

ÉCOLE DOCTORALE

EMSTU : ENERGIE, MATERIAUX, SCIENCES DE LA TERRE ET DE L'UNIVERS

Laboratoire PRISME / Institut National Agronomique de Tunis

THÈSE EN COTUTELLE INTERNATIONALE présentée par :

Saber HAMMAMI

Soutenue le : 12 décembre 2025

Pour obtenir le grade de :

**Docteur de l'Université d'Orléans
et de l'Université de Carthage**

Discipline/ Spécialité : Physique/ Mécanique des fluides

**Hydrodynamique, analyse et caractérisation
du transport particulaire et des polluants
au-dessus de paroi rugueuse ou
végétalisée - impacts environnementaux,
application à la Medjerda**

THÈSE dirigée par :

**M. KOURTA Azeddine
Mme SOUALMIA Amel**

Professeur, HDR, PRISME, Université d'Orléans
Professeur, HDR, INAT, Université de Carthage

RAPPORTEURS :

**M. CHATELLIER Ludovic
M. HERMASSI Taoufik**

Professeur, HDR, ISAE-ENSMA, Poitiers
Professeur, HDR, INRGREF Tunisie

JURY :

**M. HABAIEB Hamadi
M. MAZELLIER Nicolas
M. MOJTABI Abdelkader**

Professeur, HDR, INAT, Université de Carthage Professeur,
HDR, PRISME, Université d'Orléans - **Président du jury**
Professeur, HDR, Université Paul Sabatier Toulouse III

Dédicaces

*« Et ma réussite ne dépend que d'Allah. En Lui je place ma confiance, et c'est
vers Lui que je reviens repentant »*

[Sourate Hud, verset 88]

*À ma mère et à mon père, pour leur amour inestimable, leurs prières sincères et
leur soutien sans limites*

*À ma femme, pour sa patience, sa compréhension et sa force qui m'ont porté
jusqu'au bout.*

*À mes petits anges Dhia, Iyad et Yakin,
qui illuminent ma vie et donnent un sens à chacun de mes efforts.*

Remerciements

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à l'ensemble des membres du jury pour l'honneur qu'ils m'ont fait en acceptant d'évaluer ce travail de thèse. Je remercie tout particulièrement les rapporteurs pour le temps consacré à la lecture attentive de ce manuscrit, ainsi que pour la pertinence et la richesse de leurs remarques et suggestions, qui ont contribué de manière significative à l'amélioration de cette recherche.

Je souhaite adresser mes remerciements les plus sincères à Madame Amel Soualmia, ma directrice de thèse à l'Institut National Agronomique de Tunisie, pour son accompagnement constant, sa bienveillance, sa rigueur scientifique et la confiance qu'elle m'a toujours accordée. Son implication et ses conseils éclairés ont été déterminants tout au long de ce parcours.

Je remercie également Monsieur Azeddine Kourta pour son encadrement scientifique à l'Université d'Orléans, son accueil au sein de son équipe et la qualité de ses orientations, qui ont apporté un éclairage scientifique essentiel à ce travail.

Je remercie également le Directeur de l'Institut National Agronomique de Tunisie pour l'encouragement et l'intérêt porté à l'entretien des équipements expérimentaux et de mesures utilisées dans ce travail, ainsi que l'ensemble des enseignants de l'INAT qui ont largement contribué à ma formation académique et scientifique.

Mes remerciements s'adressent aussi à l'ensemble de l'équipe du laboratoire PRISME à Orléans, pour leur accueil, leur soutien technique et humain, ainsi que pour les échanges constructifs qui ont marqué mon séjour de recherche. Je n'oublie pas mes collègues du laboratoire de l'Institut National Agronomique de Tunisie, pour leur soutien, leur écoute et les moments de partage tout au long de ces années. Leur aide précieuse et leur solidarité ont grandement facilité l'aboutissement de ce travail.

Une pensée amicale va également à mes collègues de la division de l'hydraulique et de l'équipement rural du Commissariat Régional au Développement Agricole de Ben Arous, pour leur bonne humeur et leur bienveillance au quotidien.

Je tiens enfin à remercier le ministère de l'Agriculture, à travers la Direction générale des barrages et des grands travaux hydrauliques, pour la mise à disposition des données hydrologiques et topographiques, indispensables à la réalisation de cette thèse.

À toutes celles et ceux qui, de près ou de loin, ont contribué à ce travail, je leur adresse mes plus sincères remerciements.

Résumé

Cette thèse s'inscrit dans une démarche intégrée d'analyse environnementale des écoulements fluviaux, en lien avec le transport de sédiments et de polluants, dans un objectif de gestion durable de l'oued Medjerda, principal cours d'eau de Tunisie. L'étude se concentre sur la région de Boussalem, exposée à l'envasement, aux rejets urbains, à la prolifération végétale et aux risques d'inondation. L'objectif principal est de mieux comprendre les interactions entre l'écoulement, la structure du lit, la végétation et le transport particulaire ou dissous. Pour cela, une approche combinant modélisation numérique multi-échelle (HEC-RAS, TELEMAC-2D, SISYPHE) et expérimentations en canal a été adoptée.

La modélisation hydrodynamique a permis de comparer HEC-RAS et TELEMAC-2D dans la simulation de crues historiques (2003) et théoriques (20, 50, 100 ans). Les résultats montrent une bonne concordance globale, malgré quelques écarts dans les zones faiblement inondées. Cela a permis de cartographier les aléas, d'ajuster les coefficients de rugosité selon l'occupation du sol, et d'évaluer l'effet des curages sur la végétation. À partir de cette base hydrodynamique, une modélisation du transport de polluants issus de la station d'épuration de Boussalem a été menée sur un tronçon de 7 km. Les zones critiques de concentration ont été identifiées, avec des valeurs dépassant les seuils admissibles pour l'eau potable. Des expériences en canal ont confirmé que la végétation (Tamarix) joue un rôle atténuateur sur la dispersion latérale. Le modèle TELEMAC-SISYPHE a ensuite été utilisé pour analyser l'effet de la rugosité sur le transport sédimentaire. L'augmentation de la rugosité liée à la végétation réduit la vitesse d'écoulement, le cisaillement et l'érosion, comme le confirment les simulations sur 17,8 km de la Medjerda. Enfin, des expérimentations en canal ont mis en évidence l'effet du débit, du mode d'injection et de la végétation sur la dispersion des polluants ainsi que l'érosion et le dépôt des sédiments. Ces données ont validé les hypothèses numériques et renforcé leur calibration.

Cette recherche propose une lecture multi échelle du fonctionnement fluvial de la Medjerda, en intégrant les dynamiques hydrodynamiques, sédimentaires et polluantes, et en mettant en évidence leurs impacts environnementaux sur la qualité de l'eau, la stabilité du lit et les écosystèmes riverains.

Abstract

This thesis is part of an integrated environmental analysis approach to river flows, focusing on sediment and pollutant transport, with the objective of ensuring the sustainable management of the Medjerda River, the main watercourse in Tunisia. The study focuses on the Boussalem region, which faces increasing pressures due to siltation, urban discharges, vegetation proliferation, and heightened flood risks.

The main objective is to better understand the complex interactions between flow dynamics, bed structure, vegetation, and the transport of particulate or dissolved substances. To achieve this, a methodology combining multi-scale numerical modeling (HEC-RAS, TELEMAC-2D, SISYPHE) and flume experiments was adopted. Hydrodynamic modeling enabled a comparison between HEC-RAS and TELEMAC-2D in simulating historical floods (notably 2003) and theoretical floods corresponding to 20-, 50-, and 100-year return periods. The results showed good overall agreement, despite some discrepancies in low-flooded areas. This modeling allowed hazard mapping, calibration of roughness coefficients based on land use, and assessment of the impact of dredging, particularly on existing vegetation. Based on this hydrodynamic foundation, a pollutant transport model was developed using TELEMAC-2D over a 7 km river section downstream of the Boussalem wastewater treatment plant. Critical concentration zones were identified, with values exceeding potable water thresholds. Flume experiments confirmed the attenuating role of riparian vegetation (*Tamarix*) on lateral dispersion. The TELEMAC-SISYPHE model was then used to assess the effect of bank roughness on sediment transport. Increased roughness due to vegetation significantly reduced flow velocity, bed shear stress, and sediment mobilization, as confirmed by simulations over a 17.8 km stretch of the Medjerda. Finally, flume experiments highlighted the influence of flow rate, injection method, and vegetation on pollutant dispersion, as well as sediment erosion and deposition. These results validated the numerical assumptions and strengthened model calibration.

This research provides a multi-scale understanding of the fluvial functioning of the Medjerda River by integrating hydrodynamic, sedimentary, and pollutant dynamics, and by highlighting their environmental impacts on water quality, bed stability, and riparian ecosystems.

Tables des matières

Contexte et enjeux de l'étude	1
Objectifs	2
Chapitre I : Hydrodynamique fluviale, transport de polluant et transport sédimentaire	
1 Introduction	3
2 Hydraulique fluviale	3
2.1 Principes de base de l'hydraulique fluviale	3
2.1.1 Définitions et concepts	3
2.1.2 Régimes d'écoulements.....	4
2.1.3 Équations de Navier-Stokes	5
2.1.4 Équations de Reynolds	6
2.1.5 Les modèles de turbulence	7
2.1.6 Equations de Saint-Venant bidimensionnelles	8
2.1.7 Equations de Saint-Venant unidimensionnelles	9
2.1.8 Types et régimes d'écoulement	10
2.2 Modélisation des écoulements fluviaux	11
2.2.1 Techniques et méthodes de modélisation numérique des écoulements	11
2.2.2 Validation et calibrage des modèles	12
2.2.3 Modèles unidimensionnels et bidimensionnels.....	13
2.2.4 Les modèles couplés 1d/2d	14
2.2.5 Conditions aux limites et données de base	15
2.2.6 Schéma conceptuel de modèle hydrodynamique	16
2.3 Effets des parois rugueuses sur les écoulements	16
2.3.1 Caractérisation hydraulique des parois rugueuses	16
2.3.2 Effet des variations de rugosité sur le gradient de vitesse.....	17
2.3.3 Hydrodynamique des chenaux végétalisés.....	18
2.3.4 Effet de la végétation dans les écoulements	19
3 Transport de polluants en milieu aquatique	21
3.1 Transport de polluants en milieu fluvial.....	21
3.2 Modélisation du transport de polluants	22
3.3 Notions fondamentales de l'évolution de la pollution dans un cours d'eau	23
3.3.1 Diffusion.....	23
3.3.2 Advection	23
3.3.3 Dispersion.....	24
3.4 Méthodes de détermination du coefficient de dispersion longitudinale	25
3.4.1 Méthode de propagation	25
3.4.2 Méthode des moments.....	26
3.4.3 Méthode intégrale.....	26
3.4.4 Autres méthodes numériques et formule empiriques	27
3.5 Effets de végétation sur le coefficient de dispersion longitudinale	30
3.5.1 Végétation émergente.....	30
3.5.2 Végétation submergée	31
3.5.3 Végétation suspendue.....	32
3.5.4 Dispersion longitudinale dans les rivières végétalisées	33

3.5.5	Principales études sur le coefficient de dispersion longitudinale.....	34
3.6	Approches de modélisation et applications pratiques	35
3.6.1	Modèles des transports de polluant	35
3.6.1	Aspects hydrodynamiques des polluants conservatifs	37
4	Transport particulaire en milieu aquatique	38
4.1	Principes du transport particulaire.....	38
4.1.1	Transport particulaire et dynamique fluviale	38
4.1.2	Modes de transport des matériaux solides.....	39
4.1.2.1	Transport par charriage.....	40
4.1.2.2	Transport en suspension	40
4.1.2.3	Transport par saltation.....	40
4.1.3	Vitesse de chute des particules sédimentaires.....	40
4.1.4	Nombre de Shields	41
4.2	Hydrodynamique et transport de sédiments dans les chenaux végétalisés.....	41
4.2.1	Transport en suspension	42
4.2.2	Transport par charriage (bed-load transport)	43
4.2.2.1	Approche par le cisaillement au lit.....	43
4.2.2.2	Approche par l'énergie cinétique turbulente (TKE).....	43
4.2.3	Influence de la végétation sur la morphologie fluviale	44
4.2.3.1	Influence sur les berges	44
4.2.3.2	Influence sur les plaines inondables	44
4.2.3.3	Influence sur le chenal fluvial	45
5	Conclusion.....	45
Chapitre II : Présentation de la zone d'étude		
1	Introduction	46
2	Description de la Medjerda.....	46
2.1	Caractéristiques du bassin versant.....	46
2.2	Morphologie générale.....	48
2.3	Réseau hydrographique	49
2.4	Historique des crues	50
2.5	Présentation de la zone d'étude	52
2.6	Influences morphologiques et entropiques	53
3	Transport sédimentaire et évolution morphologique	56
3.1	Morpho dynamique sédimentaire et évolution du fond.....	56
3.2	Evaluation des volumes sédimentés dans la Medjerda.....	58
3.3	Effets du barrage Sidi Salem	59
3.4	Dynamique des dépôts sédimentaires dans la retenue.....	60
3.5	Influence de la sédimentation sur les courbes de tarage.....	62
4	Pollution dans le bassin versant de la Medjerda.....	63
3.1.	Les eaux usées brutes ménagères	63
4.1	Les eaux usées industrielles et agroindustrielles	64
4.2	Les eaux de drainages agricoles	65
4.3	Rejets d'eaux usées traitées.....	65
4.4	Salinité.....	66
5	Description du couvert végétal observé dans la Medjerda	67

5.1	Végétation riveraine	67
5.2	Types de Végétation existante.....	67
5.3	Distribution géographique du couvert végétale :.....	69
5.4	Consistances des Tamaris.....	71
5.5	Les risques d'érosion observés.....	72
6	Conclusion.....	74

Chapitre III : Modélisation hydrodynamique de la Medjerda

1	Introduction	73
2	Modèles hydrauliques et application à la Medjerda.....	73
2.1	Description des modèles utilisés	74
2.1.1	Hecras 1D/2D.....	74
2.1.2	Telemac 2D	75
2.1.3	Données topographiques de simulation.....	76
2.1.3.1	Couverture photoaérienne et orthophotoplan	76
2.1.3.2	Levé des profils en travers.....	77
2.1.3.3	Levé des ouvrages et singularités hydrauliques.....	78
2.1.4	Données hydrologiques et reconstitution des hydrogrammes de crue	78
2.1.4.1	Enregistrement des débits à la station hydrométrique de Boussalem.....	78
2.1.4.2	Détermination des débits de pointe à partir d'études antérieures	79
2.2	Ajustements des paramètres de modélisation.....	80
2.2.1	Conditions aux limites.....	80
2.2.2	Reconstitution des hydrogrammes de crue.....	81
2.2.3	Occupation du sol.....	82
2.2.4	Post-traitement des données géométriques.....	83
2.2.5	Conception du maillage.....	84
2.2.5.1	Maillage TELEMAC-2D	85
2.2.5.2	Maillage HEC-RAS 2D.....	86
2.2.6	Calage du modèle	86
2.2.7	Évaluation statistique du calage du modèle	88
2.2.8	Coefficient de rugosité	89
2.3	Modélisation de la végétation avec TELEMAC-2D	91
2.3.1	Modèles de végétation.....	91
2.3.2	Modélisation de la végétation	92
2.4	Validation des modèles et résultats	94
2.4.1	Post-traitement des résultats et analyse géospatiale.....	94
2.4.2	Cartographie des risques d'inondation.....	95
2.4.2.1	Analyse de la crue de 2003.....	95
2.4.2.2	Crue de période de retour 5 ans	96
2.4.2.3	Crue de période de retour 10 et 20 ans	97
2.4.2.4	Crue de période de retour 50 et 100 ans	97
2.4.3	Analyse spatiale des distributions de superficie inondée	98
2.4.4	Risque d'inondation dans la ville de Boussalem.....	99
2.4.5	Comparaison avec des résultats de deux modèles.....	100
2.4.6	Analyse des performances des deux modèles	106
3	Conclusion.....	108

Chapitre IV : Modélisation du transport de polluants et particulaires associés

1	Introduction	108
----------	---------------------------	------------

2	Application de modèle de transport de polluants	108
2.1	Description des modèles utilisés	109
2.1.1	Outil de modélisation	109
2.1.2	Données supplémentaires	109
2.2	Conception et scénarios de simulation	110
2.2.1	Méthodologie	110
2.2.2	Site d'injection	110
2.2.3	Construction du modèle	112
2.2.4	Intégration des données relatives à la végétation	112
2.2.5	Calibrage du modèle.....	114
2.2.6	Conditions de simulation et hypothèses	115
2.3	Résultats et discussion	115
2.3.1	Analyse des champs de vitesse.....	115
2.3.2	Variation spatiale des concentrations	117
2.3.3	Variations transversales des concentrations	119
2.3.4	Variation temporelle de la concentration sur une section	121
2.3.5	Effet de la végétation.....	123
3	Application des modèles de transport particulaire.....	124
3.1	Description des modèles utilisés	125
3.1.1	Couplage Telemac-Sisyphe.....	125
3.1.2	Le modèle 2D de transport sédimentaire.....	126
3.1.2.1	Module de transport des sédiments en suspension	126
3.1.2.2	Transport des sédiments par charriage.....	127
3.1.3	Données et post-traitement.....	128
3.2	Conception et scénarios de simulation	129
3.2.1	Configuration de la rugosité	129
3.2.2	Scénario de simulation	130
3.2.3	Répartition granulométrique des sédiments	131
3.3	Résultats et analyses	132
3.3.1	Vitesse, contrainte de cisaillement et évolution du lit dans un chenal curé ...	132
3.3.2	Effet de la variation de la rugosité sur la vitesse, la contrainte de cisaillement et l'évolution du lit en section transversale	134
3.3.3	Effet de la variation de la rugosité sur l'évolution longitudinale du lit.....	137
3.3.4	Influence de la rugosité relative sur l'élévation du lit, la contrainte de cisaillement et la vitesse d'écoulement	138
4	Impacts environnementaux et mesures de protection	140
4.1	Impacts environnementaux.....	140
4.1.1	Risque d'inondation dans la vallée de la Medjerda.....	140
4.1.2	Qualité des eaux dans le bassin de la Medjerda	141
4.1.3	Transport sédimentaire dans la Medjerda	142
4.2	Mesures de gestion et de protection environnementale.....	143
4.2.1	Protection contre les inondations	143
4.2.2	Mesures de gestion et de protection de la qualité de l'eau	143
5	Conclusion.....	145
Chapitre V : Expériences réalisées en laboratoire en canal avec fond végétalisé		
1	Introduction	143

2	Dispositif expérimental	143
2.1	Canal vitré	143
2.2	Réservoirs	144
2.3	Électropompes	145
2.4	Vannes de régulation	146
2.5	Tapis de végétation artificielle	146
2.6	Similitudes hydrodynamiques et sédimentaires	147
3	Moyens de mesures	148
3.1	Débitmètre électromagnétique.....	148
3.2	Turbidimètre	149
3.3	Conductimètre	149
4	Transport particulaire	150
4.1	Protocole expérimental	150
4.2	Propriétés du sable injecté	152
4.3	Résultats et analyses	153
4.3.1	Effet du débit pour une quantité de sable injectée constante	153
4.3.2	Effet de la quantité de sable injectée à débit constant.....	155
4.3.3	Effet de la pente du canal	156
5	Transport de polluant.....	157
5.1	Description du protocole expérimental	158
5.2	Résultats et analyses	159
5.2.1	Injection continue (Série 1)	159
5.2.2	Injection discontinue (Série 2)	161
5.3	Estimation du coefficient de dispersion à partir des expériences en canal.....	162
5.3.1	Méthode d'estimation expérimentale	162
5.3.2	Conditions expérimentales et modélisation numérique	164
5.3.3	Comparaison expérimentale avec les formules empiriques	167
6	Conclusion.....	169
	Conclusion générale et perspectives	165

Liste des figures

Figure 1. 1 : Principe de couplage	14
Figure 1. 2 : Effet de la rugosité sur le développement de la couche limite.....	17
Figure 1. 3 : Effet de la Végétation sur la vitesse d'écoulements	20
Figure 1. 4 : Impact de la distribution horizontale des vitesses à la surface.....	24
Figure 1. 5 : Impact de la distribution verticale des vitesses sur la dispersion d'un polluant	25
Figure 1. 6 : Diagramme des trois types de végétation dans les rivières et des profils de vitesse correspondants.....	30
Figure 1. 7 : Schéma de l'effet du rapport de la profondeur relative (D_r) sur la dispersion longitudinale dans les canaux composés avec des plaines d'inondation végétalisées	33
Figure 1. 8 : différents modes de transport solide	39
Figure 2. 1 : Bassin versant de la Medjerda	47
Figure 2. 2 : Profil longitudinal de l'Oued Medjerda, de la frontière algéro-tunisienne au barrage Sidi Salem.....	48
Figure 2. 2 : réseau hydrographique de la Medjerda	50
Figure 2. 4 : Localisation de la zone d'étude (ville de Boussalem : 36° 36' 40" Nord, 8° 58' 11" Est).	53
Figure 2. 5 : Localisation des travaux de curages réalisés par le CRDA (2016-2018).....	54
Figure 2. 6 : Comparaison des profils en travers au niveau de la confluence de l'oued Medjerda avec l'oued Bouhertma (amont de la ville de Boussalem) avant et après curage.....	55
Figure 2. 7 : Dépôts sédimentaires dans l'oued Medjerda (vue en aval de l'ancien pont de Boussalem)	56
Figure 2. 8 : Évolution du lit de la rivière entre 2007 et 2019 dans la zone d'étude.....	57
Figure 2. 9 : Bilan des flux de MES à l'échelle du bassin versant de la Medjerda	58
Figure 2. 10 : Evolution au cours des années du volume de sédimentation annuel et du volume de sédimentation du barrage de Sidi Salem	60
Figure 2. 11 : Schéma conceptuel du mécanisme de sédimentation dans le réservoir du barrage de Sidi Salem.....	61
Figure 2. 12 : Evolution des courbes de tarage à la station de jaugeage de Bou Salem.....	62
Figure 2. 13 : Rejets d'eaux usées observées à l'aval de la ville de Boussalem	64
Figure 2. 14 : Rejet d'huilerie dans le milieu naturel observé à la ville de Boussalem	65
Figure 2. 15 : Points de rejets hydriques agricoles observés à l'amont de Boussalem.....	65
Figure 2. 16 : Station d'observation de la végétation dans la zone d'étude	69
Figure 2. 17 : Régénération du Tamaris après les travaux d'aménagement de la Medjerda.....	71
Figure 2. 18 : Forêt dense de tamaris	72
Figure 2. 19 : Coupes d'arbres et instabilité des berges observés le long de la Medjerda.....	73
Figure 3. 1 : Hydrogrammes de crue à la station de Boussalem	78
Figure 3. 2 : Différents ajustements statistiques des crues jusqu'à la station de Boussalem (loi de Gumbel) (DG-BGTH, 2020)	79
Figure 3. 3 : Description schématique d'un hydrogramme triangulaire	80

Figure 3. 4 : Hydrogrammes de crue pour différentes périodes de retour	82
Figure 3. 5 : Occupation du sol adoptée pour la zone d'étude	83
Figure 3. 6 : Description de la terminologie du maillage informatique pour la modélisation HEC-RAS 2D (a) et TELEMAC-2D (b)	84
Figure 3. 7 : Maillage de la zone d'étude avec TELEMAC-2D	85
Figure 3. 8 : Maillage de la zone d'étude avec HEC-RAS 2D.....	86
Figure 3. 9 : Répartition du coefficient de rugosité en TELEMAC-2D	89
Figure 3. 10 : Répartition du coefficient de rugosité en Hecras 1d/2d.....	90
Figure 3. 11 : Comparaison des hauteurs simulées avec différentes formules de végétations et hauteurs simulées avec coefficient de rugosité de calage pour un débit de 200 m ³ /s	93
Figure 3. 12 : Comparaison entre la zone inondée simulée et la zone observée (2003).....	95
Figure 3. 13 : Inondation de période de retour 5 ans.....	96
Figure 3. 14 : Inondation de période de retour 10 (a) et 20 ans (b).....	97
Figure 3. 15 : Inondation de période de retour 50 (a) et 100 ans (b).....	98
Figure 3. 16 : Superficies inondées pour différentes périodes de retour	99
Figure 3. 17 : Risque d'inondation dans la ville de Boussalem à différentes périodes de retour	100
Figure 3. 18 : Carte des inondations pour l'événement de 2003 simulé avec TELEMAC-2D (a) et HEC-RAS (b)	102
Figure 3. 19 : Carte des inondations pour une période de retour de 20 ans simulée avec TELEMAC-2D (a) et HEC-RAS (b).....	102
Figure 3. 20 : Carte des inondations pour une période de retour de 50 ans simulée avec TELEMAC-2D (a) et HEC-RAS (b).....	103
Figure 3. 21 : Carte des inondations pour une période de retour de 100 ans simulée avec TELEMAC-2D (a) et HEC-RAS (b).....	103
Figure 3. 22 : Zoom sur la zone inondée dans la ville de Boussalem pour l'événement à période de retour de 20 ans pour TELEMAC-2D (a) et HEC-RAS (b).....	104
Figure 3. 23 : Zoom sur la zone inondée dans la ville de Boussalem pour l'événement à période de retour de 50 ans pour TELEMAC-2D (a) et HEC-RAS (b).....	104
Figure 3. 24 : Comparaison des surfaces pour différentes classes de niveau d'eau générées par TELEMAC-2D et HEC-RAS 2d.....	107
Figure 4. 1: Rejet des eaux usées traitées de la STEP de Boussalem.....	111
Figure 4. 2 : Maillage de la zone d'étude (aval de la ville de Boussalem).....	112
Figure 4. 3 : Distribution typique de la végétation dans sur une section transversale.....	113
Figure 4. 4 : Identification et distribution du coefficient de rugosité dans une section transversale en fonction de l'utilisation des sols dans la zone d'étude.....	114
Figure 4. 5: Distribution des hauteurs et de la vitesse de l'eau dans la zone d'étude.....	115
Figure 4. 6 : Profils transversaux de vitesse d'écoulement mesurés aux sections S1, S2 et S3 en aval du point de rejet.....	116
Figure 4. 7 : Evolution de la concentration en hydrocarbures en fonction du temps dans l'oued (Q=50 m ³ /s, Qi=50 l/s, Ci=50 Kg/m ³).....	118
Figure 4. 8 : Evolution de la concentration en hydrocarbures sur les sections transversales de l'oued.....	120

Figure 4. 9 : Evolution de la concentration en hydrocarbures en fonction du temps dans la deuxième section ($Q=50 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_i=50 \text{ l/s}$, $C_i=50 \text{ Kg/m}^3$) ($Q=50 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_i=50 \text{ l/s}$, $C_i=50 \text{ Kg/m}^3$)	121
Figure 4. 9 : Évolution temporelle de la concentration maximale du polluant aux sections S1, S2 et S3 en aval du point de rejet.	122
Figure 4. 11 : Évolution des concentrations d'hydrocarbures dans la deuxième section en présence et en absence de végétation ($Q=50 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_i=50 \text{ l/s}$, $C_i=50 \text{ Kg/m}^3$).....	123
Figure 4. 12 : Schéma simplifié du couplage Telemac -Sisyphe.....	126
Figure 4. 13 : Maillage de la zone d'étude	128
Figure 4. 14 : distribution transversale de la rugosité	130
Figure 4. 15 : Vitesse d'écoulement et contrainte de cisaillement longitudinale dans un chenal curé pour $Q = 100 \text{ m}^3/\text{s}$ et $Q = 200 \text{ m}^3/\text{s}$	133
Figure 4. 16 : Évolution longitudinale du lit dans un chenal curé pour $Q = 100 \text{ m}^3/\text{s}$ et $Q = 200 \text{ m}^3/\text{s}$	133
Figure 4. 17 : Variation de la rugosité du lit en section transversale.....	134
Figure 4. 18 : Évolution de la vitesse moyenne en section transversale en fonction de la rugosité pour $Q = 100 \text{ m}^3/\text{s}$ (a) et $Q = 200 \text{ m}^3/\text{s}$ (b).....	135
Figure 4. 19 : Évolution du lit en section transversale en fonction de la rugosité pour $Q = 100 \text{ m}^3/\text{s}$ (a) et $Q = 200 \text{ m}^3/\text{s}$ (b)	136
Figure 4. 20 : Variation de la contrainte de cisaillement au lit en section transversale en fonction de la rugosité pour $Q = 100 \text{ m}^3/\text{s}$ (a) et $Q = 200 \text{ m}^3/\text{s}$ (b).....	136
Figure 4. 21 : Vaiaion longitudinale du lit en fonction de la variation de la rugosité pour $Q = 100 \text{ m}^3/\text{s}$	137
Figure 4. 22 : Vaiaion longitudinale du lit en fonction de la variation de la rugosité pour $Q = 200 \text{ m}^3/\text{s}$	137
Figure 5. 1 : grand canal vitré de l'INAT	144
Figure 5. 2 : Schéma de l'installation expérimentale sur le grand canal de l'INAT	145
Figure 5. 3 : Le groupe des électropompes.....	145
Figure 5. 4 : distribution des tailles des particules du sable injecté.....	152
Figure 5. 5 : Transport et dépôt des sédiments lors des essais en canal végétalisé	153
Figure 5. 6 . Comparaison des turbidités amont et aval pour différents débits et une injection de sable de 2 kg.	154
Figure 5. 7 : Comparaison des turbidités amont et aval pour différentes charges solides et un débit de 15l/s.	156
Figure 5. 8 : Comparaison des turbidités amont et aval pour deux pentes (1 % et 5 %) avec injection de 2 kg de sable.	157
Figure 5. 9 : Variation temporelle de la concentration du traceur en injection continue pour différentes concentrations et débits, avec et sans végétation.....	160
Figure 5. 10 : Variation temporelle de la concentration du traceur en injection discontinue pour différentes concentrations et débits, avec et sans végétation.....	161
Figure 5. 11 : Comparaison entre les résultats expérimentaux et les simulations par Fluent.....	166

Liste des tableaux

Tableau 1. 1 : Formules empiriques pour détermination du coefficient de dispersion longitudinale....	29
Tableau 1. 2 : Principaux modèles de qualité de l'eau pour les rivières et les ruisseaux.....	36
Tableau 1. 3 : Vitesse de chute en fonction de nombre de Reynolds	41
Tableau 2. 1 : Débits journaliers dépassés en fonction du nombre de jours observés à la station hydrométrique de Boussalem (1979–2018).....	49
Tableau 2. 2 : Crue historiques dans le bassin versant de la Medjerda	52
Tableau 2. 3 : Sédimentation moyenne observée sur la zone d'étude	59
Tableau 2. 4 : Répartition du volume sédimenté et dévasé dans les différentes zones de la retenue du barrage Sidi Salem de 1982 à 2019	61
Tableau 2. 5 : Liste des espèces végétales dominantes inventoriées sur les rives du cours d'eau de l'oued Medjerda dans la Medjerda.....	68
Tableau 2. 6 : La végétation riveraine de la zone d'étude. Relevés de terrain, février 2020.....	70
Tableau 3. 1 : Débits de crue correspondant aux périodes de retour (m ³ /s)	81
Tableau 3. 2 : Débits de crue et temps de montée à la station de Boussalem (m ³ /s)	82
Tableau 3. 3 : Comparaison des côtes d'eau pour l'inondation de 2003 observée et simulée (m).....	87
Tableau 3. 4 : Comparaison du débit et du niveau d'eau (m) par rapport au niveau de la mer (nivellement général de la Tunisie)	88
Tableau 3. 5 : paramètres de modélisation utilisés pour la végétation	93
Tableau 3. 6 : Comparaison des zones inondées pour les deux modèles et pour chaque période de retour	105
Tableau 4. 1 . Caractéristiques du Tamarix dans la zone d'étude (DG-BGTH, 2020).....	113
Tableau 4. 2 : Variation de la composition granulométrique selon le débit (Direction Générale des ressources en eaux, 2016).....	131
Tableau 4. 3 : Effet de la rugosité relative sur l'élévation du lit, la contrainte de cisaillement et la vitesse d'écoulement (Les débits solides sont exprimés en m ³ /s × 10 ⁻⁵).....	139
Tableau 5. 1 : Variation de la quantité de sable injectée en amont pour un même débit	151
Tableau 5. 2 : Variation du débit pour une même quantité de sable injectée en amont	151
Tableau 5. 3 : Résultats expérimentaux pour une injection de sable constante et des débits variables.	154
.Tableau 5. 4 : Résultats expérimentaux pour un débit constant de 15 l/s et différentes quantités de sable injecté.	155
Tableau 5. 5 : Manipes expérimentales en fonction du débit, de la rugosité et des concentrations ...	158
Tableau 5. 6 : Paramètres hydrauliques de calcul	165
Tableau 5. 7 : Comparaison du coefficient de dispersion expérimentale avec formules empiriques..	168

Liste des symboles et des lettres grecques

B : Largeur du canal à la surface libre

C : Concentration moyenne d'un polluant (kg/m^3).

C_d : Coefficient de trainée

D : Coefficient de diffusion moléculaire (m^2/s).

D_Y : Coefficient de dispersion latérale (m^2/s).

D_Z : Coefficient de dispersion verticale (m^2/s).

D_L : Coefficient de dispersion longitudinale (m^2/s).

d : diamètre des particules

d_t : diamètre des tiges

F_r : Nombre de Froude

g : Accélération gravitationnelle (m/s^2).

h : Hauteur d'eau (m).

H_c :Hauteur de la végétation (canopée)

I : Pente du fond.

J : Perte d'énergie ou gradient de charge

K_s : Coefficient de rugosité de Strickler ($\text{m}^{1/3}/\text{s}$).

k : Constante de von Kármán ($\approx 0,41$)

Q : Débit volumique (m^3/s).

R_h : Rayon hydraulique (m).

Re : Nombre de Reynolds ($Re = Uh/\nu$).

S : Section mouillée (m^2).

St_c : nombre de Schmidt turbulent

t : Temps (s).

$\tilde{v}_i$: Composantes de la vitesse instantanée ($\tilde{u}, \tilde{v}, \tilde{w}$ dans les directions x_i (x, y, z))

U, V, W : Vitesses moyennes du courant dans les directions x, y, z (m/s).

U', V', W' : fluctuations par rapport à la moyenne des vitesses du courant (m/s).

U_p : Vitesse moyenne interstitielle à travers la végétation

U^* : Vitesse de cisaillement

ρ : Masse volumique (kg/m^3).

ρ_0 : Densité de référence du fluide (kg/m^3).

ν : Viscosité cinématique de l'eau (m^2/s).

ν_t : Viscosité turbulente (m^2/s).

τ : Contrainte de cisaillement (Pa).

τ_b : Contrainte de cisaillement au fond (Pa).

$\tau_{ij}^{(t)}$: Contraintes turbulentes de Reynolds (Pa).

Introduction Générale

Contexte et enjeux de l'étude

Le présent travail s'inscrit dans le domaine de l'analyse environnementale des rivières, en lien avec le transport de sédiments et de polluants, dans une optique de préservation des ressources hydrauliques et de gestion durable des milieux naturels soumis à des pressions croissantes. Il s'inscrit dans une problématique à la fois locale et universelle : l'influence conjointe des aménagements anthropiques, tels que le curage, et des évolutions naturelles, comme la végétalisation, sur les mécanismes de transport solide et polluant au sein des systèmes fluviaux. Bien que la végétation rivulaire joue un rôle essentiel dans la stabilisation des berges et la filtration des contaminants, elle peut également constituer un obstacle à l'écoulement, contribuant ainsi à l'aggravation des phénomènes d'inondation, en particulier lors des crues.

La vallée de la Medjerda, considérée comme le principal cours d'eau du pays, représente un cas d'étude emblématique. Elle est soumise à de fortes pressions hydrologiques, morphologiques et anthropiques, notamment dans la région de Boussalem, où la fréquence des inondations s'est accentuée au fil des années. Ces événements sont exacerbés par l'envasement du lit, la prolifération végétale non maîtrisée et les rejets de polluants urbains. Pour atténuer ces risques, des opérations de curage sont entreprises régulièrement par les autorités, sans que leurs effets ne soient toujours bien quantifiés. Dans ce cadre, cette thèse vise principalement à approfondir la compréhension des interactions complexes entre l'écoulement, les structures de fond, la végétation et le transport particulaire ou polluant. Pour ce faire, elle combine l'exploitation de données de terrain, la modélisation numérique multi-échelle et des expérimentations en laboratoire.

La méthodologie adoptée repose sur une approche intégrée articulée autour de deux axes complémentaires. Le premier volet est dédié à la modélisation numérique de la Medjerda à travers une base de données topographique, hydraulique et environnementale détaillée, avec la simulation des crues majeures. Le but est d'explorer l'impact des modifications morphologiques – telles que le curage, l'envasement ou la végétalisation – sur les conditions d'écoulement, en s'appuyant sur des outils de calcul variés (HEC-RAS 1D/2D, TELEMAC 2D). Cette modélisation permet également de simuler la propagation de polluants d'origine urbaine, en particulier ceux provenant des rejets produits par la station d'épuration de Boussalem, et d'étudier leur interaction avec les structures de fond. Le second volet est expérimental : il repose sur des essais menés dans le grand canal vitré du laboratoire des Sciences et Technologies de l'Eau (LSTE) à l'INAT, en configurations de fond lisse et végétalisé. Ces expériences visent à observer les dynamiques d'écoulement, de transport et de

dépôt en conditions contrôlées, et à produire des données de référence pour la calibration et la validation des modèles numériques.

Objectifs

L'objectif principal de ce travail consiste à analyser le fonctionnement d'un système fluvial soumis à des pressions hydrauliques, sédimentaires et polluantes, en tenant compte des effets de la végétation et des aménagements anthropiques tels que le curage. L'oued Medjerda, et plus particulièrement le secteur de Boussalem, constitue le site d'étude principal.

La première phase du travail a consisté à développer une modélisation hydrodynamique de la Medjerda à l'aide des outils HEC-RAS et TELEMAC-2D, en s'appuyant sur des données topographiques, hydrauliques et environnementales détaillées. Cette modélisation vise à simuler les crues historiques et théoriques, à cartographier les zones inondables, et à analyser l'effet de la rugosité induite par la végétation ou modifiée par les opérations de curage sur l'écoulement.

A la base de ces résultats hydrodynamiques, la thèse s'est ensuite intéressée au transport solide à l'aide du module TELEMAC-SISYPHE. Le but consiste à évaluer l'impact de la rugosité des berges sur la vitesse d'écoulement, le cisaillement au lit, l'érosion et le dépôt des sédiments. Une attention particulière est accordée au rôle stabilisateur de la végétation dans les processus morphologiques longitudinaux et transversaux.

La troisième phase concerne le transport de polluants, modélisé avec TELEMAC-2D le long d'un tronçon de 7 km situé dans la partie aval de la station d'épuration de Boussalem. L'enjeu est de localiser les zones de concentration critique et de quantifier l'impact de la végétation rivulaire (Tamarix) sur la dispersion latérale des contaminants, en lien avec la structure du lit et les conditions d'écoulement.

Enfin, une approche expérimentale en canal vitré a été développée en laboratoire à l'INAT. Des essais en fond lisse et végétalisé ont permis d'observer en conditions contrôlées les effets du débit, du mode d'injection et de la couverture végétale sur la dispersion des polluants et le dépôt des sédiments. Ces données expérimentales ont servi à calibrer et valider les modèles numériques.

Ce travail propose ainsi une approche intégrée, combinant modélisation et expérimentation, pour mieux comprendre et anticiper les impacts croisés de la végétation, du curage, et des rejets sur la dynamique fluviale dans des bassins similaires à celui de la Medjerda.

Chapitre I : Hydrodynamique fluviale, transport de polluant et transport sédimentaire

1 Introduction

L'analyse des processus hydrodynamiques et des mécanismes de transport en rivière constitue une étape essentielle pour comprendre l'évolution des milieux aquatiques soumis à des pressions naturelles et anthropiques croissantes. Dans ce contexte, les systèmes fluviaux présentent une dynamique complexe, influencée par les interactions entre l'écoulement, la morphologie du lit, la présence de végétation et les apports de polluants ou de matières solides. Comprendre ces interactions est fondamental pour évaluer les impacts environnementaux, notamment dans des zones sensibles comme le bassin versant de la Medjerda.

Ce chapitre dresse un état de l'art détaillé sur les principaux fondements théoriques et conceptuels relatifs à l'hydraulique fluviale, au transport de polluants et au transport particulaire. Il propose d'abord une revue des modèles hydrodynamiques classiques, depuis les équations fondamentales jusqu'aux approches numériques utilisées pour simuler les écoulements dans les rivières naturelles. Il explore ensuite les mécanismes d'advection, de diffusion et de dispersion des substances polluantes, en insistant sur l'effet structurant de la végétation et de la rugosité sur les coefficients de dispersion. Enfin, une attention particulière est portée au transport sédimentaire, à ses différents modes (charriage, suspension, saltation) ainsi qu'aux phénomènes couplés entre hydrodynamique et morphodynamique dans les milieux végétalisés.

En s'appuyant sur des références fondamentales et des études appliquées, ce chapitre vise à construire une base solide de connaissances pour aborder, dans les sections suivantes de la thèse, l'analyse expérimentale et numérique du transport des particules et des polluants au-dessus de surfaces rugueuses ou végétalisées. Ce cadre théorique est indispensable pour appréhender les spécificités du fonctionnement hydrosédimentaire de la Medjerda et évaluer les conséquences environnementales qui en découlent.

2 Hydraulique fluviale

2.1 Principes de base de l'hydraulique fluviale

2.1.1 Définitions et concepts

L'hydraulique fluviale est une branche de l'hydraulique qui se concentre sur l'analyse des écoulements à surface libre dans les cours d'eau naturels ou artificiels (Chow, 1959). Elle englobe l'analyse des débits, des vitesses, des niveaux et des interactions entre l'eau et les structures environnantes (Julien, 2002). L'écoulement fluvial, quant à lui, désigne le mouvement de l'eau au sein des rivières et des cours d'eau, régulé par des forces hydrauliques,

gravitationnelles et géomorphologiques (Latrubesse & Park, 2017). Il englobe des processus tels que le transport des sédiments, la formation des méandres, et les interactions entre le débit d'eau et le lit de la rivière (Rhoads, 2020). Les écoulements fluviaux sont classés en régimes uniformes ou non uniformes, selon la variation de la vitesse et des autres caractéristiques hydrauliques.

La compréhension des concepts fondamentaux de l'hydraulique fluviale est essentielle pour élucider la manière dont les rivières façonnent les paysages et réagissent à divers facteurs environnementaux (Zeiringer et al., 2018). Elle joue un rôle clé dans la mise en œuvre et la gestion des ouvrages hydrauliques, telles que les barrages, les digues et les canaux, ainsi que dans la prévention des inondations et la préservation des milieux aquatiques (Chanson, 2004). Les applications de l'hydraulique fluviale incluent la modélisation des écoulements pour prévoir les impacts des aménagements sur les régimes fluviaux, l'évaluation des impacts potentiels liés aux crues et aux érosions, et la mise au point de politiques de gestion durable de l'eau (Ackers & White, 1973). Les études récentes mettent également l'accent sur l'utilisation de technologies avancées, telles que la modélisation numérique et les données satellitaires, pour améliorer la précision des simulations et la gestion intégrée des systèmes fluviaux.

2.1.2 Régimes d'écoulements

Les systèmes fluviaux présentent une variété de régimes d'écoulement, chacun avec des caractéristiques distinctes qui ont un impact significatif sur la morphologie des rivières, le transport sédimentaire et la dynamique des écosystèmes. Les trois principaux régimes d'écoulement dans l'hydraulique fluviale correspondent aux écoulements laminaires, turbulents et transitoires. Chaque régime interagit différemment avec le lit et les berges du chenal et est régi par des processus et paramètres physiques différents. La compréhension de ces régimes est essentielle pour développer des modèles prédictifs précis et des stratégies efficaces de gestion des rivières.

L'écoulement laminaire est caractérisé par des couches d'eau lisses et ordonnées avec un mélange minimal entre les couches. Dans ce régime, les forces de la viscosité prévalent sur les forces d'inertie, ce qui conduit à une prédominance du transfert d'impulsion par diffusion moléculaire. Ce type d'écoulement est généralement observé dans des conditions particulières, comme dans des canaux très lisses ou des rivières à faible pente et faible vitesse.

L'écoulement turbulent est caractérisé par des mouvements désordonnés et tourbillonnaires, avec un mélange important entre les couches d'eau. Dans ce régime, les forces liées à l'inertie dominent les forces visqueuses, ce qui entraîne un transfert d'impulsion majoritairement

contrôlé par des mouvements tourbillonnaires plutôt que par diffusion moléculaire. Ce type d'écoulement est le plus fréquent dans les rivières naturelles, notamment dans les sections à forte pente, aux fonds irréguliers ou soumises à des vitesses élevées.

L'écoulement transitoire est une phase intermédiaire où l'écoulement oscille entre des comportements laminaires et turbulents. Il se caractérise par une alternance entre des zones d'écoulement ordonné et d'autres marquées par des instabilités locales. Dans ce régime, ni les forces visqueuses ni les forces d'inertie ne dominent complètement, ce qui rend le transfert d'impulsion instable et variable. On observe généralement ce type d'écoulement durant les variations de débit dans les rivières, par exemple après une pluie ou dans des zones où la pente et la rugosité du lit changent progressivement.

2.1.3 Équations de Navier-Stokes

Les équations de Navier-Stokes, introduites par Navier et Stokes au XIX siècle, constituent la base fondamentale de la mécanique des fluides. Elles décrivent la dynamique des fluides en mouvement, qu'ils soient liquides ou gazeux, en traduisant la conservation de la masse (équation de continuité), de la quantité de mouvement et éventuellement de l'énergie. Ces équations, présentées sous la forme d'équations différentielles partielles non linéaires, sont souvent difficiles à résoudre analytiquement. Leur résolution numérique, utilisant des méthodes comme les éléments finis ou les volumes finis, permet de modéliser des écoulements complexes, tels que les turbulences ainsi que les écoulements multiphasiques ou incompressibles (Panton, 2013). Elles constituent également une base théorique incontournable pour analyser les concepts fondamentaux de la dynamique des fluides (Batchelor, 1967). Il est à noter qu'en situation environnementale, cas d'écoulement incompressible, la densité dépend de la température et de la concentration, et pas de la pression (sauf dans le terme associé à la flottabilité) ; c'est l'approximation de Boussinesq. Par ailleurs, leur résolution numérique est rendue possible grâce aux méthodes modernes, comme celles décrites dans les travaux récents sur la mécanique des fluides numérique (Blazek 2005).

L'équation de conservation de la masse relative à l'approximation de Boussinesq est donnée comme suit :

$$\frac{\partial \tilde{u}}{\partial x} + \frac{\partial \tilde{v}}{\partial y} + \frac{\partial \tilde{w}}{\partial z} = 0 \quad (1.1)$$

Sous forme condensée avec la convention d'Einstein :

$$\frac{\partial \tilde{v}_i}{\partial x_i} = 0 \quad (1.2)$$

Cette équation indique que la divergence du champ de vitesse est nulle, une conséquence de l'approximation de Boussinesq où ρ est constant sauf dans le terme de gravité.

La formulation condensée des équations de conservation de la quantité de mouvement s'exprime comme suit :

$$\rho_0 \frac{D\tilde{v}_i}{Dt} = \rho_0 \left(\frac{\partial \tilde{v}_i}{\partial t} + \frac{\partial(\tilde{v}_i \tilde{v}_j)}{\partial x_j} + C_i \right) = - \frac{\partial \tilde{p}}{\partial x_i} + \rho_0 \nu \frac{\partial^2 \tilde{v}_i}{\partial x_j^2} + \rho_0 g_i + b_i \quad (1.3)$$

Avec :

- $\frac{\partial \tilde{v}_i}{\partial t}$: accélération locale.
- $\frac{\partial \tilde{v}_i \tilde{v}_j}{\partial x_j}$: terme convectif.
- $C_i = (-fv, fu, 0)$: accélération de Coriolis.
- $-\frac{\partial \tilde{p}}{\partial x_i}$: gradient de pression (ou $\tilde{p}$ est la pression instantanée).
- $\rho_0 \nu \frac{\partial^2 \tilde{v}_i}{\partial x_j^2}$: terme visqueux,
- $\rho_0 g_i$: force de gravité ($g_i = (0,0,-g)$).
- b_i : force de flottabilité $= \rho_0 [\beta_{T0}(\bar{T} - T_0) + \beta_{C0}(\bar{C} - C_0)]g_i$, elle peut apparaitre en situation environnementales, telles que stratification thermique ou de sel dans les lacs, les lagunes ou les retenues de barrages.

Les équations classiques de conservation de la masse et de la quantité de mouvement sous leur forme (équations de Navier-Stokes) sont valables à chaque instant et pour chaque point du fluide. Quand on applique une décomposition de chaque variable en une composante moyenne et une fluctuation turbulente (moyenne de Reynolds), on obtient les équations de Reynolds.

2.1.4 Équations de Reynolds

Définissons d'abord la moyenne d'ensemble, qui permet de séparer les composantes fluctuantes d'une grandeur tout en tenant compte des instationnarités induites par les forçages extérieurs. Ainsi, un champ instantané d'une grandeur $\tilde{\psi}(x, t)$ peut être décomposé en une composante moyenne et une composante fluctuante :

$$\tilde{\psi}(x, t) = \bar{\psi}(x, t) + \psi'(x, t) \quad (1.4)$$

Où $\bar{\psi}(x, t)$ représente désormais la moyenne d'ensemble, définie comme la moyenne statistique du champ turbulent à un instant donné.

L'opérateur de moyenne d'ensemble satisfait plusieurs propriétés fondamentales, appelées règles de Reynolds. Il est tout d'abord linéaire, ce qui signifie que pour deux grandeurs quelconques ϕ et ψ , et pour des constantes a et b , on a : $a\phi + b\psi = a\bar{\phi} + b\bar{\psi}$.

De plus, la valeur moyenne d'une fluctuation est nulle, soit $\bar{\phi}' = 0$. Enfin, la moyenne d'un produit de deux grandeurs peut être exprimée comme : $\overline{\phi\psi} = \bar{\phi}\bar{\psi} + \overline{\phi'\psi'}$, montrant ainsi l'existence d'une corrélation entre les fluctuations.

Les champs instantanés sont décomposés comme suit :

- $\tilde{v}_i = \bar{v}_i + v'_i$: vitesse instantanée = vitesse moyenne + fluctuation.
- $\tilde{p} = \bar{p} + p'$: pression instantanée = pression moyenne + fluctuation.

Soit

$$\tau_{ij}^{(m)} = 2\rho_0\nu\bar{u}_{ij} = \rho_0\nu\left(\frac{\partial\bar{v}_i}{\partial x_j} + \frac{\partial\bar{v}_j}{\partial x_i}\right) \quad (1.5)$$

désignant les contraintes visqueuses.

En appliquant une moyenne d'ensemble aux équations de Navier-Stokes et à l'équation de conservation de la masse, et en utilisant les propriétés de la moyenne, on obtient les équations de Reynolds moyennées (RANS) :

$$\frac{\partial\bar{v}_i}{\partial x_i} = 0 \quad (1.6)$$

$$\rho_0\left(\frac{\partial\bar{v}_i}{\partial t} + \frac{\partial\bar{v}_i}{\partial x_j}\bar{v}_j + C_i\right) = -\frac{\partial\bar{p}}{\partial x_i} + \frac{\partial(\tau_{ij}^{(m)} + \tau_{ij}^{(t)})}{\partial x_j} + \rho_0 g_i + b_i \quad (1.7)$$

La différence principale réside dans l'apparition du tenseur de Reynolds $\tau_{ij}^{(t)} = -\rho_0\overline{v'_i v'_j}$, qui représente les effets de la turbulence, nécessitant des modèles de turbulence.

2.1.5 Les modèles de turbulence

En raison du caractère non linéaire des équations de Navier-Stokes, leur moyennage aboutit aux équations de Reynolds, nécessitant des modèles de turbulence pour exprimer les contraintes turbulentes. Parmi les approches développées, les modèles à zéro équation, basés sur la théorie de Prandtl et une longueur de mélange, sont simples mais nécessitent un ajustement selon l'écoulement. Les modèles à une équation permettent de mieux représenter la variabilité spatiale en résolvant le transport de l'énergie cinétique liée à la turbulence. Les modèles à deux équations, comme le modèle k- ϵ , offrent une description plus détaillée de la turbulence et sont

largement utilisés en ingénierie. Enfin, des modèles plus avancés, fondés sur les tenseurs de Reynolds, permettent de modéliser des écoulements complexes à forts nombres de Reynolds.

2.1.6 Equations de Saint-Venant bidimensionnelles

Les équations de Saint-Venant sont dérivées des équations de Reynolds en considérant que les composantes verticales de la vitesse sont négligeables et que les grandeurs physiques peuvent être moyennées ou intégrées dans la direction verticale (Roche et al. 2012), comme ceux observés dans les rivières, les canaux ou les systèmes d'assainissement. Développée par Adhémar Jean Claude Barré de Saint-Venant en 1871, cette équation s'inscrit dans la catégorie des modèles d'écoulements à faible profondeur (shallow water equations), qui négligent certaines composantes complexes des écoulements tridimensionnels pour se concentrer sur leur aspect longitudinal ou bidimensionnel.

Les équations de Saint-Venant 2D reposent sur les hypothèses simplificatrices suivantes :

- Pression hydrostatique : $p = p_a + \rho g(Z_s - z)$, avec $Z_s(x, y, t)$ l'altitude de la surface libre.
- Négligence des forces de Coriolis.
- Pression atmosphérique constante et homogène.
- Fond fixe à $z = 0$, soit $Z_b = 0$.
- Ecoulement incompressible et sans effet de cavitation.

La hauteur d'eau s'écrit :

$$h(x, y, t) = Z_s(x, y, t) \quad (1.8)$$

L'intégration des équations de Reynolds selon la verticale repose sur la relation de Leibniz suivante :

$$\frac{\partial}{\partial \alpha} \int_{b(\alpha)}^{a(\alpha)} f(\alpha, \beta) d\beta = \int_{b(\alpha)}^{a(\alpha)} \frac{\partial}{\partial \alpha} f(\alpha, \beta) d\beta + \frac{\partial a}{\partial \alpha} f(a) - \frac{\partial b}{\partial \alpha} f(b) \quad (1.9)$$

Elle conduit aux équations de Saint-Venant 2D. Sachant que $w(z = 0) = 0$ (pas de pénétration au fond) et que $w(z = h) = \frac{\partial h}{\partial t} + u \frac{\partial h}{\partial x} + v \frac{\partial h}{\partial y}$ (condition cinématique à la surface libre), la forme intégrale de l'équation de continuité avec $\rho = cte$, conduit à :

$$\frac{\partial}{\partial x} (hU) + \frac{\partial}{\partial y} (hV) + \frac{\partial h}{\partial t} = 0 \quad (1.10)$$

Où les vitesses moyennées sont définies par :

$$U = \frac{1}{h} \int_0^h u dz \text{ et } V = \frac{1}{h} \int_0^h v dz \quad (1.11)$$

Cette équation traduit la conservation de la masse en intégrant la variation locale de la hauteur d'eau et les flux entrants et sortants.

Sous hypothèse de pression hydrostatique $p = p_a + \rho g(h - z)$, on a :

$$\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} = g \frac{\partial h}{\partial x}, \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial y} = g \frac{\partial h}{\partial y} \quad (1.12)$$

On intègre l'équation 1.7 entre $z = 0$ et $z = h$, en utilisant la relation de Leibniz et la condition de non-pénétration au fond. Il en résulte :

$$\frac{\partial}{\partial t}(hU) + \frac{\partial}{\partial x}(hU^2) + \frac{\partial}{\partial y}(hUV) = -gh \frac{\partial h}{\partial x} + \frac{1}{\rho}(\tau_{sx} - \tau_{bx}) + \frac{1}{\rho} \frac{\partial}{\partial x}(h\tau_{xx}^{(e)}) + \frac{1}{\rho} \frac{\partial}{\partial y}(h\tau_{xy}^{(e)}) \quad (1.13)$$

$$\frac{\partial}{\partial t}(hV) + \frac{\partial}{\partial x}(hUV) + \frac{\partial}{\partial y}(hV^2) = -gh \frac{\partial h}{\partial y} + \frac{1}{\rho}(\tau_{sy} - \tau_{by}) + \frac{1}{\rho} \frac{\partial}{\partial x}(h\tau_{xy}^{(e)}) + \frac{1}{\rho} \frac{\partial}{\partial y}(h\tau_{yy}^{(e)}) \quad (1.14)$$

Où :

- τ_{sx}, τ_{sy} : contraintes de cisaillement à la surface libre.
- $\tau_{bx} + \tau_{by}$: contraintes de frottement au fond.
- $\tau_{xx}^{(e)}, \tau_{xy}^{(e)}$ et $\tau_{yy}^{(e)}$: contraintes effectives intégrées égales à la somme de la contrainte visqueuse, de la contrainte turbulente et de la contrainte par dispersion. Elle s'écrit comme suit : $\tau_{ij}^{(e)} = \tau_{ij}^{(m)} - \rho_0 \overline{v_i' v_j'} - \rho_0 \overline{v_i'' v_j''}$

Le frottement au fond suit la loi de Chézy ou Manning :

$$\tau_b = C_f \rho U \sqrt{U^2 + V^2} \quad (1.15)$$

Où C_f dépend de la rugosité et du nombre de Reynolds. Le frottement à la surface libre (effet du vent) est donné par :

$$\tau_{sx} = c_{fG} \frac{1}{2} \rho_G V_G U_G \text{ et } \tau_{sy} = c_{fG} \frac{1}{2} \rho_G V_G V_G \quad (1.16)$$

L'intégration verticale des équations de Reynolds, sous hypothèse hydrostatique, aboutit aux équations de Saint-Venant 2D, qui décrivent la hauteur d'eau et les vitesses moyennes dans le temps et l'espace. Cette formulation est adaptée aux écoulements dans les rivières, inondations et zones côtières peu profondes.

2.1.7 Equations de Saint-Venant unidimensionnelles

Les équations unidimensionnelles Saint-Venant (1D) sont obtenues en intégrant les équations de Reynolds sur la section transversale d'un écoulement à surface libre. En plus des hypothèses

déjà établies en 2D on suppose un écoulement unidirectionnel où la vitesse moyenne est alignée avec l'axe x . On définit le débit Q et la vitesse moyenne U sur la section par :

$$Q = \frac{1}{S} \int_S u dS, \quad (1.17)$$

L'équation de continuité en écoulement incompressible s'écrit :

$$\frac{\partial S}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = 0 \quad (1.18)$$

Cette équation traduit la conservation du volume d'eau en tenant compte des variations temporelles et spatiales du débit et de la section mouillée.

L'équation de quantité de mouvement après intégration s'écrit :

$$\frac{\partial U}{\partial t} + U \frac{\partial U}{\partial x} + g \frac{\partial h}{\partial x} = g(I - J) \quad (1.19)$$

Où I est la pente du lit et J représente la perte de charge par frottement selon la loi de Manning-Strickler :

$$\text{avec } R_h = \frac{S_m}{P_m} ; J = \frac{Q^2}{K_s^2 R_h^{4/3}} ; K_s = \frac{1}{n} ; J = \frac{Q^2 n^2}{R_h^{4/3}} \quad (1.20)$$

Où S_m est la section mouillée, P_m le périmètre mouillé total, R_h le rayon hydraulique n le coefficient de Manning, K_s le coefficient de Strickler

Pour évaluer l'effet d'une distribution non uniforme de la rugosité sur la morphologie fluviale, nous appliquons la méthode proposée par Einstein (1942 ; 1950), basée sur la segmentation du rayon hydraulique pour répartir la résistance aux parois. Cette méthode repose sur la formulation de Manning pour la segmentation de la résistance dans une section irrégulière. La formulation spécifique est la suivante :

$$(n)^{3/2} P = (n_b)^{3/2} P_b + (n_w)^{3/2} P_w \quad (1.21)$$

Où n est le coefficient de rugosité global de la section, n_b est la rugosité du lit de la rivière, n_w est la rugosité des berges et P_m , P_b et P_w représentent respectivement le périmètre mouillé total, celui du lit, et celui des berges. La relation géométrique suivante s'applique également :

$$P_m = P_b + P_w \quad (1.22)$$

La rugosité relative des berges par rapport au lit est représentée par la variable adimensionnelle λ , identifiée par :

$$\lambda = (n_w)^{3/2} / (n_b)^{3/2} \quad (1.23)$$

2.1.8 Types et régimes d'écoulement

L'écoulement est qualifié de permanent lorsque la vitesse, la section et la profondeur restent invariantes au cours du temps, ce qui implique un débit constant, sans apports ni pertes latérales

; il est dit uniforme si ces paramètres demeurent également constants d'une section à une autre du canal, auquel cas la perte de charge correspond à la pente du lit. Dans le cas contraire, l'écoulement est non uniforme, graduellement varié si les changements de hauteur sont progressifs et l'écoulement quasi parallèle, ou rapidement varié lorsque ces variations sont brusques, invalidant l'approximation hydrostatique. Pour caractériser les régimes d'écoulement, deux nombres sans dimension sont utilisés : le nombre de Reynolds, défini par :

$$R_e = \frac{Uh}{\nu} \quad (1.24)$$

qui mesure le rapport entre forces d'inertie et forces visqueuses qui influence de manière significative la prédiction de l'instabilité et du développement de la turbulence, celle-ci apparaissant généralement pour $R_e > 2000$ et devenant pleinement développée entre 10^4 et 10^5 . Dans la définition ci-dessus, U désigne la vitesse moyenne caractéristique de l'écoulement. Dans le contexte des équations de Saint-Venant 2D, U correspond à la vitesse moyenne sur la verticale définie par l'équation (1.11) ; en 1D, U représente la vitesse moyenne sur la section définie par l'équation (1.17).

Le nombre de Froude, exprimé par :

$$F_r = \frac{U}{\sqrt{gh}} \quad (1.25)$$

qui exprime le rapport entre les forces d'inertie et de gravité et permet de distinguer les écoulements fluviaux ($F_r < 1$), critiques ($F_r = 1$) et torrentiels ($F_r > 1$) selon que l'influence de la gravité ou de l'inertie prédomine dans le comportement du fluide.

Pour la Medjerda, les conditions hydrauliques typiques (vitesse de l'ordre de 0,5 à 2 m/s, profondeur de quelques mètres, viscosité cinématique $\nu \approx 10^{-6}$ m²/s) conduisent à des nombres de Reynolds très élevés, de l'ordre de 10^6 à 10^7 . Ces valeurs sont bien supérieures aux seuils de transition vers la turbulence ($Re > 2000$) et correspondent à un régime turbulent pleinement développé ($Re > 10^5$). Le nombre de Froude correspondant, généralement compris entre 0,1 et 0,7 selon les sections et les débits, confirme que l'écoulement y est majoritairement de type fluvial ($Fr < 1$), dominé par les forces de gravité plutôt que par l'inertie.

2.2 Modélisation des écoulements fluviaux

2.2.1 Techniques et méthodes de modélisation numérique des écoulements

L'étude des écoulements hydrodynamiques repose sur une synergie entre théorie, modélisation numérique et applications pratiques. L'analyse physique des écoulements, appuyée par l'évolution des outils de simulation, permet aujourd'hui de développer des modèles performants et applicables à divers contextes hydrauliques (Gašiorowski et al 2015 ; Plesiński et al. 2022).

Plusieurs approches sont utilisées, notamment les modèles conceptuels, numériques et analytiques (Kundu et al. 2016, Wei et al. 2024). Les modèles numériques sont particulièrement prisés pour la simulation des mouvements de fluides par le biais d'équations aux dérivées partielles. Selon les besoins, les modélisations peuvent être unidimensionnelles (1D), bidimensionnelles (2D) ou tridimensionnelles (3D) (Bürgler et al., 2023), chaque configuration présentant des avantages spécifiques selon les applications en rivières ou en hydrodynamique de cours d'eau.

La résolution des équations aux dérivées partielles constitue un enjeu fondamental en mécanique des fluides (Kabi-Nejad, 2024). Pour cela, plusieurs méthodes numériques ont été développées, parmi lesquelles la méthode des différences finies, simple d'implémentation mais limitée aux maillages structurés (Randriamparany et al. 2020), la méthode volumes finis, largement utilisée pour son efficacité sur les géométries non-structurées et sa capacité à conserver les quantités physiques (Shi et al. 2007), et la méthode des éléments finis, fondée sur une approche variationnelle, offrant une grande flexibilité pour des géométries complexes malgré une complexité de mise en œuvre plus importante (Guevel 2016 ; Selmer et al. 2020). Le choix entre ces méthodes dépend ainsi du contexte de modélisation et des objectifs visés.

2.2.2 Validation et calibrage des modèles

Afin d'améliorer la précision des modèles hydrodynamiques, leur étalonnage doit être ajusté en fonction de ces dynamiques d'occupation des sols. L'utilisation de données actualisées provenant de la télédétection, couplée à des techniques avancées de modélisation, est essentielle pour optimiser la gestion de l'eau et affiner les prévisions hydrologiques (Mu et al., 2023). L'étalonnage et la validation des modèles hydrodynamiques reposent sur une acquisition et une gestion efficaces des données pour améliorer la précision des simulations et réduire les incertitudes (Nguyen et al., 2023). L'intégration responsable des données est cruciale pour minimiser les biais et garantir une modélisation fiable (Nargesian et al. 2023).

Un facteur clé de précision réside dans la considération de la rugosité, ajustée selon l'occupation du sol, afin de mieux représenter la dissipation de l'énergie et les écoulements.

Le calage de la rugosité hydraulique est un paramètre essentiel dans la modélisation hydrodynamique, notamment en raison des variations d'occupation des sols (Takata et al., 2024). L'urbanisation et l'expansion agricole modifient les coefficients de rugosité, influençant ainsi les prévisions des crues et la gestion des ressources en eau (Zhai et al. 2024).

La rugosité hydraulique, généralement quantifiée par le coefficient de Manning, traduit la résistance exercée par le fond et les rives d'un cours d'eau sur l'écoulement. Son évolution est

directement impactée par les modifications d'occupation des sols, notamment l'urbanisation et l'agriculture (Nazarjani et al., 2023).

2.2.3 Modèles unidimensionnels et bidimensionnels

Les modèles unidimensionnels (1D) et bidimensionnels (2D) sont des approches fondamentales en modélisation hydrodynamique, chacun offrant des avantages distincts selon les scénarios d'application. Les modèles 1D ont été largement utilisés dans des études sur la stabilité des systèmes hydrodynamiques (Hayat et al. 2024), souvent pour simuler l'écoulement dans des canaux ouverts ou des rivières, ils représentent l'écoulement de l'eau à travers une seule dimension, ce qui les rend plus simples à résoudre mais moins capables de capturer les détails complexes des interactions spatiales transversales. Les écoulements unidimensionnels (1D) basés sur des cellules se sont avérés être des outils performants pour simuler la profondeur de l'eau et la vitesse moyenne à chaque section transversale (Krysanova et al. 1999 ; Papanicolaou et al. 2004 ; Martínez-Aranda et al. 2019). Ces approches unidimensionnelles s'avèrent efficaces tant que l'écoulement de débordement peut être négligé, mais elles ne considèrent pas le transfert de quantité de mouvement latéral, essentiel pour une représentation correcte de phénomènes tels que les raccourcis de méandre (Finaud-Guyot et al., 2011).

En revanche, la modélisation des plaines inondables est réalisée via des modèles bidimensionnels (2D), qui appliquent les équations des eaux peu profondes pour calculer les profondeurs d'eau et les vitesses à travers la grille plus fine définie à partir des informations topographiques (Néelz 2009 ; Shustikova et al. 2019). Ces modèles permettent une représentation plus complète des écoulements en prenant en compte les variations à la fois longitudinales et transversales, offrant ainsi une précision accrue pour simuler des phénomènes complexes comme les inondations urbaines (Ansarifard et al., 2024). Cependant, bien que les modèles 2D offrent une plus grande précision pour modéliser l'étendue et la profondeur des inondations, ils peuvent être gourmands en temps de calcul, et de grandes variations de taille de cellules peuvent survenir en raison de la surface sous-jacente complexe du bassin ou de raffinement local (Fan et al. 2017 ; Martínez-Aranda, et al 2019 ; Echeverribar et al. 2020). Cela entraîne une efficacité réduite, car le pas de temps est limité par la stabilité numérique et est principalement déterminé par les plus petites cellules du maillage (Mignot et al. 2006 ; Fan et al. 2017). De plus, les évaluations des risques d'inondation au sein des plaines inondables dépendent de la précision de la représentation des écoulements supercritiques, qui peut être fournie par un modèle numérique prometteur simulant la dynamique des fluides (modèle 3D). Cependant, les études sur les inondations utilisant des modèles 3D sont limitées par le besoin

de données expérimentales en laboratoire et par un coût de calcul élevé (B. Li et al., 2006; Teng et al., 2017).

2.2.4 Les modèles couplés 1d/2d

Bien que les modèles 2D soient robustes pour simuler les plaines inondables, les infrastructures hydrauliques complexes nécessitent des données d'entrée importantes, ce qui impacte le temps de calcul et produit des hauteurs d'eau inexacts dans les rivières sinueuses. Par conséquent, des chercheurs ont proposé de combiner une schématisation numérique 1D pour le canal principal, et un maillage 2D de la plaine inondable pour les écoulements en dehors du lit mineur (Werner 2004; Timbadiya et al. 2015).

Les modèles intégrés 1D/2D associent les équations de Saint-Venant avec le schéma de Preissmann pour un modèle 1D et un algorithme de cellule de stockage pour lier les domaines. Cette méthode a ensuite été adoptée dans plusieurs modèles (Le et al., 2023). Ces modèles hybrides, combinant simplicité et rapidité du 1D avec la précision spatiale du 2D, sont particulièrement utiles pour simuler des systèmes où des écoulements linéaires interagissent avec des zones complexes comme les plaines inondables ou les milieux urbains (Figure 1.1).

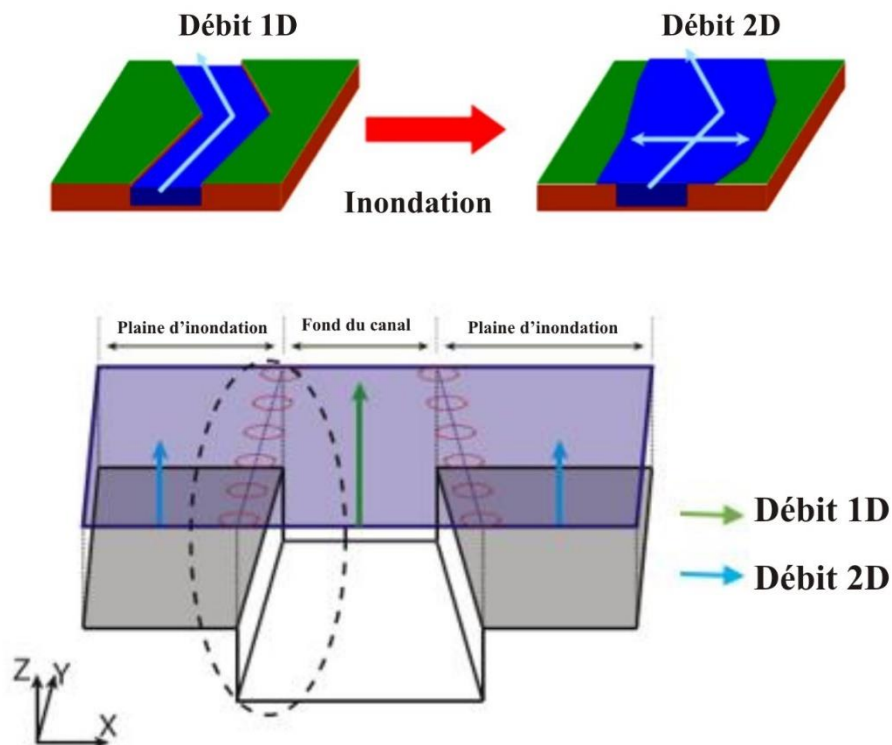


Figure 1. 1 : Principe de couplage

Le schéma intégré 1D/2D ne prend pas en compte l'avancée et la récession de la vague de front sur la plaine inondable (Tayefi et al. 2007 ; Bladé et al. 2012). Bien que des approches relient le modèle 1D au domaine 2D via la compatibilité des hauteurs d'eau, le niveau d'eau dynamique dans le canal principal ne peut pas être intégré lors des simulations, entraînant des erreurs dans les écoulements en dehors du lit mineur (Kharat, 2009). Le principal défi reste le transfert de la quantité de mouvement au sein du canal sinueux en direction des plaines inondables (Aricò et al. 2016 ; Betsholtz et Nordlöf 2017) ce qui peut conduire à une surestimation de la capacité de décharge du canal principal (Finaud-Guyot et al., 2011).

2.2.5 Conditions aux limites et données de base

Smith et al. 2006 ont examiné les besoins en données des modèles hydrodynamiques, qu'ils ont répartis en quatre catégories distinctes. La première concerne les données topographiques du lit du chenal et des plaines inondables, qui servent de bathymétrie au modèle. La deuxième regroupe les séries temporelles des débits en vrac ainsi que les données de niveau, utilisées pour définir les conditions limites d'entrée et de sortie du modèle. La troisième catégorie inclut les coefficients de rugosité du lit du chenal et des plaines inondables où le rôle de ces coefficients est de paramétrer les pertes d'énergie qui ne sont pas représentées explicitement dans les équations du modèle. Enfin, la quatrième catégorie comprend les données destinées à l'étalonnage, la validation et l'assimilation du modèle.

Une des étapes initiales de la construction d'un modèle hydrodynamique d'inondation consiste à établir les conditions aux limites, qui comprennent généralement des informations sur les débits amont et aval (ou la hauteur d'eau) (Jafarzadegan et al., 2021). Ces données sont généralement acquises à partir de stations de jaugeage espacées de 10 à 60 km sur le réseau fluvial (Mason et al. 2011) où les niveaux d'eau sont mesurés puis convertis en débit au moyen de courbes de tarage. Ces conditions aux limites constituent les exigences minimales pour établir un modèle hydrodynamique, ils définissent l'état du système au début de la simulation et sont l'un des paramètres majeurs influençant les résultats de la modélisation (Bermúdez et al., 2017). Les conditions initiales définissent l'état du système au début de la simulation. Pour un modèle hydrodynamique, elles incluent la distribution spatiale de variables clés comme la hauteur d'eau, la température, la vitesse d'écoulement, la salinité et la concentration de sédiments à l'instant $t=0$.

2.2.6 Schéma conceptuel de modèle hydrodynamique

La modélisation hydrodynamique des rivières suit un processus rigoureux structuré en plusieurs étapes interdépendantes. D’abord, la phase de collecte des données d’entrée inclut le modèle numérique d’élévation (MNE), des images radar orthorectifiées, et une carte d’utilisation des sols, intégrant des paramètres tels que la rugosité de surface (Manning-n), la largeur du lit et la pente du chenal. Ces données sont ensuite traitées et interpolées afin de constituer un maillage précis, permettant une représentation détaillée du système fluvial. Vient ensuite la phase de modélisation numérique, où un modèle de calcul hydrodynamique est employé pour résoudre les équations régissant l’écoulement des eaux en intégrant les conditions limites, comme la courbe de tarage, la profondeur normale et les débits. Une analyse de sensibilité est réalisée pour identifier les paramètres clés de simulation. Par la suite, les résultats sont confrontés aux données d’observation telles que l’historique des inondations et la cartographie satellitaire afin de procéder à la calibration et à la validation du modèle. Cette étape permet d’optimiser les paramètres et de réduire les incertitudes liées aux variables hydrauliques et à la combinaison du MNE. Enfin, l’interprétation des résultats mène à une cartographie des inondations, une évaluation de l’étendue des zones submergées et une estimation des hauteurs d’eau, contribuant ainsi à la gestion des risques hydrologiques et dans le processus décisionnel relatif à l’aménagement du territoire.

2.3 Effets des parois rugueuses sur les écoulements

2.3.1 Caractérisation hydraulique des parois rugueuses

La simulation de la dynamique fluviale nécessite de prendre en compte la résistance hydraulique, laquelle est fortement influencée par la rugosité des parois, elle-même dépendante de la géométrie du canal, du régime d’écoulement et de la turbulence (Morvan et al. 2008 ; Lau et al. 2013). Le choix du coefficient de rugosité est crucial car il conditionne la dynamique de l’écoulement et influe sur des phénomènes tels que la dissipation d’énergie, la formation de structures morphodynamiques ou la capacité de transport sédimentaire (Attari et al., 2021; Dyakonova & Khoperskov, 2018). L’hétérogénéité du lit, issue de la taille, de la forme et de la distribution des éléments rugueux, modifie la structure de la turbulence, la répartition du débit, et peut provoquer la transition d’un régime laminaire à turbulent (Bahmanpouri et al., 2024). En modélisation numérique, l’intégration de ces variations améliore la prédiction des zones de recirculation, de décollement et de formation de méandres et bancs de sable, contribuant ainsi à l’optimisation de la gestion des risques d’inondation (Ragno et al. 2021 ; Xie et al. 2024 ;

Zhang et al. 2024). La rugosité affecte notamment la traînée de frottement, l'intensité de la turbulence et les conditions de transition dans la couche limite, augmentant la contrainte de cisaillement et modifiant les profils de vitesse (Rouzès 2015 ; Toussaint 2020 ; Aksoy et al. 2024). Dans la couche limite de fond (CLF), où environ 80 % de l'énergie turbulente est générée, la vitesse de l'écoulement décroît logiquement jusqu'au fond, selon un profil décrit par la loi du paroi de Karman-Prandtl (Florens 2010; Choufi et al. 2014; Nakagawa, Ishida, et Tsukahara 2024) (Figure 1.2).

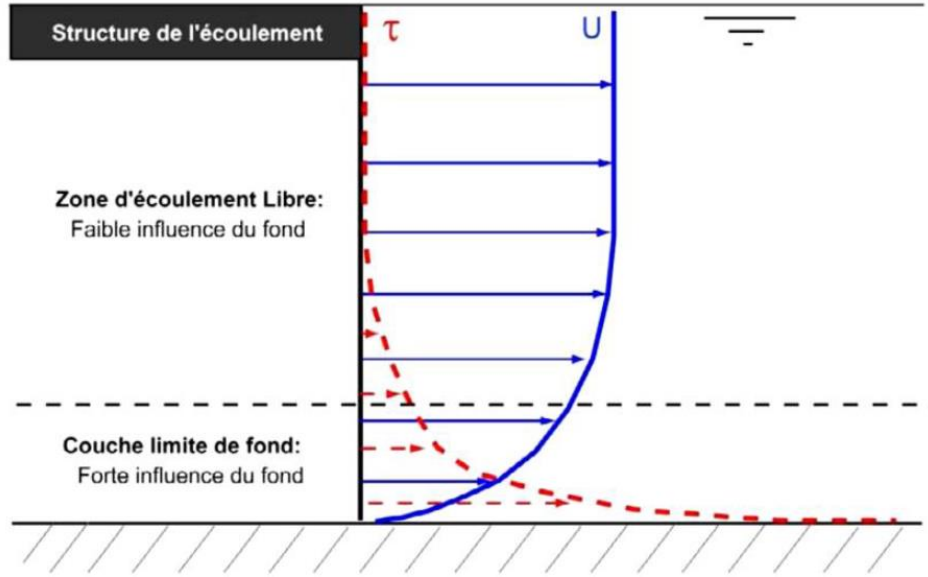


Figure 1. 2 : Effet de la rugosité sur le développement de la couche limite

Pour un écoulement permanent, la vitesse moyenne en fonction de la hauteur au-dessus du fond est donnée par le modèle de Karman-Prandtl :

$$U(z) = \frac{u^*}{k} \ln\left(\frac{z}{z_0}\right) \quad (1.26)$$

Où k est la constante de Von Karman (généralement $k = 0,41$), u^* est la vitesse de Frottement, z est la hauteur à partir du fond, et z_0 rugosité du fond. Dans cette section, $U(z)$ désigne la vitesse locale (à la hauteur z), à ne pas confondre avec les vitesses moyennes U définies précédemment par intégration verticale (équation 1.11) ou sur la section (équation 1.17).

2.3.2 Effet des variations de rugosité sur le gradient de vitesse

Dans le cas d'un écoulement pleinement rugueux, la loi logarithmique du profil de vitesse peut être exprimée selon deux formulations équivalentes : l'une repose sur le nombre de Reynolds, l'autre sur une échelle relative à la rugosité. Ces deux expressions s'écrivent respectivement :

$$U^+ = \frac{U}{u^*} = \frac{1}{k} \ln(Z^+) + C(K_s^+) \quad (1.27)$$

avec $Z^+ = \frac{u^* Z}{\nu}$, $Z = z + z_0$ et $K_s^+ = \frac{u^* K_s}{\nu}$. Une seconde formulation est donnée par :

$$U^+ = \frac{1}{k} \ln(Z^+) + B_r(K_s^+) \text{ et } Z^+ = \frac{Z}{K_s} \quad (1.28)$$

La relation entre les deux constantes d'intégration est :

$$B_r = C + \frac{1}{k} \ln(K_s^+) \quad (1.29)$$

Ici, u^* désigne la vitesse de frottement, K_s représente une hauteur caractéristique de rugosité, et ν la viscosité cinématique. Le décalage z_0 , introduit pour ajuster l'origine verticale du profil de vitesse, est mesuré à partir du sommet des rugosités : il est positif si l'origine est située en dessous, et négatif dans le cas contraire. La constante de Von Kármán est fixée à $k = 0,41$.

Les fonctions $C(K_s^+)$ et $B_r(K_s^+)$ présentent un comportement asymptotique relativement universel dans le régime pleinement rugueux. Ce régime est atteint lorsque le nombre sans dimension K_s^+ dépasse une valeur seuil K_{sR}^+ qui dépend du type de rugosité. Toutefois, la constante B_{rR} , correspondant à la limite rugueuse, est considérée comme indépendante du type de rugosité, et prend généralement la valeur 8,5, selon les travaux de Nikuradse (1933).

Ainsi, pour $K_s^+ > K_{sR}^+$, on a :

$$B_r(K_s^+) = B_{rR} = 8.5 \text{ et } C(K_s^+) = B_{rR} - \frac{1}{k} \ln(K_s^+) \quad (1.30)$$

2.3.3 Hydrodynamique des chenaux végétalisés

L'introduction de végétation aquatique dans les chenaux ouverts modifie fondamentalement l'organisation de l'écoulement, en raison de l'absorption du moment cinétique par les tiges végétales. Ceci induit une augmentation de la résistance, une production localisée de turbulence et une redistribution verticale des vitesses (Bonetti et al., 2017). Trois types de végétation sont généralement distingués selon la position des plantes vis-à-vis de la surface libre : émergente, submergée ou flottante, selon que la hauteur d'eau h est inférieure, supérieure ou égale à la hauteur végétale H_c . Dans les approches de modélisation, la végétation est fréquemment représentée par des tiges rigides cylindriques de diamètre d_t , réparties avec une densité surfacique n , permettant de définir la densité frontale $a = n d_t$ et la fraction volumique solide $\lambda_c = (\pi/4) n d_t^2$.

La résistance à l'écoulement générée par la végétation est généralement décrite par une loi quadratique de traînée :

$$Fd = \left(\frac{1}{2}\right) C_d \rho a H_c U_p^2 \quad (1.31)$$

où U_p est la vitesse moyenne interstitielle à travers la végétation, C_d est le coefficient de traînée (Melis et al., 2019). C_d dépend du nombre de Reynolds des tiges, $Re_p = \frac{U_p d_t}{\nu}$. Il décroît à faible nombre de Reynolds avant de se stabiliser au-delà de $Re_p \approx 300$. En régime stationnaire et uniforme, le bilan de quantité de mouvement se traduit par (Liu et al. 2020) :

$$\left(\frac{1}{2}\right) C_d a (1 - \lambda_c) U^2 = g J \quad (1.32)$$

Le profil de vitesse dans les chenaux végétalisés dépend du type de végétation. En présence de végétation émergente, la vitesse est presque uniforme sur la hauteur, et la dissipation d'énergie principalement influencée par la traînée (D'Ippolito et al., 2021). Dans le cas de végétation submergée, une couche de cisaillement intense se développe au sommet de la canopée, générant des instabilités de type Kelvin–Helmholtz et des tourbillons cohérents (Tanino et Nepf 2008; Liu et al. 2020). Ces instabilités apparaissent lorsque le paramètre $C_d a H_c$ dépasse 0.1.

Lorsque la végétation est distribuée sous forme de patches, l'écoulement est dévié partiellement latéralement ou par-dessus, et une zone de sillage calme se développe en aval. Cette structure est fortement influencée par la densité λ_c et la géométrie du patch. Selon la densité, on distingue trois régimes : (1) faible densité – les sillages sont isolés, (2) densité intermédiaire – les sillages interagissent, et (3) densité élevée – le comportement du patch s'apparente à celui d'un cylindre solide (Nepf 1999). Ces effets hydrodynamiques agissent directement sur les mécanismes de transport sédimentaire et morphodynamique, en particulier sur la distribution du fond, la production de turbulence et les zones préférentielles de dépôt ou d'érosion.

2.3.4 Effet de la végétation dans les écoulements

La dynamique de l'écoulement fluvial est largement conditionnée par la végétation riveraine, dont les caractéristiques telles que la densité, la rigidité et le niveau d'immersion jouent un rôle important. La végétation peut être classée en deux catégories selon sa flexibilité : les espèces rigides (arbres et arbustes ligneux) et les espèces flexibles (plantes herbacées) (Romdhane et al., 2019). Ces différences morphologiques influencent directement l'hydrodynamique et la configuration morphologique des cours d'eau. En particulier, une végétation dense augmente la rugosité du fond, ce qui ralentit l'écoulement au sein de la canopée et modifie la distribution de la vitesse (Nepf 1999). Cette atténuation de la vitesse peut atteindre un facteur de 2 à 10 par rapport à une zone dépourvue de végétation (Gambi et al. 1990 ; Widdows et al. 2008).

Par ailleurs, la déviation de l'écoulement au-dessus de la végétation entraîne souvent un espace à grande vitesse en raison de la perte de quantité de mouvement au sein de celle-ci (Hendriks et al., 2010). Cette dynamique dépend fortement de plusieurs paramètres, notamment la rigidité de la végétation (Ghisalberti & Nepf, 2006), la densité et la forme des plantes (Leonard & Luther, 1995), ainsi que la portion de la colonne d'eau occupée (H. M. Nepf & Vivoni, 2000). Contrairement aux végétaux rigides, qui maintiennent leur position face au courant, les plantes flexibles subissent une déformation sous l'effet des forces hydrodynamiques, réduisant ainsi le coefficient de traînée et adaptant leur résistance à l'écoulement (Galema 2009 ; Huai et al. 2013).

Les études expérimentales et numériques récentes montrent que les variations de rugosité entre prairies, zones arbustives et forêts influencent considérablement la stabilité des berges et le transport sédimentaire (Wang et al. 2024 ; Tranmer et al. 2024 ; Schügerl et al. 2024). La végétation exerce par conséquent un rôle fondamental en modifiant la répartition des vitesses et en créant une hétérogénéité de l'écoulement, ce qui impacte directement les processus d'érosion et de dépôt. En intégrant ces paramètres dans les modèles hydrauliques, il devient possible d'améliorer la gestion des cours d'eau en intégrant les interactions complexes liant la végétation et l'hydrodynamique fluviale. En adaptant la loi de paroi, il devient possible de reconstruire le profil de vitesse au-dessus de la canopée (Figure 1.3) :

$$U_a(z) = \frac{U_c^*}{k} \ln \left(\frac{z - d + z_0}{z_0} \right) \quad (1.33)$$

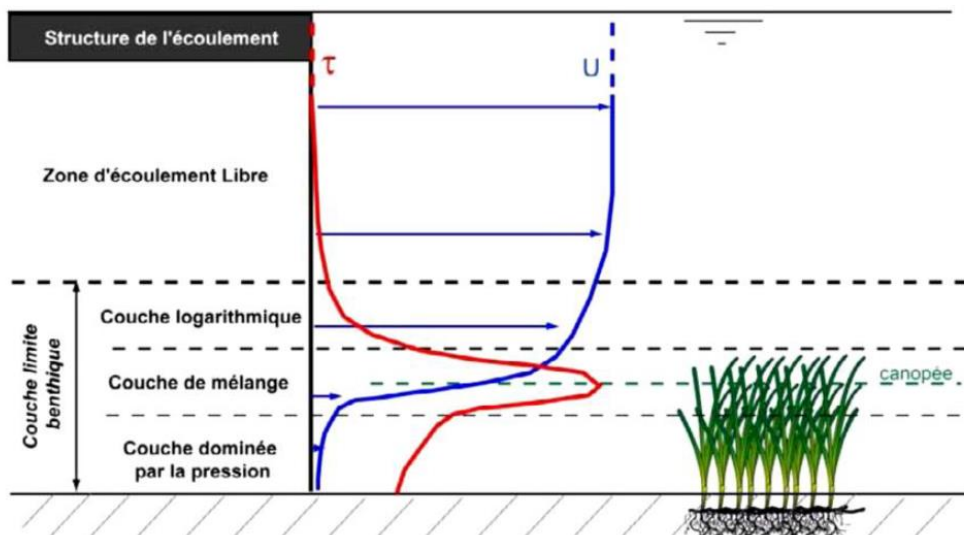


Figure 1.3 : Effet de la Végétation sur la vitesse d'écoulements

Où $U_{a(z)}$ représente la vitesse au-dessus de la canopée, z la hauteur mesurée depuis le fond, U_c^* la vitesse de frottement associée à la présence de la canopée, d le décalage vertical du profil de vitesse, et z_0 la longueur de rugosité caractéristique de la végétation.

3 Transport de polluants en milieu aquatique

3.1 Transport de polluants en milieu fluvial

Les rivières caractérisent l'importance de toutes les masses d'eau naturelles, car elles remplissent et vident les lacs et les lagunes, alimentent les nappes phréatiques et se déversent finalement dans les eaux côtières. De ce fait, les rivières figurent parmi les principales sources d'eau douce dans le monde (Wang et al. 2021 ; Yu et al. 2022) qui est utilisé pour la boisson et les tâches domestiques tout en exerçant une influence majeure sur l'économie industrielle et agricole (Saad et al., 2022). Cependant, l'expansion des activités humaines a joué un rôle majeur dans l'émergence des problèmes de pollution de l'eau des rivières. L'explosion démographique, les activités industrielles et le développement et l'utilisation rapides de nouveaux produits chimiques représentent une menace environnementale mondiale (Sabater et al., 2016). Cette pollution contribue à la dégradation de la qualité de l'eau, en particulier dans les régions semi-arides et arides vulnérables à la pollution anthropique provenant de sources urbaines, industrielles et agricoles (Santana et al., 2020).

La situation de la plupart des rivières, où la qualité de l'eau se détériore en raison de la pollution provenant de sources multiples, est extrêmement préoccupante et nécessite une attention immédiate (Qazi et al., 2022). La gestion des rivières est une question complexe, car la rivière ne doit pas seulement être utilisée comme un outil ou une ressource pour répondre aux nombreuses exigences de la communauté, mais sa viabilité à long terme doit également être assurée, et l'ensemble de la communauté doit être impliqué (Angriani et al., 2018). Les polluants présents dans les ressources en eau peuvent se présenter sous différentes formes : en suspension sous forme de particules solides, en solution sous forme de composés chimiques ou de mélanges homogènes, ou encore sous forme d'émulsions lorsque les substances ne sont pas miscibles avec l'eau.

L'étude du devenir des polluants dans les rivières repose sur une approche intégrée des mécanismes de transport (advection et dispersion) et de transformation (dégradation, bioaccumulation). Ces dynamiques sont influencées par des processus physiques (vitesse du flux, turbulence) et chimiques (réactivité des substances, interactions soluté-solvant). Ainsi, la modélisation mathématique permet d'anticiper la répartition des contaminants selon différents

paramètres hydrodynamiques comme la vitesse d'écoulement et la dispersion, ainsi que de paramètres cinétiques comme la dégradation et l'adsorption. L'analyse quantitative des concentrations polluantes, associée à des bilans de masse, aide à évaluer l'impact des interactions entre les polluants et l'eau.

3.2 Modélisation du transport de polluants

La simulation du transport des substances dissoutes au sein d'un cours d'eau s'appuie sur différentes catégories de modèles, choisis selon de la complexité de l'écoulement et des objectifs de l'étude. Les modèles tridimensionnels offrent une représentation complète du transport, en prenant en compte les variations de concentration selon les trois axes : vertical (profondeur), transversal (largeur du lit) et longitudinal (sens du courant). Ils permettent ainsi de décrire avec précision les phénomènes de mélange depuis le point de rejet jusqu'aux zones éloignées, mais leur mise en œuvre est souvent coûteuse en données et en calculs. Les modèles bidimensionnels, plus simples, considèrent généralement deux directions : longitudinale et transversale, en négligeant les variations verticales, supposées faibles ou uniformes. Cette approche est adaptée aux plans d'eau peu profonds ou aux grandes rivières à écoulement homogène.

.

Enfin, les modèles unidimensionnels représentent la solution la plus simplifiée. Ils reposent sur l'hypothèse d'un mélange complet dans les sections transversales et verticales, ne conservant que la variation longitudinale de la concentration. Ce modèle est couramment employé pour simuler la dispersion dans le domaine lointain, là où le profil de concentration devient essentiellement fonction de la distance à l'aval. L'équation de concentration s'exprime :

Sous forme tridimensionnelle

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} + V \frac{\partial C}{\partial y} + W \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D \frac{\partial C}{\partial x} - \overline{U'C'} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D \frac{\partial C}{\partial y} - \overline{V'C'} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D \frac{\partial C}{\partial z} - \overline{W'C'} \right) \quad (1.34)$$

Sous forme Bidimensionnelle

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} = D_Y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + D_Z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \quad (1.35)$$

Sous forme unidimensionnel :

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (1.36)$$

L'équation 1.31, dans sa partie gauche, comprend les termes des évolutions de la concentration dans le temps, et dans les trois directions x, y et z . Les termes $U \frac{\partial C}{\partial x}, V \frac{\partial C}{\partial y}$ et $W \frac{\partial C}{\partial z}$ correspondent au processus d'advection selon les trois directions. Quant à la partie droite de l'équation, les termes $\frac{\partial}{\partial x} \left(D \frac{\partial C}{\partial x} \right), \frac{\partial}{\partial y} \left(D \frac{\partial C}{\partial y} \right)$ et $\frac{\partial}{\partial z} \left(D \frac{\partial C}{\partial z} \right)$ correspondent à la diffusion moléculaire selon les trois directions. Enfin, la diffusion turbulente est intégrée dans les termes $\frac{\partial}{\partial x} (\overline{U'C'})$, $\frac{\partial}{\partial y} (\overline{V'C'})$ et $\frac{\partial}{\partial z} (\overline{W'C'})$.

3.3 Notions fondamentales de l'évolution de la pollution dans un cours d'eau

3.3.1 Diffusion

Même en l'absence de mouvement global du fluide, la répartition des polluants dans l'eau peut évoluer en raison de phénomènes intrinsèques comme la diffusion moléculaire. Ce processus, d'origine physique, correspond au déplacement spontané des molécules d'une région à forte concentration à une région moins concentrée. Il repose sur l'agitation thermique des particules et est modélisé par la loi de Fick, qui relie le flux diffusif au gradient de concentration (Taylor, 1953). Le coefficient de diffusion moléculaire varie selon les substances, mais se situe typiquement autour de $10^{-9} m^2/s$ (Rutherford, 1994).

Ce mécanisme domine particulièrement dans les milieux à faible dynamique, comme les lacs, où il devient la principale voie de transport des solutés. Dans les écoulements lents ou laminaires, il agit conjointement avec l'advection et la dispersion. En régime turbulent, les fluctuations de vitesse du fluide donnent naissance à la diffusion turbulente, toujours régie par la loi de Fick, mais incluant un coefficient de diffusion nettement plus élevé, pouvant atteindre $10^{-3} m^2/s$. Toutefois, dans les rivières à fort courant, la contribution de la diffusion moléculaire est souvent marginale en relation avec l'advection ou la dispersion.

3.3.2 Advection

L'advection désigne le transport passif d'une substance dissoute ou en suspension sous l'effet du courant. Elle se manifeste dans toutes les directions spatiales – verticale, transversale et longitudinale – et se caractérise par une translation de la matière sans modification de sa concentration. Ce transport dépend de la vitesse d'écoulement et du gradient hydraulique.

Dans certains cas, des facteurs externes comme le vent peuvent influencer le transport en surface, notamment dans les plans d'eau. L'effet du vent peut représenter entre 1 et 6 % de sa propre vitesse, avec une moyenne souvent retenue autour de 3 % (Yapa & Tao Shen, 1994). Toutefois, lorsque le débit est élevé ou le vent faible, cette contribution devient négligeable.

3.3.3 Dispersion

La dispersion, plus complexe, traduit l'effet combiné de la diffusion, du cisaillement des vitesses et du mélange turbulent (Figure 1.4 et 1.5). Elle résulte principalement des variations spatiales du champ de vitesse, dues à la rugosité. En effet, les vitesses sont plus faibles près des berges et du fond, et maximales au centre du chenal, ce qui induit un gradient de vitesse amplifiant l'étalement des polluants (Singh et Beck 2003; Shehata et al. 2019)

Ce processus influence la distribution spatiale des concentrations, particulièrement dans les rivières à écoulement rapide où la dispersion longitudinale prédomine. La dispersion transversale devient significative seulement dans des conditions de faible courant. Dans certains tronçons lents, en aval ou en zone estuarienne, la dispersion peut surpasser l'advection en importance (Benedini & Tsakiris, 2013; Riahi-Madvar & Ayyoubzadeh, 2010). Une évaluation précise du régime hydraulique est donc essentielle pour identifier les mécanismes dominants (Deng et al. 2006 ; Kim et al. 2011 ; Carr et Rehmann 2005).

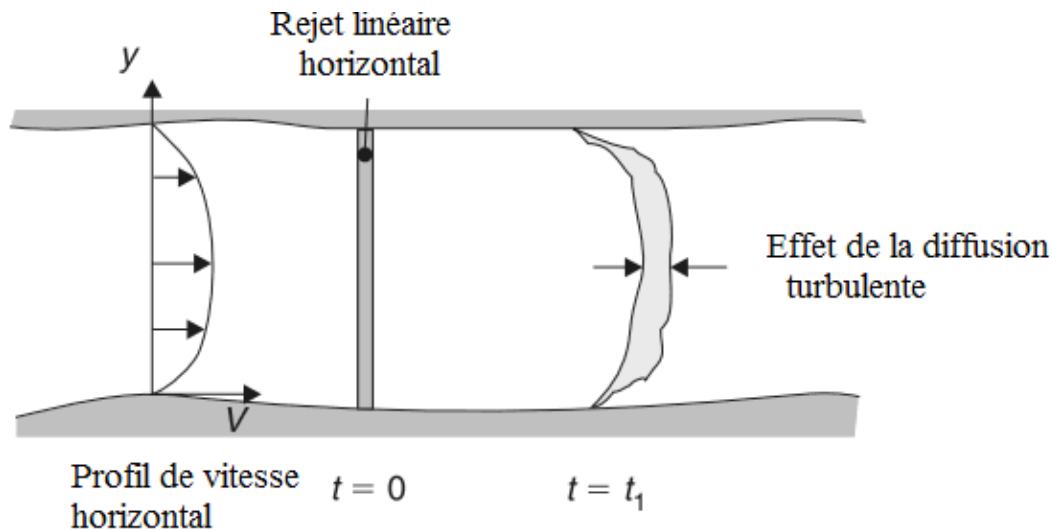


Figure 1. 4 : Impact de la distribution horizontale des vitesses à la surface

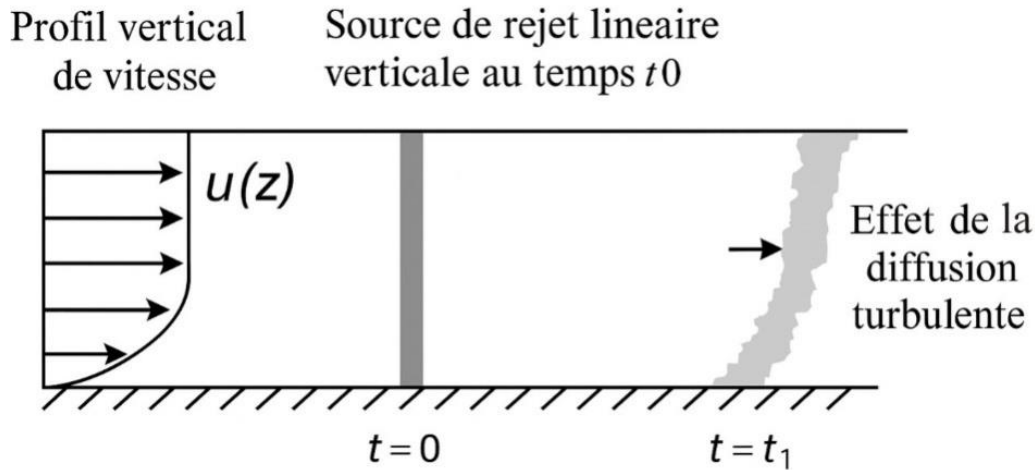


Figure 1. 5 : Impact de la distribution verticale des vitesses sur la dispersion d'un polluant

3.4 Méthodes de détermination du coefficient de dispersion longitudinale

La détermination du coefficient de dispersion D est encore controversée, car il ne peut être mesuré directement et ne peut être estimé qu'après l'application de certaines expressions dans lesquelles il est lié à des termes connus qui peuvent être mesurés. Théoriquement, la bonne façon de l'évaluer devrait être d'appliquer les équations de transport de la pollution à un cas où tous les termes sont connus, à l'exception de D , qui devient l'unique inconnue du problème. Dans la pratique, il y a plusieurs raisons d'incertitude, dues aux conditions réelles de la rivière, et par conséquent, il est toujours nécessaire d'adopter certains ajustements empiriques. Une autre tâche difficile consiste à rendre comparables les valeurs obtenues dans différents cas et à l'aide de différents outils. La nature interne des phénomènes de dispersion exige tout d'abord de diviser le coefficient de dispersion en deux composantes, à savoir les coefficients de dispersion dans les directions longitudinale et transversale (Baek & Seo, 2005). Plusieurs travaux de recherche ont démontré la dépendance du coefficient aux caractéristiques réelles de l'eau qui s'écoule, rappelant les grands principes de la dynamique des fluides (Givèchi et al. 2009). Trois méthodes principales sont couramment employées pour déterminer le coefficient de dispersion longitudinale D_L : la méthode de propagation, la méthode des moments et la méthode intégrale

3.4.1 Méthode de propagation

La méthode de propagation optimise D_L en comparant les profils de concentration mesurés et prédits, puis en minimisant les écarts entre eux. Une solution de l'équation d'advection-dispersion unidimensionnelle, variant temporellement, est proposée par (Fisher, 1968) :

$$C(x_2, t) = \int_{\Gamma=-\infty}^{\infty} \frac{C(x_1, t)u}{\sqrt{4\pi D_L \bar{t}}} \exp \left[-\frac{U^2(\bar{t} - t + \Gamma)}{4D_L \bar{t}} \right] d\Gamma \quad (1.37)$$

Où $C(x_1, t)$ et $C(x_2, t)$ sont les profils en amont et en aval, $\bar{t}$ est le temps de transit, et Γ la variable d'intégration. Le profil aval est prédit via l'équation pour un D_L supposé, puis ajusté par minimisation des erreurs quadratiques entre mesures et prédictions (Frederick Sonnenwald et al. 2017 ; Ratha et al. 2018). Cette méthode, largement utilisée pour les mesures expérimentales de D_L , est appréciée pour son efficacité et son applicabilité à divers contextes hydrologiques.

3.4.2 Méthode des moments

La méthode des moments calcule D_L via l'analyse des moments statistiques des distributions de concentration d'un traceur. Le coefficient s'exprime par :

$$D_L = \frac{U^2}{2} \left[\frac{\sigma_t^2(x_2) - \sigma_t^2(x_1)}{t_2 - t_1} \right] \quad (1.38)$$

Où U est la vitesse moyenne, $\sigma_t^2(x_1)$ et $\sigma_t^2(x_2)$ sont les variances temporelles de la concentration aux positions amont et aval. Un modèle de déplacement aléatoire est souvent employé pour simuler D_L (Liang et Xuefei 2014 ; X. Liu et al. 2018).

Cependant, cette méthode n'est valide qu'en régime diffusif pur (absence de dispersion marquée ou d'effets de sillage). Les tourbillons de sillage peuvent induire une rétention du traceur, créant une asymétrie des nuages de concentration, ce qui fausse la variance (Fischer et al., 2013). Dans les canaux végétalisés, les effets de piégeage par les tourbillons dans le sillage rendent la méthode sensible aux caractéristiques de la végétation, compliquant la définition des limites temporelles du traceur (Murphy et al. 2007).

3.4.3 Méthode intégrale

Cette méthode empirique, basée sur le profil de vitesse, dérive analytiquement D_L en intégrant l'équation de (Fischer, 1967):

$$D_L = -\frac{1}{S} \int_0^B hu' \int_0^y \frac{1}{\varepsilon h} \int_0^y hu' dy dy dy \quad (1.39)$$

Où S et B représentent respectivement l'aire de la section transversale et la largeur de la rivière, h est la hauteur locale d'eau, u' est la variation entre la vitesse locale et la vitesse moyenne dans

la section, y est la coordonnée dans la direction latérale, et ε est le coefficient local de diffusion turbulente.

En se basant sur la géométrie de la section transversale et du profil de vitesse, il est possible d'estimer les variations latérales et verticales de la vitesse longitudinale, nécessaires à la résolution de l'intégrale triple. Ces distributions jouent un rôle clé dans le calcul précis de D_L . Dans les canaux non végétalisés, l'approche est relativement simple (Deng et al. 2006). En revanche, en présence de végétation aquatique, la vitesse varie selon les conditions hydrauliques, la structure et la densité de la végétation. Pour simplifier, Chikwendu propose un modèle à N zones pour prédire D_L (Chikwendu, 1986), où chaque zone verticale possède une vitesse distincte :

$$D_L = \sum_{j=1}^{N-1} \frac{(\lambda_1 + \dots + \lambda_j)^2 [1 - (\lambda_1 + \dots + \lambda_j)]^2 [U_{1,j} - U_{(j+1),N}]^2}{b_{j(j+1)}} + \sum_{j=1}^N \lambda_j D_{Lj} \quad (1.40)$$

Avec $\lambda_j = h_j/H$ avec H la profondeur totale d'eau et h_j l'épaisseur de la zone j , U_j la vitesse moyenne dans la section transversale et D_{Lj} le coefficient de dispersion longitudinale dans la zone j , et $b_{j(j+1)}$ le coefficient d'échange entre les zones j et $j + 1$. »

Murphy, Nepf et Shucksmith et al. ont adapté un modèle à deux zones pour les écoulements en présence de végétation submergée, en distinguant les contributions de la couche de mélange et de la couche de sillage (Murphy et al. 2007 ; Shucksmith et al. 2010). La précision du modèle dépend de la pénétration δ_e de la couche de mélange : si δ_e dépasse la hauteur de la végétation, le modèle à deux zones est valide ; sinon, la complexité des profils de diffusivité limite son applicabilité. Bien que rigoureuse mathématiquement, cette méthode exige des simplifications numériques (modèles à N zones, programmation génétique) pour traiter les écoulements complexes, comme ceux avec des patches végétalisés (Fang et al., 2021).

3.4.4 Autres méthodes numériques et formule empiriques

Outre les méthodes précédentes, des approches numériques émergent, comme les réseaux de neurones artificiels (Toprak et Cigizoglu 2008 ; Tayfur et Singh 2005), la programmation génétique (Azamathulla & Ghani, 2011) ou les algorithmes d'apprentissage automatique (Kargar et al., 2020). Bien qu'efficaces, ces méthodes nécessitent de larges jeux de données expérimentales et restent peu généralisables à des problèmes spécifiques.

Pour la détermination à l'aide des formules empiriques, plusieurs chercheurs ont développé des formules analytiques appropriées aux diverses caractéristiques hydrauliques des cours d'eau (Tableau 1.1). Tous ces modèles s'appuient sur les caractéristiques géométriques et dynamiques

du cours d'eau, notamment la hauteur, la largeur, la vitesse de l'écoulement et la vitesse de cisaillement. Plusieurs formules ont été identifiées et ont été regroupées dans le tableau à partir de leurs domaines d'application.

Tableau 1. 1 : Formules empiriques pour détermination du coefficient de dispersion longitudinale

Auteurs	Formules	Domaine d'application	
(Elder 1959)	$D_L = 5,93hU^*$	Canaux très larges	(1.41)
(Parker 1961)	$D_L = 14,28R_h^{3/2}\sqrt{2gI}$	Canaux	(1.42)
(Fischer 1966 ; Fischer 1968)	$D_L = -\frac{1}{S}\int_0^B hu' \int_0^y \frac{1}{\varepsilon h} \int_0^y hu' dy dy dy$	Canaux naturels larges	(1.43)
(McQuivey and Keefer 1974)	$D_L = 0,058 \frac{hU}{I}$	Fr < 0,5	(1.44)
(Fischer 1975)	$0,011 \frac{U^2 B^2}{hU^*}$	Canaux naturels larges	(1.45)
(Liu 1977)	$0,18 \left(\frac{U^*}{U}\right)^{1,5} \frac{U^2 B^2}{hU^*}$	Tous types de cours d'eau	(1.46)
(Magazine et al. 1988)	$\left(0,4 \frac{U}{U^*}\right)^{-1,632} 75,86R_h U$	Cours d'eau naturels	(1.47)
(Iwasa and Aya 1991)	$D_L = 2 \left(\frac{B}{h}\right)^{1,5} hU^*$	Canaux et cours d'eau naturels	(1.48)
(Seo and Cheong 1998)	$5,915 \left(\frac{B}{h}\right)^{0,620} \left(\frac{U}{U^*}\right)^{1,428} hU^*$	Cours d'eau naturels	(1.49)
(Koussis and Rodriguez-Mirasol 1998)	$0,6 \frac{U^* B^2}{h}$	Cours d'eau naturels	(1.50)
(Deng et al. 2001)	$\frac{0,01\Psi}{8M_*} \left(\frac{B}{h}\right)^{\frac{5}{3}} \left(\frac{U}{U^*}\right)^2$	Cours d'eau naturels ou uniformes W/H>10	(1.51)
(Deng et al. 2002)	$D_L = -\left(\frac{I}{M_*}\right) \left(\frac{U}{U^*}\right)^2 \left(\frac{B}{h}\right)^2 U^* h$	Canaux naturels W < 200 m	(1.52)
(Kashefipour and Falconer 2002)	$10,612hU \left(\frac{U}{U^*}\right)$	Canaux naturels W/H>50	(1.53)
	$\left[7,428 + 1,775 \left(\frac{B}{h}\right)^{0,620} \left(\frac{U^*}{U}\right)^{0,572}\right] hU \left(\frac{U}{U^*}\right)$	Canaux naturels W/H < 50	(1.54)
Zeng & Huai (2014)	$D_L = 5.4 \left(\frac{U}{U^*}\right)^{0.13} \left(\frac{B}{h}\right)^{0.7} hU$		(1.55)
Wang & Huai (2016)	$D_L = 0.0798 \left(\frac{U}{U^*}\right)^2 \left(\frac{B}{h}\right)^{0.6239} hU^*$		(1.56)

Ou M_* : Coefficient de dispersion transversale ($= 0.145 + \frac{1}{3520} \left(\frac{U}{U^*}\right) \left(\frac{B}{h}\right)^{1.38} hU^*$).

3.5 Effets de végétation sur le coefficient de dispersion longitudinale

La dispersion longitudinale, caractérisée par le coefficient D_L , est intrinsèquement liée à l'hétérogénéité spatiale des champs d'écoulement, qu'elle soit verticale ou transversale. Pour déterminer efficacement D_L , il est essentiel de comprendre les mécanismes dominants en fonction de l'intensité relative des variations de vitesse dans ces deux directions. De ce fait, il est important de clarifier les processus de dispersion induits par l'hétérogénéité verticale, en se concentrant sur des configurations où la végétation recouvre uniformément le lit de la rivière, rendant les différences latérales de vitesse négligeables. Dans ce contexte, la dispersion résulte principalement des variations verticales de la vitesse, générées par trois morphologies végétales distinctes (Figure 1.6) :

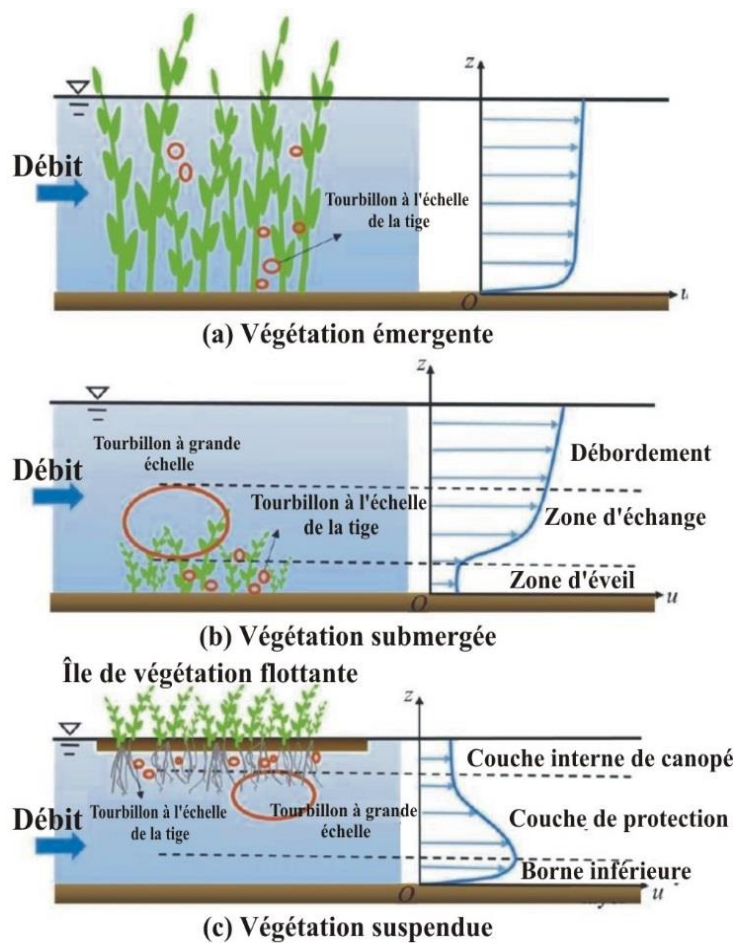


Figure 1. 6 : Diagramme des trois types de végétation dans les rivières et des profils de vitesse correspondants

3.5.1 Végétation émergente

Dans les écoulements à végétation émergente, la dispersion longitudinale est le résultat de deux mécanismes opposés. D'une part, le piégeage des tourbillons, généré par les perturbations

turbulentes derrière les tiges, est favorisé par une densité végétale élevée (White & Nepf, 2003). D'autre part, l'hétérogénéité spatiale de la vitesse, réduite par la diminution de la turbulence et de la vitesse moyenne provoquée par la végétation (Ratha et al., 2018), agit en sens inverse. La densité de la canopée module ces mécanismes de manière antagoniste : une densité accrue amplifie le piégeage des tourbillons, mais réduit l'hétérogénéité de la vitesse, conduisant à une relation non linéaire entre la dispersion longitudinale et la densité (Nepf et al. 1997). Le nombre de Reynolds détermine la dominance de ces effets : à faible Reynolds, le piégeage des tourbillons prédomine, réduisant la dispersion longitudinale avec l'augmentation de la densité, tandis qu'à Reynolds élevé, ces effets se compensent, rendant la dispersion moins sensible à la densité (White & Nepf, 2003). Les paramètres morphologiques des tiges, tels que le diamètre et l'espacement, influencent également la dispersion. Toutefois, l'espacement entre les tiges est proposé en tant qu'échelle de longueur plus pertinente pour normaliser la dispersion. Les modèles actuels, fondés sur des échelles uniques (diamètre ou espacement), ne capturent pas la complexité des écoulements naturels, caractérisés par des vortex multi-échelles (Sonnenwald et al. 2019).

3.5.2 Végétation submergée

Dans les écoulements à végétation submergée, la dispersion longitudinale est significativement plus élevée que dans les conditions émergentes, en raison d'une structure d'écoulement en plusieurs couches qui amplifie le gradient vertical de vitesse (Wang et al. 2019 ; Li et al. 2015). Le profil de vitesse se stratifie en trois zones distinctes : l'écoulement libre, au-dessus de la canopée, dominé par la dispersion par cisaillement à grande échelle ; la zone d'échange, à l'interface entre la canopée et l'écoulement, où des tourbillons cohérents favorisent les échanges de masse et de quantité de mouvement ; et la zone intra-canopée, où la dispersion est principalement gouvernée par les tourbillons à l'échelle des tiges (Ghisalberti et al. 2002).

Le rapport de submersion (rapport entre la hauteur d'eau et la hauteur de la végétation) contrôle l'intensité de ces mécanismes. Lorsque ce rapport est inférieur à 3,5, la dispersion augmente avec la submersion, car le cisaillement domine (Shucksmith et al. 2010). En revanche, au-delà d'un rapport de 10 (submersion profonde), l'homogénéisation du gradient de vitesse réduit la dispersion malgré des interactions turbulentes complexes (Fitzmaurice et al. 2004 ; Finnigan et al. 2009). Cette tendance est confirmée par Huang et al., qui observent une diminution de la dispersion en eau profonde.

La densité de la canopée joue également un rôle clé : une faible densité permet une pénétration plus profonde des tourbillons et un renouvellement rapide de l'eau (de l'ordre de quelques

minutes), limitant ainsi la dispersion (Nepf et al. 2007) . À l'inverse, une canopée dense restreint les échanges verticaux à des tourbillons locaux à l'échelle des tiges, ce qui prolonge le temps de rétention (jusqu'à plusieurs heures) et augmente la dispersion. Toutefois, les modèles fondés uniquement sur le temps de rétention sous-estiment la dispersion, soulignant la nécessité d'intégrer les variations de vitesse pour une meilleure estimation (Shin et al. 2020).

3.5.3 Végétation suspendue

Les îlots de végétation flottante, utilisés comme solutions éco-responsables pour la dépollution et l'embellissement urbain (Nuruzzaman et al., 2021), génèrent des écoulements biphasés comparables à ceux des canopées submergées. Ils induisent une réduction de la vitesse à travers de la canopée, une structuration en deux couches (écoulements rapides et lents) et la formation de tourbillons de Kelvin-Helmholtz à l'interface entre la canopée et l'écoulement (Plew 2011 ; Wenxin Huai et al. 2012). Cependant, contrairement aux canopées submergées, ces végétations suspendues interagissent principalement avec la surface libre, créant une couche limite supérieure, tandis que l'influence du lit est réduite (Li et al. 2019).

Le profil de vitesse longitudinale atteint son maximum près du lit avant de décroître dans la canopée. Les contraintes de cisaillement de Reynolds sont maximales à l'interface, favorisant une dispersion par cisaillement intense. Ce phénomène permet d'estimer la dispersion longitudinale en se basant sur un modèle à trois zones intégrant le profil de vitesse et des points clés comme la vitesse maximale (Huai & Li, 2016). Les simulations numériques, notamment par modèle de déplacement aléatoire (Liu et al. 2018), montrent que la végétation suspendue allonge la durée requise pour atteindre un régime de dispersion stable. De plus, les travaux d'Ai et al. (Y.-D. Ai et al., 2022) mettent en évidence l'impact des conditions initiales, telles que la déformation du nuage de concentration et le déplacement du centroïde, sur la dispersion en phase pré-asymptotique.

3.5.4 Dispersion longitudinale dans les rivières végétalisées

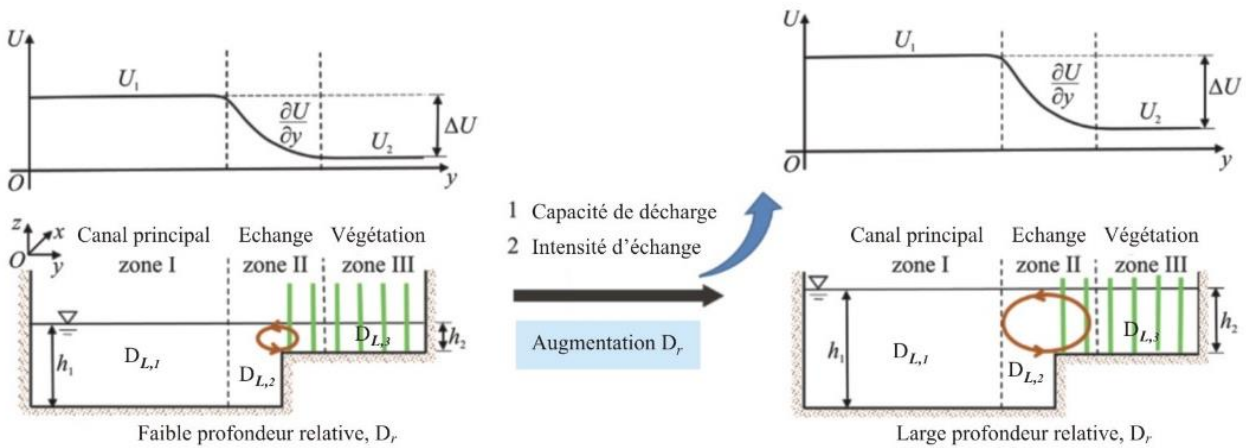


Figure 1. 7 : Schéma de l'effet du rapport de la profondeur relative (D_r) sur la dispersion longitudinale dans les canaux composés avec des plaines d'inondation végétalisées

La végétation riveraine et les plaines inondables modifient significativement l'hétérogénéité spatiale des écoulements, engendrant des gradients de vitesse latéraux entre le chenal principal et les zones végétalisées (Figure 1.7). Ces gradients, associés à des tourbillons cohérents près des interfaces, amplifient la dispersion longitudinale via des mécanismes de mélange turbulent et de piégeage de polluants. Le rapport de la profondeur relative D_r (plaine inondable/chenal principal ($\frac{h_2}{h_1}$)) joue un rôle ambivalent : son augmentation accroît les échanges de masse par renforcement des instabilités de cisaillement et des tourbillons à grande échelle, augmentant ainsi la dispersion (Hamidifar et al. 2015 ; Farzadkhoo et al. 2019).

Toutefois, pour des valeurs élevées de D_r , la réduction globale des vitesses due à la dominance du frottement végétal et à la submersion profonde atténue cet effet, conduisant à une diminution paradoxale de la dispersion (Gu et al., 2019a). Cette dualité s'explique par l'équilibre entre l'énergie des structures tourbillonnaires (favorisant le mélange) et la vitesse moyenne (contrôlant l'advection). Par ailleurs, la densité végétale, l'arrangement des tiges et la morphologie du canal modulent ces interactions, complexifiant la prédiction du coefficient de dispersion D_L . Ces résultats soulignent l'importance d'intégrer simultanément les paramètres hydrauliques, écologiques et géométriques pour modéliser fidèlement les processus de transport dans les écosystèmes fluviaux hétérogènes.

3.5.5 Principales études sur le coefficient de dispersion longitudinale.

L'étude de l'impact de la végétation sur l'hydrodynamique des rivières et le transport des polluants peut fournir une aide théorique efficace pour la rétention de la pollution des rivières. Les études sur le coefficient de dispersion longitudinale mettent en évidence des relations variées selon le type de végétation. Pour la végétation émergente, Nepf et al. montrent que le coefficient de dispersion longitudinale décroît lorsque la densité végétale augmente (Nepf et al. 1997), tandis que White et Nepf révèlent que le coefficient de dispersion par piégeage de tourbillons est positivement corrélé à la densité, contrairement à un autre coefficient de dispersion (White & Nepf, 2003). Sonnenwald et al. soulignent une relation positive entre le coefficient de dispersion longitudinale et le diamètre des végétaux, mais leurs travaux ultérieurs indiquent que les intervalles entre tiges sont plus pertinents que le diamètre des végétaux pour quantifier le coefficient de dispersion longitudinale en écoulements végétalisés (Sonnenwald et al. 2017 ; Sonnenwald et al. 2019).

Concernant la végétation submergée, Shin et al. et Shucksmith et al. observent une relation positive entre le taux de submergence (1,0 à 3,5) et la dispersion (Shin et al 2020 ; Shucksmith et al. 2010). Cependant, Huang et al. notent une corrélation négative lorsque le taux de submergence dépasse 10 (Huang et al. 2015). Par ailleurs, Nepf et al. et Shin et al. signalent que le coefficient de dispersion longitudinale augmente avec la densité végétale (Nepf et al. 2007 ; Shin et al. 2020).

Pour la végétation suspendue, Liu et al. et Ai et al. analysent la distorsion du nuage de concentration, l'évolution temporelle de l'intensité de dispersion et le déplacement du centroïde en phase pré-asymptotique (Liu et al. 2018 ; Ai et al. 2023).

Dans les canaux composés avec plaines inondables végétalisées, Hamidifar et al., Perucca et al. et Farzadkhoo et al. démontrent qu'une augmentation du rapport de profondeur entre la plaine inondable et le canal principal accroît la dispersion, attribuée à la hausse des vitesses (Hamidifar et al. 2015 ; Perucca et al. 2009 ; Farzadkhoo et al. 2019). À l'inverse, Gu et al. observent une diminution de la dispersion avec le rapport de profondeur, liée à une réduction des vitesses. Ils notent aussi une corrélation positive entre densité végétale et dispersion (Gu et al., 2019b).

Enfin, pour les patches de végétation, Park et Hwang soulignent que l'échelle spatiale des arrangements influence davantage la dispersion que la traînée des tiges (Park & Hwang, 2019). Dang et al. et Kalinowska et al. indiquent que le coefficient de dispersion longitudinale augmente avec la couverture végétale jusqu'à stabilisation dans un paysage végétal stable (Kalinowska et al. 2022 ; Dang et al. 2023).

3.6 Approches de modélisation et applications pratiques

3.6.1 Modèles des transports de polluant

Les travaux fondateurs de Thomann ont posé les bases théoriques de la modélisation du transport des polluants (Thomann, 1972), au fur et à mesure, les avancées méthodologiques ont été structurées en mettant en évidence l'importance des modèles déterministes fondés sur des équations différentielles, et des modèles stochastiques, intégrant des approches probabilistes (Benedini & Tsakiris, 2013) (Tableau 1.2).

L'évolution des modèles traduit un passage progressif vers des approches multidimensionnelles et interdisciplinaires. Initialement basés sur des systèmes linéaires et des hypothèses simplificatrices, ces outils intègrent aujourd'hui des processus non linéaires, des interactions écosystémiques et des maillages adaptatifs, comme en témoignent les récents modèles 3D couplés à des modules écologiques. Toutefois, des défis subsistent, notamment dans la quantification des paramètres incertains (ex. coefficients de réaction) et l'ajustement des échelles spatio-temporelles, aspects cruciaux pour les polluants émergents et les systèmes fluviaux complexes.

La fiabilité des modèles repose sur la qualité des données, allant des mesures in situ aux bases de données dynamiques, nécessitant des méthodes avancées d'assimilation et de traitement statistique. Il faut souligner l'importance des bases de données structurées pour combler les lacunes observationnelles (Tsakiris & Alexakis, 2012). L'essor de l'intelligence artificielle et des plateformes open source ouvre aujourd'hui la voie à une optimisation adaptative et à des simulations en temps réel, renforçant le rôle de ces modèles dans la gestion durable des ressources en eau et l'atténuation des risques environnementaux.

Tableau 1. 2 : Principaux modèles de qualité de l'eau pour les rivières et les ruisseaux

Modèle	Année	Domaine d'application	Organisme/Pays
CE-QUAL	1982	Modélisation du transport et des processus biogéochimiques	US Army Corps of Engineers (USACE)
DELWAQ	1985	Simulation du transport de substances polluantes	Delft Hydraulics (Pays-Bas)
QUAL2E	1987	Modélisation de la qualité de l'eau en régime permanent	US Environmental Protection Agency (EPA)
AQUASIM	1994	Simulation des processus de transport et de transformation physico-chimiques et biologiques	Eawag (Suisse)
TELEMAC	1991	Modélisation hydrodynamique couplée au transport de polluants	EDF-LNHE (France)
HEC-RAS	1995	Modélisation unidimensionnelle des écoulements, du transport solide et de la qualité de l'eau	US Army Corps of Engineers (USACE)
PC-QUASAR	1997	Simulation hydrodynamique et de la dispersion des polluants	Centre for Ecology and Hydrology (UK)
MIKE 11	1999	Modélisation intégrée de l'hydrodynamique, du transport sédimentaire et de la qualité de l'eau	DHI (Danemark)
TOPCAT-NP	2008	Simulation du ruissellement, de l'écoulement fluvial et du transfert de nutriments	Lancaster University (UK)
MONERIS	2009	Estimation régionale des apports en nutriments à l'échelle des bassins versants	Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries (IGB, Allemagne)
SIMCAT	2010	Modélisation du devenir et du transport des solutés	UK Environment Agency
EFDC+	2010	Modélisation hydrodynamique 3D et simulation de la qualité de l'eau	Tetra Tech (USA)

Modèle	Année	Domaine d'application	Organisme/Pays
Open FOAM (modules)	2011	Modélisation numérique sur mesure de la dispersion des polluants	Open FOAM Foundation
MIKE 21/3 ECO Lab	2012	Modélisation 2D/3D des processus de qualité de l'eau	DHI (Danemark)
WASP8	2013	Simulation des processus complexes affectant la qualité de l'eau	US Environmental Protection Agency (EPA)
SWMM 5.1	2014	Simulation de la qualité des eaux pluviales urbaines et du transport des contaminants	US Environmental Protection Agency (EPA)
Delft3D FM Suite	2015	Modélisation hydrodynamique intégrée et de la qualité de l'eau	Deltares (Pays-Bas)
HEC-RAS 5.0	2016	Qualité de l'eau et du transport sédimentaire	US Army Corps of Engineers (USACE)

3.6.1 Aspects hydrodynamiques des polluants conservatifs

Dans la nature, la majorité des polluants subissent des processus de dégradation ou de transformation. Ceux-ci peuvent inclure des réactions chimiques, biologiques ou physiques qui modifient la structure de la substance, la rendant moins toxique ou l'éliminant de l'environnement. Par exemple, certains polluants organiques se décomposent en présence de micro-organismes ou sous l'effet de l'oxygène. Ce processus de dégradation est dynamique et dépend de plusieurs facteurs, tels que la composition de l'eau, la température et la présence de nutriments ou de catalyseurs biologiques.

Cependant, un polluant passif, ou polluant conservatif, désigne une substance qui, une fois introduite dans un milieu aquatique, ne subit pas de transformations chimiques ou biologiques significatives pendant sa circulation. Ce type de polluant se caractérise par sa stabilité dans l'environnement, ce qui signifie qu'il ne se dégrade pas, ne se consomme pas et ne réagit pas avec les autres composés présents. L'un des aspects hydrodynamiques clés des polluants conservatifs est leur transport à travers les courants et les écoulements d'eau. En raison de leur inertie chimique, ces polluants suivent généralement des trajectoires relativement prévisibles, leur dispersion essentiellement conditionnée par la vitesse de l'eau, la turbulence et les variations de température. La diffusion des polluants conservatifs, un facteur essentiel dans leur

étude, permet de modéliser leur répartition et leur concentration au fil du temps, sans que des réactions chimiques n'altèrent ces processus.

4 Transport particulaire en milieu aquatique

4.1 Principes du transport particulaire

4.1.1 Transport particulaire et dynamique fluviale

Le transport des sédiments est un facteur déterminant dans l'évolution des systèmes fluviaux, influençant leur morphologie et leur fonctionnement hydraulique (Nazir et al., 2016). Ce processus résulte du mouvement et de la redistribution des particules sédimentaires sous l'effet des forces hydrodynamiques (Vargas-Luna et al., 2019), déterminant ainsi la structure et l'évolution des lits fluviaux. L'accumulation de sédiments (aggradation) et leur érosion (dégradation) contribuent à façonner des configurations géomorphologiques distinctes au sein des cours d'eau (Mugade & Sapkale, 2015).

La capacité de transport sédimentaire est un facteur clé dans ces processus. Une surcharge en sédiments peut entraîner une réduction de cette capacité et modifier les trajectoires d'écoulement, augmentant le risque de déplacement du lit de la rivière et d'inondations dans les zones adjacentes (Recking 2013 ; Badoux et al. 2014 ; Rickenmann et al. 2016).

L'évaluation du rendement sédimentaire permet d'estimer les quantités de sédiments transportées et déposées dans les estuaires et autres masses d'eau, fournissant des informations fondamentales pour la gestion des ressources en eau et la planification environnementale (James et al., 2010). La nature du transport sédimentaire, contrôlée par les conditions hydrauliques, influence directement les processus d'érosion, de transport et de dépôt des particules (Aksoy et al. 2024). Toutefois, la variabilité spatiale et temporelle des sédiments complique la mesure précise de leur dynamique, ce qui complique la caractérisation des sources et des zones de dépôt ainsi que la validation des modèles de transport sédimentaire (Pickup & Marks, 2000).

Le sédiment commence dans le réseau de canaux en amont et les zones de haute altitude sous forme d'érosion, et se déplace vers l'aval lorsque le canal a une puissance d'écoulement suffisante. La quantité de sédiments transportés par l'eau vers les zones en aval est directement liée au débit (Simon & Rinaldi, 2006). Des débits plus élevés entraînent une plus grande capacité de transport sédimentaire. Les petites crues peuvent transporter des particules fines en suspension, tandis que des crues plus importantes sont nécessaires pour déplacer des particules de sédiments plus grosses telles que le gravier, les galets et les blocs. Lors des tempêtes de modérée intensité, de grandes particules de sédiment sont couramment piégées dans le lit du

canal, ce qui conduit à la formation de bancs de sédiments le long du canal. Ces bancs sont des accumulations de sédiments qui peuvent affecter la morphologie du chenal. Le processus de détachement des sédiments du bassin versant et la capacité de transport du système de chenal influencent la charge sédimentaire à un emplacement particulier (Gurnell et al., 2002). Ces facteurs sont influencés par les caractéristiques du débit (telles que la vitesse d'écoulement et le débit), la forme du canal et les activités humaines. Il est essentiel d'évaluer les effets des caractéristiques d'écoulement, de la forme du canal et des activités humaines sur l'érosion et le transport sédimentaire.

4.1.2 Modes de transport des matériaux solides

Les sédiments désignent des particules d'origine et de dimensions variées, issues de l'érosion de matériaux naturels sous l'action de l'eau, du vent, de la glace ou de la gravité. Arrachées à leur substrat initial, ces particules sont ensuite transportées jusqu'à leur dépôt, souvent sous forme de couches successives qui constituent les formations sédimentaires (Dréano, 2009). Les cours d'eau peuvent également véhiculer d'autres éléments solides, tels que des troncs d'arbres déracinés ou des blocs de glace, notamment en période de crue ou dans les régions froides (Degoutte, 2007).

La dynamique du transport solide dans les rivières dépend de plusieurs facteurs, notamment de la morphologie fluviale et de la nature des terrains traversés. On distingue généralement trois principaux modes de déplacement des sédiments (Figure 1.8).

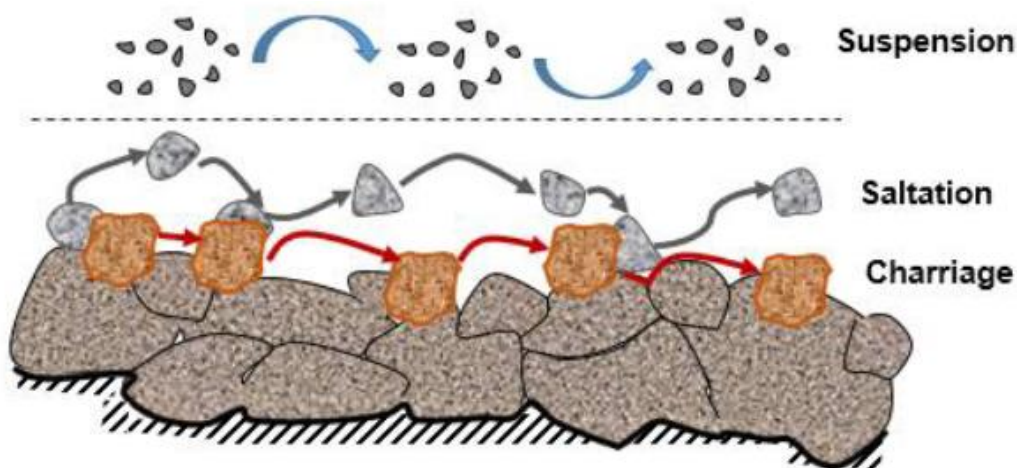


Figure 1. 8 : différents modes de transport solide

4.1.2.1 Transport par charriage

Ce mode concerne principalement les grosses particules telles que les graviers, galets ou blocs. Celles-ci restent en contact quasi permanent avec le fond du lit et se déplacent sous l'effet du courant en glissant, roulant ou par petits sauts. Le transport par charriage débute lorsque la contrainte exercée par l'écoulement atteint une valeur critique, appelée force tractrice critique τ_c , suffisante pour vaincre la résistance au mouvement des sédiments déposés (De Linares, 2007).

4.1.2.2 Transport en suspension

Les particules fines (argiles, limons, sables fins) sont entraînées dans la masse d'eau sans retomber immédiatement sur le lit de la rivière. Leur maintien en suspension résulte d'un équilibre dynamique entre leur poids, qui tend à les faire chuter selon leur vitesse de chute w_s , et les effets turbulents de l'écoulement, qui diffusent la concentration verticale. Ce type de transport est prédominant dans les eaux chargées en matières fines et à forte turbulence.

4.1.2.3 Transport par saltation

La saltation constitue un mode de déplacement intermédiaire entre le charriage et la suspension. Les particules effectuent des bonds successifs : elles quittent le fond, restent brièvement en suspension, puis retombent. Ce phénomène, bien que couramment observé, n'est pas décrit par une théorie spécifique et est généralement intégré aux analyses de transport par charriage.

4.1.3 Vitesse de chute des particules sédimentaires

La vitesse de chute (ou vitesse de sédimentation (Tableau 1.3)) d'une particule dans un fluide résulte de l'équilibre entre trois forces : la gravité (ou poids réel de la particule), la poussée d'Archimède, et la force de traînée exercée par le fluide. Lorsque ces forces se compensent, la particule atteint une vitesse constante appelée vitesse de chute terminale w_s . Cette vitesse dépend fortement du nombre de Reynolds particulaire Re_p , défini par :

$$Re_p = \frac{w_s d}{\nu} \quad (1.57)$$

Tableau 1. 3 : Vitesse de chute en fonction de nombre de Reynolds

Régime	Nombre de Reynolds Re_p	Formule de w_s applicable	C_d
Stokes	$Re_p < 0,5$	$w_s = \frac{(\rho_s - \rho)gd^2}{18\mu}$	$C_d = \frac{24}{Re_p}$
Transition	$0,5 < Re_p < 1000$	Formules empiriques (Dietrich, Ferguson & Church...)	
Inertiel	$1000 < Re_p$	$w_s = \sqrt{\frac{4}{3} \cdot \frac{(\rho_s - \rho)gd}{\rho C_d}}$	$C_d \approx 0.44$

Où d est le diamètre de la particule et ν la viscosité cinématique du fluide et C_d est le coefficient de traînée. Le comportement du système varie selon trois régimes de Re_p , chacun étant associé à une expression différente de la vitesse de chute.

4.1.4 Nombre de Shields

Le nombre de Shields θ est une grandeur adimensionnelle exprimant le rapport entre les forces hydrodynamiques (traînée et portance) et la force gravitaire submergée d'une particule. Il est défini par :

$$\theta = \frac{\tau_b}{(\rho_s - \rho)gd} \quad (1.58)$$

Ainsi, le nombre de Shields critique θ_c correspond à la valeur minimale de θ pour initier le mouvement des grains. Il dépend de paramètres tels que le nombre de Reynolds particulaire, la forme des grains, la pente et la densité relative. Shields a proposé une valeur moyenne de $\theta_c \approx 0.05$. Plusieurs formulations empiriques existent, dont celles de :

- (Van Rijn, 1984) : via un ajustement au diagramme de Shields
- (Soulsby, 1997): formulation analytique
- (Brownlie, 1983): conversion du diagramme de Shields en fonction du Reynolds
- (Recking, 2013): modèles tenant compte du charriage et de la pente

4.2 Hydrodynamique et transport de sédiments dans les chenaux végétalisés

La distribution spatiale de la végétation dans les rivières suit généralement le relief du lit fluvial et diminue avec la concentration en sédiments en suspension (Gruber et Kemp 2010; Zhang et al. 2020). Ce dernier point souligne l'effet de la végétation sur la rétention des sédiments et la purification de l'eau. Le transport sédimentaire, comprenant principalement le déplacement par

charriage et le déplacement en suspension, représente un enjeu majeur pour les fonctions écologiques.

4.2.1 Transport en suspension

La quantité de particules transportées en suspension est communément estimée en multipliant la vitesse de transport des sédiments par la concentration de sédiments en suspension (SSC). Il peut également être déterminé directement à partir de la valeur moyenne de la concentration sur toute la section transversale (Huai et al. 2021). Dans les rivières dont le lit est végétalisé, la vitesse de transport en suspension est généralement assimilée à la vitesse moyenne de l'écoulement, du fait de la faible inertie des particules en suspension (Richter & Chamecki, 2018).

L'étude du profil vertical de la concentration en suspension constitue ainsi une première étape logique pour estimer le transport en suspension. Le coefficient de diffusion sédimentaire ε_s , qui traduit l'effet de la turbulence générée par les tourbillons de sillage végétal, est un paramètre déterminant pour le transport des sédiments en suspension. Il est couramment lié au coefficient de diffusion du moment turbulent ε_m à l'aide du nombre de Schmidt turbulent noté St_c , via :

$$\varepsilon_s = \frac{\varepsilon_m}{St_c} = \eta \varepsilon_m \quad (1.59)$$

Où $\eta = \frac{1}{St_c}$ est un facteur empirique. Ce facteur η a été obtenu par ajustement de profils expérimentaux de concentration verticale en suspension dans plusieurs études (Li et al. 2018 ; Li et al. 2019 ; Li et al. 2020).

En général, la distribution verticale de la SSC dans les chenaux végétalisés présente des caractéristiques différentes de celles observées dans les chenaux nus :

- Au-dessus de la végétation, la SSC diminue classiquement avec la hauteur.
- À l'intérieur de la végétation, la SSC peut augmenter vers le lit à cause de la production de turbulence par les tourbillons de sillage des tiges.

Les études ont aussi mis en évidence que la diffusion longitudinale est affectée par l'hétérogénéité spatiale créée par la végétation. (Huai et al. 2020) ont ainsi proposé une formulation analytique du profil de SSC en intégrant cet effet de dispersion dans la zone végétalisée, tout en le négligeant dans la zone libre.

4.2.2 Transport par charriage (bed-load transport)

Comme mentionné précédemment, le flux mobilisable par charriage est réduit dans les zones végétalisées, en raison de la diminution du cisaillement au lit provoquée par le transfert de la quantité de mouvement par les tiges végétales. Les modèles de taux de charriage reposent principalement sur deux approches théoriques : la théorie basée sur le cisaillement au lit et la théorie fondée sur l'énergie cinétique turbulente (TKE).

4.2.2.1 Approche par le cisaillement au lit

En écoulement sur lit nu, le taux de transport de sédiments est classiquement estimé à partir du cisaillement au lit τ_b , car celui-ci est considéré comme le principal critère du mouvement initial des sédiments (critère de Shields) (Einstein, 1950).

La plupart des études ont prolongé cette méthode aux chenaux végétalisés en décomposant le cisaillement total en trois composantes : τ_b le cisaillement au lit (effectif pour le mouvement sédimentaire), τ_v : le cisaillement induit par la végétation et τ_g le cisaillement lié aux interactions entre grains (Jordanova et James 2003; Wu et al. 2006 ; Le Bouteiller et Venditti 2015) .

Cependant, la principale difficulté dans ces modèles réside dans l'estimation correcte de τ_b en présence de végétation. Bien que ces modèles donnent une direction utile pour l'analyse du charriage, ils présentent une limitation majeure : ce sont des formules empiriques dérivées de jeux de données limités, et donc leur portée reste restreinte.

4.2.2.2 Approche par l'énergie cinétique turbulente (TKE)

Des études récentes suggèrent que l'énergie cinétique turbulente (TKE) peut constituer un meilleur critère de mise en mouvement des sédiments que le cisaillement au lit (Yang et al. 2016 ; Tinoco et Coco 2016). Par conséquent, plusieurs travaux ont proposé des modèles de capacité de charriage basés sur la TKE, appliqués à des écoulements végétalisés (Yang et Nepf 2018 ; Yang et Nepf 2019).

L'exploration de l'impact de la TKE sur le taux de charriage a suscité des expérimentations centrées sur deux axes qui sont la mise en mouvement initiale des sédiments et l'évolution de la TKE dans les écoulements végétalisés.

4.2.3 Influence de la végétation sur la morphologie fluviale

La capacité de charriage est réduite dans les zones végétalisées, car le cisaillement au lit est diminué par l'absorption du moment cinétique par les tiges végétales. En outre, les processus de dépôt et d'érosion ont un effet direct sur la croissance et la colonisation de la végétation, notamment en transportant les matières organiques fixées aux particules sédimentaires (Vandenbruwaene et al., 2011). Certaines études ont mis en évidence ces boucles de rétroaction entre croissance végétale et dynamique sédimentaire (Cotton et al. 2006 ; Västilä et al. 2016 ; Yamasaki et al. 2019), suscitant un intérêt croissant pour leur intégration dans la gestion des rivières.

Chaque composante fondamentale du système morphodynamique fluvial est affectée par la végétation riveraine (Gibling & Davies, 2012), incluant le champ d'écoulement, la structure de turbulence, le transport sédimentaire et l'évolution du lit fluvial (Nepf 2012 ; Politti et al. 2018). De plus, la végétation est un facteur déterminant dans la stabilité des berges, soit en la renforçant, soit en l'affaiblissant, ce qui peut conduire à leur stabilisation ou, au contraire, à leur effondrement. L'ajustement morphologique global des rivières résulte donc de l'interaction entre ces multiples facteurs (Allmendinger et al., 2005).

4.2.3.1 Influence sur les berges

L'érosion des berges est généralement liée à trois mécanismes : la rupture de masse, l'érosion fluviale (par cisaillement) et l'érosion subaérienne (liée à l'humidité du sol et aux variations climatiques). La végétation riveraine modifie ces processus à travers :

- Des effets positifs : Les racines végétales renforcent la cohésion du sol et améliorent la résistance au cisaillement, ce qui diminue la probabilité d'effondrement (Pollen et al. 2004). Des études in situ, comme celle de Yu et al. (Yu et al. 2020) dans la rivière Tarim (Chine), ont montré que les racines augmentent la résistance mécanique des berges.
- Des effets négatifs : Une trop forte concentration de racines en surface peut déplacer la surface de rupture, provoquant une érosion accrue. De plus, les macropores racinaires peuvent augmenter l'infiltration ou générer une surcharge hydraulique, réduisant ainsi la stabilité globale (Simon & Collison, 2002).

4.2.3.2 Influence sur les plaines inondables

Il est bien établi que les processus de dépôt et d'érosion sur les plaines d'inondation sont liés aux écoulements de débordement. Toutefois, l'effet réel de la végétation riveraine sur ces

processus (en amplitude et en direction) reste incertain (Steiger et al. 2001 ; Nicholas et Mitchell 2003).

Des résultats expérimentaux et des simulations numériques suggèrent que les taux de sédimentation sont accrus sur des plaines inondables végétalisées, notamment pendant les crues. Cela se traduit par une capacité de rétention accrue des sédiments fins et des nutriments.

4.2.3.3 Influence sur le chenal fluvial

Au sein du chenal, la végétation modifie les formes fluviales (en induisant des méandres ou des chenaux secondaires), elle ralentit les vitesses d'écoulement, diminue la capacité de transport des sédiments et favorise la formation de bancs sableux et l'accumulation latérale.

Ces effets sont visibles à différentes échelles. À l'échelle du lit mineur, de la plaine d'inondation, ou de la forme du cours d'eau (canal rectiligne, méandre, divagation). L'influence de la végétation sur la morphogenèse fluviale devient particulièrement importante dans les rivières peu profondes ou à écoulement lent, où les plantes aquatiques peuvent s'établir de façon permanente.

5 Conclusion

Ce chapitre initial a fourni une base théorique solide pour l'étude des phénomènes hydrodynamiques et les mécanismes de transport qui se manifestent dans les systèmes fluviaux. À travers une exploration détaillée des modèles d'écoulement, des régimes de turbulence, des équations fondamentales et des processus de dispersion et de transport sédimentaire, il a révélé l'interdépendance entre les paramètres physiques du milieu et les comportements des polluants ou des particules solides.

Les effets de la rugosité du lit et de la végétation, en particulier, apparaissent comme des facteurs structurants qui modifient profondément la distribution des vitesses, l'intensité des échanges verticaux et les capacités de transport du fluide. Ces éléments ne peuvent être considérés isolément : ils interagissent au sein d'un système dynamique, sensible aux conditions hydrologiques, aux caractéristiques géomorphologiques et aux aménagements anthropiques. Comprendre cette complexité est essentiel pour analyser les réponses du milieu fluvial face aux perturbations naturelles ou induites par l'activité humaine.

En intégrant des approches théoriques, numériques et appliquées, ce chapitre constitue une étape indispensable pour aborder l'étude du comportement réel d'un cours d'eau soumis à des

contraintes multiples. Il offre les outils de lecture nécessaires pour interpréter, avec rigueur et nuance, les phénomènes observés sur le terrain.

Ces éléments théoriques trouvent désormais leur prolongement dans l'examen du contexte réel dans lequel s'inscrit ce travail, permettant ainsi d'articuler la connaissance des processus à l'analyse d'un environnement concret.

Chapitre II : Présentation de la zone d'étude

1 Introduction

Après avoir posé les bases théoriques sur les écoulements fluviaux, le transport de polluants et de sédiments, il est désormais nécessaire de replacer ces concepts dans un contexte réel. Comprendre les spécificités du territoire étudié permet d'analyser concrètement les interactions entre processus physiques et dynamiques environnementales.

Le présent chapitre est ainsi consacré à la présentation détaillée de la zone d'étude, à savoir le bassin versant de la Medjerda, principal fleuve de Tunisie. Cette analyse territoriale s'inscrit comme une étape indispensable pour ancrer les concepts exposés précédemment dans une situation réelle, où les interactions entre les facteurs naturels (géomorphologie, climat, régime hydrologique) et les actions anthropiques (aménagements hydrauliques, rejets, usages des sols) structurent les comportements fluviaux.

La partie initiale de ce chapitre propose une description générale de la Medjerda, en s'appuyant sur ses caractéristiques géographiques, hydrologiques et morphologiques, tout en retraçant les événements extrêmes marquants et les pressions induites par les activités humaines. L'analyse se prolonge ensuite par un état des lieux de la dynamique sédimentaire, en mettant en évidence l'évolution morphologique du lit, les apports et dépôts solides, ainsi que les effets des ouvrages de régulation comme le barrage de Sidi Salem.

Enfin, une attention particulière est portée à l'état de la pollution dans le bassin versant – qu'elle soit domestique, industrielle, agricole ou diffuse – ainsi qu'à la caractérisation du couvert végétal en bordure du fleuve. Ces éléments sont essentiels pour comprendre l'organisation spatiale et fonctionnelle du cours d'eau, ses zones sensibles, et les risques associés à l'érosion, à la sédimentation ou à la qualité des eaux.

Par cette lecture du territoire, ce chapitre prépare les bases de l'analyse environnementale et de la modélisation appliquée, qui seront développées dans les chapitres suivants.

2 Description de la Medjerda

2.1 Caractéristiques du bassin versant

La Medjerda, principal cours d'eau de la Tunisie, recueille les eaux sur une superficie de 23 700 km² depuis sa source près de Souk-Ahras (Algérie) et s'écoule en direction de l'est avant de rejoindre la mer Méditerranée (Figure 2.1). Elle capte environ 50 % des eaux de surface du pays et achemine en moyenne un milliard de mètres cubes d'eau par an, constituant ainsi une ressource essentielle pour la Tunisie. Son importance a attiré depuis longtemps l'attention des économistes et des techniciens.

La Medjerda s'étend sur environ 484 km et traverse une région où les précipitations moyennes annuelles varient entre 400 et 600 mm. Son bassin versant couvre 23 700 km², dont 32 % se situent en Algérie. En Tunisie, 44 % de cette superficie est sous le contrôle de barrages, le plus important étant celui de Sidi Salem, qui régule à lui seul une large partie des ressources hydriques du bassin.

Pour les conditions hydrauliques observées sur le tronçon étudié de l'oued Medjerda, le nombre de Reynolds présente des valeurs comprises entre 10^6 et 10^7 , traduisant un écoulement pleinement turbulent sur l'ensemble des situations considérées. Le nombre de Froude varie généralement de 0,1 à 0,7 pour les débits usuels, ce qui correspond à un régime fluvial, avec une propagation des ondes influencée par les conditions aval. Les valeurs du nombre de Shields associées aux conditions hydrauliques et granulométriques de la Medjerda s'étendent globalement de 0,01 à 0,5, indiquant une mise en mouvement fréquente des sédiments du lit, notamment lors des épisodes de crue. La variabilité observée reflète l'hétérogénéité des conditions locales le long du tronçon étudié

Grâce à son débit et à son étendue, la Medjerda représente la source d'approvisionnement en eau la plus importante du nord de la Tunisie. Elle représente environ 37 % des eaux de surface du pays et 22 % des ressources en eau renouvelables. Seul fleuve permanent du pays, il contribue stratégiquement dans la gestion de l'eau. Depuis plus de dix ans, son exploitation repose sur un réseau de barrages de stockage interconnectés, incluant également des ouvrages situés sur les petits bassins versants côtiers du nord.



Figure 2. 1 : Bassin versant de la Medjerda

2.2 Morphologie générale

Le bassin versant de la Medjerda se divise en trois sous-bassins distincts, chacun présentant des caractéristiques hydrologiques et géomorphologiques spécifiques. La haute vallée, qui s'étend de Ghardimaou au barrage de Sidi Salem, est alimentée par plusieurs affluents majeurs : sur la rive droite, les oueds Mellègue (10 700 km²) et Tessa (2 420 km²), tandis que sur la rive gauche, on trouve les oueds Béja (340 km²) et Zarga (320 km²). Plus en aval, la moyenne vallée s'étire du barrage de Sidi Salem jusqu'au barrage de Laâroussia et reçoit les eaux des affluents Khalled, Siliana et Lahmar. Enfin, la basse vallée s'étend du barrage de Laâroussia jusqu'à l'embouchure de la Medjerda à Ghar El Melh, incluant l'affluent Chafrou (588 km²).

Puisque notre zone d'application hydrodynamique se situe à la ville de Boussalem, nous nous concentrerons sur la description de la zone de la Haute Vallée de la Medjerda, afin de mieux comprendre les caractéristiques géographiques et hydrologiques spécifiques à cette région.

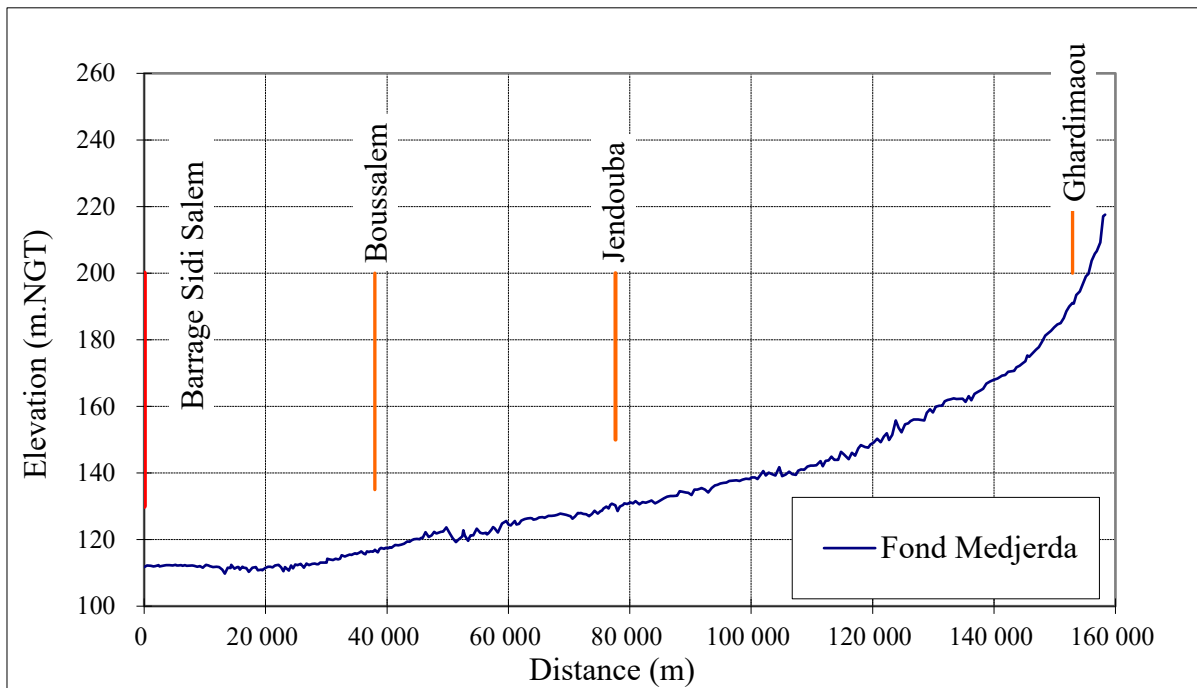


Figure 2. 2 : Profil longitudinal de l'Oued Medjerda, de la frontière algéro-tunisienne au barrage Sidi Salem.

Le profil altimétrique de l'Oued Medjerda présente une morphologie typique en trois phases distinctes sur les 160 km séparant la frontière du barrage Sidi Salem. La première section, sur les 20 km initiaux, se caractérise par une pente forte, avec une chute rapide de l'altitude d'environ 200 m à 170 m NGT, traduisant un contexte de piémont au relief marqué. La partie médiane, s'étendant jusqu'à environ 120 km depuis la frontière, affiche une pente modérée et régulière, où l'altitude descend progressivement de 170 m à 130 m NGT, correspondant à

l'entrée dans la large plaine alluviale et à un écoulement plus lent. Enfin, les derniers 40 km jusqu'au barrage présentent une pente très faible, quasi-nulle, l'altitude passant seulement de 130 m à environ 115 m NGT. Cette dernière section, à très faible énergie, est propice à la sédimentation ce qui est justifié par l'implantation du barrage Sidi Salem.

2.3 Réseau hydrographique

Le bassin hydrographique de la Medjerda est drainé principalement par l'oued Medjerda lui-même, accompagné de son affluent majeur, l'oued Mellègue. De nombreux autres oueds, de moindre importance en termes de débit et de pérennité, contribuent également au réseau hydrographique. Parmi eux, en rive droite, on trouve l'oued Tessa, l'un des affluents les plus importants, ainsi que les oueds Mellah, Simini (ou Masila), Thibar et Rarai. Ces cours d'eau drainent principalement la plaine de Boussalem et peuvent également capter les débordements de la Medjerda et du Tessa.

En rive gauche, plusieurs affluents alimentent la Medjerda, notamment l'oued Bouheurtma, l'oued Bèjà, l'oued Kasseb, ainsi que l'oued Boujaarine, qui draine les versants nord de Boussalem, et l'oued Bijaarine, qui traverse la région de Ben Bechir et Azzaba avant de rejoindre la Medjerda. Sur certains tronçons, le cours du fleuve est marqué par une sinuosité importante, avec un coefficient atteignant 1,9 (Figure 2.2).

Le réseau hydrographique est étroitement lié à un ensemble de barrages stratégiques, parmi lesquels le barrage de Sidi Salem, qui joue un rôle clé dans la régulation des eaux en aval.

A partir des chroniques de débits journaliers disponibles à la station hydrométrique de Boussalem sur 40 ans (Tableau 2.1), nous avons classé les débits dépassés pendant un nombre de jours donnés.

Tableau 2.1 : Débits journaliers dépassés en fonction du nombre de jours observés à la station hydrométrique de Boussalem (1979–2018)

Débit journalier dépassé (m ³ /s)	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	110	120	130
Nombre de jours observés/an	167	82	50	35	25	21	17	14	12	10	9	7	6

Les données hydrologiques disponibles pour l'oued Medjerda indiquent un débit moyen annuel d'environ 30 m³/s. Ce cours d'eau présente une variabilité saisonnière très marquée, avec des épisodes de basses eaux estivales où le débit peut se réduire à moins de 1 m³/s, et des débits hivernaux fréquents de l'ordre de 80 à 100 m³/s en saison humide (Khemiri et al., 2024). Les débits élevés, supérieurs à 80 m³/s, bien que moins fréquents, restent significatifs et

correspondent à des épisodes hydrologiques majeurs de la saison humide. À l'inverse, les débits très élevés ($>130 \text{ m}^3/\text{s}$) ne sont observés qu'un nombre limité de jours, traduisant le caractère ponctuel des crues. Cette distribution met en évidence une forte dissymétrie saisonnière du régime hydrologique de l'oued Medjerda, déterminante pour les processus de transport et de dépôt sédimentaire.

Lors d'événements exceptionnels, le débit peut atteindre des valeurs bien plus élevées, de l'ordre du millier de m^3/s ou plus. Cette tendance du module de débit de la Medjerda et l'ampleur de ses variations justifient le choix des débits de $100 \text{ m}^3/\text{s}$ et $200 \text{ m}^3/\text{s}$, qui seront analysés par la suite dans la partie consacrée aux simulations de transport sédimentaire.

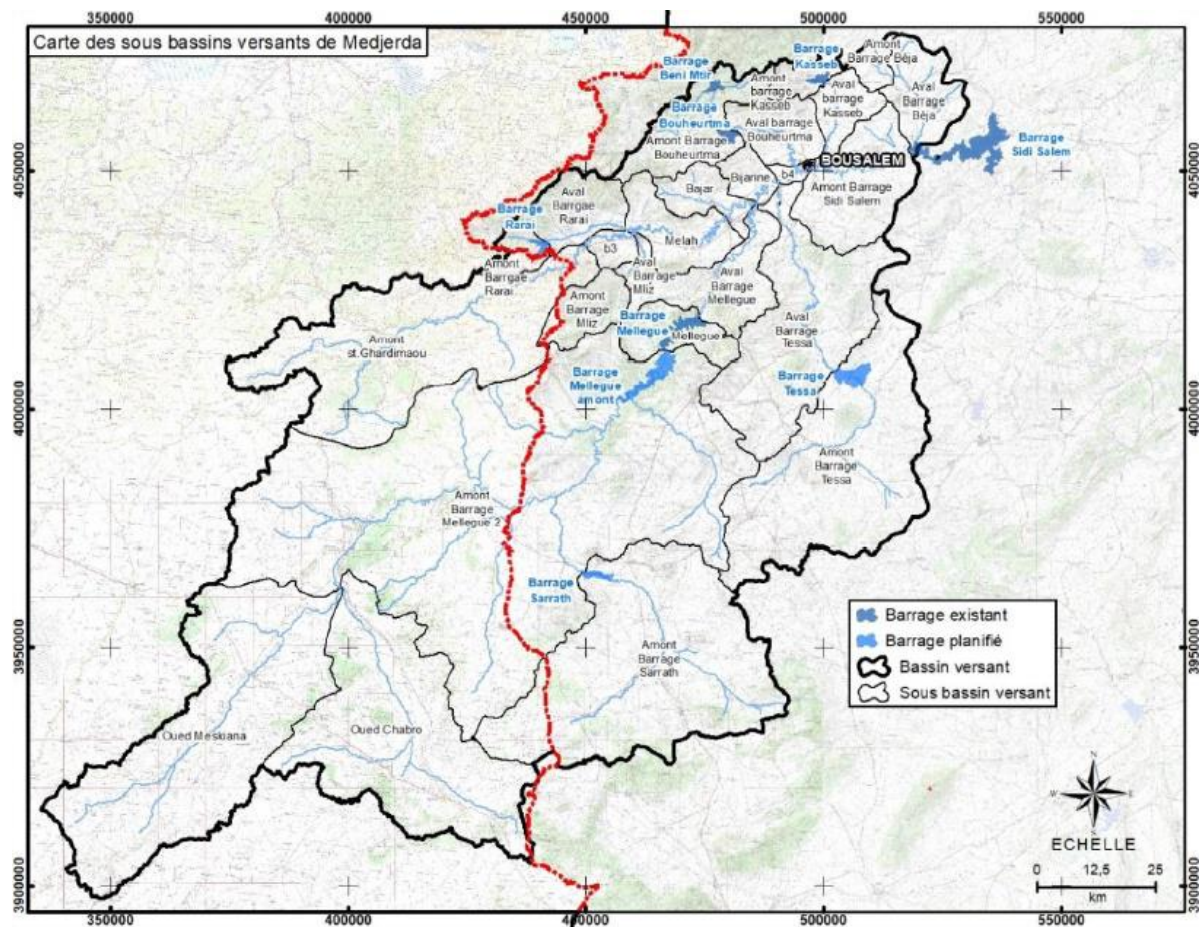


Figure 2. 3 : réseau hydrographique de la Medjerda

2.4 Historique des crues

Les crues historiques de l’oued Medjerda sont influencées par la répartition saisonnière des précipitations et la contribution de ses affluents. De manière générale, les écoulements à fortes pointes en rive droite sont plus fréquents à l'automne, tandis que les crues majeures en rive gauche, notamment à Ghardimaou, se produisent entre décembre et février. En hiver, les précipitations élevées dans la partie nord du bassin favorisent les inondations, tandis qu’au printemps et en automne, les fortes pluies sur la rive droite entraînent des crues soudaines aux

hydrogrammes aigus. L'analyse des crues passées montre que les grandes inondations ne se limitent pas à l'hiver, mais peuvent également survenir en périodes transitoires.

Les crues les plus marquantes illustrent ces dynamiques. Celle de septembre 1969, causée par une dépression d'altitude, a engendré un débit record dans l'affluent Mellègue, atteignant 4 480 m³/s. En mars 1973, une crue généralisée a provoqué d'importantes inondations avant la construction du barrage de Sidi Salem, avec des débits de pointe de 2 370 m³/s à Ghardimaou, 2 420 m³/s à Jendouba et 3 180 m³/s à Boussalem. En mai 2000, un fort débit en provenance de l'oued Mellègue (4 480 m³/s) conjugué à des précipitations intenses en amont de la Medjerda a entraîné des inondations atténuées par le barrage de Sidi Salem. La crue de janvier 2003, bien que son débit ne paraisse pas exceptionnel (2 600 m³/s à Mellègue, 1 090 m³/s à Ghardimaou, 1 070 m³/s à Jendouba et 1 020 m³/s à Bou Salem), a provoqué des inondations prolongées en raison de multiples crues successives, causant 10 décès, 27 000 sinistrés et des dégâts socio-économiques considérables (Tableau 2.2).

Dans les zones arides du bassin, notamment la région du Mellègue, de faibles variations des précipitations entraînent d'importantes fluctuations des débits, soulignant la vulnérabilité du bassin versant face aux événements extrêmes.

Tableau 2. 2 : Crue historiques dans le bassin versant de la Medjerda

Crue	Débits de pointe (m ³ /s)						
	Mellègue(K13)	Ghardimaou	Jendouba	Boussalem	Slougua	Mejez Elbab	Jedeida
	9000 km ²	1490 km ²	2414 km ²	16230 km ²	21000 km ²	21200 km ²	22680
Fev. 1907	-	-	1 610	-	-	-	-
Avril 1928	-	-	285	1 220	-	-	-
Mars 1929	-	-	-	1 760	-	-	-
Déc. 1931	341	-	488	2 060	-	2 250	-
Janv. 1940	98	-	1 400	1 780	-	-	-
Oct. 1947	-	-	81	1 700	-	1 280	-
Nov. 1948	-	-	-	851	-	891	-
Déc. 1952	-	-	-	904	-	981	-
1953	Réalisation du barrage de Mellègue						
Mars 1959	-	-	-	1 140	-	1 490	-
Sept. 1969	4 480	-	-	1 485	-	1 440	-
Déc. 1969	-	650	508				
Mars 1973	-	2 370	2 420	3 180	-	-	-
1976	-	1 013	970	-	-	-	-
1981	Réalisation du barrage de Sidi Salem						
Déc. 1984	600	570	750	900	-	-	-
Juil. 1989	-	-	-	-	470	-	-
Mai 2000	4 480	736	327	977	-	-	-
Janv. 2003	2 600	1 090	1 070	1 020	744	730	-
Janv. 2004	2 480	1 470	1 024	889	-	-	-
Janv. 2005	-	838	616	529	-	224	-
Avril 2009	-	-	-	-	365	262	-
Fév. 2012	369	1465	1170	723	-	-	324
Fév. 2015	-	751	471	595	-	-	-

2.5 Présentation de la zone d'étude

Dans le cadre de cette étude, on s'intéresse à la ville de Boussalem (étendue du bassin versant est de 16230 km²), qui se situe entre les coordonnées 36° 36' 40" nord, 8° 58' 11" est au niveau de la plaine alluviale de la haute vallée de la Medjerda, et qui a été souvent inondée (Rodier et

al., 1981). Le segment étudié présente une longueur de 17.8 km ; il est alimenté principalement par l'affluent Oued Bouhertma (Figure 2.4).

Boussalem bénéficie d'un climat méditerranéen tempéré, présentant des étés chauds d'après la classification de Köppen-Geiger. La température annuelle moyenne s'élève à 18,4°C et la pluviométrie moyenne de 454,8 mm. La ville de Boussalem compte plus de 36 000 habitants répartis dans 8 330 ménages et 8 841 logements, elle dispose également d'infrastructures routières, ferroviaires et industrielles. La zone urbaine mesure environ 556 hectares.

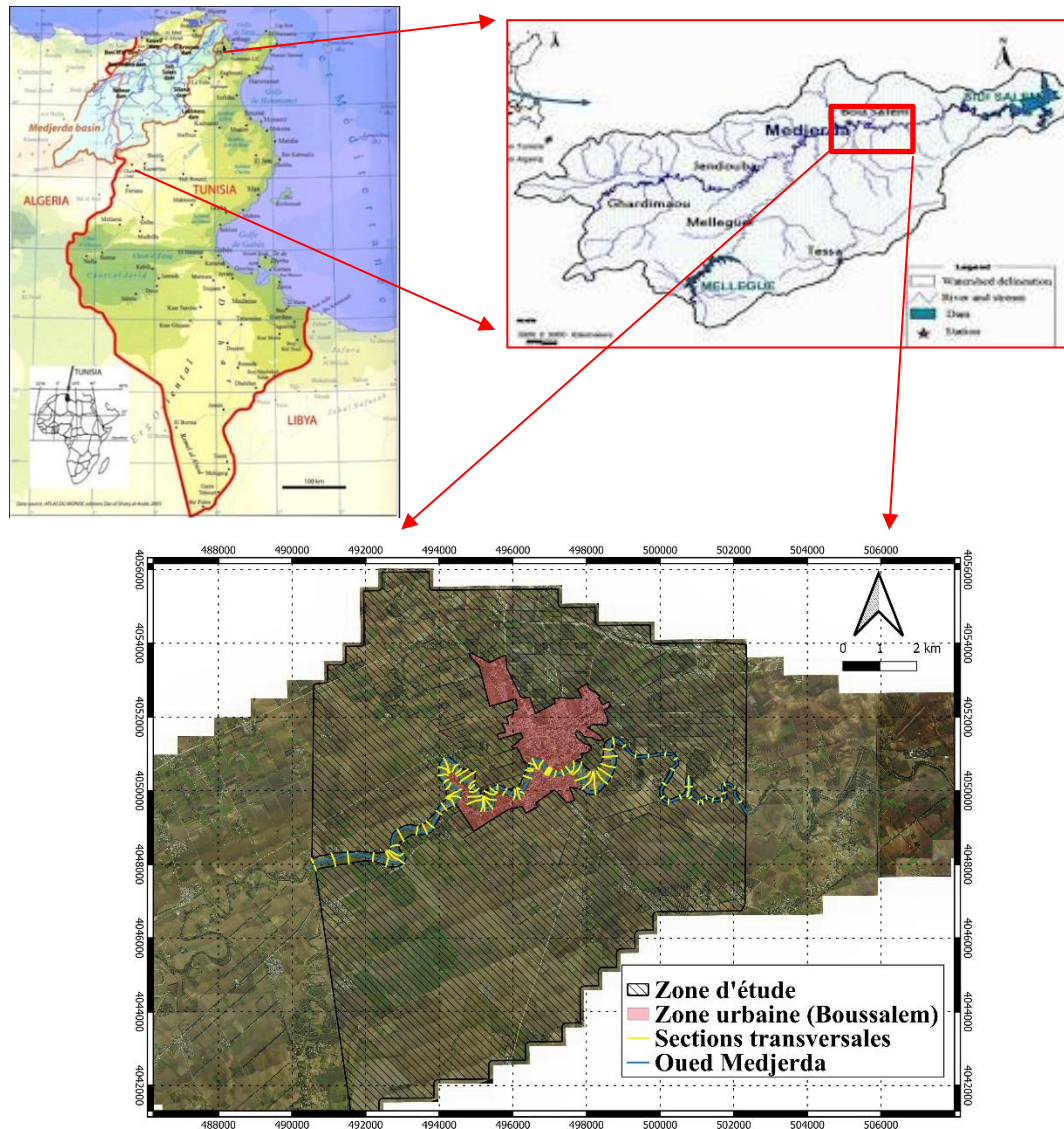


Figure 2. 4 : Localisation de la zone d'étude (ville de Boussalem : 36° 36' 40" Nord, 8° 58' 11" Est)

2.6 Influences morphologiques et entropiques

Le tronçon étudié subit un envasement progressif et une diminution rapide de sa capacité de transit après la construction de plusieurs barrages en amont, du barrage de Sidi Salem en aval

(1981) et l'exhaussement du niveau normal de sa retenue en 1997 à 115 m. De plus, l'expansion excessive de la végétation de type *Tamaris* sur les lits de l'oued accroît la fréquence des inondations, notamment au niveau de la ville de Boussalem, en raison de la topographie basse de la zone (Romdhane et al. 2016).

Des opérations de curage de l'oued Medjerda et de quelques-uns de ses affluents ont été réalisées en 2015 et se poursuivent, visant à minimiser les dégâts. Ces travaux avaient pour objectifs :

- L'élimination de la végétation, principalement le *Tamaris*, qui obstruait les sections ;
- L'élargissement du lit mineur de l'oued (entre 20 et 80 m) et l'endiguement des berges pour augmenter la capacité de transit des débits, illustrés par les deux sections en travers de la figure 2.5 (élargissement de 30 m et endiguement supérieur à 2 m) ;
- L'identification du lit majeur (entre 100 et 200 m) pour limiter son exploitation agricole et urbaine, comme le montre la figure 2.5 avec un recalibrage de 150 m.

Les figures 2.5 et 2.6 présentent la localisation des travaux de curage réalisés entre 2016 et 2018 sur la Medjerda, ainsi que l'évolution de l'occupation du lit avant et après ces interventions.

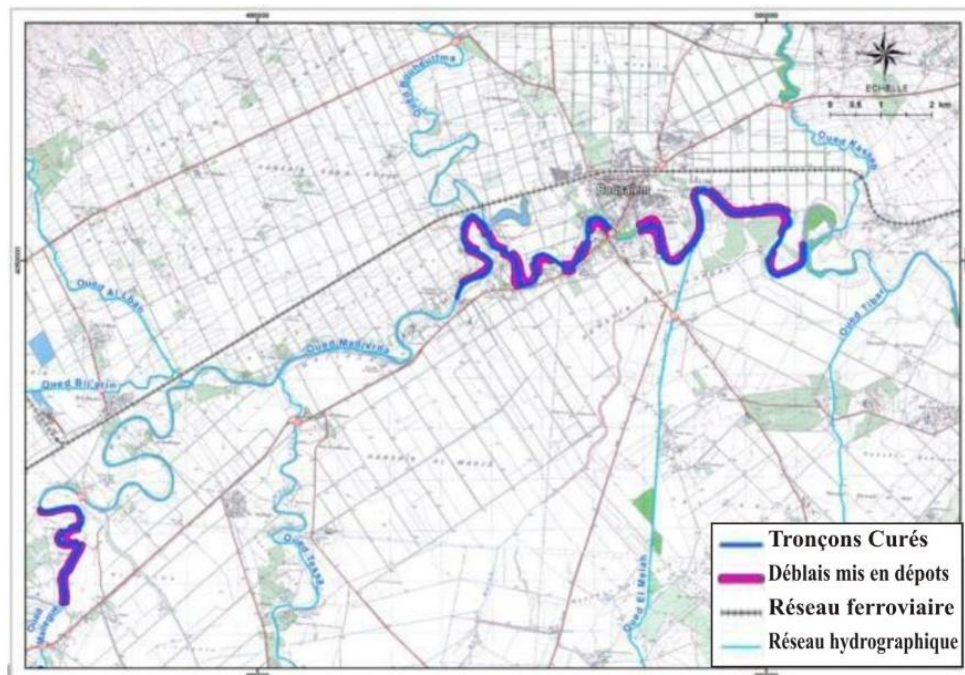


Figure 2. 5 : Localisation des travaux de curages réalisés par le CRDA (2016-2018)

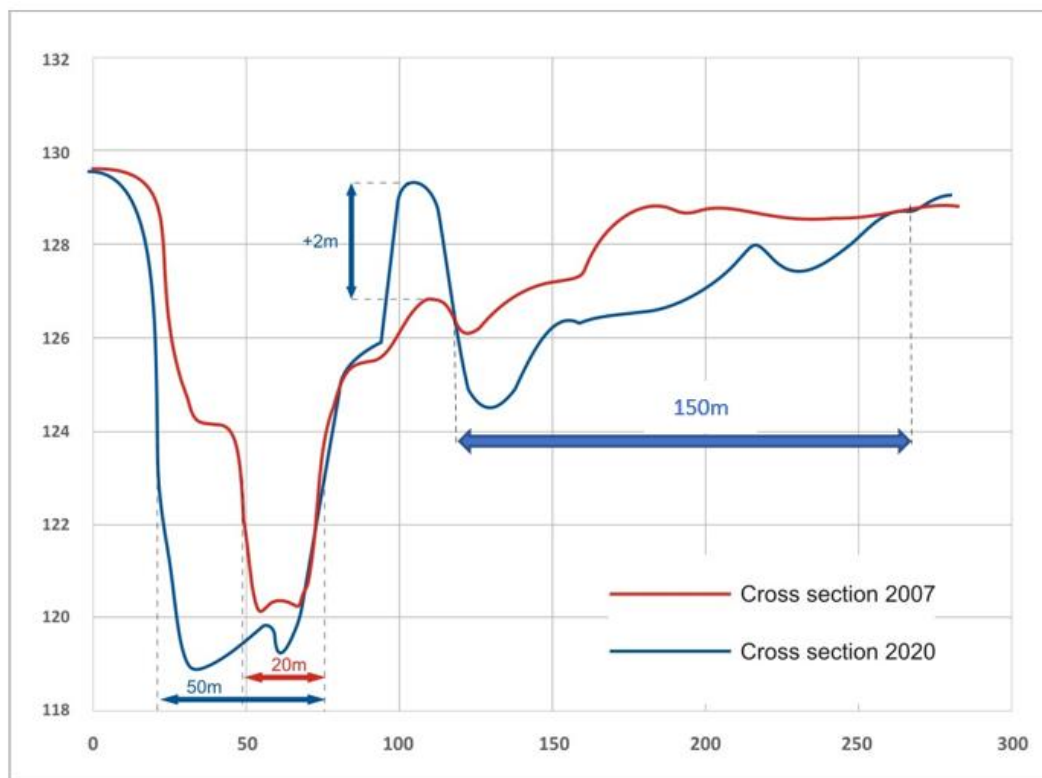


Figure 2. 6 : Comparaison des profils en travers au niveau de la confluence de l'oued Medjerda avec l'oued Bouhertma (amont de la ville de Boussalem) avant et après curage

3 Transport sédimentaire et évolution morphologique

3.1 Morpho dynamique sédimentaire et évolution du fond

L'analyse du profil longitudinal de la section étudiée de l'oued Medjerda met en évidence des éléments significatifs, notamment une modification notable de la pente à proximité de l'ancien pont de Boussalem (Figure 2.7). À cet endroit, une légère augmentation de la pente est observée, passant de 0,24 % à 0,36 %. Par ailleurs, des bancs de sable ont été identifiés aux abords du pont de Boussalem.



Figure 2. 7 : Dépôts sédimentaires dans l'oued Medjerda (vue en aval de l'ancien pont de Boussalem)

Le lit de la Medjerda étant majoritairement composé de limons et d'argiles, les faibles pentes du fond du lit n'offrent pas les conditions nécessaires pour un transport significatif de sédiments plus grossiers par charriage.

La comparaison des profils de 2007 et 2019 révèle, en amont de l'ancien pont de Boussalem, une sédimentation modérée avec des taux estimés à 3,4 et 2,5 m³/ml/an (Figure 2.8). Ces taux relativement bas s'expliquent en partie par les travaux de dragage effectués dans cette section, ce qui complique une estimation précise du processus de sédimentation.

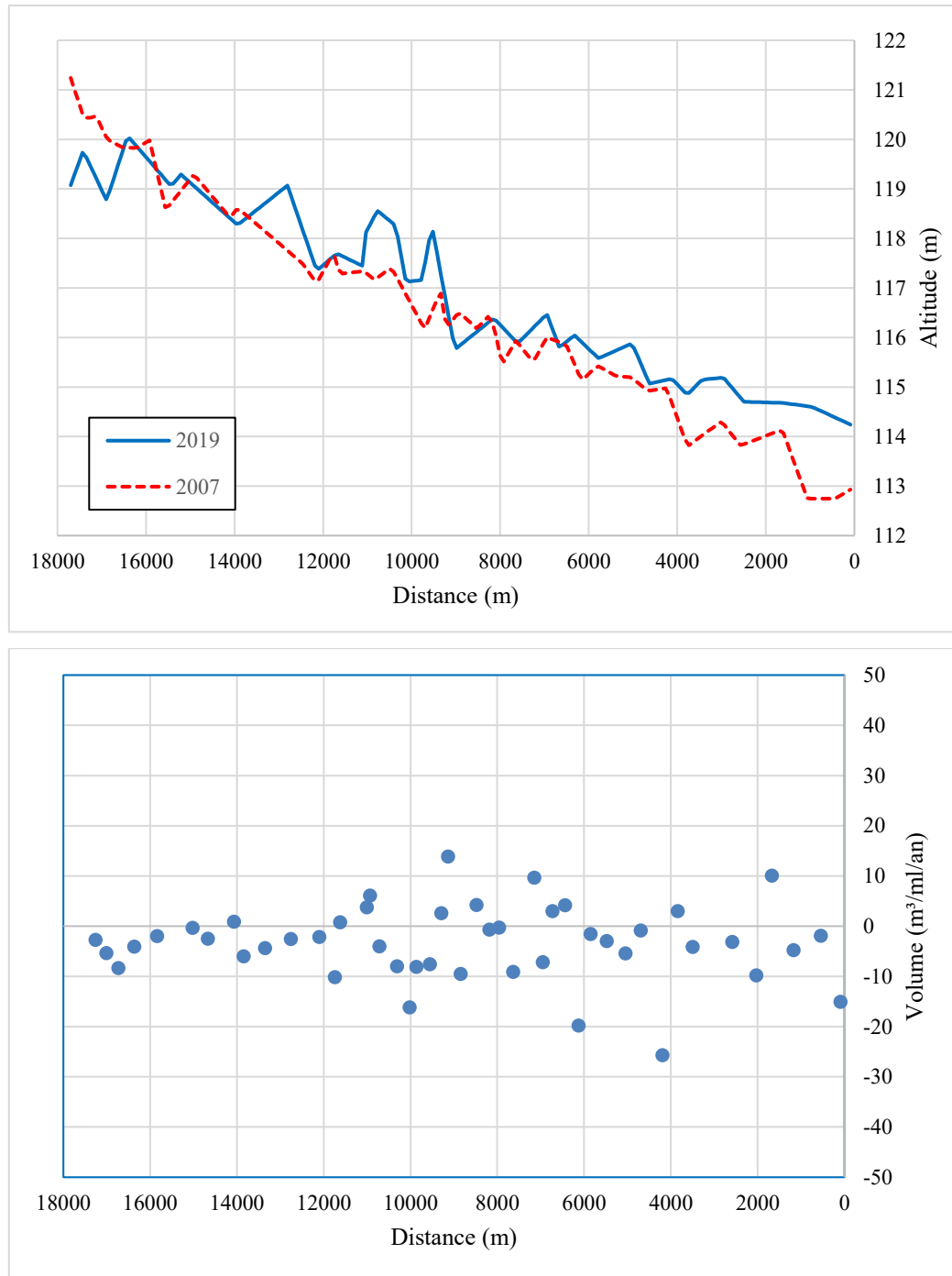


Figure 2. 8 : Évolution du lit de la rivière entre 2007 et 2019 dans la zone d'étude

Cependant, dans la partie aval, la sédimentation augmente considérablement, atteignant 9,5 $\text{m}^3/\text{ml}/\text{an}$. Cette partie représente l'entrée de la zone d'influence du barrage Sidi Salem sur le profil longitudinal de la Medjerda. Compte tenu des variations limitées du profil longitudinal et des faibles volumes de sédiments transportés par charriage, les changements observés dans les différentes sections sont principalement attribuables aux variations locales de sédimentation et d'érosion des particules fines.

3.2 Evaluation des volumes sédimentés dans la Medjerda

Les volumes de dépôts sur la Medjerda dans la haute vallée de la Medjerda, correspondant à la zone amont du barrage de Sidi Salem, ont été évalués sur la base des données recueillies par la Direction Générale des Grands Barrages et des Travaux Hydrauliques (DGGBTH) en Tunisie. La comparaison des levés topographiques de 2007 avec ceux réalisés dans le cadre de cette étude montre des volumes déposés variables selon les tronçons, avec des taux de sédimentation annuels allant de 2.5 à 129.8 m³/ml/an.

L'analyse du bilan sédimentaire à l'échelle du bassin versant indique que le flux total de la Medjerda à Jendouba est estimé à 2.25 Mm³/an, en intégrant les apports de Ghardimaou (1.9 Mm³/an), des oueds Raraï (0.2 Mm³/an) et Miliz (0.15 Mm³/an). L'oued Mellegue apporte 3.65 Mm³/an et l'oued Tessa 1.7 Mm³/an, portant le flux à l'entrée de Boussalem à 7.55 Mm³/an. En aval, les oueds Bouheurtma et Kasseb contribuent chacun à 0.05 Mm³/an, tandis que les petits oueds intermédiaires en rive droite ajoutent 0.3 Mm³/an. À l'entrée de la retenue de Sidi Salem, le flux total est estimé à 8 Mm³/an (Figure 2.9).

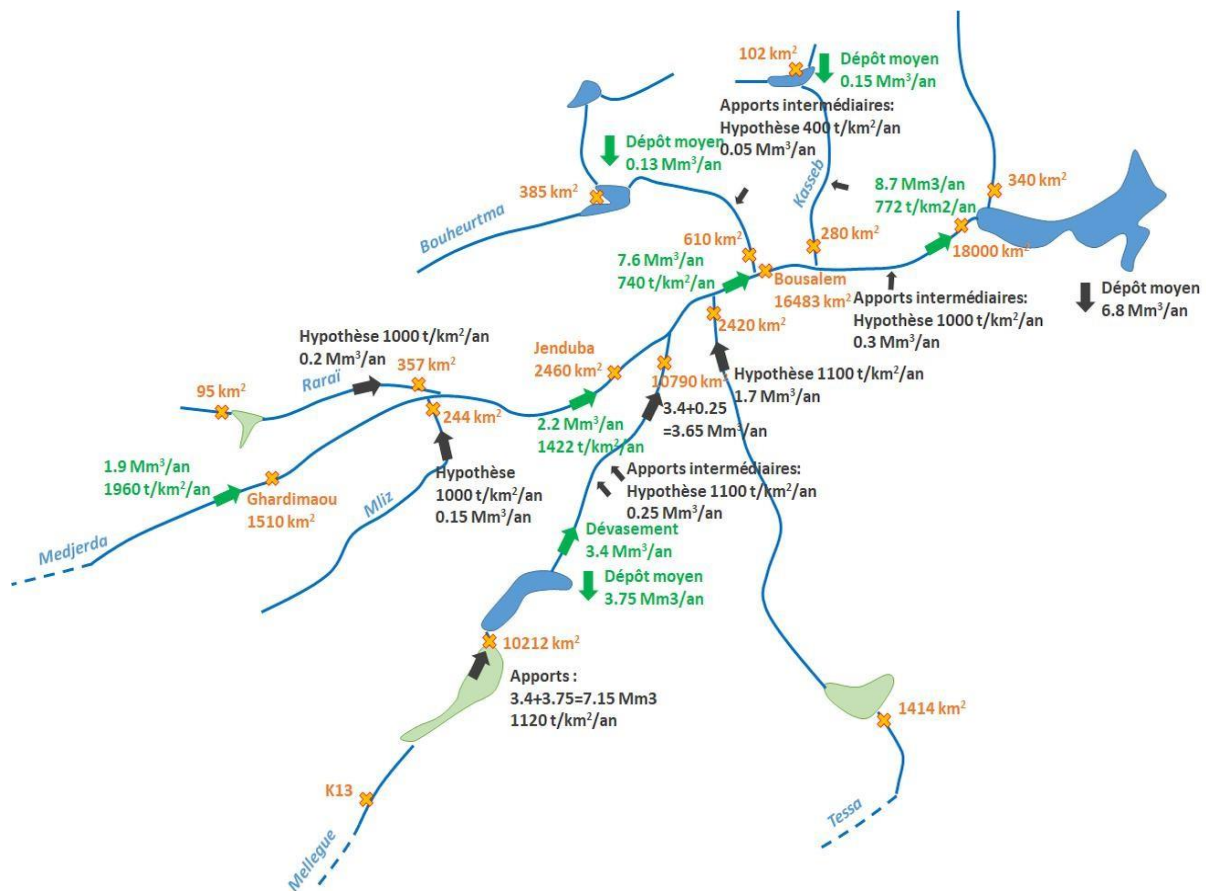


Figure 2. 9 : Bilan des flux de MES à l'échelle du bassin versant de la Medjerda

L'analyse des données a permis de réaliser un bilan sédimentaire à l'échelle du bassin. Le volume sédimenté dans la retenue est évalué à 191 Mm³ en 36 ans d'exploitation du barrage, soit un taux moyen de dépôt de 5.3 Mm³/an en tenant compte des opérations de dévasement réalisées entre 1982 et 2005 (Tableau 2.3). Ces opérations ont permis d'évacuer 55 Mm³ de sédiments. En l'absence de ces interventions, le volume total de dépôt aurait atteint 246 Mm³, correspondant à un taux de sédimentation de 6.8 Mm³/an.

Tableau 2. 3 : Sédimentation moyenne observée sur la zone d'étude

	Confluence Mellegue	Confluence Tessa - Boussalem	aval ville de Boussalem	Queue de la retenue	Aval Mastouta
Longueur du tronçon (km)	13.2	14.4	14.2	22.1	14
Volume déposé en 12 ans (m3)	541 797	428 014	1 609 786	5 634 927	21 746 981
Volume moyen déposé par an (m3)	45 150	35 668	134 149	469 577	1 812 248
Taux de sédimentation moyen annuel (m3/ml/an)	3.4	2.5	9.5	21.2	129.8

3.3 Effets du barrage Sidi Salem

Le barrage de Sidi Salem exerce un rôle majeur dans la sédimentation du tronçon étudié, un phénomène commun à toutes les retenues mais particulièrement préoccupant dans ce cas précis. Depuis sa mise en service en 1981, la retenue a accumulé entre 5 et 6 Mm³ de sédiments par an, entraînant une perte progressive de capacité. Initialement, son volume total de 977 Mm³ était réparti entre une tranche morte (77 Mm³) destinée au stockage des sédiments, une tranche utile pour les différents usages de l'eau (695 Mm³) et une tranche dédiée à la gestion des inondations (205 Mm³). Aujourd'hui, avec un piégeage total de 191 Mm³, soit 20 % de la capacité initiale, le volume disponible est réduit à 786 Mm³ (Figure 2.10). La tranche morte est presque entièrement comblée avec une perte de 71 Mm³, représentant 37 % des dépôts totaux, tandis que la tranche utile a perdu 110 Mm³ (16 %) et la tranche de gestion des inondations 11 Mm³ (6 %).

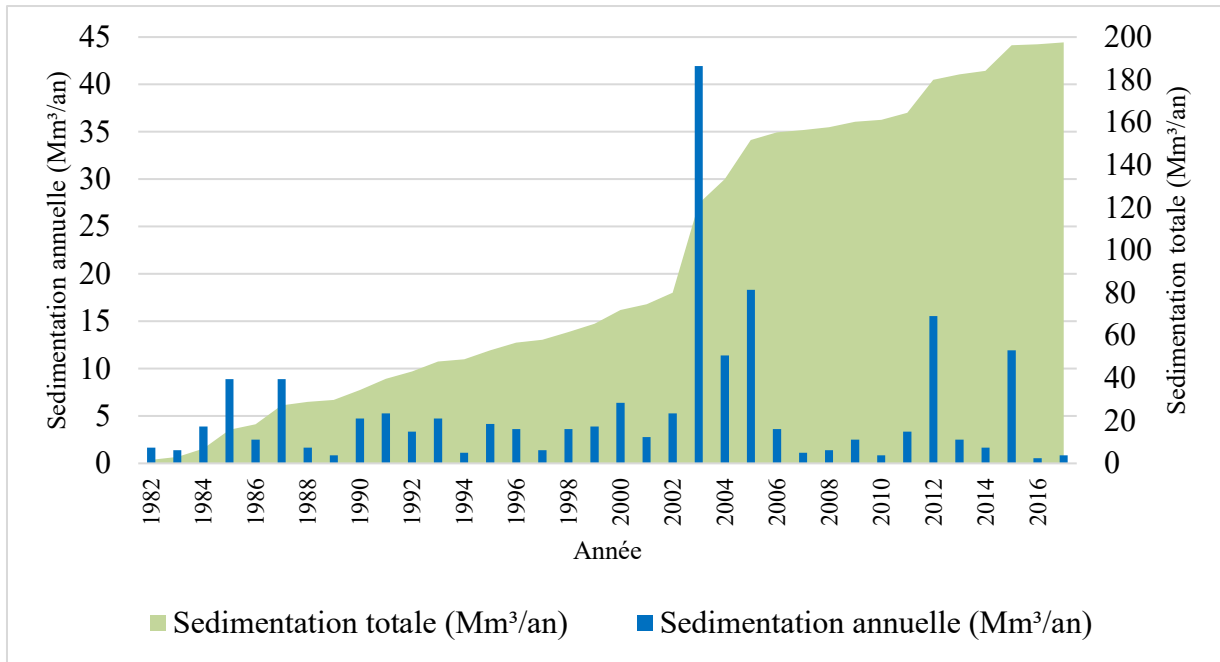


Figure 2. 10 : Evolution au cours des années du volume de sédimentation annuel et du volume de sédimentation du barrage de Sidi Salem

3.4 Dynamique des dépôts sédimentaires dans la retenue

Les dépôts ne sont pas répartis de manière homogène en raison des mécanismes de sédimentation propres aux retenues. Dès l'entrée dans le réservoir, les eaux chargées en sédiments décantent, formant un bouchon vaseux qui s'accumule en amont et progresse vers l'aval, avec un déplacement de 8 à 10 km en 12 ans (2006-2018). Parallèlement, des courants de turbidité transportent les sédiments vers le fond de la retenue, accentuant son remplissage. Ce bouchon engendre un remous liquide vers l'amont, réduisant les vitesses d'écoulement et favorisant ainsi la sédimentation en entrée de retenue. Ces dynamiques, clairement visibles sur les bathymétries récentes, témoignent de l'impact croissant de l'envasement sur la capacité de stockage du barrage (Figure 2.11).

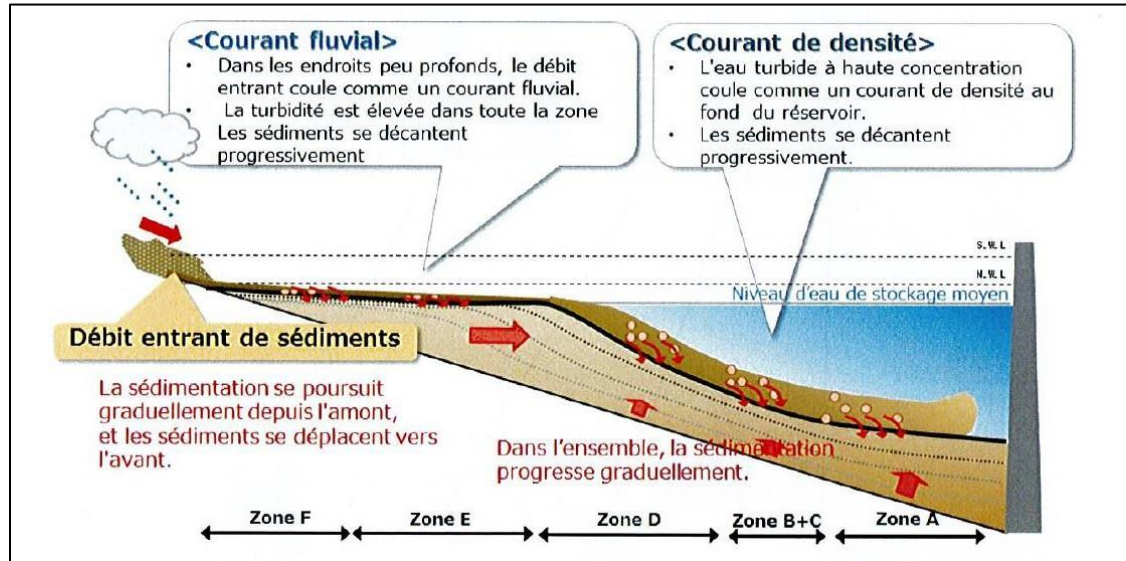


Figure 2. 11 : Schéma conceptuel du mécanisme de sédimentation dans le réservoir du barrage de Sidi Salem

Suite à la mise en service du barrage en 1982, l'évolution a été particulièrement marquée avec une remontée du fond du lit de plus de 10 m localement. Aujourd'hui, bien que ce fond semble stabilisé, l'influence du barrage sur les écoulements s'étend jusqu'à l'amont de la ville de Boussalem. Désormais, ce n'est plus la cote de la retenue normale (115 mNGT) qui influe sur les écoulements, mais le remous liquide induit par le bouchon vaseux en entrée de retenue.

Tableau 2. 4 : Répartition du volume sédimenté et dévasé dans les différentes zones de la retenue du barrage Sidi Salem de 1982 à 2019

Zone	Volume (millions de m3)		
	Sédimenté	Dévasé	Total
A+B+C	80.1	55	135.1
D	43.9		43.9
E	43.3		43.3
F	23.7		23.7
Total	191	55	246

La limite du bouchon vaseux se situe entre les zones D et B+C (sédimentation fluviale). Son volume actuel est de 111 millions de m³, avec un dépôt moyen annuel de 3 millions de m³ sur

l'ensemble de la période 1982-2019. Initialement concentré en amont de Mastoutah, il s'est progressivement développé vers l'aval (Tableau 2.4).

3.5 Influence de la sédimentation sur les courbes de tarage

L'analyse comparative des courbes de tarage aux stations hydrométriques de la Medjerda, tels que Ghardimaou, Jendouba et Boussalem met en évidence une réduction marquée des débitances au fil des décennies. À Ghardimaou, pour un niveau d'eau de 500 cm, le débit a diminué de 920 m³/s en 1973 à 762 m³/s en 1997, correspondant à une baisse de 17 %. À Jendouba, sous une cote de 900 cm, le débit est passé de 600 m³/s à 260 m³/s entre 1973 et 2000, soit une diminution de 56 %. La station de Boussalem illustre une tendance plus prononcée, avec une chute de 79 % de la débitance à la cote 1000 cm (de 2960 m³/s à 620 m³/s), évolution clairement visible sur les courbes de tarage (Figure 2.12). Cette diminution généralisée résulte à la fois d'une réduction de la section transversale d'écoulement et d'une atténuation des pentes de la ligne d'énergie, phénomène induit par la présence d'un bouchon vaseux en aval, près de la retenue de Sidi Salem. Ce dernier entraîne une élévation du niveau d'eau en aval, réduisant ainsi le gradient hydraulique amont. Par ailleurs, l'examen des profils en long révèle que cette réduction de section est principalement attribuable à la sédimentation des particules fines sur les berges et les terrasses alluviales, tandis que le fond du lit mineur demeure relativement stable. Ces observations confirment l'impact significatif de l'accumulation sédimentaire sur la dynamique hydraulique de la Medjerda, soulignant l'interdépendance entre les processus géomorphologiques et les paramètres hydrologiques.

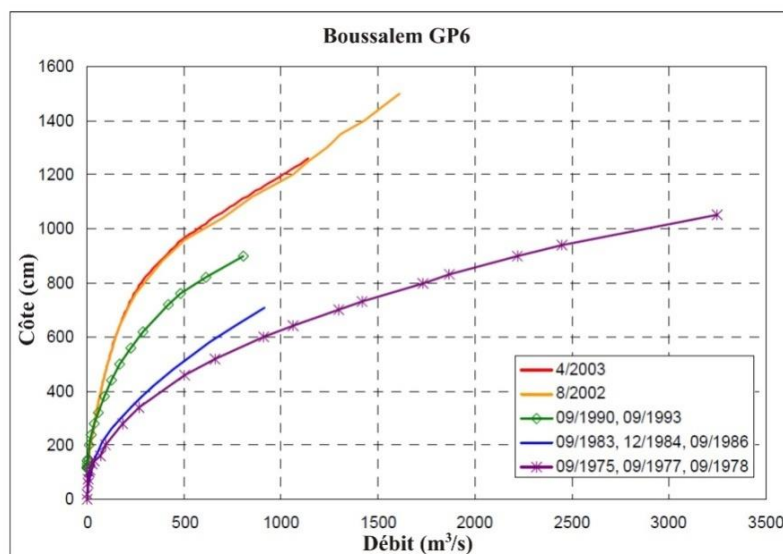


Figure 2. 12 : Evolution des courbes de tarage à la station de jaugeage de Bou Salem

4 Pollution dans le bassin versant de la Medjerda

En se déplaçant de l'amont vers l'aval du cours principal de la Medjerda, on observe une augmentation significative de la plupart des paramètres physico-chimiques et bactériologiques mesurés. Cette tendance peut s'expliquer par deux facteurs principaux : (a) les apports d'eaux turbides et polluées provenant des affluents, et (b) la pollution engendrée par les agglomérations, les terres agricoles et les stations d'épuration que traverse le cours principal. (Abidi et al. 2015)

Suivant l'origine des substances polluantes, nous distinguons que L'oued Medjerda reçoit différents rejets de pollution hydrique qui se distinguent par :

- leurs origines (agricole, urbaine, industrielle ...)
- les facteurs à l'origine de ces phénomènes (accidents, élimination de déchets et résidus, sollicitation du milieu naturel, ...)
- leurs natures (physique, chimique, bactériologique, radioactive, ...)
- l'importance et la distribution de ces phénomènes dans l'espace et dans le temps, qu'elles soient locales ou étendues, ponctuelles ou diffuses, occasionnelles ou saisonnières

3.1. Les eaux usées brutes ménagères

Sur l'ensemble du bassin versant de la Medjerda, il est estimé que les communes et les secteurs ruraux non assainis génèrent un déversement annuel de 13,5 Mm³ d'eaux usées ménagères non traitées dans l'environnement naturel, en particulier au sein des cours d'eau et des nappes phréatiques du bassin versant de l'oued Medjerda.

Les investigations de terrain ont révélé la présence de rejets bruts d'eaux usées domestiques au niveau de la Medjerda et de l'oued Bouhertma, principalement dans les secteurs ruraux. En revanche, concernant les rejets du réseau d'assainissement de l'ONAS, les observations n'indiquent pas de problématique majeure de déversements directs de surplus dans les cours d'eau, à l'exception de la partie amont de la Medjerda, dans la zone supérieure (Figure 2.13)



Figure 2. 13 : Rejets d'eaux usées observées à l'aval de la ville de Boussalem

4.1 Les eaux usées industrielles et agroindustrielles

Les eaux usées d'origine agroindustrielle constituent une source de pollution préoccupante dans la Medjerda, où plusieurs unités industrielles sont recensées. Le gouvernorat de Jendouba abrite deux zones industrielles : l'une à Boussalem et l'autre à Erroumani. À Erroumani, l'unité de fabrication de lait et de ses dérivés (LAINO) dispose d'une station d'épuration qui déverse ses effluents dans l'oued Kasseb. Quant à la zone industrielle de Boussalem, elle est raccordée au réseau d'assainissement de l'ONAS, tout comme l'abattoir municipal, bien que ce dernier déverse ses rejets sans prétraitement dans la STEP de Boussalem, illustrant ainsi une défaillance généralisée des infrastructures d'assainissement des abattoirs municipaux du bassin versant de la Medjerda.

La pollution industrielle est aggravée par les fuites en provenance de l'usine de sucre, dont les bacs de rétention, fissurés depuis les inondations de 2014, laissent s'écouler des effluents vers l'oued Boujaarin, un affluent de la Medjerda. Ces rejets contaminent les eaux et les sols environnants, compromettant les activités agricoles locales.

Par ailleurs, la pollution issue des margines des huileries constitue un problème environnemental majeur. Trois huileries ont été recensées dans la zone d'étude, dont l'une située dans la zone industrielle de Boussalem. Si elle est raccordée au réseau de l'ONAS pour le traitement des eaux de lavage, ses rejets de margines ne bénéficient d'aucun traitement spécifique. Ces rejets entraînent des déversements directs de margines dans l'oued Boujaarin, contribuant ainsi à la contamination du cours d'eau et, par extension, de l'oued Medjerda. (Figure 2.14).

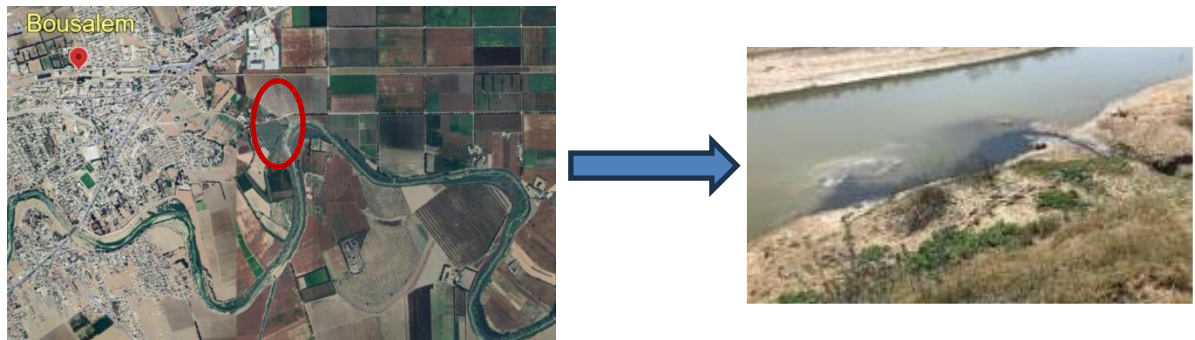


Figure 2. 14 : Rejet d'huilerie dans le milieu naturel observé à la ville de Boussalem

4.2 Les eaux de drainages agricoles

Les observations de terrain permettent d'identifier plusieurs points de rejet des eaux de drainage agricole, bien qu'un recensement et une localisation précise doivent être réalisés. Ces constats mettent en évidence une problématique majeure d'hydromorphie affectant certaines parcelles agricoles, entraînant des conséquences sur la gestion des sols et la productivité des cultures. Il devient donc essentiel de mener des travaux de recherche approfondis afin de mieux comprendre l'impact de ces eaux sur l'environnement et d'explorer des solutions adaptées (Figure 2.15).



Figure 2. 15 : Points de rejets hydriques agricoles observés à l'amont de Boussalem

4.3 Rejets d'eaux usées traitées

L'ensemble du bassin versant de la Medjerda compte 19 stations d'épuration exploitées par l'ONAS, dont les rejets des eaux usées traitées constituent une source de contamination des ressources en eau. L'oued Medjerda reçoit ainsi des rejets d'eaux usées urbaines estimés à 1,27 million de m³/an, ainsi que des rejets d'eaux traitées provenant des stations d'épuration de l'ONAS, estimés à 12 millions de m³/an. L'évaluation de la qualité de ces rejets entre 2016 et

2019 met en évidence des dépassements des normes pour plusieurs paramètres, notamment la pollution organique (DBO5), la pollution particulaire (MES) et, plus particulièrement, la pollution azotée, avec des concentrations en azote total atteignant jusqu'à 10 fois la limite réglementaire. Ces résultats traduisent une non-maîtrise du processus de nitrification dans plusieurs stations. Concernant la pollution phosphorée, les rejets restent globalement conformes aux nouvelles réglementations, bien qu'ils en atteignent les seuils limites.

Par ailleurs, bien que les analyses de 2019 n'indiquent pas de dépassement pour les métaux lourds, le suivi irrégulier de ces paramètres limite la fiabilité des résultats. Les analyses microbiologiques, bien que peu fréquentes, révèlent une pollution persistante, posant un risque sanitaire, notamment dans les zones où une réutilisation des eaux traitées, bien que limitée, est pratiquée.

Parmi les stations du bassin versant, celle de Boussalem, mise en service en 2000, fonctionne actuellement à environ 50 % de sa capacité maximale et rejette ses effluents dans l'Oued Medjerda. Ses rejets présentent des dépassements notables des normes, en particulier pour la pollution azotée, confirmant ainsi les tendances observées à l'échelle du bassin versant.

4.4 Salinité

Les nappes phréatiques, en plus de leur salinité naturelle, sont également affectées par les infiltrations des eaux de surface, notamment celles provenant des périmètres irrigués ou des oueds à forte salinité. En revanche, les nappes profondes subissent moins l'impact de cette infiltration que les nappes superficielles. En conséquence, les eaux des nappes phréatiques du gouvernorat affichent des concentrations moyennes entre 1500 et 3000 mg/l, tandis que les eaux des nappes profondes restent sous la barre des 1500 mg/l.

Bien que la salinisation des nappes ne soit pas directement liée à l'agriculture, l'indicateur de salinisation, couplé à celui des nitrates, permet d'analyser la vulnérabilité des ressources hydriques souterraines et les risques pesant sur les nappes phréatiques et profondes. Enfin, les importantes concentrations de nitrates dans les nappes phréatiques et de phosphore dans les eaux superficielles, associées à la mauvaise qualité générale des eaux de surface de la Medjerda, révèlent que les activités agricoles génèrent une pollution diffuse dans le secteur de la haute vallée, mais cette problématique s'étend également à l'ensemble du bassin de la Medjerda.

5 Description du couvert végétal observé dans la Medjerda

Le bassin hydrographique de la Medjerda se distingue par une couverture forestière limitée, avec 70 % de sa surface occupée par des sols dénudés, salins ou cultivés. Dans ce contexte climatique et topographique, ces terrains peu protégés favorisent un écoulement rapide des eaux et une dégradation des sols sur les pentes. Dans les plaines, une mauvaise gestion des eaux entraîne la stagnation et l'accumulation de sels (Rodier et al. 1981).

Dans la zone d'étude, les activités humaines ont transformé le paysage : la végétation naturelle a disparu près des berges de la rivière, laissant place à une domination agricole (céréales, arbres fruitiers, légumes) et à quelques zones urbaines.

5.1 Végétation riveraine

La végétation riveraine ou rivulaire (végétation développée en relation étroite avec le cours d'eau) couvre une bonne partie du périmètre de l'étude. Le paysage de la zone, du moins dans les endroits qui n'ont subi aucun aménagement ou intervention humaine, est représenté par une forêt alluviale dominée essentiellement par le *Tamaris gallica* associée à l'eucalyptus, l'acacia ou au peuplier et au saule qui se développent en particulier après la confluence avec oued Kasseb et en allant vers l'aval.

Ces écosystèmes riverains jouent un rôle clé dans la stabilisation des sols, la filtration des polluants et le maintien de la biodiversité aquatique. Leur préservation est essentielle pour limiter l'érosion et protéger la qualité des eaux de la Medjerda.

5.2 Types de Végétation existante

Sur les rives de la Medjerda, il est bien observé que le *Tamaris* (*Tamaris gallica* (L.)) est l'espèce dominante. Les autres espèces qui l'accompagnent sont l'Eucalyptus (*Eucalyptus* sp) et l'acacia (*Acacia* sp.) utilisés habituellement pour protéger et stabiliser les berges et les digues, mais qui commencent à se propager et à se multiplier sur le lit majeur ou tout près de l'eau ou encore dans la zone de débordement. Toutefois, à partir de la confluence Medjerda / Kasseb, une nouvelle distribution de la végétation riveraine se distingue. En effet, dans le tronçon de l'oued Kasseb, allant du pont sur la RN6 vers la confluence avec Medjerda, des populations de Peuplier (*Populus alba* L.) et de Saule (*Salix* sp.) prolifèrent sur les rives de l'oued. Après la confluence de Kasseb avec la Medjerda, le Peuplier et le saule deviennent communs en allant vers l'aval mais d'une façon diffuse dans la frange occupée par les *Tamaris*.

Ainsi, la végétation riveraine de la zone d'étude n'est pas très diversifiée. La richesse spécifique y est également faible. Les espèces ligneuses dominantes inventoriées en zone d'étude sont présentées dans le tableau 2.5.

Tableau 2. 5 : Liste des espèces végétales dominantes inventoriées sur les rives du cours d'eau de l'oued Medjerda dans la Medjerda

Famille	Espèce
Tamaricaceae	<i>Tamaris gallica</i> L.
Myrtaceae	<i>Eucalyptus</i> ssp.
Salicaceae	<i>Populus alba</i> L.
	<i>Salix</i> sp.
Mimosaceae	<i>Acacia</i> sp.
	<i>Acacia karroo</i>
Apocynaceae	<i>Nerium oleander</i> L.
Anacardiaceae	<i>Pistacia lentiscus</i> L.
Oléaceae	<i>Olea europaea</i> L.
Juncaceae	<i>Juncus</i> sp.
Poaceae	<i>Phragmites communis</i> .
Cyperaceae	<i>Scirpus</i> sp
Typhaceae	<i>Typha</i> sp.
Rosaceae	<i>Rubus ulmifolius</i> Schott. <i>Crataegus monogyna</i> Jacq. <i>Rosa</i> sp. <i>Pyrus</i> sp. <i>Prunus</i> sp.
Cupressaceae	<i>Cupressus sempervrens</i>
Liliaceae	<i>Asphodelus microcarpus</i> Viv. <i>Urginea maritima</i> (L.) Bak
Papilionaceae	<i>Calycotome villosa</i> (Poir.) Link. = infesta
Rhamnaceae	<i>Ziziphus lotus</i> L.
Solanaceae	<i>Lycium intricatum</i>
Euphorbiaceae	<i>Ricinus communis</i> L.
Apiaceae	<i>Thapsia garganica</i>
Asparagaceae	<i>Agave</i> sp.

5.3 Distribution géographique du couvert végétale :

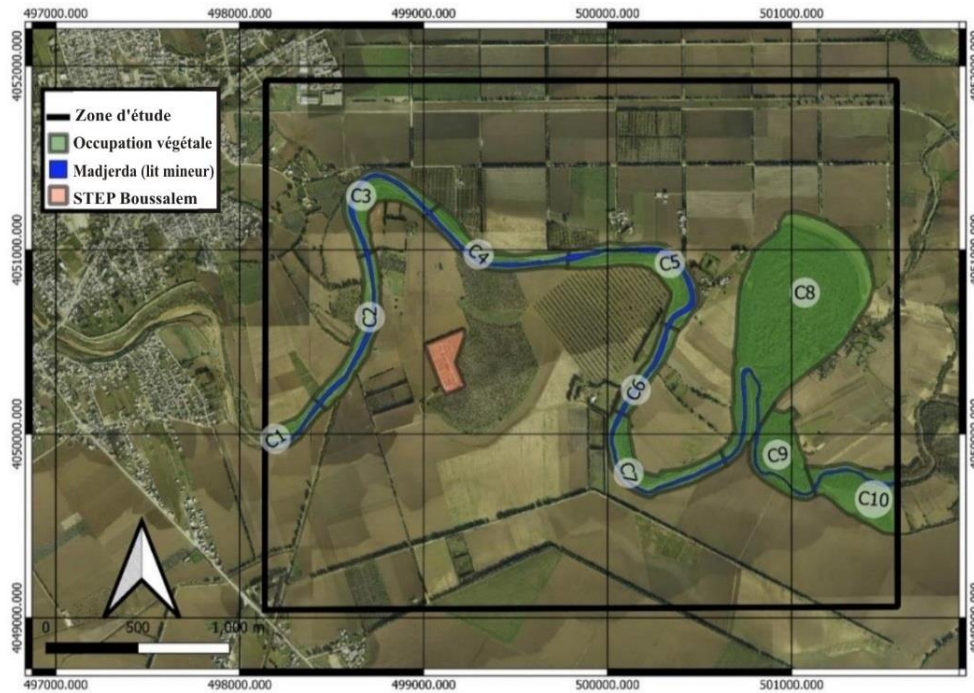


Figure 2. 16 : Station d'observation de la végétation dans la zone d'étude

Une étude de la végétation sur le terrain a été menée le long du cours d'eau dans la zone d'étude sur une surface de 102 hectares, en relation étroite avec l'oued Medjerda, afin d'identifier les différentes espèces existantes (Figure 2.16). Seules les espèces végétales dominantes ont été incluses, en mettant l'accent sur le Tamarix, une espèce invasive depuis longtemps. Les observations ont été réalisées durant le mois de février 2020, période correspondant habituellement aux crues de l'oued Medjerda. Toutefois, en raison de l'absence de précipitations en janvier et février 2020 dans le grand bassin versant de la Medjerda, l'écoulement était au minimum.

Au total, dix points d'observation répartis le long du tracé du cours d'eau ont été explorés, et plusieurs paramètres ont été relevés : la hauteur maximale de la strate arborée dominante en mètres, le pourcentage de recouvrement du Tamarix, ainsi qu'un inventaire des espèces ligneuses ou fréquentes, réalisé de manière itinérante le long des chemins parcourus. Les données de terrain ont été interprétées à l'aide d'images orthophotographiques.

La répartition des superficies occupées par les différentes formations végétales le long du cours d'eau est présentée dans un tableau. L'espèce qui marque le plus le paysage végétal dans la zone d'étude est *Tamarix gallica* (L.), suivie par *Eucalyptus* sp. et *Acacia* sp (Tableau 2.6).

Tableau 2. 6 : La végétation riveraine de la zone d'étude. Relevés de terrain, février 2020

N° des relevés	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10
Date d'observation 2020	20- Fév.	20- Fév.	20- Fév.	20- Fév.	20- Fév.	20- Fév.	21- Fév.	21- Fév.	21- Fév.	21- Fév.
H. max. végétation	6	3	3	4	4	5	15	15	15	15
Recouvr. Tamarix (%)	50-80	25-50	25-50	25-50	50-80	25	100	25-50	80	50
H. max. Tamarix (m)	3	3	3	2	3	2	10	3	10	5
Tamarix gallica										
Eucalyptus camaldulensis.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Populus alba	+	+		+	+	+	+	+	+	+
Salix sp.								+	+	
Accacia sp.	+	+					+	+	+	
Accacia karro				+						
Crataegus monogyna								+		
Nerium oleander								+		
Ziziphus lotus								+		
Prunus sp.								+		
Calicotome villosa										
Juncus sp.								+		
Phragmites communis.	+		+		+	+		+		+
Lycium intricatum				+				+		
Ricinus communis				+						
Rosa sp.								+		
Pyrus sp.					+					

Une importance particulière a été accordée au Tamarix, espèce dominante, adjacente au lit mineur de l'oued et fortement influente sur l'écoulement. Présente sur la quasi-totalité du cours d'eau et sur les deux rives, elle recolonise rapidement les sites curés après d'importantes crues, notamment dans les zones proches des habitations et des zones industrielles. Sa croissance active lui permet de se développer sous forme de petits buissons ou arbustes de 0,5 à 3 mètres de hauteur, avec une couverture variée entre 25 et 50 %. D'autres zones sont occupées par

des peuplements plus denses, âgés de plus de cinq ans, atteignant environ 10 mètres de hauteur et un diamètre de tronc de 20 à 30 cm.

5.4 Consistances des Tamaris

Le Tamaris est une espèce largement répandue le long du tracé de la Medjerda, occupant les deux rives et colonisant aussi bien les berges que les terrains inondables à faible écoulement. Son installation et sa survie sont étroitement liées aux cycles hydrologiques, avec une dynamique de croissance marquée par les crues successives. L'âge des individus varie de 1 à plus de 20 ans, avec des populations différenciées selon les sites. Dans certaines zones récemment curées, on observe de jeunes touffes de 0,5 à 2 m en phase de prolifération, tandis que dans les secteurs plus anciens, notamment à la confluence des oueds Medjerda, Mellègue, Tessa et Kasseb, les peuplements se composent d'individus allant de petits arbustes à de grands arbres de plus de 8 à 10 m, témoignant des inondations répétées au fil des décennies (Figure 2.17).



Figure 2. 17 : Régénération du Tamaris après les travaux d'aménagement de la Medjerda

Malgré les interventions humaines, notamment les travaux de curage et d'excavation réalisés entre 2016 et 2018 dans la région de Bou Salem après des inondations répétées, le Tamaris fait preuve d'une capacité exceptionnelle de régénération. Les zones aménagées et dégagées sont rapidement recolonisées par de nouveaux peuplements, qui, en quelques années, forment des arbustes de 0,5 à 3 m de hauteur, avec une couverture atteignant 25 à 50 %. Dans d'autres secteurs, où l'espèce a eu le temps de s'installer durablement après des crues périodiques, des formations plus denses sont constituées d'individus âgés de plus de cinq ans, pouvant atteindre 10 m de hauteur ainsi que 20 à 30 cm de diamètre de tronc (Figure 2.18). Cette dynamique de

croissance rapide et cette capacité de recolonisation constante illustrent la forte résilience de cette espèce face aux perturbations naturelles et anthropiques.



Figure 2. 18 : Forêt dense de tamaris

La prolifération du Tamaris a un impact direct sur le régime hydrologique de l'oued Medjerda et sur le risque d'inondation. En raison de sa densité et de son enracinement profond, il piège les sédiments et ralentit l'écoulement des crues, modifiant ainsi la dynamique fluviale et augmentant la rétention d'eau dans certaines zones. Cette invasion progressive contribue à une aggravation du risque d'inondation, en réduisant le potentiel d'évacuation des eaux lors des crues et en altérant la morphologie du lit du cours d'eau. Par ailleurs, son développement tend à éliminer la végétation herbacée, qui se retrouve refoulée vers les zones ouvertes où la lumière est plus accessible. Ainsi, la progression du Tamaris affecte non seulement l'équilibre hydraulique du fleuve, mais également la diversité végétale locale, favorisant un paysage dominé par cette espèce invasive au détriment des autres formations végétales.

5.5 Les risques d'érosion observés

Le cours de la Medjerda est caractérisé par une dynamique fluviale complexe marquée par l'érosion des berges, phénomène largement influencé par la morphologie méandrique du

fleuve. Cette dynamique est particulièrement visible sur l'ensemble du bassin versant, où les extrados des méandres sont soumis à des contraintes hydrodynamiques accrues. L'érosion y est d'autant plus importante qu'elle est aggravée par les crues récurrentes, qui exercent une pression latérale sur les berges, entraînant des pertes progressives de matériau sédimentaire et une déstabilisation des versants. Dans le secteur U2, ces processus sont particulièrement marqués, notamment à proximité du pont de la RN6, où l'action érosive des eaux est clairement identifiable.

Les observations de terrain révèlent que la rive droite de l'oued Medjerda, notamment au Nord du quartier Ennacim, présente des signes évidents d'instabilité, avec des indices de glissements de terrain et de fissurations dans les sols alluviaux. Ces manifestations traduisent une fragilité structurelle accrue des berges, directement liée aux sollicitations hydrauliques induites par le régime hydrologique du fleuve. L'érosion différentielle entre les rives droite et gauche, souvent accentuée par des facteurs locaux tels que la pente et la composition sédimentaire, conditionne la migration latérale du chenal, favorisant ainsi l'évolution morphologique de la Medjerda au fil du temps (Figure 2.19).

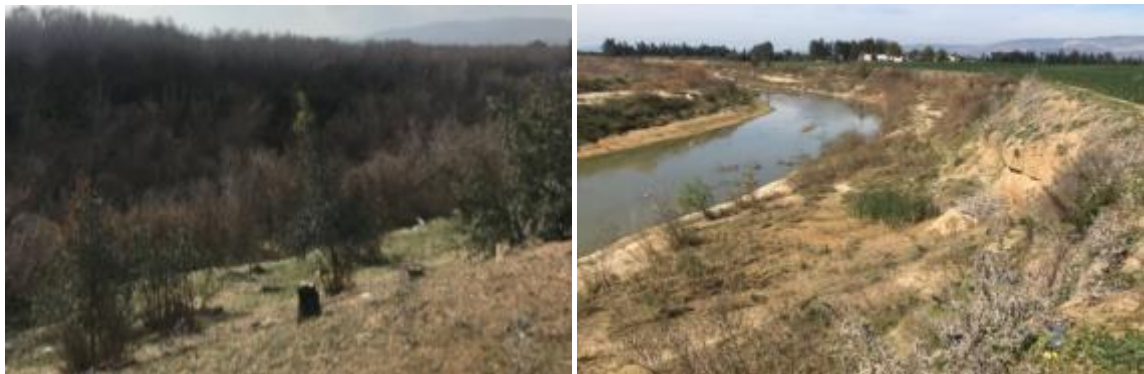


Figure 2. 19 : Coupes d'arbres et instabilité des berges observés le long de la Medjerda

Un facteur aggravant de cette érosion réside dans la déforestation des rives constatée. L'abattage des arbres le long des berges de la Medjerda et de ses affluents contribue à une réduction significative de la cohésion des sols, augmentant leur vulnérabilité aux forces érosives. En l'absence de végétation rivulaire, qui joue un rôle clé dans la stabilisation des berges grâce à son système racinaire dense, les sols deviennent plus sensibles au lessivage et aux phénomènes de déstabilisation mécanique induits par l'alternance des phases de crue et de décrue. Ainsi, la conjugaison de ces processus hydromorphologiques et anthropiques accentue l'exposition des berges aux risques d'effondrement et de recul progressif, modifiant la dynamique sédimentaire et accentuant les impacts des crues sur les zones riveraines.

6 Conclusion

L'analyse détaillée du bassin de la Medjerda met en évidence un environnement fluvial complexe, marqué par des interactions étroites entre ses caractéristiques morphologiques, la dynamique sédimentaire et la couverture végétale. Ce système naturel, riche et en constante évolution, est fortement impacté par les activités humaines, notamment à travers diverses sources de pollution qui affectent la qualité des eaux et les équilibres écologiques.

En tant que principal fleuve de Tunisie, la Medjerda joue un rôle crucial pour les usages agricoles, économiques et sociaux. La compréhension approfondie de ses spécificités territoriales constitue donc un préalable indispensable pour évaluer l'impact des polluants et des particules en suspension.

Cette connaissance du terrain est essentielle pour orienter les démarches d'analyse et de modélisation qui suivront, et qui permettront d'appréhender plus précisément les processus hydrodynamiques et les mécanismes de transport à l'œuvre dans ce milieu complexe.

Chapitre III : Modélisation hydrodynamique de la Medjerda

1 Introduction

La Medjerda constitue un axe vital tant pour la sécurité hydrique de la Tunisie pour le développement agricole et urbain. Toutefois, son histoire récente est marquée par des inondations récurrentes, dont certaines catastrophiques, à l'image de celle de 2003 qui a causé des pertes humaines et de graves dommages socio-économiques. La vulnérabilité de la vallée de la Medjerda, et plus particulièrement de la ville de Boussalem, résulte de plusieurs facteurs : variabilité climatique accentuant la fréquence des épisodes extrêmes, ruissellements torrentiels provenant des affluents algériens, envasement progressif du lit lié aux barrages, prolifération de la végétation dans le chenal et urbanisation croissante en zone inondable. Face à ces pressions, l'exigence d'employer des approches de simulation performantes capables de reproduire les dynamiques d'écoulement et de prévoir l'extension spatiale des crues, est devenue essentielle pour anticiper et gérer les risques.

Dans ce contexte, le recours à la modélisation hydrodynamique constitue une approche incontournable. L'amélioration des données topographiques (orthophotographies, relevés LiDAR) et l'essor des outils numériques permettent désormais de représenter finement la complexité du lit mineur et des plaines alluviales, ainsi que d'intégrer la variabilité spatiale des coefficients de rugosité liés à l'occupation des sols. La présente étude, déclinée dans plusieurs travaux scientifiques, s'inscrit dans cette dynamique. Elle a mobilisé successivement deux modèles hydrodynamiques de référence — TELEMAC-2D et HEC-RAS — appliqués au même tronçon critique de la Medjerda à Boussalem, puis a procédé à une analyse comparative afin d'évaluer leur capacité à reproduire la réalité des crues et à produire des cartes fiables de zones inondables.

Ainsi, la modélisation hydrodynamique de la Medjerda présentée dans ce chapitre s'intègre dans une perspective scientifique intégrée qui conjugue calibration, validation et comparaison inter-modèles. Elle fournit un outil de cartographie du risque d'inondation à la ville de Boussalem, et sert d'outil décisionnel pour guider les aménagements hydrauliques de gestion de crue dans le bassin de la Medjerda.

2 Modèles hydrauliques et application à la Medjerda

Les travaux de modélisation hydraulique présentés dans cette section visent à analyser le fonctionnement hydrodynamique de la Medjerda en relation avec les phénomènes d'inondation et les interventions d'aménagement du lit fluvial. Deux approches numériques ont été développées de manière complémentaire. D'une part, le modèle HEC-RAS, en configuration

couplée 1D/2D, a été utilisé pour évaluer l'impact des travaux de curage sur les hauteurs d'eau et l'extension des zones inondables. D'autre part, le modèle TELEMAC-2D a permis de réaliser une cartographie détaillée du risque d'inondation dans la ville de Boussalem, en tenant compte de différents scénarios hydrologiques. Une comparaison approfondie des performances de ces deux modèles a également été conduite afin de mieux cerner leurs capacités respectives en matière de prévision des aléas hydrauliques.

Ces travaux ont abouti à la publication de plusieurs articles scientifiques :

- un article publié dans *Journal of Material and Environmental Science* (2022), portant sur l'évaluation des effets induits par les opérations de dragage (Hammami et al. 2022);
- un article publié dans *Engineering and Applied Science Research* (2023), consacré à la cartographie prévisionnelle du risque d'inondation à Boussalem (Hammami et al. 2023);
- un article publié dans *International Journal of Engineering Research in Africa* (2024), portant sur la comparaison des performances des modèles HEC-RAS et TELEMAC-2D pour l'évaluation du risque d'inondation (Hammami et al. 2024).

Ces travaux ont également été présentés dans trois conférences internationales : ICENTE'22 (Konya, Turquie) (Hammami et al. 2022); ICFAR'24 (Konya, Turquie) (Hammami et al., 2024) et CIDEEV 2024 (Ait Melloul, Maroc) (Hammami et al. 2024).

2.1 Description des modèles utilisés

2.1.1 Hecras 1D/2D

Pour analyser les impacts des modifications morphologiques du fleuve sur le contrôle des inondations après le curage, des simulations numériques ont été réalisées à Boussalem au moyen du logiciel HEC-RAS. HEC-RAS est un modèle hydrodynamique à surface libre qui résout numériquement les équations de Barré de Saint-Venant, issues des lois de conservation de la masse et de la quantité de mouvement, et il est largement utilisé pour la modélisation des écoulements fluviaux et des phénomènes d'inondation. Il permet de simuler les écoulements en une et deux dimensions, en fournissant notamment les hauteurs d'eau, les débits et les champs de vitesse, tout en intégrant des fonctionnalités avancées de transport sédimentaire, de température et de qualité de l'eau.

HEC-RAS repose sur une représentation géométrique détaillée du lit et des berges, associée à des routines de calcul hydraulique adaptées aux réseaux de canaux naturels et artificiels. La version couplée 1D/2D combine une description unidimensionnelle du chenal principal, basée sur des sections transversales, avec une description bidimensionnelle des plaines d'inondation

ou de certains tronçons, ce qui permet de mieux représenter les écoulements latéraux. En effet, la modélisation purement 1D montre des limites en cas de débordement, car elle néglige les échanges de quantité de mouvement entre le chenal principal et la plaine inondable. À l'inverse, les approches entièrement 2D, bien que plus précises spatialement, nécessitent un maillage fin du lit mineur, entraînant une augmentation significative du temps de calcul (Kabi-Nejad, 2024). Le couplage 1D-2D a été développé pour améliorer la représentation des transferts de masse et de quantité de mouvement à travers deux modèles (Brunner Gary, 2014). Dans HEC-RAS, ce couplage repose sur des échanges latéraux de flux entre les éléments 1D et les mailles 2D, assurant une continuité hydraulique à chaque pas de temps. Cette approche offre une meilleure précision, notamment à proximité des méandres, et optimise le calcul en réduisant le nombre de mailles par rapport à une modélisation entièrement 2D (Betsholtz & Nordlöf, 2017). Les équations gouvernantes sont discrétisées par une méthode de volumes finis, fondée sur des bilans de masse et de quantité de mouvement appliqués à des volumes de contrôle intégrant les domaines 1D et 2D.

Le modèle 1D de HEC-RAS a été largement utilisé pour l'analyse des inondations fluviales (Prastica et al. 2018 ; Zainalfikry et al. 2019), tout comme son extension 2D (Beretta et al., 2018). Les versions récentes du logiciel permettent un routage hydraulique instationnaire combiné 1D-2D, avec une rétroaction directe entre les deux domaines à chaque itération de calcul, garantissant une estimation cohérente des hauteurs d'eau, des débits et des zones de submersion, notamment au droit des ouvrages hydrauliques (Brunner Gary, 2014). Ce couplage est réalisé via une connexion latérale, où les zones d'écoulement 2D sont associées aux sections transversales 1D à l'aide de structures latérales.

2.1.2 Telemac 2D

Dans le cadre de cette étude, nous appliquons le modèle bidimensionnel TELEMAC-2D, développé par le Laboratoire National de l'Eau et de l'Environnement (LNHE) d'EDF (Pavliček & Bruland, 2019), pour évaluer les risques d'inondation dans la région de Boussalem. TELEMAC-2D est un modèle hydrodynamique à surface libre qui résout les équations de Saint-Venant bidimensionnelles horizontales, dérivées des principes de conservation de la masse et de la quantité de mouvement (Periáñez, 2007). Ces équations, adaptées aux écoulements à surface libre en eaux peu profondes (rivières, zones côtières, estuaires), sont discrétisées via une méthode des éléments finis sur maillage triangulaire non structuré (Forster et al., 2019), ce qui permet de représenter fidèlement les géométries complexes et les variations spatiales du domaine étudié (Vu et al., 2015).

Les simulations fournissent, pour chaque nœud du maillage, la hauteur d'eau et les composantes horizontales de la vitesse moyennées sur la verticale, conformément aux hypothèses des écoulements de type shallow water. Le modèle intègre plusieurs processus physiques, notamment la rugosité du fond, la turbulence, la force de Coriolis, les conditions aux limites hydrauliques (débits imposés, niveaux d'eau), les forçages météorologiques tels que le vent, ainsi que les variations bathymétriques (Li et al. 2022). Ces processus sont paramétrés directement dans TELEMAC-2D afin de reproduire de manière réaliste le comportement hydrodynamique du système fluvial étudié. Le modèle permet également le couplage avec des modules dédiés au transport sédimentaire, rendant possible l'analyse des phénomènes d'érosion, de sédimentation et d'évolution morphodynamique.

Validé dans de nombreuses études en hydraulique environnementale, TELEMAC-2D est largement utilisé en génie civil, en gestion des ressources en eau et en prévention des inondations. Sa robustesse numérique et sa capacité à traiter des configurations à grande échelle en font un outil particulièrement adapté à l'analyse des interactions hydrodynamiques et sédimentaires dans des systèmes naturels soumis à des aléas hydrologiques et climatiques.

2.1.3 Données topographiques de simulation

2.1.3.1 Couverture photoaérienne et orthophotoplan

Les données topographiques sont des données fondamentales pour la qualité du projet. En particulier, un projet d'hydraulique à surface libre nécessite une précision importante en matière d'altimétrie. C'est principalement cette précision qui conditionnera la qualité des cartes d'inondation et des cartes de risque ainsi que le bon calage des mesures structurelles.

La réalisation d'orthophotoplan de la zone d'étude a été établie par la direction générale des barrages et des grands travaux hydrauliques (DG-BGTH) et a suivi un processus rigoureux, structuré en plusieurs étapes techniques interdépendantes. La première phase a consisté en une mission de prises de vues aériennes, effectuée durant la seconde quinzaine de mai 2017. Un avion équipé d'une caméra Vexcel ULTRACAM, dotée d'une focale de 100,5 mm, a survolé la zone en suivant 21 axes linéaires prédéfinis, capturant ainsi 623 images aériennes présentant une résolution spatiale de 8 cm.

Suite à cette mission, une opération de stéréopréparation a été menée par la direction générale des barrages et des grands travaux hydrauliques, au cours de laquelle une équipe de topographes a relevé environ 3000 points de détail, localisés en coordonnées X, Y et Z. Ces points géoréférencés ont servi de repères essentiels pour l'orientation des clichés aériens.

L'étape suivante, celle de l'aérottriangulation, a permis de densifier le canevas topographique en générant des points aérottriangulés pour chaque photo. Ces points ont été utilisés pour calculer

les orientations relatives et absolues des modèles stéréoscopiques, condition indispensable à une modélisation fidèle du terrain.

Ensuite, nous avons réalisé un Modèle Numérique de Terrain (MNT) au moyen du logiciel spécialisé e-ATE (enhanced Automatic Terrain Extraction) de LPS (Leica Photogrammetry Suite). Ce MNT haute résolution a été obtenu par corrélation automatique entre les couples d'images stéréoscopiques, puis affiné grâce à l'édition manuelle des ruptures de pentes et la correction des points erronés.

Enfin, la dernière phase a consisté en la génération des orthophotos à l'aide du logiciel Ortho Accelerator. Cette étape a impliqué plusieurs corrections indispensables : géométriques, afin d'assurer une correspondance exacte entre les points de l'image et leurs coordonnées géographiques dans le système de projection choisi ; et radiométriques, pour homogénéiser l'éclairement et le contraste entre les différents clichés. Des ajustements ont été appliqués notamment entre le centre et les bords des images, ainsi que dans les zones de recouvrement. La procédure s'est conclue par la réalisation d'une mosaïque numérique, assurant l'intégration harmonieuse de l'ensemble des orthophotoplans en une seule image continue, sans discontinuité perceptible.

2.1.3.2 Levé des profils en travers

Au sein de l'étude actuelle, les prestations topographiques ont inclus l'actualisation des profils en travers du projet PD-JICA en 2007, avec un objectif initial de mise à jour de 250 profils. Les opérations de levé ont été réalisées entre décembre 2017 et début mars 2018.

La collecte des données a combiné deux méthodes complémentaires. La partie visible des profils en travers, identifiable sur les photos aériennes, a été obtenue par photorestitution. En revanche, les zones non visibles – telles que les surfaces boisées ou immergées – ont nécessité un levé topographique direct sur le terrain au moyen d'une station totale par la direction générale des barrages et des grands travaux hydrauliques. Pour les zones submergées, des relevés bathymétriques ont été effectués à l'aide d'une embarcation.

Au total, 253 profils ont été levés : 159 sur l'oued Medjerda et 94 sur l'oued Mellègue. Ces profils ont été livrés sous forme de fichiers au format texte (.txt), contenant les coordonnées en X, Y ainsi que l'altitude de chaque point mesuré. Les données ont ensuite été converties sous Excel, afin de permettre une comparaison avec les profils de l'année 2007 et leur intégration dans le modèle hydraulique.

2.1.3.3 *Levé des ouvrages et singularités hydrauliques*

Dans le cadre des besoins liés à la modélisation hydraulique, un total de 16 ouvrages et singularités hydrauliques ont fait l'objet de levés topographiques détaillés. Pour chaque ouvrage, un dossier technique complet a été constitué, comprenant : des photographies illustratives, un plan en format .dwg, trois coupes transversales en .dwg (situées respectivement en amont, en aval et dans l'axe de l'ouvrage), ainsi que les fichiers de points levés au format .txt, contenant les coordonnées X, Y et Z.

Par ailleurs, un levé complémentaire a été entrepris afin de renforcer la qualité des données topographiques dans les zones potentiellement inondables. Couvrant une superficie supérieure à 500 hectares, ce levé a été réalisé par photorestitution, ciblant spécifiquement certains éléments structurants du territoire, tels que la voie ferrée, les routes et pistes en remblais, ainsi que les intrados de méandres sélectionnés.

2.1.4 Données hydrologiques et reconstitution des hydrogrammes de crue

2.1.4.1 Enregistrement des débits à la station hydrométrique de Boussalem

La ville de Boussalem, située au confluent des oueds Medjerda, Bouhertma, Tessa et Mellègue, constitue un site critique pour la convergence des crues, comme en attestent les événements extrêmes historiquement enregistrés. Les données hydrométriques compilées sur 92 ans (1929–2021) révèlent une variabilité saisonnière marquée (Figure 3.1).

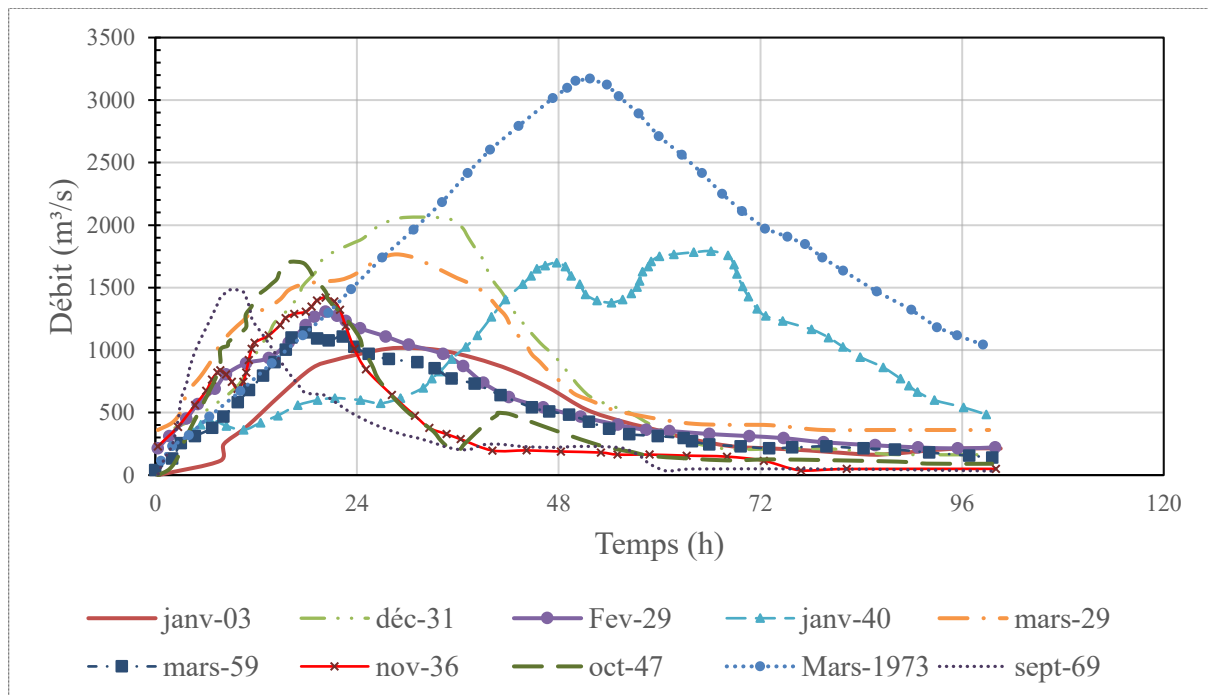


Figure 3. 1 : Hydrogrammes de crue à la station de Boussalem

La crue de mars 1973, atteignant un débit de pointe supérieur à 3 000 m³/s (avec un maximum de 3 180 m³/s), représente la plus forte crue observée au cours des 90 dernières années et a ainsi servi de crue centennale de référence. Une analyse comparative des hydrogrammes a révélé une distinction nette entre les crues automnales, à réponse rapide (septembre à novembre), et les crues hivernales ou printanières, caractérisées par une montée progressive et une lente décrue (décembre à mars). Ces variations saisonnières reflètent la dynamique différenciée des sous-bassins versants. Par ailleurs, certaines crues historiques complexes, comme celles de 1940 ou 1973, présentent plusieurs pics successifs liés à la contribution simultanée ou différée des différents oueds.

2.1.4.2 Détermination des débits de pointe à partir d'études antérieures

Le choix des débits caractéristiques associés aux différentes périodes de retour pour la station de Boussalem s'appuie principalement sur les estimations issues d'études menées dans le sillage du plan de mobilisation des ressources hydrauliques et de lutte contre les inondations, piloté par la Direction Générale des Barrages et des Grands Travaux Hydrauliques (DGBGTH) (Figure 3.2). Ces estimations ont été obtenues via un ajustement statistique des valeurs maximales annuelles de crue selon la loi de Gumbel, fréquemment utilisée pour ce type d'analyse.

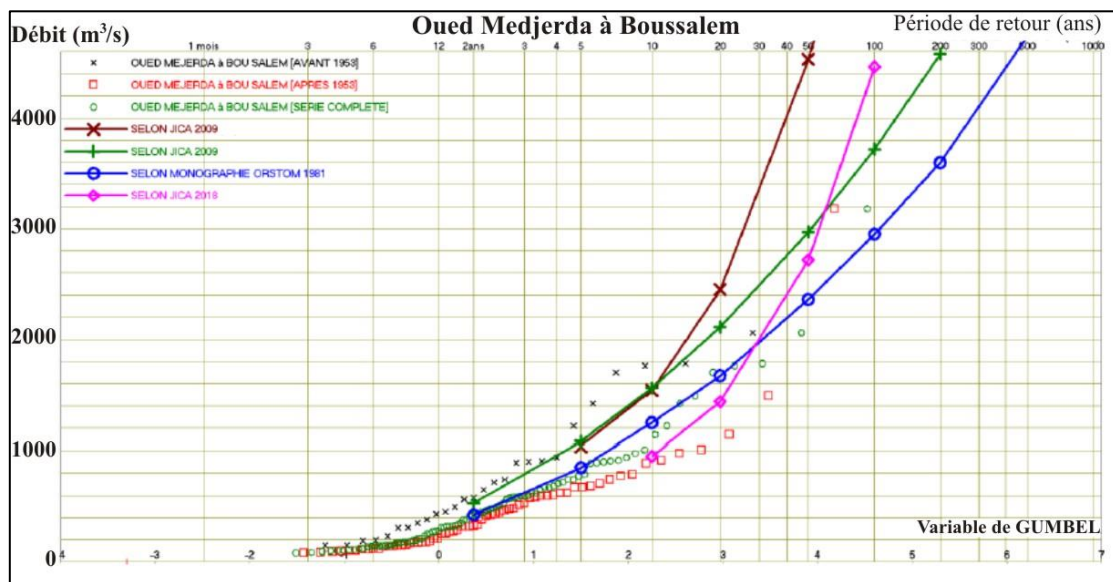


Figure 3. 2 : Différents ajustements statistiques des crues jusqu'à la station de Boussalem (loi de Gumbel) (DG-BGTH, 2020)

Toutefois, une revue critique des études antérieures montre une variabilité notable des estimations selon les périodes et les méthodes employées. Par exemple, l'ajustement réalisé par

ORSTOM en 1981, fondé sur une loi Log-normale aujourd'hui obsolète, ne tenait pas compte des effets de saturation du bassin versant. D'autres études, comme celles de Nippon-Koei, reposeraient vraisemblablement sur des lois statistiques telles que la GEV (Generalized Extreme Value), sans que la méthodologie précise soit documentée. En hydrologie, il est désormais reconnu que l'application d'une seule loi statistique est insuffisante lorsque les données d'échantillonnage ne sont pas identiquement distribuées. L'approche fondée sur les lois GEV, en tant que distribution limite des maxima d'échantillons de variables indépendantes, représente une alternative plus rigoureuse pour l'estimation des débits extrêmes.

2.2 Ajustements des paramètres de modélisation

2.2.1 Conditions aux limites

Les limites du domaine de calcul ont été alimentées en données spécifiques : en amont, des hydrogrammes de crues reconstituées ont été imposés pour représenter les débits entrants correspondant aux périodes de retour de 5, 10, 20, 50 et 100 ans, tandis qu'en aval, les niveaux d'eau ont été fixés à partir des courbes de tarage disponibles et des observations de terrain. Les hydrogrammes, modélisés sous forme triangulaire, constituent une représentation graphique simplifiée mais réaliste de l'évolution du débit lors d'un épisode de crue (Figure 3.3). Cette approche, fondée sur des analyses statistiques hydrologiques, permet d'attribuer à chaque période de retour un débit de pointe, positionné au centre d'un temps de base défini à partir du temps de concentration moyen observé (soit 25 heures), portant la durée totale à 50 heures. Ce choix méthodologique vise à reproduire fidèlement les conditions hydrologiques de la zone d'étude tout en garantissant la robustesse des simulations numériques. Ainsi, la combinaison de données de débits et de hauteurs d'eau aux frontières du modèle permet d'assurer une cohérence hydraulique globale, en vue d'une estimation rigoureuse des risques d'inondation.

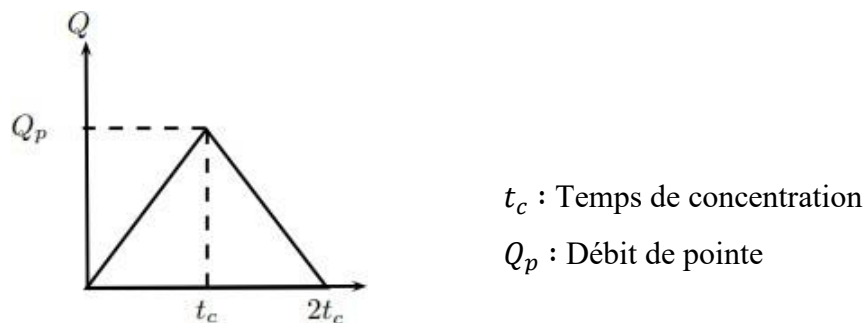


Figure 3. 3 : Description schématique d'un hydrogramme triangulaire

2.2.2 Reconstitution des hydrogrammes de crue

Cinq hydrogrammes de crue ont été reconstitués, correspondant à des périodes de retour de 5, 10, 20, 50 et 100 ans. Ces hydrogrammes synthétiques ont été conçus en vue d'alimenter les limites amont des deux modèles, dans le but d'estimer les hauteurs d'eau des crues extrêmes et de produire des cartes de risque d'inondation fiables.

Le bassin versant de la Medjerda à Boussalem, qui couvre une étendue de 16 230 km², présente une dynamique hydrologique complexe du fait de la confluence de plusieurs oueds majeurs (Medjerda, Bouhertma, Tessa, Mellègue), ce qui explique la fréquence et l'intensité élevées des événements de crue enregistrés à cette station hydrométrique de référence.

Pour identifier les débits maximaux associés à chaque période de retour, seuls les débits maximaux issus des ajustements statistiques réalisés dans le cadre du plan de mobilisation des ressources en eau et de protection contre les inondations de la DGBGTH ont été retenus. Ces estimations, basées sur les enregistrements de 45 stations pluviométriques réparties dans les sous-bassins de la Medjerda, ont l'avantage de refléter l'ensemble du bassin versant, contrairement aux approches empiriques globales moins représentatives. Les valeurs proposées par l'ORSTOM (1981), proches des moyennes observées, ont été adoptées sur les périodes de retour de 5, 10, 20 et 50 ans, tandis que la crue exceptionnelle de mars 1973, avec un débit mesuré de 3 180 m³/s, a été retenue comme référence pour la crue centennale (Tableau 3.1).

Tableau 3. 1 : Débits de crue correspondant aux périodes de retour (m3/s)

Études	Période de retour (ans)				
	2	5	10	50	100
ORSTOM 1981	400	850	1250	2350	2950
JICA 2009	550	1100	1550	3000	3700
JICA 2018	-	-	950	2400	4500

La forme des hydrogrammes a été définie à partir d'une étude détaillée des crues observées depuis 1929 à la station de Boussalem. L'analyse révèle une distinction claire entre les crues d'automne, caractérisées par des montées et des décrues rapides, et celles de l'hiver ou du printemps, plus étalées dans le temps. En dehors de la crue extrême de 1973, les événements analysés présentent un temps de montée moyen avoisinant 25 heures (Tableau 3.2). Il a donc été décidé d'adopter une durée totale de 50 heures pour les hydrogrammes reconstitués, en cohérence avec le temps de concentration observé dans le bassin.

Tableau 3. 2 : Débits de crue et temps de montée à la station de Boussalem (m³/s)

Événement de crue	1929 (Feb.)	1929 (Mar.)	1931	1936	1940	1947	1959	1969	1973	2003
Débit de pointe	1300	1760	2060	1420	1780	1700	1140	1485	3180	1000
Temps de concentration (hr)	24	27	29	23	48	20	22	10	50	28

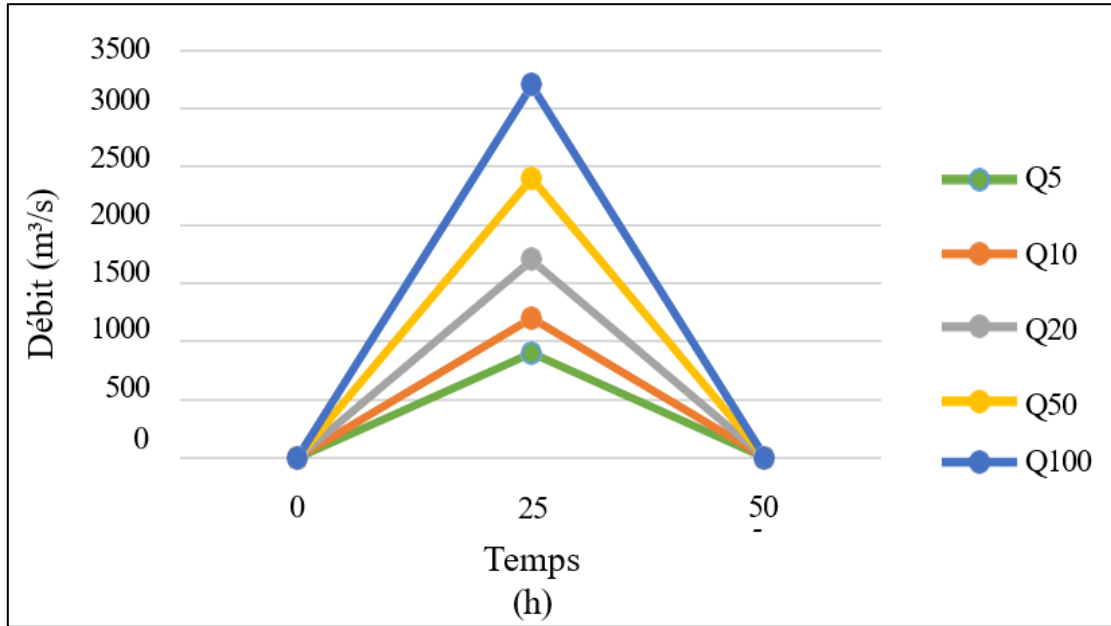


Figure 3. 4 : Hydrogrammes de crue pour différentes périodes de retour

Chaque hydrogramme a été modélisé sous forme triangulaire (Figure 3.4), avec un pic centré sur la moitié du temps de base, afin de produire une représentation simplifiée mais cohérente avec les conditions hydrologiques observées, constituant ainsi une bonne base solide pour la simulation des écoulements extrêmes et l'évaluation du risque d'inondation.

2.2.3 Occupation du sol

La zone couverte par la modélisation hydraulique s'étend sur une superficie d'environ 3000 hectares, correspondant à un tronçon d'une largeur de 7,2 km et d'une longueur de 4,2 km, traversant la ville de Boussalem et alimenté par le cours d'eau de l'Oued Bouhertma (Figure 3.5). La ville de Boussalem, qui compte plus de 36 000 habitants, est soumise à un climat méditerranéen tempéré, avec une pluviométrie annuelle moyenne relativement élevée de 454,8 mm. En raison de sa topographie et de l'expansion de son tissu urbain, elle a connu plusieurs

crues majeures durant les deux dernières décennies, causant d'importants dégâts matériels et humains.

La connaissance rigoureuse de l'occupation du sol s'avère ainsi essentielle pour calibrer le modèle hydraulique et simuler de manière réaliste les scénarios d'inondation et leurs impacts potentiels. Cette section modélisée présente une pente régulière d'environ 0,3 ‰ et se caractérise par une diversité d'occupations du sol, identifiée à partir d'une analyse géospatiale des orthophotos disponibles.

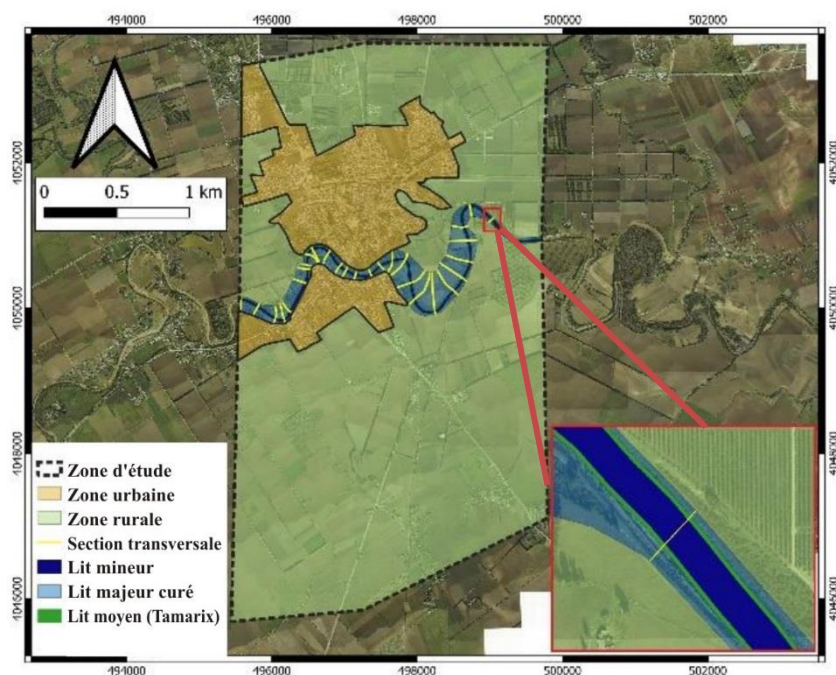


Figure 3. 5 : Occupation du sol adoptée pour la zone d'étude

Cinq types principaux ont été distingués : le lit mineur, le lit moyen colonisé par la végétation naturelle de type Tamarix, le lit moyen exploité ou nettoyé, la zone urbaine et la zone agricole. Cette dernière reste prédominante et constitue le principal moteur économique de la région. L'espace urbain, couvrant environ 556 hectares, englobe des zones résidentielles, industrielles (principalement agroalimentaires), ainsi qu'un réseau dense d'infrastructures routières et ferroviaires.

2.2.4 Post-traitement des données géométriques

Le post-traitement des données géométriques a porté sur une sélection ciblée de la zone couverte par le levé Lidar réalisé en 2019. Parmi l'ensemble des données disponibles, seuls 3000 hectares correspondant à la zone d'étude ont été exploités, ainsi que 37 sections

transversales extraites des 256 initialement levées. Ces informations ont été traitées sous QGIS afin de générer un Modèle Numérique d'Élévation (MNE) avec une résolution de 1 mètre, puis converties en nuage de points géoréférencés au format shapefile. Ce jeu de données constitue la base de configuration des deux modèles hydrauliques utilisés dans cette étude, à savoir TELEMAC-2D et HEC-RAS, et permettra par la suite de générer le maillage nécessaire propre à chaque modèle.

2.2.5 Conception du maillage

Le maillage dans la simulation hydraulique est une étape clé de la modélisation. Bien qu'il puisse être complexe, notamment pour les zones difficiles, il est indispensable pour garantir des résultats précis. Les logiciels de simulation hydraulique aident à simplifier cette étape. Lorsque la zone d'étude est petite, cela permet de réduire la durée des simulations, d'éviter des calculs trop complexes et d'obtenir un maillage suffisamment précis. La taille du maillage dépend de la zone modélisée, avec pour objectif d'avoir un nombre de nœuds adapté pour bien représenter la topographie et la bathymétrie tout en limitant les temps de calcul.

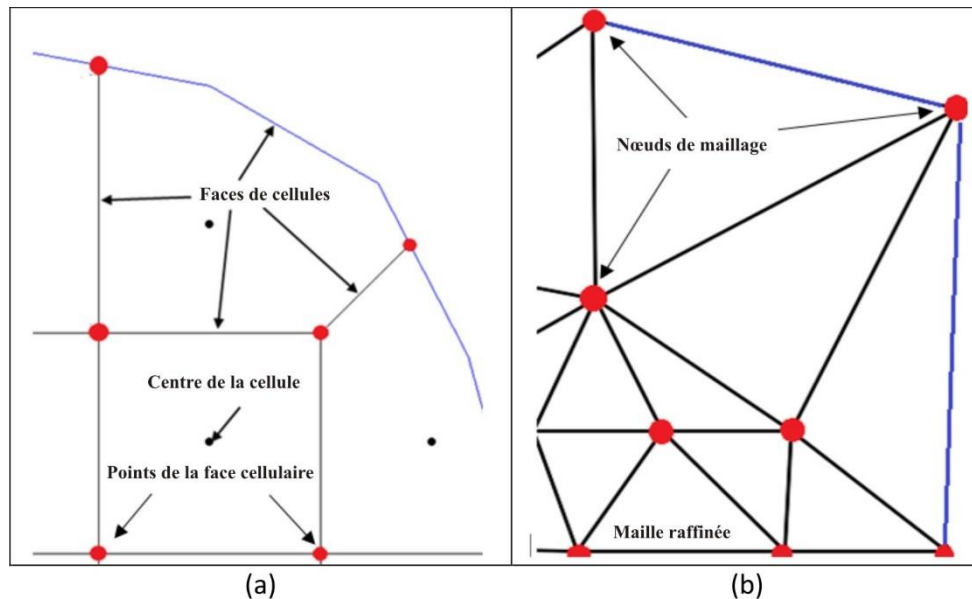


Figure 3. 6 : Description de la terminologie du maillage informatique pour la modélisation HEC-RAS 2D (a) et TELEMAC-2D (b)

TELEMAC-2D repose sur une approche par éléments finis afin résoudre les équations de Saint-Venant, représentant les écoulements à surface libre. L'espace est discrétisé à l'aide d'une grille non structurée en 2D composée d'éléments triangulaires, permettant un raffinement local dans les zones d'intérêt hydraulique (Figure 3.6). À chaque nœud du maillage, le modèle calcule la

profondeur d'eau ainsi que les deux composantes horizontales de la vitesse, assurant une représentation précise des dynamiques hydrodynamiques.

HEC-RAS, quant à lui, utilise un schéma de volumes finis compatible avec des maillages structurés ou non structurés. Ce schéma calcule l'élévation de la surface libre au centre de chaque cellule à chaque pas de temps. Les échanges entre cellules adjacentes sont contrôlés par les propriétés hydrauliques des interfaces, précalculées à partir des données topographiques (périmètre mouillé, surface, rugosité). Une particularité du modèle réside dans sa capacité à intégrer avec précision les variations bathymétriques grâce à des tables de paramètres hydrauliques. Cela permet de représenter des hauteurs d'eau différenciées au sein d'une même cellule, garantissant une prise en compte fine du terrain, quelle que soit la taille des cellules de calcul.

2.2.5.1 Maillage TELEMAC-2D

Un maillage par éléments finis a été généré avec le logiciel *Blue Kenue*, présentant une densité variable : plus resserrés au niveau du lit mineur que sur les bordures du domaine. Ce raffinement localisé près du chenal permet une représentation précise des processus hydrodynamiques dans ces zones critiques. Les tailles caractéristiques des éléments sont fixées à 5 m en longitudinal pour le lit mineur et à 50 m pour le lit majeur. Cette configuration vise à la fois à calculer avec précision les volumes transitant lors des débordements du lit mineur et à cartographier finement les zones inondables.

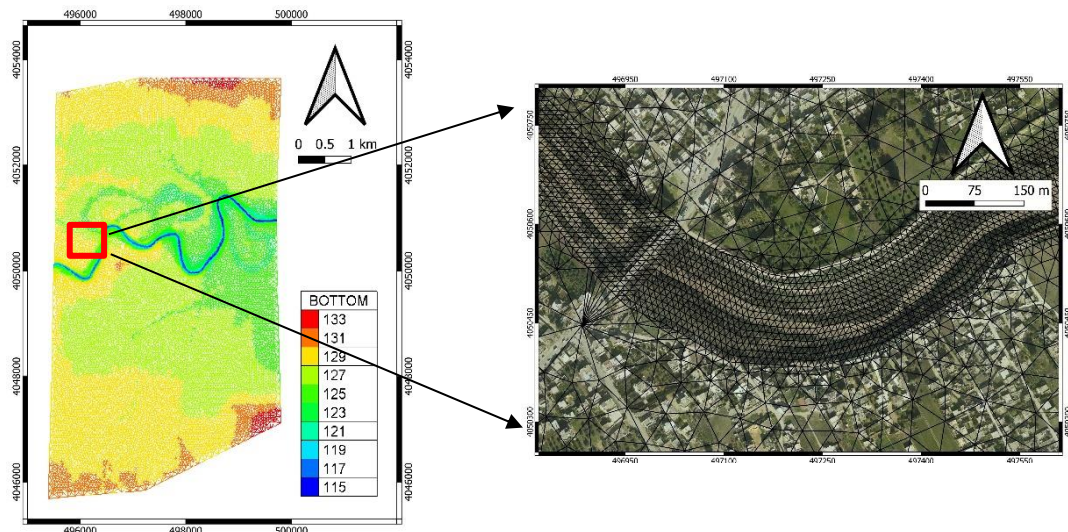


Figure 3. 7 : Maillage de la zone d'étude avec TELEMAC-2D

La topographie du lit majeur, moins sensible aux variations hydrauliques rapides, ne nécessite pas une résolution supérieure. Le maillage final compte 24 624 éléments triangulaires non structurés et 48 947 nœuds (Figure 3.7). Par ailleurs, les conditions aux limites (contours liquides et solides) ont été spécifiées directement dans *Blue Kenue* pour assurer la cohérence physique des simulations.

2.2.5.2 Maillage HEC-RAS 2D

HEC-RAS utilise un maillage bidimensionnel hybride (structuré ou non structuré), composé par défaut de cellules carrées. Sa particularité réside dans l'intégration « infracellulaire » de la topographie : pour chaque face des cellules, une section transversale détaillée est utilisée pour calculer les échanges avec les cellules adjacentes (Figure 3.8). Cette méthode innovante préserve les détails bathymétriques sans réduire la taille des cellules, limitant ainsi les temps de calcul.

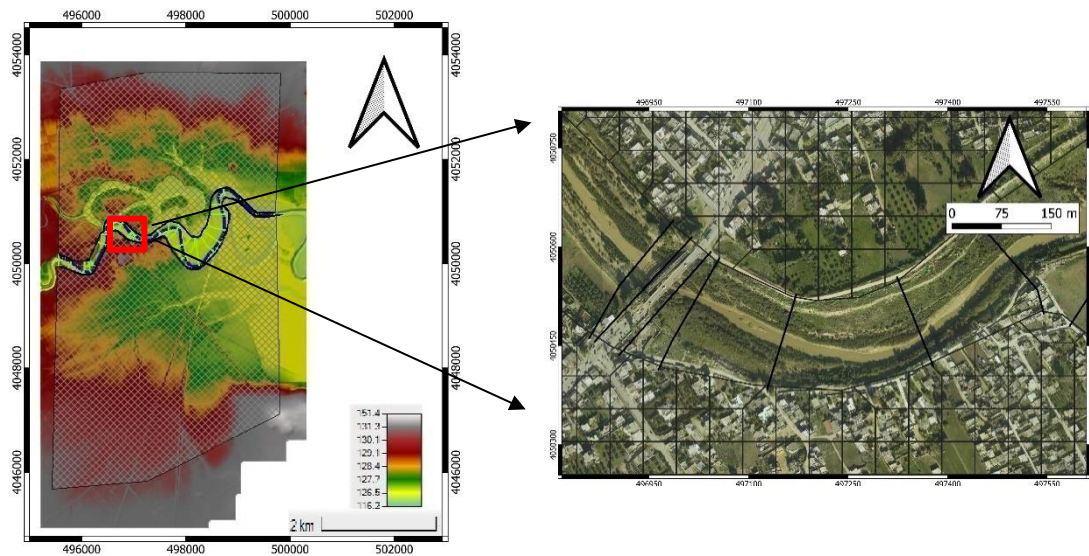


Figure 3. 8 : Maillage de la zone d'étude avec HEC-RAS 2D

La plaine d'inondation est divisée en 11 714 cellules carrées bidimensionnelles de 50 m de côté, connectées à une partie unidimensionnelle définie par 32 profils transversaux, espacés d'environ 200 m en moyenne.

2.2.6 Calage du modèle

La calibration du modèle hydrodynamique a principalement ciblé l'ajustement du coefficient de Manning, paramètre clé contrôlant la rugosité du lit mineur et des plaines inondables, afin

de reproduire fidèlement la dynamique des crues historiques, notamment l'événement majeur de 2003 (Tableau 3.3). Cette calibration s'est appuyée sur trois sources de données : l'occupation du sol du lit et des zones inondables, les hauteurs d'eau observées lors de la crue de 2003, et les données de jaugeage acquises par le Commissariat Régional au Développement Agricole (CRDA) en 2019, reflétant la morphologie actuelle post-curage.

Dans un premier temps, une simulation avec HEC-RAS, basée sur les relevés topographiques de 2007, a permis de comparer systématiquement les niveaux d'eau modélisés aux observations de 2003, ajustant ainsi le coefficient de Manning pour garantir une adéquation entre la ligne d'eau calculée et les données terrain.

Tableau 3. 3 : Comparaison des côtes d'eau pour l'inondation de 2003 observée et simulée
(m)

PT NO	Repère de crue	Location	Cote Fond (m)	Hauteur crue observée (m)	Hauteur Crue simulée (m)	Écart (m)
123	1	Société SMADIA	120.02	11.27	11.58	-0.6
118	2	Devant l'entreprise ZAMA BOUZID	118.75	12.25	12.02	-0. 23
111	3	Station de pompage PPI - P0	118.46	11.45	10.35	-1.1
101	4	Station de pompage ONAS	117.00	10.59	10.14	-0.45
98	5	Pont de Boussalem	116.65	10.82	10.27	-0.55
81	6	Ferme sur la rive gauche de la Medjerda (en amont de l'oued Kasseb)	114.94	9.53	9.53	0.2
62	7	Station de pompage abandonnée Bedrouna	113.02	10.26	10.66	0.3

Dans un second temps, une topographie actualisée intégrant les travaux de curage a été utilisée pour des simulations conjointes avec HEC-RAS et TELEMAC-2D, dont les résultats ont été validés via les mesures de jaugeage de 2019 (Tableau 3.4).

Tableau 3. 4 : Comparaison du débit et du niveau d'eau (m) par rapport au niveau de la mer (nivellement général de la Tunisie)

	Débit (m ³ /s)	Cote du fond (m)	Hauteur d'eau (m)
Mesures de jaugeage	345	115.67	9.12
Resultat du modèle	345	115.67	9.15

Cette démarche a confirmé la robustesse des modèles pour des configurations hydrauliques variées, tout en mettant en évidence la cohérence des résultats entre les deux approches numériques. Elle offre ainsi une base fiable pour évaluer l'impact morphologique des aménagements sur la propagation future des crues et l'évolution des zones à risque, permettant d'anticiper des scénarios prospectifs réalistes.

2.2.7 Évaluation statistique du calage du modèle

Afin d'évaluer la qualité du calage obtenu, deux indicateurs de performance couramment utilisés en modélisation hydrologique et hydraulique ont été mobilisés. Le premier est l'erreur quadratique moyenne (Root Mean Square Error (RMSE)), qui exprime l'écart absolu moyen entre les hauteurs d'eau simulées et observées. Le second est le critère d'efficacité de Nash–Sutcliffe (Nash–Sutcliffe Efficiency (NSE)) qui mesure la capacité du modèle à reproduire la variabilité des observations par rapport à leur moyenne. Ces deux critères se formulent comme suit :

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (H^{obs} - H^{sim})^2}, NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (H^{obs} - H^{sim})^2}{\sum_{i=1}^N (H^{obs} - \bar{H}^{obs})^2} \quad (3.1)$$

Où H_i^{obs} est cote d'eau observée au point i (m), H_i^{sim} est la cote d'eau simulée au point i (m), $\bar{H}^{obs}$: moyenne des cotes d'eau observées (m) et N le nombre total de points de comparaison. L'application de ces métriques à l'événement de 2003 conduit à des valeurs de $RMSE = 0.60$ m et $NSE = 0.96$. Ces résultats traduisent une très bonne cohérence entre les simulations et les observations, confirmant que l'écart moyen reste limité et que la dynamique de l'écoulement est fidèlement reproduite. Selon les recommandations de la littérature (Moriassi et al., 2007), où un NSE supérieur à 0.5 est généralement jugé satisfaisant, la valeur obtenue atteste d'un ajustement particulièrement performant. Ce niveau de précision confère une confiance élevée dans la calibration réalisée et assure une base robuste pour les analyses hydrodynamiques ultérieures, qu'il s'agisse de la validation par les mesures de 2019 ou de l'étude des scénarios de propagation et d'inondation.

2.2.8 Coefficient de rugosité

Dans TELEMAC-2D, la définition spatiale de la rugosité repose sur une approche géographique paramétrable. La délimitation des zones homogènes (chenal, plaines inondables, zones urbaines) est d'abord réalisée via un shapefile importé dans Blue Kenue, où chaque polygone est associé à un coefficient de Manning spécifique dans la table d'attributs. Lors de la génération du maillage (fichier .slf), ces valeurs sont intégrées aux éléments finis correspondants. Au stade de la simulation, le fichier de paramétrage (steering file) offre une double option : imposer un coefficient homogène sur l'ensemble du domaine ou exploiter la répartition hétérogène issue du maillage (Figure 3.9). Cette flexibilité permet d'adapter la modélisation aux spécificités locales, en particulier pour les zones à forte variabilité de rugosité (végétation dense, infrastructures).

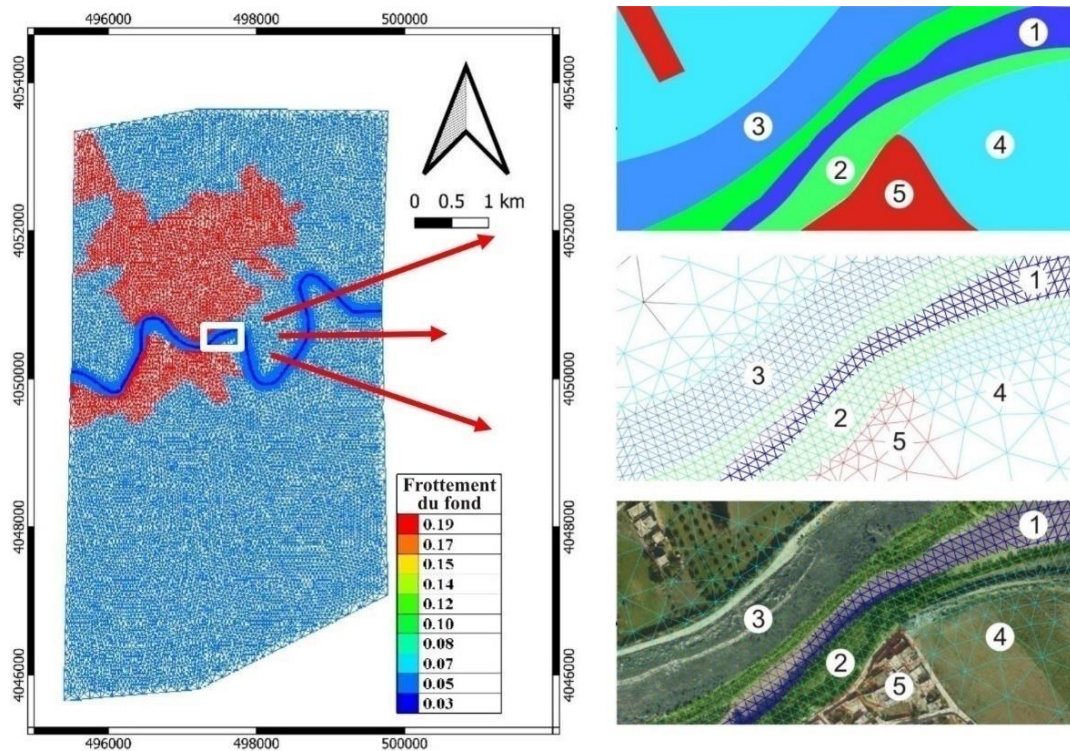


Figure 3. 9 : Répartition du coefficient de rugosité en TELEMAC-2D

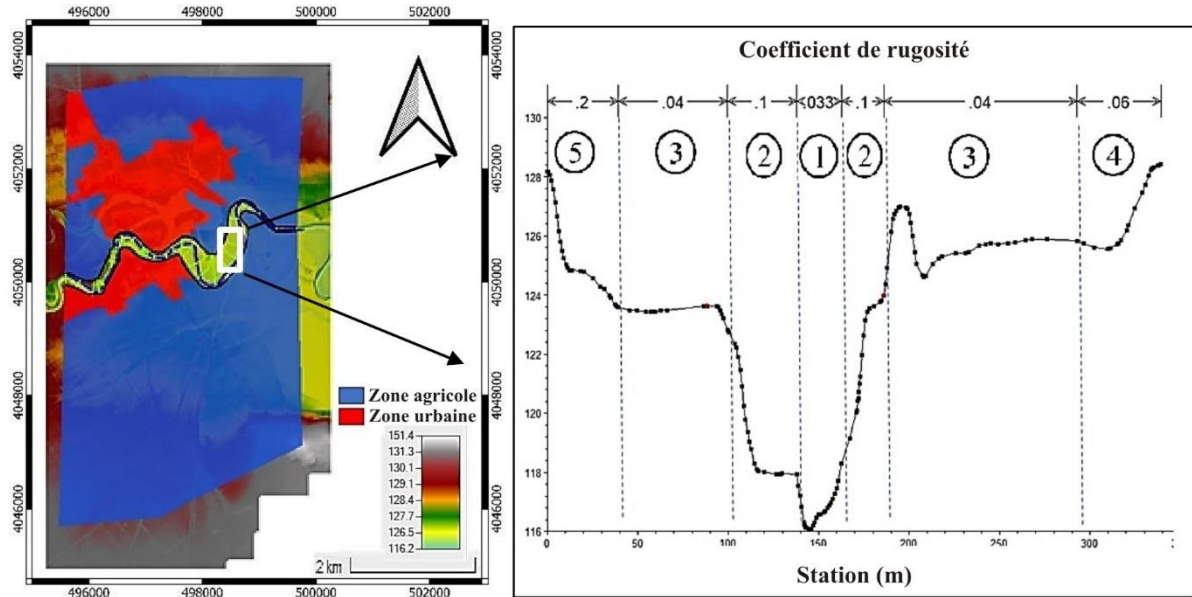


Figure 3. 10 : Répartition du coefficient de rugosité en Hecras 1d/2d

HEC-RAS distingue deux approches selon la dimensionnalité du domaine. Pour le lit mineur modélisé en 1D, un coefficient de Manning est attribué manuellement à chaque profil en travers, reflétant les variations longitudinales de rugosité (substrat, végétation rivulaire). Pour le domaine 2D (plaines inondables), une méthode similaire à TELEMAC-2D est appliquée : un shapefile de polygones, géoréférencé dans RAS Mapper, permet d'assigner à chaque zone un coefficient spécifique. Ces valeurs, intégrées au maillage 2D, pilotent les calculs de flux entre cellules, assurant une cohérence hydraulique entre la résistance à l'écoulement et l'occupation du sol observée (Figure 3.10).

Un coefficient de rugosité du lit correctement calibré permet ainsi d'obtenir une modélisation fidèle à la réalité. Pour notre étude de cas, les valeurs retenues sont les suivantes (Figure 3.9 ; 3.10) :

- (1) Lit mineur ouvert (sans végétation) : $0,033 \text{ s/m}^{1/3}$;
- (2) Lit moyen occupé par des tamaris : $0,10 \text{ s/m}^{1/3}$;
- (3) Lit moyen dégagé : $0,04 \text{ s/m}^{1/3}$;
- (4) Lit majeur (zone agricole) : $0,06 \text{ s/m}^{1/3}$;
- (5) Lit majeur (zone urbaine) : $0,20 \text{ s/m}^{1/3}$.

Le calage de la rugosité dans les simulations précédentes a montré une bonne correspondance. Dans le paragraphe qui suit nous avons testé dans TELEMAC-2D l'introduction de la végétation comme rugosité à la place du coefficient de Manning en s'appuyant sur différents

modèles. Ceci a montré des résultats analogues au cas où la végétation a été estimée par un coefficient de Manning

2.3 Modélisation de la végétation avec TELEMAC-2D

Afin de prendre en compte la résistance hydraulique additionnelle induite par la présence de végétation, le principe de superposition linéaire est employé. Ainsi, la rugosité totale λ correspond à la somme du coefficient de rugosité du fond λ' et de la résistance de forme végétale par unité de surface λ'' :

$$\lambda = \lambda' + \lambda'' \quad (3.2)$$

Dans TELEMAC-2D, plusieurs lois de rugosité sont disponibles pour caractériser la rugosité du fond (mot-clé : LAW OF BOTTOM FRICTION). Pour une modélisation incluant la végétation, la loi de Nikuradse est recommandée, car elle est indépendante du niveau d'eau. Lorsque la végétation est présente, le coefficient de rugosité végétale est généralement bien plus élevé et devient ainsi déterminant pour la friction totale.

2.3.1 Modèles de végétation

Sur la base de la densité de la végétation, ont établi analytiquement une formule décrivant la résistance induite par la végétation. En assimilant la végétation à des cylindres rigides, la rugosité pour une végétation non submergée (hauteur d'eau h inférieure à la hauteur des plantes h_p) peut s'exprimer comme suit :

$$\lambda'' = 4C_D \cdot \frac{Dh}{\Delta^2}, \quad (3.3)$$

où C_D désigne le coefficient de traînée, D le diamètre des éléments végétaux, et Δ l'espacement entre les plantes. L'équation (2) constitue le fondement de la majorité des modèles de végétation existants.

Approche de Lindner : adapte la formule de (Petryk et Bosmajian, 1975) et affine cette approche en quantifiant le coefficient de traînée C_D à l'échelle du tronçon. elle postule que le coefficient de traînée dépend de celui d'un cylindre unique, de la résistance due aux effets de confinement des cylindres adjacents, et de la résistance engendrée par les ondes de gravité. Le modèle végétal de Lindner est déjà intégré dans TELEMAC-2D. Le coefficient de traînée y est déterminé de manière itérative en fonction de la vitesse d'écoulement, de la hauteur d'eau et des paramètres de végétation que sont le diamètre et l'espacement entre les éléments

Approche de Järvelä : développe une approche pour une végétation flexible non submergée ($h < h_p$) et faiblement submergée ($h \approx h_p$) :

$$\lambda'' = \begin{cases} 4C_{D\chi} \left(\frac{U_m}{U_\chi} \right)^\chi LAI \cdot \frac{h}{h_p} & \text{for } h < h_p \\ 4C_{D\chi} \left(\frac{U_m}{U_\chi} \right)^\chi LAI & \text{for } h \approx h_p \end{cases} \quad (3.4)$$

Considérant le feuillage comme le principal contributeur à la résistance végétale, l'indice de surface foliaire (Leaf Area Index, LAI) est utilisé pour représenter la densité de la végétation. Pour une végétation non submergée, une distribution linéaire du LAI est supposée selon la verticale. Afin de tenir compte de l'effet de streamlining dû à la flexibilité des plantes, l'exposant χ fondé sur un concept empirique, et la vitesse de référence correspondante U_χ sont introduits. L'approche de Järvelä n'est valable que pour des vitesses d'écoulement supérieures à la vitesse de référence. Il est supposé que la déformation des plantes ne se produit qu'au-delà de cette vitesse. Ainsi, le rapport des vitesses est limité à des valeurs supérieures ou égales à un.

Approche de Baptist : Les deux modèles précédents ne sont valables qu'en conditions d'écoulement non submergé. Cette approche propose une approche biphasique pour modéliser simultanément la végétation non submergée et submergée. En utilisant la simplification des cylindres rigides, le coefficient de rugosité végétale est défini comme :

$$\lambda'' = \begin{cases} 4C_D \cdot \frac{Dh}{\Delta^2} & \text{pour } h \leq h_p \\ 4 \cdot \left(\frac{1}{\sqrt{C_D \cdot \frac{Dh_p}{\Delta^2}}} + \frac{1}{\sqrt{2}\kappa} \ln \frac{h}{h_p} \right)^{-2} & \text{pour } h > h_p \end{cases} \quad (3.5)$$

Où κ représente la constante de von Kármán.

Pour les espèces végétales ne présentant pas de diamètre bien défini, les approches par cylindres rigides ne sont pas adaptées. Dans ce cas, il est recommandé d'utiliser la relation entre les paramètres de densité végétale des cylindres rigides (diamètre et espacement) et le LAI , proposée :

$$\frac{D}{\Delta^2} = \frac{1}{2} \cdot \frac{LAI}{h_p} \quad (3.6)$$

2.3.2 Modélisation de la végétation

Afin de modéliser l'effet de la végétation sur l'écoulement, les différentes approches ont été testées et comparées aux résultats du calage préalablement effectué. Le modèle a été calibré en utilisant un coefficient de Manning de $n=0,1 \text{ s/m}^{1/3}$ pour les berges végétalisées et de $n=0,03$

$s/m^{1/3}$ pour le fond lisse. Quatre configurations végétales distinctes, dont les paramètres sont approximés (car on ne dispose pas de mesures de ces paramètres sur toute la longueur de la Medjerda) et synthétisés dans le tableau 3.5. Ces paramètres ont été ensuite appliqués afin de reproduire les hauteurs d'eau observées lors de cette étape de calage.

Tableau 3. 5 : paramètres de modélisation utilisés pour la végétation

Modèle	C_D ou $C_{D\chi}$	D (m)	Δ (m)	h_p (m)	LAI	U_{ref} (m/s)	χ
Lindner	1.0	0.10	1.15	-	-	-	-
Baptist	1.0	0.10	1.15	4.0	-	-	-
Järvelä (rigide)	0.5	-	-	4.0	12.0	0.2	0
Järvelä (flexible)	0.5	-	-	4.0	12.0	0.2	-0.9

Ces paramètres ont permis d'obtenir des écarts minimaux entre les résultats des simulations et les données de calage. Ce qui confirme la validité des différentes approches végétales testées tels que montré dans la figure 3.11, correspondant au tronçon de la ville de Boussalem sur une longueur de 7,1 km, cas traité dans les simulations précédentes.

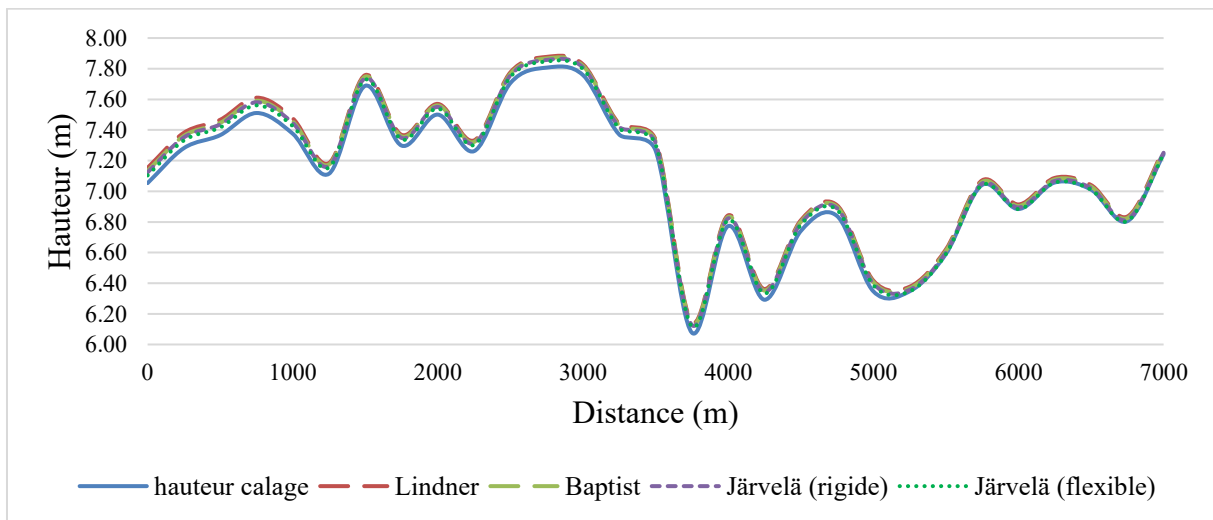


Figure 3. 11 : Comparaison des hauteurs simulées avec différentes formules de végétations et hauteurs simulées avec coefficient de rugosité de calage pour un débit de $200 \text{ m}^3/\text{s}$

L'analyse comparative des différentes approches de modélisation de la végétation a révélé des écarts maximaux de 5 à 9 cm (inf à 1%) entre les hauteurs d'eau simulées et observées (Figure 3.11), selon la méthode utilisée. Ces petits écarts reflètent la différence entre les approches rigidistes (Lindner, Baptist) et flexibles (Järvelä) liée à la déformation des plantes sous l'écoulement.

Cependant, malgré la performance globale satisfaisante des modèles dédiés, nous avons opté pour la poursuite des simulations avec la modélisation par rugosité de Manning, pour deux raisons principales. Premièrement, cette approche a déjà été calibrée avec succès lors de l'étape préliminaire, offrant une base robuste et cohérente avec les observations. Deuxièmement, les modèles spécifiques à la végétation (Lindner, Järvelä, Baptist) nécessitent la quantification précise de paramètres physiques complexes (diamètre, espacement, LAI, coefficient de traînée, etc.), dont la détermination in situ est difficile à généraliser sur de longues distances ou en l'absence de données détaillées. Le recours à une rugosité équivalente permet ainsi de s'affranchir de ces incertitudes paramétriques tout en conservant une représentation de l'effet global de la végétation sur l'écoulement. Ainsi, dans toutes les simulations qui suivent dans cette étude (avec transport de polluant ou particulaire) nous avons opté pour la rugosité qui a été calée en s'appuyant sur le coefficient de Strickler.

2.4 Validation des modèles et résultats

2.4.1 Post-traitement des résultats et analyse géospatiale

Les résultats de simulation issus de TELEMAC-2D sont exportés vers QGIS via Blue Kenue, permettant une analyse géospatiale intégrée. Un script Python (sel2asc.py) convertit les sorties brutes (fichier .slf) en un modèle numérique d'altitude (MNT) maillé des hauteurs d'eau maximales, avec une résolution spatiale paramétrable (Prodanovic, 2015). Ces couches sous forme de grille régulière, superposées aux orthophotographies et aux limites d'occupation du sol, permettent une délimitation précise des zones inondées et leur croisement avec les enjeux territoriaux (habitations, infrastructures, cultures). Pour HEC-RAS, le modèle génère directement une trame des hauteurs d'eau, immédiatement exploitable dans QGIS.

Les couches de niveau d'eau sont superposées à l'orthophotographie, et le recoupement entre la délimitation des zones inondées et les limites des différentes composantes d'occupation du sol permet de réaliser une analyse des risques d'inondation. Une classification géospatiale est ensuite appliquée pour discriminer les superficies inondées par classe de hauteur, offrant une cartographie thématique des risques. Cette approche permet non seulement de quantifier l'étendue des inondations, mais aussi d'évaluer leur impact potentiel sur les différents usages du sol, en alignant les dynamiques hydrauliques modélisées avec les réalités du terrain.

2.4.2 Cartographie des risques d'inondation

2.4.2.1 Analyse de la crue de 2003

Avant de simuler des crues correspondant à différentes périodes de retour, des simulations ont été réalisées dans des conditions historiques, afin d'évaluer l'effet des travaux de curage menés en 2015. Bien qu'aucune inondation n'ait été enregistrée après ces interventions, une comparaison a été effectuée entre les inondations observées en 2003 et celles simulées pour le même événement dans l'état actuel du lit de la rivière, après curage (Figure 3.12).

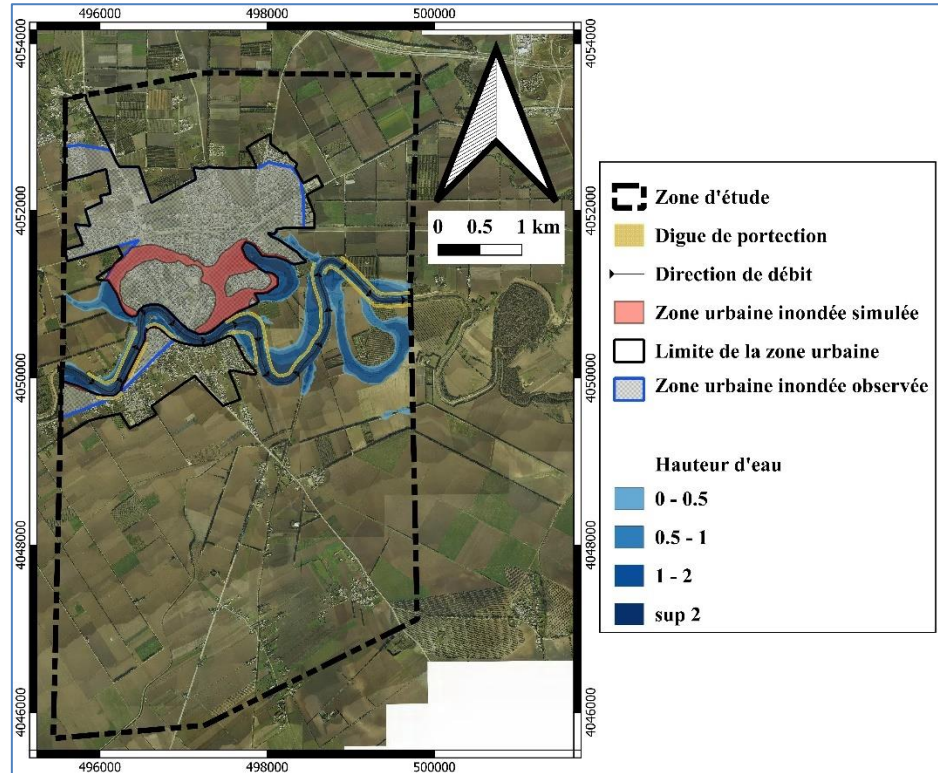


Figure 3. 12 : Comparaison entre la zone inondée simulée et la zone observée (2003)

Les limites des zones inondées en 2003 dans la ville de Boussalem ont été obtenues auprès du Ministère tunisien de l'Agriculture. Cette délimitation concerne uniquement les zones urbaines situées à proximité de la Medjerda. Les observations montrent qu'environ 413 hectares, soit 74 % de la ville, avaient été inondés. En revanche, la simulation du même événement avec les conditions actuelles (hydrogramme de débit en m^3/s présenté en Figure 3.1) indique une superficie inondée de 83 hectares, représentant 15 % de la ville.

Cette comparaison met en évidence que les travaux de curage ont permis une réduction de 59 % de la surface inondée en zone urbaine.

2.4.2.2 Crue de période de retour 5 ans

Pour la crue correspondant à une période de retour de 5 ans (Figure 3.13), l'inondation affecte principalement le lit moyen, majoritairement exploité à des fins agricoles, en particulier sur la bande longeant la rive gauche. Les zones inondées atteignent une superficie d'environ 100 hectares dans la zone agricole et d'environ 10 hectares en zone urbaine.

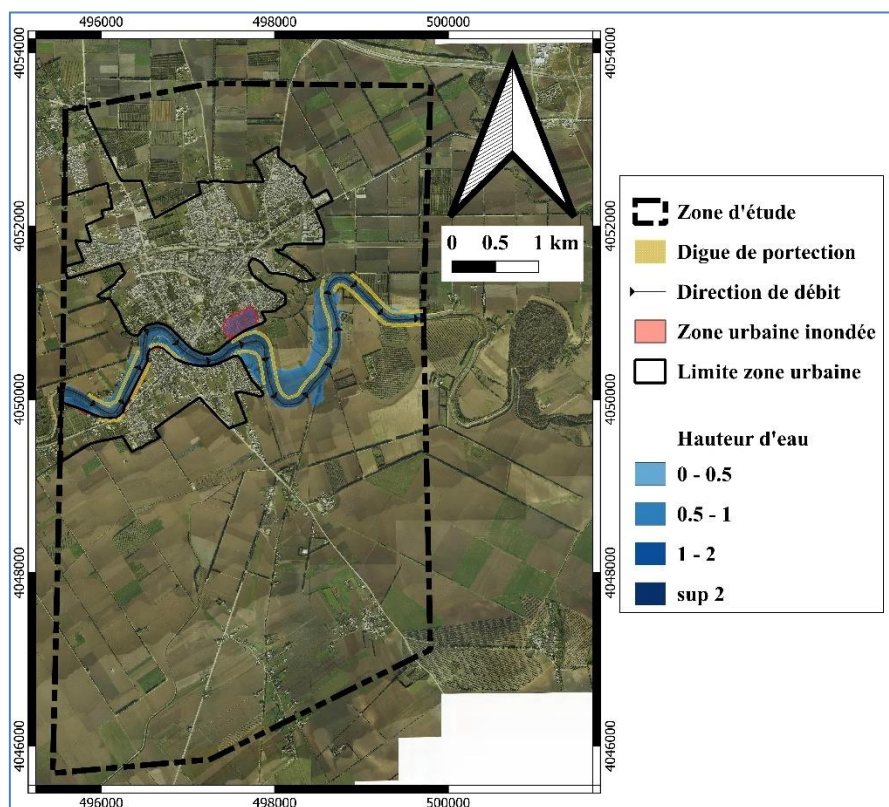


Figure 3. 13 : Inondation de période de retour 5 ans

Les débordements suivent une typologie linéaire, en accord avec le tracé du cours d'eau. Aucune extension latérale notable de la vague de crue n'est observée, et l'inondation reste globalement confinée. La propagation de l'écoulement dans la zone urbaine ainsi que dans la plaine agricole demeure limitée. On constate un élargissement de l'écoulement d'environ 200 mètres en amont de la ville, un rétrécissement à environ 100 mètres au niveau de la zone urbaine — lié à la présence des digues de protection — puis un nouvel élargissement d'environ 300 mètres en aval.

Ces observations permettent de conclure que le risque d'inondation associé à un événement de période de retour de 5 ans est relativement faible. Les surfaces inondées restent limitées en dépit de débits importants, notamment grâce aux dispositifs de protection existants.

2.4.2.3 Crue de période de retour 10 et 20 ans

Dans la zone d'étude, l'oued et ses affluents forment des méandres profonds. Pour les crues de périodes de retour 10 et 20 ans (Figure 3.14), la vague de crue se propage de manière verticale et déborde exceptionnellement hors de la tranchée formée par le lit de l'oued, inondant ainsi les anciens méandres abandonnés situés sur la rive gauche, qui ne font plus partie du lit actif (ces vagues de crue verticales sont représentées sur les cartes par des flèches indiquant la direction des écoulements, perpendiculaires aux ondes horizontales normales de l'oued).

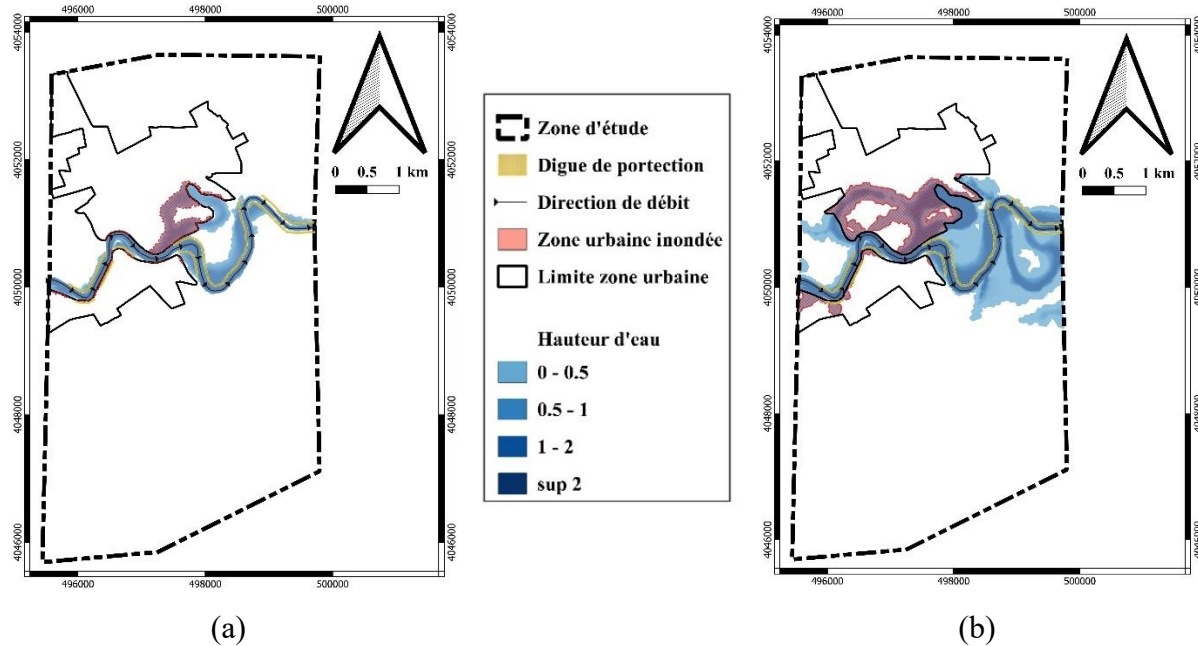


Figure 3.14 : Inondation de période de retour 10 (a) et 20 ans (b)

Ces méandres sont progressivement exploités à des fins agricoles ou envahis par l'extension urbaine de la ville de Boussalem. Les superficies inondées sont considérables, variant de 41 à 168 hectares en zone urbaine, et de 140 à 355 hectares en zone agricole (Figure 3.14). Cette situation engendre un risque élevé sur la rive gauche de l'oued, où se concentrent 90 % des débordements.

En revanche, les zones longeant la rive droite demeurent relativement protégées, notamment les secteurs urbains, grâce à la présence de digues. La zone urbaine restée hors d'eau correspond au périmètre délimité par un polygone noir (limites de la zone urbaine), situé en dehors de la zone inondée indiquée en rouge sur les Figures.

2.4.2.4 Crue de période de retour 50 et 100 ans

Dans le cas de crues extrêmement exceptionnelles, correspondant à des périodes de retour de 50 et 100 ans (Figure 3.15), la vague de crue provoque des dégâts considérables en affectant simultanément les deux rives de l'oued. Les conséquences de ces événements sont particulièrement graves, notamment sur les terres agricoles situées dans le lit majeur de la

rivière, qui sont totalement envahies par les eaux de débordement. Les habitations et l'ensemble des parcelles avoisinantes se retrouvent submergées.

Dans la ville de Boussalem, les zones basses subissent également les effets dévastateurs de la montée des eaux, entraînant d'importantes inondations. En aval de la ville, dans la zone la plus basse, le champ d'inondation s'élargit considérablement, atteignant une largeur qui peut dépasser cinq kilomètres lors d'une crue centennale. Cette expansion spectaculaire de la plaine inondable témoigne de la gravité de ces crues exceptionnelles et souligne la nécessité cruciale de mettre en place des mesures de réduction des risques, une planification urbaine résiliente et une gestion efficace des zones inondables afin de limiter l'impact sur la population et les infrastructures locales.

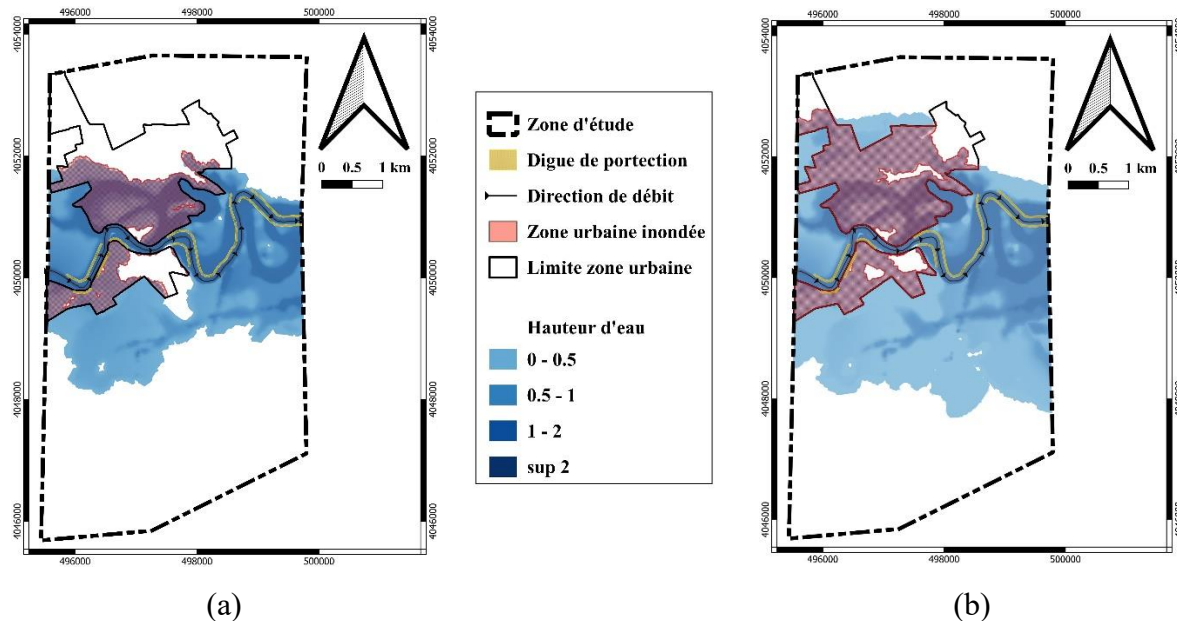


Figure 3. 15 : Inondation de période de retour 50 (a) et 100 ans (b)

2.4.3 Analyse spatiale des distributions de superficie inondée

Les cartes de risque d'inondation fournissent des indications sur les zones exposées aux inondations pour des périodes de retour de 5, 10, 20, 50 et 100 ans, couvrant respectivement des superficies de 98 ha, 181 ha, 484 ha, 1087 ha et 1697 ha. Les limites des zones inondées dans la ville de Boussalem ont été estimées en fonction de l'extension maximale du niveau d'eau atteint lors des crues correspondant à chaque événement. La figure 3.16 illustre la répartition spatiale des surfaces inondées selon les différentes périodes de retour.

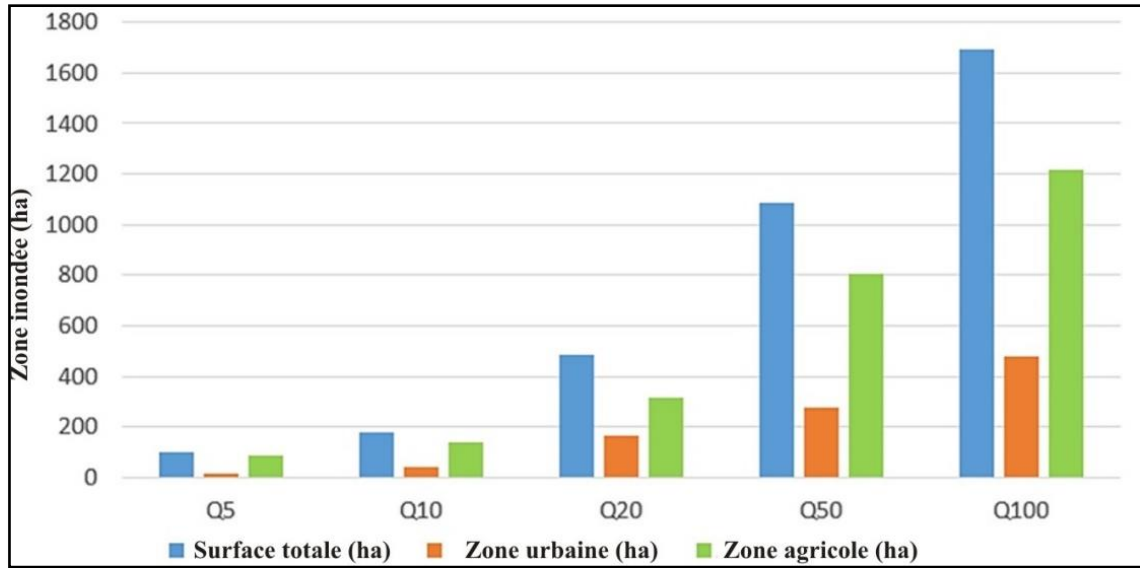


Figure 3. 16 : Superficies inondées pour différentes périodes de retour

2.4.4 Risque d'inondation dans la ville de Boussalem

Une carte synthétique a été élaborée pour présenter les superficies inondées lors de chaque événement de crue à l'intérieur de la ville de Boussalem (Hammami et al. 2023). Deux classes de risque ont été définies pour l'analyse de ces cartes :

La première classe, correspondant à un risque faible à moyen, regroupe les événements ayant une période de retour de 5 et 10 ans. Dans ce cas, les zones inondées représentent respectivement 2 % et 8 % du territoire (Figure 3.17). Dans cette catégorie, la surface urbaine touchée reste inférieure à 20 %, ce qui permet de maintenir une mobilité relativement aisée pour les habitants.

La seconde classe, associée à un risque élevé, comprend les événements de période de retour de 20, 50 et 100 ans. Les surfaces inondées représentent alors 30 %, 50 % et jusqu'à 86 % du territoire (3.17). Ce niveau de risque compromet fortement la mobilité des résidents ainsi que l'accès aux infrastructures et aux services.

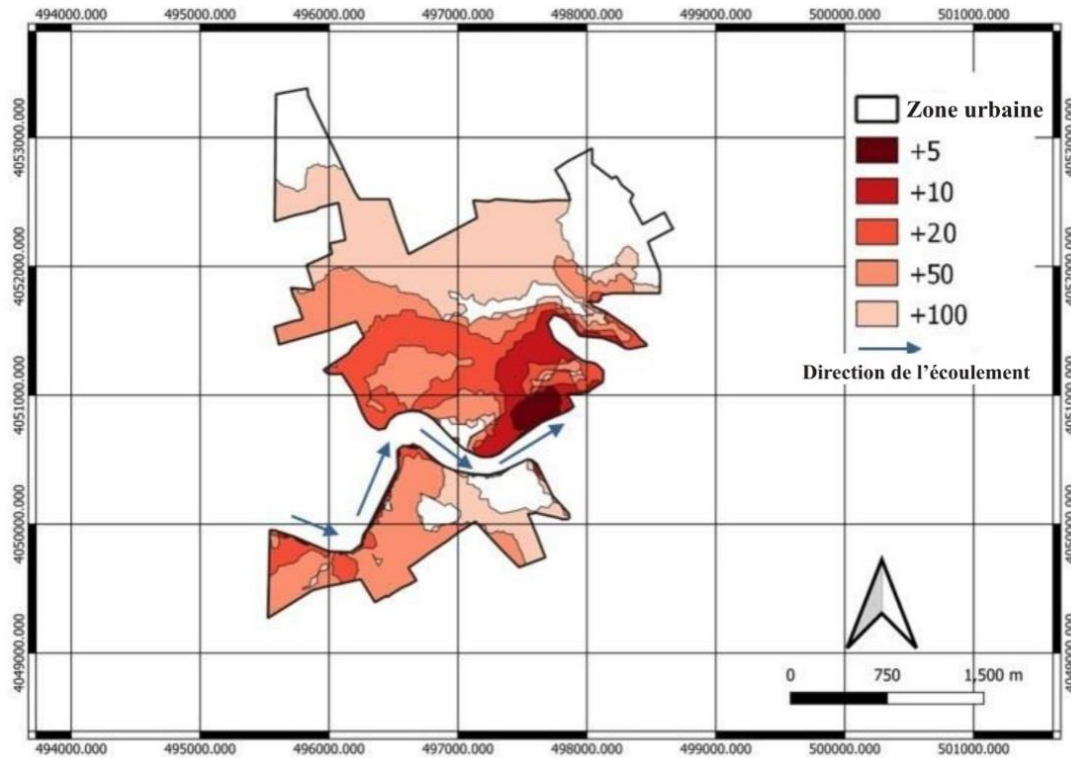


Figure 3. 17 : Risque d'inondation dans la ville de Boussalem à différentes périodes de retour

Malgré la mise en œuvre de plusieurs mesures de protection et de nettoyage, le risque d'inondation demeure élevé. Cela s'explique par le développement excessif de la végétation et l'ensablement progressif du lit de l'Oued Medjerda (Hammami et al. 2022), notamment dans la ville de Boussalem, en raison de sa topographie en zone basse. Cette situation souligne la nécessité d'envisager des solutions structurelles pertinentes, telles que le projet de dérivation totale du cours d'eau en dehors de la ville.

2.4.5 Comparaison avec des résultats de deux modèles

Plusieurs travaux ont comparé les performances de modèles hydrodynamiques à reproduire les événements d'inondations. (Shustikova et al., 2019) ont testé les capacités de LISFLOOD-FP et HEC-RAS 2D de complexités différentes en les appliquant à une crue survenue sur la rivière Secchia (Italie). (Shrestha et al., 2020) ont réalisé une comparaison afin d'évaluer l'adéquation de MIKE 21 et HEC-RAS pour la modélisation 2D des plaines d'inondation en examinant les avantages respectifs de chaque modèle. (Muñoz et al., 2022) ont comparé les modèles Delft3D-FM et HEC-RAS 2D pour la prédiction du niveau d'eau total dans les zones de transition entre la côte et l'intérieur des terres. Il convient de noter qu'il existe actuellement une seule étude comparant les modèles hydrodynamiques HEC-RAS et TELEMAC-2D appliqués à la Loire en

France (Orozco et al., 2023). Cette comparaison portait sur un événement de crue réel et un événement exceptionnel avec une période de retour de 1000 ans, analysant la surface inondée totale pour une grille de lit de rivière de 20×20 m et une grille de plaines inondables de 60×60 m. Les résultats ont révélé des variations des niveaux d'eau à 21 points de contrôle le long du cours d'eau.

L'originalité de notre étude actuelle réside dans la comparaison des plaines inondables pour l'événement exceptionnel de 2003 et pour trois périodes de retour différentes (20, 50 et 100 ans). Ceci est réalisé en identifiant le coefficient de rugosité pour chaque type d'occupation du sol, en utilisant un maillage plus fin de 5×5 m pour le lit de wadi et de 50×50 m pour les plaines d'inondation, et enfin en comparant la performance de chaque modèle par la représentation des zones inondables selon quatre classes de hauteur différentes pour la Medjerda en Tunisie.

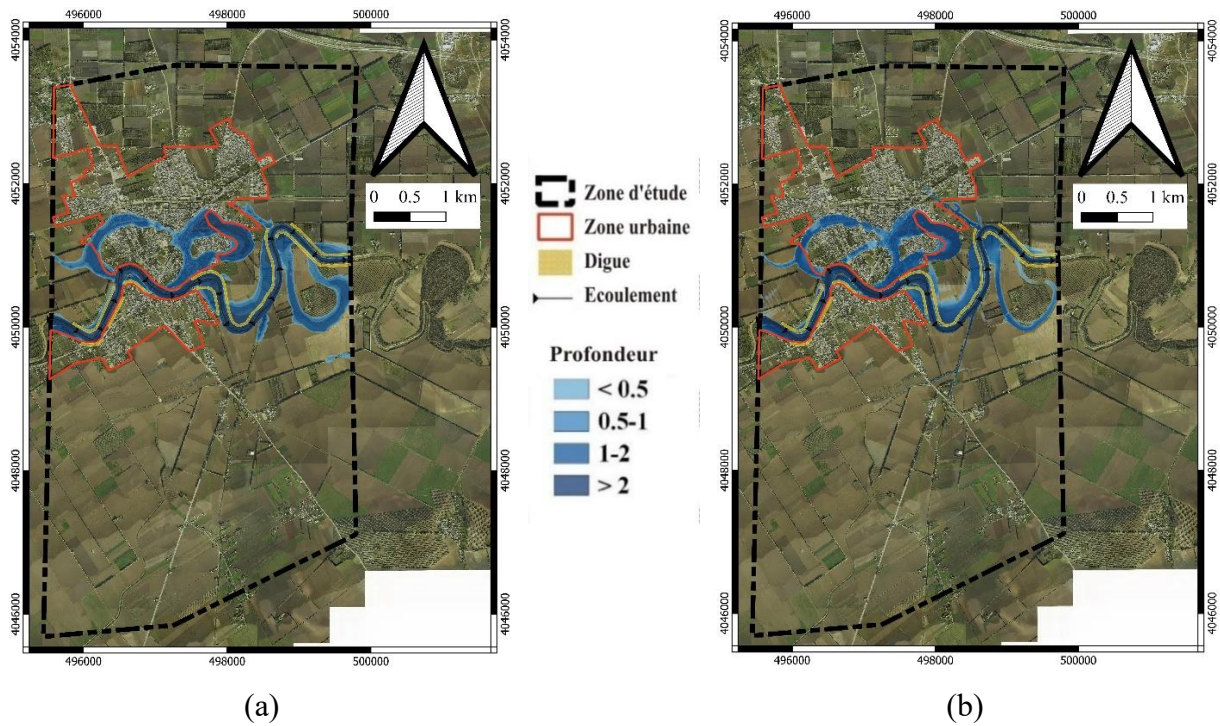


Figure 3. 18 : Carte des inondations pour l'événement de 2003 simulé avec TELEMAC-2D (a) et HEC-RAS (b)

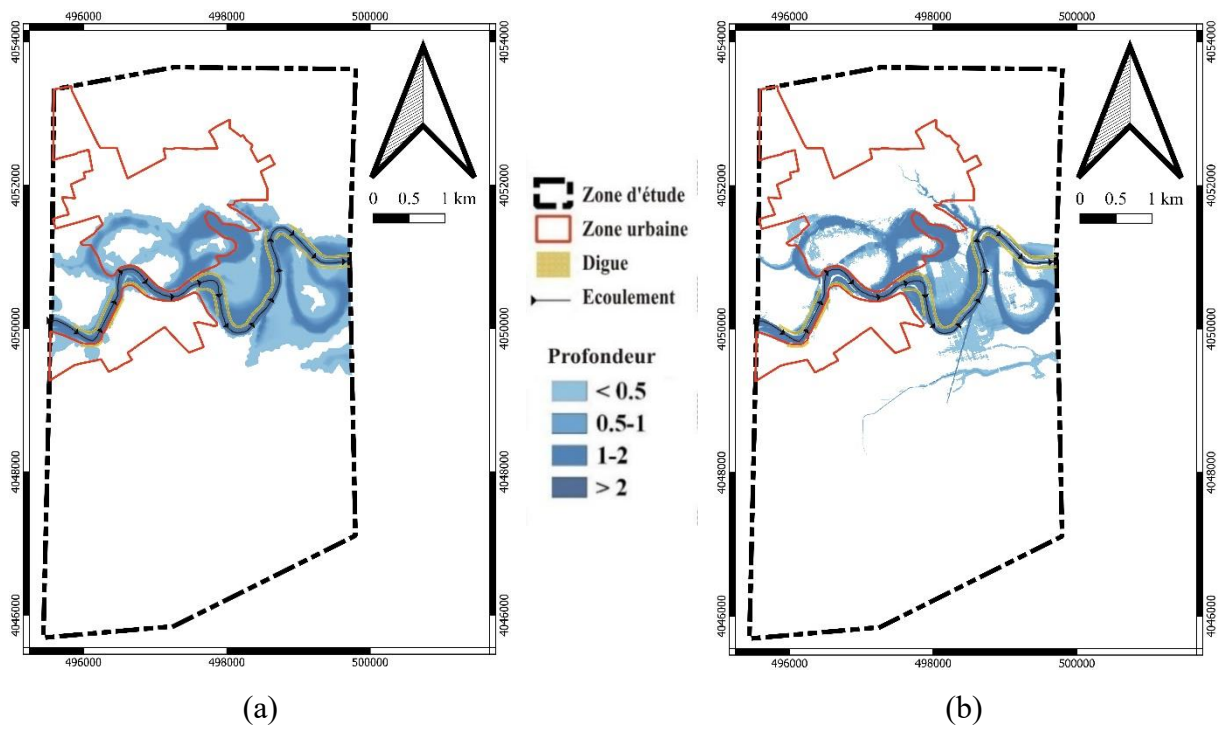


Figure 3. 19 : Carte des inondations pour une période de retour de 20 ans simulée avec TELEMAC-2D (a) et HEC-RAS (b)

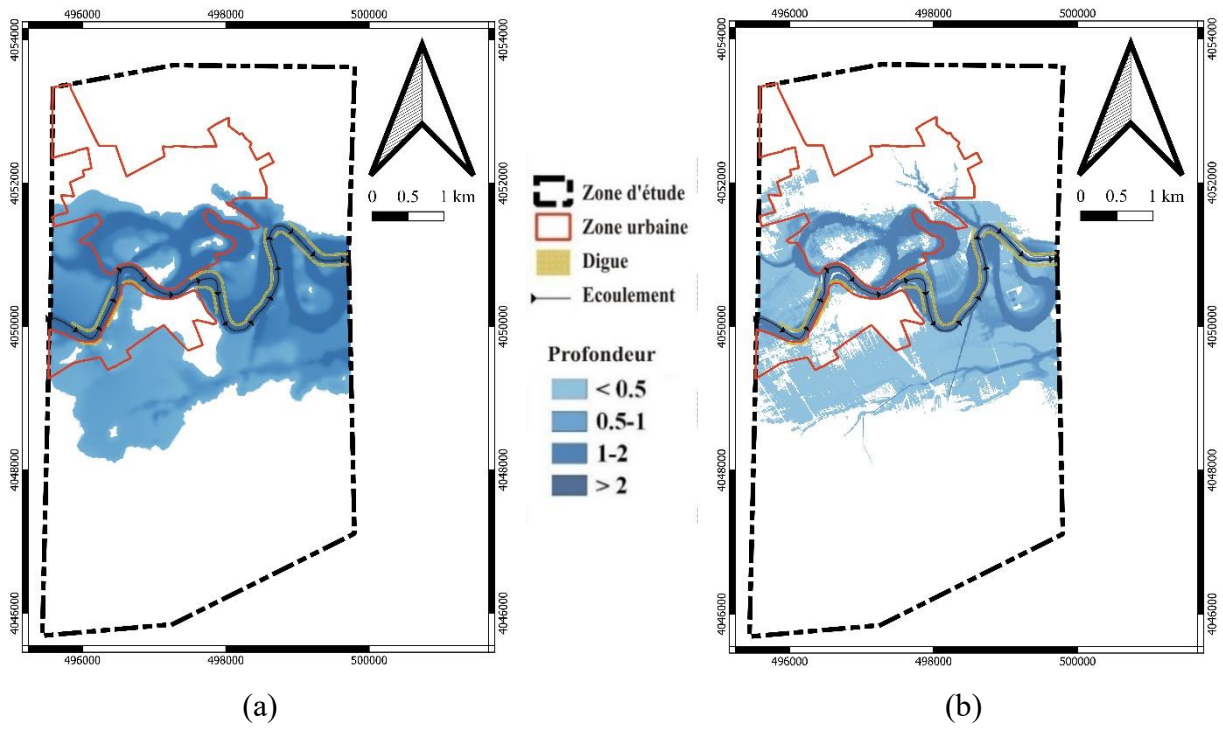


Figure 3. 20 : Carte des inondations pour une période de retour de 50 ans simulée avec TELEMAC-2D (a) et HEC-RAS (b)

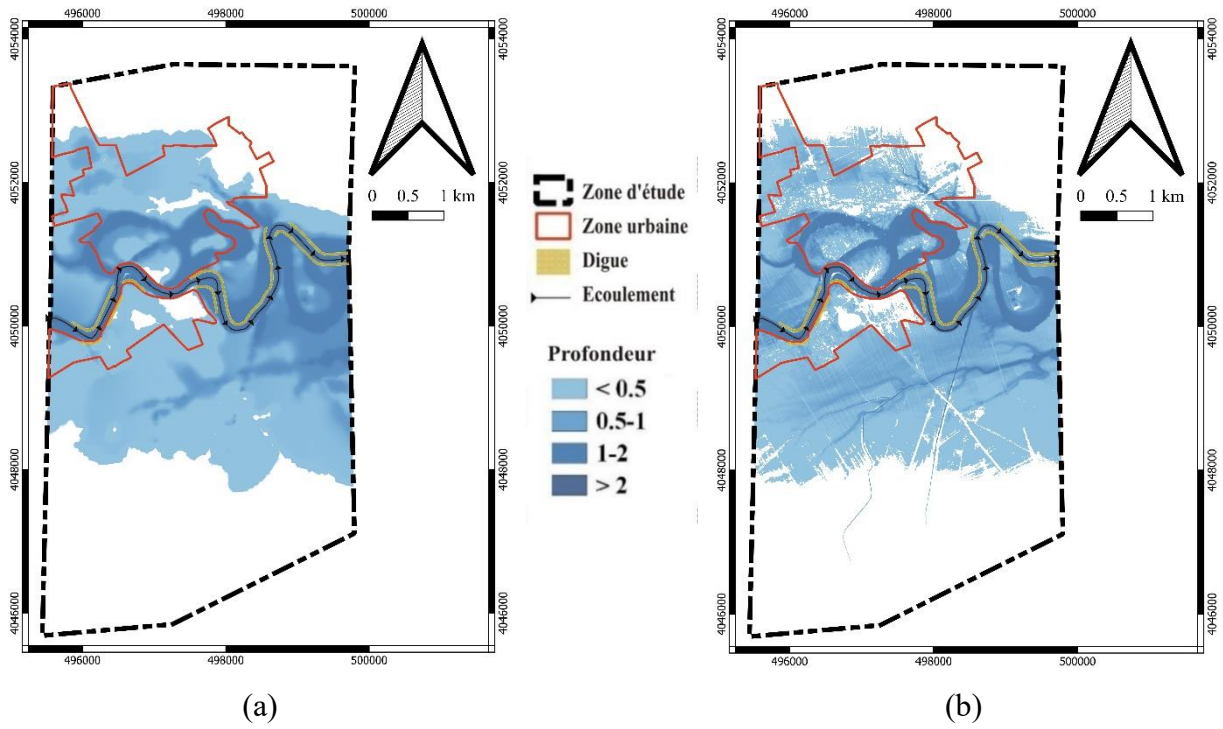


Figure 3. 21 : Carte des inondations pour une période de retour de 100 ans simulée avec TELEMAC-2D (a) et HEC-RAS (b)

Dans le but d'analyser les performances et les capacités de représentation spatiale des deux modèles hydrodynamiques, des cartes d'inondation ont été générées pour les événements de crue de 2003 ainsi que pour des périodes de retour de 20, 50 et 100 ans. Ces cartes, produites séparément à l'aide des modèles TELEMAC-2D et HEC-RAS, permettent de comparer la précision des limites de débordement, la répartition des hauteurs d'eau et l'extension des zones inondées pour chaque scénario étudié (Figure 3.18-3.21).

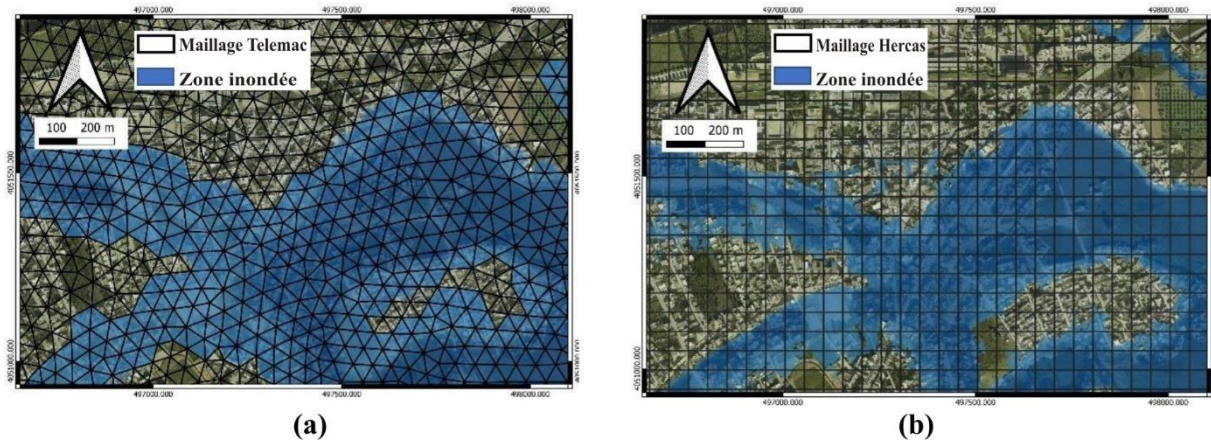


Figure 3. 22 : Zoom sur la zone inondée dans la ville de Boussalem pour l'événement à période de retour de 20 ans pour TELEMAC-2D (a) et HEC-RAS (b)

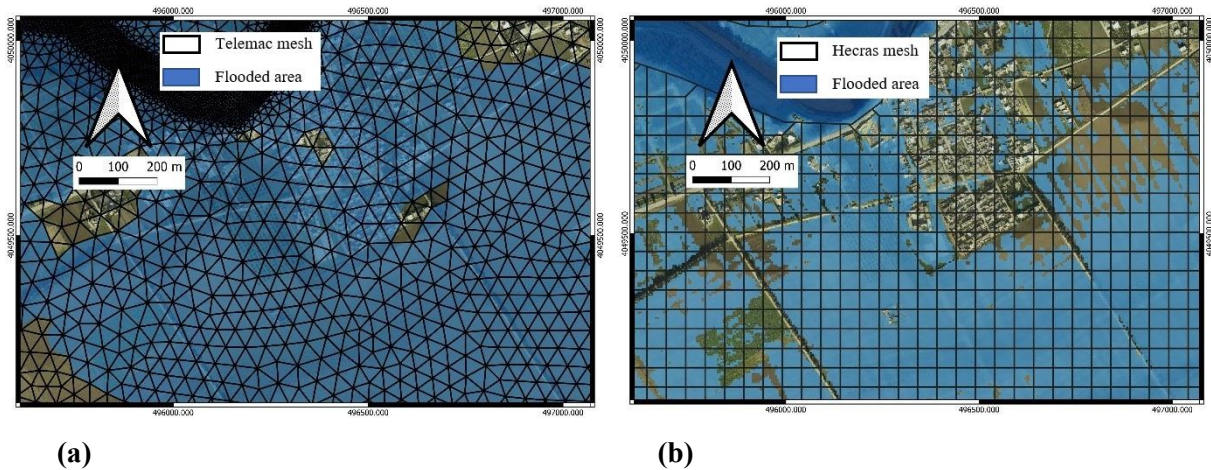


Figure 3. 23 : Zoom sur la zone inondée dans la ville de Boussalem pour l'événement à période de retour de 50 ans pour TELEMAC-2D (a) et HEC-RAS (b)

Les figures 3.22 et 3.23 offrent un zoom précis sur la ville. La première figure se concentre sur le centre-ville et illustre un événement associé à une période de retour de 20 ans. La seconde figure met en évidence la zone située sur la rive gauche de la ville, correspondant à un événement de période de retour de 50 ans. Les résultats révèlent une différence significative dans les limites de débordement entre les deux modèles.

Les résultats obtenus avec TELEMAC-2D présentent des zones inondées aux contours continus, épousant étroitement les mailles du modèle. À l'inverse, les résultats générés par HEC-RAS montrent des limites sous forme de mosaïque irrégulière. Cette disparité s'explique par le fait que HEC-RAS fournit des résultats plus détaillés pour une taille de maille donnée que TELEMAC-2D, qui utilise une élévation uniforme pour chaque nœud. Dans le modèle HEC-RAS, le cheminement de l'eau à travers et hors d'une cellule est précisément contrôlé par les propriétés spécifiques de chaque face, en tenant compte de la relation entre l'élévation et le volume de la cellule, fondée sur le relief du terrain sous-jacent intégré au processus de modélisation. Cette différence dans la manière dont les deux modèles traitent les détails topographiques influence directement la précision et la représentation des zones inondées en milieu urbain. Le tableau 3.6 résume la comparaison des superficies inondées pour les deux modèles selon les différentes périodes de retour :

Tableau 3. 6 : Comparaison des zones inondées pour les deux modèles et pour chaque période de retour

	Q ₂₀₀₃	Q ₂₀	Q ₅₀	Q ₁₀₀
Superficies TELEMAC-2D (ha)	281	484	1087	1697
Superficies HEC-RAS (ha)	222	417	1022	1629
Difference (ha)	59	67	65	68
Difference (%)	27	16	6	4

Pour la période de retour de 20 ans, les cartes d'inondation générées par les modèles TELEMAC-2D et HEC-RAS montrent des surfaces inondées totales respectives de 484 hectares et 417 hectares. En augmentant la période de retour à 50 ans, les surfaces inondées augmentent, atteignant 1 087 hectares sous TELEMAC-2D et 1 022 hectares sous HEC-RAS. Pour la crue centennale, scénario le plus extrême, les deux modèles montrent une expansion significative, avec 1 697 hectares inondés sous TELEMAC-2D et 1 629 hectares sous HEC-RAS. Cette analyse des surfaces inondées présentée dans le tableau 3.6, pour différents scénarios de période de retour, révèle des variations relativement faibles entre les deux modèles de simulation. La différence observée dans les surfaces totales inondées reste faible pour tous les scénarios étudiés. Exprimée en pourcentage, cette différence diminue avec l'augmentation du débit. Les valeurs sont respectivement de 4 %, 6 %, 16 % et 27 % pour les événements de l'année 2003, et les périodes de retour de 20, 50 et 100 ans, avec des débits de pointe de 3 180, 2 350, 1 650 et 1 000 m³/s.

Les résultats obtenus dans cette étude sont cohérents avec ceux issus de la comparaison réalisée entre TELEMAC-2D et HEC-RAS pour la Loire en France lors de crues exceptionnellement élevées (Hammami et al. 2024). Cette comparaison avait montré une différence de 6 % dans les surfaces inondées pour l'événement de 2003, correspondant à une période de retour de 50 ans, et une différence de 3 % pour l'événement centennal, avec des débits de pointe respectifs de 3 310 et 10 880 m³/s.

Cette cohérence entre les modèles suggère une certaine robustesse dans leur capacité à représenter les zones inondées lors de divers événements hydrologiques. Ces résultats cohérents renforcent la confiance dans l'aptitude des modèles TELEMAC-2D et HEC-RAS à fournir des estimations fiables des surfaces inondées pour différentes périodes de retour.

2.4.6 Analyse des performances des deux modèles

La disparité observée dans les surfaces inondées entre les deux modèles est principalement due à leurs approches différentes en matière de résolution des équations et de maillage. Tout d'abord, TELEMAC-2D offre une grande flexibilité grâce à l'utilisation de maillages adaptatifs. Cette caractéristique permet de varier la densité du maillage en fonction des besoins de résolution dans différentes parties de la zone d'étude. La possibilité de concentrer la résolution là où elle est nécessaire améliore l'efficacité du modèle en optimisant l'utilisation des ressources de calcul. TELEMAC-2D intègre également des fonctionnalités d'interpolation des données topographiques dans le maillage, permettant ainsi un ajustement automatique du maillage en fonction des caractéristiques du terrain.

En revanche, HEC-RAS adopte généralement une approche de maillage à résolution uniforme. Toutefois, il se distingue par l'intégration d'une topographie dite « sous-maillage ». Cela signifie que sur chaque face d'un maillage, la coupe transversale est prise en compte pour déterminer les échanges avec les maillages voisins. Cette fonctionnalité permet à HEC-RAS de considérer des détails topographiques importants sans avoir à réduire la taille du maillage. Cette méthode offre ainsi un compromis intéressant entre la précision de la représentation topographique et les exigences en ressources informatiques.

En résumé, la divergence des résultats entre TELEMAC-2D et HEC-RAS résulte de différences fondamentales dans leurs approches de modélisation, notamment en ce qui concerne la flexibilité du maillage et la prise en compte des détails topographiques. Le choix du modèle approprié dépend donc des priorités spécifiques liées à la résolution, à la complexité du terrain et aux ressources disponibles pour l'étude concernée.

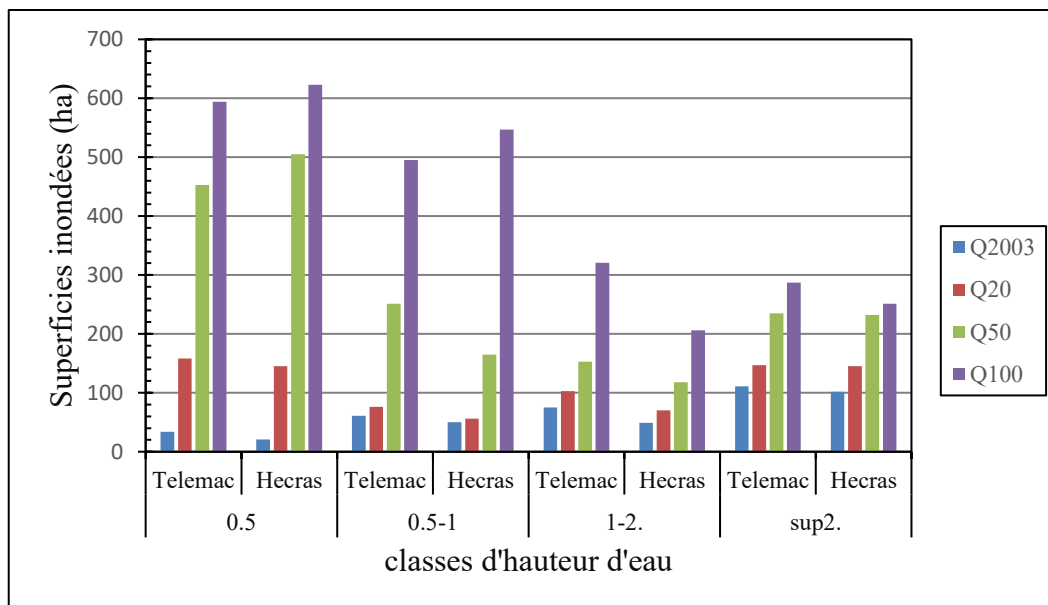


Figure 3. 24 : Comparaison des surfaces pour différentes classes de niveau d'eau générées par TELEMAC-2D et HEC-RAS 2d

Pour approfondir l'analyse, un examen détaillé a été réalisé sur les zones inondées en fonction des hauteurs d'eau, à partir des résultats générés par les modèles TELEMAC-2D et HEC-RAS. Les résultats présentés à la figure 3.24 révèlent des tendances significatives dans la répartition des zones inondées selon les différentes classes de profondeur. Plus précisément, pour toutes les périodes de retour analysées, les surfaces inondées correspondant aux classes de hauteur d'eau comprises entre 1 et 2 mètres, ainsi que celles supérieures à 2 mètres, sont systématiquement plus étendues avec TELEMAC-2D qu'avec HEC-RAS.

Cette observation indique que TELEMAC-2D tend à générer des estimations plus élevées des zones inondées à mesure que la hauteur d'eau augmente, suggérant une sensibilité accrue aux événements de crue extrême. En revanche, pour les classes de profondeur comprises entre 0,5 et 1 mètre, et inférieures à 0,5 mètre, HEC-RAS produit des zones inondées plus vastes que TELEMAC-2D, notamment pour les événements associés à des périodes de retour de 50 et 100 ans. Cette divergence pourrait être liée aux méthodologies spécifiques de modélisation propres à chaque logiciel. HEC-RAS, en intégrant la topographie sur chaque face de maille, pourrait offrir une meilleure capacité de représentation des détails topographiques en conditions de faible profondeur, permettant ainsi une prise en compte plus précise des variations de relief dans ces classes de profondeur peu élevées.

3 Conclusion

L'analyse hydrodynamique menée sur la Medjerda, et plus particulièrement sur le tronçon critique traversant la ville de Boussalem, a permis d'apporter des éclairages majeurs sur la dynamique fluviale et le risque d'inondation.

Les résultats ont mis en évidence plusieurs enseignements essentiels. D'une part, les cartes de risques générées par TELEMAC-2D ont révélé qu'une large proportion du tissu urbain de Boussalem demeure exposée aux crues extrêmes, avec des surfaces inondées atteignant plus de 80 % pour la crue centennale. Ces constats soulignent la gravité du risque dans un contexte d'urbanisation continue en zone inondable. D'autre part, l'application parallèle de HEC-RAS a permis d'identifier des sensibilités différentes : TELEMAC tend à produire des estimations plus élevées des surfaces inondées lors des crues sévères, alors que HEC-RAS fournit des surfaces légèrement plus étendues dans les classes de hauteur inférieure. Cette divergence traduit la spécificité des schématisations numériques et l'importance d'une analyse critique croisée pour réduire les incertitudes inhérentes à la modélisation. Par ailleurs, la prise en compte des aménagements récents, tels que les travaux de dragage, a montré leur efficacité dans la réduction des surfaces inondées, notamment pour les crues de fréquence intermédiaire, confirmant l'intérêt d'un entretien régulier du lit et d'une gestion proactive de la végétation.

Au-delà des résultats numériques, ce travail met en évidence le rôle central de la modélisation hydrodynamique comme outil d'aide à la décision. Elle permet non seulement de quantifier les aléas, mais aussi de spatialiser le risque, d'identifier les zones prioritaires de protection et de tester virtuellement l'efficacité d'aménagements futurs. Dans un contexte marqué par le changement climatique et l'accroissement de la vulnérabilité des territoires, ces outils apportent un soutien scientifique essentiel aux décideurs et gestionnaires.

En définitive, la modélisation hydrodynamique de la Medjerda présentée dans ce chapitre illustre à la fois les potentialités et les limites des approches numériques. Elle constitue un socle scientifique solide pour la planification des mesures de prévention et la conception de stratégies d'adaptation dans le bassin de la Medjerda. Elle ouvre également la voie à une analyse complémentaire des processus de transport particulaire et de polluants, qui s'avèrent indissociables de la dynamique des écoulements et dont l'étude constitue la suite logique de ce travail.

Chapitre IV : Modélisation du transport de polluants et particulaires associés

1 Introduction

Le transport de particules solides et de polluants constitue un processus fondamental dans la dynamique fluviale, car il conditionne à la fois l'évolution morphologique des lits et la qualité environnementale des cours d'eau. Dans le cas de la Medjerda, ces mécanismes présentent un intérêt particulier en raison de la forte charge sédimentaire apportée par les affluents algériens, de l'influence des barrages en amont, et des rejets anthropiques qui affectent ponctuellement ou de manière chronique la qualité des eaux. À ces facteurs s'ajoute la présence d'une végétation riveraine dense, notamment le Tamarix, qui modifie significativement la rugosité hydraulique, influence la répartition des vitesses et agit sur la dispersion des polluants.

L'objectif de ce chapitre est double : d'une part, analyser la dynamique de dispersion d'un rejet polluant simulé, en distinguant les mécanismes d'advection, de dilution et de dispersion longitudinale et transversale ; d'autre part, évaluer l'influence de la rugosité et de la végétation sur la stabilité morphologique du lit et sur le transport sédimentaire.

Dans ce cadre, la modélisation numérique apparaît comme un outil essentiel pour explorer des mécanismes de dispersion et de transport difficilement observables à l'échelle réelle. L'étude s'appuie sur le modèle numérique TELEMAC-2D, préalablement calibré et validé à partir des données de crues et des caractéristiques géométriques du tronçon de Boussalem. Cette approche permet de mieux comprendre les mécanismes de propagation et d'atténuation des polluants organiques selon la dynamique hydraulique et la structure du lit, en distinguant les zones proches et lointaines de dispersion.

Par ailleurs, elle offre la possibilité d'évaluer le rôle de la rugosité induite par la végétation dans la stabilisation des berges et la réduction des phénomènes d'érosion et de sédimentation. Cette analyse intégrée renforce ainsi la compréhension des processus morphodynamiques de la Medjerda et fournit une base scientifique solide pour la gestion durable des ressources hydriques, en conciliant prévention des risques, qualité de l'eau et préservation des écosystèmes fluviaux.

2 Application de modèle de transport de polluants

La modélisation du transport de polluants dans la Medjerda s'est appuyée sur le code TELEMAC-2D afin d'analyser la dynamique de dispersion dans un tronçon soumis à la présence de végétation, en particulier du genre Tamarix. L'objectif principal est d'évaluer l'impact de cette végétation riveraine sur le transfert des polluants passifs, en tenant compte des effets d'atténuation hydraulique et de rétention. Les résultats issus de cette étude ont été publiés

dans European Journal of Environment and Earth Sciences (2024) (Hammami et al. 2024) et présentés au congrès EMCEI 2024 à Marrakech (Hammami et al. 2024).

2.1 Description des modèles utilisés

2.1.1 Outil de modélisation

Dans le cadre de cette étude, la propagation d'un polluant passif est modélisée à l'aide du logiciel TELEMAC-2D, à la suite de la construction du modèle hydrodynamique présentée dans la section précédente. Une fois l'écoulement reproduit de manière satisfaisante, la simulation de la dispersion du polluant est réalisée en activant la fonction « traceur » du module. Le polluant considéré est qualifié de passif, c'est-à-dire qu'il ne subit aucune réaction physico-chimique avec le milieu aquatique : il ne se dégrade pas, ne précipite pas, ne se volatilise pas et n'interagit pas avec d'autres substances présentes dans l'eau. Sa dynamique est donc entièrement gouvernée par le champ de vitesses généré par le modèle hydrodynamique. Ce type de modélisation permet de retracer la trajectoire du polluant dans le domaine fluide en tenant compte uniquement des phénomènes d'advection et de diffusion. L'advection décrit le transport du polluant par le courant, tandis que la diffusion représente sa dispersion due aux variations locales de vitesse et à la turbulence. Ce choix méthodologique offre une évaluation fiable de la zone d'influence d'un rejet, qu'il soit ponctuel ou diffus, en prenant en considération la topographie du site, les conditions aux limites et la morphologie du lit de la rivière.

2.1.2 Données supplémentaires

Pour réaliser la simulation de la propagation du polluant passif, certaines données supplémentaires doivent être intégrées au modèle, en complément des données topographiques et hydrologiques déjà présentées dans le chapitre précédent. Le module traceur de TELEMAC-2D requiert notamment des informations spécifiques à renseigner dans le fichier de pilotage (steering file). Il est nécessaire d'indiquer les coordonnées spatiales (X, Y) des points de rejet existants dans le domaine de calcul, correspondant aux emplacements où les polluants sont introduits dans le système hydraulique. À chaque point de rejet, il convient de spécifier le débit d'injection, qui peut être soit constant, soit variable au cours du temps, selon la configuration choisie. De plus, la ou les concentrations du ou des polluants injectés, exprimées en kg/m^3 , doivent être définies. Ces concentrations peuvent elles aussi être fixes ou varier dans le temps, en fonction des scénarios étudiés. Le modèle permet également d'assigner une concentration initiale de polluant à l'ensemble du domaine avant le début de l'injection, afin de simuler un état de contamination préexistant dans l'écoulement. Enfin, il est essentiel de spécifier le

coefficient de dispersion, qui contrôle la manière dont le polluant se répartit dans le fluide en fonction des gradients de concentration.

2.2 Conception et scénarios de simulation

2.2.1 Méthodologie

Étant donné que le modèle hydrodynamique développé pour le tronçon de Boussalem de l'Oued Medjerda a été calibré et validé avec succès lors des étapes précédentes de cette étude, celui-ci a été étendu pour intégrer la modélisation de la propagation de polluants dans le cours d'eau. Cette extension constitue une démarche novatrice par rapport aux travaux antérieurs menés sur la Medjerda, en y intégrant une approche de simulation de pollution. La zone ciblée pour cette étude est située à proximité de la station de traitement des eaux usées de Boussalem, identifiée comme un point potentiel de rejet. Plusieurs scénarios d'injection de polluants ont été simulés dans ce secteur afin de représenter la dispersion des substances polluantes le long du tronçon fluvial et d'en analyser les impacts potentiels. Ces simulations permettent d'anticiper les conséquences d'éventuels incidents de pollution accidentelle et de proposer des mesures d'alerte et de prévention.

Dans le cadre de cette étude, les hydrocarbures ont été choisis comme polluants de référence, en raison de la présence d'une zone industrielle connectée au réseau d'assainissement alimentant la station d'épuration de Boussalem. Dans le modèle, les hydrocarbures sont considérés comme des polluants passifs conservatifs. Afin d'assurer une meilleure représentativité des conditions réelles, une campagne de terrain a été réalisée pour étudier la végétation riveraine présente dans la zone d'étude. Cette démarche a permis de mieux définir les coefficients de rugosité, paramètres essentiels à une bonne modélisation de l'écoulement et de la dispersion en présence d'obstacles naturels.

Les résultats ont été analysés à travers des courbes de concentration établies dans différentes sections de contrôle réparties le long du tronçon étudié. Cela a permis de suivre l'évolution temporelle et spatiale du phénomène de dispersion, en comparant notamment les situations avec et sans présence de végétation. Cette approche offre une compréhension de l'impact de la présence de la végétation sur le transport de polluant.

2.2.2 Site d'injection

Le tronçon de l'Oued Medjerda traversant la ville de Boussalem a été retenu comme zone d'étude pour la simulation de la dispersion des polluants, en raison de la présence d'un point de

rejet réel et actif : la station de traitement des eaux usées (STEP) de Boussalem. Cette station constitue un exutoire majeur, recevant les eaux usées domestiques, industrielles et agricoles, notamment en provenance de la zone industrielle attenante. La ville de Boussalem, située sur les berges de la Medjerda, dispose d'une STEP mise en service en 2000, dotée d'une capacité nominale de traitement de 3 000 m³/jour. Actuellement, cette station fonctionne en dessous de 60 % de sa capacité, bien qu'elle soit à 75 % de saturation, avec un débit moyen journalier estimé à environ 2 043 m³/jour. Ce débit résulte principalement d'un taux de raccordement élevé, atteignant 98 %, pour une population d'environ 14 862 habitants.



Figure 4. 1: Rejet des eaux usées traitées de la STEP de Boussalem

Malgré sa capacité apparente, la STEP de Boussalem connaît des limites opérationnelles importantes. Les rejets qu'elle produit ne sont pas toujours conformes aux normes de qualité en vigueur, ce qui engendre un risque significatif de contamination pour les milieux aquatiques récepteurs (Figure 4.1). En l'état actuel, les eaux traitées sont directement déversées dans l'Oued Medjerda, accentuant les enjeux liés à la qualité de l'eau et à la sécurité environnementale. Cette situation justifie pleinement le choix de cette zone comme site d'injection pour les simulations de pollution, dans le but d'évaluer la dispersion d'un polluant passif conservatif et d'anticiper les impacts potentiels en cas de dysfonctionnement ou d'incident.

2.2.3 Construction du modèle

Le domaine de simulation initialement utilisé pour la modélisation hydrodynamique des crues a été étendu vers l'aval de la ville de Boussalem, afin de permettre une analyse plus détaillée de la dispersion des concentrations de polluants. Ce tronçon de l'oued Medjerda, situé en aval immédiat de la station d'épuration des eaux usées de Boussalem (STEP), présente une pente régulière d'environ 25 cm/km (soit 0,0025 %), et constitue le principal récepteur des rejets de la STEP.

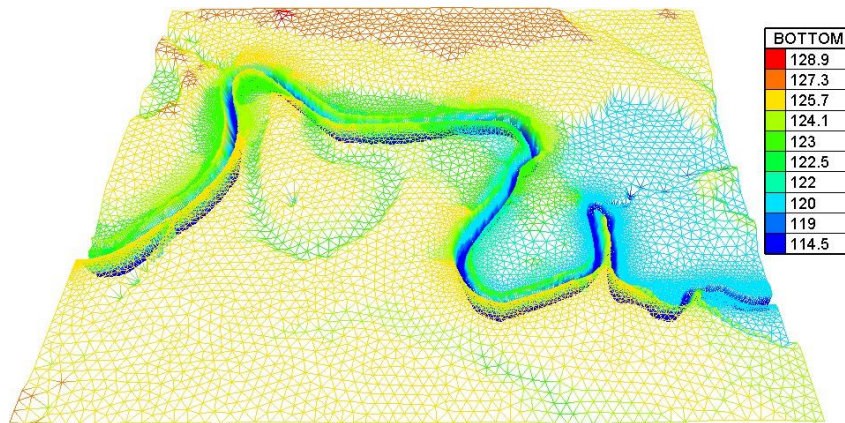


Figure 4. 2 : Maillage de la zone d'étude (aval de la ville de Boussalem)

La zone modélisée couvre une superficie totale d'environ 985 hectares, pour une longueur de cours d'eau d'environ 7,2 kilomètres et une largeur moyenne de 2 800 mètres. La génération du maillage non structuré a été réalisée à l'aide du logiciel Blue Kenue, selon la méthode des éléments finis, à partir de données altimétriques issues d'un levé LIDAR fourni par le Ministère de l'Agriculture. Ces données couvrent à la fois le lit mineur et la plaine inondable de l'oued. Compte tenu des faibles débits ciblés par la simulation, un maillage variable a été adopté : raffiné à environ 5 mètres dans le lit mineur pour assurer une bonne précision, et plus grossier (environ 50 mètres) ailleurs afin de limiter le temps de calcul. Le maillage final (Fig. 4.2) comprend 23 286 nœuds et 46 274 éléments.

2.2.4 Intégration des données relatives à la végétation

L'intégration des données relatives à la végétation riveraine s'appuie sur les observations de terrain présentées au chapitre 2. L'analyse du terrain a permis d'identifier les formations végétales le long de l'oued Medjerda, révélant une dominance nette du *Tamarix gallica* (L.), espèce invasive occupant les berges sur environ 102 hectares (Tableau 4.1). Malgré les

opérations de curage menées après les crues, notamment à proximité des zones urbanisées et industrielles, le Tamarix persiste et recolonise rapidement les berges, se présentant sous forme de buissons de 0,5 à 3 mètres de hauteur, avec un recouvrement pouvant atteindre 50 %.

Tableau 4. 1 . Caractéristiques du Tamarix dans la zone d'étude (DG-BGTH, 2020)

Station	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10
Hauteur maximale de végétation (m)	6	3	3	4	4	5	15	15	15	15
Couverture en Tamarix (%)	50-80	25-50	25-50	25-50	50-80	25	100	25-50	80	50
Hauteur maximale de Tamarix (m)	3	3	3	2	3	2	10	3	10	5

Dans certains secteurs, des peuplements plus anciens, âgés de plus de cinq ans, forment des bosquets denses atteignant jusqu'à 10 mètres de hauteur, avec des troncs de 20 à 30 cm de diamètre. Dix points d'observation répartis sur le tronçon étudié ont permis de caractériser cette végétation. Bien que d'autres espèces comme l'Eucalyptus et l'Acacia aient été identifiées, seule l'espèce dominante, le Tamarix, a été retenue pour la modélisation, en raison de son impact significatif sur l'écoulement.

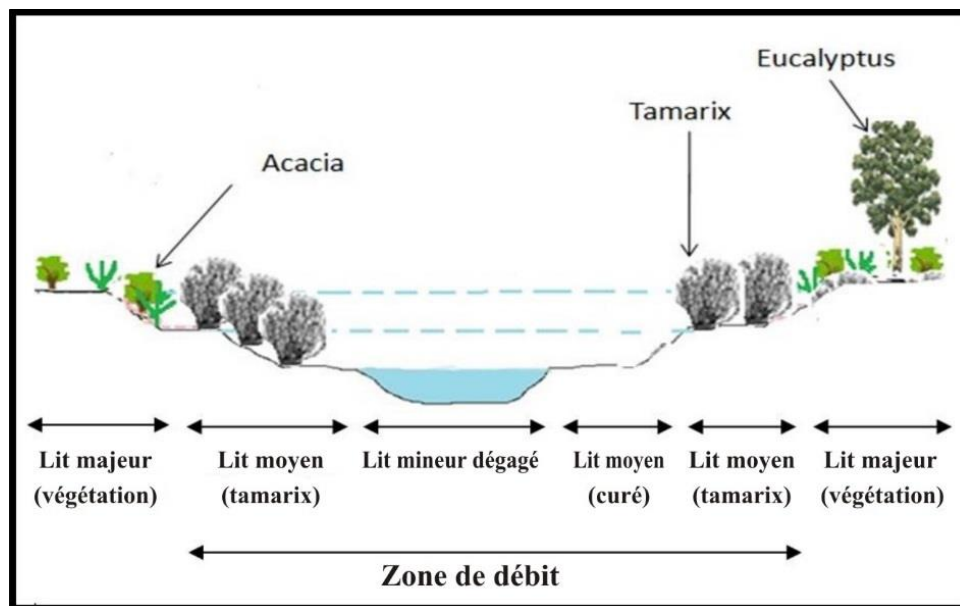


Figure 4. 3 : Distribution typique de la végétation dans sur une section transversale

L'analyse en coupe transversale du lit de la Medjerda a mis en évidence quatre zones distinctes (Figure 4.3) : le lit mineur, dépourvu de végétation, le lit moyen, également nu mais souvent submergé, la zone de colonisation du Tamarix, régulièrement inondée lors des crues modérées, et enfin les zones plus éloignées, à usage agricole, non concernées par l'inondation. Seule la

troisième zone, occupée par le Tamarix, a été intégrée dans le modèle afin de mieux représenter l'effet de la végétation sur l'hydrodynamique et, par conséquent, sur la dispersion du polluant.

2.2.5 Calibrage du modèle

En effet, les caractéristiques du terrain, notamment la présence et la densité de la végétation, influencent directement les forces de frottement opposées à l'écoulement. Une modélisation uniforme de la rugosité conduirait à une simplification excessive, risquant de fausser la répartition des vitesses et des hauteurs d'eau simulées. À l'inverse, une différenciation spatiale fine, fondée sur l'analyse des occupations du sol, permet de capturer les effets spécifiques de chaque zone, comme le ralentissement de l'écoulement dans les lits végétalisés (notamment ceux colonisés par les tamarix), ou, au contraire, une meilleure circulation dans les secteurs récemment curés.

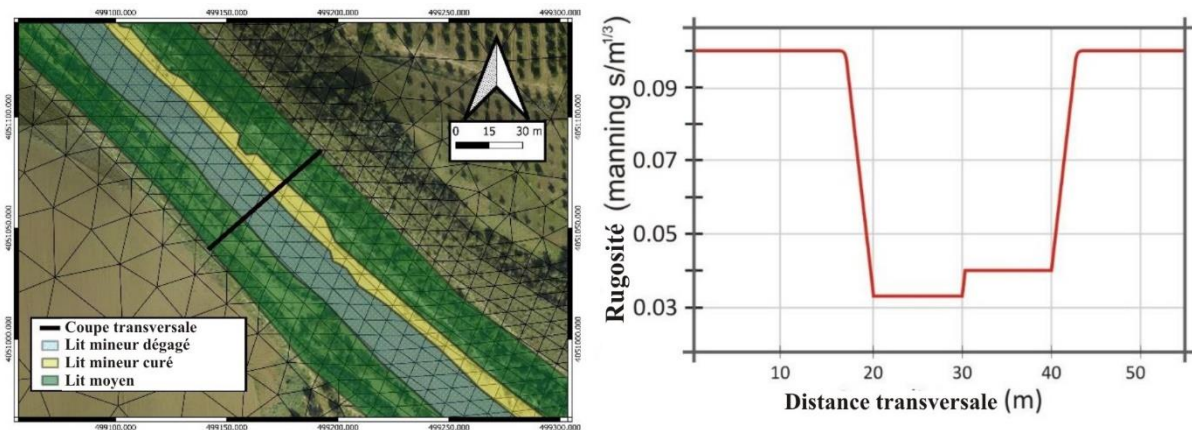


Figure 4. 4 : Identification et distribution du coefficient de rugosité dans une section transversale en fonction de l'utilisation des sols dans la zone d'étude

Dans cette optique, les zones d'écoulement ont été identifiées et discrétisées à l'aide d'une orthophoto de haute résolution, ce qui a permis une cartographie précise du lit de l'oued. Chaque zone ainsi définie s'est vue attribuer un coefficient de Manning représentatif de sa rugosité propre (Figure 4.4), assurant une meilleure correspondance entre le comportement hydraulique simulé et les observations de terrain. Cette approche permet également d'évaluer plus finement l'impact de la présence de la végétation sur le transport des polluants, ainsi que l'effet des modifications morphologiques et des interventions humaines (comme le curage) sur ce processus. On applique ainsi les valeurs de rugosité retenues dans la section précédente à chaque entité du lit de l'oued.

2.2.6 Conditions de simulation et hypothèses

Plusieurs hypothèses ont été formulées afin de simuler le transport de polluants dans le cours d'eau de la Medjerda. Le débit du wadi a été fixé à 50 m³/s, représentant un écoulement stable permettant l'analyse sans débordement sur les berges végétalisées. Trois scénarios de rejets accidentels ont été considérés, chacun caractérisé par une concentration initiale de polluant différente (0,25, 1 et 50 kg/m³) et un débit de rejet constant de 50 l/s sur une durée de 4 heures.

Le polluant simulé est un hydrocarbure passif, choisi en cohérence avec la nature des rejets issus de la zone industrielle reliée à la station d'épuration de Boussalem. L'analyse de la dispersion a été réalisée sur trois sections transversales successives situées en aval, permettant de suivre l'évolution spatio-temporelle des concentrations. Afin d'évaluer l'influence de la végétation riveraine, un quatrième scénario a été élaboré en supposant l'absence totale de végétation sur les berges. Ce scénario, basé sur une rugosité homogène, a permis de comparer l'effet de la présence de tamaris sur la rétention et la concentration des polluants.

2.3 Résultats et discussion

2.3.1 Analyse des champs de vitesse

L'analyse des champs de vitesse issus des simulations numériques sous TELEMAC-2D met en évidence une importante variabilité spatiale, tant dans le sens longitudinal que transversal de l'écoulement (Figure 4.5). Cette hétérogénéité est directement liée à la morphologie du lit de la Medjerda ainsi qu'à la présence de la végétation sur les berges.

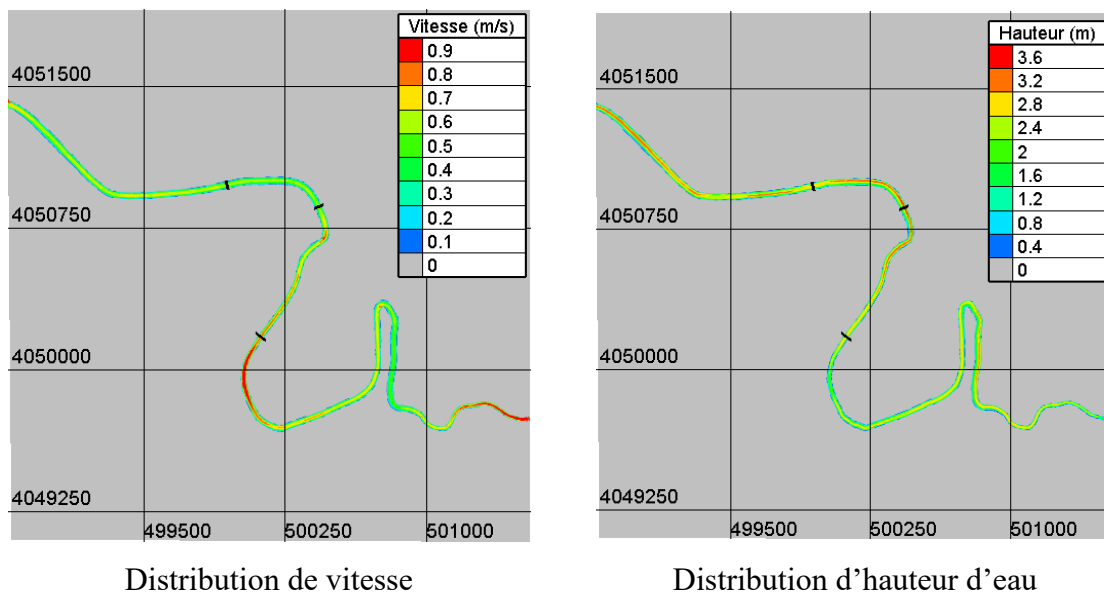


Figure 4. 5: Distribution des hauteurs et de la vitesse de l'eau dans la zone d'étude

Sur le plan longitudinal, les vitesses varient significativement le long du tronçon étudié, principalement à cause des irrégularités du lit et des nombreux méandres. Ces courbures successives induisent des pertes de charge supplémentaires dues au changement fréquent de direction de l'écoulement. La sinuosité de l'oued allonge la trajectoire effective de l'eau, ce qui entraîne une réduction globale des vitesses dans certaines zones. Ce ralentissement est particulièrement marqué dans les zones de courbure, où la combinaison entre faible pente locale (0,25 %) et élargissement du lit crée des zones de circulation plus lente.

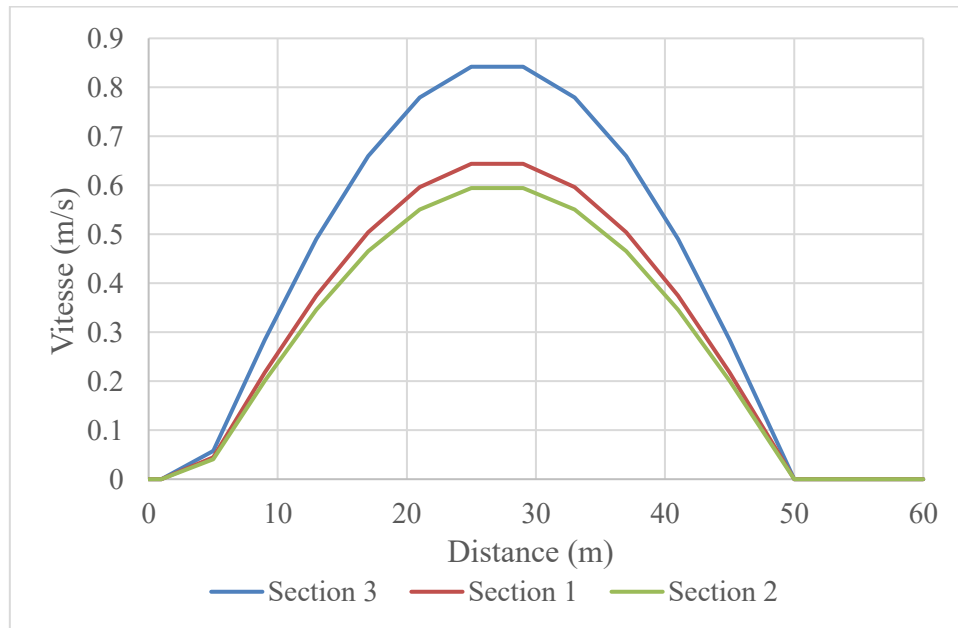


Figure 4. 6 : Profils transversaux de vitesse d'écoulement mesurés aux sections S1, S2 et S3 en aval du point de rejet.

Afin de caractériser plus finement la structure transversale de l'écoulement, des transects de vitesse ont été extraits au niveau de trois sections successives (S1, S2 et S3), situées respectivement à 0,6 km, 1,3 km et 2,2 km en aval du point de rejet (Figure 4.6). Ces sections, représentatives de l'évolution hydraulique du tronçon, permettent d'analyser la répartition latérale des vitesses et son influence sur le transport du polluant.

Transversalement, les champs de vitesse montrent une répartition typique d'un écoulement en lit naturel : la vitesse maximale est observée dans la zone centrale du lit, tandis qu'elle décroît fortement en direction des berges. Les transects de vitesse confirment cette organisation, avec des profils quasi paraboliques pour les trois sections, caractérisés par des vitesses maximales comprises entre 0,6 et 0,85 m/s au centre du chenal, et des valeurs devenant quasi nulles au voisinage des berges.

Cette répartition est expliquée par deux phénomènes conjoints. D'une part, la profondeur d'eau est plus importante au centre du lit, ce qui limite l'effet de frottement du fond. D'autre part, les

marges de l'oued sont peu profondes et souvent envahies par une végétation dense, notamment du *Tamarix*, qui augmente considérablement la rugosité hydraulique. La présence de cette végétation riveraine induit un ralentissement marqué de l'écoulement sur les berges, créant des zones de faible dynamique hydraulique clairement visibles sur les transects.

Ces zones à faible vitesse jouent un rôle déterminant dans la distribution spatiale des concentrations en polluant. En effet, les faibles vitesses observées en berge traduisent un transport advectif moins efficace, limitant la capacité de l'écoulement à convecter le polluant vers ces zones. Il en résulte des concentrations globalement plus faibles le long des berges par rapport à l'axe principal du chenal, où les vitesses élevées favorisent le transport et le mélange. L'effet de la végétation sur la concentration en polluant apparaît ainsi comme marginal à l'échelle de la section transversale. Il se manifeste principalement par un ralentissement local de l'écoulement sur les berges végétalisées, sans modification significative des mécanismes globaux de dispersion. Le transport du polluant demeure dominé par l'écoulement central, tandis que les berges végétalisées constituent essentiellement des zones de transport moins efficace.

2.3.2 Variation spatiale des concentrations

La figure 4.6 illustre l'évolution spatio-temporelle de la concentration du polluant (hydrocarbure) injecté de manière continue dans le cours d'eau, à un débit constant de 50 l/s et avec une concentration initiale de 50 kg/m³, pour un débit de la Medjerda fixé à 50 m³/s. Cette simulation, étendue sur une période de 4 heures, met en évidence les mécanismes de dispersion longitudinale dans l'oued

Les résultats montrent que la concentration maximale du polluant est observée à proximité immédiate du point d'injection. Avec le temps, la tâche de pollution se propage progressivement vers l'aval tout en s'élargissant, traduisant l'effet combiné de l'advection (transport par le courant) et de la dispersion longitudinale. Cette propagation entraîne une diminution progressive de la concentration moyenne à mesure que le polluant se dilue dans le flux principal.

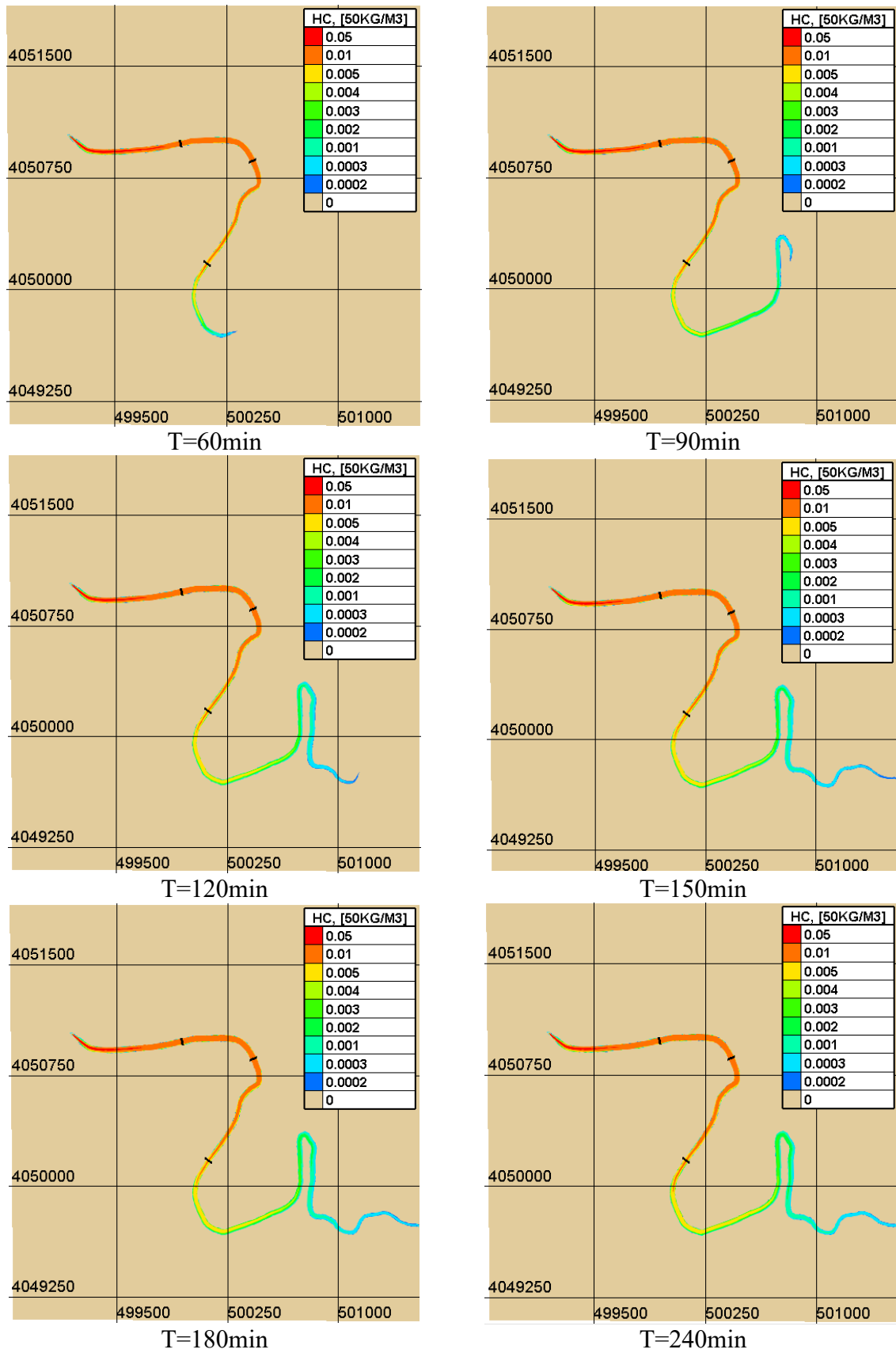


Figure 4. 7 : Evolution de la concentration en hydrocarbures en fonction du temps dans l'oued
($Q=50 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_i=50 \text{ l/s}$, $C_i=50 \text{ Kg/m}^3$)

On distingue deux zones principales dans cette évolution (Figure 4.7) :

1- Zone proche : Cette zone correspond à la partie du cours d'eau immédiatement en aval du point de rejet, sur une distance de l'ordre de quelques kilomètres, où la dispersion du polluant est fortement conditionnée par la géométrie locale bidimensionnelle du lit. Elle est caractérisée par des variations importantes de largeur, de profondeur et de vitesse, ainsi que par la présence de berges irrégulières et partiellement végétalisées. Dans cette zone, les effets bidimensionnels sont prononcés, ce qui se traduit par une forte hétérogénéité transverse des concentrations, avec des différences marquées entre l'axe principal de l'écoulement et les zones de berge. La tâche de polluant conserve une structure dissymétrique, directement liée aux champs de vitesse transversaux et aux zones de ralentissement locales.

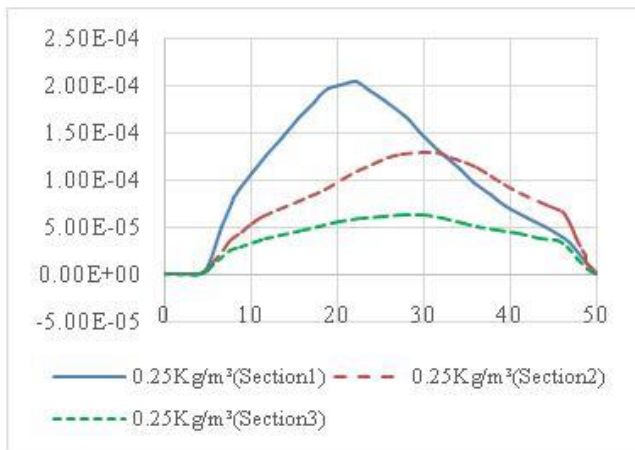
2- Zone lointaine : Au-delà de cette zone initiale, le panache de pollution évolue vers une zone dite lointaine, où l'influence de la géométrie locale s'atténue progressivement. Le lit devient plus régulier, les gradients transversaux de vitesse diminuent et le polluant est mieux mélangé sur toute la largeur du chenal. Les concentrations deviennent alors quasi homogènes transversalement, traduisant un comportement principalement unidimensionnel du transport. Dans cette zone, l'évolution de la concentration dépend essentiellement de la distance au point de rejet et du temps écoulé depuis l'injection, tandis que les effets bidimensionnels deviennent secondaires.

La distinction entre zone proche et zone lointaine est ainsi directement liée à la transition entre un écoulement gouverné par la géométrie bidimensionnelle locale et un écoulement plus régulier, favorisant un mélange transverse efficace, comme l'illustrent les champs de concentration aux différents instants présentés sur la Figure 4.7.

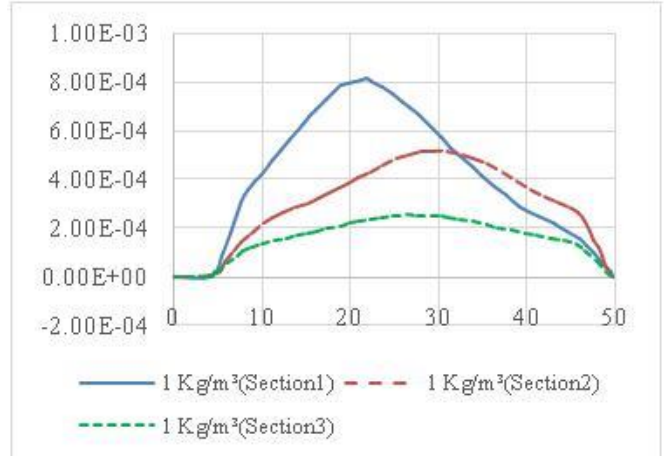
À $T = 4$ h, les concentrations calculées à environ 6 km en aval du point de rejet atteignent respectivement 500 $\mu\text{g/l}$, 12 $\mu\text{g/l}$ et 2,4 $\mu\text{g/l}$, pour des concentrations initiales de 50, 1 et 0,25 kg/m^3 . Ces valeurs dépassent largement la norme internationale de potabilité fixée à 1 $\mu\text{g/l}$, mettant en évidence la persistance du panache de pollution après la fin de l'injection et soulignant l'impact environnemental potentiel d'un tel rejet accidentel sur des distances significatives en aval.

2.3.3 Variations transversales des concentrations

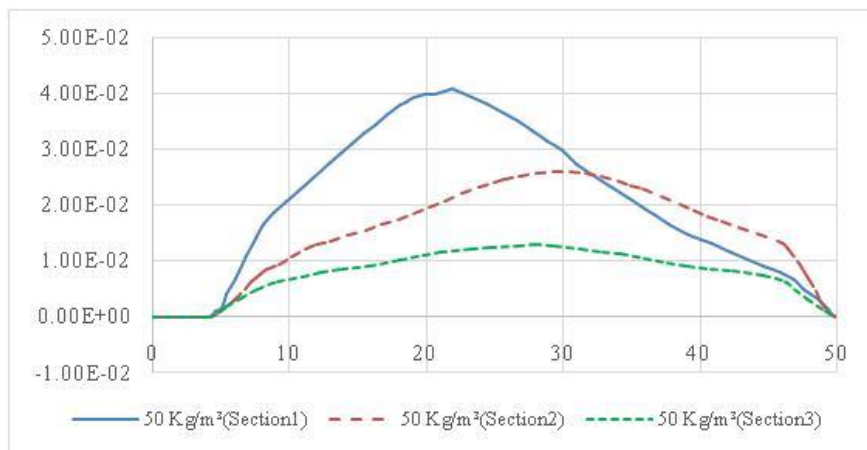
Les figures 4.8 fournissent une analyse détaillée de la distribution transversale des concentrations dans trois sections successives (S1, S2 et S3), situées respectivement à 0,6 km, 1,3 km et 2,2 km en aval du point de rejet. Cette analyse met en évidence une forte hétérogénéité latérale des concentrations, liée aux variations de vitesse et de rugosité dans la section.



Distribution de la concentration sur les sections transversales ($C_i=0.25\text{kg/m}^3$)



Distribution de la concentration sur les sections transversales ($C_i=1\text{kg/m}^3$)



Distribution de la concentration sur sections transversales ($C_i=50\text{kg/m}^3$)

Figure 4. 8 : Evolution de la concentration en hydrocarbures sur les sections transversales de l'oued pour $T=4\text{h}$

Les profils de concentration montrent que :

- La concentration maximale est systématiquement localisée dans la zone centrale du lit, correspondant à la partie la plus profonde et la plus rapide de l'écoulement. Cela s'explique par le fait que le transport advectif y est plus intense et moins perturbé par les phénomènes de frottement.
- En s'approchant des berges, les concentrations diminuent progressivement, en raison de la réduction de la vitesse (induite par la faible profondeur et la végétation) et de l'augmentation des effets de dispersion et de dilution.

En comparant les différentes sections situées à des distances croissantes du point de rejet, on observe une diminution nette des concentrations maximales à mesure que l'on s'éloigne. Ce

phénomène résulte de l'effet cumulé de la dilution progressive, de la dispersion longitudinale et des échanges transversaux. Plus la distance augmente, plus le panache de pollution s'étale et se mélange à l'eau du cours d'eau, entraînant une atténuation naturelle des pics de concentration.

2.3.4 Variation temporelle de la concentration sur une section

La figure 4.9 présente les courbes d'évolution de la concentration du polluant en différents points de la section S2, située à 1,3 km en aval du point de rejet. Cette section permet d'observer comment la concentration évolue en fonction du temps et selon la position transversale dans le lit de la rivière.

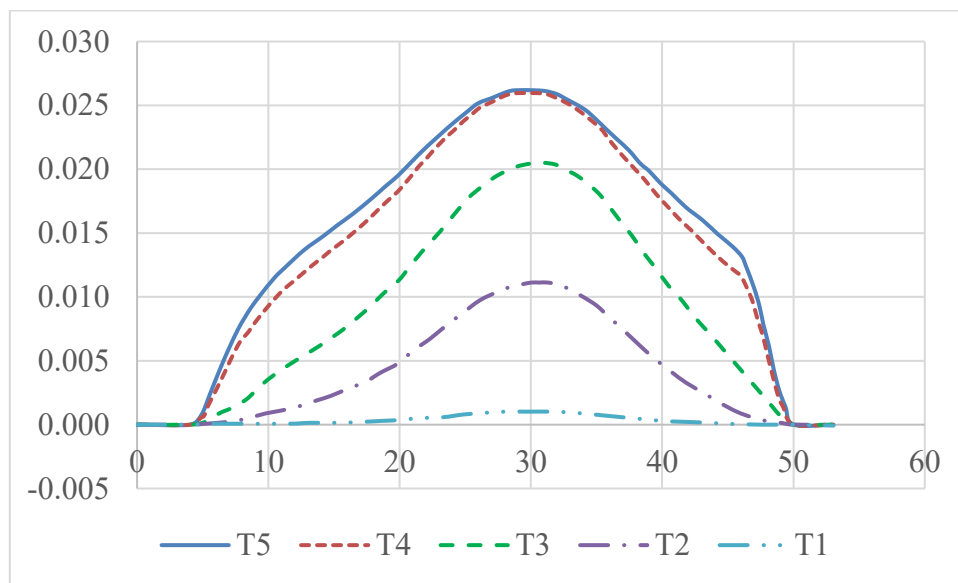


Figure 4. 9 : Evolution de la concentration en hydrocarbures en fonction du temps dans la deuxième section ($Q=50 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_i=50 \text{ l/s}$, $C_i=50 \text{ Kg/m}^3$) ($Q=50 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_i=50 \text{ l/s}$, $C_i=50 \text{ Kg/m}^3$)

Au début de la simulation, la concentration est nulle sur l'ensemble de la section, le polluant n'ayant pas encore atteint cette zone. Après un temps de latence, les premières traces apparaissent dans la partie centrale du lit, où les vitesses sont les plus élevées. Ce comportement traduit un transport advectif préférentiel dans l'axe du chenal, favorisant une propagation plus rapide du panache par rapport aux zones de berge.

Une fois le polluant arrivé à la section, la concentration augmente rapidement, en particulier au centre du lit. Cette augmentation est directement liée au caractère continu de l'injection : tant que le rejet est maintenu, la concentration croît jusqu'à atteindre un régime quasi-stationnaire, résultant de l'équilibre entre apport, advection et dispersion. Les zones centrales atteignent leurs

valeurs élevées plus rapidement que les zones latérales, en raison de temps de transit plus courts associés à des vitesses plus importantes.

l'évolution de la concentration maximale sur la section S2 a été extraite et représentée en fonction du temps (Figure 4.10 complémentaire). L'augmentation de la concentration entre l'état zéro et la valeur maximale ne se fait pas de manière instantanée, mais par paliers successifs. En effet, cette phase de montée s'effectue en cinq étapes distinctes (T1 à T5), chacune correspondant à un intervalle de 12 secondes. Ainsi, la concentration évolue progressivement entre la minute 26 et la minute 27 de la simulation, traduisant une réponse dynamique du système au régime d'injection imposé. Cette courbe montre que la concentration maximale tend vers une valeur quasi constante au-delà d'environ 27 minutes, indiquant l'établissement d'un régime stable sur la section tant que l'injection est active.

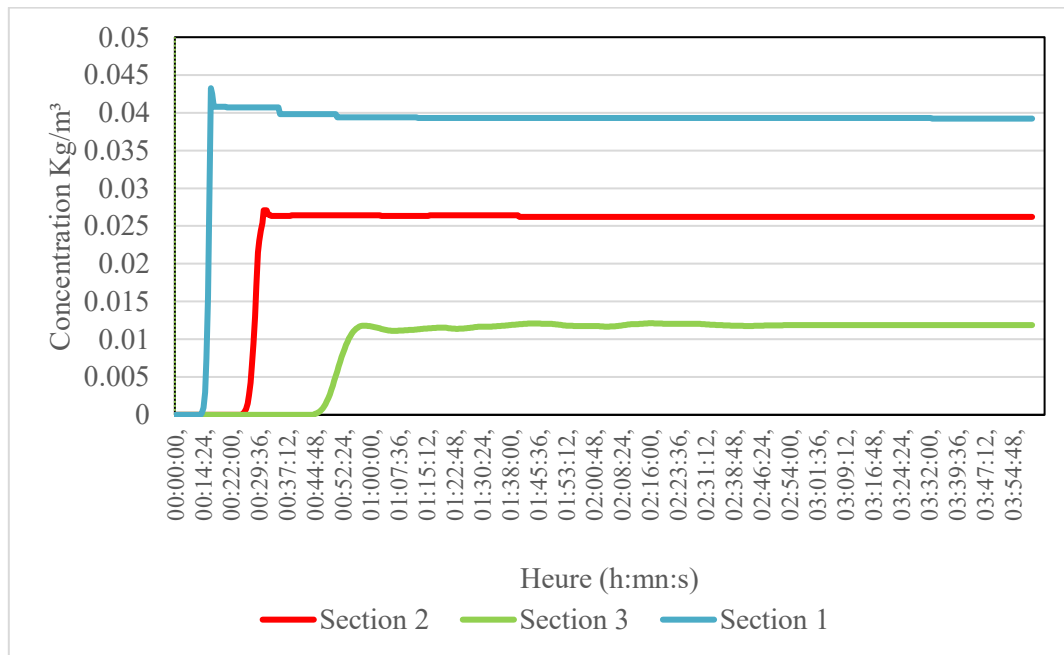


Figure 4.10 : Évolution temporelle de la concentration maximale du polluant aux sections S1, S2 et S3 en aval du point de rejet.

Afin d'analyser la dynamique temporelle d'établissement du panache, l'évolution de la concentration maximale a été extraite et représentée en fonction du temps pour les trois sections S1, S2 et S3 (Figure 4.9). Les courbes mettent en évidence une phase transitoire marquée, au cours de laquelle la concentration passe progressivement de l'état nul à une valeur quasi stationnaire. Cette montée n'est pas instantanée mais s'effectue par paliers successifs, traduisant la propagation du front de pollution et l'influence de la discrétisation temporelle de l'injection.

La section S1, située la plus proche du point de rejet, atteint rapidement une concentration maximale élevée, avec une stabilisation précoce autour de $4.0 \times 10^{-2} \text{ kg/m}^3$, indiquant une réponse quasi immédiate de l'écoulement à l'injection. En revanche, la section S2 présente un temps de réponse légèrement retardé et une concentration stabilisée plus faible, de l'ordre de $2.6 \times 10^{-2} \text{ kg/m}^3$, conséquence directe de la dispersion longitudinale et transversale entre les deux sections.

La section S3, la plus éloignée, se caractérise par une montée plus progressive et une concentration maximale nettement atténuée (environ $1.2 \times 10^{-2} \text{ kg/m}^3$), reflétant l'effet cumulé de la dilution et du mélange au fur et à mesure de l'écoulement. Pour les trois sections, la concentration tend vers une valeur quasi constante après l'établissement du régime permanent, confirmant que le panache est pleinement développé localement bien avant la fin de l'injection et que le système atteint un régime stable tant que l'injection est maintenue.

2.3.5 Effet de la végétation

La comparaison entre les scénarios avec et sans végétation, illustrée par la figure 4.11, permet de quantifier l'effet direct de la couverture végétale sur la distribution des concentrations dans la section S2. Lorsque la végétation est absente, la rugosité des berges diminue, ce qui favorise une accélération de l'écoulement et une répartition plus homogène des concentrations. En revanche, la présence de Tamarix sur les berges augmente la rugosité hydraulique, ralentit les vitesses marginales, et engendre une accumulation localisée du polluant.

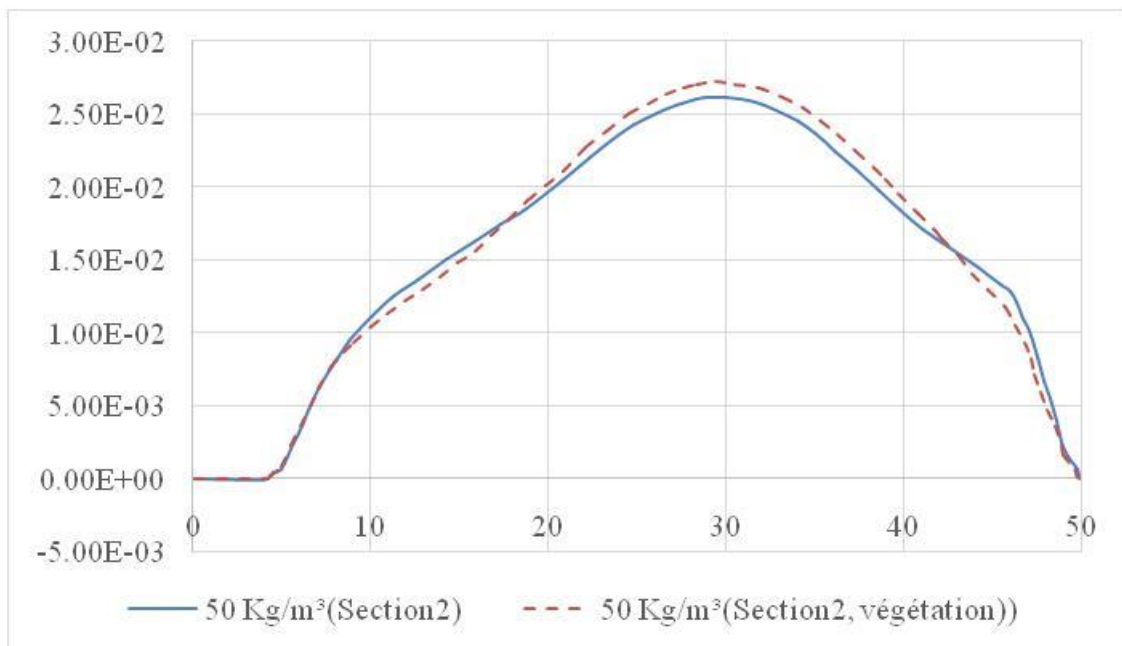


Figure 4. 11 : Évolution des concentrations d'hydrocarbures dans la deuxième section en présence et en absence de végétation ($Q=50\text{m}^3/\text{s}$, $Q_i=50\text{l/s}$, $C_i=50\text{Kg/m}^3$)

Les résultats montrent que la concentration est plus élevée sur les berges dans le scénario avec végétation, avec une différence d'environ 0.001 kg/m^3 par rapport au scénario sans végétation (Figure 4.10). Ce phénomène s'explique par la réduction de la vitesse d'écoulement dans les zones végétalisées, qui limite la dilution et le transport du polluant, favorisant sa stagnation et sa rétention dans les berges. À l'inverse, au centre de la section, la concentration reste légèrement plus élevée dans le cas sans végétation, en raison de vitesses plus importantes qui maintiennent le polluant en suspension dans l'axe principal du courant.

Ainsi, la présence de végétation joue un double rôle : elle freine le transport longitudinal sur les berges tout en agissant comme un piège qui favorise l'accumulation locale de polluants. Ce comportement met en évidence l'importance de prendre en compte les caractéristiques physiques et biologiques du lit, notamment la végétation, pour une modélisation réaliste de la dynamique des contaminants en milieu fluvial (Hammami et al. 2024).

3 Application des modèles de transport particulaire

Les berges des rivières constituent un environnement particulièrement favorable au développement de la végétation. Cette végétation accroît la rugosité locale, modifie les schémas d'écoulement et ajoute une résistance supplémentaire, réduisant ainsi les contraintes de cisaillement au fond et favorisant la sédimentation locale (Mao et al. 2020). La rugosité augmente avec la hauteur et la densité de la végétation. Une végétation dense réduit significativement les taux de transport sédimentaire, notamment lorsque la densité est élevée (J. Li et al., 2022; Penna et al., 2022). Fortes et al. 2022 ont démontré, à l'aide d'un modèle de rugosité dynamique, que le profil de la ligne d'eau augmentait en moyenne de 7,03 %, révélant ainsi l'effet saisonnier de la végétation. Fan et al. 2023 ont étudié la rugosité relative des berges par rapport à celle du lit, un facteur clé dans la lutte contre l'érosion des limites fluviales, en utilisant un modèle à section rectangulaire. Les résultats ont mis en évidence un rapport optimal largeur/profondeur pour chaque valeur de rugosité relative (λ). Ainsi, une augmentation de λ entraîne une réduction de 36,46 % de la largeur du chenal et une augmentation de 28 % de sa profondeur. Par ailleurs, Fan et al. 2020 ont montré qu'une variation de l'angle des berges de 0° à 60° conduit à une augmentation de 34,84 % de la largeur du chenal et une diminution de 13,29 % de sa profondeur, les autres paramètres hydrauliques restant relativement constants.

Au cours des dernières décennies, les rivières du monde entier ont été soumises à d'importantes interventions anthropiques, telles que le renforcement des berges, la construction de barrages,

l'urbanisation des plaines inondables, le développement agricole et la déforestation (Nanson et al. 2010). Des modèles morphologiques couplés à des modèles hydrodynamiques (Reisenbüchler et al., 2020) ont été appliqués à divers cours d'eau de tailles et caractéristiques variées pour étudier l'évolution des chenaux. Par exemple, Yassine et al. 2023 ont développé un modèle hydromorphodynamique 2D avec le système TELEMAC-MASCARET pour un tronçon du Lac des Gaves dans les Hautes-Pyrénées afin de reproduire les modifications du lit après la crue de 2018. Leur étude a montré que les équations de transport sédimentaire de Meyer-Peter-Müller et Recking, couplées aux lois de frottement de Ferguson et Strickler, sont essentielles pour des simulations réalistes. Parallèlement, Nazarjani et al. 2023 ont mis en évidence une instabilité marquée dans 71 % des tronçons de la rivière Kashafrud en Iran, avec un fort potentiel d'érosion aggravé par les activités humaines telles que les changements d'occupation des sols et les travaux de dragage. Cette instabilité a déjà conduit à la démolition de certaines infrastructures en raison d'une érosion sévère, soulignant l'impact des interventions humaines sur les conditions fluviales.

Dans ce contexte, nous avons mené une série de travaux numériques afin d'évaluer l'impact de la rugosité des berges sur l'évolution morphologique du lit de la Medjerda, à l'aide du couple TELEMAC-2D/SISYPHE. Cette approche a permis d'analyser les effets combinés de la végétation rivulaire et des conditions hydrodynamiques sur le transport solide et la stabilité du chenal. Les résultats issus de cette modélisation ont été présentés dans l'article intitulé "Analysis of the Roughness Variation Impact on the Morphological Evolution at the Medjerda River: Telemac 2D-Sisyphé Modeling", publié dans *Environment and Natural Resources Journal*, Vol. 22, 2025, pp. 65–79 (Hammami et al. 2025), ainsi que lors de la conférence internationale ICRAS 2024 à Konya, Turquie ("Numerical Analysis of Bank Roughness Impact on Sediment Dynamics in the Medjerda River, Tunisia", ICRAS 2024, décembre 2024) (Hammami et al 2024).

3.1 Description des modèles utilisés

3.1.1 Couplage Telemac-Sisyphé

Le couplage Telemac-Sisyphé constitue une approche intégrée de la modélisation morphodynamique, combinant les écoulements à surface libre et le transport sédimentaire dans des milieux fluviaux, estuariens et côtiers. SISYPHE, le module dédié au transport sédimentaire et à l'évolution du lit, prend en compte de nombreux paramètres physiques et numériques pour

simuler les taux de transport solide, distinguant le charriage et la suspension, tout en tenant compte de l'évolution du fond en fonction des conditions hydrodynamiques.

Plusieurs formules de transport solide y sont implémentées, permettant d'adapter les simulations aux contextes étudiés. Le calcul de l'évolution du fond repose sur la résolution de l'équation d'Exner par la méthode des éléments finis ; une version en volumes finis, plus adaptée aux contextes présentant des fonds non érodables, a été développée ultérieurement. Le couplage avec le module hydrodynamique de Telemac se fait de manière séquentielle : le module hydrodynamique est exécuté en premier, ses résultats alimentent ensuite SISYPHE pour le calcul morphodynamique, suivi d'une mise à jour de la géométrie du domaine avant le pas de temps suivant. Ce mécanisme permet de suivre finement la réponse des stocks sédimentaires aux variations de la contrainte de cisaillement au fond et d'améliorer la représentativité des processus hydrosédimentaires (Figure 4.12).

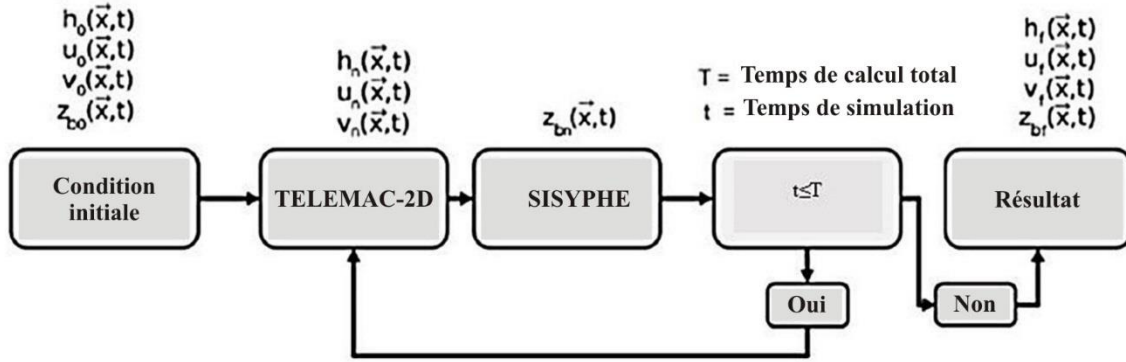


Figure 4. 12 : Schéma simplifié du couplage Telemac -Sisyphe.

3.1.2 Le modèle 2D de transport sédimentaire

Dans SISYPHE, le transport sédimentaire est modélisé selon deux mécanismes principaux : le charriage (bedload) et le transport en suspension (suspended load). Le transport sédimentaire total q_t est donc la somme du charriage q_b et du transport en suspension q_s :

$$q_t = q_b + q_s \quad (4.1)$$

3.1.2.1 Module de transport des sédiments en suspension

Le transport en suspension désigne la fraction des sédiments transportés par un écoulement liquide qui reste en suspension suffisamment longtemps pour ne presque jamais toucher le fond. Ce maintien en suspension est assuré par la turbulence du fluide en mouvement. Il concerne généralement les particules fines telles que le sable fin, le limon ou l'argile.

Dans SISYPHE, ce type de transport est pris en compte à travers la résolution de l'équation bidimensionnelle de convection-diffusion, exprimée ainsi :

$$\frac{\partial hC}{\partial t} + \frac{\partial hUC}{\partial x} + \frac{\partial hVC}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(h\varepsilon_s \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(h\varepsilon_s \frac{\partial C}{\partial y} \right) + E - D_p \quad (4.2)$$

Où $C = C(x, y, t)$ représente la concentration moyenne en profondeur (exprimée en pourcentage de volume), et ε_s est la diffusivité turbulente des sédiments. Celle-ci est généralement liée à la viscosité turbulente ν_t selon : $\varepsilon_s = \frac{\nu_t}{\sigma_c}$, avec σ_c le nombre de Schmidt, fixé à 1,0 dans SISYPHE.

Le taux de déposition non cohésif est donné par $D_p = w_s C_{Z_{ref}}$, où w_s est la vitesse de sédimentation, et $C_{Z_{ref}}$ est la concentration à proximité du lit, évaluée à l'interface entre le charriage et le transport en suspension.

Le taux d'érosion non cohésif est défini comme $E = w_s C_{eq}$, où C_{eq} est la concentration d'équilibre près du fond, déterminée à l'aide d'une formule empirique.

3.1.2.2 Transport des sédiments par charriage

Le charriage désigne les particules transportées le long du fond par un fluide en mouvement, en roulant, glissant ou par saltation (rebond). Ce mécanisme est modélisé dans SISYPHE à partir de l'équation d'Exner (1920), couplée aux équations hydrodynamiques :

$$(1 - \gamma) \frac{\partial Z_b}{\partial t} + \nabla \cdot Q_b = 0 \quad (4.3)$$

Où Q_b est le débit volumique de transport par unité de largeur (hors porosité), Z_b est l'altitude du lit, et γ la porosité du lit.

Le taux de transport sédimentaire sans dimension induit par le courant est donné par :

$$q_b^* = \frac{Q_b}{\sqrt{g \left(\frac{\rho_s}{\rho} - 1 \right) d^3}} \quad (4.4)$$

Où ρ_s est la densité des sédiments, ρ celle de l'eau, et d le diamètre des grains (souvent d_{50} pour une granulométrie uniforme). Les formules de transport par charriage reposent généralement sur le nombre de Shields θ , défini par :

$$\theta = \frac{\mu \tau_b}{(\rho_s - \rho) g d} \quad (4.5)$$

Où τ_b est la contrainte de cisaillement au fond, et μ un facteur correctif pour le frottement de surface. L'équation de Meyer-Peter et Müller, utilisée pour estimer le charriage à partir d'un seuil de mise en mouvement, s'écrit :

$$q_b^* = 8(\theta - \theta_{cr})^{3/2} = 8(\tau^* - \tau_c^*)^{3/2} \quad (4.6)$$

Avec :

$$\tau^* = \frac{\tau}{(\rho_s - \rho) d_{50}}$$

$$\tau_c^* = 0.047$$

Où τ_c est la contrainte critique, soit la contrainte minimale nécessaire pour initier le mouvement des particules sédimentaires. Cette contrainte correspond à la force exercée par l'eau suffisante pour vaincre les forces de résistance (cohésion, poids), et ainsi provoquer la mise en mouvement. Le coefficient de rugosité des grains, basé sur la granulométrie, peut être estimé par $K' = \frac{26}{d_{90}^{1/6}}$ où d_{90} est le diamètre pour lequel 90 % des grains (en masse) sont plus petits.

La formulation modifiée de l'équation de Meyer-Peter et Müller s'écrit alors :

$$q_b^* = 8 \left[\left(\frac{K'}{K} \right)^{3/2} (\tau^* - 0.47) \right]^{3/2} \quad (4.7)$$

3.1.3 Données et post-traitement

Trois configurations numériques ont été successivement développées afin de répondre aux différents objectifs de l'étude. Dans un premier temps, la modélisation hydrodynamique a été limitée à un tronçon de 7.1 km centré sur la ville de Boussalem. Dans un second temps, une nouvelle configuration, également de 7.2 km, a été établie plus en aval, afin d'évaluer l'impact potentiel de rejets polluants localisés.

Pour la modélisation du transport particulaire la configuration couvre l'ensemble de la zone d'étude. Le tronçon modélisé s'étend sur 17,8 km, pour une surface totale de 40,71 km², et se situe à environ 20 km en amont du barrage de Sidi Salem, dont l'influence sur la sédimentation dans cette section du cours d'eau demeure significative.

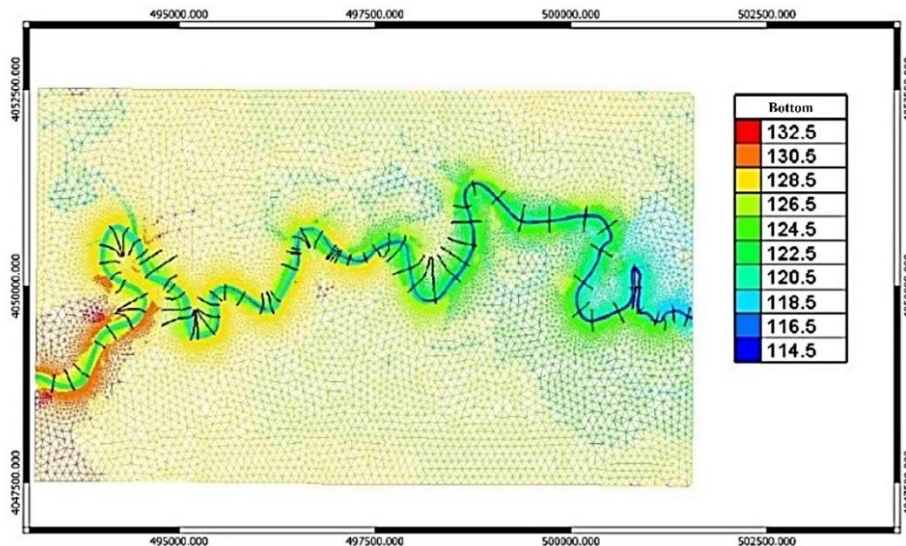


Figure 4. 13 : Maillage de la zone d'étude

Le maillage du domaine a été généré à partir des données disponibles, en s'appuyant sur le post-traitement topographique précédemment décrit. Il conserve la même structure non structurée, basée sur la méthode des éléments finis. Afin de représenter avec précision les écoulements dans le lit mineur, une maille fine d'environ 5 mètres a été adoptée le long de l'axe principal de la rivière, tandis que les zones périphériques, peu sollicitées hydrauliquement, conservent une maille plus grossière de l'ordre de 50 mètres. Le maillage final comporte 54 279 nœuds et 108 211 éléments (Figure 4.13).

La section étudiée présente une faible pente longitudinale, avec une discontinuité notable à hauteur de l'ancien pont de Boussalem, et des phénomènes localisés de sédimentation en aval, accentués par l'influence du barrage de Sidi Salem. Cette portion du lit fluvial est également marquée par une érosion diffuse et des travaux réguliers de curage. Un bilan détaillé des volumes de sédiments déposés et retenus dans les différentes sections de la rivière a été établi et est présenté dans le Chapitre 2.

3.2 Conception et scénarios de simulation

3.2.1 Configuration de la rugosité

Pour l'attribution des coefficients de rugosité dans la présente configuration, nous avons retenu les résultats du calage réalisé dans les sections étudiées précédemment. Ces valeurs, obtenues à partir de comparaisons entre simulations et observations de terrain, tiennent compte de la nature du lit, de la végétation existante et des aménagements hydrauliques. Pour notre étude, nous avons adopté une configuration simplifiée de la section de la rivière, composée de deux zones distinctes :

- La première correspond au lit mineur, considéré comme entièrement lisse, avec un coefficient de rugosité constant de $0,03 \text{ s/m}^{1/3}$. Cette zone inclut également les portions du lit moyen ayant fait l'objet de travaux de curage.
- La seconde concerne les berges, dont la rugosité varie selon la densité du couvert végétal préexistant.

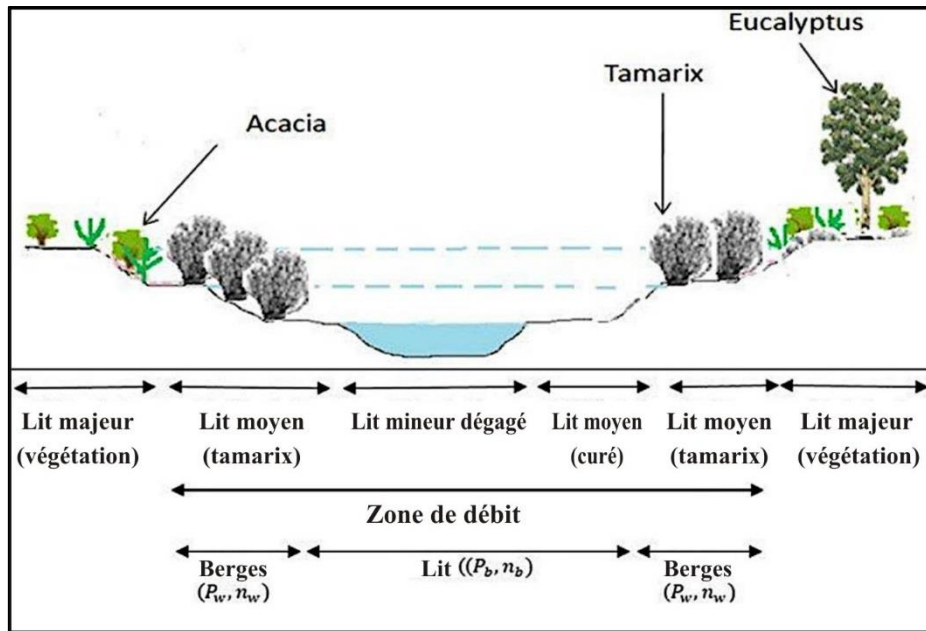


Figure 4. 14 : distribution transversale de la rugosité

Dans le cadre de l'analyse, quatre scénarios de simulation ont été définis. Pour chacun, la rugosité du lit principal est maintenue fixe à $0,03 \text{ s/m}^{1/3}$, tandis que celle des berges est augmentée progressivement avec des valeurs de $0,03 \text{ s/m}^{1/3}$, $0,05 \text{ s/m}^{1/3}$, $0,07 \text{ s/m}^{1/3}$, et $0,09 \text{ s/m}^{1/3}$.

Afin d'évaluer l'effet d'une distribution non uniforme de la rugosité sur la morphologie fluviale, nous avons appliqué la méthode proposée par Einstein (1942 ; 1950), basée sur la segmentation du rayon hydraulique pour répartir la résistance aux parois (Figure 4.14). Cette méthode repose sur la formulation de Manning pour la segmentation de la résistance dans une section irrégulière, formulée dans le chapitre 1 par les équations de composition des périmètres mouillés (1.22) et de rugosité relative (1.23).

3.2.2 Scenario de simulation

La configuration du modèle distingue deux zones aux caractéristiques hydrauliques bien distinctes. La première correspond au lit mineur de la rivière, d'une largeur inférieure à 10 mètres, qui a été considéré comme parfaitement lisse, avec un coefficient de rugosité uniforme fixé à $0,03 \text{ s/m}^{1/3}$. La seconde zone concerne les berges de part et d'autre du lit, où la rugosité varie en fonction de la densité et du type du couvert végétal préexistant.

Afin d'évaluer l'influence de cette rugosité relative sur la dynamique de l'écoulement, quatre scénarios de simulation ont été définis. Dans chacun d'eux, la rugosité du lit principal est maintenue constante à $0,03 \text{ s/m}^{1/3}$, tandis que celle des berges est augmentée progressivement avec des valeurs respectives de $0,03 \text{ s/m}^{1/3}$, $0,05 \text{ s/m}^{1/3}$, $0,07 \text{ s/m}^{1/3}$ et $0,09 \text{ s/m}^{1/3}$.

Ces scénarios ont été testés sous deux régimes d'écoulement distincts, en imposant à l'entrée du modèle des débits constants de 100 m³/s et 200 m³/s, représentant des conditions typiques de crue modérée et importante dans cette zone. Les conditions aux limites de sortie ont été établies à partir des niveaux d'eau issue de la courbe de tarage relevée dans la dernière section modélisée.

Les résultats de l'étalonnage, obtenus lors d'études antérieures portant sur l'analyse et la cartographie des crues dans la ville de Boussalem, ont été intégrés dans cette modélisation afin d'assurer une meilleure représentativité des conditions réelles.

3.2.3 Répartition granulométrique des sédiments

Une composante majeure de la modélisation du transport sédimentaire se manifeste dans la visualisation de la variation de la composition granulométrique des sédiments en fonction des variations de débit. Cette approche permet de mieux comprendre l'effet des conditions hydrauliques sur la distribution des tailles de grains, les processus d'érosion et de dépôt, et par conséquent, l'évolution morphologique du lit de la rivière dans le temps.

La répartition granulométrique des sédiments dans l'oued Medjerda a été déterminée à partir d'analyses en laboratoire (tamisage et sédimentation) effectuées sur des échantillons prélevés lors d'une campagne de mesure sous différentes conditions de débit. Ces analyses ont été réalisées par la Direction Générale des Ressources en Eau (DGRE, 2004) et constituent la base des données utilisées dans cette étude (Tableau 4.2).

Contrairement aux modèles conventionnels de transport sédimentaire qui se basent sur un diamètre moyen unique, SISYPHE permet de représenter les sédiments sous forme non uniforme (multi-classe). Ce type de modélisation repose sur une description granulométrique détaillée, répartissant les sédiments en plusieurs classes de tailles, plus représentative des conditions naturelles.

Tableau 4. 2 : Variation de la composition granulométrique selon le débit (Direction Générale des ressources en eaux, 2016)

Q (m ³ /s)	% Argile < 2 µm	% limon fin 2 à 20 µm	% limon grossier 20 à 50 µm	Sable > 50 – 2000 µm
100	25	32	29	14
200	26	28	27	19

Bien que le transport en suspension constitue le mode prévalent dans le bassin de la Medjerda, l'apport du transport par charriage (bedload) sur l'évolution morphologique ne peut être négligé. En aval de la confluence avec l'oued Tessa, des particules grossières, atteignant parfois 5 cm de diamètre, ont été observées sur une distance allant jusqu'à 2 km. Par ailleurs, la présence de bancs de sable à proximité du pont de Boussalem témoigne de l'efficacité du transport par charriage lors de crues importantes.

Lors de tels événements hydrologiques extrêmes, la part du transport par charriage peut atteindre 20 à 25 % du transport solide total. C'est pourquoi nous avons adopté une modélisation reposant sur cinq classes granulométriques représentatives, en assignant pour chaque scénario une distribution réaliste des diamètres moyens. Compte tenu de l'ampleur des variations de tailles des particules transportées par charriage, un diamètre représentatif de 1 mm a été retenu pour les sables dans notre modélisation.

3.3 Résultats et analyses

Les résultats générés par le modèle ont permis de mener une analyse comparative approfondie, centrée sur la vitesse d'écoulement, la contrainte de cisaillement et l'évolution du lit selon le profil longitudinal et au sein de chaque section. Cette approche contribue à une meilleure compréhension des dynamiques de sédimentation, à la prévision des impacts potentiels sur la morphologie fluviale, et à l'élaboration de stratégies durables de gestion intégrée des ressources dans le bassin de la Medjerda.

3.3.1 Vitesse, contrainte de cisaillement et évolution du lit dans un chenal curé

La Figure 4.13 présente la variation de la vitesse le long du profil longitudinal de la section d'écoulement pour le premier scénario, dans lequel le lit de la rivière est considéré comme entièrement lisse. Ce scénario reflète l'état immédiat du terrain après la réalisation des travaux de curage. On observe que la vitesse présente plusieurs fluctuations, dues à des facteurs tels que la pente, la largeur de la section, la hauteur et les variations de direction de l'écoulement. Une diminution moyenne d'environ 0,2 m/s est enregistrée entre les deux débits tout au long du profil.

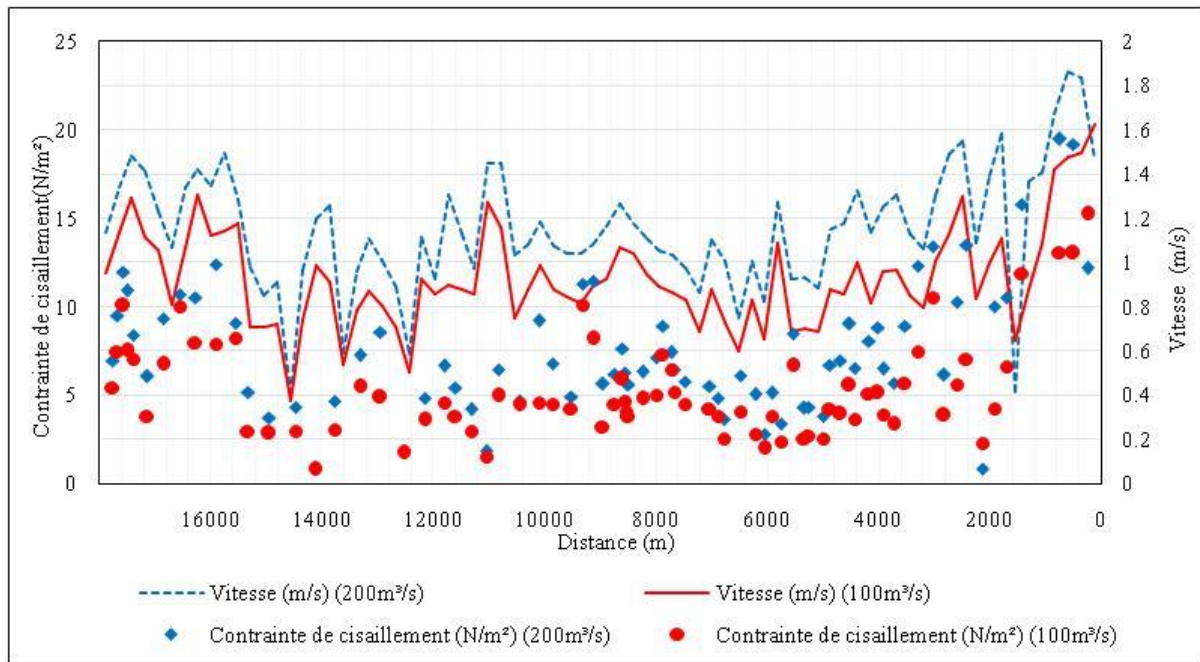


Figure 4. 15 : Vitesse d'écoulement et contrainte de cisaillement longitudinale dans un chenal curé pour $Q = 100 \text{ m}^3/\text{s}$ et $Q = 200 \text{ m}^3/\text{s}$

La Figure 4.15 montre également les grandeurs calculées de la contrainte de cisaillement pour les deux débits et à chaque section. La contrainte de cisaillement, définissant la force appliquée sur une unité de surface agissant parallèlement à la direction de l'écoulement, est un paramètre clé influençant la mobilisation ou le maintien des sédiments sur le lit. Malgré les fluctuations observées, liées aux variations locales des conditions d'écoulement, on note une augmentation nette de cette contrainte avec le débit, atteignant en moyenne $2,3 \text{ N/m}^2$.

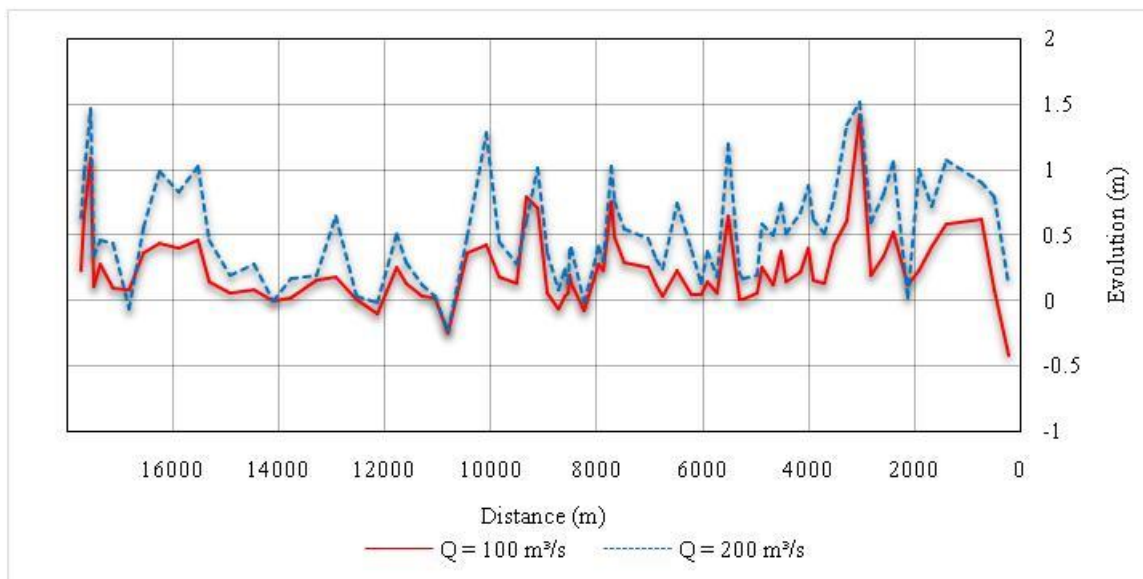


Figure 4. 16 : Évolution longitudinale du lit dans un chenal curé pour $Q = 100 \text{ m}^3/\text{s}$ et $Q = 200 \text{ m}^3/\text{s}$

La contrainte de cisaillement au lit étant directement liée à la capacité de transport sédimentaire, son augmentation entraîne un accroissement du transport et du dépôt des sédiments, comme l'illustre clairement la Figure 4.16. Cette dernière compare l'évolution longitudinale du lit pour les deux débits. On observe que l'évolution du lit devient plus marquée avec l'augmentation du débit, atteignant une différence moyenne de 20 cm. Cette augmentation s'explique par le renforcement des forces d'érosion agissant sur les berges, dont les particules arrachées viennent ensuite se déposer dans le lit d'écoulement.

3.3.2 Effet de la variation de la rugosité sur la vitesse, la contrainte de cisaillement et l'évolution du lit en section transversale

L'augmentation de la rugosité est directement liée au développement de la végétation. Afin d'examiner l'impact de celle-ci sur le transport des particules, le lit mineur a été maintenu lisse tandis que la rugosité des deux berges a été progressivement augmentée. Les valeurs de 0,03 s/m^{1/3}, 0,05 s/m^{1/3}, 0,07 s/m^{1/3} et 0,09 s/m^{1/3} ont respectivement été attribuées aux zones végétalisées (Figure 4.15).

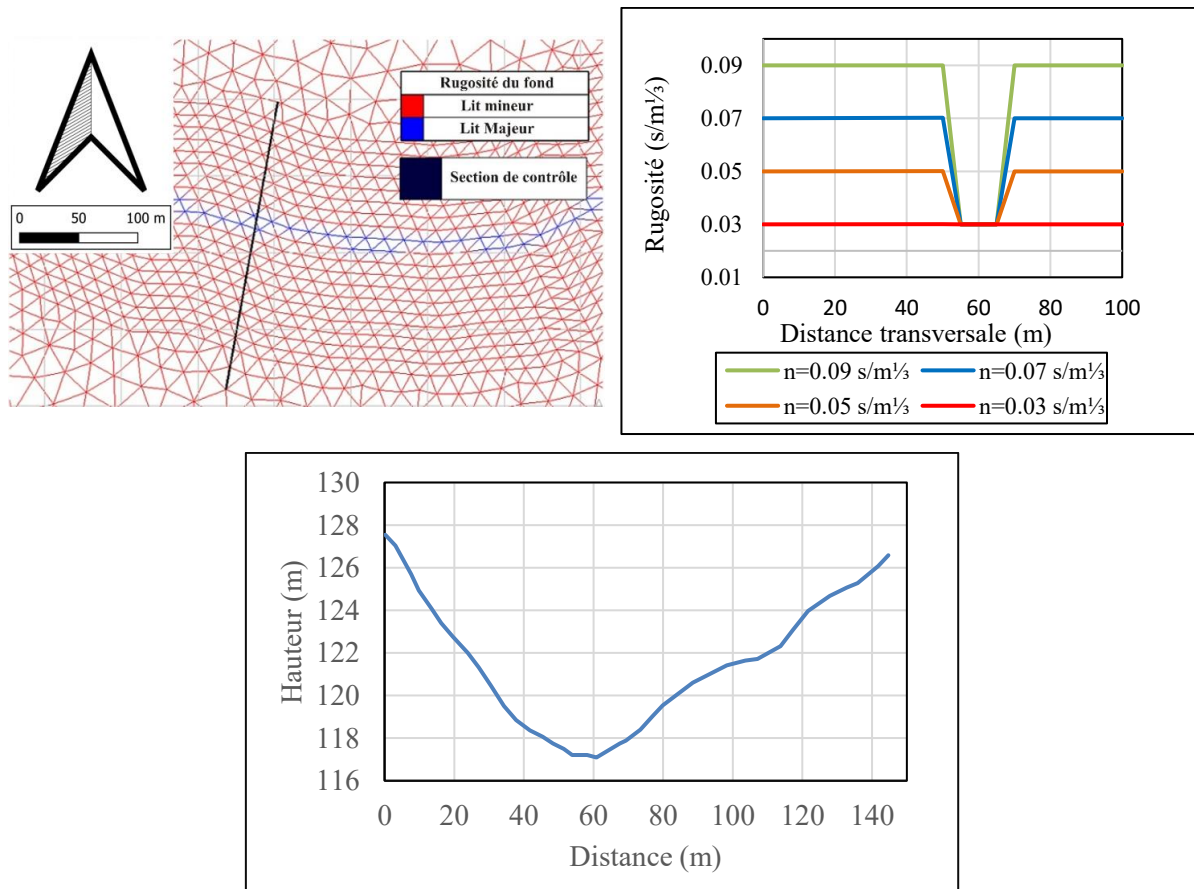


Figure 4. 17 : Variation de la rugosité du lit en section transversale

Une analyse transversale des trois paramètres : vitesse, contrainte de cisaillement et évolution du lit, a été réalisée pour les quatre scénarios. Concernant la vitesse (Figure 4.18), elle suit une évolution parabolique : elle est nulle aux extrémités des berges et atteint un maximum au milieu de la section, à l'élévation maximale d'eau. Sur les berges, on constate que la vitesse diminue à mesure que la rugosité augmente.

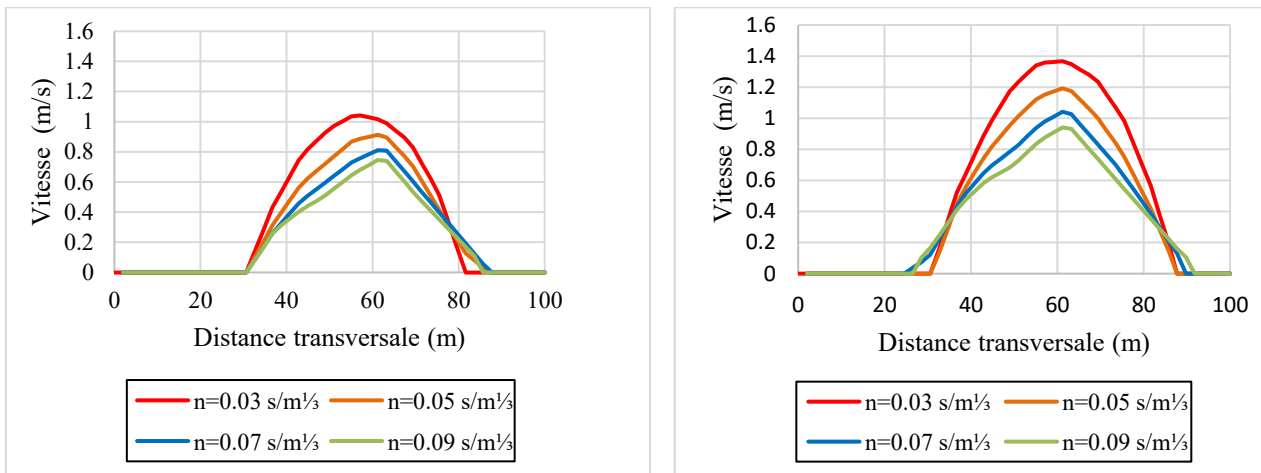


Figure 4. 18 : Évolution de la vitesse moyenne en section transversale en fonction de la rugosité pour $Q = 100 \text{ m}^3/\text{s}$ (a) et $Q = 200 \text{ m}^3/\text{s}$ (b)

Par ailleurs, l'évolution du lit indique deux zones bien différenciées : une zone de dépôt au centre du lit lisse et une zone d'érosion sur les berges, avec une réduction proportionnelle à la progression de la rugosité. Par exemple, pour un débit de $200 \text{ m}^3/\text{s}$, l'érosion passe de 50 cm dans le premier scénario à 8 cm dans le deuxième, et devient presque négligeable dans les deux derniers. En parallèle, les hauteurs maximales de dépôt enregistrées sont respectivement de 80 cm, 41 cm, 28 cm et 17 cm pour les quatre scénarios. Cette tendance découle naturellement de la baisse du volume de sédiments transportés par l'eau (Figure 4.19).

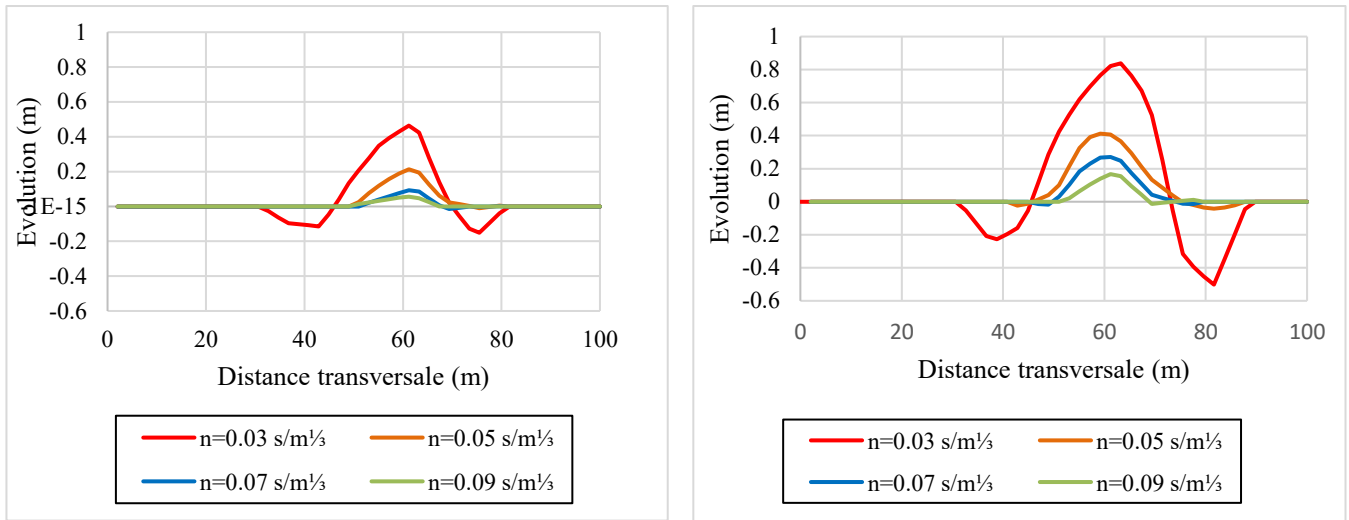


Figure 4. 19 : Évolution du lit en section transversale en fonction de la rugosité pour $Q = 100 \text{ m}^3/\text{s}$ (a) et $Q = 200 \text{ m}^3/\text{s}$ (b)

Concernant la contrainte de cisaillement (Figure 4.20), on observe qu'elle augmente sur les berges à mesure que la rugosité augmente. Pour un débit de $100 \text{ m}^3/\text{s}$, les valeurs respectives sont de 6.1, 8.2, 10.2 et 12 N/m^2 selon les scénarios. En revanche, dans la partie centrale de l'écoulement où le lit est resté lisse, la contrainte de cisaillement diminue progressivement, avec des valeurs de 6, 4.2, 3.1 et 2.6 N/m^2 .

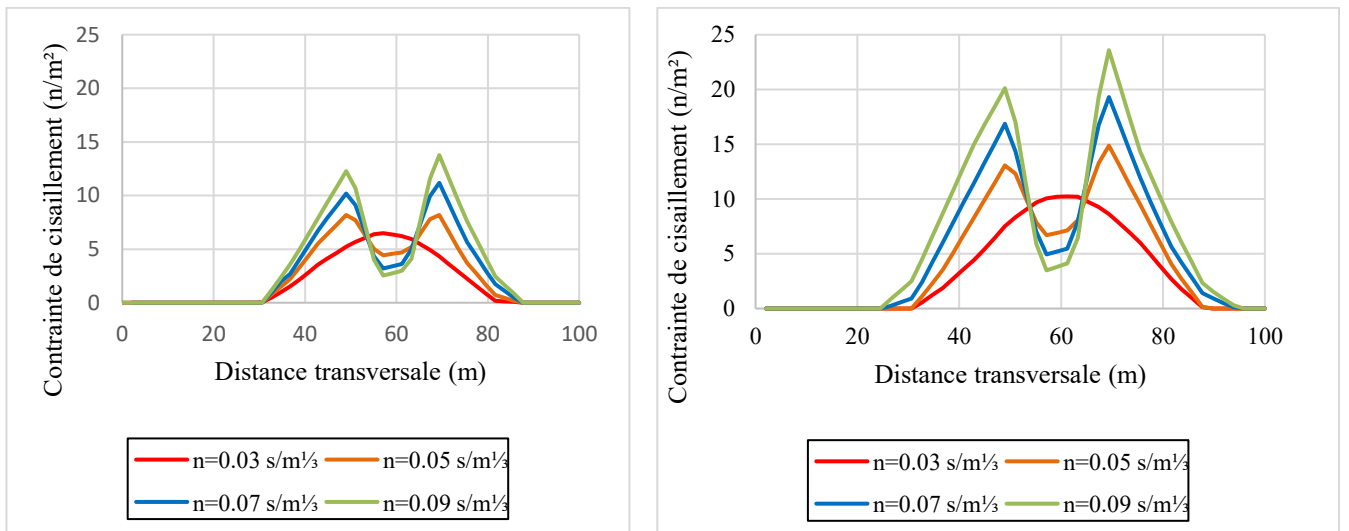


Figure 4. 20 : Variation de la contrainte de cisaillement au lit en section transversale en fonction de la rugosité pour $Q = 100 \text{ m}^3/\text{s}$ (a) et $Q = 200 \text{ m}^3/\text{s}$ (b)

L'examen de ces résultats révèle le rôle essentiel de la végétation dans la stabilisation des berges, agissant comme une barrière efficace contre le détachement et la remise en suspension des particules. Cette conclusion est particulièrement renforcée par les observations issues du dernier graphique, où la contrainte de cisaillement croît proportionnellement avec le coefficient

de rugosité sur les berges. Ces résultats suggèrent que la végétation contribue à renforcer la cohésion du lit fluvial, en limitant les risques d'érosion et de transport excessif de sédiments. L'effet combiné de la rugosité induite par la végétation semble jouer un rôle clé dans la stabilité des berges, ce qui présente des implications importantes pour la gestion et la préservation des écosystèmes fluviaux.

3.3.3 Effet de la variation de la rugosité sur l'évolution longitudinale du lit

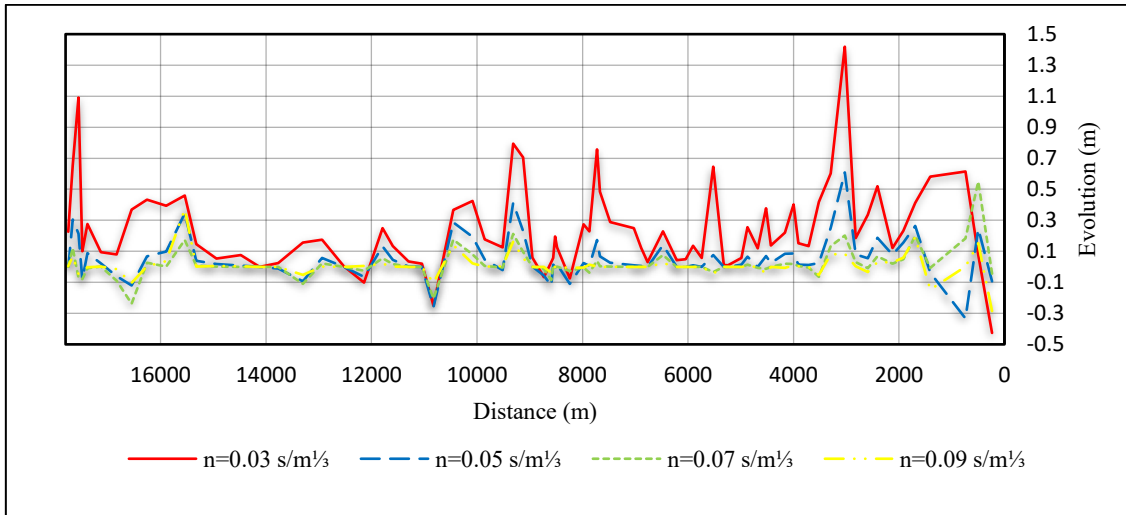


Figure 4. 21 : Vaiaction longitudinale du lit en fonction de la variation de la rugosité pour $Q = 100 \text{ m}^3/\text{s}$

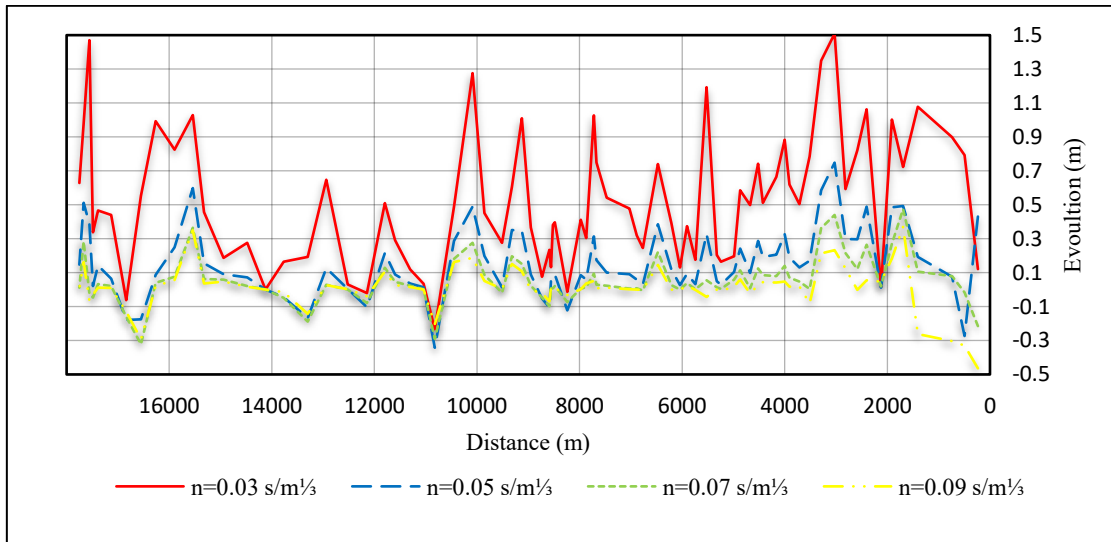


Figure 4. 22 : Vaiaction longitudinale du lit en fonction de la variation de la rugosité pour $Q = 200 \text{ m}^3/\text{s}$

Les Figures 4.21 et 4.22 présentent une analyse détaillée de l'évolution longitudinale du lit du cours d'eau en réponse aux variations de la rugosité des berges, pour différents scénarios et deux débits imposés. Pour un débit de $100 \text{ m}^3/\text{s}$, les hauteurs maximales de dépôt diminuent respectivement à 141 cm, 60 cm, 15 cm et 8 cm, tandis que les hauteurs maximales d'érosion

diminuent à 28 cm, 25 cm, 22 cm et 11 cm. Pour un débit de 200 m³/s, les dépôts maximaux sont respectivement de 150 cm, 72 cm, 42 cm et 23 cm, et les érosions maximales sont de 31 cm, 28 cm, 25 cm et 22 cm.

L'analyse de ces résultats révèle une relation marquée entre l'augmentation de la rugosité des rives et la réduction des processus d'érosion et de dépôt au sein du lit du cours d'eau. À mesure que la rugosité des berges augmente, une tendance significative se dégage : l'intensité des processus d'érosion et de sédimentation diminue progressivement. Cette observation met en relief l'influence notable de la rugosité sur la dynamique sédimentaire de l'oued.

Il convient de mettre en évidence que cette tendance est observée à débit constant pour les différents scénarios, ce qui confirme que l'effet est directement imputable à la rugosité des berges et non à des variations hydrauliques. L'atténuation de l'intensité des phénomènes d'érosion et de dépôt traduit une stabilisation relative du lit fluvial à mesure que la rugosité augmente.

Cette stabilisation peut s'expliquer par une baisse locale de la vitesse d'écoulement ainsi qu'une augmentation des contraintes de cisaillement le long du lit, induites par l'élévation de la rugosité des berges. Ces changements dans les dynamiques hydrauliques influencent la capacité de la rivière à transporter et à déposer les sédiments, limitant ainsi les déséquilibres morphologiques à long terme.

3.3.4 Influence de la rugosité relative sur l'élévation du lit, la contrainte de cisaillement et la vitesse d'écoulement

Dans le but d'éclairer davantage les conséquences de la rugosité relative sur la morphologie de l'oued Medjerda, nous avons calculé, pour chaque scénario et pour les deux débits imposés, les grandeurs suivantes : l'élévation moyenne du lit (ζ_{mb}), la contrainte de cisaillement moyenne au lit (τ_{mb}) et la vitesse moyenne d'écoulement sur le lit (U_{mb}). Un récapitulatif des résultats est fourni dans le tableau 4.3 :

Tableau 4. 3 : Effet de la rugosité relative sur l'élévation du lit, la contrainte de cisaillement et la vitesse d'écoulement (Les débits solides sont exprimés en $\text{m}^3/\text{s} \times 10^{-5}$)

	Q= 100 m^3/s				Q= 200 m^3/s			
	ζ_{mb} [m]	τ_{mb} [Nm^{-2}]	U_{mb} [ms^{-1}]	q_b^* [m^3s^{-1}] (E-05)	ζ_{mb} [m]	τ_{mb} [Nm^{-2}]	U_{mb} [ms^{-1}]	q_b^* [m^3s^{-1}] (E-05)
$\lambda_1=1$	0.241	5.34	0.93	1.72	0.431	7.46	1.15	3.32
$\lambda_2=2.15$	0.053	5.28	0.84	0.92	0.150	7.08	1.02	2.02
$\lambda_3=3.56$	0.018	5.05	0.74	0.36	0.054	6.83	0.94	1.49
$\lambda_4=5.19$	0.007	4.89	0.68	0.20	0.010	6.52	0.88	0.98

À mesure que la rugosité relative (λ) augmente, on observe une baisse significative de la contrainte de cisaillement moyenne au lit. Pour un débit de 100 m^3/s , τ_{mb} diminue de 5.34 à 4.89 N/m^2 , soit une réduction d'environ 8,4 %. Pour un débit de 200 m^3/s , τ_{mb} passe de 7.46 à 6.52 N/m^2 , correspondant à une baisse d'environ 12,6 %. Cette tendance indique que l'augmentation de la rugosité relative réduit les efforts de cisaillement exercés par l'écoulement sur le lit lisse.

L'élévation moyenne du lit (ζ_{mb}) diminue elle aussi fortement avec l'augmentation de λ . Pour $Q = 100 \text{ m}^3/\text{s}$, ζ_{mb} passe de 0.241 m à 0.007 m, et pour $Q = 200 \text{ m}^3/\text{s}$, elle passe de 0.431 m à 0.010 m. En considérant une hauteur d'eau moyenne d'environ 3.32 m, cela représente une augmentation de profondeur relative de 7 % pour $Q = 100 \text{ m}^3/\text{s}$ et de 12 % pour $Q = 200 \text{ m}^3/\text{s}$. Ces résultats corroborent les travaux de Fan et al. (2023), lesquels ont mis en évidence une augmentation de la profondeur liée à la hausse de la rugosité relative, bien que la comparaison directe soit limitée par la variabilité des dimensions fluviales et des classes granulométriques utilisées.

Le débit solide au fond (q_b^*) diminue fortement avec l'augmentation de la rugosité. Pour $Q = 100 \text{ m}^3/\text{s}$, q_b^* chute de $1.72 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$ à $0.20 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$, soit une réduction de près de 88 %. De même, pour $Q = 200 \text{ m}^3/\text{s}$, il diminue de $3.32 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$ à $0.98 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$, soit une baisse d'environ 70 %. Cette forte diminution montre clairement le rôle atténuateur des berges végétalisées sur le transport sédimentaire.

Nos analyses soulignent ainsi que, bien que le dragage soit souvent mis en œuvre pour accroître la capacité d'écoulement en période de crue, il pourrait compromettre la stabilité des berges en perturbant l'équilibre naturel du transport solide. À terme, cela pourrait produire des impacts morphologiques négatifs sur l'oued et les réservoirs situés à l'aval.

Enfin, bien que notre modèle considère une rugosité statique dans chaque scénario, ces résultats constituent une base pertinente pour le développement d'un modèle de rugosité dynamique. En disposant de données en temps réel sur la variabilité de la végétation, un tel modèle permettrait d'analyser les effets morphodynamiques associés. À cet égard, Fortes et al. (2022) ont montré, à l'aide d'un modèle dynamique, que le profil de hauteur d'eau augmentait en moyenne de 7,03 % sur une année, illustrant bien l'influence saisonnière de la végétation.

4 Impacts environnementaux et mesures de protection

4.1 Impacts environnementaux

4.1.1 Risque d'inondation dans la vallée de la Medjerda

D'après nos résultats de modélisation effectués dans ce travail, on voit que la ville de Boussalem est exposée à un risque fort d'inondation. Ce risque s'explique par la dynamique complexe du système hydrologique de la Medjerda, fortement influencée par la variabilité climatique régionale et la morphologie particulière de la vallée. Le climat tunisien est caractérisé par une alternance de sécheresses prolongées et d'événements pluvieux intenses, rendant la prévision des crues difficile. En effet, on note une augmentation progressive de la fréquence et de l'intensité des inondations depuis la fin des années 1950, probablement accentuée par les effets du changement climatique global.

Les grandes crues dans le bassin de la Medjerda peuvent survenir à plusieurs périodes de l'année : en hiver, lorsque les précipitations atteignent leur maximum sur les versants nord, mais également à l'automne et au printemps, notamment sur les affluents de la rive droite. Ce décalage temporel entre les deux rives complexifie la gestion des crues, car il génère des superpositions de pics de débits venant de bassins versants distincts.

Nos analyses, corroborées par l'historique des crues (1969, 1973, 2000, 2012 et 2018), montrent que la configuration actuelle du lit majeur et les aménagements existants ne permettent pas toujours de contenir les volumes d'eau générés lors de ces événements extrêmes. Lors des crues majeures, de vastes surfaces agricoles situées en zone inondable sont submergées, menaçant la sécurité alimentaire et les infrastructures rurales. Le débordement des eaux de la Medjerda inonde également des quartiers entiers, affectant les populations riveraines et les services urbains essentiels.

Les résultats issus de la modélisation hydraulique révèlent que certaines zones sont structurellement vulnérables aux débordements, en particulier lors de la confluence entre les oueds et la Medjerda. Ce phénomène est amplifié par les écoulements de retour, notamment à

travers d'anciens méandres réactivés, canaux d'assainissement ou systèmes hydrauliques urbains non conçus pour gérer de tels volumes. Cela a été particulièrement observé lors de la crue de 2000, où les débordements conjoints de la Medjerda et de l'oued Bouhertma ont conduit à l'inondation d'importantes zones urbaines et agricoles.

Même si des aménagements ont été implantés in situ pour canaliser les eaux de débordement, comme des routes-canaux et des dispositifs de régulation par clapets, ils restent insuffisants en cas de crue exceptionnelle. Ces résultats mettent en lumière l'importance d'intégrer le risque inondation dans les stratégies de gestion territoriale et d'adaptation climatique. Le renforcement des ouvrages de protection, la réhabilitation des zones naturelles d'expansion de crue, ainsi que l'implémentation d'un système de prévision opérationnelle fondé sur des modèles hydrodynamiques comme celui utilisé ici, représentent des pistes concrètes pour améliorer la résilience de la région face à ce risque environnemental majeur.

4.1.2 Qualité des eaux dans le bassin de la Medjerda

D'après nos simulations effectuées à travers différents scénarios, on aperçoit que l'augmentation de la concentration d'un polluant dans un seul rejet peut affecter significativement la qualité de l'eau sur l'intégralité du tronçon principal, en particulier durant les périodes d'étiage. Cette sensibilité est liée à la faible capacité de dilution du cours d'eau dans certaines conditions hydrologiques, aggravée par les apports agricoles et urbains concentrés en certains points du réseau hydrographique. Nos résultats montrent qu'un rejet ponctuel mal positionné ou insuffisamment traité peut provoquer une détérioration rapide des paramètres de qualité notamment en aval immédiat.

L'analyse de la qualité des eaux réalisée dans le cadre du Réseau national de surveillance (COPEAU) met en évidence une variabilité importante des paramètres physico-chimiques dans la haute vallée de la Medjerda. Dans les stations de suivi situées aux abords de la zone d'étude, les eaux présentent globalement un pH compris dans les normes acceptables et des teneurs en nitrates relativement faibles. Toutefois, plusieurs points de mesure, notamment celui de Boussalem, révèlent des concentrations élevées en matières en suspension (MES), en phosphates et en indicateurs bactériologiques tels qu'*Escherichia coli*, traduisant une pollution significative. Ces déséquilibres traduisent la présence d'apports polluants localisés ou diffus, liés aux activités agricoles, aux rejets domestiques non traités et à l'absence d'ouvrages de dépollution efficaces.

La dynamique de cette pollution est renforcée par des conditions hydrologiques contrastées : les épisodes pluvieux accentuent le ruissellement des nutriments depuis les terres agricoles,

tandis que les périodes sèches réduisent la capacité de dilution du cours d'eau, exacerbant la dégradation de la qualité de l'eau. À certaines périodes, notamment en aval des zones irriguées, les concentrations en résidus secs augmentent nettement, témoignant d'un appauvrissement de la ressource en eau.

Ces constatations et ces résultats soulignent l'importance d'une gestion intégrée de la qualité des eaux, tenant en compte les sources de pollution ponctuelles et diffuses ainsi que les fluctuations hydrologiques naturelles. La modélisation, en complément du suivi de terrain, constitue un outil stratégique pour anticiper les zones à risque, appuyer les décisions d'aménagement et orienter les mesures correctives de manière ciblée et efficace.

4.1.3 Transport sédimentaire dans la Medjerda

Nos résultats de simulation de transport de sédiments ont montré que la végétation joue un rôle important dans la stabilisation des berges et la réduction du transport des particules fines et des polluants associés. Le développement du tamaris, notamment sur les bancs latéraux, agit comme un filtre naturel favorisant la rétention des matières en suspension. Cette végétation contribue également à l'augmentation de la rugosité hydraulique sur les terrasses, entraînant une réduction locale de la vitesse d'écoulement et accentuant ainsi les phénomènes de sédimentation. Ces effets sont particulièrement visibles dans les secteurs où la végétation est dense et bien établie dans le lit mineur, témoignant de son influence sur la morphodynamique du cours d'eau.

Par ailleurs, la nature des sédiments dans le lit de la Medjerda reflète une prédominance marquée de particules fines. Les analyses granulométriques effectuées dans le contexte de plusieurs campagnes, notamment dans la retenue du barrage de Sidi Salem et sur les terrasses alluviales anciennes, montrent une composition majoritairement limoneuse à argileuse. Ce caractère fin du matériau déposé est cohérent avec les faibles vitesses d'écoulement observées dans plusieurs tronçons du fleuve.

D'un point de vue environnemental, ces sédiments participent aussi à un rôle essentiel dans le transport et le devenir des polluants, notamment du fait de leur grande capacité de rétention des contaminants associés à la phase particulaire. Bien qu'aucune réglementation nationale ne soit en vigueur concernant la qualité des sédiments, des campagnes de caractérisation menées à l'échelle du bassin versant ont permis de situer les niveaux de pollution au regard des seuils du Provincial Sediment Quality Guidelines (PSQG) de l'Ontario. La majorité des échantillons se situent sous les seuils critiques, bien que plusieurs stations présentent des teneurs élevées en carbone organique total (COT) conjointement en azote total Kjeldahl (NTK), les classant parmi

les sédiments légèrement pollués. Une exception notable est celle de l'oued Kasseb, dont les sédiments présentent des concentrations supérieures aux valeurs guides, traduisant une pression anthropique marquée liée à l'agriculture et à l'absence d'un assainissement généralisé.

4.2 Mesures de gestion et de protection environnementale

4.2.1 Protection contre les inondations

Face à l'exposition accrue de certaines zones de la vallée de la Medjerda au risque d'inondation, il s'avère essentiel de déployer des stratégies de gestion adaptées pour limiter les dégâts potentiels et renforcer la résilience du territoire. Nos analyses ont permis d'identifier plusieurs secteurs vulnérables, notamment dans la haute vallée, où la combinaison de contraintes topographiques et d'urbanisation rend les enjeux particulièrement sensibles.

Parmi les solutions envisageables, l'amélioration de la capacité d'écoulement des cours d'eau constitue une mesure prioritaire. Elle repose sur des travaux d'excavation destinés à augmenter la section hydraulique et faciliter l'écoulement des crues. Ce type d'aménagement contribue à réduire les débordements lors des épisodes de forte pluviométrie. En complément, le revêtement des berges vise à stabiliser les rives et à prévenir leur érosion, garantissant ainsi la durabilité des interventions.

Dans les zones urbanisées ou en forte croissance, le recalibrage du lit ou le déplacement du tracé des cours d'eau en dehors des secteurs bâtis représente une mesure efficace pour limiter l'exposition directe des populations aux risques d'inondation. Cette approche permet également de redonner un espace de liberté au cours d'eau, améliorant son fonctionnement hydraulique global.

Un autre axe important de la gestion du risque consiste à préserver les champs d'expansion naturels des crues. Ces espaces, qui permettent d'absorber temporairement les eaux en excès, jouent un rôle essentiel dans l'atténuation des crues. Il est donc crucial de les protéger de toute nouvelle urbanisation, en intégrant cette contrainte dans les documents d'aménagement du territoire. L'interdiction de construire dans ces zones à risque constitue une mesure de prévention fondamentale.

4.2.2 Mesures de gestion et de protection de la qualité de l'eau

La préservation de la qualité de l'eau dans le bassin versant de la Medjerda constitue un enjeu central face à la pression croissante exercée par les activités agricoles, urbaines et industrielles. Pour y répondre, une stratégie intégrée et territorialisée s'impose, articulant à la fois des actions

de réduction à la source, des dispositifs de traitement et des mesures de régulation environnementale. En zone agricole, les apports diffus en nutriments et en matières organiques représentent une source majeure de pollution. Leur limitation repose sur une gestion raisonnée des intrants, incluant la modulation des doses de fertilisants, le respect des périodes d'épandage et l'intégration des paramètres climatiques et hydrologiques. L'implantation de bandes tampons végétalisées en bordure des parcelles agricoles offre une solution complémentaire, en permettant de piéger les sédiments, le phosphore et les nitrates avant qu'ils n'atteignent les cours d'eau. Ces zones tampons assurent également une fonction écologique précieuse en contribuant à la filtration naturelle et à la préservation des habitats riverains.

En milieu urbain, les apports ponctuels liés aux rejets d'eaux usées brutes ou partiellement traitées demeurent problématiques. Le renforcement des systèmes d'assainissement, à travers l'extension des réseaux de collecte, l'adaptation des stations d'épuration aux normes existantes et la construction de nouvelles infrastructures dans les zones encore dépourvues, est une condition indispensable pour limiter les transferts de polluants vers le milieu récepteur. Parallèlement, une politique de surveillance environnementale doit être renforcée, reposant sur un réseau de suivi qualitatif et quantitatif régulier. Cette veille permet non seulement d'identifier les sources prioritaires de pollution, mais aussi d'apprécier l'efficacité des mesures adoptées et de réajuster les stratégies en fonction des dynamiques locales.

Enfin, L'utilisation de la modélisation numérique offre un moyen d'aide à la décision pertinent, notamment pour simuler les impacts de différents scénarios de gestion, identifier les périodes critiques de pollution et améliorer la distribution des ressources dans les zones les plus sensibles.

Au-delà de la seule surveillance de la qualité de l'eau, ces mesures participent plus largement à la restauration des fonctionnalités écologiques du bassin versant, en renforçant les capacités d'autoépuration du système hydrologique et en limitant les transferts de polluants vers les sédiments et les écosystèmes aquatiques. Elles doivent ainsi s'inscrire dans une approche globale de gestion intégrée de la ressource en eau, mobilisant les acteurs institutionnels, les collectivités locales et les usagers du territoire autour d'objectifs communs de durabilité environnementale.

5 Conclusion

Les résultats obtenus à travers la modélisation TELEMAC-2D ont conduit à souligner la complexité des mécanismes de transport particulaire et de dispersion des polluants dans la Medjerda. L'analyse des champs de vitesse a montré une forte variabilité spatiale, avec des vitesses maximales au centre du lit (jusqu'à 1,2 m/s) et des zones de ralentissement sur les berges, largement contrôlées par la végétation riveraine. Ce contraste hydraulique crée des trajectoires préférentielles d'écoulement et conditionne la répartition asymétrique des concentrations de polluants.

Les simulations de dispersion d'hydrocarbures ont révélé que la propagation est fortement influencée par la morphologie et la dynamique du courant : le panache de pollution, concentré dans la zone centrale à proximité du rejet, tend à se diluer et à s'homogénéiser en aval, mais atteint encore des niveaux supérieurs aux normes de potabilité plusieurs kilomètres après le point de rejet. Cette situation souligne le risque environnemental majeur lié à un rejet accidentel dans un cours d'eau stratégique comme la Medjerda.

Par ailleurs, l'étude du rôle de la rugosité a confirmé que la végétation exerce un effet stabilisateur sur les berges, en réduisant les dynamiques d'érosion et de dépôt et en limitant le transport sédimentaire excessif. L'augmentation progressive de la rugosité entraîne une baisse significative des contraintes de cisaillement et du débit solide, contribuant ainsi à la cohésion morphologique du lit. Toutefois, les scénarios de dragage montrent que, si cette pratique améliore la capacité d'écoulement, elle peut également fragiliser les berges et perturber l'équilibre naturel du transport solide.

En définitive, ce travail illustre l'importance déterminante de la végétation et de la rugosité dans la dynamique sédimentaire et dans la dispersion des polluants, confirmant l'importance d'intégrer les paramètres biologiques et morphologiques dans les modèles hydrodynamiques. Il démontre également la vulnérabilité de la Medjerda aux pollutions accidentelles et souligne la nécessité de stratégies de gestion intégrées, combinant entretien raisonné du lit, contrôle des rejets et préservation des écosystèmes riverains. Ainsi, la modélisation du transport particulaire et des polluants ouvre la voie au chapitre suivant, consacré à l'étude expérimentale en canal à ciel ouvert, qui permettra d'approfondir ces mécanismes dans un cadre contrôlé d'observations physiques en laboratoire.

Chapitre V : Expériences réalisées en laboratoire en canal avec fond végétalisé

1 Introduction

À la suite des travaux de modélisation du transport de polluants et de sédiments dans l'oued Medjerda, s'est avéré indispensable de compléter l'approche numérique par une étude expérimentale contrôlée. En effet, la simulation en milieu naturel s'appuie sur un ensemble d'hypothèses et incertitudes liées à la complexité du terrain, aux conditions hydrologiques variables et à la difficulté d'observer directement certains phénomènes physiques, tels que la dispersion, le piégeage ou la rétention des particules.

Dans ce contexte, des expérimentations en laboratoire ont été menées afin de mieux appréhender les mécanismes fondamentaux du transport en milieu confiné, avec et sans présence de végétation. Ces essais permettent d'isoler certains paramètres clés (débit, concentration, type d'injection, structure du lit) et d'en observer l'effet direct sur la propagation d'un traceur ou d'un sédiment, dans des conditions bien maîtrisées. Les résultats obtenus contribuent à la validation des modèles numériques utilisés précédemment et offrent une base de comparaison précieuse pour mieux interpréter les dynamiques observées in situ.

Ce chapitre est donc dédié à exposer et à analyser des expérimentations réalisées dans un canal en laboratoire, visant à simuler le transport de particules ou de substances dissoutes en conditions simplifiées. Les détails du protocole expérimental, incluant le dispositif, les paramètres testés, les conditions d'injection et les modalités de mesure, seront exposés dans les sections suivantes.

2 Dispositif expérimental

2.1 Canal vitré

L'installation principale du canal vitré a été conçue et réalisée depuis quelques années par l'équipe de recherche "Écoulements en configurations complexes" de l'INAT à laquelle j'adhère, en collaboration avec un bureau d'étude international. Il est constitué d'un canal rectangulaire vitré, long de 10 mètres, avec une largeur intérieure de 0,80 mètre et une hauteur de 0,60 mètre (Figure 5.1 et 5.2). Les parois latérales transparentes permettent une visualisation directe de l'écoulement et des processus internes. Le canal repose sur une structure métallique ajustable, ce qui autorise la modification de sa pente longitudinale entre 0 % et 15 %, par réglage de la hauteur des appuis. La couverture supérieure est composée de tôles amovibles, partiellement vitrées, facilitant les manipulations internes comme le positionnement ou le retrait des matériaux tel que végétation, enrochement ou autre.



Figure 5. 1 : grand canal vitré de l'INAT

2.2 Réservoirs

Le système hydraulique repose sur deux réservoirs principaux. En amont, un réservoir d'une capacité de 4 m³ assure l'alimentation initiale en eau du canal. Il est relié au canal par un joint accordéon souple en caoutchouc, permettant une adaptation flexible à différentes inclinaisons. Dans le réservoir amont, un treillis à structure alvéolaire (type nid d'abeille) agit à la fois comme un filtre et un dispositif de tranquillisation de l'écoulement, en atténuant les turbulences avant l'entrée dans le canal. En aval, un second réservoir, d'un volume de 9 m³, recueille les écoulements sortants et sert également de bassin de reprise pour le circuit fermé

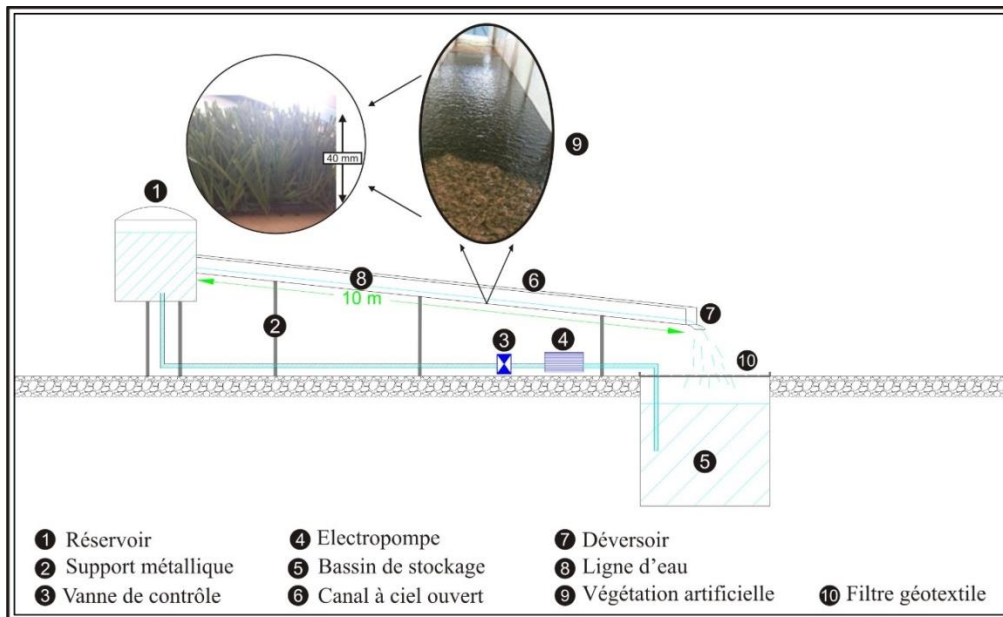


Figure 5. 2 : Schéma de l'installation expérimentale sur le grand canal de l'INAT

2.3 Électropompes

Le dispositif est alimenté par un système de pompage en circuit fermé, composé de quatre pompes centrifuges (Figure 5.3). Trois d'entre elles délivrent chacune un débit nominal de 10 l/s, tandis que la quatrième fournit un débit plus élevé, de l'ordre de 15 l/s. Ces pompes assurent le transfert de l'eau depuis le réservoir aval vers le réservoir amont, garantissant ainsi la continuité du cycle hydraulique, même lors de longues phases expérimentales. Ce système permet de maintenir un écoulement régulier et contrôlé à travers le canal.



Figure 5. 3 : Le groupe des électropompes

2.4 Vannes de régulation

Le dispositif comporte deux types de vannes. Une première vanne glissière est implantée à l'extrémité aval du canal, au niveau de la sortie vers le réservoir de réception. De type coulissant vertical, elle permet d'obstruer partiellement ou totalement la section de sortie selon les conditions expérimentales visées. La seconde vanne, située sur la conduite entre les pompes et le débitmètre, joue un rôle de dérivation (bypass). Elle permet d'ajuster avec précision le débit entrant dans le réservoir amont. Par exemple, lorsqu'un débit cible de 18 l/s est souhaité, deux électropompes sont mises en marche, générant un débit total de 20 l/s. L'ouverture partielle de cette vanne de bypass permet alors de détourner l'excédent de 2 l/s directement vers le réservoir, tandis que les 18 l/s restants alimentent effectivement le canal. Ce mécanisme assure une régulation fine du débit sans avoir recours à des variateurs de fréquence.

2.5 Tapis de végétation artificielle

L'utilisation de la végétation artificielle dans les canaux expérimentaux à écoulement ouvert permet d'analyser de manière contrôlée l'influence de la végétation sur l'hydrodynamique et le transport sédimentaire. Cette approche offre un contrôle précis des paramètres végétaux, notamment la hauteur, la densité et la flexibilité, facilitant l'isolement de leurs effets respectifs sur l'écoulement. Dans le présent travail, le fond du canal est recouvert d'un tapis continu de végétation artificielle dense sur toute la largeur, installé 2 m en aval de l'entrée et s'étendant sur 4 m dans la partie centrale du canal. La présence de cette végétation induit une réduction des vitesses près du lit et favorise les processus de dépôt des sédiments fins.

La végétation artificielle utilisée est constituée de gazon synthétique, fixé de manière continue sur le fond du canal. Les brins présentent une hauteur moyenne de 4 cm, correspondant à la hauteur de végétation immergée considérée dans les expériences. Chaque brin possède une largeur typique de l'ordre de 1 à 2 mm et une épaisseur d'environ 0,2 à 0,4 mm, valeurs représentatives des gazons synthétiques à fibres monofilamentaires. La densité surfacique des brins est élevée et quasi uniforme, de l'ordre de 16000 brins par mètre carré, assurant une couverture continue du fond et une interaction significative avec l'écoulement. Les fibres sont fabriquées en polymère thermoplastique, principalement en polyéthylène (PE), matériau couramment utilisé pour ce type de revêtement en raison de sa résistance mécanique et de sa faible rugosité. Cette nature polymérique confère aux brins une flexibilité modérée, susceptible d'influencer la dynamique de l'écoulement et les mécanismes de transport sédimentaire, et ouvre la voie à des analyses futures intégrant les effets de déformation de la végétation.

Le nombre de Cauchy (Ca) est un paramètre adimensionnel caractérisant le rapport entre les forces hydrodynamiques exercées par l'écoulement et les forces élastiques de rappel de la végétation. Il peut s'exprimer sous la forme

$$Ca = \frac{\rho U^2 L^3}{E I} \quad (5.1)$$

où ρ est la masse volumique du fluide, U une vitesse caractéristique de l'écoulement, L la hauteur des brins, E le module d'Young du matériau et I le moment quadratique de la section des brins. Pour les conditions expérimentales considérées, correspondant à des vitesses moyennes comprises entre 0,19 et 0,23 m·s⁻¹ sur fond végétalisé, et compte tenu des propriétés mécaniques du polyéthylène, le nombre de Cauchy est compris entre 0,2 et 0,8, indiquant un comportement faiblement flexible, intermédiaire entre une végétation rigide et une végétation fortement déformable.

2.6 Similitudes hydrodynamiques et sédimentaires

Pour comparer le comportement hydraulique et sédimentaire du canal expérimental avec le fleuve Medjerda, nous avons calculé les principaux nombres adimensionnels : Reynolds (Re), Froude (Fr) et Shields (θ). Le tableau 5.1 résume ces valeurs et leur interprétation, mettant en évidence les similitudes et limites de la modélisation expérimentale par rapport au fleuve naturel. On constate que le canal rugueux reproduit correctement le régime turbulent et fluvial observé en Medjerda, ainsi que la dynamique des sédiments pour les conditions de transport actif, bien que les faibles valeurs de Shields correspondant aux étiages ne soient pas totalement capturées.

Tableau 5. 1 Comparaison des paramètres adimensionnels hydrodynamiques et sédimentaires entre le canal expérimental et l’oued Medjerda

Paramètre	Canal expérimental	Medjerda	Interprétation / Similitude
Reynolds (Re)	$\sim 1.0 \times 10^4$	10^6 à 10^7	Régime turbulent dans les deux cas, mais échelle différente. La turbulence est pleinement développée en Medjerda.
Froude (Fr)	~ 0.2 à 0.35	0.1 à 0.7	Bonne similitude avec fond végétalisée : régime fluvial ($Fr < 1$).
Shields (θ) ($d=1$ mm)	~ 0.20 à 0.27 (rugueux, 5–8 L/s)	0.01 à 0.5 (selon débit et sédiments)	Recouvrement partiel : canal dans la partie supérieure (transport actif). Ne capture pas les faibles θ d'étiage.
Manning (n)	Fond lisse : $n \approx 0.023$ Fond végétalisé : $n \approx 0.053$	Fond lisse : $n \approx 0.03$ Fond végétalisé : $n \approx 0.06$	Fond végétalisé du canal ($n \approx 0.053$) est dans la gamme Medjerda (0.03–0.06). Bonne similitude de rugosité hydraulique pour un lit à végétation modérée.

3 Moyens de mesures

3.1 Débitmètre électromagnétique

La mesure précise du débit est assurée par un débitmètre électromagnétique de type Krohne OPTIFLUX 2000, monté sur la conduite principale alimentant le réservoir amont. Ce capteur repose sur le principe d’induction électromagnétique, conformément à la loi de Faraday : un champ magnétique est généré par des bobines disposées autour d’un tube de mesure électriquement isolé, et la tension induite dans le fluide conducteur (ici l’eau) est proportionnelle à la vitesse moyenne d’écoulement. La mesure est ainsi directement liée au débit volumique, sans dépendre des propriétés rhéologiques du fluide telles que la viscosité ou la densité. Ce système permet une mesure instantanée, fiable et sans obstacle mécanique, limitant les pertes de charge et garantissant une excellente stabilité temporelle. Le débitmètre se caractérise par une précision élevée, généralement comprise entre $\pm 0,2$ % et $\pm 0,5$ % de la valeur mesurée, ce qui le rend particulièrement adapté aux circuits fermés et aux dispositifs expérimentaux nécessitant un contrôle fin des conditions hydrauliques.

3.2 Turbidimètre

Le turbidimètre est l'un des instruments essentiels utilisés pour le contrôle de la qualité de l'eau au cours des expériences. Il permet de mesurer la turbidité, c'est-à-dire le degré d'opacité ou de trouble d'un liquide, en lien direct avec la teneur en particules en suspension. Dans le cadre de notre dispositif, des mesures sont effectuées en deux points distincts : à l'amont et à l'aval de la section végétalisée du canal, afin de quantifier les variations de charge en suspension dues à la présence de végétation.

Le fonctionnement de l'appareil s'appuie sur le principe de la diffusion de la lumière. Le turbidimètre émet un faisceau lumineux à l'aide d'une source optique, généralement une LED ou un laser. Lors du passage du faisceau à travers l'échantillon d'eau, les particules en suspension diffusent la lumière incidente, dont l'intensité est mesurée par un détecteur positionné à un angle donné, le plus souvent 90° dans le cas d'une mesure néphélométrique. La turbidité est alors exprimée en unités NTU (Nephelometric Turbidity Units) et peut être reliée à la concentration massique en sédiments fins par des courbes d'étalonnage établies en laboratoire. Ce type de mesure est particulièrement adapté à l'étude du transport sédimentaire en suspension, offrant une bonne répétabilité, une mise en œuvre rapide et un caractère non destructif, ce qui permet d'effectuer des campagnes de mesures répétées dans un environnement expérimental contrôlé.

3.3 Conductimètre

Le conductimètre est un appareil utilisé pour mesurer la conductivité électrique de l'eau, donnée en microsiemens par centimètre ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Dans le cadre de notre étude, cet appareil a été employé pour évaluer la concentration en sels dissous dans l'eau, et ainsi estimer la salinité du milieu expérimental.

Le principe de fonctionnement dépend de la capacité d'un fluide à conduire un courant électrique, qui dépend directement de la quantité d'ions présents en solution. Plus une eau contient d'ions (tels que Na, Cl, Ca^{2+} , etc.), plus sa conductivité est élevée. Le capteur du conductimètre est constitué de deux électrodes entre lesquelles est appliquée une tension alternative. Le courant résultant est mesuré et permet de calculer la conductivité de l'échantillon.

Ce paramètre est particulièrement pertinent dans les expériences où des tracers salins sont utilisés, ou lorsque l'on cherche à contrôler la minéralisation de l'eau en lien avec des interactions sédiments-eau ou substrats végétalisés. Dans notre cas, les mesures ont été réalisées

ponctuellement dans le canal à afin de s'assurer de l'homogénéité des conditions physico-chimiques et de vérifier que la salinité demeure constante durant l'expérimentation.

Le conductimètre utilisé permet également, selon le modèle, de convertir directement la conductivité mesurée en salinité, exprimée généralement en g/l ou en PSU (Practical Salinity Units), grâce à des coefficients de conversion standardisés intégrés à l'appareil

4 Transport particulaire

La dégradation progressive de l'état de la qualité des cours d'eau est étroitement liée aux apports en polluants et à leur association avec les sédiments en suspension. Une part importante des contaminants se fixe sur les particules solides, qui agissent comme des réservoirs de pollution. Ces sédiments peuvent stocker des traces de pollutions anciennes, mais aussi les relarguer lors d'épisodes hydrologiques intenses, notamment pendant les crues. Ainsi, le transport solide représente un vecteur essentiel dans la dynamique de migration des polluants au sein des bassins versants.

Le suivi de la turbidité constitue un indicateur sur la concentration de matières en suspension et de mieux comprendre les mécanismes de transport, de dépôt ou de concentration en suspension des particules (Romdhane et al. 2019). L'effet de la végétation sur ces processus est également significatif : elle ralentit les écoulements, favorise la décantation et la fixation des particules sédimentaires fines déposées sur le lit du cours d'eau. Cependant, ces sédiments piégés peuvent être remis en mouvement en cas de crue, ce qui représente un risque à la fois morphologique et sanitaire.

Dans cette étude, des mesures de turbidité ont été utilisées comme indicateur de la dynamique particulaire, en lien avec la variation du débit, de la pente, et de la présence ou non de végétation

4.1 Protocole expérimental

Afin d'analyser l'impact de la végétation sur le transport de sédiments en suspension, une série d'expérimentations a été conduite dans un canal rectangulaire vitré de 10 mètres, équipé d'un substrat muni d'une végétation artificielle fixée au fond sur une longueur de 4 mètres. Le sable a été injecté à 3 mètres en aval de l'entrée du canal, au début du tapis végétalisé. Deux prélèvements par flacon pour l'analyse de turbidité ont été réalisés : l'un à 1 mètre en amont du point d'injection (référence initiale), l'autre à la sortie du canal pour mesurer la concentration résiduelle après transit sur la section végétalisée. Cette configuration permet de quantifier le

piégeage des sédiments par la végétation sous différentes conditions d'écoulement et charges solides injectées.

Les expériences ont été réalisées avec une pente longitudinale constante de 1%. Du sable naturel, calibré en granulométrie, a été injecté en amont du canal dans différentes conditions de débit et de charge solide. Deux campagnes expérimentales ont été menées :

- **Première série** : pour un débit constant de 15 l/s, la masse de sable injectée en amont a été progressivement augmentée (de 0,3 à 2 kg), dans le but d'analyser l'effet de la concentration initiale sur la dynamique de transport et de dépôt (Tableau 5.2).
- **Deuxième série** : en maintenant constante la masse de sable injectée (2 kg), le débit a été varié de 10 à 30 l/s (Tableau 5.3), permettant d'évaluer l'effet du régime d'écoulement sur le comportement des particules en suspension.

Tableau 5. 2 : Variation de la quantité de sable injectée en amont pour un même débit

Quantité de sable injecté (kg)	0.3	0.5	0.7	1	2
Debit (l/s)	15	15	15	15	15

Tableau 5. 3 : Variation du débit pour une même quantité de sable injectée en amont

Debit (l/s)	10	15	20	25	30
Quantité de sable injecté (kg)	2	2	2	2	2

Un dispositif de récupération des sédiments a été installé à l'exutoire du canal. Il s'agit d'un géotextile positionné en aval dans le bassin de collecte, destiné à filtrer les sédiments transportés par l'écoulement. Le sable retenu par ce filtre est séché et pesé en fin d'expérimentation. La comparaison entre la quantité initialement introduite et celle qui a été récupérée en aval permet de déterminer indirectement la quantité de sédiments interceptée par la végétation au cours du transit. Ce système de filtration par géotextile assure également un fonctionnement en circuit fermé, en évitant la recirculation des sédiments vers le réservoir d'alimentation.

Les résultats expérimentaux ont été communiqués dans Journal of Materials and Environmental Science sous le titre « Effect of vegetation on suspended sediment transport: Turbidity analysis » (Hammami et al. 2024), et ont également été exploités dans une communication intitulée « Experimental Study of the Vegetation Effect on Suspended Sediment Transport », présentée lors de la conférence internationale New Trends in Applied Sciences (Konya, Turquie, décembre 2023)(Hammami et al. 2023).

4.2 Propriétés du sable injecté

Le comportement des matières en suspension dans un écoulement dépend fortement de la granulométrie, de la densité et de la géométrie des particules. La relation entre la taille des sédiments et leur propension à rester en suspension est complexe, influencée par plusieurs facteurs tels que la densité des particules, la pente du fond du canal et la vitesse de l'eau (Tang et al., 2021). De manière générale, les particules fines sont plus susceptibles d'être transportées en suspension que les particules grossières, car leur vitesse de chute est plus faible (J. Fan et al., 2023). À l'inverse, une vitesse d'écoulement suffisante peut permettre de maintenir en suspension des particules plus grossières (Box et al. 2019), transformant ainsi un dépôt potentiel en transport actif. Le transport solide étant un phénomène de seuil, il dépend de l'équilibre entre les forces de traction exercées par le fluide et les forces de résistance au mouvement des grains (Tsuda et al. 2013).

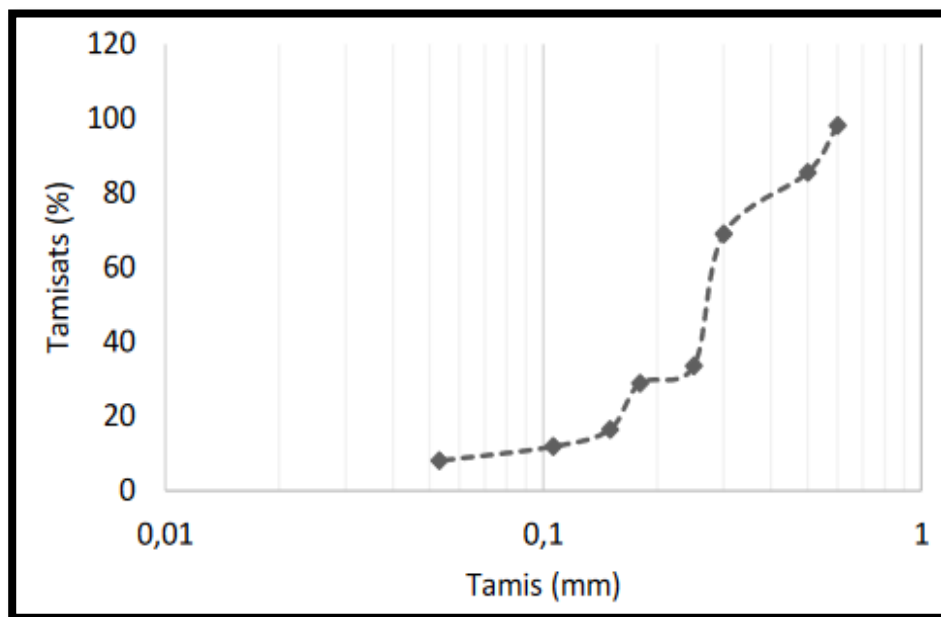


Figure 5. 4 : distribution des tailles des particules du sable injecté

Dans le but d'éviter les phénomènes de cohésion, nous avons sélectionné un sable naturel composé de quartz siliceux, réputé pour son comportement non cohésif et sa stabilité chimique. Le matériau a été soigneusement tamisé afin d'obtenir une répartition granulométrique étroite. La figure 5.4 présente la distribution en taille des particules utilisées. On y observe une granulométrie relativement homogène, caractérisée par une distribution étroite autour d'un diamètre médian (d_{50}) de 118 μm . Les grains, dont la forme varie de plate à angulaire, ont une densité solide (ρ_s) de 2,65 g/cm^3 . Cette configuration granulométrique a été choisie pour assurer un comportement représentatif de particules individuelles transportées sous des conditions

hydrodynamiques modérées, en cohérence avec la pente douce du canal (1 %) et la présence de végétation simulée.

4.3 Résultats et analyses



Figure 5. 5 : Transport et dépôt des sédiments lors des essais en canal végétalisé

La figure 5.5 illustre le processus d'injection des sédiments au cours des expériences, ainsi que leur transport par l'écoulement jusqu'à leur dépôt et leur piégeage au sein de la zone végétalisée. La Figure illustre la morphologie des sédiments déposés et piégés à l'issue de l'expérience, mettant en évidence une accumulation préférentielle des particules au sein de la zone végétalisée, ainsi qu'une hétérogénéité spatiale du dépôt le long du canal. Cette structuration du lit traduit l'interaction entre l'écoulement, la végétation et la charge solide transportée, conduisant à une rétention progressive des sédiments et à une redistribution contrôlée vers l'aval. Les zones partiellement dégarnies observées témoignent de l'équilibre atteint entre dépôt, piégeage et remise en suspension, en cohérence avec la dynamique du transport solide observée au cours des essais.

4.3.1 Effet du débit pour une quantité de sable injectée constante

Le tableau 5.4 résume les résultats des expériences menées avec une quantité constante de sable injectée en amont (2 kg) et différents débits d'écoulement.

Tableau 5. 4 : Résultats expérimentaux pour une injection de sable constante et des débits variables.

Débit Q (l/s)	Sable injecté (kg)	Masse initiale du géotextile (g)	Masse finale (g)	Sable récupéré (g)	Sable retenu (g)
10	2	490	510	20	1980
15	2	490	520	30	1970
20	2	490	540	50	1950
25	2	490	535	45	1955
30	2	625	660	35	1965

La figure 5.6 montre l'évolution temporelle de la turbidité mesurée en amont et en aval pour les différents débits. Dans toutes les configurations, on constate que la turbidité décroît avec le temps, tant en amont qu'en aval du canal végétalisé. Initialement, la turbidité en aval est plus faible que celle observée en amont. Cependant, après un certain laps de temps, une phase d'équilibre est atteinte, au cours de laquelle la concentration en matières en suspension devient stable. Ce comportement s'explique par l'injection instantanée du sable : une première fraction est rapidement entraînée à l'aval, tandis qu'une autre est piégée par la végétation, puis progressivement libérée jusqu'à atteindre un régime stationnaire.

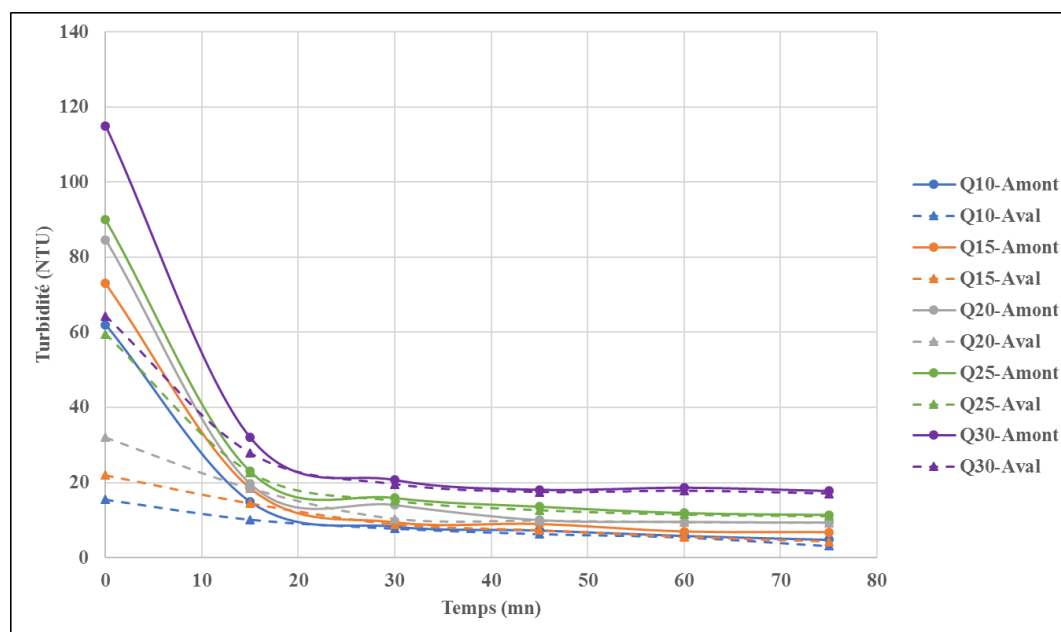


Figure 5. 6 . Comparaison des turbidités amont et aval pour différents débits et une injection de sable de 2 kg.

On remarque également qu'un accroissement du débit conduit à une augmentation de la turbidité, ce qui est cohérent avec l'accélération de l'écoulement. En effet, à mesure que la vitesse augmente, l'énergie disponible pour remettre en suspension les sédiments stockés dans la végétation croît également. Ceci favorise le lessivage des sédiments et l'augmentation de la teneur en particules en suspension, comme l'ont montré les travaux de Sharpe et James 2006.

4.3.2 Effet de la quantité de sable injectée à débit constant

Une deuxième série d'essais a été conduite avec un débit constant de 15 l/s, en faisant varier les quantités de sable injectées en amont. Les résultats obtenus sont synthétisés dans le tableau 5.4 suivant :

Tableau 5. 5 : Résultats expérimentaux pour un débit constant de 15 l/s et différentes quantités de sable injecté.

Sable injecté (g)	Masse initiale géotextile (g)	Masse finale (g)	Sable récupéré (g)	Sable retenu (g)
300	530	533	3	297
500	520	525	5	495
700	515	525	10	690
1000	505	520	15	985
2000	490	520	30	1970

La comparaison entre les simulations à l'échelle de la Medjerda et les essais en canal lisse révèle une cohérence morphodynamique fondamentale. Les simulations indiquent qu'une faible rugosité (λ faible) favorise à la fois une hauteur de dépôt au fond importante et un transport solide résiduel accru. Cette tendance est validée et enrichie expérimentalement : dans notre canal végétalisé ($\lambda \approx 0,28$), l'augmentation de la quantité de sable injectée (de 300 g à 2000 g) démontre que la quasi-totalité de la charge (97 à 99 %) est systématiquement retenue sous forme de dépôt massif sur le fond. Le transport résiduel mesuré au piège reste marginal (1 à 3 %) et n'évolue que faiblement avec la charge injectée, indiquant que le système fonctionne à sa capacité de transport maximale. Ainsi, le dispositif en canal reproduit et quantifie le comportement d'un fond à faible rugosité, où les processus de dépôt dominant rapidement et où l'accrétion sédimentaire répond directement à l'apport solide.

La figure 5.7 met en évidence l'évolution de la turbidité amont et aval en fonction du temps, pour les différentes charges solides injectées. Il en ressort que plus la quantité de sable injectée

augmente, plus la masse retenue dans la végétation est importante, tout comme la quantité de sable récupérée en aval. Par exemple, une injection de 300 g entraîne seulement 3 g de sable sortant, tandis que pour 2 kg injectés, 30 g sont libérés à l'aval. Cette évolution se reflète directement dans les profils de turbidité : l'augmentation de la charge solide injectée conduit à une élévation des niveaux de turbidité mesurés.

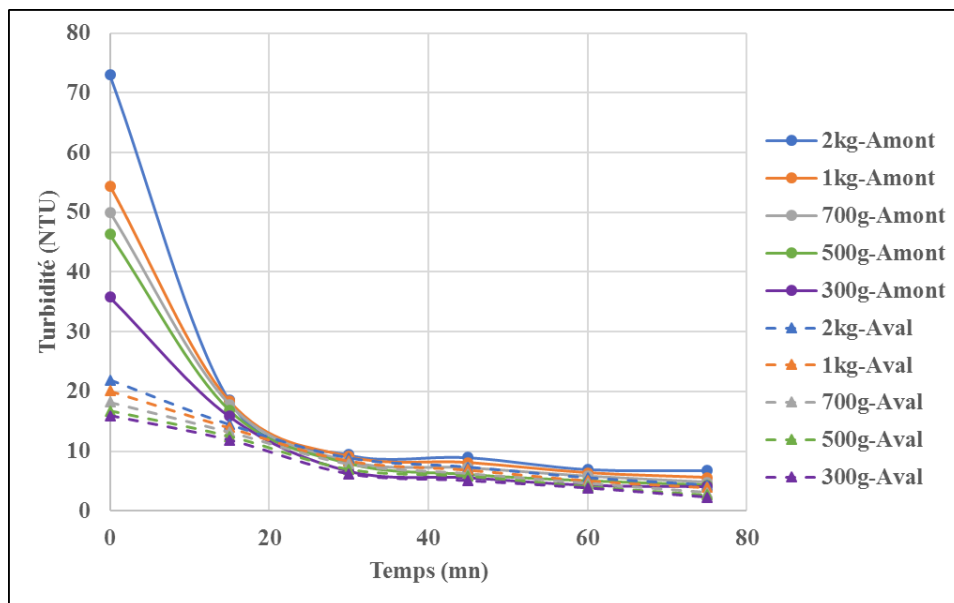


Figure 5. 7 : Comparaison des turbidités amont et aval pour différentes charges solides et un débit de 15l/s.

4.3.3 Effet de la pente du canal

Enfin, une série d'expérimentations a été effectuée pour évaluer l'effet de la pente sur le transport sédimentaire en présence de végétation. Deux inclinaisons ont été comparées : 1 % (configuration actuelle) et 5 % (configuration précédente). Toutes les autres conditions expérimentales ont été maintenues constantes, y compris le débit et la quantité de sable injectée (2 kg). Les profils de turbidité sont illustrés dans la figure 5.8.

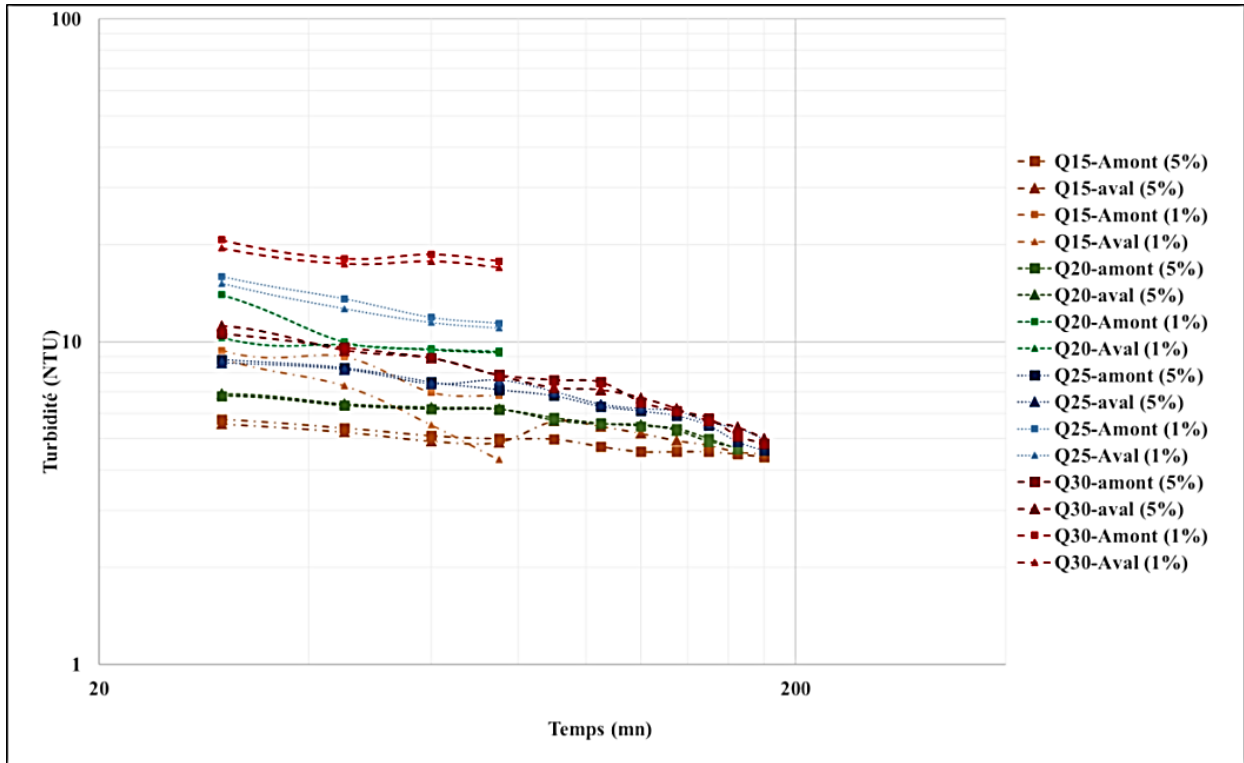


Figure 5. 8 : Comparaison des turbidités amont et aval pour deux pentes (1 % et 5 %) avec injection de 2 kg de sable.

On observe que, pour une pente plus élevée, la turbidité augmente plus rapidement. L'augmentation de la pente génère une accélération de l'écoulement, augmentant la capacité de transport et réduisant la période de séjour des particules dans le canal. Par conséquent, une proportion plus importante des sédiments injectés est directement exportée vers l'aval, ce qui limite l'efficacité de piégeage de la végétation.

Inversement, sur la pente faible de 1 %, les vitesses sont plus faibles, favorisant le dépôt et le piégeage des sédiments par la végétation. Ainsi, la turbidité en aval reste plus faible et plus diffuse dans le temps, signe d'un relargage progressif des sédiments stockés. Cela illustre clairement le rôle de la pente dans les processus de piégeage, de remise en suspension, et de transport sédimentaire.

5 Transport de polluant

Les polluants peuvent être présents sous forme dissoute ou associés à la matière particulaire, et leur répartition spatio-temporelle dépend étroitement des caractéristiques de l'écoulement. Chaque année, des millions de mètres cubes d'eau deviennent vecteurs de contaminants, affectant la qualité des cours d'eau sur une distance largement supérieure aux points d'émission initiaux

Il a également été démontré que la végétation présente dans le lit des rivières peut modifier les profils de vitesse, ralentir l'écoulement et, par conséquent, influencer les processus de dispersion et de transfert des polluants (Romdhane et al. 2019 ; H. Romdhane et al. 2023). En réduisant la turbulence locale, la végétation favorise la rétention des polluants fins dans la zone immergée, jouant ainsi un rôle de filtre naturel (Alaqarbeh et al., 2022). Ce rôle devient d'autant plus important lorsque les polluants sont persistants dans l'environnement et peu sensibles aux traitements conventionnels, posant ainsi des risques à long terme pour l'écosystème et la santé humaine (Hart et al. 2020).

Dans cette étude, des mesures de concentration d'un polluant injecté expérimentalement dans un canal ont été utilisées comme indicateur de la dynamique de propagation de la charge polluante, en lien avec les variations du débit, de la pente, et de la présence ou non de végétation.

5.1 Description du protocole expérimental

Afin d'approfondir la compréhension des processus de transport, de dispersion et de diffusion de polluants dissous dans un écoulement à surface libre, une série d'expériences a été menée dans le canal vitré de l'INAT. Ces expérimentations visaient à visualiser la propagation d'un traceur en solution saline colorée et à analyser l'influence de la végétation artificielle sur sa dynamique de déplacement.

Tableau 5. 6 : Essais expérimentaux en fonction du débit, de la rugosité et des concentrations

Manipe	Série (type d'injection)	Type de fond	Débit (l/s)	Volume injecté (ml)	Concentrations testées (g/l)
1	Série 1 (continue)	Fond lisse	5	50	10, 20, 30
2			8	50	10, 20, 30
3		Fond végétalisé	5	50	10, 20, 30
4			8	50	10, 20, 30
5	Série 2 (discontinue)	Fond lisse	5	30	10, 20, 30
6			8	30	10, 20, 30
7		Fond végétalisé	5	30	10, 20, 30
8			8	30	10, 20, 30

Le point d'injection du traceur a été fixé à 3 mètres en aval de l'entrée du canal, à l'endroit même où débute un tapis de végétation artificielle d'une longueur de 4 mètres, installé pour simuler un fond végétalisé. Ce segment central (de 3 à 7 m) permettait de comparer la dispersion sur fond nu puis sur fond végétalisé, dans des conditions hydrauliques constantes.

Deux débits d'écoulement ont été testés : 5 l/s et 8 l/s, représentant des régimes modérés. Les expériences se déclinent en deux séries distinctes :

- La série 1 correspond aux injections continues, réalisées manuellement avec une seringue contenant 50 ml de solution saline colorée, injectée de manière lente et régulière.
- La série 2 correspond aux injections discontinues, où le même traceur est injecté en 30 ml de manière plus rapide, simulant un apport ponctuel ou accidentel.

Pour chaque série, trois concentrations de sel coloré ont été utilisées : 10 g/l, 20 g/l et 30 g/l. À la suite de chaque injection, des prélèvements manuels ont été effectués à deux positions en aval du point d'injection : à 1 mètre (soit à 4 m du canal) et à 2 mètres (soit à 5 m du canal), à l'aide de flacons échantillonneurs. Ces données ont permis de reconstituer la variation spatio-temporelle du traceur, et de comparer la vitesse de propagation, la dilution et la concentration résiduelle dans les deux configurations de fond (Tableau 5.5).

Ce protocole a été conçu pour capter les différences d'atténuation du traceur entre les écoulements sur fond nu et ceux sur fond végétalisé, afin d'estimer le potentiel de la végétation à piéger ou ralentir les polluants transportés dans un canal.

5.2 Résultats et analyses

5.2.1 Injection continue (Série 1)

Dans cette série l'injection se fait en continue avec 50 ml de solution de sel coloré réalisée à trois concentrations différentes.

Les courbes obtenues (Figure 5.9) montrent une évolution caractéristique en deux phases :

- une phase convective rapide, marquée par une croissance brutale de la concentration juste après l'injection, traduisant un transport longitudinal dominé par l'advection ;
- suivie d'une phase diffusive, plus lente, durant laquelle la concentration se stabilise progressivement, signe d'un mélange par diffusion turbulente dans la masse d'eau.

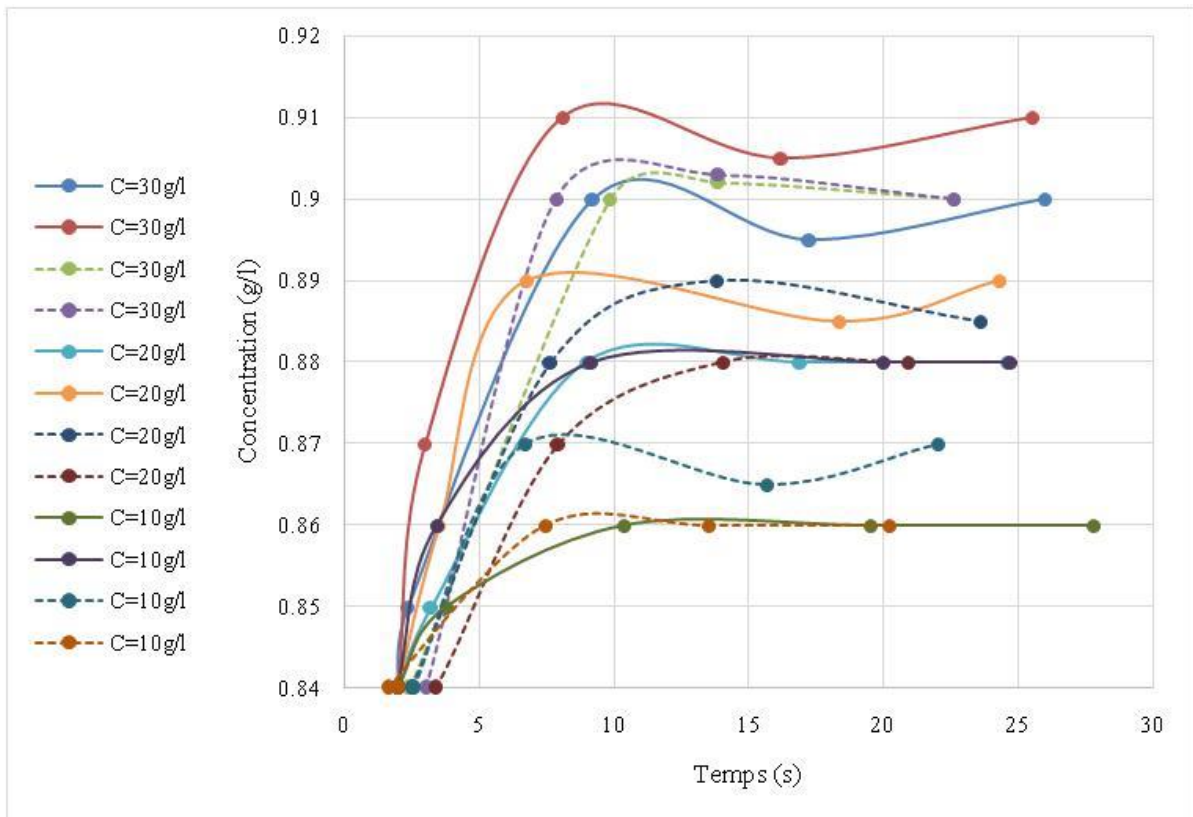


Figure 5. 9 : Variation temporelle de la concentration du traceur en injection continue pour différentes concentrations et débits, avec et sans végétation

On observe que plus la concentration injectée est élevée, plus la phase convective est marquée, avec une montée rapide vers un plateau plus haut et plus long. Les courbes à 30 g/L atteignent une concentration stable plus élevée que celles à 10 g/L, ce qui confirme l'effet direct de la charge polluante sur le niveau de saturation local de l'écoulement.

L'augmentation du débit entraîne une accélération du transport du traceur, observable par un raccourcissement de la phase convective. Cependant, cette augmentation du débit est également responsable de pics de concentration plus élevés, dus à une turbulence plus intense favorisant un mélange plus rapide mais aussi une propagation plus efficace du polluant.

À 8 l/s, la concentration est transportée plus rapidement mais atteint aussi plus vite l'état de stabilité, avec des valeurs supérieures à celles observées à 5 l/s pour les mêmes concentrations injectées. Cela souligne l'importance de la vitesse dans les processus d'advection-dispersion.

La comparaison entre les fonds lisses et végétalisés illustre le rôle atténuateur de la végétation. En présence de végétation, les pics de concentration sont systématiquement plus faibles et les courbes présentent un étalement plus marqué dans le temps. Cela s'explique par l'effet de

freinage de la végétation, qui augmente la résistance au cisaillement à proximité du lit, ralentit l'écoulement localement et retarde la propagation du polluant.

Ce ralentissement est également accompagné d'un effet de piégeage partiel, où une portion du traceur est retenue temporairement dans la structure végétale, créant un phénomène de "queue prolongée" dans les courbes de concentration.

Ces observations confirment que la végétation joue un rôle double : ralentissement de l'écoulement et stockage temporaire de la pollution, deux mécanismes qui réduisent l'impact immédiat d'un polluant en cas de déversement continu. L'évolution temporelle de la concentration obtenue lors des essais en canal a été comparée qualitativement à celle issue des simulations numériques TELEMAC présentées au chapitre 4, montrant des dynamiques de propagation similaires. Les constantes de temps associées sont du même ordre de grandeur, traduisant une cohérence globale entre les approches expérimentale et numérique.

5.2.2 Injection discontinue (Série 2)

Dans cette seconde série d'expériences, le traceur salin coloré a été injecté de manière discontinue, par une seule impulsion manuelle de 30 ml. La durée d'injection était brève (quelques secondes), mais les prélèvements ont été poursuivis dans le temps pour analyser l'évolution du nuage de pollution après l'injection ponctuelle.

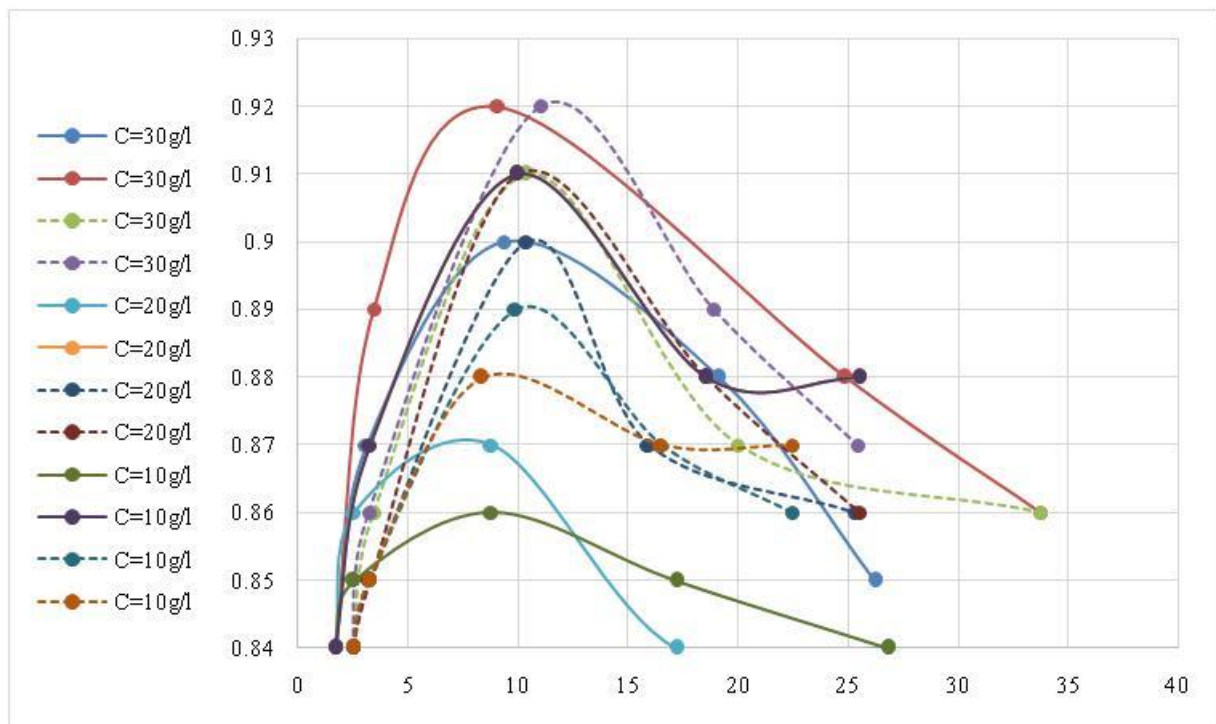


Figure 5. 10 : Variation temporelle de la concentration du traceur en injection discontinue pour différentes concentrations et débits, avec et sans végétation

Les courbes obtenues (Figure 5.10) présentent un comportement en cloche typique : une montée vers un pic de concentration au point de mesure, suivie d'une chute progressive à mesure que la masse de traceur se dilue et s'éloigne du point de prélèvement.

Ce type de réponse traduit fidèlement le fonctionnement d'un système soumis à un apport ponctuel, comme lorsqu'il y a un rejet accidentel de polluant dans un cours d'eau. Les courbes sont asymétriques, avec une montée plus rapide que la descente, ce qui est caractéristique d'un transport advectif suivi d'un relargage lent dû à la diffusion.

Comme dans le cas de l'injection continue, l'accroissement du débit accélère le déplacement traceur, mais conduit aussi à une réduction de la concentration résiduelle en aval. Cette diminution s'explique par un mélange plus rapide du volume injecté dans un flux plus important, ce qui dilue davantage la masse de polluant.

On note ainsi que les pics de concentration apparaissent plus tôt et durent moins longtemps lorsque le débit est plus élevé. Cela suggère un passage plus rapide de la "tache" de pollution au point de mesure, sans stagnation notable.

La quantité injectée joue également un rôle sur l'intensité des pics observés : à débit constant, des concentrations plus élevées entraînent des pics plus nets et plus durables.

Par ailleurs, on retrouve le même effet de la végétation observé en injection continue : les courbes enregistrées sur fond végétalisé montrent des pics plus faibles et des descentes plus progressives, traduisant une dispersion ralentie et une meilleure rétention du traceur au sein de la zone végétalisée.

L'amortissement de la courbe en présence de végétation montre que celle-ci agit comme un "tampon", réduisant le risque de pic brutal en aval, ce qui est un aspect crucial en vue de la maîtrise de la qualité de l'eau dans les milieux naturels.

5.3 Estimation du coefficient de dispersion longitudinale à partir des expériences en canal

5.3.1 Méthode d'estimation expérimentale

Le coefficient de dispersion longitudinale $D_{l,exp}$ a été évalué sur la base d'une formulation analytique dérivée de la solution de l'équation d'advection-dispersion unidimensionnelle.

$$C(x, t) = \frac{M}{A\sqrt{4\pi D_L t}} \exp \left[-\frac{(x - Ut)^2}{4D_L t} \right] \quad (5.2)$$

Cette équation, connue sous le nom de solution gaussienne (ou "plume gaussienne") pour le transport d'un traceur passif par advection-dispersion en 1D, représente la concentration $C(x, t)$ résultant d'une injection instantanée d'une masse M à $x = 0$ et $t = 0$, dans un milieu infini, avec une vitesse d'advection constante U (ou v) et un coefficient de dispersion longitudinal constant D_L (ou D).

Pour nos conditions expérimentales, correspondant à une injection de durée finie T (créneau de concentration C_0), la solution s'obtient par superposition :

$$C(x, t) = \frac{C_0}{2} \left[\operatorname{erf} \left(\frac{x - U(t - T)}{\sqrt{4D_L(t - T)}} \right) - \operatorname{erf} \left(\frac{x - Ut}{\sqrt{4D_L t}} \right) \right] \quad (5.3)$$

Nos mesures sont effectuées à une distance fixe $x = 1$ m et précisément à l'instant $t = T = 10$ s, marquant la fin de l'injection. En appliquant ces conditions, la concentration mesurée s'écrit :

$$C(x, T) = \frac{C_0}{2} \left[\operatorname{erf} \left(\frac{x}{\sqrt{4D_L T}} \right) - \operatorname{erf} \left(\frac{x - UT}{\sqrt{4D_L T}} \right) \right] \quad (5.4)$$

L'analyse des ordres de grandeur est cruciale. Avec une vitesse $U \approx 0.2 - 0.5$ m/s, le produit UT est de l'ordre de 2 – 5 m, ce qui est très supérieur à la distance de mesure $x = 1$ m ($UT \gg x$). Par conséquent, l'argument $(x - UT)$ dans le second terme de la fonction erreur est fortement négatif. En utilisant la propriété de symétrie de la fonction erreur, $\operatorname{erf}(-z) = -\operatorname{erf}(z)$, l'expression se transforme en :

$$C(x, T) = \frac{C_0}{2} \left[\operatorname{erf} \left(\frac{x}{\sqrt{4D_L T}} \right) + \operatorname{erf} \left(\frac{UT - x}{\sqrt{4D_L T}} \right) \right] \quad (5.5)$$

Compte tenu que $UT \gg x$, le premier terme $\operatorname{erf}(x/\sqrt{4D_L T})$ devient négligeable devant le second, ce qui permet une simplification valide :

$$C(x, T) \approx \frac{C_0}{2} \cdot \operatorname{erf} \left(\frac{UT - x}{\sqrt{4D_L T}} \right) \quad (5.6)$$

On pose $Z = \frac{C(x, T)}{C_0/2}$ concentration réduite mesurée. $Z = \operatorname{erf} \left(\frac{UT - x}{\sqrt{4D_L T}} \right)$

La résolution pour D_L conduit à la formule théorique :

$$\frac{UT - x}{\sqrt{4D_L T}} = \operatorname{erf}^{-1}(Z) \quad (5.7)$$

En inversant la fonction erreur, on obtient :

$$D_L = \frac{(UT - x)^2}{4T[\text{erf}^{-1}(Z)]^2} \quad (5.8)$$

Compte tenu de l'hypothèse forte $UT \gg x$, on peut négliger x au numérateur. Pour proposer une formule directement applicable à nos données expérimentales où U , T , x et Z sont connus, on peut réarranger les termes différemment. Une forme opérationnelle équivalente, qui met en évidence le rapport U/x , est :

$$D_{L,\text{exp}} = \left(\frac{UT}{4 \cdot \text{erf}^{-1}(Z)} \right)^2 \cdot \frac{U}{x} \quad (5.9)$$

Où U désigne la vitesse moyenne de l'écoulement, x l'écart séparant le point d'injection du point de prélèvement, T la demi-largeur temporelle (correspondant à une réduction de concentration Z , et erf^{-1} l'inverse de la fonction d'erreur. Cette approche permet une estimation robuste de D_L , en particulier lorsque les courbes expérimentales présentent une symétrie temporelle et que les mesures sont bruitées ou partiellement tronquées.

5.3.2 Conditions expérimentales et modélisation numérique

La modélisation numérique a été réalisée avec le logiciel ANSYS Fluent (version 2025) afin de simuler l'évolution spatio-temporelle des concentrations. Le modèle retenu repose sur la résolution des équations RANS (Reynolds-Averaged Navier-Stokes) avec une fermeture de turbulence de type k- ϵ standard. Les conditions aux limites appliquées comprennent une vitesse d'entrée uniforme, définie en fonction des débits indiqués dans le Tableau 5.7, une pression statique nulle imposée à la sortie, ainsi qu'une condition de non-glissement sur les parois. Le transport de l'espèce dissoute est modélisé via la résolution de l'équation de conservation des espèces scalaires, dans laquelle la dispersion turbulente est prise en compte au travers du nombre de Schmidt turbulent (Sct). Ce dernier a été ajusté indirectement pour caler la simulation sur les résultats expérimentaux et a été fixé à une valeur de 0,7 pour l'ensemble des scénarios présentés. Le maillage, de type structuré, présente une taille caractéristique d'environ 1 mm et inclut un raffinement spécifique au voisinage des parois, garantissant que la première cellule se situe à une valeur de y^+ adaptée pour capter correctement les gradients de vitesse et de concentration dans la couche limite.

Tableau 5. 7 : Paramètres hydrauliques de calcul

Scénario	Débit	Hauteur (h)	Vitesse (U)	U* (m/s)	B/h	U/U*
Fond lisse	5 L/s	0.0142 m	0.44 m/s	0.0373	56.3	11.8
	8 L/s	0.0187 m	0.535 m/s	0.0428	42.8	12.5
Fond rugueux	5 L/s	0.0326 m	0.192 m/s	0.0565	24.5	3.4
	8 L/s	0.044 m	0.227 m/s	0.0657	18.2	3.5

La comparaison quantitative entre les simulations Fluent et les données expérimentales montre un accord satisfaisant (Figure 5.11), avec des écarts mesurables. Pour le fond lisse à 8 L/s, le coefficient de détermination R^2 entre les profils simulés et mesurés atteint 0,96, et l'erreur quadratique moyenne normalisée (NRMSE) est inférieure à 5 %.

Dans le cas du fond rugueux à 5 L/s, la simulation reproduit l'élargissement du panache avec une surestimation de ≈ 8 % de la largeur à mi-hauteur à $x = 2$ m. L'ajustement du nombre de Schmidt turbulent à $Sc_t = 0,7$ permet de retrouver les temps d'arrivée à 50 % de la concentration maximale avec un décalage moyen inférieur à 0,3 s pour l'ensemble des scénarios. Ces écarts limités, notamment pour le fond rugueux, peuvent s'expliquer par une incertitude sur la rugosité effective dans le modèle numérique, estimée à ± 15 % sur k_s , ainsi que par les limites du modèle $k - \varepsilon$ standard à représenter finement les structures tourbillonnaires près des parois rugueuses.

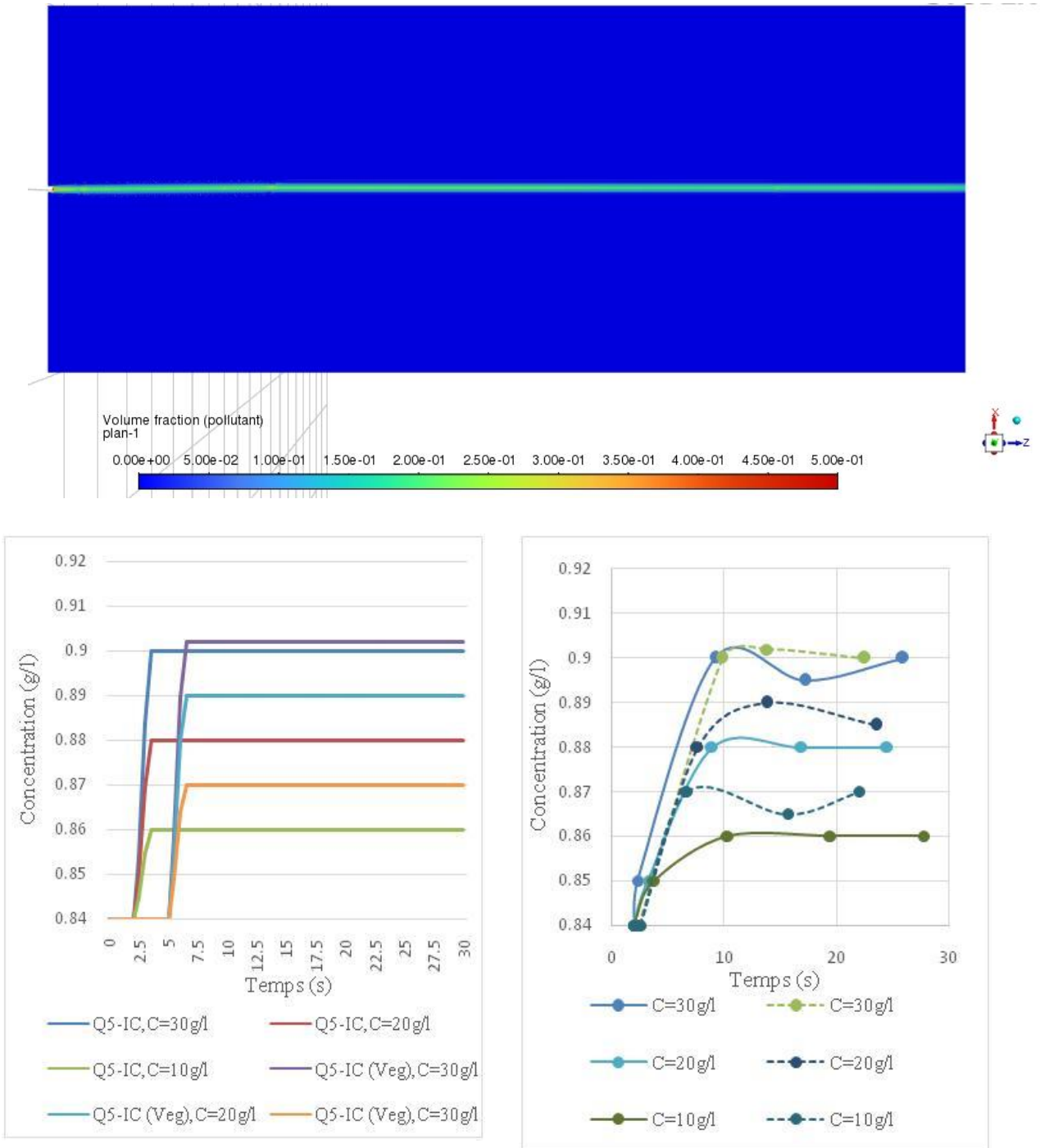


Figure 5. 11 : Comparaison entre les résultats expérimentaux et les simulations par Fluent

Les profils de vitesse extraits dans les sections instrumentées montrent des caractéristiques hydrauliques distinctes selon la rugosité du fond. Pour le cas du fond lisse à 8 L/s, le profil vertical en section médiane présente une forme logarithmique caractéristique avec une vitesse maximale de 0,58 m/s en subsurface et un gradient de cisaillement prononcé près du fond ($\partial u / \partial y \approx 42 \text{ s}^{-1}$). Ce fort cisaillement explique quantitativement la dispersion longitudinale accrue

observée sur les profils de conductivité, avec un coefficient de dispersion déduit de $D \approx 5,2 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$, valeur cohérente avec la théorie de Taylor pour un écoulement à fond lisse.

Pour le fond rugueux à 5 L/s, le profil de vitesse s'aplatit sous l'effet de la turbulence induite par la rugosité. La vitesse maximale est réduite à 0,21 m/s, mais les fluctuations de vitesse résolues (RMS) près du fond sont multipliées par 2,5 par rapport au cas lisse. Cette augmentation de la turbulence de fond corrèle directement avec l'étalement transversal plus important observé sur les cartes de turbidité, réduisant le temps de mélange transversal de près de 40 %.

L'analyse systématique révèle que les hétérogénéités spatiales de vitesse (gradients verticaux et fluctuations turbulentes) constituent le facteur principal contrôlant la morphologie et l'étalement des panaches de traceur.

5.3.3 Comparaison expérimentale avec les formules empiriques

Les valeurs expérimentales de DL, obtenues ont été comparées à celles déduites de six formules empiriques classiques (Tableau 5.7) : Elder (1959), Fischer (1975), Seo & Cheong (1998), Koussis & Rodriguez-Mirasol (1998), Kashefipour & Falconer (2002) et Wang & Huai (2016). Le tableau suivant synthétise cette comparaison, avec les écarts relatifs en pourcentage entre les valeurs mesurées et estimées :7

Tableau 5. 8 : Comparaison du coefficient de dispersion expérimentale avec formules empiriques

Condition	D_L Expérimental (m²/s)	D_L par Elder (1959)	D_L par Fischer (1975)	D_L par Seo & Cheong (1998)	D_L par Koussis & R. (1998)	D_L par Kashefpoor & F. (2002)	D_L par Wang & Huai (2016)
Fond lisse, Q=5 L/s	1.726 ± 0.18	0.0031	2.573	1.296	1.009	0.782	0.073
Ecart (%)		(-99.8%)	(+49.1%)	(-24.9%)	(-41.5%)	(-54.7%)	(-95.8%)
Fond lisse, Q=8 L/s	1.566 ± 0.46	0.0047	2.518	1.822	0.879	1.325	0.104
Ecart (%)		(-99.7%)	(+60.8%)	(+16.3%)	(-43.9%)	(-15.4%)	(-93.4%)
Fond rugueux, Q=5 L/s	0.158 ± 0.03	0.0109	0.141	0.452	0.665	0.226	0.0125
Ecart (%)		(-93.1%)	(-10.8%)	(+186.1%)	(+320.9%)	(+43.0%)	(-92.1%)
Fond rugueux, Q=8 L/s	0.212 ± 0.02	0.0171	0.126	0.604	0.573	0.366	0.0168
Ecart (%)		(-91.9%)	(-40.6%)	(+184.9%)	(+170.3%)	(+72.6%)	(-92.1%)

Les résultats expérimentaux démontrent une réduction drastique du coefficient de dispersion longitudinale D_L sous l'effet de la végétation submergée flexible, avec une diminution de 90,8 % pour un débit de 5 L/s et de 86,5 % pour un débit de 8 L/s. Cette atténuation marquée de la dispersion est principalement attribuable au ralentissement significatif de l'écoulement induit par la résistance hydraulique supplémentaire exercée par la végétation, qui entraîne une réduction de la vitesse moyenne de l'ordre de 56 % à 5 L/s et de 58 % à 8 L/s. À ce mécanisme s'ajoute un effet de piégeage du traceur au sein de la structure végétale, générant des zones de rétention temporaire clairement observables par l'apparition de queues prolongées dans les courbes de concentration, en particulier lors des injections continues. Par ailleurs, la modification de la structure turbulente, caractérisée par une atténuation des tourbillons de

grande échelle de type Kelvin–Helmholtz, compensée par une intensification des échanges locaux à plus petite échelle, contribue également à la redistribution du traceur et à la réduction effective de la dispersion longitudinale.

La comparaison des valeurs expérimentales avec les prédictions issues des formules empiriques classiques met en évidence des écarts substantiels. En l’absence de végétation, la formule de Fischer (1975) conduit à une surestimation systématique du coefficient de dispersion, comprise entre +49,1 % et +60,8 %, tandis qu’en milieu végétalisé, cette tendance s’inverse pour devenir une sous-estimation modérée, variant de –40,6 % à –10,8 %. Les modèles d’Elder (1959) et de Wang & Huai (2016) sous-estiment quant à eux systématiquement D_L de plus de 90 %, ce qui les rend inadaptés à la description des écoulements végétalisés. Le modèle de Seo & Cheong (1998) présente les plus fortes divergences, avec des erreurs dépassant 180 % en présence de végétation, vraisemblablement en raison de l’absence de prise en compte de la réduction de la section hydraulique active et de la modification des profils de vitesse.

L’augmentation du débit de 5 à 8 L/s intensifie la dispersion longitudinale en fond lisse, comme en témoigne notamment la hausse de 16,3 % observée avec la formule de Seo & Cheong. En revanche, en milieu végétalisé, cette augmentation du débit tend à atténuer les écarts relatifs entre valeurs expérimentales et prédictions empiriques, illustrée par la réduction de l’erreur associée à la formule de Fischer, qui passe de –40,6 % à –10,8 %. Ce comportement met en lumière l’interaction complexe entre l’inertie de l’écoulement et la résistance imposée par la végétation, interaction qui conditionne l’intensité effective de la dispersion longitudinale.

Enfin, les simulations numériques réalisées sous Fluent reproduisent de manière satisfaisante les courbes expérimentales de concentration, ce qui valide l’hypothèse d’un profil de vitesse diphasique en présence de végétation et confirme le rôle déterminant du nombre de Schmidt dans la paramétrisation de la diffusion turbulente. Ces résultats soulignent les limites structurelles des approches empiriques classiques et mettent en évidence la nécessité d’intégrer explicitement les caractéristiques de la végétation (densité, flexibilité et degré de submersion) pour une modélisation réaliste de la dispersion longitudinale dans les canaux à surface libre végétalisés.

6 Conclusion

Les expérimentations menées dans le canal vitré ont contribué à enrichir la connaissance des mécanismes de transport, de dispersion et de rétention des polluants et des sédiments en écoulement à surface libre. En reproduisant des conditions simplifiées mais bien contrôlées, ces

expérimentations ont révélé l'impact déterminant de plusieurs facteurs hydrodynamiques, notamment le débit, le mode d'injection (continu ou discontinu), la concentration initiale, ainsi que la présence ou non de végétation dans le lit du canal

S'agissant du transport des polluants dissous, les résultats ont confirmé l'enchaînement d'une phase convective rapide suivie d'une phase diffusive plus lente. L'augmentation du débit entraîne une accélération de la propagation et une réduction du temps de stabilisation, mais génère également des pics de concentration plus marqués. À l'inverse, la présence de végétation ralentit la progression du polluant, atténue les pics et prolonge la durée de la phase de dispersion, jouant ainsi un rôle d'atténuateur dynamique dans le processus de propagation.

Pour les sédiments en suspension, les mesures ont permis de quantifier précisément les masses retenues et exportées, en comparant les quantités injectées aux masses récupérées sur le géotextile en aval. Les résultats montrent que, pour une même charge solide, la végétation augmente significativement le potentiel de rétention des sédiments, en réduisant la vitesse d'écoulement et en favorisant les conditions de décantation. Toutefois, l'effet du débit reste déterminant lorsque la vitesse croît, la quantité de sédiments retenus diminue, traduisant une remise en mouvement plus rapide du flux solide.

Dans l'ensemble, ces expérimentations apportent des éléments objectifs pour la validation des simulations numériques réalisées précédemment sur l'oued Medjerda. Elles soulignent notamment l'importance d'intégrer les interactions existantes entre l'écoulement, les caractéristiques du lit, et la dynamique du polluant ou du sédiment transporté. Enfin, ces résultats expérimentaux offrent des pistes concrètes pour mieux anticiper les comportements en milieu naturel, particulièrement dans le domaine gestion des sédiments, de pollution diffuse et d'aménagement des zones végétalisées.

Conclusion générale et perspectives

L'ensemble des travaux développés au cours de cette thèse a contribué de manière substantielle à l'amélioration de la compréhension et à la gestion des dynamiques hydrodynamiques, sédimentaires et de dispersion des polluants dans le bassin de la Medjerda. La Medjerda, le plus important oued de Tunisie, concentre à la fois des enjeux hydrologiques, écologiques et socio-économiques majeurs. En adoptant une démarche progressive, allant du cadre théorique à l'expérimentation en laboratoire, en passant par la modélisation numérique appliquée à des cas concrets, ce travail a permis de construire une vision intégrée de phénomènes complexes et interdépendants.

Ce travail a d'abord établi un cadre théorique, permettant de décrire et de formuler les mécanismes essentiels de l'écoulement, du transport particulaire parallèlement à la dispersion des polluants. L'analyse des caractéristiques physiques, notamment, la morphologie, la pente ou la végétation a montré qu'ils ne peuvent être considérés isolément. Leur interaction conditionne à la fois la structure des vitesses, l'intensité des échanges et l'aptitude du cours d'eau à acheminer des sédiments ou à diluer des polluants. L'étude spécifique du bassin de la Medjerda a confirmé la complexité d'un système naturel fortement marqué par l'empreinte anthropique. L'évolution de son lit, les apports solides, les activités agricoles et industrielles, ainsi que la pression urbaine, concourent à fragiliser l'équilibre écologique et hydrologique. L'analyse hydrodynamique réalisée sur le tronçon de Boussalem a constitué une étape déterminante. Elle a révélé que les risques d'inondation demeurent particulièrement élevés, avec des surfaces inondées atteignant des proportions critiques lors des crues extrêmes, et a montré l'intérêt d'une analyse croisée entre différents modèles numériques pour réduire les incertitudes.

L'étude du transport particulaire ainsi que la dispersion des polluants a mis en lumière la sensibilité du système fluvial aux conditions d'écoulement et aux caractéristiques du lit. Les conclusions issues des simulations numériques ont souligné le rôle déterminant de la végétation, à la fois comme facteur de ralentissement hydraulique favorisant la décantation des sédiments, et comme zone tampon limitant la dispersion rapide des polluants. Ils ont également révélé les limites de certaines pratiques d'entretien, tel que le dragage, qui améliore localement la capacité d'écoulement mais fragilise la stabilité morphologique. Ces observations ont trouvé confirmation dans les expérimentations réalisées en canal vitré à l'INAT, qui ont permis d'isoler

et de quantifier les mécanismes élémentaires dans un cadre contrôlé, validant ainsi la robustesse des résultats numériques et renforçant la compréhension des processus réels.

Sur le plan pratique et méthodologique, ces résultats offrent des apports concrets à la gestion du bassin de la Medjerda. La production de cartes de risque d'inondation constitue un outil d'aide à la décision pour les autorités locales et permet de mieux cibler les zones vulnérables à protéger. Les simulations de dispersion de polluants apportent des éléments essentiels pour des approches visant à anticiper et maîtriser les risques des rejets accidentels. Enfin, les expérimentations en canal fournissent une base expérimentale solide pour la calibration et la validation des modèles numériques, renforçant ainsi leur fiabilité dans l'appui aux politiques d'aménagement.

Bien que ce travail ait permis d'apporter des éclairages nouveaux et significatifs, plusieurs perspectives s'ouvrent pour prolonger et enrichir ces résultats. Sur le plan scientifique, il serait pertinent d'intégrer davantage de processus couplés dans les modèles, en particulier les interactions biogéochimiques liées aux polluants dissous, ou encore l'effet des sédiments fins sur la turbidité et la qualité de l'eau. L'amélioration des modèles numériques peut aussi être envisagée à travers l'intégration de scénarios climatiques futurs, afin d'évaluer la résilience du bassin de la Medjerda face à l'évolution des régimes hydrologiques. Sur le plan méthodologique, l'utilisation de techniques de télédétection et de capteurs in situ constitue une perspective prometteuse pour améliorer la calibration et la validation des modèles. Le recours à des approches d'intelligence artificielle, notamment pour l'assimilation de données et la réduction des incertitudes, représente également un champ d'investigation en plein essor. Enfin, sur le plan appliqué, les résultats obtenus peuvent servir de base en vue d'instaurer un dispositif intégré de gestion du bassin de la Medjerda, combinant prévention des inondations, contrôle des pollutions et gestion raisonnée des sédiments. Une perspective importante réside dans l'évaluation socio-économique des scénarios d'aménagement, afin de concilier sécurité des populations, protection des écosystèmes et développement agricole. À plus long terme, l'extension des approches développées ici à d'autres bassins fluviaux méditerranéens, soumis à des pressions similaires, permettrait de généraliser et de comparer les résultats, renforçant ainsi leur portée scientifique et opérationnelle.

En définitive, cette thèse contribue à enrichir la compréhension et la maîtrise des dynamiques fluviales dans un contexte méditerranéen sensible. Elle met en évidence la nécessité d'approches intégrées, alliant modélisation, expérimentation et observation de terrain, pour répondre de manière durable aux enjeux de gestion des risques, de pollution et d'aménagement des cours d'eau, forçant ainsi leur fiabilité dans l'appui aux politiques d'aménagement.

Bibliographie

1. A. N. Papanicolaou, A. B., & Wicklein, E. (2004). One-dimensional hydrodynamic/sediment transport model applicable to steep mountain streams. *Journal of Hydraulic Research*, 42(4), 357–375. <https://doi.org/10.1080/00221686.2004.9728402>
2. Ackers, P., & White, W. R. (1973). Sediment Transport: New Approach and Analysis. *Journal of the Hydraulics Division*, 99(11), 2041–2060. <https://doi.org/10.1061/JYCEAJ.0003791>
3. Ai, Y., Wang, H., Li, S., & Huai, W. (2023). Solute transport in laminar channel flows with floating vegetation islands: Dispersion and vegetation absorption. *Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation*, 116, 106883.
4. Ai, Y.-D., Dai, H.-C., Zhai, Y.-W., Chen, B., & Huai, W.-X. (2022). The effect of solute release position on transient solute dispersion in floating wetlands: An analytical study. *Journal of Cleaner Production*, 369, 133370.
5. Aksoy, B., Öztürk, M., & Özölçer, İ. H. (2024). Effect of Bed Material on Roughness and Hydraulic Potential in Filyos River. *Water*, 16(20), Article 20. <https://doi.org/10.3390/w16202934>
6. Alaqrbeh, M., Al-Hadidi, L., Hammouti, B., & Bouachrine, M. (2022). Water pollutions: Sources and human health impact. A mini-review. *Moroccan Journal of Chemistry*, 10(4), J. Chem. 10 N° 4 (2022) 891-900.
7. Allmendinger, N. E., Pizzuto, J. E., Potter, N., Jr., Johnson, T. E., & Hession, W. C. (2005). The influence of riparian vegetation on stream width, eastern Pennsylvania, USA. *GSA Bulletin*, 117(1–2), 229–243. <https://doi.org/10.1130/B25447.1>
8. Angriani, P., Sumarmi, Ruja, I. N., & Bachri, S. (2018). River management: The importance of the roles of the public sector and community in river preservation in Banjarmasin (A case study of the Kuin River, Banjarmasin, South Kalimantan – Indonesia). *Sustainable Cities and Society*, 43, 11–20. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.08.004>
9. Ansarifard, S., Eyvazi, M., kalantari, M., mohseni, B., Ghorbanifard, M., Moghaddam, H. J., & Nouri, M. (2024). Simulation of floods under the influence of effective factors in hydraulic and hydrological models using HEC-RAS and MIKE 21. *Discover Water*, 4(1), 92. <https://doi.org/10.1007/s43832-024-00155-0>

10. Araújo Fortes, A., Hashimoto, M., Udo, K., Ichikawa, K., & Sato, S. (2022). Dynamic roughness modeling of seasonal vegetation effect: Case study of the Nanakita River. *Water*, 14(22), 3649.
11. Aricò, C., Filianoti, P., Sinagra, M., & Tucciarelli, T. (2016). The FLO Diffusive 1D-2D Model for Simulation of River Flooding. *Water*, 8(5). <https://doi.org/10.3390/w8050200>
12. Attari, M., Taherian, M., Hosseini, S. M., Niazmand, S. B., Jeiroodi, M., & Mohammadian, A. (2021). A simple and robust method for identifying the distribution functions of Manning's roughness coefficient along a natural river. *Journal of Hydrology*, 595, 125680. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125680>
13. Azamathulla, H. M., & Ghani, A. A. (2011). Genetic programming for predicting longitudinal dispersion coefficients in streams. *Water Resources Management*, 25, 1537–1544.
14. Badoux, A., Andres, N., & Turowski, J. M. (2014). Damage costs due to bedload transport processes in Switzerland. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 14(2), 279–294.
15. Baek, K.-O., & Seo, I.-W. (2005). Estimation of transverse dispersion coefficient based on secondary flow in sinuous channel. *Proceedings of the Korea Water Resources Association Conference*, 520–521.
16. Bahmanpouri, F., Lazzarin, T., Barbeta, S., Moramarco, T., & Viero, D. P. (2024). Estimating velocity distribution and flood discharge at river bridges using entropy theory – insights from computational fluid dynamics flow fields. *Hydrology and Earth System Sciences*, 28(16), 3717–3737. <https://doi.org/10.5194/hess-28-3717-2024>
17. Batchelor, G. K. (1967). *An Introduction to Fluid Dynamics*. Cambridge University Press.
18. Benedini, M., & Tsakiris, G. (2013). *Water quality modelling for rivers and streams*. Springer Science & Business Media.
19. Beretta, R., Ravazzani, G., Maiorano, C., & Mancini, M. (2018). Simulating the influence of buildings on flood inundation in urban areas. *Geosciences*, 8(2), 77.
20. Bermúdez, M., Neal, J. C., Bates, P. D., Coxon, G., Freer, J. E., Cea, L., & Puertas, J. (2017). Quantifying local rainfall dynamics and uncertain boundary conditions into a nested regional-local flood modeling system. *Water Resources Research*, 53(4), 2770–2785. <https://doi.org/10.1002/2016WR019903>
21. Betsholtz, A., & Nordlöf, B. (2017). *Potentials and limitations of 1D, 2D and coupled 1D-2D flood modelling in HEC-RAS*. <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:134920601>

22. Bladé Castellet, E., Valentin, M., Dolz, Aragón-Hernández, J. L., Corestein Poupeau, G., & Juny, M. (2012). Integration of 1D and 2D finite volume schemes for computations of water flow in natural channels. *Advances in Water Resources*. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.03.021>
23. Bonetti, S., Manoli, G., Manes, C., Porporato, A., & Katul, G. G. (2017). Manning's formula and Strickler's scaling explained by a co-spectral budget model. *Journal of Fluid Mechanics*, 812, 1189–1212.
24. Box, W., Västilä, K., & Järvelä, J. (2019). The interplay between flow field, suspended sediment concentration, and net deposition in a channel with flexible bank vegetation. *Water*, 11(11), 2250.
25. Brownlie, W. R. (1983). *Prediction of flow depth and sediment discharge in open channels*.
26. Brunner Gary, W. (2014). Combined 1D and 2D Modeling with Hec-Ras. *USA*. 130p.
27. Bürgler, M., Vetsch, D. F., Boes, R. M., & Vanzo, D. (2023). Systematic comparison of 1D and 2D hydrodynamic models for the assessment of hydropeaking alterations. *River Research and Applications*, 39(3), 460–477. <https://doi.org/10.1002/rra.4051>
28. Carr, M. L., & Rehmann, C. R. (2005). Estimating the dispersion coefficient with an acoustic Doppler current profiler. In *Impacts of Global Climate Change* (pp. 1–10).
29. Chanson, H. (2004). *Hydraulics of Open Channel Flow*. Elsevier.
30. Chikwendu, S. C. (1986). Calculation of longitudinal shear dispersivity using an N-zone model as $N \rightarrow \infty$. *Journal of Fluid Mechanics*, 167, 19–30.
31. Choufi, L., Kettab, A., & Schleiss, A. J. (2014). Effet de la rugosité du fond d'un réservoir rectangulaire à faible profondeur sur le champ d'écoulement. *La Houille Blanche*, 5, Article 5. <https://doi.org/10.1051/lhb/2014054>
32. Chow, V. T. (1959). *Open-channel Hydraulics*. McGraw-Hill.
33. Cotton, J. A., Wharton, G., Bass, J. A. B., Heppell, C. M., & Wotton, R. S. (2006). The effects of seasonal changes to in-stream vegetation cover on patterns of flow and accumulation of sediment. *Geomorphology*, 77(3–4), 320–334.
34. Dang, X., Huai, W., & Zhu, Z. (2023). Numerical simulation of vegetation evolution in compound channels. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(1), 1595–1610.
35. De Linares, M. (2007). *Modélisation numérique bidimensionnelle du transport solide et de la dynamique fluviale. Validation sur deux sites en Loire et sur l'Arc*. Université Joseph-Fourier-Grenoble I.
36. Degoutte, G. (2007). *Aide-mémoire d'hydraulique à surface libre*. AgroParisTech, 26p.

37. Deng, Z., Bengtsson, L., & Singh, V. P. (2006). Parameter estimation for fractional dispersion model for rivers. *Environmental Fluid Mechanics*, 6, 451–475.
38. D'Ippolito, A., Calomino, F., Alfonsi, G., & Lauria, A. (2021). Flow resistance in open channel due to vegetation at reach scale: A review. *Water*, 13(2), 116.
39. Dréano, J. (2009). *Dynamique et morphologie de dépôts sédimentaires en chenal expérimental*. Université Européenne de Bretagne.
40. Dyakonova, T., & Khoperskov, A. (2018). Bottom friction models for shallow water equations: Manning's roughness coefficient and small-scale bottom heterogeneity. *Journal of Physics: Conference Series*, 973(1), 012032. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/973/1/012032>
41. Echeverribar, I., Morales-Hernández, M., Brufau, P., & García-Navarro, P. (2020). Analysis of the performance of a hybrid CPU/GPU 1D2D coupled model for real flood cases. *Journal of Hydroinformatics*, 22(5), 1198–1216. <https://doi.org/10.2166/hydro.2020.032>
42. Einstein, H. A. (1950). *The bed-load function for sediment transportation in open channel flows* (Issue 1026). US Department of Agriculture.
43. Fan, J., Huang, H., Yu, G., & Su, T. (2020). River channel forms in relation to bank steepness: A theoretical investigation using a variational analytical method. *Water*, 12(5), 1250.
44. Fan, J., Luo, Q., Bai, Y., Liu, X., & Li, R. (2023). Investigating the influence of the relative roughness of the riverbanks to the riverbed on equilibrium channel geometry in Alluvial Rivers: A variational approach. *Water*, 15(22), 4029.
45. Fan, Y., Ao, T., Yu, H., Huang, G., & Li, X. (2017). A Coupled 1D-2D Hydrodynamic Model for Urban Flood Inundation. *Advances in Meteorology*, 2017(1), 2819308. <https://doi.org/10.1155/2017/2819308>
46. Fang, H., Yang, Z., Wang, H., & Fan, Y. (2021). Longitudinal dispersion coefficients of submerged vegetation flow under the effect of surface wind. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 12817–12830.
47. Farzadkhoo, M., Keshavarzi, A., Hamidifar, H., & Ball, J. (2019). Flow and longitudinal dispersion in channel with partly rigid floodplain vegetation. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Water Management*, 172(5), 229–240.
48. Finaud-Guyot, P., Delenne, C., Guinot, V., & Llovel, C. (2011). 1D–2D coupling for river flow modeling. *Comptes Rendus Mécanique*, 339(4), 226–234. <https://doi.org/10.1016/j.crme.2011.02.001>
49. Finnigan, J. J., Shaw, R. H., & Patton, E. G. (2009). Turbulence structure above a vegetation canopy. *Journal of Fluid Mechanics*, 637, 387–424.

50. Fischer, H. B. (1967). The mechanics of dispersion in natural streams. *Journal of the Hydraulics Division*, 93(6), 187–216.
51. Fischer, H. B., List, J. E., Koh, C. R., Imberger, J., & Brooks, N. H. (2013). *Mixing in inland and coastal waters*. Elsevier.
52. Fisher, H. B. (1968). Dispersion predictions in natural streams. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, 94(5), 927–943.
53. Fitzmaurice, L., Shaw, R. H., Paw U, K. T., & Patton, E. G. (2004). Three-dimensional scalar microfront systems in a large-eddy simulation of vegetation canopy flow. *Boundary-Layer Meteorology*, 112(1), 107–127.
54. Florens, E. (2010). *Couche limite turbulente dans les écoulements à surface libre: Étude expérimentale d'effets de macro-rugosités* [These de doctorat, Toulouse 3]. <https://theses.fr/2010TOU30299>
55. Forster, A., Costi, J., Marques, W. C., Wormsbecher, A. G., & Bendo, A. R. R. (2019). Application of the TELEMAC-2D Model in the fluvial hydrodynamics simulation and reproduction of flood patterns. *Defect and Diffusion Forum*, 396, 187–196.
56. Galema, A. A. (2009). *Vegetation resistance Evaluation of vegetation resistance descriptors for flood Management*. University of Twente.
57. Gambi, M., Nowell, A., & Jumars, P. (1990). Flume observations on flow dynamics in *Zostera marina* (eelgrass) beds. *Marine Ecology Progress Series*, 61, 159–169. <https://doi.org/10.3354/meps061159>
58. Gąsiorowski, D., Napiórkowski, J. J., & Szymkiewicz, R. (2015). One-Dimensional Modeling of Flows in Open Channels. In P. Rowiński & A. Radecki-Pawlik (Eds), *Rivers – Physical, Fluvial and Environmental Processes* (pp. 137–167). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-17719-9_6
59. Ghisalberti, M., & Nepf, H. (2002). Mixing layers and coherent structures in vegetated aquatic flows[J]. *Journal of Geophysical Research*, 107, 1–11.
60. Ghisalberti, M., & Nepf, H. (2006). The structure of the shear layer in flows over rigid and flexible canopies. *Environmental Fluid Mechanics*, 6, 277–301.
61. Gibling, M. R., & Davies, N. S. (2012). Palaeozoic landscapes shaped by plant evolution. *Nature Geoscience*, 5(2), 99–105. <https://doi.org/10.1038/ngeo1376>
62. Givehchi, M., Maghrebi, M. F., & Abrishami, J. (2009). *New method for determination of depth-averaged velocity for estimation of longitudinal dispersion in natural rivers*.
63. Gruber, R. K., & Kemp, W. M. (2010). Feedback effects in a coastal canopy-forming submersed plant bed. *Limnology and Oceanography*, 55(6), 2285–2298.

64. Gu, L., Zhao, X., Xing, L., Jiao, Z., Hua, Z., & Liu, X. (2019a). Longitudinal dispersion coefficients of pollutants in compound channels with vegetated floodplains. *Journal of Hydrodynamics*, 31, 740–749.
65. Gu, L., Zhao, X., Xing, L., Jiao, Z., Hua, Z., & Liu, X. (2019b). Longitudinal dispersion coefficients of pollutants in compound channels with vegetated floodplains. *Journal of Hydrodynamics*, 31, 740–749.
66. Guevel, Y. (2016). *Méthodes numériques adaptées à la résolution des équations de Navier-Stokes* [Phdthesis, Université de Bretagne Sud]. <https://theses.hal.science/tel-01305764>
67. Gurnell, A. M., Piégay, H., Swanson, F. J., & Gregory, S. V. (2002). Large wood and fluvial processes. *Freshwater Biology*, 47(4), 601–619.
68. Hamidifar, H., Omid, M. H., & Keshavarzi, A. (2015). Longitudinal dispersion in waterways with vegetated floodplain. *Ecological Engineering*, 84, 398–407.
69. Hammami, S., Hela, R., & Soualmia, A. (2024). *Numerical Analysis of Bank Roughness Impact on Sediment Dynamics in the Medjerda River, Tunisia*.
70. Hammami, S., Hela, R., Soualmia, A., & Kourta, A. (2022). *Dredging Works of the Medjerda River Tunisia flood Analysis and Simulations*.
71. Hammami, S., Hela, R., Soualmia, A., & Kourta, A. (2023). *Experimental Study of the Vegetation Effect on Suspended Sediment Transport*.
72. Hammami, S., Romdhane, H., Soualmia, A., & Kourta, A. (n.d.). Flood Modeling and Risk Management: Comparative Analysis and Mapping of 2D Hydrodynamic Models in the Medjerda River. *ResearchGate*. Retrieved 20 May 2025, from https://www.researchgate.net/publication/387557871_Flood_Modeling_and_Risk_Management_Comparative_Analysis_and_Mapping_of_2D_Hydrodynamic_Models_in_the_Medjerda_River
73. Hammami, S., Romdhane, H., Soualmia, A., & Kourta, A. (2022). 1D/2D coupling model to assess the impact of dredging works on the Medjerda river floods, Tunisia. *J Mat Environ Sci*, 13(7), 825–839.
74. Hammami, S., Romdhane, H., Soualmia, A., & Kourta, A. (2024). A Performance Comparison of the HEC-RAS and TELEMAC-2D Models in Flood Risk Assessment-Application to the Medjerda River. *International Journal of Engineering Research in Africa*, 72, 169–186.
75. Hammami, S., Romdhane, H., Soualmia, A., & Kourta, A. (2024). Effect of vegetation on suspended sediment transport: Turbidity analysis. *J. Mater. Environ. Sci.*, 15 (5), 712, 722.

76. Hammami, S., Soualmia, A., & Kourta, A. (2023). Analysis and forecasting flood risk mapping of the Medjerda River at Boussalem town, in Tunisia. *Engineering and Applied Science Research*, 50(5), 449–457.
77. Hammami, S., Soualmia, A., & Kourta, A. (2024a). *Flood Hazard, Assessment and Mapping for the Bouselem Part of the Medjerda Wadi with TELEMAC-2D*.
78. Hammami, S., Soualmia, A., & Kourta, A. (2024b). Telemac 2D Modeling of Pollutant Transport in the Medjerda River: Impact of Tamarix Vegetation, Bousselem, Tunisia. *European Journal of Environment and Earth Sciences*, 5(3), 47–54.
79. Hammami, S., Soualmia, A., & Kourta, A. (2024c). Telemac 2D Modeling of Pollutant Transport in the Medjerda River: Impact of Tamarix Vegetation, Bousselem, Tunisia. *European Journal of Environment and Earth Sciences*, 5(3), 47–54.
80. Hammami, S., Soualmia, A., & Kourta, A. (2024d, May). *Impact of Vegetation on Pollutant Transport in the Medjerda River, Tunisia: A Modeling Study*. https://www.researchgate.net/publication/387557841_Impact_of_Vegetation_on_Pollutant_Transport_in_the_Medjerda_River_Tunisia_A_Modeling_Study
81. Hart, J., Rubinato, M., & Lavers, T. (2020). An experimental investigation of the hydraulics and pollutant dispersion characteristics of a model beaver dam. *Water*, 12(9), 2320.
82. Hayat, A., Hu, Y., & Shang, P. (2024). PI Control for the Cascade Channels Modeled by General Saint-Venant Equations. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 69(8), 4974–4987. IEEE Transactions on Automatic Control. <https://doi.org/10.1109/TAC.2023.3341767>
83. Hendriks, I. E., Bouma, T. J., Morris, E. P., & Duarte, C. M. (2010). Effects of seagrasses and algae of the Caulerpa family on hydrodynamics and particle-trapping rates. *Marine Biology*, 157, 473–481.
84. Huai, W., Hu, Y., Zeng, Y., & Han, J. (2012). Velocity distribution for open channel flows with suspended vegetation. *Advances in Water Resources*, 49, 56–61.
85. Huai, W., & Li, C. (2016). Longitudinal dispersion in open channel flow with suspended canopies. *Water Science and Technology*, 74(3), 722–728.
86. Huai, W., Wang, W., & Zeng, Y. (2013). Two-layer model for open channel flow with submerged flexible vegetation. *Journal of Hydraulic Research*, 51(6), 708–718.
87. Huai, W., Wang, X., Guo, Y., Sun, Z., & Yang, Z. (2021). Investigation of the sediment transport capacity in vegetated open channel flow. *Journal of Hydrodynamics*, 33, 386–389.
88. Huai, W., Yang, L., & Guo, Y. (2020). Analytical solution of suspended sediment concentration profile: Relevance of dispersive flow term in vegetated channels. *Water Resources Research*, 56(7), e2019WR027012.

89. Huang, J., Zhang, X., & Chua, V. P. (2015). Numerical modelling of longitudinal dispersion in tidal flows with submerged vegetation. *Journal of Hydraulic Research*, 53(6), 728–746.
90. Jafarzadegan, K., Alipour, A., Gavahi, K., Moftakhari, H., & Moradkhani, H. (2021). Toward improved river boundary conditioning for simulation of extreme floods. *Advances in Water Resources*, 158, 104059. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2021.104059>
91. James, S. C., Jones, C. A., Grace, M. D., & Roberts, J. D. (2010). Advances in sediment transport modelling. *Journal of Hydraulic Research*, 48(6), 754–763.
92. Jordanova, A. A., & James, C. S. (2003). Experimental study of bed load transport through emergent vegetation. *Journal of Hydraulic Engineering*, 129(6), 474–478.
93. Julien, P. Y. (2002). *River Mechanics*. Cambridge University Press.
94. Kabi-Nejad, P. (2024). *Investigating Effective Factors in Solving Partial Differential Equations using Deep Learning Techniques* (No. 2024041884). Preprints. <https://doi.org/10.20944/preprints202404.1884.v1>
95. Kalinowska, M. B., Västilä, K., Nones, M., Kiczko, A., Karamuz, E., Brandyk, A., Koziół, A., & Krukowski, M. (2022). Influence of vegetation maintenance on flow and mixing: Case study comparing full cut with high-coverage conditions. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 2022, 1–22.
96. Kargar, K., Samadianfard, S., Parsa, J., Nabipour, N., Shamshirband, S., Mosavi, A., & Chau, K. (2020). Estimating longitudinal dispersion coefficient in natural streams using empirical models and machine learning algorithms. *Engineering Applications of Computational Fluid Mechanics*, 14(1), 311–322.
97. Kharat, D. B. (2009). *Practical aspects of integrated 1D2D flood modelling of urban floodplains using LiDAR topography data* [Thesis, Heriot-Watt University]. <https://www.ros.hw.ac.uk/handle/10399/2272>
98. Khemiri, L., Katlane, R., Khelil, M., Gaidi, S., Ghanmi, M., & Zargouni, F. (2024). Flood mapping of the lower Mejerda Valley (Tunisia) using Sentinel-1 SAR: Geological and geomorphological controls on flood hazard. *Frontiers in Earth Science*, 11. <https://doi.org/10.3389/feart.2023.1332589>
99. Kim, K.-C., Park, G.-H., Jung, S.-H., Lee, J.-L., & Suh, K.-S. (2011). Analysis on the characteristics of a pollutant dispersion in river environment. *Annals of Nuclear Energy*, 38(2–3), 232–237.
100. Kundu, P., Kumar, V., Hoarau, Y., & Mishra, I. M. (2016). Numerical simulation and analysis of fluid flow hydrodynamics through a structured array of circular cylinders forming

- porous medium. *Applied Mathematical Modelling*, 40(23), 9848–9871. <https://doi.org/10.1016/j.apm.2016.06.043>
- 101.Latrubesse, E., & Park, E. (2017). *Rivers and Streams*. <https://doi.org/10.1002/9781118786352.wbieg1027>
- 102.Lau, T. W., & Rostam Afshar, N. (2013). Effect of Roughness on Discharge. *UNIMAS E-Journal of Civil Engineering*, 4. <https://doi.org/10.33736/jcest.124.2013>
- 103.Le Bouteiller, C., & Venditti, J. G. (2015). Sediment transport and shear stress partitioning in a vegetated flow. *Water Resources Research*, 51(4), 2901–2922.
- 104.Le, G. S., Tran, L. T., Ho, L. H., & Park, E. (2023). F28: A novel coupling strategy for 1D/2D hydraulic models for flood risk assessment of the Mekong Delta. *Journal of Hydroinformatics*, 25(6), 2369–2388. <https://doi.org/10.2166/hydro.2023.108>
- 105.Leonard, L. A., & Luther, M. E. (1995). Flow hydrodynamics in tidal marsh canopies. *Limnology and Oceanography*, 40(8), 1474–1484.
- 106.Li, B., Phillips, M., & Fleming, C. A. (2006). Application of 3D hydrodynamic model to flood risk assessment. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Water Management*, 159(1), 63–75. <https://doi.org/10.1680/wama.2006.159.1.63>
- 107.Li, D., Yang, Z., Sun, Z., Huai, W., & Liu, J. (2018). Theoretical model of suspended sediment concentration in a flow with submerged vegetation. *Water*, 10(11), 1656.
- 108.Li, G., Liu, J., & Shao, W. (2022). Flood risk assessment using TELEMAC-2D models integrated with multi-Index analysis in Shenzhen River Basin, China. *Water*, 14(16), 2513.
- 109.Li, J., Claude, N., Tassi, P., Cordier, F., Vargas-Luna, A., Crosato, A., & Rodrigues, S. (2022). Effects of vegetation patch patterns on channel morphology: A numerical study. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 127(5), e2021JF006529.
- 110.Li, S., Katul, G., & Huai, W. (2019). Mean velocity and shear stress distribution in floating treatment wetlands: An analytical study. *Water Resources Research*, 55(8), 6436–6449.
- 111.Li, S., Shi, H., Xiong, Z., Huai, W., & Cheng, N. (2015). New formulation for the effective relative roughness height of open channel flows with submerged vegetation. *Advances in Water Resources*, 86, 46–57. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2015.09.018>
- 112.Li, Y., Xie, L., & Su, T. (2019). Vertical distribution of suspended sediments above dense plants in water flow. *Water*, 12(1), 12.
- 113.Li, Y., Xie, L., & Su, T. C. (2020). Profile of suspended sediment concentration in submerged vegetated shallow water flow. *Water Resources Research*, 56(4), e2019WR025551.

- 114.Liang, D., & Xuefei, W. U. (2014). A random walk simulation of scalar mixing in flows through submerged vegetations. *Journal of Hydrodynamics, Ser. B*, 26(3), 343–350.
- 115.Liu, M.-Y., Huai, W.-X., Yang, Z.-H., & Zeng, Y.-H. (2020). A genetic programming-based model for drag coefficient of emergent vegetation in open channel flows. *Advances in Water Resources*, 140, 103582.
- 116.Liu, X., Huai, W., Wang, Y., Yang, Z., & Zhang, J. (2018). Evaluation of a random displacement model for predicting longitudinal dispersion in flow through suspended canopies. *Ecological Engineering*, 116, 133–142.
- 117.Mao, L., Ravazzolo, D., & Bertoldi, W. (2020). The role of vegetation and large wood on the topographic characteristics of braided river systems. *Geomorphology*, 367, 107299.
- 118.Martínez-Aranda, S., Murillo, J., & García-Navarro, P. (2019). A 1D numerical model for the simulation of unsteady and highly erosive flows in rivers. *Computers & Fluids*, 181, 8–34. <https://doi.org/10.1016/j.compfluid.2019.01.011>
- 119.Mason, D. C., Schumann, G. J.-P., & Bates, P. D. (2011). *Data utilization in flood inundation modelling* (G. Pender & H. Faulkner, Eds; pp. 211–233). Wiley-Blackwell. <https://centaur.reading.ac.uk/1648/>
- 120.Melis, M., Poggi, D., Fasanella, G., Cordero, S., & Katul, G. G. (2019). Resistance to flow on a sloping channel covered by dense vegetation following a dam break. *Water Resources Research*, 55(2), 1040–1058.
- 121.Mignot, E., Paquier, A., & Haider, S. (2006). Modeling floods in a dense urban area using 2D shallow water equations. *Journal of Hydrology*, 327(1–2), 186–199. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.11.026>
- 122.Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D., & Veith, T. L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, 50(3), 885–900.
- 123.Morvan, H., Knight, D., Wright, N., Tang, X., & Crossley, A. (2008). The concept of roughness in fluvial hydraulics and its formulation in 1D, 2D and 3D numerical simulation models. *Journal of Hydraulic Research*, 46(2), 191–208. <https://doi.org/10.1080/00221686.2008.9521855>
- 124.Mu, W., Zhu, X., Ma, W., Han, Y., Huang, H., & Huang, X. (2023). Impact assessment of urbanization on vegetation net primary productivity: A case study of the core development area in central plains urban agglomeration, China. *Environmental Research*, 229, 115995. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115995>

125. Mugade, U. R., & Sapkale, J. B. (2015). Influence of aggradation and degradation on river channels: A review. *International Journal of Engineering and Technical Research*, 3(6), 209–212.
126. Muñoz, D. F., Yin, D., Bakhtyar, R., Moftakhari, H., Xue, Z., Mandli, K., & Ferreira, C. (2022). Inter-model comparison of Delft3D-FM and 2D HEC-RAS for total water level prediction in coastal to inland transition zones. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 58(1), 34–49.
127. Murphy, E., Ghisalberti, M., & Nepf, H. (2007). Model and laboratory study of dispersion in flows with submerged vegetation. *Water Resources Research*, 43(5).
128. Nakagawa, K., Ishida, T., & Tsukahara, T. (2024). Changes in the Transition Process of Roughness-Induced Crossflow Vortices due to Freestream Turbulence. *Flow, Turbulence and Combustion*. <https://doi.org/10.1007/s10494-024-00616-5>
129. Nanson, R. A., Nanson, G. C., & Huang, H. Q. (2010). The hydraulic geometry of narrow and deep channels; evidence for flow optimisation and controlled peatland growth. *Geomorphology*, 117(1–2), 143–154.
130. Nargesian, F., Asudeh, A., & Jagadish, H. V. (2023). Next-generation Challenges of Responsible Data Integration. *Proceedings of the Sixteenth ACM International Conference on Web Search and Data Mining*, 1256–1259. <https://doi.org/10.1145/3539597.3572727>
131. Nazarjani, M., Saremi, A., Eslami, A. R., & Yazdani, V. (2023). Analysis of the impact of roughness coefficient changes due to land use changes on the hydraulics of the Kashafrud River. *AQUA - Water Infrastructure, Ecosystems and Society*, 72(11), 1969–1986. <https://doi.org/10.2166/aqua.2023.038>
132. Nazir, M. H. M., Awang, S., Shaaban, A. J., Yahaya, N., Jusoh, A. M., Arumugam, M., & Ghani, A. A. (2016). Sediment transport dynamic in a meandering fluvial system: Case study of Chini River. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 136(1), 012072.
133. Néelz, S. (2009). *Desktop Review of 2D Hydraulic Modelling Packages*. Environment Agency.
134. Nepf, H. (1999). Drag, turbulence, and diffusion in flow through emergent vegetation. *Prof. Nepf*. <https://dspace.mit.edu/handle/1721.1/68641>
135. Nepf, H., Ghisalberti, M., White, B., & Murphy, E. (2007). Retention time and dispersion associated with submerged aquatic canopies. *Water Resources Research*, 43(4).
136. Nepf, H. M. (1999). Drag, turbulence, and diffusion in flow through emergent vegetation. *Water Resources Research*, 35(2), 479–489.

- 137.Nepf, H. M. (2012). Flow and Transport in Regions with Aquatic Vegetation. In *Annual Review of Fluid Mechanics*, (Vol. 44, Issue Volume 44, 2012, pp. 123–142). Annual Reviews.,
- 138.Nepf, H. M., Mugnier, C. G., & Zavistoski, R. A. (1997). The Effects of Vegetation on Longitudinal Dispersion. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44(6), 675–684. <https://doi.org/10.1006/ecss.1996.0169>
- 139.Nepf, H. M., & Vivoni, E. R. (2000). Flow structure in depth-limited, vegetated flow. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 105(C12), 28547–28557.
- 140.Nguyen, T. H., Ricci, S., Piacentini, A., Bonassies, Q., Suquet, R. R., Peña Luque, S., Marlis, K., & David, C. H. (2023). Reducing Uncertainties of a Chained Hydrologic-Hydraulic Models to Improve Flood Forecasting Using Multi-Source Earth Observation Data. *IGARSS 2023 - 2023 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, 1525–1528. <https://doi.org/10.1109/IGARSS52108.2023.10282456>
- 141.Nicholas, A. P., & Mitchell, C. A. (2003). Numerical simulation of overbank processes in topographically complex floodplain environments. *Hydrological Processes*, 17(4), 727–746. <https://doi.org/10.1002/hyp.1162>
- 142.Nuruzzaman, M., Anwar, A. F., Sarukkalige, R., & Sarker, D. C. (2021). Review of hydraulics of Floating Treatment Islands retrofitted in waterbodies receiving stormwater. *Science of The Total Environment*, 801, 149526.
- 143.Orozco, A. N. R., Bertrand, N., Pheulpin, L., Migaud, A., & Abily, M. (2023). Comparison between HEC-RAS and TELEMAC-2D hydrodynamic models of the Loire River, integrating levee breaches. In *SimHydro* (pp. 41–55). Springer.
- 144.Panton, R. L. (2013). *Incompressible Flow*. John Wiley & Sons.
- 145.Park, H., & Hwang, J. H. (2019). Quantification of vegetation arrangement and its effects on longitudinal dispersion in a channel. *Water Resources Research*, 55(5), 4488–4498.
- 146.Pavliček, M., & Bruland, O. (2019). Numerical modelling of flash flood event in steep river using Telemac 2D and Sisyphe. *TELEMACMASCARET User Conference*.
- 147.Penna, N., Coscarella, F., D’Ippolito, A., & Gaudio, R. (2022). Effects of fluvial instability on the bed morphology in vegetated channels. *Environmental Fluid Mechanics*, 22(2), 619–644.
- 148.Periáñez, R. (2007). Chemical and oil spill rapid response modelling in the Strait of Gibraltar–Alborán Sea. *Ecological Modelling*, 207(2–4), 210–222.
- 149.Perucca, E., Camporeale, C., & Ridolfi, L. (2009). Estimation of the dispersion coefficient in rivers with riparian vegetation. *Advances in Water Resources*, 32(1), 78–87.

150. Petryk, S., & Bosmajian III, G. (1975). Analysis of flow through vegetation. *Journal of the Hydraulics Division*, 101(7), 871–884.
151. Pickup, G., & Marks, A. (2000). Identifying large-scale erosion and deposition processes from airborne gamma radiometrics and digital elevation models in a weathered landscape. *Earth Surface Processes and Landforms: The Journal of the British Geomorphological Research Group*, 25(5), 535–557.
152. Plesiński, K., Radecki-Pawlik, A., Kuboń, P., Tatara, T., Pachla, F., & Jurkowska, N. (2022). Bed Load Transport and Alternation of a Gravel-Bed River Morphology within a Vicinity of Block Ramp: Classical and Numerical Approach. *Sustainability*, 14(8). <https://doi.org/10.3390/su14084665>
153. Plew, D. R. (2011). Depth-averaged drag coefficient for modeling flow through suspended canopies. *Journal of Hydraulic Engineering*, 137(2), 234–247.
154. Politti, E., Bertoldi, W., Gurnell, A., & Henshaw, A. (2018). Feedbacks between the riparian Salicaceae and hydrogeomorphic processes: A quantitative review. *Earth-Science Reviews*, 176, 147–165. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.07.018>
155. Pollen, N., Simon, A., & Collison, A. (2004). Advances in Assessing the Mechanical and Hydrologic Effects of Riparian Vegetation on Streambank Stability. In *Riparian Vegetation and Fluvial Geomorphology* (pp. 125–139). American Geophysical Union (AGU). <https://doi.org/10.1029/008WSA10>
156. Prastica, R. M. S., Maitri, C., Hermawan, A., Nugroho, P. C., Sutjiningsih, D., & Anggraheni, E. (2018). Estimating design flood and HEC-RAS modelling approach for flood analysis in Bojonegoro city. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 316(1), 012042.
157. Prodanovic, P. (2015). QGIS as a pre-and post-processor for TELEMAC: mesh generation and output visualization. *22nd TELEMAC-MASCARET User Conference*, 15.
158. Qazi, M. A., Azmat, H., Khan, N., Khan, N. I., Umar, F., Hamid, Z., Gul, R., Khalid, M., Fatima, M., Malik, A., Bano, S., Khalid, F., Nazir, S., Mughal, M. I., & Baig, B. (2022). Findings on Trends of Chromium and Lead Bioaccumulation in *Cirrhina mrigala* in the Water and Sediments of River Ravi. *Polish Journal of Environmental Studies*, 31(2), 1285–1292. <https://doi.org/10.15244/pjoes/141814>
159. Ragno, N., Redolfi, M., & Tubino, M. (2021). Coupled Morphodynamics of River Bifurcations and Confluences. *Water Resources Research*, 57(1), e2020WR028515. <https://doi.org/10.1029/2020WR028515>

160. Randriamparany, M., & Ratsaramody, J. (2020). *Comparaison des méthodes numériques pour l'équation de Saint Venant: Application à un tronçon du fleuve Sambirano*.
161. Ratha, D., Chandra, A., Babbar, R., & Sarkar, A. (2018). Longitudinal dispersion subjected to rigid vegetation in a channel. *KSCE Journal of Civil Engineering*, 22(12), 5242–5252.
162. Recking, A. (2013). An analysis of nonlinearity effects on bed load transport prediction. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 118(3), 1264–1281.
163. Reisenbüchler, M., Bui, M. D., Skublics, D., & Rutschmann, P. (2020). Enhancement of a numerical model system for reliably predicting morphological development in the Saalach River. *International Journal of River Basin Management*, 18(3), 335–347.
164. Rhoads, B. L. (Ed.). (2020). Flow Dynamics in Rivers. In *River Dynamics: Geomorphology to Support Management* (pp. 72–96). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781108164108.004>
165. Riahi-Madvar, H., & Ayyoubzadeh, S. A. (2010). Developing an expert system for predicting pollutant dispersion in natural streams. *Expert Systems*.
166. Richter, D., & Chamecki, M. (2018). Inertial effects on the vertical transport of suspended particles in a turbulent boundary layer. *Boundary-Layer Meteorology*, 167, 235–256.
167. Rickenmann, D., Badoux, A., & Hunzinger, L. (2016). Significance of sediment transport processes during piedmont floods: The 2005 flood events in Switzerland. *Earth Surface Processes and Landforms*, 41(2), 224–230.
168. Roche, P.-A., Miquel, J., & Gaume, E. (2012). *Hydrologie quantitative: Processus, modèles et aide à la décision*. <https://doi.org/10.1007/978-2-8178-0106-3>
169. Rodier, J., Colombani, J., Claude, J., & Kallel, R. (1981). Monographie hydrologique du bassin de la Medjerda. *Report, ORSTOM, France*.
170. Romdhane, H., & Soualmia, A. (2023). Vegetation Effect on The Pollutant Transport-Experiments and Simulations. *J. Mater. Environ. Sci.*, 14 (6), 646, 655.
171. Romdhane, H., Soualmia, A., Cassan, L., & Dartus, D. (2019). Flow over flexible vegetated bed: Evaluation of analytical models. *Journal of Applied Fluid Mechanics*, 12(2), 351–359. <https://doi.org/10.29252/jafm.12.02.29463>
172. Romdhane, H., Soualmia, A., Talbi, S., & Gharbi, M. (2016). Curage de la Medjerda. *The International Conference and Demonstration on Advanced Geospatial Science and Technology*, 16–18.

-
173. Rouzès, M. (2015). *Etude expérimentale de l'hydrodynamique d'un écoulement turbulent à surface libre sur fond rugueux à faible submersion* [Phdthesis, Institut National Polytechnique de Toulouse - INPT]. <https://theses.hal.science/tel-04230707>
174. Rutherford, J. C. (1994). *River mixing*.
175. Saad, A., Asari, F., Affandi, S., & Zid, A. (2022). RIVER POLLUTION: A MINI REVIEW OF CAUSES AND EFFECTS. *Journal of Tourism, Hospitality and Environment Management*, 7, 139–151. <https://doi.org/10.35631/JTHEM.729011>
176. Sabater, S., Barcelo, D., De Castro Català, N., Ginebreda, A., Kuzmanovic, M., Petrovic, M., Pico, Y., Ponsatí, L., Tornés, E., & Muñoz, I. (2016). Shared effects of organic microcontaminants and environmental stressors on biofilms and invertebrates in impaired rivers. *Environmental Pollution*, 210. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.037>
177. Saber, H., Hela, R., Amel, S., & Azeddine, K. (2025). Roughness variation impact on the morphological evolution at the Medjerda River: Telemac 2D-Sisyphe Modeling. *Environment and Natural Resources Journal*, 23(1), 1–15.
178. Santana, C. S., Montalván Olivares, D. M., Silva, V. H. C., Luzardo, F. H. M., Velasco, F. G., & de Jesus, R. M. (2020). Assessment of water resources pollution associated with mining activity in a semi-arid region. *Journal of Environmental Management*, 273, 111148. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111148>
179. Selmer, I., Farrell, P., Smirnova, I., & Gurikov, P. (2020). Comparison of Finite Difference and Finite Volume Simulations for a Sc-Drying Mass Transport Model. *Gels*, 6(4). <https://doi.org/10.3390/gels6040045>
180. Sharpe, R. G., & James, C. S. (2006). Deposition of sediment from suspension in emergent vegetation. *Water Sa*, 32(2), 211–218.
181. Shehata, D., Abdelmonem, Y., Soussa, H., Abdel-fattah, S., & Moussa, A. (2019). Assessment of longitudinal dispersion coefficient using one-dimensional numerical modeling equation. *IOSR Journal of Mechanical and Civil Engineering (IOSR-JMCE)*, 16(4), 57–66.
182. Shi, Y., Nguyen, K. D., & Nguyen, T. H. (2007). Résolution des équations de Saint-Venant par la méthode des volumes finis non structures. *European Journal of Computational Mechanics*, 16(6–7), 723–747. <https://doi.org/10.3166/remn.16.723-747>
183. Shin, J., Seo, J. Y., & Seo, I. W. (2020). Longitudinal dispersion coefficient for mixing in open channel flows with submerged vegetation. *Ecological Engineering*, 145, 105721.
184. Shrestha, A., Bhattacharjee, L., Baral, S., Thakur, B., Joshi, N., Kalra, A., & Gupta, R. (2020). Understanding suitability of MIKE 21 and HEC-RAS for 2D floodplain modeling. *World Environmental and Water Resources Congress 2020*, 237–253.
-

185. Shucksmith, J. D., Boxall, J. B., & Guymer, I. (2010). Effects of emergent and submerged natural vegetation on longitudinal mixing in open channel flow. *Water Resources Research*, 46(4).
186. Shustikova, I., Domeneghetti, A., Neal, J. C., Bates, P., & Castellarin, A. (2019). Comparing 2D capabilities of HEC-RAS and LISFLOOD-FP on complex topography. *Hydrological Sciences Journal*, 64(14), 1769–1782. <https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1671982>
187. Simon, A., & Collison, A. J. C. (2002). Quantifying the mechanical and hydrologic effects of riparian vegetation on streambank stability. *Earth Surface Processes and Landforms*, 27(5), 527–546. <https://doi.org/10.1002/esp.325>
188. Simon, A., & Rinaldi, M. (2006). Disturbance, stream incision, and channel evolution: The roles of excess transport capacity and boundary materials in controlling channel response. *Geomorphology*, 79(3–4), 361–383.
189. Singh, S. K., & Beck, M. B. (2003). Dispersion coefficient of streams from tracer experiment data. *Journal of Environmental Engineering*, 129(6), 539–546.
190. Smith, M. J., Edwards, E. P., Priestnall, G., & Bates, P. D. (2006). Exploitation of new data types to create digital surface models for flood inundation modelling. *FRMRC Research Rep. UR3*, 86.
191. Sonnenwald, F., Hart, J. R., West, P., Stovin, V. R., & Guymer, I. (2017). Transverse and longitudinal mixing in real emergent vegetation at low velocities. *Water Resources Research*, 53(1), 961–978.
192. Sonnenwald, F., Stovin, V., & Guymer, I. (2019). A stem spacing-based non-dimensional model for predicting longitudinal dispersion in low-density emergent vegetation. *Acta Geophysica*, 67(3), 943–949. <https://doi.org/10.1007/s11600-018-0217-z>
193. Soulsby, R. (1997). *Dynamics of marine sands*.
194. Steiger, J., Gurnell, A. M., Ergenzinger, P., & Snelder, D. (2001). Sedimentation in the riparian zone of an incising river. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26(1), 91–108. [https://doi.org/10.1002/1096-9837\(200101\)26:1%3C91::AID-ESP164%3E3.0.CO;2-U](https://doi.org/10.1002/1096-9837(200101)26:1%3C91::AID-ESP164%3E3.0.CO;2-U)
195. Takata, H., Obata, S., Sato, T., & Shimatani, Y. (2024). Back-Calculation of Manning's Roughness Coefficient by 2D Flow Simulation and Influence of In-Channel Physical Parameters in a Mountain River, Japan. *Water*, 16(2). <https://doi.org/10.3390/w16020320>
196. Tang, X., Guan, Y., Rahimi, H., Singh, P., & Zhang, Y. (2021). Discharge and velocity variation of flows in open channels partially covered with different layered vegetation. *E3S Web of Conferences*, 269, 03001.

197. Tanino, Y., & Nepf, H. M. (2008). Laboratory investigation of mean drag in a random array of rigid, emergent cylinders. *Journal of Hydraulic Engineering*, 134(1), 34–41.
198. Tayefi, V., Lane, S., Hardy, R., & Yu, D. (2007). A Comparison of One- and Two-Dimensional Approaches to Modeling Flood Inundation Over Complex Upland Floodplains. *Hydrological Processes*, 21. <https://doi.org/10.1002/hyp.6523>
199. Tayfur, G., & Singh, V. P. (2005). Predicting longitudinal dispersion coefficient in natural streams by artificial neural network. *Journal of Hydraulic Engineering*, 131(11), 991–1000.
200. Taylor, G. I. (1953). Dispersion of soluble matter in solvent flowing slowly through a tube. *Proceedings of the Royal Society of London. Series A. Mathematical and Physical Sciences*, 219(1137), 186–203.
201. Teng, J., Jakeman, A. J., Vaze, J., Croke, B. F. W., Dutta, D., & Kim, S. (2017). Flood inundation modelling: A review of methods, recent advances and uncertainty analysis. *Environmental Modelling & Software*, 90, 201–216. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.01.006>
202. Thomann, R. V. (1972). Systems analysis and water quality management. *New York*.
203. Timbadiya, P. V., Patel, P. L., & Porey, P. D. (2015). A 1D–2D Coupled Hydrodynamic Model for River Flood Prediction in a Coastal Urban Floodplain. *Journal of Hydrologic Engineering*, 20(2), 05014017. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001029](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001029)
204. Tinoco, R. O., & Coco, G. (2016). A laboratory study on sediment resuspension within arrays of rigid cylinders. *Advances in Water Resources*, 92, 1–9.
205. Toprak, Z. F., & Cigizoglu, H. K. (2008). Predicting longitudinal dispersion coefficient in natural streams by artificial intelligence methods. *Hydrological Processes: An International Journal*, 22(20), 4106–4129.
206. Toussaint, D. (2020). *Couche limite turbulente sur paroi rugueuse: Étude expérimentale et modélisation* [Phdthesis, Institut National Polytechnique de Toulouse - INPT]. <https://theses.hal.science/tel-04172213>
207. Tsakiris, G., & Alexakis, D. (2012). Water quality models: An overview. *European Water*, 37, 33–46.
208. Tsuda, A., Henry, F. S., & Butler, J. P. (2013). Particle transport and deposition: Basic physics of particle kinetics. *Comprehensive Physiology*, 3(4), 1437–1471.
209. V. KRYSANOVA, A. B., & MÜLLER-WOHLFEIL, D.-I. (1999). Modelling river discharge for large drainage basins: From lumped to distributed approach. *Hydrological Sciences Journal*, 44(2), 313–331. <https://doi.org/10.1080/02626669909492224>

210. Van Rijn, L. C. (1984). Sediment transport, part I: bed load transport. *Journal of Hydraulic Engineering*, 110(10), 1431–1456.
211. Vandenbruwaene, W., Temmerman, S., Bouma, T. J., Klaassen, P. C., De Vries, M. B., Callaghan, D. P., Van Steeg, P., Dekker, F., Van Duren, L. A., & Martini, E. (2011). Flow interaction with dynamic vegetation patches: Implications for biogeomorphic evolution of a tidal landscape. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 116(F1).
212. Vargas-Luna, A., Crosato, A., Byishimo, P., & Uijttewaal, W. S. (2019). Impact of flow variability and sediment characteristics on channel width evolution in laboratory streams. *Journal of Hydraulic Research*, 57(1), 51–61.
213. Västilä, K., Järvelä, J., & Koivusalo, H. (2016). Flow–vegetation–sediment interaction in a cohesive compound channel. *Journal of Hydraulic Engineering*, 142(1), 04015034.
214. Vu, T. T., Nguyen, P. K., Chua, L. H., & Law, A. W. (2015). *Two-dimensional hydrodynamic modelling of flood inundation for a part of the Mekong River with TELEMAC-2D*.
215. Wang, H., Liang, J., Qian, H., Ye, J., Chen, L., Yang, X., Chen, Z., Wang, F., Octavia, S., Payne, M., Song, X., Jiang, J., Jin, D., & Lan, R. (2021). Population Structure and Multidrug Resistance of Non-O1/Non-O139 *Vibrio cholerae* in Freshwater Rivers in Zhejiang, China. *Microbial Ecology*, 82. <https://doi.org/10.1007/s00248-020-01645-z>
216. Wang, W.-J., Huai, W.-X., Li, S., Wang, P., Wang, Y.-F., & Zhang, J. (2019). Analytical solutions of velocity profile in flow through submerged vegetation with variable frontal width. *Journal of Hydrology*, 578, 124088. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124088>
217. Wei, Z. L., Shang, Y. Q., Liang, Q. H., & Xia, X. L. (2024). A coupled hydrological and hydrodynamic modeling approach for estimating rainfall thresholds of debris-flow occurrence. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 24(10), 3357–3379. <https://doi.org/10.5194/nhess-24-3357-2024>
218. Werner, M. G. F. (2004). A comparison of flood extent modelling approaches through constraining uncertainties on gauge data. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8(6), 1141–1152. <https://doi.org/10.5194/hess-8-1141-2004>
219. White, B. L., & Nepf, H. M. (2003). Scalar transport in random cylinder arrays at moderate Reynolds number. *Journal of Fluid Mechanics*, 487, 43–79. <https://doi.org/10.1017/S0022112003004579>
220. Widdows, J., Pope, N. D., & Brinsley, M. D. (2008). Effect of *Spartina anglica* stems on near-bed hydrodynamics, sediment erodability and morphological changes on an intertidal mudflat. *Marine Ecology Progress Series*, 362, 45–57.

221. Wu, W., He, Z., & Wang, S. S. (2006). Flow conveyance and sediment transport capacity in vegetated channels. *Proceedings of the Seventh International Conference on Hydrosience and Engineering*.
222. Xie, W., Fairhall, C. T., & García-Mayoral, R. (2024). Resolving turbulence and drag over textured surfaces using texture-less simulations: The case of slip/no-slip textures. *Journal of Fluid Mechanics*, 1000, A36. <https://doi.org/10.1017/jfm.2024.851>
223. Yamasaki, T. N., Lima, P. H. S. de, Silva, D. F., Preza, C. G. de A., Janzen, J. G., & Nepf, H. M. (2019). From patch to channel scale: The evolution of emergent vegetation in a channel. *Advances in Water Resources*, 129, 131–145. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2019.05.009>
224. Yang, J. Q., Chung, H., & Nepf, H. M. (2016). The onset of sediment transport in vegetated channels predicted by turbulent kinetic energy. *Geophysical Research Letters*, 43(21), 11,261–11,268.
225. Yang, J. Q., & Nepf, H. M. (2018). A turbulence-based bed-load transport model for bare and vegetated channels. *Geophysical Research Letters*, 45(19), 10,428–10,436.
226. Yang, J. Q., & Nepf, H. M. (2019). Impact of vegetation on bed load transport rate and bedform characteristics. *Water Resources Research*, 55(7), 6109–6124.
227. Yapa, P. D., & Tao Shen, H. (1994). Modelling river oil spills: A review. *Journal of Hydraulic Research*, 32(5), 765–782.
228. Yassine, R., Cassan, L., Roux, H., Frysou, O., & Pérès, F. (2023). Numerical modelling of the evolution of a river reach with a complex morphology to help define future sustainable restoration decisions. *Earth Surface Dynamics*, 11(6), 1199–1221.
229. Yu, G.-A., Li, Z., Yang, H., Lu, J., Huang, H. Q., & Yi, Y. (2020). Effects of riparian plant roots on the unconsolidated bank stability of meandering channels in the Tarim River, China. *Geomorphology*, 351, 106958. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2019.106958>
230. Yu, L., Liu, X., & Hua, Z. (2022). Occurrence, distribution, and risk assessment of perfluoroalkyl acids in drinking water sources from the lower Yangtze River. *Chemosphere*, 287(Pt 1), 132064. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132064>
231. Zainalfikry, M. K., Ab Ghani, A., Zakaria, N. A., & Chan, N. W. (2019). HEC-RAS One-Dimensional hydrodynamic modelling for recent major flood events in pahang river. *AWAM International Conference on Civil Engineering*, 1099–1115.
232. Zeiringer, B., Seliger, C., Greimel, F., & Schmutz, S. (2018). *River Hydrology, Flow Alteration, and Environmental Flow* (pp. 67–89). https://doi.org/10.1007/978-3-319-73250-3_4

233.Zhang, Y., Cheng, J., Hassan, M. A., Wang, P., & Wu, Z. (2024). Drag Coefficient of Emergent Vegetation in a Shallow Nonuniform Flow Over a Mobile Sand Bed. *Water Resources Research*, 60(5), e2023WR036535. <https://doi.org/10.1029/2023WR036535>

234.Zhang, Y., Lai, X., Zhang, L., Song, K., Yao, X., Gu, L., & Pang, C. (2020). The influence of aquatic vegetation on flow structure and sediment deposition: A field study in Dongting Lake, China. *Journal of Hydrology*, 584, 124644.

Saber HAMMAMI

**Hydrodynamique, analyse et caractérisation du transport
particulaire et des polluants au-dessus de paroi rugueuse ou
végétalisée - impacts environnementaux, application à la
Medjerda**

Résumé :

Cette thèse s'inscrit dans une démarche intégrée d'analyse environnementale des écoulements fluviaux, en lien avec le transport de sédiments et de polluants, dans un objectif de gestion durable de l'oued Medjerda, principal cours d'eau de Tunisie. L'étude se concentre sur la région de Boussalem, exposée à l'envasement, aux rejets urbains, à la prolifération végétale et aux risques d'inondation. L'objectif principal est de mieux comprendre les interactions entre l'écoulement, la structure du lit, la végétation et le transport particulaire ou dissous. Pour cela, une approche combinant modélisation numérique multi-échelle (HEC-RAS, TELEMAC-2D, SISYPHE) et expérimentations en canal a été adoptée.

La modélisation hydrodynamique a permis de comparer HEC-RAS et TELEMAC-2D dans la simulation de crues historiques (2003) et théoriques (20, 50, 100 ans). Les résultats montrent une bonne concordance globale, malgré quelques écarts dans les zones faiblement inondées. Cela a permis de cartographier les aléas, d'ajuster les coefficients de rugosité selon l'occupation du sol, et d'évaluer l'effet des curages sur la végétation. À partir de cette base hydrodynamique, une modélisation du transport de polluants issus de la station d'épuration de Boussalem a été menée sur un tronçon de 7 km. Les zones critiques de concentration ont été identifiées, avec des valeurs dépassant les seuils admissibles pour l'eau potable. Des expériences en canal ont confirmé que la végétation (Tamarix) joue un rôle atténuateur sur la dispersion latérale. Le modèle TELEMAC-SISYPHE a ensuite été utilisé pour analyser l'effet de la rugosité sur le transport sédimentaire. L'augmentation de la rugosité liée à la végétation réduit la vitesse d'écoulement, le cisaillement et l'érosion, comme le confirment les simulations sur 17,8 km de la Medjerda. Enfin, des expérimentations en canal ont mis en évidence l'effet du débit, du mode d'injection et de la végétation sur la dispersion des polluants ainsi que l'érosion et le dépôt des sédiments. Ces données ont validé les hypothèses numériques et renforcé leur calibration.

Cette recherche propose une lecture multi échelle du fonctionnement fluvial de la Medjerda, en intégrant les dynamiques hydrodynamiques, sédimentaires et polluantes, et en mettant en évidence leurs impacts environnementaux sur la qualité de l'eau, la stabilité du lit et les écosystèmes riverains.

Mots clés : Hydrodynamique fluviale, Transport sédimentaire, Dispersion des polluants, Parois rugueuses et végétalisées, Oued Medjerda.

Saber HAMMAMI

Hydrodynamics, analysis and characterization of particulate and pollutant transport over rough or vegetated beds – environmental impacts, application to the Medjerda river

Abstract:

This thesis is part of an integrated environmental analysis approach to river flows, focusing on sediment and pollutant transport, with the objective of ensuring the sustainable management of the Medjerda River, the main watercourse in Tunisia. The study focuses on the Boussalem region, which faces increasing pressures due to siltation, urban discharges, vegetation proliferation, and heightened flood risks.

The main objective is to better understand the complex interactions between flow dynamics, bed structure, vegetation, and the transport of particulate or dissolved substances. To achieve this, a methodology combining multi-scale numerical modeling (HEC-RAS, TELEMAC-2D, SISYPHE) and flume experiments was adopted. Hydrodynamic modeling enabled a comparison between HEC-RAS and TELEMAC-2D in simulating historical floods (notably 2003) and theoretical floods corresponding to 20-, 50-, and 100-year return periods. The results showed good overall agreement, despite some discrepancies in low-flooded areas. This modeling allowed hazard mapping, calibration of roughness coefficients based on land use, and assessment of the impact of dredging, particularly on existing vegetation. Based on this hydrodynamic foundation, a pollutant transport model was developed using TELEMAC-2D over a 7 km river downstream of the Boussalem wastewater treatment plant. Critical concentration zones were identified, with values exceeding potable water thresholds. Flume experiments confirmed the attenuating role of riparian vegetation (Tamarix) on lateral dispersion. The TELEMAC-SISYPHE model was then used to assess the effect of bank roughness on sediment transport. Increased roughness due to vegetation significantly reduced flow velocity, bed shear stress, and sediment mobilization, as confirmed by simulations over a 17.8 km stretch of the Medjerda. Finally, flume experiments highlighted the influence of flow rate, injection method, and vegetation on pollutant dispersion, as well as sediment erosion and deposition. These results validated the numerical assumptions and strengthened model calibration.

This research provides a multi-scale understanding of the fluvial functioning of the Medjerda River by integrating hydrodynamic, sedimentary, and pollutant dynamics, and by highlighting their environmental impacts on water quality, bed stability, and riparian ecosystems.

Keywords: River hydrodynamics, Sediment transport, Pollutant dispersion, Rough and vegetated beds, Medjerda River.



Laboratoire PRISME
Laboratoire pluridisciplinaire de
recherche en ingénierie des systèmes,
mécanique et énergétique
8 rue Léonard de Vinci,
45100 Orléans, France

