longer residence times enhance accumulation. SC2 shows intermediate behaviour, with reduced but still significant peaks, while SC3 displays both lower concentrations and reduced variability, highlighting the effectiveness of best management practices (BMPs) in controlling nutrient loads. At the reservoir inlet (station ST9), nitrate levels remain relatively lower and more stable across all scenarios, confirming that accumulation is mainly controlled by water residence time and slower circulation within the reservoir body. Under climate stress without management (SC1), average nitrate concentrations during the wet season (Dec–Apr) were up to ~65% higher compared to SC3 in the reservoir, with peaks exceeding 22 mg/L at mid-reservoir epilimnion stations (e.g., ST14). Implementation of reinforced BMPs and advanced wastewater treatment (SC3) reduced mean nitrate levels by ~63–65% compared to SC1 and by ~56–62% compared to SC2. The

upstream station (ST9) showed smaller reductions (~57% vs SC1, ~45% vs SC2).

For dissolved oxygen, all scenarios reproduce the typical seasonal pattern, with higher values in winter and lower values during summer, driven by temperature-dependent solubility. SC2 generally maintains the highest oxygen levels, followed by SC1 and SC3. This is largely attributable to the cooler climate under SC2, which limits stratification intensity and enhances oxygen availability in the epilimnion. However, this does not improve overall water quality: despite higher oxygen, SC2 still supports frequent phytoplankton blooms due to persistent nutrient inputs. Conversely, SC3 shows slightly reduced oxygen, particularly during warm periods, as higher temperatures (+3.9 °C relative to SC2) and microbial respiration offset the benefits of lower nutrient loads in the epilimnion. Station ST 14 occasionally records oxygen depletion under SC3, likely linked to stratification and localized consumption, whereas station ST9 remains more stable thanks to turbulent inflows and shorter residence times.

Water temperature shows a consistent summer increase across all stations. The ordering SC3 > SC1 > SC2 reflects the underlying climate forcing: SC3 corresponds to the most extreme horizon (2100 under RCP8.5), while SC1 and SC2 represent 2050 projections (RCP8.5 and RCP4.5, respectively). Quantitatively, summer temperatures increase by approximately 0.3–0.5 °C under SC1 compared with SC2, while SC3 shows a stronger rise of about 2–2.5 °C relative to SC2 and ~2 °C compared to SC1. The higher values under SC1 compared with SC2 arise from climate forcing, since management measures do not directly affect thermal conditions. These higher temperatures under SC3 are expected to strengthen thermal stratification, modulate phytoplankton dynamics, and potentially exacerbate oxygen stress within the epilimnion.

Overall, the results indicate that “extreme climate” conditions, unless mitigated by effective watershed management, lead to elevated nutrient concentrations, phytoplankton blooms, and potential oxygen depletion in the epilimnion. Reinforced BMPs, as in SC3, substantially mitigate these effects and promote more stable water quality, even under harsher climatic pressures.

Dissolved oxygen remained above the ecological threshold of 2 mg/L at all stations in summer,

with no hypoxic days observed in the reservoir and an ~0% reduction upstream under SC3 in the epilimnion. Chlorophyll-a responses were heterogeneous, with summer maxima under SC3 reduced by ~6% at mid-reservoir epilimnion stations (e.g., ST14), while upstream concentrations remained negligible. Water temperature, by contrast, increased consistently across scenarios, with SC3 producing ~2 °C higher summer means compared to SC1, strengthening stratification intensity and affecting epilimnion dynamics.

It is important to note that the scenario design combines both climate change and management interventions, which does not allow for a strict isolation of their individual effects. Therefore, the results should be interpreted as the combined response of the system to co-evolving drivers rather than as the attribution to a single factor. While this represents a limitation for process-level attribution, it provides a more realistic representation of future conditions in which climate change and management responses are intrinsically linked.

Discussion

This study contributes to current reservoir modeling approaches by explicitly linking thermal stratification dynamics to epilimnion-scale water quality responses, allowing direct assessment of climate-driven stratification effects under contrasting management scenarios.

This study enhances the understanding of climate–reservoir interactions by externally coupling the DEOLE-J thermal stratification model with the PEGASE water quality model, feeding PEGASE with DEOLE-J outputs. This approach allows the assessment of how thermocline variability, modulated by climate change and tributary inflows, affects key water quality parameters within the epilimnion in the Joumine reservoir (Tunisia). The epilimnion represents the primary layer where phytoplankton respond to light and nutrient availability, making it a relevant indicator of reservoir functioning (Ghane & Boegman, 2025; Wells & Troy, 2022). In stratified systems like Joumine, epilimnetic water quality has a strong influence on surface productivity and ecological exposure to eutrophication. Monitoring and modeling this layer thus provides a robust proxy for ecosystem status, integrating responses to both catchment-driven

nutrient inputs and in-reservoir processes. The seasonal stratification patterns described by Madyouni et al. (2025) provide the physical basis for interpreting variations in water quality in the epilimnion. During the stable stratification period (June–September), the strong thermal gradient limits vertical mixing and oxygen renewal, while promoting the retention of nutrients in the upper layer. Such conditions create a favorable environment for buoyant and thermophilic phytoplankton, particularly cyanobacteria, which dominate under warm, nutrient-rich, and low-oxygen conditions. Conversely, during the mixing period (January–February), vertical homogenization of the water column enhances oxygen renewal and nutrient redistribution, favoring diatoms and chlorophytes. DEOLE-J simulations (Madyouni et al., 2025) captured these seasonal dynamics, showing the strong summer stratification and shallower winter mixing depth. Overall, the coupling between DEOLE-J and PEGASE highlights how stratification dynamics directly control nutrient availability and phytoplankton composition in the Joumine Reservoir.

The coupled modeling framework enabled the assessment of seasonal stratification, hydrological variability, and anthropogenic pressures under three contrasting climate-management scenarios (SC1, SC2, and SC3), with a focus on nitrate, chlorophyll-a, dissolved oxygen, and temperature dynamics in the epilimnion. Performance evaluation highlights that the model reliably captures riverine processes at station ST9, located upstream of the reservoir and representing upstream dam conditions. At this site, nitrate concentrations and water temperature were reproduced with high temporal correlation (R^2 up to 0.95 for nitrate; $R^2=0.96$ for water temperature), confirming that catchment-driven loading and hydrological variability are well-represented (Kraemer et al., 2015; Šarović & Klaić, 2023). ST9 strongly drives downstream biogeochemical dynamics and serves as a benchmark for model calibration and scenario testing.

Simulating reservoir-specific processes introduced additional complexity. While the model successfully captured the overall seasonal dynamics of surface water temperature and nitrate in the epilimnion, performance for dissolved oxygen (DO) and chlorophyll-a (Chl-a) was more variable, with consistent temporal trends but greater discrepancies in spatial distribution and short-term variability, as also reflected by higher errors and bias, highlighting the influence

of localized processes that are not fully resolved by the model. Temporal dynamics were generally well reproduced, but consistent with observations from other Mediterranean reservoirs, spatial heterogeneity was less accurately represented, where localized variations in mixing, hypolimnetic oxygen depletion, and episodic nutrient pulses exceed the resolution of 1D models (L. Wang et al., 2024). The model shows both underestimation and overestimation of summer Chl-a depending on the period and station, reflecting limitations in representing short-term phytoplankton dynamics. These discrepancies highlight opportunities for improvement, particularly through refined phytoplankton parameterization. In the applied PEGASE configuration, phytoplankton are represented through multiple functional groups, although results are evaluated in terms of total chlorophyll-a. Given the ecological dominance of cyanobacteria during summer stratification in the Joumine reservoir, parameter sensitivity is strongly influenced by cyanobacterial growth processes. Further improvements could include enhanced representation of grazing, photoinhibition, and sedimentation processes, which are especially influential in shallow, well-lit epilimnetic layers.

Processes such as cyanobacterial dominance under stratified conditions, internal phosphorus release, and hypolimnetic oxygen depletion are well documented in stratified reservoirs and provide a conceptual framework for interpreting the simulated patterns. However, it is important to emphasize that these mechanisms are not explicitly represented in the current modeling framework, nor directly supported by the available dataset. Their inclusion here serves to contextualize the results within established limnological understanding rather than to demonstrate their occurrence in the Joumine reservoir.

Among all simulated variables, chlorophyll-a (Chl-a) shows the highest uncertainty, with strong under- and overestimation depending on season and station, reflecting limitations in representing phytoplankton dynamics (Arif et al., 2023). Similar patterns have been reported in Chinese and Mediterranean reservoirs, highlighting the common challenge of representing short-term algal dynamics in systems with rapid ecological transitions (Paerl et al., 2016). Episodic vertical mixing and entrainment events control nutrient fluxes from deeper layers into the epilimnion, which directly influence surface

nutrient availability and bloom dynamics (Ghane & Boegman, 2025; Merino-Ibarra et al., 2021). Modeling studies coupling epilimnion and hypolimnion processes indicate that phytoplankton competition and bloom formation are strongly dependent on physical and nutrient conditions within the mixed surface layer (Zhang et al., 2021).

The study faced several data-related constraints. Phosphorus measurements were unavailable, limiting the simulation of nutrient-limited algal dynamics and cyanobacterial bloom potential, a limitation frequently reported in Mediterranean reservoirs (Arif et al., 2023; Paerl et al., 2016).

As a result, phosphorus dynamics were not calibrated or validated in the model. Consequently, the model cannot robustly assess phosphorus limitation, N:P interactions, or the specific role of phosphorus in controlling phytoplankton dynamics and eutrophication processes.

Therefore, eutrophication dynamics are only partially captured, and interpretations based on nitrogen and chlorophyll-a should be considered with caution. In stratified reservoirs, internal phosphorus release from sediments and N:P interactions play a key role in regulating phytoplankton growth, particularly during summer stratification. These processes are not represented in the current modelling framework and may partly explain discrepancies in chlorophyll-a simulations.

Additionally, low temporal sampling frequency (monthly or bimonthly) reduced the capacity to capture short-term fluctuations driven by storm inflows or internal mixing events (Lewis et al., 2024). These limitations required pragmatic modeling choices, including the use of mean seasonal thermocline depth from DEOLE-J to drive PEGASE. While this approach provides a useful first-order representation of vertical structure, it may smooth high-frequency variability and limit the representation of transient exchanges between layers (Berger & Wells, 2008; L. Wang et al., 2024). Nevertheless, the continuous simulation from 2020 to 2023, where each year's outputs were used as initial conditions for the next, provides indirect evidence of model robustness and its ability to capture seasonal consistency despite limited high-frequency data, consistent with the concept of a unique steady annual cycle observed in marine ecosystem models (Pfeil & Slawig, 2021).

Despite these constraints, the Simulation provides robust insights for management applications.

It is important to note that management scenarios involving nutrient reduction (SC2 and SC3) represent combined nitrogen and phosphorus mitigation strategies, but only nitrogen dynamics are directly constrained by observations.

Therefore, the effects of phosphorus-related measures (e.g., reduced P inputs or advanced phosphorus treatment) should be interpreted qualitatively rather than as quantitatively validated outcomes. Scenario simulations (SC1, SC2, and SC3) indicate that climate change may exacerbate eutrophication and oxygen depletion in Mediterranean reservoirs, aligning with regional assessments (Piccolroaz et al., 2024; Woolway et al., 2022).

The epilimnion, as the primary layer for phytoplankton growth, is especially sensitive to stratification changes, affecting both bloom potential and ecological exposure to poor water quality (Mesman et al., 2021; Wells & Troy, 2022). Best Management Practices (BMPs), such as upstream nutrient loads reductions, were effective in controlling nitrate concentrations and algal biomass in the epilimnion but could not fully prevent oxygen stress driven by prolonged summer stratification. For example, studies in northern lakes show that climate warming prolongs summer stratification, increasing aerobic respiration and oxygen depletion; nutrient reductions control algal blooms but do not mitigate thermal-driven oxygen loss (Jansen et al., 2024). Similarly, BMPs in agricultural watersheds, including vegetative buffers and conservative agriculture, improve water quality, but hypoxia may still develop during summer months (Lizotte et al., 2021).

Scenario analysis shows that strengthened BMPs (SC3) reduced winter nitrate peaks by 63–66% in deep reservoir stations, whereas the upstream station (ST9) experienced smaller reductions (~32%). Summer Chl-a responses in the epilimnion were heterogeneous, with some stations showing modest reductions and others slight increases, indicating that nutrient management alone is insufficient to consistently lower algal concentrations. However, their influence on dissolved oxygen dynamics remains limited under warming conditions. Dissolved oxygen decreased slightly (3–5%) in the epilimnion, with no hypoxic events at deep sites, whereas ST9 showed a larger reduction (~8%) due to different hydrodynamic

conditions. These results suggest that thermal stratification exerts a dominant control on oxygen availability, through reduced mixing and increased temperature-dependent respiration.

These findings underline the importance of integrated watershed management (see Scenario analysis), through the implementation of Best Management Practices (BMPs), and climate adaptation strategies for sustaining water quality in Mediterranean reservoirs under future climate scenarios.

Although the scenario design does not allow a strict separation of climate and management effects, some qualitative insights can still be inferred. Variations in water temperature are primarily driven by climate forcing, whereas changes in nitrate and chlorophyll-a concentrations are mainly associated with management practices. However, these interpretations remain indicative and should be confirmed using a more systematic factorial scenario design in future work. Calibration was further constrained by parameter availability and temporal frequency. Low-frequency sampling limits the capture of episodic events, short-term algal blooms, and rapid biogeochemical responses (Zhu et al., 2024). Averaged inflow data underestimate high-magnitude pulses on epilimnetic chemistry and stratification (Lewis et al., 2024; Zhang et al., 2021). Using mean thermocline depth from DEOLE-J offers a pragmatic vertical mixing representation, potentially overlooking short-term nutrient redistribution events (Šarović & Klaić, 2023; Zhang et al., 2021). Although hydrological variability is represented through inflow boundary conditions, explicit analysis of water quantity dynamics (e.g., drought frequency, storage evolution, residence time changes) was not conducted. This represents an important limitation given the strong sensitivity of Mediterranean reservoirs to climate-driven hydrological deficits (Almeida et al., 2021; Woolway et al., 2022). Future work should explicitly couple reservoir hydrodynamics with water balance modeling to better capture drought–stratification feedbacks. Phytoplankton representation in PEGASE is based on functional groups derived from European temperate freshwater systems, which may not fully capture Mediterranean-specific community structure and metabolic responses (Paerl et al., 2016).

Despite these limitations, the DEOLE-J/PEGASE coupling provides a robust framework for assessing climate change impacts on epilimnetic

water quality. Our study reinforces the importance of integrated management strategies that combine watershed BMPs with in-reservoir adaptations to maintain ecological health in Mediterranean reservoirs under warming conditions.

Thermal stratification and oxygen dynamics in Mediterranean and North African reservoirs differ markedly from temperate systems, making them particularly vulnerable to climate change and eutrophication. Warm and/or dry summers combined with episodic rainfall and high evaporation promote prolonged stratification, isolating a warm, illuminated epilimnion from an oxygen-depleted hypolimnion (Fadel et al., 2015; Zouabi-Aloui et al., 2015). Internal phosphorus release from sediments is commonly reported to sustain eutrophication in such systems (Bormans et al., 2016), although this process is not explicitly simulated nor constrained by observations in the present study. Such feedbacks are widely observed in Mediterranean and semi-arid reservoirs, where stratification can persist for months (May–August) and hypoxic conditions recur annually (Fadel et al., 2015; Sánchez-España et al., 2017).

These processes are further reinforced by regional hydrological variability. In semi-arid catchments, nutrient inflows are highly episodic, with flash flood pulses alternating with prolonged droughts, producing sharp contrasts in epilimnetic nutrient dynamics (Fadel et al., 2015). Reservoir operation and water-level fluctuations (e.g., irrigation withdrawals, selective outlet depths) also strongly influence oxygen and nutrient regimes (Zouabi-Aloui et al., 2015). Mediterranean reservoirs often provide primary freshwater supplies for drinking and irrigation, making water quality degradation a major socio-economic concern. However, long-term monitoring data remain scarce, increasing reliance on models coupling climate, watershed, and reservoir processes to anticipate risks (Almeida et al., 2021).

By applying the DEOLE-J/PEGASE framework to the Joumine reservoir, this study contributes to address this knowledge gap. It provides one of the few modeling-based assessments of epilimnion dynamics under combined climate and management scenarios in North Africa, highlighting that Mediterranean reservoirs require region-specific strategies integrating both watershed nutrient controls and in-reservoir interventions.

Despite these insights, several limitations should be acknowledged. Field observations in the Joumine reservoir were temporally limited, reflecting typical monitoring constraints in semi-arid Mediterranean basins. However, the objective of this study was not short-term prediction but process-based assessment of epilimnion responses to climate change and management scenarios. Continuous simulations over multiple years (2020–2023), combined with independent thermal stratification outputs from the DEOLE-J model, allow the exploration of seasonal dynamics and scenario sensitivity beyond the discrete sampling dates. While higher-frequency observations would improve calibration and validation, the modeling framework provides robust first-order insights into stratification-driven nutrient, phytoplankton, and oxygen dynamics under data-limited conditions.

Despite the robustness of the coupled DEOLE-J/PEGASE framework in reproducing seasonal dynamics of the Joumine Reservoir, several limitations should be acknowledged. The study is constrained by limited field data, both in temporal resolution and completeness, with water quality measurements available only at monthly to bimonthly intervals and no phosphorus data, which restricts the ability to fully assess nutrient limitation, internal loading, and short-term ecological responses such as bloom events or storm-driven nutrient pulses.

This limitation particularly affects the interpretation of eutrophication processes and the evaluation of phosphorus-specific management strategies, which cannot be fully assessed within the current modeling framework. In addition, the use of a one-dimensional modeling approach limits the representation of spatial heterogeneity, including lateral gradients and localized mixing processes that can strongly influence oxygen and phytoplankton dynamics in stratified reservoirs. The external coupling between DEOLE-J and PEGASE also simplifies thermocline variability, relying on averaged representations that do not fully capture high-frequency stratification changes or feedbacks between biogeochemical processes and thermal structure, thereby smoothing short-term variability. Furthermore, phytoplankton are represented through aggregated functional groups and evaluated using total chlorophyll-a, which limits the explicit simulation of species-specific dynamics, particularly cyanobacterial dominance, while key ecological processes such as grazing, photoinhibition, and sediment

interactions remain simplified. Finally, the absence of explicit water balance and reservoir operation dynamics, including storage fluctuations, residence time variations, and drought impacts, limits the ability to fully capture long-term hydrological controls on water quality. Overall, these limitations imply that while the model is well-suited for seasonal-scale analysis and scenario-based assessment of epilimnetic water quality, it is less capable of resolving high-frequency events, fine-scale spatial variability, and fully coupled hydrology–ecology feedbacks.

Conclusion

In conclusion, the coupling of the PEGASE water quality model with the DEOLE-J thermal stratification model and in situ field measurements provided a consistent representation of the temporal and spatial dynamics of epilimnion water quality in the Joumine Reservoir (Tunisia). This integrated modeling–monitoring framework helped identify the key drivers of nitrate, chlorophyll-*a*, dissolved oxygen, and temperature within the epilimnion, while highlighting the strong influence of thermocline variability on seasonal ecosystem functioning.

Among the simulated variables, chlorophyll-*a* (Chl-*a*) exhibits the highest uncertainty, with pronounced under- and overestimation depending on the season. This reflects limitations in representing phytoplankton dynamics and associated ecological processes. In contrast, PEGASE adequately reproduces inflow-driven variability through river discharge forcing and associated nutrient inputs, providing first-order insights into epilimnetic water quality. Further refinement of epilimnetic process parameterization and integration of horizontal hydrodynamics would improve model performance for Mediterranean reservoirs.

Scenario analysis highlighted strong contrasts between management strategies. Without intervention (SC1), nitrate concentrations in the epilimnion increased by ~65% during the wet season compared to reinforced management (SC3), with peaks exceeding 22 mg/L and episodic eutrophication at mid-reservoir stations. SC2, representing moderate climate conditions with partial adaptation strategies, showed intermediate nitrate levels and phytoplankton biomass, indicating partial effectiveness of mitigation

measures. Dissolved oxygen generally remained above ecological thresholds but exhibited localized summer depletion. In SC3, combined Best Management Practices (BMPs) and advanced wastewater treatment reduced nitrate loads by 63–66% and limited phytoplankton development; however, oxygen stress persisted under strong warming (+3.9 °C by 2100), associated with an approximate +2 °C increase in summer epilimnetic temperature and enhanced stratification.

Overall, these results suggest that future climate change will likely exacerbate eutrophication and oxygen depletion in the epilimnion of the Joumine reservoir unless integrated management strategies are implemented. The scenario framework captures inflow-driven variability and its influence on nutrient dynamics and epilimnetic water quality, highlighting the sensitivity of the system to climatic and management conditions. While BMPs and advanced wastewater treatment effectively reduce nutrient inputs and tend to limit phytoplankton biomass, they are insufficient to fully mitigate oxygen deficits under prolonged stratification conditions. Sustainable reservoir management therefore requires combined watershed-scale measures (nutrient load reduction, improved wastewater treatment, and sustainable agriculture) and in-reservoir adaptations targeting stratified systems.

The DEOLE-J/PEGASE coupling proved particularly useful for simulating epilimnion water quality in semi-arid and data-limited contexts, providing insights into current and future vulnerabilities. These findings highlight the need for stricter nutrient regulations, enhanced wastewater treatment, and high-frequency monitoring of key epilimnetic variables.

Future research should focus on improving data resolution through high-frequency monitoring of key parameters, including phosphorus fractions and biological indicators, to better capture short-term variability and ecological dynamics. In parallel, incorporating species-specific phytoplankton dynamics and improving the representation of vertical exchange processes would enhance the realism of biogeochemical simulations. A more systematic scenario framework should also be adopted, based on a factorial design that combines multiple climate and management scenarios, allowing the disentanglement of their respective contributions and interaction effects on reservoir water quality. Finally, coupling with higher-dimensional (2D or 3D) hydrodynamic–biogeochemical

models would improve the representation of spatial heterogeneity and transport processes. Together, these developments would strengthen predictive capacity and support more effective adaptive management strategies to sustain epilimnion water quality under climate change.

Acknowledgements This work was supported by the Aquapole of the University of Liège and the National Agronomy Institute of Tunisia. We extend our warm thanks to the technical teams at the Joumine Dam who participated in the water sampling campaigns. We would also like to thank the Ecosystems and Aquatic Resources Laboratory for their support.

Author contribution Madyouni Haifa: Investigation, Conceptualization, formal analysis, Methodology, Writing-Original draft preparation, Writing- Reviewing and Editing; Almanza Viviana: Visualization, Validation; Romdhane Mohamed Salah: Visualization, Validation; Habaieb Hamadi: Visualization, Validation; Delière Jean-François: Supervision, Conceptualization, Methodology, Validation, Funding. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding This research was funded by Wallonie-Bruxelles International.

Data availability The datasets generated and analyzed in this study are available from the corresponding author on reasonable request.

Declarations

Competing interests The authors declare no competing interests.

References

- Almeida, C., Branco, P., Segurado, P., Ramos, T. B., Ferreira, T., Neves, R., & De Oliveira, R. P. (2021). Evaluation of the trophic status in a Mediterranean reservoir under climate change: An integrated modelling approach. *Journal of Water and Climate Change*, 12(3), 817–832. <https://doi.org/10.2166/wcc.2020.247>
- Arif, S., Djebbari, N., Belhaoues, S., Touati, H., & Bensouilah, M. (2023). Spatio-temporal dynamics of cyanobacterial abundance and toxicity in a Mediterranean hypereutrophic lake. *Journal of Oceanology and Limnology*, 41(5), 1834–1848. <https://doi.org/10.1007/s00343-022-1313-0>
- Berger, C. J., & Wells, S. A. (2008). Modeling the effects of macrophytes on hydrodynamics. *Journal of Environmental Engineering*, 134(9), 778–788. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2008\)134:9\(778\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2008)134:9(778))
- Bormans, M., Maršálek, B., & Jančula, D. (2016). Controlling internal phosphorus loading in lakes by physical methods to reduce cyanobacterial blooms: A review. *Aquatic Ecology*, 50(3), 407–422. <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9564-x>
- Boukari, A. (2019). *Impacts de la pollution diffuse en milieu agricole sur la qualité des eaux de surface à l'échelle du bassin versant de l'oued Joumine: Application de différentes approches de modélisation*. These de doctorat, Université de Liège et L'institut national agronomique de Tunis.
- Boukari, A., Benabdallah, S., Everbecq, E., Magermans, P., Grard, A., Habaieb, H., & Delière, J.-F. (2019). Assessment of agriculture pressures impact on the Joumine River water quality using the PEGASE model. *Environmental Management*, 64(4), 520–535. <https://doi.org/10.1007/s00267-019-01207-1>
- Delière, J.-F., Everbecq, E., Magermans, P., Grard, A., Bourouag, T., & Blockx, C. (2009). *A software dedicated to surface water quality assessment and to European Database Reporting*. European conference of the Czech Presidency of the Council of the EU TOWARDS eENVIRONMENT Opportunities of SEIS and SISE: Integrating Environmental Knowledge in Europe.
- Delière, 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(sup1), 42–48. <https://doi.org/10.1179/acb.2010.108>
- Doga Derneği. (2010). *Ecosystem Profile: Mediterranean Basin Biodiversity Hotspot (Ecosystem Profile)*. Critical Ecosystem Partnership Fund.
- Dottori, F., Szewczyk, W., Ciscar, J.-C., Zhao, F., Alfieri, L., Hirabayashi, Y., Bianchi, A., Mongelli, L., Frieler, K., Betts, R. A., & Feyen, L. (2018). Increased human and economic losses from river flooding with anthropogenic warming. *Nature Climate Change*, 8(9), 781–786. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0257-z>
- Duka, M. A., Shintani, T., & Yokoyama, K. (2021). Thermal stratification responses of a monomictic reservoir under different seasons and operation schemes. *Science of The Total Environment*, 767, Article 144423. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144423>
- Dzwonkowski, B., Kang, X., Sahoo, B., Veeramony, J., Mitchell, S., & Xia, M. (2023). Mixing and transport in estuaries and coastal waters a special issue in Estuarine Coastal and Shelf Science. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 288, Article 108370. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2023.108370>
- Everbecq, E. (2001). Potamon: A dynamic model for predicting phytoplankton composition and biomass in lowland rivers. *Water Research*, 35(4), 901–912. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00360-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00360-2)
- Everbecq, E., Grard, A., Magermans, P., & Delière, J.-F. (2019). Water Framework Directive and modelling using PEGOPERA simulation software. *Journal of Modeling and Optimization*, 11(1), 36–50. <https://doi.org/10.32732/jmo.2019.11.1.36>
- Fadel, A., Atoui, A., Lemaire, B. J., Vinçon-Leite, B., & Slim, K. (2015). Environmental factors associated with phytoplankton succession in a Mediterranean reservoir with a highly fluctuating water level. *Environmental*

- Monitoring and Assessment*, 187(10), 633. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4852-4>
- Fader, M., Giupponi, C., Burak, S., Dakhlaoui, H., Koutroulis, A., Lange, M. A., Llasat, M. C., Pulido-Velazquez, D., & Sanz-Cobena, A. (2020). *Climate and environmental change in the Mediterranean Basin – Current Situation and Risks for the Future First Mediterranean Assessment Report (MAR1) Chapter 3 Resources 1 Subchapter 3.1 Water*.
- Fang, W., Yi, C., Chen, D., Xu, P., Hendrey, G., Krakauer, N., Jensen, K., Gao, S., Lin, Z., Lam, G., Zhang, Q., & Zhou, T. (2021). Hotter and drier climate made the Mediterranean Europe and Northern Africa region a shrubbier landscape. *Oecologia*, 197(4), 1111–1126. <https://doi.org/10.1007/s00442-021-05041-3>
- Ferreira, A. J. D., Guilherme, R. I. M. M., Ferreira, C. S. S., & Oliveira, M. D. F. M. L. D. (2018). Urban agriculture, a tool towards more resilient urban communities? *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 5, 93–97. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.06.004>
- García-Nieto, A. P., Geijzenendorffer, I. R., Baró, F., Roche, P. K., Bondeau, A., & Cramer, W. (2018). Impacts of urbanization around Mediterranean cities: Changes in ecosystem service supply. *Ecological Indicators*, 91, 589–606. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.082>
- Ghane, A., & Boegman, L. (2025). Vertical mixing, light penetration and phosphorus cycling regulate seasonal algae blooms in an ice-covered dimictic lake. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 130(1), Article e2024JG008258. <https://doi.org/10.1029/2024JG008258>
- Giannakopoulos, C., Le Sager, P., Bindi, M., Moriondo, M., Kostopoulou, E., & Goodess, C. M. (2009). Climatic changes and associated impacts in the Mediterranean resulting from a 2 °C global warming. *Global and Planetary Change*, 68(3), 209–224. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2009.06.001>
- Giorgi, F., & Lionello, P. (2008). Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and Planetary Change*, 63(2–3), 90–104. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2007.09.005>
- Grard, A., Everbecq, E., Magermans, P., Bourouag, M., & Deliége, 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>
- Grard, A., Everbecq, E., Magermans, P., & Deliége, J.-F. (2021). Modelling a severe transient anoxia of continental freshwaters due to a Scheldt accidental release (sugar industry). *Hydrology*, 8(4), Article 175. <https://doi.org/10.3390/hydrology8040175>
- Harmanny, K. S., & Malek, Ž. (2019). Adaptations in irrigated agriculture in the Mediterranean region: An overview and spatial analysis of implemented strategies. *Regional Environmental Change*, 19(5), 1401–1416. <https://doi.org/10.1007/s10113-019-01494-8>
- Horner-Devine, A. R., Hetland, R. D., & MacDonald, D. G. (2015). Mixing and transport in coastal river plumes. *Annual Review of Fluid Mechanics*, 47(1), 569–594. <https://doi.org/10.1146/annurev-fluid-010313-141408>
- House, M. A., Ellis, J. B., Herricks, E. E., Hvitved-Jacobsen, T., Seager, J., Lijklema, L., Aalderink, H., & Clifford, I. T. (1993). Urban drainage – Impacts on receiving water quality. *Water Science and Technology*, 27(12), 117–158. <https://doi.org/10.2166/wst.1993.0293>
- (IPCC), I. P. O. C. C. (2023). *Climate Change 2022 – Impacts, Adaptation and Vulnerability: Working Group II Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (1^{re} éd.). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009325844>
- Iglesias, A., Garrote, L., Flores, F., & Moneo, M. (2007). Challenges to manage the risk of water scarcity and climate change in the Mediterranean. *Water Resources Management*, 21(5), 775–788. <https://doi.org/10.1007/s11269-006-9111-6>
- Jane, S. F., Hansen, G. J. A., Kraemer, B. M., Leavitt, P. R., Mincer, J. L., North, R. L., Pilla, R. M., Stetler, J. T., Williamson, C. E., Woolway, R. I., Arvola, L., Chandra, S., DeGasperi, C. L., Diemer, L., Dunalska, J., Erina, O., Flaim, G., Grossart, H.-P., Hambright, K. D., ... Rose, K. C. (2021). Widespread deoxygenation of temperate lakes. *Nature*, 594(7861), 66–70. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03550-y>
- Jansen, J., Simpson, G. L., Weyhenmeyer, G. A., Härkönen, L. H., Paterson, A. M., Del Giorgio, P. A., & Prairie, Y. T. (2024). Climate-driven deoxygenation of northern lakes. *Nature Climate Change*, 14(8), 832–838. <https://doi.org/10.1038/s41558-024-02058-3>
- Jorde, K., Burke, M., Scheidt, N., Welcker, C., King, S., & Borden, C. (2007). 23 Reservoir operations, physical processes, and ecosystem losses. In *Developments in Earth Surface Processes* (Vol. 11, p. 607–636). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S0928-2025\(07\)11151-2](https://doi.org/10.1016/S0928-2025(07)11151-2)
- Kraemer, B. M., Anneville, O., Chandra, S., Dix, M., Kuusisto, E., Livingstone, D. M., Rimmer, A., Schladow, S. G., Silow, E., Sitoki, L. M., Tamatamah, R., Vadeboncoeur, Y., & McIntyre, P. B. (2015). Morphometry and average temperature affect lake stratification responses to climate change. *Geophysical Research Letters*, 42(12), 4981–4988. <https://doi.org/10.1002/2015GL064097>
- Lewis, A. S. L., Breef-Pilz, A., Howard, D. W., Lofton, M. E., Olsson, F., Wander, H. L., Wood, C. E., Schreiber, M. E., & Carey, C. C. (2024). Reservoir drawdown highlights the emergent effects of water level change on reservoir physics, chemistry, and biology. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 129(2), Article e2023JG007780. <https://doi.org/10.1029/2023JG007780>
- Limam, A. (2003). *Contribution à l'étude des conditions du milieu et des peuplements phytoplanctoniques des eaux de la retenue du barrage Joumine en relation avec le réseau de distribution* (Diplôme d'Etudes Approfondies INAT). Université de Carthage.
- Lionello, P., Abrantes, F., Gacic, M., Planton, S., Trigo, R., & Ulbrich, U. (2014). The climate of the Mediterranean region: Research progress and climate change impacts. *Regional Environmental Change*, 14(5), 1679–1684. <https://doi.org/10.1007/s10113-014-0666-0>
- Liu, J., Yang, H., Gosling, S. N., Kumm, M., Flörke, M., Pfister, S., Hanasaki, N., Wada, Y., Zhang, X., Zheng, C., Alcamo, J., & Oki, T. (2017). Water scarcity assessments in the past, present, and future. *Earth's Future*, 5(6), 545–559. <https://doi.org/10.1002/2016EF000518>

- Liu, M., Zhang, Y., Shi, K., Zhu, G., Wu, Z., Liu, M., & Zhang, Y. (2019). Thermal stratification dynamics in a large and deep subtropical reservoir revealed by high-frequency buoy data. *Science of the Total Environment*, 651, 614–624. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.215>
- Lizotte, R. E., Yasar, L. M. W., Bingner, R. L., Locke, M. A., & Knight, S. S. (2021). Long-Term Oxbow Lake Trophic State under Agricultural Best Management Practices. *Water*, 13(8), 1123. <https://doi.org/10.3390/w13081123>
- Long, L., Ji, D., Liu, D., Yang, Z., & Lorke, A. (2019). Effect of cascading reservoirs on the flow variation and thermal regime in the lower reaches of the Jinsha River. *Water*, 11(5), 1008. <https://doi.org/10.3390/w11051008>
- Madayouni, H., Magermans, P., Benabdallah, S., Saleh, R. M., Habaieb, H., & Deliege, J. F. (2025). Simulation of thermal stratification and water temperature dynamics in the Joumine reservoir (Tunisia). *Ecological Informatics*, 86, Article 103012. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2025.103012>
- Mariotti, A., Pan, Y., Zeng, N., & Alessandri, A. (2015). Long-term climate change in the Mediterranean region in the midst of decadal variability. *Climate Dynamics*, 44(5–6), 1437–1456. <https://doi.org/10.1007/s00382-015-2487-3>
- Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2016). Four billion people facing severe water scarcity. *Science Advances*, 2(2), Article e1500323. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500323>
- Merino-Ibarra, M., Ramírez-Zierold, J. A., Valdespino-Castillo, P. M., Castillo-Sandoval, F. S., Guzmán-Arias, A. P., Barjau-Aguilar, M., Monroy-Ríos, E., López-Gómez, L. M., Sacristán-Ramírez, A., Quintanilla-Terminel, J. G., González-De Zayas, R., Jiménez-Contreras, J., Valeriano-Riveros, M. E., Vilaclara-Fajó, G., & Sánchez-Carrillo, S. (2021). Vertical boundary mixing events during stratification govern heat and nutrient dynamics in a windy tropical reservoir lake with important water-level fluctuations : A long-term (2001–2021) study. *Water*, 13(21), Article 3011. <https://doi.org/10.3390/w13213011>
- Mesman, J. P., Stelzer, J. A. A., Dakos, V., Goyette, S., Jones, I. D., Kasparian, J., McGinnis, D. F., & Ibelings, B. W. (2021). The role of internal feedbacks in shifting deep lake mixing regimes under a warming climate. *Freshwater Biology*, 66(6), 1021–1035. <https://doi.org/10.1111/fwb.13704>
- Newton, A., Brito, A. C., Icely, J. D., Derolez, V., Clara, I., Angus, S., Schernewski, G., Inácio, M., Lillebø, A. I., Sousa, A. I., Béjaoui, B., Solidoro, C., Tosic, M., Cañedo-Argüelles, M., Yamamuro, M., Reizopoulou, S., Tseng, H.-C., Canu, D., Roselli, L., ... Khokhlov, V. (2018). Assessing, quantifying and valuing the ecosystem services of coastal lagoons. *Journal for Nature Conservation*, 44, 50–65. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2018.02.009>
- Paerl, H. W., Gardner, W. S., Havens, K. E., Joyner, A. R., McCarthy, M. J., Newell, S. E., Qin, B., & Scott, J. T. (2016). Mitigating cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic ecosystems impacted by climate change and anthropogenic nutrients. *Harmful Algae*, 54, 213–222. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.09.009>
- Paerl, H. W., & Paul, V. J. (2012). Climate change : Links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research*, 46(5), 1349–1363. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.002>
- Pfeil, M., & Slawig, T. (2021). Unique steady annual cycle in marine ecosystem model simulations (arXiv: 2111.15424). *arXiv*. <https://doi.org/10.48550/arXiv.2111.15424>
- Piccolroaz, S., Zhu, S., Ladwig, R., Carrea, L., Oliver, S., Piotrowski, A. P., Ptak, M., Shinohara, R., Sojka, M., Woolway, R. I., & Zhu, D. Z. (2024). Lake water temperature modeling in an era of climate change : Data sources, models, and future prospects. *Reviews of Geophysics*, 62(1), Article e2023RG000816. <https://doi.org/10.1029/2023RG000816>
- Rodier, J., Bazin, C., Broutin, J. P., Chambon, P., Champ-saur, H., & Rodi, L. (2009). *L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer* (9th ed.).
- Sánchez-España, J., Mata, M. P., Vegas, J., Morellón, M., Rodríguez, J. A., Salazar, Á., Yusta, I., Chaos, A., Pérez-Martínez, C., & Navas, A. (2017). Anthropogenic and climatic factors enhancing hypolimnetic anoxia in a temperate mountain lake. *Journal of Hydrology*, 555, 832–850. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.10.049>
- Šarović, K., & Klaić, Z. B. (2023). Effect of climate change on water temperature and stratification of a small, temperate, karstic lake (Lake Kozjak, Croatia). *Environmental Processes*, 10(4), 49. <https://doi.org/10.1007/s40710-023-00663-6>
- Shrestha, B. B., & Kawasaki, A. (2020). Quantitative assessment of flood risk with evaluation of the effectiveness of dam operation for flood control : A case of the Bago River Basin of Myanmar. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 50, Article 101707. <https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2020.101707>
- Slimani, M., Cudennec, C., & Feki, H. (2007). Structure du gradient pluviométrique de la transition Méditerranée-Sahara en Tunisie : Déterminants géographiques et saisonnalité / Structure of the rainfall gradient in the Mediterranean-Sahara transition in Tunisia: Geographical determinants and seasonality. *Hydrological Sciences Journal*, 52(6), 1088–1102. <https://doi.org/10.1623/hysj.52.6.1088>
- Steel, J. A., & Duncan, A. (1999). Modelling the ecological aspects of bankside reservoirs and implications for management. In D. M. Harper, B. Brierley, A. J. D. Ferguson, & G. Phillips (Eds.), *The Ecological Bases for Lake and Reservoir Management* (p. 133–147). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-017-3282-6_13
- Tramblay, Y., Koutroulis, A., Samaniego, L., Vicente-Serrano, S. M., Volaire, F., Boone, A., Le Page, M., Llasat, M. C., Albergel, C., Burak, S., Cailleret, M., Kalin, K. C., Davi, H., Dupuy, J.-L., Greve, P., Grillakis, M., Hanich, L., Jarlan, L., Martin-StPaul, N., ... Polcher, J. (2020). Challenges for drought assessment in the Mediterranean region under future climate scenarios. *Earth-Science Reviews*, 210, Article 103348. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103348>
- UN-Water. (2017). *UN-Water Annual Report 2017* (p. 23). United Nations. <https://www.unwater.org/>
- Van Oorschot, M., Kleinhans, M., Buijse, T., Geerling, G., & Middelkoop, H. (2018). Combined effects of climate change and dam construction on riverine ecosystems. *Ecological Engineering*, 120, 329–344. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.05.037>

- Wang, B., Ma, Y., Wang, Y., Lazhu, Wang, L., Ma, W., & Su, B. (2023). Analysis of lake stratification and mixing and its influencing factors over high elevation large and small lakes on the Tibetan Plateau. *Water*, 15(11), 2094. <https://doi.org/10.3390/w15112094>
- Wang, L., Liu, J., Bao, Z., Ma, X., Shen, H., Chen, J., & Xie, P. (2024). Predictable shifts in diversity and ecosystem function in phytoplankton and zooplankton communities along thermocline stratification intensity continua. *Science of The Total Environment*, 912, Article 168981. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168981>
- Wang, T., Tu, X., Singh, V. P., Chen, X., & Lin, K. (2021). Global data assessment and analysis of drought characteristics based on CMIP6. *Journal of Hydrology*, 596, Article 126091. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126091>
- Watkins, L., McGrattan, S., Sullivan, P. J., & Walter, M. T. (2019). The effect of dams on river transport of microplastic pollution. *Science of the Total Environment*, 664, 834–840. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.028>
- Wells, M. G., & Troy, C. D. (2022). Surface Mixed Layers in Lakes. In *Encyclopedia of Inland Waters* (p. 546-561). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819166-8.00126-2>
- Woolway, R. I., & Merchant, C. J. (2019). Worldwide alteration of lake mixing regimes in response to climate change. *Nature Geoscience*, 12(4), 271–276. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0322-x>
- Woolway, R. I., Sharma, S., & Smol, J. P. (2022). Lakes in hot water : The impacts of a changing climate on aquatic ecosystems. *BioScience*, 72(11), 1050–1061. <https://doi.org/10.1093/biosci/biac052>
- Xu, C., Zhang, J., Bi, X., Xu, Z., He, Y., & Gin, K.-H. (2017). Developing an integrated 3D-hydrodynamic and emerging contaminant model for assessing water quality in a Yangtze Estuary Reservoir. *Chemosphere*, 188, 218–230. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.121>
- Zhang, J., D.Kong, J., Shi, J., & Wabg, H. (2021). Phytoplankton competition for nutrients and light in a stratified lake : A mathematical model connecting epilimnion and hypolimnion. *Journal of Nonlinear Science*.
- Zhu, H., Khamis, K., Hannah, D. M., & Krause, S. (2024). Importance of monitoring frequency for representation of dissolved organic matter dynamics in urban rivers. *Water Resources Research*, 60(12), Article e2024WR037254. <https://doi.org/10.1029/2024WR037254>
- Zouabi-Aloui, B., Adelana, S. M., & Gueddari, M. (2015). Effects of selective withdrawal on hydrodynamics and water quality of a thermally stratified reservoir in the southern side of the Mediterranean Sea: A simulation approach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(5), Article 292. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4509-3>

Publisher's Note Springer Nature remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.

Springer Nature or its licensor (e.g. a society or other partner) holds exclusive rights to this article under a publishing agreement with the author(s) or other rightsholder(s); author self-archiving of the accepted manuscript version of this article is solely governed by the terms of such publishing agreement and applicable law.

II. Synthèse et conclusion partielle

Cette étude met en évidence la forte vulnérabilité du réservoir de Joumine face aux effets combinés des rejets urbains, des apports agricoles et de certains effets globaux du changement climatique. L'association des modèles PEGASE et DEOLE-J, appuyée par des observations de terrain, a permis d'analyser avec précision l'influence de la stratification thermique sur la qualité de l'eau de l'épilimnion et d'évaluer l'efficacité de différents scénarios de gestion. Les résultats montrent que, sans mesures d'atténuation, la hausse des températures et la diminution des précipitations aggravent les concentrations en nitrates, favorisent les proliférations phytoplanctoniques et accentuent les risques d'eutrophisation. L'adoption partielle de bonnes pratiques agricoles et d'améliorations urbaines (SC2) apporte des bénéfices limités, tandis qu'une gestion renforcée permet de réduire significativement les apports nutritifs et les biomasses algales en termes de concentration de chlorophylle a.

Cependant, même dans le scénario le plus ambitieux (SC3), le réchauffement climatique extrême induit une prolongation de la durée de la stratification, ce qui réduit le brassage vertical et augmente un risque de déficit en oxygène dissous. Cela souligne que les mesures de gestion des apports externes, bien qu'indispensables, ne suffisent pas à elles seules à garantir la durabilité écologique du réservoir. Pour préserver la qualité de l'eau, il est essentiel de renforcer les réglementations sur les intrants agricoles, de généraliser le traitement avancé des eaux usées et d'instaurer un suivi à haute fréquence des paramètres limnologiques.

En conclusion, la pérennité des services écosystémiques du réservoir de Joumine dépendra de la mise en œuvre de stratégies de gestion capables d'atténuer les pressions anthropiques et de limiter les impacts du réchauffement climatique.

Discussion générale

L'eutrophisation rapide des lacs et des réservoirs représente aujourd'hui un problème environnemental majeur à l'échelle mondiale, réduisant fortement leur utilité pour l'approvisionnement en eau potable, la pêche ou les activités récréatives. Des synthèses et enquêtes globales estiment que la proportion de plans d'eau exposés à l'eutrophisation est élevée (Buta et al., 2023; Ceres, 2022; Leech et al., 2018). Des estimations compilées indiquent qu'environ la moitié des plans d'eau en Europe, en Asie et en Amérique du Nord présentent des symptômes d'eutrophisation, et que les valeurs continentales varient (~53–54 % Europe/Asie, ~48 % Amérique du Nord, ~41 % Amérique du Sud) (Ceres, 2022). Ces ordres de grandeur sont cohérents avec des études récentes montrant une part importante de plans d'eau eutrophes dans des échantillons continentaux et régionaux (Buta et al., 2023; Leech et al., 2018). L'une des principales conséquences de cette situation est la prolifération du phytoplancton, souvent dominée par les cyanobactéries, responsables de blooms toxiques qui compromettent à la fois la qualité de l'eau et l'équilibre des écosystèmes aquatiques (Paerl and Huisman, 2009).

Dans les régions méditerranéennes, les retenues des barrages, les lagunes et les lacs naturels subissent une eutrophisation accélérée sous l'effet combiné des apports nutritifs excessifs et des conditions climatiques semi-arides (Agence européenne pour l'environnement, 1996; López-Ballesteros et al., 2023; Pérez-Martín, 2023). La lagune du Mar Menor, en Espagne, constitue un exemple emblématique : elle a connu une dégradation rapide consécutive à des apports massifs en azote et en phosphore d'origine agricole (López-Ballesteros et al., 2023; Pérez-Martín, 2023). Ce phénomène se généralise à de nombreux écosystèmes aquatiques méditerranéens, où les apports continus de fertilisants et l'aridification progressive du climat (Guo et al., 2021) accentuent la vulnérabilité des milieux aquatiques.

La Tunisie, située dans un contexte bioclimatique semi-aride à aride, illustre parfaitement cette problématique. Le pays fait face à une crise hydraulique structurelle, caractérisée par la raréfaction et la dégradation des ressources en eau (FAO, 2025), mais également par une augmentation des besoins liés à la croissance démographique, à l'urbanisation et à la diversification des activités économiques (MARH BPEH, 2022). Pour répondre à ces enjeux, une stratégie nationale de mobilisation, de stockage et de transfert des eaux de surface a été mise en œuvre (BPEH, 2020, 2006; Mammou and Louati, 2007). Cependant, l'eutrophisation progressive des retenues menace directement la durabilité de cette politique, rendant

indispensable une gestion intégrée et adaptative des ressources hydriques, c'est-à-dire une approche qui combine la surveillance, la gestion du bassin versant et celle du réservoir lui-même. Concrètement, cela implique : **(i)** la réduction des apports en nutriments à la source (pratiques agricoles améliorées, contrôle des rejets domestiques et industriels), **(ii)** la gestion coordonnée des débits entrants et sortants pour limiter la stagnation de l'eau, **(iii)** la surveillance continue de la qualité de l'eau et de la stratification thermique, et **(iv)** l'ajustement des mesures de gestion en fonction des conditions climatiques et hydrologiques en évolution. (IPCC, 2021 ; Woolway and Merchant, 2019)

La retenue du barrage de Joumine, située dans le nord-ouest de la Tunisie, s'inscrit dans ce contexte hydrologique méditerranéen subhumide à semi-aride, caractérisé par une forte variabilité interannuelle des précipitations et des épisodes fréquents de sécheresse (Slimani et al., 2007). Mise en service en 1983 sur l'oued Joumine, principal affluent du lac Ichkeul, cette infrastructure d'une capacité actuelle de 118 Mm³ (Mammou and Louati, 2007) joue un rôle crucial dans l'irrigation de la plaine du Mateur et dans l'alimentation en eau potable du Grand Tunis et de Bizerte (DGBGTH, 2000).

Sous l'effet conjugué des pressions anthropiques croissantes et du changement climatique, cette retenue connaît une dégradation progressive de la qualité de ses eaux (Aouissi, 2012; Boukari, 2019). Les activités agricoles intensives sur le bassin versant de 418 km², dominées par les cultures céréalières et l'usage d'engrais azotés, contribuent fortement à la pollution diffuse en nitrates et à l'enrichissement nutritif du milieu (Mammou and Louati, 2007). Ces apports sont renforcés par les rejets domestiques et les ruissellements lors des épisodes de crue, accentuant les phénomènes d'eutrophisation et la prolifération de cyanobactéries déjà signalées dans la retenue (Fathalli et al., 2010).

Les analyses multivariées appliquées aux données de suivi (2021–2022) (Description de la base de données) ont permis d'identifier trois périodes saisonnières distinctes : printemps, été et automne, traduisant la dynamique de la colonne d'eau. Les variations de nutriments (NO₃⁻, NH₄⁺) sont étroitement liées aux processus hydrologiques et aux activités humaines. Les concentrations en nitrates, atteignant jusqu'à 18 mg/L, témoignent d'apports agricoles intenses et de lessivages du bassin versant, surtout durant les périodes humides. À l'inverse, les teneurs en oxygène dissous diminuent fortement dans l'hypolimnion pendant la stratification estivale, révélant une stabilité thermique marquée et une réduction du brassage vertical (Woolway et al., 2022; Woolway and Merchant, 2019).

Selon l'indice trophique de Carlson (CTSI), les eaux du barrage de Joumine se situent dans un état eutrophe à hypereutrophe, confirmant une forte productivité biologique (Madyouni et al., 2025). Les concentrations en chlorophylle-a, variant de 0,53 à 13,35 µg/L, traduisent une activité photosynthétique élevée dans la couche superficielle. Les analyses en composantes principales (ACP) et en redondance (RDA) ont montré que les nitrates, l'ammonium, le pH, la température et l'oxygène dissous constituent les variables les plus déterminantes dans la structuration du phytoplancton. Ces résultats concordent avec de nombreuses études montrant le rôle central du nitrate et de l'ammonium dans la composition des communautés phytoplanctoniques (Montagud, 2023), tandis que la température et le pH influencent les variations saisonnières et la dynamique des espèces (Çelekli and Lekesiz, 2021; Çelekli and Öztürk, 2014). L'oxygène dissous demeure un facteur écologique majeur, déterminant pour la survie et la répartition des organismes aquatiques (Cabecinha et al., 2009). Ces conditions expliquent la dominance des Chlorophycées, tandis que les Cyanobactéries apparaissent de manière ponctuelle mais sont susceptibles de proliférer lors des périodes de réchauffement et de stagnation hydrique.

Les valeurs de pH, comprises entre 7,7 et 10,8, confirment le caractère alcalin des eaux, typique des retenues calcaires tunisiennes. La transparence du plan d'eau, mesurée par le disque de Secchi entre 0,7 et 2,5 m, reflète une turbidité élevée liée à la production algale et aux processus de sédimentation / remise en suspension et aux lessivages des sols. Dans l'ensemble, le barrage de Joumine subit une pression anthropique continue, alimentée par les apports agricoles et la réduction du brassage vertical en saison chaude, qui limite le transfert d'oxygène vers les couches profondes et altère la qualité écologique du plan d'eau. Des constats similaires ont été rapportés dans d'autres réservoirs méditerranéens (Estrela-Segrelles et al., 2023; Nikolaidis et al., 2013), où l'intensification des activités agricoles et le réchauffement climatique exacerbent la dégradation de la qualité de l'eau. Ces observations soulignent la nécessité de stratégies de gestion adaptative visant à réduire les apports externes afin de renforcer la résilience écologique des écosystèmes aquatiques (Cramer et al., 2020).

Pour approfondir la compréhension des mécanismes physiques régissant ces dynamiques biologiques, le modèle unidimensionnel Derived EOLE Joumine (DEOLE-J) a été développé. Dérivé du modèle EOLE (Salençon, 1997), il simule les échanges thermiques verticaux au sein de la colonne d'eau et analyse la formation, la stabilité et la dissipation de la thermocline. Trois phases saisonnières principales ont été identifiées : (i) une phase hivernale de brassage complet, favorisée par le refroidissement atmosphérique et les vents dominants ; (ii) une phase

printanière de réchauffement progressif de l'épilimnion ; et (iii) une phase estivale stable, caractérisée par une stratification thermique marquée. Cette dernière période se traduit par une réduction du brassage vertical, une limitation du transfert d'oxygène vers l'hypolimnion et une accumulation des nutriments dans les couches profondes, conditions particulièrement propices à la prolifération du phytoplancton, notamment des cyanobactéries, lorsque la stabilité thermique et l'éclairement sont élevés (Morales-Marin et al., 2021; L. Wang et al., 2024; Woolway et al., 2022). Les simulations issues de DEOLE-J ont mis en évidence une corrélation significative entre la profondeur de la thermocline, la température de l'air et la stabilité de la colonne d'eau. En été, la thermocline se stabilise à une profondeur moyenne de 2,5 m, avec un gradient thermique maximal ($TSI \approx 0,42 \text{ }^{\circ}\text{C/m}$), tandis qu'en hiver, le brassage complet peut atteindre jusqu'à 30 m. Ces résultats sont cohérents avec les observations réalisées lors des campagnes de mesures et celles établies par (Castrillo et al., 2024; Ishikawa et al., 2022; Ladwig et al., 2021; Liu et al., 2020) dans d'autres réservoirs méditerranéens et subtropicaux, où l'augmentation des températures de surface et la diminution des vitesses de vent induisent une stratification plus intense et plus durable (Castrillo et al., 2024; Ishikawa et al., 2022; Ladwig et al., 2021; Liu et al., 2020). Le rôle du vent apparaît déterminant : des vitesses supérieures à $2,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ favorisent le mélange vertical hivernal, tandis que des conditions calmes estivales ($\approx 1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) accentuent la stabilité de la thermocline.

Cette stratification prolongée a des conséquences biochimiques directes : elle limite la remontée des nutriments depuis l'hypolimnion, provoque une déplétion en oxygène dissous dans les couches profondes et entraîne une accumulation temporaire de matière organique et de nutriments dans l'épilimnion. Ces conditions modifient la structure des communautés phytoplanctoniques et favorisent la dominance d'espèces tolérantes à de faibles teneurs en oxygène, notamment les cyanobactéries (Paerl and Huisman, 2009; Yue et al., 2024).

Au-delà de la compréhension physique, la modélisation thermique constitue un outil prédictif essentiel pour anticiper les effets du changement climatique sur la qualité de l'eau. Les projections indiquent une augmentation de la durée de la stratification et un affaiblissement du brassage automnal, conduisant à une stabilisation plus prolongée de la thermocline et à un risque accru d'eutrophisation (Cozannet et al., 2021; Woolway and Merchant, 2019). Les modèles unidimensionnels tels que DEOLE-J, DYRESM ou GOTM se montrent particulièrement performants pour évaluer l'impact du réchauffement sur la structure thermique et les cycles biochimiques des réservoirs (Gaillard et al., 2022). Leur association avec des modèles biochimiques tels que PEGASE ou CE-QUAL-W2 ouvre la voie à une approche

multifactorielle combinant processus physiques, chimiques et biologiques (Madani et al., 2020; Yaghouti et al., 2023).

L'association DEOLE-J – PEGASE (Chapitre 5 : Impact de la stratification thermique sur la qualité de l'eau de l'épilimnion dans le contexte du changement climatique et de différents scénarios de gestion : Etude du réservoir de Joumine (Tunisie)), appliquée au réservoir de Joumine, a ainsi permis d'évaluer la qualité de l'eau de l'épilimnion sous différents scénarios climatiques et de gestion. Les simulations montrent que la variabilité de la thermocline influence directement la dynamique des nutriments et de l'oxygène dissous. En période estivale, la stratification stable limite le brassage vertical, entraînant une déplétion en oxygène dans les couches profondes et une accumulation de nitrates en surface, conditions favorables à la prolifération algale (Paerl and Huisman, 2009; Woolway et al., 2022). Ces résultats concordent avec ceux obtenus dans les réservoirs méditerranéens de Lebna et Kasseb (Tunisie) et dans d'autres retenues subtropicales d'Espagne et du Brésil (Castrillo et al., 2024; Morales-Marin et al., 2021).

Les scénarios de gestion intégrés dans PEGASE, combinant bonnes pratiques agricoles (BMP) et amélioration du traitement des eaux usées (Chapitre 5 : Impact de la stratification thermique sur la qualité de l'eau de l'épilimnion dans le contexte du changement climatique et de différents scénarios de gestion : Etude du réservoir de Joumine (Tunisie)), permettent de réduire les flux de nitrates de 63 à 66 %, atténuant les phénomènes d'eutrophisation sans toutefois éliminer les déficits en oxygène durant les étés chauds. Ces limites, déjà mises en évidence par (Guo et al., 2021; L. Wang et al., 2024), rappellent que la seule réduction des apports externes ne suffit pas face à la stratification thermique accrue liée au réchauffement climatique. Sous les scénarios extrêmes (RCP 8.5), la température de surface augmenterait d'environ +2 °C et la durée de la stratification serait prolongée de plusieurs semaines, confirmant les projections du GIEC (Calvin et al., 2023; IPCC, 2021; Woolway et al., 2020).

Cette association du DEOLE-J – PEGASE représente ainsi une avancée méthodologique majeure pour la Tunisie. Il permet d'intégrer les interactions entre le bassin versant, facilite la représentation des forçages climatiques et de la réponse écologique du réservoir. Les résultats obtenus confirment la vulnérabilité des écosystèmes hydriques tunisiens à la double pression anthropique et climatique (FAO, 2025) et démontrent l'intérêt d'outils prédictifs pour soutenir la gestion adaptative des ressources en eau. À l'échelle régionale, la généralisation d'un tel cadre de modélisation, combinant approches thermiques, hydrologiques et écologiques, pourrait servir de base à une politique intégrée de gestion durable des retenues méditerranéennes.

Ainsi, cette étude confirme l'hypothèse générale de la thèse : la compréhension et la modélisation conjointe des processus physiques, chimiques et biologiques constituent une condition préalable à la résilience écologique des réservoirs tunisiens face au changement climatique.

Conclusion Générale et perspectives

I. Synthèse des résultats

L'objectif principal de cette thèse était de développer une méthodologie intégrée pour représenter et modéliser l'écosystème lentique du réservoir de Joumine, situé au nord de la Tunisie. Ce travail s'inscrit dans un contexte méditerranéen marqué par l'intensification des pressions anthropiques et climatiques sur les ressources en eau, où la compréhension des processus physico-chimiques, biologiques et thermiques est indispensable pour assurer une gestion durable de ces écosystèmes.

Caractérisation physico-chimique et biologique du réservoir

Le premier axe de recherche a permis d'évaluer la variabilité spatio-temporelle de la qualité de l'eau et du peuplement phytoplanctonique dans la retenue du barrage de Joumine. Les analyses multivariées ont mis en évidence trois périodes saisonnières distinctes (printemps, été, automne), régies par les fluctuations thermiques et hydrologiques. Les concentrations en nutriments (NO_3^- , NH_4^+) ont principalement varié en fonction des apports agricoles et des effluents urbains diffus. L'application des indices trophiques (CTSI et TSID) a permis de classer le réservoir dans un état allant de l'eutrophe à l'hyper-eutrophe, avec une dominance des Chlorophyceae et une présence saisonnière de cyanobactéries potentiellement toxiques. Ces résultats confirment les observations antérieures et soulignent le risque d'eutrophisation chronique dans cette retenue. Ces résultats démontrent l'importance de la surveillance biologique comme indicateur d'altération écologique dans les milieux lenticques tunisiens.

Modélisation thermique avec le modèle DEOLE-J

Le deuxième axe a conduit au développement du modèle Derived EOLE-Joumine (DEOLE-J), une adaptation du modèle EOLE, afin de simuler la stratification thermique et la dynamique de la thermocline dans le réservoir. Les simulations ont révélé une succession annuelle de trois phases thermiques : le mélange hivernal, la formation printanière et la stratification stable estivale. Les indices de stabilité de la colonne d'eau (RWCS) et de force de la thermocline (TSI) ont montré que la stratification s'intensifie en été, limitant le brassage vertical et la circulation des nutriments. Le vent joue un rôle secondaire dans le mélange vertical, tandis que la température de l'air apparaît comme le principal facteur de contrôle. La comparaison entre les données mesurées et simulées a confirmé la

capacité du modèle à reproduire la dynamique thermique, malgré l'absence de flux horizontaux. Ces résultats mettent en évidence l'impact majeur d'une stratification prolongée sur la qualité de l'eau, notamment par la diminution de l'oxygène dissous dans l'hypolimnion et l'augmentation de la productivité phytoplanctonique.

Association PEGASE–DEOLE-J et scénarios de gestion

Le troisième axe de cette étude a consisté à coupler le modèle thermique DEOLE-J avec le modèle biogéochimique PEGASE, afin de simuler la dynamique de l'épilimnion sous différents scénarios climatiques et de gestion. Les résultats du scénario de référence ont mis en évidence la bonne capacité de la méthode couplée à reproduire les tendances observées pour la température, les nitrates, l'oxygène dissous et la chlorophylle a ($R^2 > 0,8$). Les scénarios prospectifs ont montré que, sans mesures de gestion (SC1), le réchauffement (+1,9 °C à +3,9 °C) entraîne une augmentation moyenne de 60 à 65 % des concentrations en nitrates et une aggravation des épisodes d'eutrophisation. Le scénario intermédiaire (SC2), qui intègre partiellement les bonnes pratiques agricoles (BMPs) et un traitement urbain limité, permet de réduire partiellement les pics d'azote, mais n'élimine pas complètement les déficits en oxygène. Le scénario renforcé (SC3), combinant une adoption de 75 % des BMPs et une amélioration de 90 % du traitement des eaux usées, entraîne une réduction des charges en nitrates de 63 à 66 % et limite significativement les proliférations algales, bien que des épisodes d'hypoxie persistent pendant les périodes de forte stratification.

Ces résultats confirment que le couplage des modèles DEOLE-J et PEGASE constitue un outil robuste de prévision et de planification pour la gestion intégrée des ressources hydriques, c'est-à-dire en associant la gestion du bassin versant et celle du réservoir lui-même. En pratique, cette stratégie globale consiste à réduire les apports en nutriments à la source, grâce à des pratiques agricoles durables et au contrôle des rejets domestiques et industriels, tout en gérant de manière coordonnée les débits entrants et sortants pour limiter la stagnation de l'eau, et en assurant un suivi continu de la qualité et de la structure thermique du plan d'eau. De plus, elle permet d'ajuster les mesures de gestion en fonction des conditions climatiques et hydrologiques, ce qui est crucial dans un contexte méditerranéen soumis aux pressions du changement climatique et des usages anthropiques.

II. Perspectives

Plusieurs perspectives se dégagent à la suite de ces travaux de thèse et elles peuvent être regroupées en trois axes distincts, englobant à la fois des aspects expérimentaux, méthodologiques et de gestion intégrée.

Amélioration des approches de modélisation thermique et biochimique

L'amélioration des outils de simulation développés dans le cadre de cette thèse constitue un premier axe de recherche majeur. Le modèle DEOLE-J, bien qu'efficace pour la représentation verticale de la colonne d'eau, pourrait être étendu vers des configurations bidimensionnelles (2D) ou tridimensionnelles (3D) afin de mieux prendre en compte la variabilité spatiale du plan d'eau, notamment les zones d'accumulation de nutriments et les hétérogénéités hydrodynamiques liées à la morphologie du réservoir (Bucak et al., 2018). Par ailleurs, l'intégration d'un module de relargage sédimentaire dynamique permettrait de simuler les échanges de phosphore et d'azote à l'interface eau-sédiment, en lien avec les phénomènes d'anoxie observés dans l'hypolimnion. Cette association des deux modèles renforcerait la capacité du modèle PEGASE à représenter les rétroactions biochimiques, particulièrement sous des conditions climatiques extrêmes (Smits and Van Beek, 2013). Une autre perspective réside dans le développement d'un module fonctionnel dédié à la succession phytoplanctonique, permettant de mieux comprendre la compétition interspécifique entre Chlorophyceae, Cyanobacteria et Klebsormidiophyceae selon les gradients thermiques et nutritifs (Polazzo et al., 2024). Ce type d'approche écosystémique permettrait d'anticiper les proliférations algales et d'évaluer leurs impacts sur la qualité des eaux, en s'appuyant sur des scénarios climatiques issus des projections du CMIP6.

Renforcement du suivi expérimental et intégration de nouvelles technologies

Le deuxième axe concerne le renforcement du dispositif de surveillance du réservoir et de son bassin versant, en combinant observations in situ, données satellitaires et outils d'assimilation. L'installation de stations automatiques multiparamétriques (température, oxygène dissous, turbidité, chlorophylle a) offrirait un suivi continu des processus thermiques et biologiques, réduisant les incertitudes liées aux campagnes ponctuelles. Ces mesures pourraient être couplées à des observations issues de la télédétection optique et thermique, notamment à partir des satellites Sentinel-2, Sentinel-3 et EnMAP, pour la cartographie spatio-temporelle de la température de surface et de la chlorophylle (Chander et al., 2020). L'assimilation de ces données dans les modèles DEOLE-J et PEGASE, à l'aide de filtres de Kalman ou de techniques

d'apprentissage automatique, permettrait d'améliorer la robustesse des observations permettant une réactivité face aux changements rapides de conditions hydrométéorologiques (Carey et al., 2025). De plus, l'utilisation d'algorithmes d'intelligence artificielle tels que les réseaux de neurones profonds (DNN) ou les réseaux antagonistes génératifs (GAN) ouvre des perspectives prometteuses pour la calibration automatique des modèles et la détection précoce des anomalies thermiques ou trophiques (Zheng et al., 2025). Ces approches hybrides, combinant modélisation déterministe et apprentissage statistique, permettraient la mise en place d'un système d'alerte précoce pour la détection des épisodes d'eutrophisation.

Vers une gestion multifactorielle et adaptative des réservoirs méditerranéens

Enfin, le troisième axe s'inscrit dans la perspective d'une gestion intégrée des ressources hydriques en contexte méditerranéen. Les résultats obtenus dans cette thèse montrent que la combinaison de modèles thermiques et biochimiques peut constituer un outil d'aide à la décision efficace pour la planification des usages de l'eau. La mise en œuvre d'une plateforme décisionnelle interactive, basée sur l'association du DEOLE-J/PEGASE, permettrait aux gestionnaires (DGRE, ONAGRI, CRDA) de simuler différents scénarios d'apport amont et de pratiques agricoles, en évaluant leurs effets sur la qualité de l'eau et la stabilité écologique des réservoirs. Cette approche pourrait s'inscrire dans un cadre de gouvernance adaptative, intégrant la co-construction de scénarios de gestion avec les acteurs locaux, les agriculteurs et les institutions publiques. En parallèle, l'application de la méthodologie développée à d'autres réservoirs tunisiens tels que Sidi Salem, Nebhana ou Lakhmess permettrait d'établir une typologie régionale des réservoirs méditerranéens selon leur réponse thermique et trophique.

De telles démarches contribueront à la construction d'une base de connaissances nationale sur le fonctionnement des systèmes lenticques tunisiens, offrant ainsi une meilleure anticipation des risques liés à la variabilité hydrologique et à la combinaison de certains effets globaux de changement climatique. À terme, la combinaison de ces modèles avec des politiques de suivi écologique et de gestion participative pourrait constituer un levier puissant pour la durabilité et la résilience des ressources en eau dans les régions semi-arides.

Les références

Cette liste des références est propre au corps du texte et non les articles

- Agence européenne pour l'environnement, 1996. OVERVIEW REPORT ON THE KEY WATER.
- Ambroise, B., 1998. La dynamique du cycle de l'eau dans un bassin versant Processus, Facteurs, Modèles.
- Anabtawi, H.M., Lee, W.H., Al-Anazi, A., Mohamed, M.M., Aly Hassan, A., 2024. Advancements in Biological Strategies for Controlling Harmful Algal Blooms (HABs). *Water* 16, 224. <https://doi.org/10.3390/w16020224>
- Aouissi, J., 2012. Analyse des transferts d'eau et des nitrates dans le bassin versant du barrage Joumine (Tunisie) : modélisation et scénarii de gestion (PhD Thesis). University of Carthage, Institut National Agronomique de Tunisie (INAT).
- Bahadur, A.V., Ibrahim, M., Tanner, T., 2013. Characterising resilience: unpacking the concept for tackling climate change and development. *Climate and Development* 5, 55–65. <https://doi.org/10.1080/17565529.2012.762334>
- Bel Haj Zekri, S., 2003. Conditions du milieu et recherche de la toxicité des cyanoprocaryotes et de leurs potentiels toxiques dans les retenues des barrage Joumine et Séjenène (Diplôme d'Etudes Approfondies INAT). . TUniversité de 7 Novembre à Cartage.
- Berger, C.J., Wells, S.A., 2008. Modeling the Effects of Macrophytes on Hydrodynamics. *J. Environ. Eng.* 134, 778–788. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2008\)134:9\(778\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2008)134:9(778))
- Beven, K.J., 2000. Uniqueness of place and process representations in hydrological modelling.
- Blais, S., 2002. La problématique des cyanobactéries (algues bleu-vert) à la baie Missisquoi en 2001 13.
- Bohrer, B., Fukuyama, R., Chikita, K., 2008. Stratification of very deep, thermally stratified lakes. *Geophysical Research Letters* 35, 2008GL034519. <https://doi.org/10.1029/2008GL034519>
- Bonhomme, C., Poulin, M., Vinçon-Leite, B., Saad, M., Groleau, A., Jézéquel, D., Tassin, B., 2011. Maintaining meromixis in Lake Pavin (Auvergne, France): The key role of a sublacustrine spring. *Comptes Rendus. Géoscience* 343, 749–759. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2011.09.006>
- Bonilla, S., Aguilera, A., Aubriot, L., Huszar, V., Almanza, V., Haakonsson, S., Izaguirre, I., O'Farrell, I., Salazar, A., Becker, V., Cremella, B., Ferragut, C., Hernandez, E., Palacio, H., Rodrigues, L.C., Sampaio Da Silva, L.H., Santana, L.M., Santos, J., Somma, A., Ortega, L., Antoniadis, D., 2023. Nutrients and not temperature are the key drivers for cyanobacterial biomass in the Americas. *Harmful Algae* 121, 102367. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2022.102367>
- Borsje, B.W., De Vries, M.B., Hulscher, S.J.M.H., De Boer, G.J., 2008. Modeling large-scale cohesive sediment transport affected by small-scale biological activity. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78, 468–480. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.01.009>
- Boudhraa, H., 2007. Modélisation pluie-débit à base géomorphologique en milieu semi-aride rural Tunisien : Association d'approche directe et inverse. Institut National Agronomique de Tunisie.
- Boukari, A., 2019. Impacts de la pollution diffuse en milieu agricole sur la qualité des eaux de surface à l'échelle du bassin versant de l'oued Joumine : Application de différentes approches de modélisation.

- Boukari, A., Tychon, M.B., Habaieb, M.H., Deliege, M.J.-F., Chabaane, M.Z.L., Benabdallah, M.S., Perez, M.J.-M.S., Fripiat, M.C., 2019. Impacts de la pollution diffuse en milieu agricole sur la qualité des eaux de surface à l'échelle du bassin versant de l'oued Joumine : Application de différentes approches de modélisation.
- Bourrelly, P., 1985. Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome III : Les algues bleues et rouges. Eugléniens, Péridiniens et Cryptomonadines, Société Nouvelle des Editions Boubée. ed.
- Bourrelly, P., 1981. Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome II : Les algues jaunes et brunes. Chrysophycées, Phéophycées, Xanthophycées et Diatomées, Société Nouvelle des Editions Boubée. ed.
- Bourrelly, P., 1972. Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome I : Les algues vertes., N. Boubée&Cie. ed.
- Bouterfas, R., Belkoura, M., Dauta, A., 2006. The effects of irradiance and photoperiod on the growth rate of three freshwater green algae isolated from a eutrophic lake. *Limnetica* 25, 647–656. <https://doi.org/10.23818/limn.25.43>
- BPEH, 2020. Rapport national du secteur de l'eau.
- BPEH, 2006. Rapport national du secteur de l'eau.
- Bucak, T., Trolle, D., Tavşanoğlu, Ü.N., Çakıroğlu, A.İ., Özen, A., Jeppesen, E., Beklioğlu, M., 2018. Modeling the effects of climatic and land use changes on phytoplankton and water quality of the largest Turkish freshwater lake: Lake Beyşehir. *Science of The Total Environment* 621, 802–816. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.258>
- Buta, B., Wiatkowski, M., Gruss, Ł., Tomczyk, P., Kasperek, R., 2023. Spatio-temporal evolution of eutrophication and water quality in the Turawa dam reservoir, Poland. *Sci Rep* 13, 9880. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-36936-1>
- Cabecinha, E., Van Den Brink, P.J., Cabral, J.A., Cortes, R., Lourenço, M., Pardal, M.Â., 2009. Ecological relationships between phytoplankton communities and different spatial scales in European reservoirs: implications at catchment level monitoring programmes. *Hydrobiologia* 628, 27–45. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9731-y>
- Calvin, K., Dasgupta, D., Krinner, G., Mukherji, A., Thorne, P.W., Trisos, C., Romero, J., Aldunce, P., Barrett, K., Blanco, G., Cheung, W.W.L., Connors, S., Denton, F., Diongue-Niang, A., Dodman, D., Garschagen, M., Geden, O., Hayward, B., Jones, C., Jotzo, F., Krug, T., Lasco, R., Lee, Y.-Y., Masson-Delmotte, V., Meinshausen, M., Mintenbeck, K., Mokssit, A., Otto, F.E.L., Pathak, M., Pirani, A., Poloczanska, E., Pörtner, H.-O., Revi, A., Roberts, D.C., Roy, J., Ruane, A.C., Skea, J., Shukla, P.R., Slade, R., Slangen, A., Sokona, Y., Sörensson, A.A., Tignor, M., Van Vuuren, D., Wei, Y.-M., Winkler, H., Zhai, P., Zommers, Z., Hourcade, J.-C., Johnson, F.X., Pachauri, S., Simpson, N.P., Singh, C., Thomas, A., Totin, E., Arias, P., Bustamante, M., Elgizouli, I., Flato, G., Howden, M., Méndez-Vallejo, C., Pereira, J.J., Pichs-Madruga, R., Rose, S.K., Saheb, Y., Sánchez Rodríguez, R., Ürgen-Vorsatz, D., Xiao, C., Yassaa, N., Alegría, A., Armour, K., Bednar-Friedl, B., Blok, K., Cissé, G., Dentener, F., Eriksen, S., Fischer, E., Garner, G., Guivarch, C., Haasnoot, M., Hansen, G., Hauser, M., Hawkins, E., Hermans, T., Kopp, R., Leprince-Ringuet, N., Lewis, J., Ley, D., Ludden, C., Niamir, L., Nicholls, Z., Some, S., Szopa, S., Trewin, B., Van Der Wijst, K.-I., Winter, G., Witting, M., Birt, A., Ha, M., Romero, J., Kim, J., Haïtes, E.F., Jung, Y., Stavins, R., Birt, A., Ha, M., Orendain, D.J.A., Ignon, L., Park, S., Park, Y., Reisinger, A., Cammaramo, D., Fischlin, A., Fuglestedt, J.S., Hansen, G., Ludden, C., Masson-Delmotte, V., Matthews, J.B.R., Mintenbeck, K., Pirani, A., Poloczanska, E., Leprince-Ringuet, N., Péan, C., 2023. IPCC, 2023: Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland.

- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647>
- Carey, C.C., Calder, R.S.D., Figueiredo, R.J., Gramacy, R.B., Lofton, M.E., Schreiber, M.E., Thomas, R.Q., 2025. A framework for developing a real-time lake phytoplankton forecasting system to support water quality management in the face of global change. *Ambio* 54, 475–487. <https://doi.org/10.1007/s13280-024-02076-7>
- Carlson, R., Simpson, J., 1996. A coordinator's guide to volunteer lake monitoring methods. north am lake management society 96.
- Carlson, Robert.E., 1977. A trophic state index for lakes1: Trophic state index. *Limnol. Oceanogr.* 22, 361–369. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>
- Carmichael, W.W., Azevedo, S.M., An, J.S., Molica, R.J., Jochimsen, E.M., Lau, S., Rinehart, K.L., Shaw, G.R., Eaglesham, G.K., 2001. Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. *Environ Health Perspect* 109, 663–668. <https://doi.org/10.1289/ehp.01109663>
- Carpenter, S.R., Ludwig, D., Brock, W.A., 1999. MANAGEMENT OF EUTROPHICATION FOR LAKES SUBJECT TO POTENTIALLY IRREVERSIBLE CHANGE. *Ecological Applications* 9, 751–771. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1999\)009%255B0751:MOEFLS%255D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1999)009%255B0751:MOEFLS%255D2.0.CO;2)
- Castrillo, M., Aguilar, F., García-Díaz, D., 2024. A data-driven approach for the assessment of the thermal stratification of reservoirs based on readily available data. *Ecological Informatics* 82, 102672. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2024.102672>
- Çelekli, A., Lekesiz, Ö., 2021. Limno-ecological assessment of lentic ecosystems in the western Mediterranean basin (Turkey) using phytoplankton indices. *Environ Sci Pollut Res* 28, 3719–3736. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10697-0>
- Çelekli, A., Öztürk, B., 2014. Determination of ecological status and ecological preferences of phytoplankton using multivariate approach in a Mediterranean reservoir. *Hydrobiologia* 740, 115–135. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1948-8>
- Ceres, 2022. Global Assessment of Private Sector Impacts on Water.
- Chan, F., Pace, M.L., Howarth, R.W., Marino, R.M., 2004. Bloom formation in heterocystic nitrogen-fixing cyanobacteria: The dependence on colony size and zooplankton grazing. *Limnology & Oceanography* 49, 2171–2178. <https://doi.org/10.4319/lo.2004.49.6.2171>
- Chander, S., Gujrati, A., Krishna, A.V., Sahay, A., Singh, R.P., 2020. Remote sensing of inland water quality: a hyperspectral perspective, in: *Hyperspectral Remote Sensing*. Elsevier, pp. 197–219. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102894-0.00017-6>
- Chaouachi, B., Hassine, O.K.B., 2002. IMPACT DU VENT SUR LA TRANSPARENCE DES EAUX DE LA LAGUNE DE L'ICHKEUL 29.
- Chen, Y., 2003. Long-term dynamics of phytoplankton assemblages: Microcystis-domination in Lake Taihu, a large shallow lake in China. *Journal of Plankton Research* 25, 445–453. <https://doi.org/10.1093/plankt/25.4.445>
- Chorus, I., 2021. Toxic Cyanobacteria in Water; A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management; Second Edition 859.
- Chorus, I., Bartram, J. (Eds.), 1999. Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring, and management. E & FN Spon, London ; New York.
- Cohen, Y., Jørgensen, B.B., Revsbech, N.P., Poplawski, R., 1986. Adaptation to Hydrogen Sulfide of Oxygenic and Anoxygenic Photosynthesis among Cyanobacteria. *Appl Environ Microbiol* 51, 398–407. <https://doi.org/10.1128/aem.51.2.398-407.1986>
- Couté, A., Bernard, C., 2001. Toxines d'algues.
- Cox, P.A., Banack, S.A., Murch, S.J., Rasmussen, U., Tien, G., Bidigare, R.R., Metcalf, J.S., Morrison, L.F., Codd, G.A., Bergman, B., 2005. Diverse taxa of cyanobacteria produce

- β -N-methylamino-L-alanine, a neurotoxic amino acid. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 102, 5074–5078. <https://doi.org/10.1073/pnas.0501526102>
- Cozannet, G.L., Lionello, P., El-Magd, I.A., Farahmand, S., Gemenne, F., Safa, A., Vicente-Serrano, S., Spagnuolo, F., Sevilgen, D.S., Somot, S., Thiéblemont, R., Tirado, C., Trambly, Y., 2021. CSCPPM4 Mediterranean Region.
- Cramer, W., Guiot, J., Marini, K., Azzopardi, B., Balzan, M.V., Cherif, S., Doblas-Miranda, E., 2020. MedECC 2020 Summary for Policymakers.
- Darren, L.B., 2006. Lake Ecosystems (Stratification and Seasonal Mixing Processes, Pelagic and Benthic Coupling).
- De Figueiredo, D.R., 2024. Harmful Cyanobacterial Blooms: Going beyond the “Green” to Monitor and Predict HCBs. *Hydrobiology* 3, 11–30. <https://doi.org/10.3390/hydrobiology3010002>
- De Figueiredo, D.R., Reboleira, A.S.S.P., Antunes, S.C., Abrantes, N., Azeiteiro, U., Gonçalves, F., Pereira, M.J., 2006. The effect of environmental parameters and cyanobacterial blooms on phytoplankton dynamics of a Portuguese temperate Lake. *Hydrobiologia* 568, 145–157. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0196-y>
- Debele, B., Srinivasan, R., Parlange, J.-Y., 2008. Coupling upland watershed and downstream waterbody hydrodynamic and water quality models (SWAT and CE-QUAL-W2) for better water resources management in complex river basins. *Environ Model Assess* 13, 135–153. <https://doi.org/10.1007/s10666-006-9075-1>
- Deliège, J.-F., Everbecq, E., Magermans, P., Grard, A., Bourouag, M., Blockx, C., 2009. Pegase, A software dedicated to Surface Water Quality Assessment and to European database reporting.
- Deliege, J.-F., Everbecq, E., Magermans, P., Grard, A., Bourouag, T., Blockx, C., Smitz, 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>
- Deliman, P.N., Gerald, J.A., 2002. Application of the Two-Dimensional Hydrothermal and Water Quality Model, CE-QUAL-W2, to the Chesapeake Bay: Conowingo Reservoir 10–19.
- Descy, J.-P., Servais, P., Smitz, J.S., Billen, G., Everbecq, E., 1987. Phytoplankton biomass and production in the river meuse (Belgium). *Water Research* 21, 1557–1566. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(87\)90141-2](https://doi.org/10.1016/0043-1354(87)90141-2)
- D.G./B.G.T.H., 2022. Base de données relatives à la situation hydraulique des barrages. Ministère de l’Agriculture et des Ressources Hydrauliques.
- DGBGTH, 2000. Les barrages en exploitation : Rapport annuel synthétique 1999-2000. Ministère de l’agriculture de la Tunisie.
- Dhaouadi, S., 2003. Etude écobioécologique d’*Atyaephyra desmaresti* (Millet, 1831) (Crustacean Decapoda, Natantia, Atyidae) de trois retenues de barrages de Tunisie ; Sidi Salem, Lebna et Sidi Saad (Thèse de Doctorat dans la spécialité Biologie). Université de Tunis El Manar.
- Dokulil, M.T., Teubner, K., 2000. [No title found]. *Hydrobiologia* 438, 1–12. <https://doi.org/10.1023/A:1004155810302>
- Dussart, B., 1992. Limnologie. l’étude des eaux continentales., 2^{ème} ed, Faunes et flores actuelles.
- Duy, T.N., Lam, P.K.S., Shaw, G.R., Connell, D.W., 2000. Toxicology and Risk Assessment of Freshwater Cyanobacterial (Blue-Green Algal) Toxins in Water, in: Ware, G.W. (Ed.), Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. Springer New York, New York, NY, pp. 113–185. https://doi.org/10.1007/978-1-4757-6429-1_3

- El Herry, S., 2008. Biodiversité en cyanobactéries toxiques dans la retenue de barrage Lebna (Tunisie). Caractérisations morphologique et moléculaire et évaluation du potentiel toxique des différentes morphoespèces du genre *Microcystis* spp. isolées des divers plans d'eau en Algérie et en Tunisie (Thèse de Doctorat). Université de Cartage-Université Paris-Sud 11.
- Elliott, J.A., 2012. Is the future blue-green? A review of the current model predictions of how climate change could affect pelagic freshwater cyanobacteria. *Water Research* 46, 1364–1371. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.018>
- Elliott, J.A., Irish, A.E., Reynolds, C.S., 2001. The effects of vertical mixing on a phytoplankton community: a modelling approach to the intermediate disturbance hypothesis. *Freshwater Biology* 46, 1291–1297. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00754.x>
- Estrela-Segrelles, C., Gómez-Martínez, G., Pérez-Martín, M.Á., 2023. Climate Change Risks on Mediterranean River Ecosystems and Adaptation Measures (Spain). *Water Resour Manage* 37, 2757–2770. <https://doi.org/10.1007/s11269-023-03469-1>
- European Commission. Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability., 2011. Review of methodological standards related to the Marine Strategy Framework Directive criteria on good environmental status. Publications Office, LU.
- Everbecq, E., 2001. Potamon: a dynamic model for predicting phytoplankton composition and biomass in lowland rivers. *Water Research* 35, 901–912. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00360-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00360-2)
- Everbecq, E., Grard, A., Magermans, P., Delière, J.-F., 2019. Water Framework Directive and Modelling Using PEGOPERA Simulation Software. *J. Model. Optim.* 11, 36–50. <https://doi.org/10.32732/jmo.2019.11.1.36>
- Fang, W., Yi, C., Chen, D., Xu, P., Hendrey, G., Krakauer, N., Jensen, K., Gao, S., Lin, Z., Lam, G., Zhang, Q., Zhou, T., 2021. Hotter and drier climate made the Mediterranean Europe and Northern Africa region a shrubbier landscape. *Oecologia* 197, 1111–1126. <https://doi.org/10.1007/s00442-021-05041-3>
- FAO, 2025. Water efficiency, productivity and sustainability in the NENA region (WEPS-NENA). Rome: Food and Agriculture Organization.
- Fathalli, A., 2012. Caractérisation moléculaire et étude du potentiel toxique des souches de cyanobactéries isolées à partir des retenues de barrages de la Tunisie : Cas de la retenue du barrage Bir M'cherga (PhD thesis). Université de Carthage, Tunisia.
- Fathalli, A., Ben Rejeb Jenhani, A., Moreira, C., Saker, M., Romdhane, M., Vasconcelos, V., 2010. First observation of the toxic and invasive cyanobacterium species *Cylindrospermopsis raciborskii* in Tunisian freshwaters. Toxicity assessment and molecular characterization.
- Fathalli, A., Jenhani, A.B.R., Moreira, C., Azevedo, J., Welker, M., Romdhane, M., Antunes, A., Vasconcelos, V., 2011. Genetic variability of the invasive cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* from Bir M'cherga reservoir (Tunisia). *Arch Microbiol* 193, 595–604. <https://doi.org/10.1007/s00203-011-0704-y>
- Feng, G., Visser, P.M., Huisman, J., Verspagen, J.M.H., 2025. Rising temperature accelerates buoyancy regulation and vertical migration of the bloom-forming cyanobacterium *Microcystis*. *Water Research* 286, 124259. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2025.124259>
- Gaillard, R., Perroud, M., Goyette, S., Kasparian, J., 2022. Multi-column modelling of lake Geneva for climate applications. *Sci Rep* 12, 353. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-04061-6>
- Gal, G., Hipsey, M.R., Parparov, A., Wagner, U., Makler, V., Zohary, T., 2009. Implementation of ecological modeling as an effective management and investigation tool: Lake

- Kinneret as a case study. *Ecological Modelling* 220, 1697–1718. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.04.010>
- García-Nieto, A.P., Geijzendorffer, I.R., Baró, F., Roche, P.K., Bondeau, A., Cramer, W., 2018. Impacts of urbanization around Mediterranean cities: Changes in ecosystem service supply. *Ecological Indicators* 91, 589–606. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.082>
- Ghane, A., Boegman, L., 2025. Vertical Mixing, Light Penetration and Phosphorus Cycling Regulate Seasonal Algae Blooms in an Ice-Covered Dimictic Lake. *JGR Biogeosciences* 130, e2024JG008258. <https://doi.org/10.1029/2024JG008258>
- Giannakopoulos, C., Le Sager, P., Bindi, M., Moriondo, M., Kostopoulou, E., Goodess, C.M., 2009. Climatic changes and associated impacts in the Mediterranean resulting from a 2 °C global warming. *Global and Planetary Change* 68, 209–224. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2009.06.001>
- Giorgi, F., Lionello, P., 2008. Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and Planetary Change* 63, 90–104. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2007.09.005>
- Godden, L., Ison, R.L., Wallis, P.J., 2011. Water Governance in a Climate Change World: Appraising Systemic and Adaptive Effectiveness. *Water Resour Manage* 25, 3971–3976. <https://doi.org/10.1007/s11269-011-9902-2>
- Grard, A., Everbecq, E., Magermans, P., Bourouag, M., Delière, 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>
- Guinot, V., Gourbesville, P., 2003. Calibration of physically based models: back to basics? *Journal of Hydroinformatics* 5, 233–244. <https://doi.org/10.2166/hydro.2003.0020>
- Guo, Z., Boeing, W.J., Borgomeo, E., Xu, Y., Weng, Y., 2021. Linking reservoir ecosystems research to the sustainable development goals. *Science of The Total Environment* 781, 146769. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146769>
- Gupta, V., Ratha, S.K., Sood, A., Chaudhary, V., Prasanna, R., 2013. New insights into the biodiversity and applications of cyanobacteria (blue-green algae)—Prospects and challenges. *Algal Research* 2, 79–97. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2013.01.006>
- Hamilton, D.P., Schladow, S.G., 1997. Prediction of water quality in lakes and reservoirs. Part I — Model description. *Ecological Modelling* 96, 91–110. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(96\)00062-2](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(96)00062-2)
- Harmanny, K.S., Malek, Ž., 2019. Adaptations in irrigated agriculture in the Mediterranean region: an overview and spatial analysis of implemented strategies. *Reg Environ Change* 19, 1401–1416. <https://doi.org/10.1007/s10113-019-01494-8>
- Hingray, B., Picouet, C., Musy, A., 2009. *Hydrologie 2. Une science pour l'ingénieur*.
- Hipsey, M.R., 2007. Water quality modelling of west Seti hydropower reservoir using DYRESM-CAEDYM.
- Hipsey, M.R., Bruce, L.C., Boon, C., Busch, B., Carey, C.C., Hamilton, D.P., Hanson, P.C., Read, J.S., De Sousa, E., Weber, M., Winslow, L.A., 2019. A General Lake Model (GLM 3.0) for linking with high-frequency sensor data from the Global Lake Ecological Observatory Network (GLEON). *Geosci. Model Dev.* 12, 473–523. <https://doi.org/10.5194/gmd-12-473-2019>
- Hipsey, M.R., Bruce, L.C., Hamilton, D.P., 2012. GLM-FABM - Model Overview and User Documentation. The University of Western Australia Technical Manual.
- Hu, G., Zhang, Q., 2019. Joint effects of five environmental factors on the growth of cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Water Quality Research Journal* 54, 79–87. <https://doi.org/10.2166/wcc.2018.255>

- Humbert, J.-F., 2014. Suivi et modélisation de la dynamique des cyanobactéries dans les lacs urbains au sein de leur bassin versant.
- Hunzinger., 1968. Etude pédologique de l'U.R.D du haut Joux. Sous-secretariat d'état à l'agriculture, Direction HER-service pédologique.
- Iglesias, A., Garrote, L., Flores, F., Moneo, M., 2007. Challenges to Manage the Risk of Water Scarcity and Climate Change in the Mediterranean. *Water Resour Manage* 21, 775–788. <https://doi.org/10.1007/s11269-006-9111-6>
- Igwaran, A., Kayode, A.J., Moloantso, K.M., Khetsha, Z.P., Unuofin, J.O., 2024. Cyanobacteria Harmful Algae Blooms: Causes, Impacts, and Risk Management. *Water Air Soil Pollut* 235, 71. <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06782-y>
- INM, 2022. Base de données de la situation climatologique des stations météorologiques du Joux.
- IPCC, 2021. *Climate Change 2021: The Physical Science Basis*. Cambridge University Press.
- Ishikawa, K., Kumagai, M., Vincent, W.F., Tsujimura, S., Nakahara, H., 2002. Transport and accumulation of bloom-forming cyanobacteria in a large, mid-latitude lake: the gyre-Microcystis hypothesis. *Limnology* 3, 87–96. <https://doi.org/10.1007/s102010200010>
- Ishikawa, M., Gonzalez, W., Golyjeswski, O., Sales, G., Rigotti, J.A., Bleninger, T., Mannich, M., Lorke, A., 2022. Effects of dimensionality on the performance of hydrodynamic models for stratified lakes and reservoirs. *Geosci. Model Dev.* 15, 2197–2220. <https://doi.org/10.5194/gmd-15-2197-2022>
- Jenhani, A.B.R., Fathalli, A., Djemali, I., Changeux, T., Romdhane, M.S., 2019. Tunisian reservoirs: diagnosis and biological potentialities. *Aquat. Living Resour.* 32, 17. <https://doi.org/10.1051/alr/2019014>
- Jungblut, A.D., 2022. Ecology and Biogeography of the Cyanobacteria, in: Whitman, W.B. (Ed.), *Bergey's Manual of Systematics of Archaea and Bacteria*. Wiley, pp. 1–11. <https://doi.org/10.1002/9781118960608.bm00037>
- Kankaala, P., Huotari, J., Peltomaa, E., Saloranta, T., Ojala, A., 2006. Methanotrophic activity in relation to methane efflux and total heterotrophic bacterial production in a stratified, humic, boreal lake. *Limnol. Oceanogr.* 51, 1195–1204. <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.2.1195>
- Kevern, N.R., King, D.L., Ring, R., 2011. Lake Classification Systems 1–5.
- Kimmel, B.L., Groeger, A.W., 1984. FACTORS CONTROLLING PRIMARY PRODUCTION IN LAKES AND RESERVOIRS: A PERSPECTIVE. *Lake and Reservoir Management* 1, 277–281. <https://doi.org/10.1080/07438148409354524>
- Kramer, B.J., Turk-Kubo, K., Zehr, J.P., Gobler, C.J., 2024. Intensification of harmful cyanobacterial blooms in a eutrophic, temperate lake caused by nitrogen, temperature, and CO₂. *Science of The Total Environment* 915, 169885. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.169885>
- Kuo, J.-T., Lung, W.-S., Yang, C.-P., Liu, W.-C., Yang, M.-D., Tang, T.-S., 2006. Eutrophication modelling of reservoirs in Taiwan. *Environmental Modelling & Software* 21, 829–844. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2005.03.006>
- Ladwig, R., Hanson, P.C., Dugan, H.A., Carey, C.C., Zhang, Y., Shu, L., Duffy, C.J., Cobourn, K.M., 2021. Lake thermal structure drives interannual variability in summer anoxia dynamics in a eutrophic lake over 37 years. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 25, 1009–1032. <https://doi.org/10.5194/hess-25-1009-2021>
- Lapage, S.P., Sneath, P., Lessel, E., Skerman, V., Seeliger, H., cLARK, wa, 1992. *International Code of Nomenclature of Bacteria: Bacteriological code, 1990 Revision*. American Society for Microbiology, Washington.
- Lavoie, I., Laurion, I., Warren, A., Vincent, W., 2007. LES FLEURS D'EAU DE CYANOBACTÉRIES Revue de littérature.

- Leach, T.H., Beisner, B.E., Carey, C.C., Pernica, P., Rose, K.C., Huot, Y., Brentrup, J.A., Domaizon, I., Grossart, H., Ibelings, B.W., Jacquet, S., Kelly, P.T., Rusak, J.A., Stockwell, J.D., Straile, D., Verburg, P., 2018. Patterns and drivers of deep chlorophyll maxima structure in 100 lakes: The relative importance of light and thermal stratification. *Limnology & Oceanography* 63, 628–646. <https://doi.org/10.1002/lno.10656>
- Leech, D.M., Pollard, A.I., Labou, S.G., Hampton, S.E., 2018. Fewer blue lakes and more murky lakes across the continental U.S.: Implications for planktonic food webs. *Limnology & Oceanography* 63, 2661–2680. <https://doi.org/10.1002/lno.10967>
- Lewis, J., W, M., 1983. A Revised Classification of Lakes Based on Mixing 1779–1787.
- Limam, A., 2003. Contribution à l'étude des conditions du milieu et des peuplements phytoplanctoniques des eaux de la retenue du barrage Joumine en relation avec le réseau de distribution (Diplôme d'Etudes Approfondies INAT.). Université de Carthage.
- Lionello, P., Abrantes, F., Gacic, M., Planton, S., Trigo, R., Ulbrich, U., 2014. The climate of the Mediterranean region: research progress and climate change impacts. *Reg Environ Change* 14, 1679–1684. <https://doi.org/10.1007/s10113-014-0666-0>
- Lionello, P., Scarascia, L., 2018. The relation between climate change in the Mediterranean region and global warming. *Reg Environ Change* 18, 1481–1493. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1290-1>
- Liu, Miao, Zhang, Yunlin, Shi, K., Melack, J., Zhang, Yibo, Zhou, Y., Zhu, M., Zhu, G., Wu, Z., Liu, Mingliang, 2020. Spatial Variations of Subsurface Chlorophyll Maxima During Thermal Stratification in a Large, Deep Subtropical Reservoir. *JGR Biogeosciences* 125, e2019JG005480. <https://doi.org/10.1029/2019JG005480>
- Long, L., Ji, D., Liu, D., Yang, Z., Lorke, A., 2019. Effect of Cascading Reservoirs on the Flow Variation and Thermal Regime in the Lower Reaches of the Jinsha River. *Water* 11, 1008. <https://doi.org/10.3390/w11051008>
- López-Ballesteros, A., Trolle, D., Srinivasan, R., Senent-Aparicio, J., 2023. Assessing the effectiveness of potential best management practices for science-informed decision support at the watershed scale: The case of the Mar Menor coastal lagoon, Spain. *Science of The Total Environment* 859, 160144. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160144>
- Los, F.J., Villars, M.T., Van Der Tol, M.W.M., 2008. A 3-dimensional primary production model (BLOOM/GEM) and its applications to the (southern) North Sea (coupled physical–chemical–ecological model). *Journal of Marine Systems* 74, 259–294. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2008.01.002>
- Lürling, M., Mello, M.M.E., Van Oosterhout, F., De Senerpont Domis, L., Marinho, M.M., 2018. Response of Natural Cyanobacteria and Algae Assemblages to a Nutrient Pulse and Elevated Temperature. *Front. Microbiol.* 9, 1851. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.01851>
- Madani, M., Seth, R., Leon, L.F., Valipour, R., McCrimmon, C., 2020. Three dimensional modelling to assess contributions of major tributaries to fecal microbial pollution of lake St. Clair and Sandpoint Beach. *Journal of Great Lakes Research* 46, 159–179. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2019.12.005>
- Mammou, A.B., Louati, M.H., 2007. Évolution temporelle de l'envasement des retenues de barrages de Tunisie. *rseau* 20, 201–210. <https://doi.org/10.7202/015813ar>
- MARH, 2019. ELABORATION DE LA VISION ET DE LA STRATEGIE DU SECTEUR DE L'EAU A L'HORIZON 2050 POUR LA TUNISIE « EAU 2050 ».
- MARH BPEH, 2022. Elaboration de la vision et de la stratégie du secteur de l'eau à l'horizon 250 pour la Tunisie <<Eau 2050>>. Etape 3: Réalisation des Etudes Prospectives Multithématiques et Etablissement de Modèles Prévisionnels Offre-Demande (Bilans).

- Mariotti, A., Pan, Y., Zeng, N., Alessandri, A., 2015. Long-term climate change in the Mediterranean region in the midst of decadal variability. *Clim Dyn* 44, 1437–1456. <https://doi.org/10.1007/s00382-015-2487-3>
- McGowan, S., 2023. Harmful algal blooms, in: *Biological and Environmental Hazards, Risks, and Disasters*. Elsevier, pp. 9–53. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820509-9.00002-2>
- Mendhekar, S.V., 2023. Cyanobacteria: Isolation, Purification and Principles. *ijcsrr* 06. <https://doi.org/10.47191/ijcsrr/V6-i4-50>
- Mesquita, M.C.B., Prestes, A.C.C., Gomes, A.M.A., Marinho, M.M., 2020. Direct Effects of Temperature on Growth of Different Tropical Phytoplankton Species. *Microb Ecol* 79, 1–11. <https://doi.org/10.1007/s00248-019-01384-w>
- Minns, C.K., Hurley, D.A., Nicholls, K.H., Kanada (Eds.), 1986. Project Quinte: point-source phosphorus control and ecosystem response in the Bay of Quinte, Lake Ontario, Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences. Minister of Supply and Services Canada, Ottawa.
- Mohamed, M.A.E.-H., Moursy, F.I., Darrag, M.H., El-Mahdy, M.E.-S., 2023. Assessment of long-term trends and mapping of drought events in Tunisia. *Scientific African* 21, e01766. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2023.e01766>
- Mohanty, B., Majedi, S.M., Pavagadhi, S., Te, S.H., Boo, C.Y., Gin, K.Y.-H., Swarup, S., 2022. Effects of Light and Temperature on the Metabolic Profiling of Two Habitat-Dependent Bloom-Forming Cyanobacteria. *Metabolites* 12, 406. <https://doi.org/10.3390/metabo12050406>
- Montagud, D., 2023. Relationship Between Water Quality and Phytoplankton in Reservoirs of the Ebro Basin (Spain) During the Period of 2010–2015. <https://doi.org/10.20944/preprints202312.1510.v1>
- Mooij, W.M., Hülsmann, S., De Senerpont Domis, L.N., Nolet, B.A., Bodelier, P.L.E., Boers, P.C.M., Pires, L.M.D., Gons, H.J., Ibelings, B.W., Noordhuis, R., Portielje, R., Wolfstein, K., Lammens, E.H.R.R., 2005. The impact of climate change on lakes in the Netherlands: a review. *Aquat Ecol* 39, 381–400. <https://doi.org/10.1007/s10452-005-9008-0>
- Mooij, W.M., Trolle, D., Jeppesen, E., Arhonditsis, G., Belolipetsky, P.V., Chitamwebwa, D.B.R., Degermendzhy, A.G., DeAngelis, D.L., De Senerpont Domis, L.N., Downing, A.S., Elliott, J.A., Fragoso, C.R., Gaedke, U., Genova, S.N., Gulati, R.D., Håkanson, L., Hamilton, D.P., Hipsey, M.R., ‘T Hoen, J., Hülsmann, S., Los, F.H., Makler-Pick, V., Petzoldt, T., Prokopkin, I.G., Rinke, K., Schep, S.A., Tominaga, K., Van Dam, A.A., Van Nes, E.H., Wells, S.A., Janse, J.H., 2010. Challenges and opportunities for integrating lake ecosystem modelling approaches. *Aquat Ecol* 44, 633–667. <https://doi.org/10.1007/s10452-010-9339-3>
- Morales-Marin, L.A., Carr, M., Sadeghian, A., Lindenschmidt, K.E., 2021. Climate change effects on the thermal stratification of Lake Diefenbaker, a large multi-purpose reservoir. *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques* 46, 1–16. <https://doi.org/10.1080/07011784.2020.1854120>
- Moreira, C., Vasconcelos, V., Antunes, A., 2022. Cyanobacterial Blooms: Current Knowledge and New Perspectives. *Earth* 3, 127–135. <https://doi.org/10.3390/earth3010010>
- Mouelhi, S., 2000. Etude écologique de la retenue de Sidi Salem : Aspects physico-chimiques des eaux et dynamique des peuplements zooplanctoniques. Thèse de doctorat en sciences biologiques, université de Tunis II.
- Müller, L.M., Bahn, M., Weidle, M., Leitingner, G., In ‘T Zandt, D., 2024. Recurrent drought increases grassland community seasonal synchrony. <https://doi.org/10.1101/2024.01.29.577778>

- Naumann, E., 1932. Grundzuge der regionalen Limnologie, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. ed.
- Navarra, A., Tubiana, L. (Eds.), 2013. Regional Assessment of Climate Change in the Mediterranean: Volume 1: Air, Sea and Precipitation and Water, Advances in Global Change Research. Springer Netherlands, Dordrecht. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-5781-3>
- Neuveux, J., 1974. Recherche sur la chlorophylle a et à la phétophytinea en milieu oligotrophe et en milieu eutrophe (Méditerranée) (Thèse de 3^{ème} cycle). Univ. Paris 6.
- Nikolaidis, N.P., Demetropoulou, L., Froebrich, J., Jacobs, C., Gallart, F., Prat, N., Porto, A.L., Campana, C., Papadoulakis, V., Skoulikidis, N., Davy, T., Bidoglio, G., Bouraoui, F., Kirkby, M., Tournoud, M.-G., Polesello, S., Barberá, G.G., Cooper, D., Gomez, R., Sánchez-Montoya, M.D.M., Latron, J., De Girolamo, A.M., Perrin, J.-L., 2013. Towards sustainable management of Mediterranean river basins: policy recommendations on management aspects of temporary streams. *Water Policy* 15, 830–849. <https://doi.org/10.2166/wp.2013.158>
- Nistor, M.-M., 2021. Introduction: overview of current climate and land use challenges in the environmental space, in: *Climate and Land Use Impacts on Natural and Artificial Systems*. Elsevier, pp. 1–9. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822184-6.00012-0>
- Nojavan A., F., Kreakie, B.J., Hollister, J.W., Qian, S.S., 2019. Rethinking the lake trophic state index. *PeerJ* 7, e7936. <https://doi.org/10.7717/peerj.7936>
- Noto, L.V., Cipolla, G., Pumo, D., Francipane, A., 2023. Climate Change in the Mediterranean Basin (Part II): A Review of Challenges and Uncertainties in Climate Change Modeling and Impact Analyses. *Water Resour Manage* 37, 2307–2323. <https://doi.org/10.1007/s11269-023-03444-w>
- OCDE, 1982. Eutrophisation des eaux, méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. Paris.
- Onagri, 2020.
- Oreskes, N., Shrader-Frechette, K., Belitz, K., 1994. Verification, Validation, and Confirmation of Numerical Models in the Earth Sciences. *Science* 263, 641–646. <https://doi.org/10.1126/science.263.5147.641>
- OUAKAD, M., 1982. Évolution sédimentologique et caractères géochimiques des dépôts récents de la Garaât Ichkeul (Tunisie septentrionale). Université de Perpignan.
- Overman, C., Wells, S., 2022. Modeling Cyanobacteria Vertical Migration. *Water* 14, 953. <https://doi.org/10.3390/w14060953>
- Paerl, H.W., Bland, P.T., Bowles, N.D., Haibach, M.E., 1985. Adaptation to High-Intensity, Low-Wavelength Light among Surface Blooms of the Cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Appl Environ Microbiol* 49, 1046–1052. <https://doi.org/10.1128/aem.49.5.1046-1052.1985>
- Paerl, H.W., Huisman, J., 2009. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environ Microbiol Rep* 1, 27–37. <https://doi.org/10.1111/j.1758-2229.2008.00004.x>
- Paerl, H.W., Millie, D.F., 1996. Physiological ecology of toxic aquatic cyanobacteria. *Phycologia* 35, 160–167. <https://doi.org/10.2216/i0031-8884-35-6S-160.1>
- Pastorok, R.A., Bartell, S.M., Ferson, S., Ginzburg, L.R., 2001. Ecological Modeling in Risk Assessment: Chemical Effects on Populations, Ecosystems, and Landscapes.
- Pätynen, A., Elliott, J.A., Kiuru, P., Sarvala, J., Ventelä, A.-M., Jones, R.I., 2014. Modelling the impact of higher temperature on the phytoplankton of a boreal lake 19.
- Pérez-Martín, M.Á., 2023. Understanding Nutrient Loads from Catchment and Eutrophication in a Salt Lagoon: The Mar Menor Case. *Water* 15, 3569. <https://doi.org/10.3390/w15203569>

- Petzoldt, T., Uhlmann, D., 2006. Nitrogen emissions into freshwater ecosystems: is there a need for nitrate elimination in all wastewater treatment plants? *Acta hydrochim. hydrobiol.* 34, 305–324. <https://doi.org/10.1002/aheh.200500638>
- Pjevac, P., Korlević, M., Berg, J.S., Bura-Nakić, E., Ciglencčki, I., Amann, R., Orlić, S., 2015. Community Shift from Phototrophic to Chemotrophic Sulfide Oxidation following Anoxic Holomixis in a Stratified Seawater Lake. *Appl Environ Microbiol* 81, 298–308. <https://doi.org/10.1128/AEM.02435-14>
- Polazzo, F., Domisch, S., Flörke, M., Rico, A., 2024. A modelling approach to assess climate change impacts on taxonomic and functional diversity of European stream macroinvertebrates: Implications for water quality monitoring. *Ecological Indicators* 166, 112404. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112404>
- Pourriot, R., Meybeck, M., 1995. *Limnologie générale*, Collection Ecologie. Masson, Paris.
- Rabouille, S., Staal, M., Stal, L.J., Soetaert, K., 2006. Modeling the Dynamic Regulation of Nitrogen Fixation in the Cyanobacterium *Trichodesmium* sp. *Appl Environ Microbiol* 72, 3217–3227. <https://doi.org/10.1128/AEM.72.5.3217-3227.2006>
- Reynolds, C., 2006. The ecology of phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge:
- Reynolds, C.S., 1981. On the annual cycle of the blue-green alga *Microcystis Aeruginosa* Kütz. Emend. Elenkin. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 293, 419–477. <https://doi.org/10.1098/rstb.1981.0081>
- Reynolds, C.S., Irish, A.E., Elliott, J.A., 2001. The ecological basis for simulating phytoplankton responses to environmental change (PROTECH). *Ecological Modelling* 140, 271–291. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00330-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00330-1)
- Reynolds, C.S., Walsby, A.E., 1975. WATER-BLOOMS. *Biological Reviews* 50, 437–481. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1975.tb01060.x>
- Riley, M.J., Stefan, H.G., 1998. Minlake: A dynamic lake water quality simulation model. *Ecological Modelling*.
- Robarts, R.D., Zohary, T., 1987. Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 21, 391–399. <https://doi.org/10.1080/00288330.1987.9516235>
- Robson, B.J., Hamilton, D.P., 2004. Three-dimensional modelling of a *Microcystis* bloom event in the Swan River estuary, Western Australia. *Ecological Modelling* 174, 203–222. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.01.006>
- Salençon, M.-J., 1997. Study of the thermal dynamics of two dammed lakes (Pareloup and Rochebut, France), using the EOLE model. *Ecological Modelling* 104, 15–38. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(97\)00105-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(97)00105-1)
- Salençon, M.-J., Thébault, J.-M., 1996. Simulation model of a mesotrophic reservoir (Lac de Pareloup, France): melodia, an ecosystem reservoir management model. *Ecological Modelling* 84, 163–187. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(94\)00141-3](https://doi.org/10.1016/0304-3800(94)00141-3)
- Salençon, M.-J., Thébault, J.-M., 1994. Démarche de modélisation d'un écosystème lacustre : application au Lac de Pareloup. *Hydroécol. Appl.* 6, 315–327. <https://doi.org/10.1051/hydro:1994015>
- Saloranta, T.M., Andersen, T., 2007. MyLake—A multi-year lake simulation model code suitable for uncertainty and sensitivity analysis simulations. *Ecological Modelling* 207, 45–60. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.03.018>
- Saloranta, T.M., Forsius, M., Järvinen, M., Arvola, L., 2009. Impacts of projected climate change on the thermodynamics of a shallow and a deep lake in Finland: model simulations and Bayesian uncertainty analysis. *Hydrology Research* 40, 234–248. <https://doi.org/10.2166/nh.2009.030>
- Schmidt, S.R., Gerten, D., Hintze, T., Lischeid, G., Livingstone, D.M., Adrian, R., 2018. Temporal and spatial scales of water temperature variability as an indicator for mixing

- in a polymictic lake. *Inland Waters* 8, 82–95. <https://doi.org/10.1080/20442041.2018.1429067>
- 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>
- Skowron, R., 2009. Criteria of Thermal Classifications of Lakes. *Bulletin of Geography. Physical Geography Series* 2, 89–105. <https://doi.org/10.2478/bgeo-2009-0014>
- Slimani, M., Cudennec, C., Feki, H., 2007. Structure du gradient pluviométrique de la transition Méditerranée–Sahara en Tunisie: déterminants géographiques et saisonnalité / *Structure of the rainfall gradient in the Mediterranean–Sahara transition in Tunisia: geographical determinants and seasonality*. *Hydrological Sciences Journal* 52, 1088–1102. <https://doi.org/10.1623/hysj.52.6.1088>
- Smith, R., 2015. Directive 2008/94/EC of the European Parliament and of the Council of 22 October 2008, in: *Core EU Legislation*. Macmillan Education UK, London, pp. 423–426. https://doi.org/10.1007/978-1-137-54482-7_44
- Smith, V.H., 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environ Sci & Pollut Res* 10, 126–139. <https://doi.org/10.1065/espr2002.12.142>
- Smith, V.H., 1990. Effects of Nutrients and Non-algal Turbidity on Blue-green Algal Biomass in Four North Carolina Reservoirs. *Lake and Reservoir Management* 6, 125–131. <https://doi.org/10.1080/074381490009354702>
- Smith, V.H., 1986. Light and nutrient effects on the relative biomass of blue-green algae in lake phytoplankton 148–153.
- Smith, V.H., Schindler, D.W., 2009. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology & Evolution* 24, 201–207. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>
- Smits, J.G.C., Van Beek, J.K.L., 2013. ECO: A Generic Eutrophication Model Including Comprehensive Sediment-Water Interaction. *PLoS ONE* 8, e68104. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0068104>
- Sommer, U., Adrian, R., De Senerpont Domis, L., Elser, J.J., Gaedke, U., Ibelings, B., Jeppesen, E., Lürling, M., Molinero, J.C., Mooij, W.M., Van Donk, E., Winder, M., 2012. Beyond the Plankton Ecology Group (PEG) Model: Mechanisms Driving Plankton Succession. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 43, 429–448. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110411-160251>
- Sotton, B., Guillard, J., Anneville, O., Maréchal, M., Savichtcheva, O., Domaizon, I., 2014. Trophic transfer of microcystins through the lake pelagic food web: Evidence for the role of zooplankton as a vector in fish contamination. *Science of The Total Environment* 466–467, 152–163. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.020>
- Soullignac, F., Vinçon-Leite, B., Lemaire, B.J., Scarati Martins, J.R., Bonhomme, C., Dubois, P., Mezemate, Y., Tchiguirinskaia, I., Schertzer, D., Tassin, B., 2017. Performance Assessment of a 3D Hydrodynamic Model Using High Temporal Resolution Measurements in a Shallow Urban Lake. *Environ Model Assess* 22, 309–322. <https://doi.org/10.1007/s10666-017-9548-4>
- Swanner, E.D., Harding, C., Akam, S.A., Lascu, I., Ledesma, G., Poudel, P., Sun, H., Duncanson, S., Bandy, K., Branham, A., Bryant-Tapper, L., Conwell, T., Jamison, O., Netz, L., 2024. Thermal stratification and meromixis in four dilute temperate zone lakes. *Biogeosciences* 21, 1549–1562. <https://doi.org/10.5194/bg-21-1549-2024>
- Thébault, J.-M., Salençon, M.-J., 1993. Simulation model of a mesotrophic reservoir (Lac de Pareloup, France): biological model. *Ecological Modelling* 65, 1–30. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(93\)90124-B](https://doi.org/10.1016/0304-3800(93)90124-B)
- Thienemann, A., 1926. Tropische Seen und Seetypenlehre. *Verh. Internat* 69–71.

- Thomas, R., Meybeck, M., Beim, A., 1996. Lakes. In Water quality assessments - A guide to use Biota, Sediments and water in Environmental Monitoring.
- Thornton, J.A., 1987. ASPECTS OF EUTROPHICATION MANAGEMENT IN TROPICAL/SUB-TROPICAL REGIONS. *Journal of the Limnological Society of Southern Africa* 13, 25–43. <https://doi.org/10.1080/03779688.1987.9634541>
- Tong, S.T.Y., Chen, W., 2002. Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environmental Management* 66, 377–393. <https://doi.org/10.1006/jema.2002.0593>
- Tramblay, Y., Koutroulis, A., Samaniego, L., Vicente-Serrano, S.M., Volaire, F., Boone, A., Le Page, M., Llasat, M.C., Albergel, C., Burak, S., Cailleret, M., Kalin, K.C., Davi, H., Dupuy, J.-L., Greve, P., Grillakis, M., Hanich, L., Jarlan, L., Martin-StPaul, N., Martínez-Vilalta, J., Mouillot, F., Pulido-Velazquez, D., Quintana-Seguí, P., Renard, D., Turco, M., Türkeş, M., Trigo, R., Vidal, J.-P., Vilagrosa, A., Zribi, M., Polcher, J., 2020. Challenges for drought assessment in the Mediterranean region under future climate scenarios. *Earth-Science Reviews* 210, 103348. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103348>
- Trolle, D., Hamilton, D.P., Hipsey, M.R., Bolding, K., Bruggeman, J., Mooij, W.M., Janse, J.H., Nielsen, A., Jeppesen, E., Elliott, J.A., Makler-Pick, V., Petzoldt, T., Rinke, K., Flindt, M.R., Arhonditsis, G.B., Gal, G., Bjerring, R., Tominaga, K., Hoen, J., Downing, A.S., Marques, D.M., Fragoso, C.R., Søndergaard, M., Hanson, P.C., 2012. A community-based framework for aquatic ecosystem models. *Hydrobiologia* 683, 25–34. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0957-0>
- Trolle, D., Hamilton, D.P., Pilditch, C.A., Duggan, I.C., Jeppesen, E., 2011. Predicting the effects of climate change on trophic status of three morphologically varying lakes: Implications for lake restoration and management. *Environmental Modelling & Software* 26, 354–370. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.08.009>
- Turki, S., 2002. Contribution à l'étude bio-écologique des rotifères, cladocères, copépodes des eaux continentales tunisiennes et dynamique saisonnière du zooplancton de la retenue de barrage Bir M'cherga.
- United Nations Environment Programme, 2000. Newsletter and Technical Publications: Lakes and Reservoirs - Similarities, Differences and Importance.
- Utermöhl, H., 1958. On the perfection of quantitative phytoplankton method. *Int. Ass. Theo. Appl. Limnol. commun.* 9, 1-38.
- Vilar, M.C.P., Da Costa Pena Rodrigues, T.F., Da Silva Ferrão-Filho, A., De Oliveira E Azevedo, S.M.F., 2021. Grazer-Induced Chemical Defense in a Microcystin-Producing *Microcystis aeruginosa* (Cyanobacteria) Exposed to *Daphnia gessneri* Infochemicals. *J Chem Ecol* 47, 847–858. <https://doi.org/10.1007/s10886-021-01315-5>
- Vinçon-Leite, B., Mouchel, J.M., Tassin, B., 2005. Modélisation de l'évolution thermique saisonnière du lac du Bourget. *rsseau* 2, 483–510. <https://doi.org/10.7202/705040ar>
- Vollenweider, R.A., 1969. A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. I.B.P. Handbook N°12, Blackwell, Oxf. Et Edin.
- Walsby, A.E., Hayes, P.K., Boje, R., 1995. The gas vesicles, buoyancy and vertical distribution of cyanobacteria in the Baltic Sea. *European Journal of Phycology* 30, 87–94. <https://doi.org/10.1080/09670269500650851>
- Wang, L., Liu, J., Bao, Z., Ma, X., Shen, H., Xie, P., Chen, J., 2024. Thermocline stratification favors phytoplankton spatial overlap and species diversity in a subtropical deep reservoir. *Science of The Total Environment* 913, 169712. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169712>

- Wang, M., Bian, W., Qi, X., He, D., Lu, H., Yang, L., 2024. Cycles of solar ultraviolet radiation favor periodic expansions of cyanobacterial blooms in global lakes. *Water Research* 255, 121471. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121471>
- Wang, X., Wang, W., He, Y., Zhang, S., Huang, W., Woolway, R.I., Shi, K., Yang, X., 2023. Numerical simulation of thermal stratification in Lake Qiandaohu using an improved WRF-Lake model. *Journal of Hydrology* 618, 129184. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129184>
- Watkins, L., McGrattan, S., Sullivan, P.J., Walter, M.T., 2019. The effect of dams on river transport of microplastic pollution. *Science of The Total Environment* 664, 834–840. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.028>
- Watson, S.B., McCauley, E., Downing, J.A., 1997. Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of differing nutrient status. *Limnol. Oceanogr.* 42, 487–495. <https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.3.0487>
- Weirich, C.A., Robertson, D.M., Miller, T.R., 2019. Physical, biogeochemical, and meteorological factors responsible for interannual changes in cyanobacterial community composition and biovolume over two decades in a eutrophic lake. *Hydrobiologia* 828, 165–182. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3810-x>
- Weisse, T., 2008. Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams. *Journal of Plankton Research* 30, 489–490. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbn013>
- Wells, M.G., Troy, C.D., 2022. Surface Mixed Layers in Lakes, in: *Encyclopedia of Inland Waters*. Elsevier, pp. 546–561. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819166-8.00126-2>
- Whitton, B.A., Potts, M. (Eds.), 2002. *The Ecology of Cyanobacteria*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. <https://doi.org/10.1007/0-306-46855-7>
- Williamson, C.E., Saros, J.E., Vincent, W.F., Smol, J.P., 2009. Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change. *Limnology & Oceanography* 54, 2273–2282. https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2273
- WL/Delft Hydraulics, 2001. *Delft3D-FLOW User Manual*.
- Woolway, R.I., Kraemer, B.M., Lenters, J.D., Merchant, C.J., O'Reilly, C.M., Sharma, S., 2020. Global lake responses to climate change. *Nat Rev Earth Environ* 1, 388–403. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0067-5>
- Woolway, R.I., Merchant, C.J., 2019. Worldwide alteration of lake mixing regimes in response to climate change. *Nat. Geosci.* 12, 271–276. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0322-x>
- Woolway, R.I., Sharma, S., Smol, J.P., 2022. Lakes in Hot Water: The Impacts of a Changing Climate on Aquatic Ecosystems. *BioScience* 72, 1050–1061. <https://doi.org/10.1093/biosci/biac052>
- Wu, X., Kong, F., Zhang, M., 2011. Photoinhibition of colonial and unicellular *Microcystis* cells in a summer bloom in Lake Taihu. *Limnology* 12, 55–61. <https://doi.org/10.1007/s10201-010-0321-5>
- Xu, C., Zhang, J., Bi, X., Xu, Z., He, Y., Gin, K.Y.-H., 2017. Developing an integrated 3D-hydrodynamic and emerging contaminant model for assessing water quality in a Yangtze Estuary Reservoir. *Chemosphere* 188, 218–230. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.121>
- Xue, K., Ma, R., Shen, M., Wu, J., Hu, M., Guo, Y., Cao, Z., Xiong, J., 2023. Horizontal and vertical migration of cyanobacterial blooms in two eutrophic lakes observed from the GOCI satellite. *Water Research* 240, 120099. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120099>
- Yaghouti, M., Heidarzadeh, N., Ulloa, H.N., Nakhaei, N., 2023. The impacts of climate change on thermal stratification and dissolved oxygen in the temperate, dimictic Mississippi Lake, Ontario 75, 102087.

- Yaseen, T., Bhat, S.U., 2021. Assessing the Nutrient Dynamics in a Himalayan Warm Monomictic Lake. *Water Air Soil Pollut* 232, 111. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05054-x>
- Yeates, P.S., Imberger, J., 2003. Pseudo two-dimensional simulations of internal and boundary fluxes in stratified lakes and reservoirs 297–319.
- Yoo, R.S., 1995. Cyanobacterial (blue-green algal) toxins: a resource guide. American Water Works Association.
- Yue, Z., Chen, Y., Wu, Z., Cheng, X., Bao, Z., Deng, X., Shen, H., Liu, J., Xie, P., Chen, J., 2024. Thermal stratification controls taste and odour compounds by regulating the phytoplankton community in a large subtropical water source reservoir (Xin'anjiang Reservoir). *Journal of Hazardous Materials* 466, 133539. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.133539>
- Zhang, B., Recknagel, F., 2008. Process-based Simulation Library SALMO-OO for Lake Ecosystems.
- Zhang, H., Liu, K., Huang, T., Li, N., Si, F., Feng, J., Huang, X., Miao, Y., 2021. Effect of thermal stratification on denitrifying bacterial community in a deep drinking water reservoir. *Journal of Hydrology* 596, 126090. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126090>
- Zhang, J., Kong, J.D., Shi, J., Wang, H., 2021. Phytoplankton Competition for Nutrients and Light in a Stratified Lake: A Mathematical Model Connecting Epilimnion and Hypolimnion. *J Nonlinear Sci* 31, 35. <https://doi.org/10.1007/s00332-021-09693-6>
- Zhang, W., Liu, J., Xiao, Y., Zhang, Y., Yu, Y., Zheng, Z., Liu, Y., Li, Q., 2022. The Impact of Cyanobacteria Blooms on the Aquatic Environment and Human Health. *Toxins* 14, 658. <https://doi.org/10.3390/toxins14100658>
- Zheng, Y., Zhang, X., Zhou, Y., Zhang, Y., Zhang, T., Farmani, R., 2025. Deep representation learning enables cross-basin water quality prediction under data-scarce conditions. *npj Clean Water* 8, 33. <https://doi.org/10.1038/s41545-025-00466-2>