

Modélisation hydraulique d'un tronçon de la Lesse en vue d'y établir un seuil de hauteur d'eau au passage des kayaks.

Auteur : Bruyère, Tobias

Promoteur(s) : Michez, Adrien; Dufrêne, Marc

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master en bioingénieur : sciences et technologies de l'environnement, à finalité spécialisée

Année académique : 2024-2025

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/24123>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

Modélisation hydraulique d'un tronçon de la Lesse en vue d'y établir un seuil de hauteur d'eau au passage des kayaks

BRUYERE Tobias

TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE
L'OBTENTION DU DIPLÔME DE MASTER BIOINGENIEUR
EN SCIENCES ET TECHNOLOGIES DE L'ENVIRONNEMENT

ANNEE ACADEMIQUE 2024 – 2025

Co-promoteurs : Pr Adrien Michez et Pr Marc Dufrêne

Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteur.

Modélisation hydraulique d'un tronçon de la Lesse en vue d'y établir un seuil de hauteur d'eau au passage des kayaks

BRUYERE Tobias

TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE
L'OBTENTION DU DIPLÔME DE MASTER BIOINGENIEUR
EN SCIENCES ET TECHNOLOGIES DE L'ENVIRONNEMENT

ANNEE ACADEMIQUE 2024 – 2025

Co-promoteurs : Pr Adrien Michez et Pr Marc Dufrêne

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier ma famille qui m'a soutenu durant toutes ces années d'études. Merci à ma mère pour m'avoir préparé tous ces petits plats et à mon père pour avoir essayé de m'inculquer un tant soit peu de rigueur.

Je tiens également à remercier mes co-promoteurs Adrien Michez et Marc Dufrêne qui m'ont soutenu et aidé lors de l'ensemble des étapes de ce TFE. Merci à Monsieur Michez pour toutes ces propositions de café, promis prochaine fois j'en prendrai un.

Merci au kot-eau de m'avoir systématiquement tiré vers le bas, je ne sais même pas quel homme j'aurais pu devenir sans vous. Ce fut avec vous l'une des meilleures années de mon existence et c'est avec tristesse que je dois maintenant vous quitter pour découvrir de nouvelles aventures dans le doux pays de Waremme. Je remercie particulièrement Alex pour m'avoir aidé lors des prises de mesures et Gaëtan pour bien avoir voulu faire du kayak avec moi (ça devait être dur !). Merci à Yanis qui m'a permis de réaliser que je n'étais pas un si gros rageux que ça, merci à Erwan pour toutes ces séances de sport, merci à Damien pour m'avoir toujours remis à ma place au bon moment et merci à Lola pour cette superbe semaine au Lux. Une belle année que ce fut.

Je tiens également à remercier le trio d'animales qui j'espère va continuer ses conneries dans les années à venir et merci à tous mes autres potes que je porte haut dans mon cœur mais dont j'ai la flemme de citer les noms. Ces cinq années à Gembloux étaient tout bonnement un sans-faute. Le nombre d'activités différentes et d'années d'espérance de vie perdues était tout bonnement extraordinaire.

Merci également aux membres du « restreint » avec qui j'ai passé une année extraordinaire accompagnée de débats endiablés jusqu'à trois heures du matin. Merci également au bar pour ces deux années de prétendance et ces deux années d'équipe soft, ma foi, mémorables.

Merci beaucoup à Martin Petitjean pour toutes tes réponses bien développées à des questions pas toujours très réfléchies.

Enfin je tiens à remercier les techniciens et les doctorants qui m'ont aidé lors de la réalisation de ce TFE, merci beaucoup pour votre aide.

Résumé

La Lesse, rivière karstique emblématique de Wallonie, est soumise depuis plusieurs décennies à une fréquentation intense du kayak, activité touristique générant des retombées économiques importantes mais également des pressions écologiques notables. Le seuil réglementaire actuel de 1,5 m³/s, fixé au limnimètre de Gendron pour autoriser la navigation, repose sur une décision politique plutôt que sur des bases scientifiques solides. Dans un contexte de changement climatique et de baisse récurrente des débits estivaux, cette pratique en période d'étiage peut accentuer l'érosion des berges, perturber les communautés benthiques et dégrader les habitats piscicoles.

Ce travail vise à évaluer la pertinence écologique de ce seuil minimal à travers la modélisation hydraulique 2D d'un tronçon critique de la Lesse situé au niveau du château de Walzin, fortement impacté par la navigation. Les données bathymétriques ont été acquises à l'aide d'un récepteur GNSS RTK, puis intégrées dans un maillage triangulaire généré avec Seamsh. La simulation a été réalisée sous Watlab, logiciel basé sur les équations de Saint-Venant 2D, avec calibration sur le coefficient de Manning et validation par comparaison aux mesures de terrain (RMSE, NSE, PBIAS). Des scénarios de débits compris entre 0,20 et 8 m³/s ont été testés, en portant une attention particulière au seuil réglementaire et au débit minimal assurant une profondeur navigable de 13 cm (incluant une marge de sécurité).

Les résultats montrent que, pour le débit de 1,50 m³/s, de larges portions du tronçon présentent des profondeurs inférieures au seuil de navigabilité, entraînant un contact fréquent des embarcations avec le lit et les berges. Cette situation accentue les risques de perturbations morphologiques et écologiques. Un seuil minimal plus élevé, autour de 3,40 m³/s (valeur issue de la modélisation), apparaît nécessaire pour limiter ces impacts tout en maintenant une pratique sécuritaire.

L'étude démontre l'intérêt de la modélisation hydraulique comme outil d'aide à la décision pour la gestion équilibrée des rivières à usage récréatif. Elle ouvre la voie à l'intégration d'objectifs écologiques quantifiés dans la réglementation, conciliant conservation des habitats et activités nautiques.

Abstract

The Lesse River, a karstic watercourse emblematic of Wallonia, has been subjected for several decades to intense recreational use by kayaking, an activity that generates significant economic benefits but also notable ecological pressures. The current regulatory threshold of 1.5 m³/s, set at the Gendron gauging station to allow navigation, is based on political decision-making rather than robust scientific evidence. In a context of climate change and recurrent summer low flows, this practice during low-water periods can exacerbate bank erosion, disrupt benthic communities, and degrade fish habitats.

This study aims to assess the ecological relevance of this minimum threshold through 2D hydraulic modelling of a critical section of the Lesse located near the Château de Walzin, heavily impacted by navigation. Bathymetric data were collected using an RTK GNSS receiver, then integrated into a triangular mesh generated with Seamsh. The simulation was carried out in Watlab, software based on the 2D Saint-Venant equations, with calibration on the Manning coefficient and validation by comparison with field measurements (RMSE, NSE, PBIAS). Flow scenarios ranging from 0.2 to 8 m³/s were tested, with particular attention to the regulatory threshold and the minimum flow ensuring a navigable depth of 13 cm (including a safety margin).

The results show that at 1.50 m³/s, large portions of the section present depths below the navigability threshold, leading to frequent contact of the boats with the riverbed and banks. This situation increases the risk of morphological and ecological disturbances. A higher minimum threshold, around 3,40 m³/s (value derived from modelling), appears necessary to limit these impacts while maintaining safe practice.

The study highlights the value of hydraulic modelling as a decision-support tool for the balanced management of recreational rivers. It paves the way for integrating quantified ecological objectives into regulations, reconciling habitat conservation with recreational activities.

Préambule

Dans le cadre de ce TFE, l'intelligence artificielle plus spécifiquement ChatGPT a été utilisée comme outil afin de corriger des fautes d'orthographe, de grammaire et de syntaxe. Elle a également été utilisée dans un but de reformulation pour améliorer la qualité de rédaction de ce TFE. Elle n'est pas à l'origine des codes réalisés mais a servi à la correction lorsque ceux-ci ne tournaient pas correctement.

Table des matières

1.	Introduction.....	16
1.1.	Contextualisation	16
1.2.	La Lesse	17
1.2.1.	Contexte hydrogéologique	17
1.2.2.	Pratique du kayak.....	20
1.2.3.	Contexte écologique	22
1.3.	Méthodes d'évaluation de l'impact environnemental	23
1.3.1.	Recensement des populations	24
1.3.2.	Mesure du drift	24
1.3.3.	Télémétrie et télédétection	24
1.3.4.	Modélisation hydraulique	25
1.4.	Modélisation hydraulique	25
1.4.1.	Modèle physique	26
1.4.2.	Modèle numérique.....	26
1.4.3.	Watlab	28
1.4.4.	Mise en œuvre d'un modèle sous Watlab	28
1.4.5.	Bathymétrie.....	29
1.5.	Objectifs	30
2.	Matériel et méthode	31
2.1.	Zone d'étude	31
2.1.1.	Description	31
2.1.2.	Etat du tronçon	32
2.2.	Bathymétrie	33
2.2.1.	Récepteur GNSS et méthode de positionnement.....	33
2.2.2.	Prises de mesures	33
2.2.3.	Incertitudes et erreurs	34
2.3.	Modélisation hydraulique	35
2.3.1.	Watlab	35
2.3.2.	Construction du modèle.....	36
2.3.3.	Profondeur minimale requise pour la navigation en kayak	38
2.4.	Calibration.....	39
2.5.	Analyse de sensibilité.....	40
2.6.	Validation	40
2.6.1.	Hauteur d'eau.....	41

2.6.2.	Jaugeage	42
2.7.	Méthode d'obtention des résultats	42
2.7.1.	Regression linéaire du débit	43
2.7.2.	Largeur et profondeur navigable en fonction du débit	43
2.7.3.	Carte et histogramme des hauteurs d'eau du tronçon	44
2.7.4.	Profondeur le long des portions navigables	45
2.7.5.	Analyse hydrologique	46
3.	Résultats	46
3.1.	Calibration et analyse de sensibilité	46
3.2.	Validation	48
3.3.	Largeur et profondeur navigable en fonction du débit	49
3.4.	Carte et histogramme des hauteurs d'eau du tronçon	51
3.5.	Profondeur le long des portions navigables	53
3.6.	Analyse hydrologique	55
4.	Discussion et perspectives	57
4.1	Rappel des objectifs et des enjeux	57
4.2	Évaluation critique du seuil en vigueur	58
4.3	Proposition d'un seuil écologiquement pertinent	59
4.3.1	Changement écologique	60
4.3.2	Impact économique direct	61
4.3.3	Opportunités de diversification	61
4.4	Robustesse du modèle et limite de l'étude	61
4.5	Recommandations	62
5.	Conclusion	64
6.	Bibliographie	65

Liste des figures

Figure 1: carte des principaux affluents de la Lesse (source :crlesse.be).....	18
Figure 2: carte des différentes zones aquifères du bassin versant de la Lesse (source :crlesse.be).....	19
Figure 3: carte wallonne des cours d'eau et des autorisations de navigabilité des kayaks (source : SPW,2015).....	21
Figure 4: représentation du tronçon modélisé. (Source : OpenStreetMap)	32
Figure 5: point d'échantillonnage le long du tronçon. (Source : OpenStreetMap)	34
Figure 6: interpolation des hauteurs d'eau du tronçon à partir du relevé bathymétrique (Une teinte plus foncée traduit une profondeur accrue du lit). (Source : OpenStreetMap).....	37
Figure 7:schéma de la profondeur du kayak en fonction du nombre de personnes à son bord (zéro pour 3cm de tirant d'eau et deux pour 10 cm de tirant d'eau).....	38
Figure 8: prise de mesure de la hauteur d'eau et des coordonnées de points le long du transect en vue de la calibration (Source : OpenStreetMap).....	39
Figure 9: représentation des trois tronçons utilisés dans les résultats ainsi que le lit mineur (source: google satellite).....	44
Figure 10: représentation des deux chemins privilégiés le long du tronçon.....	45
Figure 11: temps de travail du modèle pour 100 heures de modélisation en fonction de la taille des mailles + courbe de tendance exponentielle	47
Figure 12: régression linéaire du débit en fonction de l'aire du bassin versant établie grâce au jaugeage sur le tronçon et au limnimètre de Gendron et de Hérock	48
Figure 13: comparaison de la largeur moyenne navigable des trois sous-tronçons du tronçon modélisé en fonction du débit	49
Figure 14: comparaison de la profondeur moyenne des trois sous-tronçons du tronçon modélisé en fonction du débit	50
Figure 15: carte des hauteurs d'eau sur le tronçon avec à gauche le tronçon modélisé à un débit de 1,83 m ³ /s et à droite un débit de 3,80 m ³ /s au niveau du tronçon (les parties noires se trouvant en dehors de l'eau).....	51
Figure 16: carte des hauteurs d'eau sur le tronçon avec à gauche le tronçon modélisé à un débit de 1,83 m ³ /s et à droite un débit de 3,80 m ³ /s au niveau du tronçon (en bleu les zones inférieures à 13 cm de profondeur ; en orange les zones supérieures à 13 cm de profondeur et en noir les zones émergées	52
Figure 17: histogramme des hauteurs d'eau avec à gauche le tronçon modélisé à un débit de 1,83 m ³ /s et à droite un débit de 3,80 m ³ /s au niveau du tronçon (la ligne rouge représentant le seuil de 13 cm)	52
Figure 18: Profils longitudinaux de la hauteur d'eau le long du tracé d'un kayak suivant la berge gauche du tronçon. Le graphique supérieur correspond à une modélisation avec un débit de 1,83 m ³ /s, tandis que le graphique inférieur correspond à 3,80 m ³ /s. La courbe bleue représente la hauteur d'eau mesurée le long du trajet et la ligne verte en pointillé indique le seuil minimal requis de 13 cm pour la navigation.	53
Figure 19: Profils longitudinaux de la hauteur d'eau le long du tracé d'un kayak suivant la berge droite du tronçon. Le graphique supérieur correspond à une modélisation avec un débit de 1,83 m ³ /s, tandis que le graphique inférieur correspond à 3,80 m ³ /s. La courbe bleue représente la hauteur d'eau mesurée le long du trajet et la ligne verte en pointillé indique le seuil minimal requis de 13 cm pour la navigation.	54
Figure 20: Q95 au limnimètre de Gendron sur la Lesse de l'année 2000 à 2025 avec en rouge le seuil de 1,5 m ³ /s imposé actuellement et en vert le seuil de 3,40m ³ /s proposé	55

Figure 21: moyenne de 2000 à 2024 des débits journaliers (débit égal et supérieur au Q5 non compris) avec en rouge le seuil de 1,50m ³ /s imposé actuellement et en vert le seuil de 3,40m ³ /s proposé.....	55
Figure 22: Pour chaque jour de l'année (2000–2024), la fréquence (%) des jours où le débit a été inférieur à un seuil donné (avec en haut la Lesse pour un débit à 1,50 m ³ /s, au milieu la Lesse pour un débit de 3,40 m ³ /s et en bas l'Ourthe pour un débit de 3 m ³ /s.....	56

Liste des tables

Table 1: RMSE et sensibilité relative du coefficient de Manning retenu et de ses plus proches voisins calculés à partir des données de sortie du modèle et des données prises sur le terrain pour un débit de 3,63 m ³ /s au niveau du tronçon	47
Table 2: indice de Nash, intervalle de confiance et PBIAS des trois coefficients de Manning les plus prometteurs calculés à partir des données de sortie du modèle et des données prises sur le terrain pour un débit de 2,24 m ³ /s au niveau du tronçon (débit calculé).....	48
Table 3: analyse hydrologique effectuée sur le limnimètre de Gendron sur la Lesse pour un débit de 1,50 m ³ /s et de 3,40 m ³ /s et le limnimètre de Nisramont sur l'Ourthe pour un débit de 3,0 m ³ /s entre 2000 et 2024.....	57

Liste des abréviations

DCE	Directive Cadre sur l'Eau ; directive européenne établissant un cadre pour une politique communautaire de l'eau.
EPT	Éphéméroptères, Plécoptères, Trichoptères (groupes d'insectes aquatiques indicateurs de la qualité de l'eau).
GNSS	Global Navigation Satellite System ; système mondial de navigation par satellites regroupant GPS, Galileo, GLONASS, BeiDou, etc.
MMIF	Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders ; indice multimétrique basé sur les macroinvertébrés, utilisé pour évaluer l'état écologique des cours d'eau.
MNDWI	Modified Normalized Difference Water Index ; indice de télédétection modifié pour améliorer la détection des zones en eau.
MNT	Modèle Numérique de Terrain ; représentation numérique des altitudes d'une zone.
NDWI	Normalized Difference Water Index ; indice de télédétection utilisé pour identifier les zones en eau de surface.
NSE	Nash–Sutcliffe Efficiency ; coefficient d'efficacité de Nash et Sutcliffe, utilisé pour évaluer la performance des modèles hydrologiques.
PBIAS	Percent Bias ; biais en pourcentage, indique si un modèle surestime ou sous-estime les observations.
PPP	Precise Point Positioning ; positionnement ponctuel précis par GNSS, méthode permettant une localisation centimétrique à partir des corrections différentielles.
Q5	Débit statistique dépassé 5 % du temps sur une période donnée.
Q95	Débit statistique dépassé 95 % du temps sur une période donnée.
RMSE	Root Mean Square Error ; erreur quadratique moyenne, mesure de la différence moyenne entre les valeurs simulées et observées.
RTK	Real Time Kinematic ; cinématique temps réel, technique GNSS différentielle fournissant des coordonnées très précises en temps réel.

1. Introduction

1.1. Contextualisation

Depuis le milieu des années 1980, le kayak a connu en Wallonie un engouement croissant, porté par une politique de promotion intensive, l'essor du tourisme de nature et la multiplication des entreprises de location, en particulier sur la Lesse, où cette activité est devenue emblématique du tourisme récréatif en milieu rural (De Myttenaere & D'Ieteren, 2009). Toutefois, face à la dégradation progressive des écosystèmes aquatiques et aux enjeux environnementaux croissants, les autorités ont été contraintes de mettre en place une réglementation encadrant la pratique de cette activité sur les cours d'eau wallons. Ces mesures, bien que nécessaires, suscitent l'incompréhension voire la frustration chez certains opérateurs touristiques, notamment en raison de l'absence d'études d'impact environnemental rigoureuses à l'appui de ces décisions (De Myttenaere & D'Ieteren, 2009).

Sur la Lesse, l'arrêté du Gouvernement wallon a fixé un débit minimal et maximal pour encadrer l'usage des kayaks (Service public de Wallonie- Environnement. 2009, art3). Le débit maximal vise à garantir la sécurité des usagers, tandis que le seuil minimal, fixé à 1,50 m³/s à Gendron, est censé limiter les effets négatifs sur les milieux aquatiques. Toutefois, ce seuil repose sur une décision politique plutôt que sur une base scientifique solide.

La navigation de plaisance a un double impact : d'une part, elle provoque des turbulences susceptibles de modifier l'habitat aquatique ; d'autre part, le passage fréquent des embarcations peut entraîner un raclage du substrat, perturbant les organismes benthiques et les frayères. Lorsque la fréquentation est excessive, les communautés aquatiques peuvent être fortement altérées, voire disparaître localement (Sagerman et al., 2020). Des études expérimentales et de terrain confirment ces effets : les vagues et turbulences générées par les embarcations peuvent réduire significativement l'activité de filtration des moules d'eau douce et détacher les invertébrés fixés, modifiant la structure des communautés benthiques (Lorenz et al., 2013 ; Gabel et al., 2012). Le passage répété de bateaux à faible profondeur peut également mobiliser le substrat graveleux, entraînant une mortalité embryonnaire proche de 100 % dans certaines frayères artificielles (Horton, 1994). Pour les embarcations légères comme le canoë-kayak, des perturbations notables des invertébrés benthiques ont été observées, ainsi qu'une dégradation de la végétation aquatique, notamment par le contact direct des pagaies, des coques et par l'échouage suivi de piétinement (Hering et al., 2022 ; Wegner et al., 2023). Par ailleurs, l'accès fréquent aux berges favorise la dégradation des sous-berges et des chevelus racinaires, entraînant une perte de végétation rivulaire et une augmentation de l'érosion (Manning, 1979 ; Davis, 2007).

En Wallonie, l'état écologique des masses d'eau de surface reste préoccupant : en 2020, seules 43 % d'entre elles présentaient un bon ou très bon état, tandis qu'aucune n'atteignait le bon état chimique en raison de la présence généralisée de polluants persistants, bien que ce chiffre atteindrait 73 % si ces substances étaient exclues (SPW Environnement, 2020). Les bilans 2013-2018 confirment cette tendance, avec 44 % en bon état écologique et 68 % en bon état chimique hors polluants ubiquistes (IWEPS,

2023). Ces constats soulignent l'urgence d'évaluer scientifiquement les effets cumulatifs de la navigation de loisir, afin de guider les décisions politiques vers une gestion plus durable des rivières.

Historiquement, la gestion de la Lesse a également contribué à la perturbation de l'écosystème : l'ensemble du lit mineur a été modifié par des travaux de déplacement de cailloux et blocs rocheux afin de faciliter la circulation des embarcations, tandis que les arbres morts et embâcles naturelles sont systématiquement éliminés. Or le bois mort constitue un habitat essentiel pour de nombreuses espèces aquatiques et joue un rôle nécessaire dans le fonctionnement hydromorphologique et écologique des cours d'eau (Dufrêne *et al.*, 2025).

1.2. La Lesse

1.2.1. Contexte hydrogéologique

La Lesse est un cours d'eau wallon qui prend sa source à Ochamps, dans la province de Luxembourg et parcourt environ 89 kilomètres avant de se jeter dans la Meuse à Anseremme. Son bassin versant couvre une superficie de 1 434 km² et traverse plusieurs régions géologiques caractéristiques de la Wallonie (figure 1). Les formations aquifères principales sont constituées des calcaires primaires (187 km²) et des massifs schisto-gréseux (1 155 km²) (Région wallonne, 2005) (figure 2).

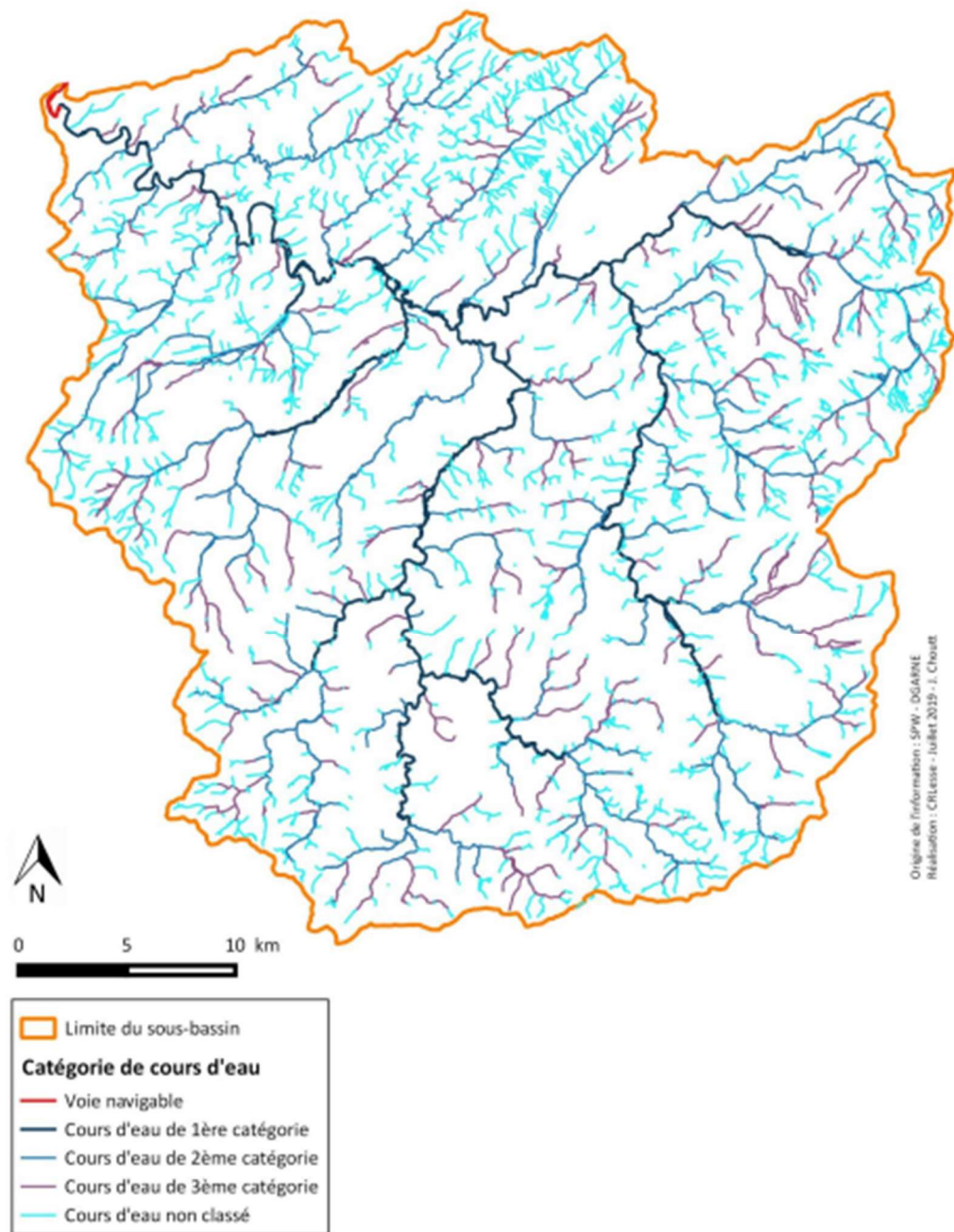


Figure 1: carte des principaux affluents de la Lesse (source : crlesse.be)

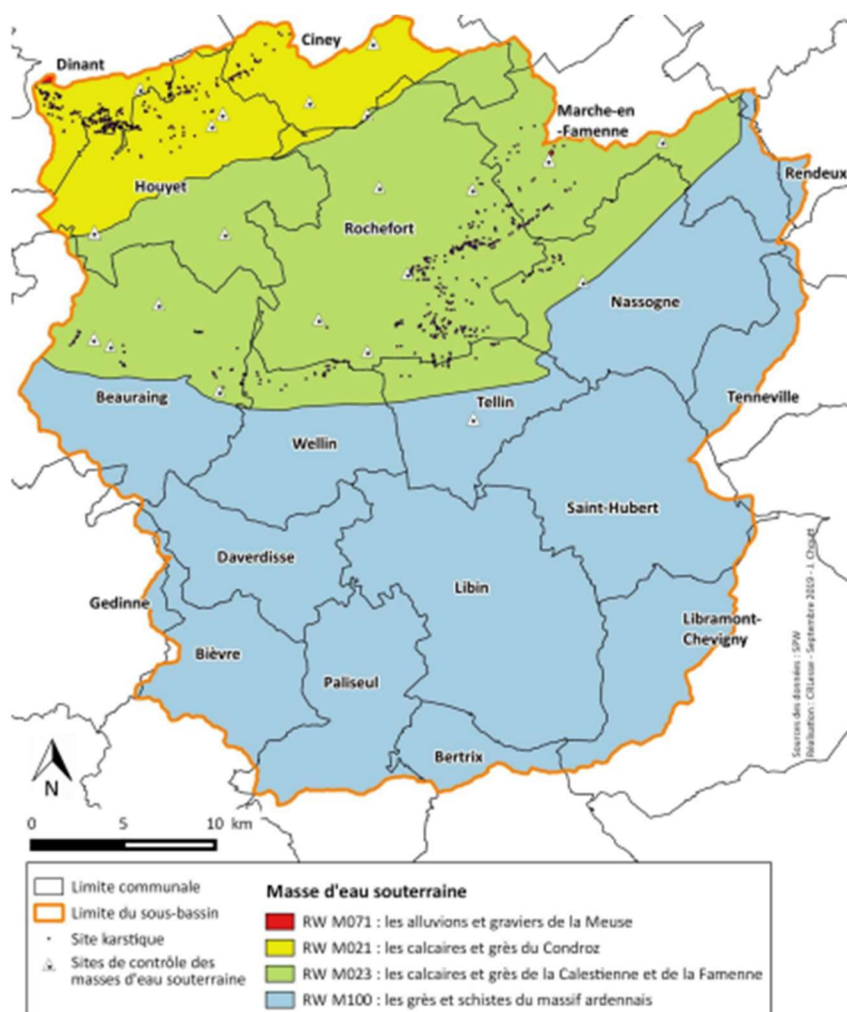


Figure 2: carte des différentes zones aquifères du bassin versant de la Lesse (source : crlesse.be)

Le bassin versant de la Lesse est particulièrement remarquable en raison de son important réseau karstique, avec 785 sites recensés à ce jour, principalement situés en aval d'Houyet, au cœur de la zone d'étude. Ces systèmes karstiques constituent des réservoirs d'eau souterraine majeurs, jouant un rôle crucial dans l'approvisionnement en eau potable. Toutefois, leur vulnérabilité face aux pollutions de surface rend leur protection essentielle pour garantir la qualité des nappes aquifères (Poulain *et al.*, 2015).

D'importantes nappes souterraines sont également localisées dans les formations calcaires et gréseuses de la Calestienne et de la Famenne. Elles sont exploitées à des fins anthropiques, principalement pour l'alimentation en eau potable (Contrat de rivière Lesse, 2021). La Lesse présente en outre une dynamique hydrologique fortement influencée par le substrat karstique, avec des phénomènes de pertes et de résurgences caractéristiques du bassin.

L'ensemble de ces éléments confère à la Lesse un fonctionnement hydrologique complexe, combinant écoulements de surface et souterrains qui justifie une attention particulière dans un contexte de gestion durable de la ressource en eau. Cela rend aussi les berges particulièrement sensibles à l'érosion avec un déplacement de méandre de plusieurs dizaines de mètres en une

vingtaine d'années ce qui est bien supérieur à l'Ourthe pour une puissance spécifique similaire (François *et al.*, 2008)

Au niveau du débit de la zone kayakable, le limnimètre de Gendron indique que le débit moyen lors des 25 dernières années était de 17,63 m³/s, le Q95 est de 1,89 m³/s et le Q5 est de 58,57 m³/s (hydrométrie en Wallonie, 2025).

Ce fonctionnement hydrologique particulier, couplant écoulements de surface et circulation souterraine, n'est pas sans conséquence sur les usages récréatifs de la Lesse, en particulier la pratique du kayak. L'irrégularité des débits, liée au contexte karstique, influence les décisions politiques encadrant les conditions de navigation des kayaks. Il est donc essentiel d'aborder à présent les enjeux liés à la pratique du kayak sur la Lesse.

1.2.2. Pratique du kayak

L'émergence des premières sociétés de kayak a eu lieu en 1921 en Belgique. Au début, cette activité touristique est longtemps restée un secteur de « niche » avant l'engouement pour cette pratique dans les années 80–90, jusqu'à atteindre des pics de 3 000 utilisateurs par jour lors des mois chauds (Myttenaere *et al.*, 2009). Se situant maintenant parmi les activités de plein air les plus populaires de Wallonie, le kayak est principalement pratiqué sur la Lesse, notamment pour admirer ses paysages karstiques. C'est la société de kayak Dinant-Évasion qui a la mainmise sur l'activité sous certaines conditions.

Sur la Lesse, le kayak est autorisé de fin avril à fin octobre. Le nombre de kayaks est limité à 1 169 par jour et à 1 525 durant 20 jours de forte affluence (SPW, 2025). Trois tracés différents sont possibles : un tracé de 9 kilomètres de Houyet à Gendron, un de 12 kilomètres de Gendron à Anseremme et un troisième de 21 kilomètres regroupant les deux tracés (« Dinant Évasion », 2025).

L'exploitation intensive de la Lesse pour cette activité de plein air fait que de nombreuses parties prenantes aux avis divergents se font face :

- Exploitants privés : Dinant Évasion, seul opérateur agréé actuellement sur la Lesse.
- Autorités publiques : SPW, communes, DNF, Service public de l'Environnement, etc.
- Touristes et pratiquants : publics belge et étranger, familles, groupes scolaires...
- Associations environnementales : Natagora, Contrats de rivière, ...
- Habitants riverains : parfois critiques envers la surfréquentation.
- Pêcheurs : historiques sur la Lesse, parfois en conflit d'usage avec les kayakistes.

Les détracteurs du kayak essaient de limiter l'impact des kayaks sur la Lesse, aussi bien dans un but de conservation de la biodiversité locale que pour diminuer les nuisances sonores des touristes, ainsi que pour la tranquillité locale et la pêche (« Les kayaks touchent le fond », 2016). Les impacts principaux du kayak sont le dérangement de la faune, la transformation du lit de la rivière à cause du raclage et le piétinement des berges (Mounet, 2007 ; Deprest, 1997).

Pour donner suite aux différents entre les parties prenantes, des règles de gestion ont été instaurées par la région wallonne. La première fit son apparition en 1985 avec l'interdiction de

passage lors des jours de pêche. Ensuite, dans un souci environnemental, une nouvelle réglementation est adoptée en 1994 et modifiée par la suite donnant lieu notamment à la limitation du nombre de cours d’eaux accessibles aux kayaks (figure 3). Enfin, en 2000, la « réglementation Happart », du nom du ministre en charge de l’environnement de l’époque, qui a suscité de nombreuses réactions parmi les exploitants de kayaks (Myttenaere & d’Ieteren., 2009). Celle-ci interdisant l’utilisation de certains tronçons de la Lesse et d’autres cours d’eau pour la navigation des kayaks de mars à octobre. Elle augmente aussi le débit seuil minimum en-dessous duquel les kayaks ne peuvent pas circuler. Cependant le respect de ces réglementations n’est vérifié par aucun organisme externe.

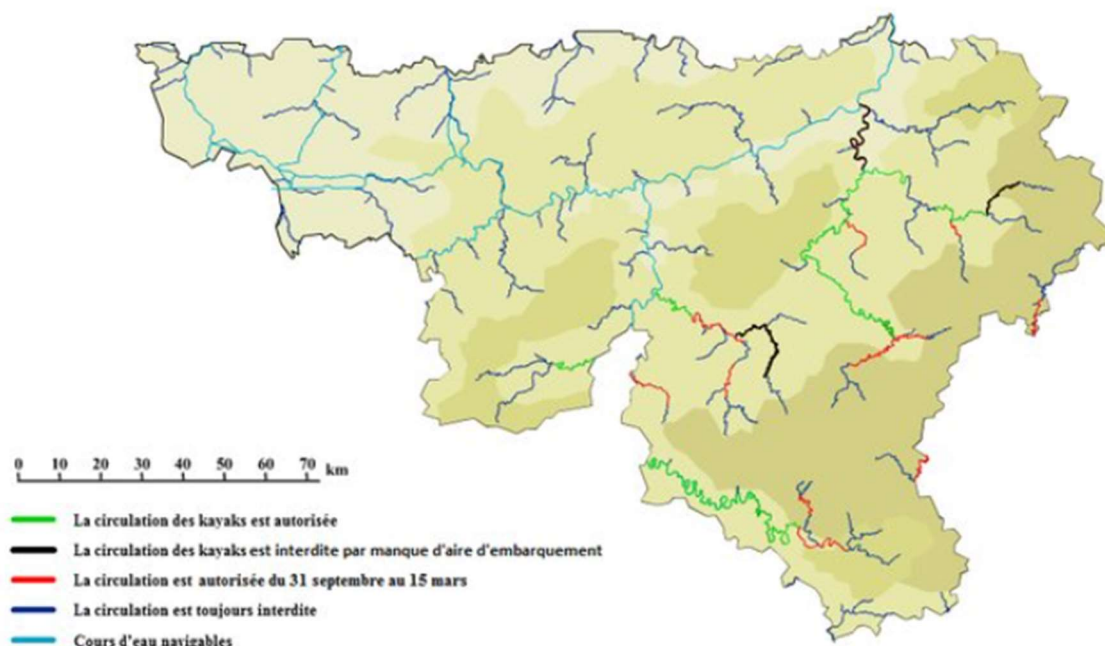


Figure 3: carte wallonne des cours d’eau et des autorisations de navigabilité des kayaks (source : SPW,2015)

Actuellement, les principales règles de gestion sont régies par l’arrêté du 19 mars 2009. Sur la Lesse, les règles principales sont les suivantes (Service public de Wallonie- Environnement. 2009, art 3).

- Embarquement et débarquement uniquement sur les aires désignées.
- Débit minimum de 1,50 m³/s durant 72h à Gendron
- Débit maximum de 52 m³/s établi à 8h00 du matin.
- Kayak et canoë transportant maximum 3 personnes.
- Circulation autorisée : - entre 10h00 et 17h00 du 1er octobre au 15 juin.
- entre 9h30 et 18h00 du 16 juin au 30 septembre.

Les règles stipulées ci-dessus sont identiques pour les autres cours d’eau de plaisance comme la Semois et l’Ourthe. La seule différence se situe au niveau des débits seuils minimaux. Si on prend l’exemple de l’Ourthe, son débit seuil minimal au niveau du passage avec la plus grosse influence de kayaks est de 3m³/s. Néanmoins, son Q95 est de 1,01 m³/s (hydrométrie en

Wallonie, 2025). Son débit seuil minimal est donc trois fois supérieur au Q95, c'est-à-dire le débit dépassé par 95% des observations de débits de la station considérée. En comparaison, le débit seuil minimal pour la pratique du kayak sur la Lesse est lui inférieur au Q95 identifié pour les débits observés à Gendron (table 3). Le nombre de passages plus élevés de kayaks et leur passage dans des conditions d'eau beaucoup plus basses vont donc fortement influencer l'environnement de la Lesse et de ses berges.

L'augmentation de la fréquentation touristique sur la Lesse, couplée à une pratique parfois intensive du kayak en période d'étiage, soulèvent de nombreuses interrogations quant aux conséquences sur les écosystèmes aquatiques et riverains. Bien que des mesures réglementaires aient été progressivement instaurées pour encadrer cette activité, les critiques formulées par les associations environnementales et certains usagers témoignent d'une inquiétude persistante face à l'érosion des berges, au dérangement de la faune ou encore à l'altération des habitats aquatiques. Pour évaluer concrètement ces impacts et leur ampleur, il est nécessaire de mieux comprendre les caractéristiques écologiques de la vallée de la Lesse, ainsi que la sensibilité de ses communautés biologiques aux perturbations hydromorphologiques et anthropiques.

1.2.3. Contexte écologique

La vallée de la Lesse abrite une communauté riche en macroinvertébrés, dont de nombreuses espèces d'éphéméroptères, de plécoptères et de trichoptères (EPT), reconnues pour leur sensibilité à la pollution et largement utilisées comme bioindicateurs de l'état écologique (Contrat de Rivière Lesse, 2023). En Wallonie, ces suivis s'inscrivent aussi dans le cadre du monitoring de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), qui évalue l'état des cours d'eau à partir de quatre éléments biologiques : diatomées, macrophytes, macroinvertébrés et poissons (SPW Environnement, 2020). Les macroinvertébrés sont prélevés selon la norme AFNOR T90-350, généralement à l'aide d'un filet de type Surber sur différents habitats, puis identifiés pour calculer un indice biotique (crlesse.be, 2025) fondé sur la diversité spécifique et la tolérance des espèces (Vanden Bossche & Usseglio-Polatera, 2005). En Flandre, une méthode équivalente est appliquée à travers l'indice MMIF (Gabriels et al., 2010). Les résultats montrent que ces indices sont sensibles aux paramètres physico-chimiques : les valeurs chutent lorsque la turbidité augmente ou que l'oxygène dissous diminue, traduisant une dégradation de la qualité écologique (Camargo, 2019).

Ces communautés benthiques sont également influencées par la structure physique de la rivière, en particulier la végétation riveraine. La forêt riparienne joue en effet un rôle déterminant dans la structuration de la biodiversité. Des études européennes (Water 2020, programmes LIFE) montrent que des bandes boisées riveraines de grande largeur favorisent la diversité des espèces EPT en procurant ombrage, stabilité des rives et apports de matière organique. Ces zones accueillent également une faune invertébrée abondante, avec une richesse notable chez les carabidés et les araignées. La végétation ligneuse constitue ainsi un élément essentiel au maintien de cette diversité (Popescu *et al.*, 2021). Selon le Contrat de Rivière, les tronçons de la Lesse bordés d'une ripisylve dense présentent des indices biologiques supérieurs à ceux des secteurs érodés ou dénudés, grâce à une meilleure préservation des caractéristiques hydromorphologiques ("Contrat de Rivière pour la Lesse," 2019). À l'inverse, les berges piétinées ou dégagées appauvrissent ces milieux et contribuent à la fragmentation des populations terrestres patrimoniales.

Au-delà des macroinvertébrés, d'autres espèces sensibles, comme les mollusques filtrants, témoignent également de l'état écologique du cours d'eau. Parmi celles-ci, la moule perlière, espèce rare et indicatrice de la qualité de l'eau, est particulièrement menacée par la dégradation du lit fluvial et de la qualité de l'eau (rapport État de l'Environnement Wallon, 2016–2020). Elle sert de sentinelle biologique pour l'intégrité du milieu aquatique de la Lesse. Les habitats favorables se situent dans les zones à faible sédimentation, eaux bien oxygénées et substrat stable (Gosselin, 2015).

La faune piscicole constitue également un bon indicateur de la santé du cours d'eau et sa reproduction dépend fortement des conditions physiques du milieu. La Lesse abrite ainsi des communautés piscicoles typiques des cours d'eau de qualité comme la truite fario, le chabot ou les lamproies, particulièrement présentes dans les secteurs à courant vif et substrat grossier ("Contrat de Rivière pour la Lesse," 2022). Le succès de leur reproduction dépend notamment de la clarté de l'eau et de la stabilité des frayères. Or, une fréquentation accrue par les activités nautiques peut perturber ces conditions : le passage d'embarcations provoque l'érosion des berges et la remise en suspension des sédiments, ce qui augmente la turbidité du milieu (Eriksson *et al.*, 2004).

Ces pressions écologiques s'inscrivent dans un contexte hydrologique particulier, lié à la nature karstique du bassin versant. Le régime hydrologique karstique de la Lesse, avec ses pertes temporaires en surface et ses résurgences, crée une dynamique spatiale très variable de l'écoulement et de la colonisation benthique. Bien que des modèles précis manquent localement, les outils développés dans d'autres bassins karstiques montrent que la connectivité écologique est essentielle pour maintenir les métazoaires aquatiques et pour la filtration naturelle par zones humides tampon, permettant de retenir les particules fines et nutriments avant infiltration vers les aquifères (Magnier, 2021).

Face à cette complexité écologique et hydrologique, des actions de restauration sont mises en œuvre pour préserver la continuité écologique du cours d'eau. Cette dernière est un enjeu central des plans de gestion DCE (Directive cadre Eau) en Wallonie. Ces plans incluent des mesures telles que la reconnexion de bras morts, la restauration de frayères et de ripisylves afin d'améliorer le transit sédimentaire et la libre circulation piscicole (Plans de gestion hydrographiques, 2016–2021). Ces efforts contribuent au rétablissement de microhabitats, à la stabilisation des berges et, plus globalement, à une amélioration de l'état écologique de la rivière.

Dans ce contexte, l'essor des activités nautiques sur la Lesse pose de réelles questions de compatibilité avec les objectifs de conservation. Il est donc essentiel de disposer d'outils scientifiques précis pour mesurer l'impact anthropique et guider les mesures de gestion. La section suivante s'attachera à présenter ces outils d'évaluation.

1.3. Méthodes d'évaluation de l'impact environnemental

Pour évaluer l'impact anthropique dû au passage d'embarcations dans une rivière, plusieurs méthodes différentes sont utilisées : le recensement d'espèces caractéristiques au fil du temps, le drift d'espèces de crustacés et de macroinvertébrés, la télémétrie de précision au niveau du lit de la rivière et des berges et enfin la modélisation hydraulique des différentes hauteurs d'eau et débits de la rivière.

1.3.1. Recensement des populations

Le recensement régulier de poissons, de macroinvertébrés benthiques et des moules perlières constitue un outil important dans le but d'évaluer l'impact anthropique des passages d'embarcations sur la Lesse. Les principaux moyens d'échantillonnage en Belgique sont le filet à main et le substrat artificiel. Après cet échantillonnage, les observations sont notées, l'échantillon est traité, les organismes sont identifiés et les indices biotiques sont calculés (Vannevel *et al.*, 2018). Ces indices biotiques servent à suivre les tendances temporelles de diversité et d'abondance dans le cours d'eau. Par exemple, le MMIF est un indice multimétrique basé sur les macroinvertébrés qui dépend de la richesse taxonomique, du nombre d'espèces sensibles et de l'indice de Shannon-Wiener. Cet indice a une valeur normalisée se situant entre 0 et 1 (Gabriels *et al.*, 2010). Le Belgian Sediment index est un autre indice qui évalue la qualité des sédiments dans les cours d'eau flamands via l'analyse de macroinvertébrés benthiques. Il est inspiré du BBI (Belgian biotic index) et il intègre la diversité taxonomique ainsi que la présence de groupes indicateurs pour donner une note de 0 à 10 (De Pauw & Heylen., 2001).

1.3.2. Mesure du drift

Le drift désigne le transport passif des organismes aquatiques (crustacés, insectes benthiques, écrevisses autochtones ou invasives) dans le courant (Naman *et al.*, 2016). La méthodologie de quantification consiste à installer des filets de dérive en aval de zones de passage et de zones témoins, et à quantifier la densité d'organismes capturés pendant ou après la navigation. Par ailleurs, un protocole multimétrique a été établi en Flandre pour comparer les communautés benthiques et la pression anthropique, démontrant que les densités de taxa tolérants augmentent après perturbation mécanique (Gabriels *et al.*, 2006). Une étude de suivi coordonnée entre Flandre et Pays-Bas a utilisé des pièges de drift pour les macroinvertébrés et crustacés dans des zones de canoë, observant des pics de dérive corrélés à l'intensité de passage et au substrat (Lock *et al.*, 2022). Cette méthode permet ainsi de quantifier l'impact immédiat des embarcations sur les communautés crustacées et benthiques.

1.3.3. Télémétrie et télédétection

Le suivi télémétrique de précision permet de corrélérer spatialement et temporellement les passages d'embarcations avec des impacts potentiels sur le lit du cours d'eau et les berges. Cette approche repose sur des traceurs GPS qui sont fixés aux embarcations dans le but de cartographier les trajectoires, identifier les zones de frottements et de dérives de l'embarcation. Ces éléments entraînent une érosion localisée ainsi que la remise en suspension des sédiments (Kucera & Radinger, 2021).

Parallèlement, les balises acoustiques fixées à des organismes sessiles comme la moule ou mobiles comme les poissons permettent de quantifier les changements de comportements ainsi que les modifications des micro-habitats dues au passage d'embarcations (Schillaci *et al.*, 2022).

L'apport complémentaire de la télédétection permet d'élargir l'analyse à plus grande échelle (Coppo Frias *et al.*, 2023). L'utilisation d'images à très haute résolution spatiale par drones ou par satellite permet une cartographie précise des berges, la détection automatique de zones

d'érosion, la variation de la turbidité en surface, ou encore la présence d'embarcations en mouvement (Bailly *et al.*, 2023). Ces analyses comparées avec des indices spectraux tels que le NDWI ou le MNDWI permettent de suivre l'évolution morphologique du cours d'eau due notamment aux impacts anthropiques.

Enfin, l'intégration de capteurs environnementaux (turbidité, oxygène dissous, température, vitesse du courant) à ces approches télémétriques et télédélectées permet d'identifier des zones critiques où la dégradation du lit de la rivière est plus importante à cause du passage des kayaks. Ces combinaisons permettent d'établir des liens de cause à effet entre le passage des embarcations et les réponses du milieu (Beaulieu *et al.*, 2022).

1.3.4. Modélisation hydraulique

Parmi les outils disponibles pour appuyer l'évaluation des impacts de la navigation sur les rivières, la modélisation hydraulique occupe une place de choix. Elle ne permet pas à elle seule de quantifier directement les effets écologiques ou physiques, mais elle constitue un support essentiel pour représenter de manière fine les conditions hydrauliques dans un cours d'eau en fonction de différents scénarios de débit (Rood & Tymensen, 2001). En simulant les hauteurs d'eau sur des tronçons précis et à diverses conditions de charge, cette approche permet d'identifier les seuils hydrauliques à partir desquels la navigation devient possible ou, au contraire, problématique pour la morphologie du lit ou la sécurité des embarcations. Elle offre ainsi une base objective pour évaluer la praticabilité d'un tronçon par des kayaks, mais aussi pour anticiper les conséquences potentielles d'une fréquentation accrue à faible débit. Dans le cadre de ce travail de fin d'étude, cette méthode sera mobilisée afin d'analyser finement les conditions de navigation sur un tronçon de la Lesse, en lien avec les débits observés et les seuils réglementaires en vigueur.

1.4. Modélisation hydraulique

Dans le contexte du changement climatique et de l'intensification des événements extrêmes tels que les crues et les sécheresses, la modélisation hydraulique est devenue un outil incontournable pour la gestion des eaux de surface. Elle constitue une méthode de simplification d'un problème physique réel, en le traduisant sous forme d'un modèle mathématique ou physique, dans le but de mieux comprendre, prédire et gérer le comportement de l'eau dans un environnement donné (Roux *et al.*, 2022).

La modélisation hydraulique permet de prédire le mouvement de l'eau dans le temps et dans l'espace, en fonction de différents paramètres hydrologiques, géométriques et climatiques (Swart, 2011). Historiquement, cette technique s'est d'abord développée sous forme de modèles physiques (maquettes réduites en laboratoire), avant de connaître un essor considérable à partir des années 1960 grâce à l'avènement de l'informatique, avec l'apparition des modèles numériques. L'objectif principal de ces modèles est d'analyser le comportement des masses d'eau lors de perturbations du régime hydrique naturel, afin d'évaluer les risques d'inondation, de sécheresse, ou encore la faisabilité et les impacts d'aménagements hydrauliques (Fluixá-Sanmartín *et al.*, 2016). Leur mobilisation est aujourd'hui indispensable en phase préalable à tout projet d'aménagement touchant un milieu aquatique.

La mise en place d'un modèle hydraulique suit généralement plusieurs étapes clés. Tout d'abord, une analyse physique du phénomène est réalisée, à l'aide de grandeurs

adimensionnelles permettant d'évaluer l'importance relative des différentes forces en présence (gravité, inertie, viscosité, etc.). Ensuite, il convient de choisir le type de modèle le plus adapté à la problématique (Roux *et al.*, 2022). Un modèle physique offre souvent une représentation fidèle des processus hydrosédimentaires, mais il reste coûteux et chronophage. À l'inverse, un modèle numérique permet des simulations plus rapides et une plus grande souplesse dans la gestion des scénarios. En pratique, les deux approches sont souvent comparées ou combinées afin de tirer parti de leurs avantages respectifs (Lejeune *et al.*, 2010).

Une fois le modèle choisi, les conditions aux limites sont définies, généralement sous forme d'un débit ou d'une cote en entrée et en sortie du domaine étudié. Une phase d'acquisition et d'inventaire des données suit, indispensable pour le calage du modèle : cette étape vise à faire correspondre au mieux les résultats du modèle avec les observations réelles (Besnard & Goutal, 2011). Enfin, les résultats obtenus peuvent être analysés, comparés à des scénarios de référence et interprétés afin d'évaluer les risques, la faisabilité ou les impacts du projet simulé (Roux *et al.*, 2022).

1.4.1. Modèle physique

Les modèles physiques sont construits à partir des principes de similitude, qui permettent de reproduire les phénomènes hydrauliques observés dans la nature à une échelle réduite (Lejeune, 2010). En effet, les équations complètes de la mécanique des fluides sont généralement trop complexes pour être résolues analytiquement dans des situations naturelles (Roux *et al.*, 2022). Grâce aux lois de similitude, certaines forces peuvent être négligées si elles sont jugées non significatives dans le cadre de l'étude.

Trois types de similitudes sont à considérer :

- La similitude géométrique implique que le modèle réduit conserve les mêmes proportions que le système réel, à une échelle donnée.
- La similitude cinématique ajoute à la précédente une correspondance des vitesses relatives en tout point du fluide.
- La similitude dynamique, plus exigeante, suppose une égalité des rapports de forces (inertie, gravité, viscosité, etc.) entre le modèle et la réalité.

Comme il est difficile de vérifier toutes ces similitudes à chaque point du modèle, les chercheurs ont recours à des nombres adimensionnels (tels que le nombre de Froude, de Reynolds, etc.) qui expriment des rapports de forces caractéristiques. Ces nombres sont indispensables pour s'assurer que le comportement dynamique du modèle est conforme à celui du système réel, notamment dans les études de similitude dynamique (Song, 2018).

1.4.2. Modèle numérique

Contrairement à la modélisation physique, qui repose sur des maquettes réduites régies par les lois de similitude, la modélisation numérique s'appuie sur la discrétisation du domaine d'étude pour simuler les écoulements de manière informatique. Elle ne cherche pas à résoudre analytiquement les équations régissant les fluides, mais à les approximer par calcul numérique, en découpant l'espace et le temps en éléments finis ou volumes finis (Afzali, 2022). Cette approche permet de calculer, de proche en proche, l'évolution des variables hydrauliques (débit, hauteur d'eau, vitesse) dans tout le domaine.

Afin d'optimiser le temps de calcul, la discrétisation peut être adaptative : certaines zones du modèle (zones de forts gradients ou de grande complexité) sont discrétisées plus finement, tandis que d'autres le sont de manière plus grossière (Afzali, 2022). Pour limiter la taille et les exigences computationnelles du modèle, des conditions aux limites sont définies. Celles-ci décrivent l'influence des conditions extérieures sur le domaine simulé (par exemple : débit imposé en entrée, hauteur d'eau imposée en sortie).

Il existe différents types de modélisation numérique, qui varient selon :

- Le type d'équations utilisées (équations de Navier-Stokes ou de Saint-Venant, notamment).
- L'approche spatiale retenue (formulation eulérienne ou lagrangienne).
- Le nombre de dimensions considérées (1D, 2D ou 3D) (Bordois, 2015).

Dans l'approche eulérienne, les variables sont calculées en des points fixes dans l'espace, tandis que l'approche lagrangienne suit des particules en mouvement. L'approche eulérienne est de loin la plus utilisée en hydraulique fluviale classique (Dubois & Schleiss, 1998).

Les équations de Saint-Venant, fréquemment mobilisées pour la modélisation des écoulements à surface libre, constituent une simplification verticale des équations complètes de Navier-Stokes. Développées à la fin du XIXe siècle, elles résultent d'une moyenne sur la verticale combinée à plusieurs hypothèses simplificatrices (Moyaux & Tech, 2020):

- Pente du lit faible.
- Fluide incompressible.
- Canal prismatique.
- Écoulement unidimensionnel.
- Pression hydrostatique.
- Perte de charge modélisée par la formule de Manning (Kader *et al.*, 2020 ; Shi, 2006).

Ces équations sont particulièrement adaptées à la modélisation des rivières naturelles, car elles offrent un bon compromis entre précision et temps de calcul (Hafnaoui, 2018). Elles se composent de deux équations fondamentales :

1. Équation de conservation de la masse

$$\frac{\partial A}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = 0$$

Avec:

- A: aire de la section mouillée [m²].
- Q: débit [m³/s].
- t et x?

Cette équation correspond au bilan de masse sur un élément infinitésimal de l'écoulement. Lors de la modélisation, seule la partie droite de l'équation doit être changée par le débit entrant ou sortant par unité de longueur (Hodges, 2019).

2. Équation de conservation de la quantité de mouvement

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} * \left(\beta * \frac{Q^2}{A} + g * A * \frac{h}{2} \right) = g * A * (S0 - Sf)$$

Avec:

- β : coefficient de Boussinesq (souvent ≈ 1).
- h : hauteur d'eau [m].
- g : gravité ($9,81 \text{ m/s}^2$).
- $S0$: pente du lit.
- Sf : pente de frottement.
- Les autres variables comme précédemment.

Cette équation découle du principe fondamental de la dynamique, qui stipule que la variation de la quantité de mouvement est égale à la somme des forces extérieures appliquées (pesanteur, pression, frottements...). Dans sa forme développée, elle est généralement appliquée à un canal rectangulaire de largeur constante (Zampiron *et al.*, 2024).

Les deux équations peuvent être combinées pour former un système hyperbolique d'équations, connu sous le nom de système de Saint-Venant 1D. Bien qu'elles constituent une approximation par rapport aux équations de Navier-Stokes complètes, elles restent suffisamment précises pour la plupart des applications fluviales tout en étant bien moins coûteuses en calcul. Leur extension en deux dimensions (Saint-Venant 2D) permet de prendre en compte la variabilité latérale de l'écoulement, ce qui est particulièrement pertinent dans les rivières présentant des méandres, des zones de bras morts ou des élargissements, comme c'est le cas de la Lesse.

Dans le cadre de cette étude, le choix s'est porté sur Watlab, un outil de modélisation numérique basé sur les équations de Saint-Venant 2D. Ce logiciel permet une représentation détaillée des hauteurs d'eau et des vitesses selon différents débits, fournissant ainsi une base solide pour évaluer la praticabilité du cours d'eau par les embarcations, ainsi que les impacts hydromorphologiques potentiels en période de basses eaux.

1.4.3. Watlab

Watlab est un programme open source développé en langage C++, spécifiquement conçu pour la résolution des équations de Saint-Venant 2D dans le cas d'écoulements à surface libre en eau peu profonde. Il a été développé par le Laboratoire de Génie Civil et d'Hydraulique Environnementale de l'Université Catholique de Louvain (UCLouvain), dans un objectif de recherche appliquée et de modélisation hydrodynamique en contexte fluvial. L'équipe de développement regroupe plusieurs chercheurs et ingénieurs, sous la coordination d'une contributrice principale dénommée Sandra Soares-Frazão (Watlab Documentation, 2025).

1.4.4. Mise en œuvre d'un modèle sous Watlab

Pour créer un modèle hydraulique dans Watlab, plusieurs données d'entrées essentielles doivent être fournies. L'une des plus importantes est un modèle numérique de terrain (MNT) précis en 2D, représentant les altitudes du lit de la rivière sur l'ensemble du tronçon à simuler. Cette cartographie constitue la base du maillage spatial sur lequel les calculs d'écoulements seront

effectués. Afin d'obtenir une représentation fidèle de la réalité topographique et hydraulique, une bathymétrie fine est nécessaire, incluant aussi bien les zones centrales du lit mineur que les berges et zones en eau peu profonde.

Une autre donnée incontournable est le coefficient de rugosité de Manning, qui permet de représenter les pertes de charge liées aux frottements sur les fonds naturels. Ce coefficient varie selon la nature du substrat (galets, sable, vase, végétation aquatique...) et influence directement la vitesse et la hauteur d'eau simulées dans chaque cellule du maillage.

Watlab permet également de définir des conditions aux limites, à savoir un débit entrant (souvent en amont) et une hauteur d'eau ou un niveau piézométrique en aval. Ces paramètres permettent d'encadrer l'écoulement dans le domaine simulé. Une fois ces données intégrées et le maillage généré, le programme procède à la résolution numérique des équations pour fournir des résultats spatialisés, tels que les hauteurs d'eau, les vitesses et les zones potentiellement émergées ou submergées, en fonction du débit choisi.

1.4.5. Bathymétrie

La bathymétrie se définit comme la science de la mesure et de la représentation des profondeurs des milieux aquatiques. Elle permet de cartographier la forme du fond du cours d'eau à partir de mesures ponctuelles ou continue de profondeur (Hell *et al.*, 2012). Elle est ainsi essentielle en modélisation hydraulique pour construire des modèles numériques permettant d'évaluer des changements d'un cours d'eau au cours du temps.

Plusieurs techniques bathymétriques sont utilisées en fonction des moyens économiques et du terrain à traiter. Les méthodes manuelles ou portatives sont encore largement utilisées de nos jours. Les échosondeurs mono-faisceaux, par exemple, sont des appareils peu coûteux et possédant une précision décimétrique (Kulo *et al.*, 2024).

Un autre outil adapté aux petits cours d'eau sont les récepteurs GNSS différentiel (RTK/PPP) couplée à une station totale. Ces instruments permettent de relever la position d'un point immergé avec une précision centimétrique (Hussein & Yaseen., 2021). Dans une rivière, une perche immergée dotée d'un prisme permet de calculer l'altitude mais également de déduire la profondeur exacte en ce point précis. Cette méthode est peu invasive et est parfaitement adaptée à des tronçons étroits et des zones karstiques (Smith *et al.*, 2016). L'utilisation des deux outils de manière combinée permet de réaliser une bathymétrie fine du cours d'eau ainsi que le relevé des berges qui est souvent nécessaire pour la modélisation hydraulique.

Ces deux méthodes peuvent se révéler suffisantes dans de petits cours d'eau mais elles ne capturent pas l'ensemble de la bathymétrie du cours, il s'agit seulement de relevés ponctuels. Elles nécessitent donc des interpolations et peuvent être limitées par la taille du point d'eau.

D'autres méthodes plus complexes capturent, elles, l'ensemble de la topographie sous-marine. Les systèmes d'échosondeurs multifaisceaux par exemple projettent un faisceau acoustique perpendiculaire au bateau (Kasvi *et al.*, 2019). Il capture donc simultanément des centaines de points par seconde produisant ainsi des modèles numériques de terrain subaquatiques. Ce type de système est performant mais nécessite un environnement relativement stable et un calage

complexe (Cui *et al.*, 2021). Il est notamment utilisé pour les grands lacs, les estuaires et les embouchures fluviales (Clarke, 2003).

Le lidar bathymétrique aéroporté représente une bonne alternative pour des zones difficilement accessibles ou peu profondes. En effet, il utilise des lasers verts avec une longueur d'onde de 532 nanomètres qui sont capables de traverser des eaux à faible turbidité pour refléter le signal au fond. Néanmoins, son efficacité dépend fortement de la clarté de l'eau (Mandlbürger *et al.*, 2015). Ils permettent un levé combiné de la topographie et de la bathymétrie en une seule acquisition, ce qui est particulièrement utile dans un cours d'eau (Cavalli *et al.*, 2008). Néanmoins, l'utilisation du lidar bathymétrique aéroporté est exigeante, car la profondeur de détection et la qualité des mesures chutent vite avec la turbidité. Ce qui limite son emploi sur des rivières turbides ou végétalisées (Mandlbürger *et al.*, 2015 ; Szafarczyk & Toś, 2023).

Pour finir, les méthodes photogrammétriques par drones offrent une solution novatrice pour cartographier les eaux peu profondes. Cette technique repose sur la reconstruction tridimensionnelle de modèles numériques à partir d'images à haute résolution, pouvant être couplée à des corrections GNSS pour améliorer la précision (Woodget *et al.*, 2014). Des corrections supplémentaires sont toutefois nécessaires pour compenser la réfraction de la lumière dans l'eau (Dietrich, 2017). Cette approche est particulièrement adaptée aux rivières peu profondes présentant une forte variabilité spatiale et un substrat grossier. Mais elle reste limitée par la présence de végétation en surplomb ou submergée, par la turbidité et par les reflets solaires. Plus récemment, l'intégration de lidars bathymétriques légers sur drones a ouvert la voie à des levés aériens combinant topographie et bathymétrie en milieu fluvial, avec l'avantage de réduire les zones d'ombre et d'augmenter la densité de points mesurés dans les petites rivières (Mandlbürger *et al.*, 2020).

1.5. Objectifs

Dans le contexte de changement climatique et de conscientisation des problèmes environnementaux, il est nécessaire de concilier la préservation des rivières avec les activités nautiques diverses. La Lesse en particulier subit depuis plusieurs décennies un trafic intense de kayaks le long de certains tronçons. Cette activité clivante sépare d'un côté les exploitants de cette activité génératrice de profits et de l'autre côté les défenseurs de la biodiversité locale. Les kayaks engendrent en effet des retombées économiques importantes mais perturbent la faune benthique, les habitats piscicoles et les berges. Face à cette situation, il est primordial d'établir des règles strictes ainsi que des limites seuils de débits fondés scientifiquement pour mettre d'accord les deux côtés.

Dans cette optique, l'utilisation d'un modèle hydraulique représentant l'effet des débits sur la hauteur d'eau disponible au niveau du lit s'avère être pertinente. Une étude plus poussée sur un tronçon jugé critique l'est tout autant. L'objectif principal de ce travail de fin d'études est ainsi de développer une modélisation 2D du comportement hydraulique d'un tronçon représentatif de la Lesse à l'aide du logiciel Matlab basé sur les équations de Saint-Venant. Cette modélisation permettra de simuler différentes conditions hydrologiques, en particulier les seuils de navigation imposés par la législation actuelle, afin d'en évaluer la pertinence écologique et d'établir un débit seuil écologique respectant la biodiversité locale.

De manière plus précise, les objectifs poursuivis dans le cadre de ce TFE sont les suivants.

- Construire un modèle hydraulique 2D d'un tronçon de la Lesse sur base d'une bathymétrie et de données de débits issues du limnimètre localisé à Gendron.
- Calibrer le modèle à l'aide des données physiques disponibles et réaliser une analyse de sensibilité sur les paramètres les plus influents afin d'évaluer la robustesse du modèle.
- Simuler différents scénarios hydrologiques, avec un accent particulier sur le débit minimal de 1,50 m³/s actuellement imposé par la réglementation, et estimer les hauteurs d'eau associées dans les zones de passages fréquents des embarcations.
- Simuler le scénario hydrologique avec le débit minimal permettant le passage des kayaks sans atteinte au lit de la rivière.
- Évaluer la pertinence du modèle numérique développé comme outil d'aide à la décision, tant pour les gestionnaires publics que pour les opérateurs touristiques et les acteurs de la conservation.

2. Matériel et méthode

Ce travail de fin d'étude a pour objectif de modéliser une partie de la Lesse empruntée par les kayaks pour y déterminer leur influence sur le lit de la rivière. Pour ce faire, un tronçon de 284 mètres de long pour une superficie de 1,22 hectare a été étudié. Les données de hauteurs d'eau et de débit seront mesurées en période d'étiage pour construire le modèle.

2.1. Zone d'étude

2.1.1. Description

La zone d'étude se situe donc sur la Lesse au niveau du château de Walzin (figure 4). Elle se situe en aval du limnimètre de Gendron et vers la fin du parcours des kayaks dans la Lesse. Ses coordonnées géographiques sont 50°13'6.91" N, 4°55'16.62" E. Ce tronçon fait partie du sous bassin de la Lesse et du bassin de la Meuse ("Notions de base – Contrat de Rivière pour la Lesse"). Ce tronçon a été choisi pour trois raisons principales :

- La largeur importante de la première partie du tronçon : ceci diminue la hauteur d'eau ce qui en fait un passage critique lors de la navigation des kayaks.
- La fin du tronçon correspond aux exigences de la norme ISO 748 concernant le jaugeage.
- Un barrage en amont du tronçon qui stabilise l'écoulement et fixe des conditions limites en entrée.

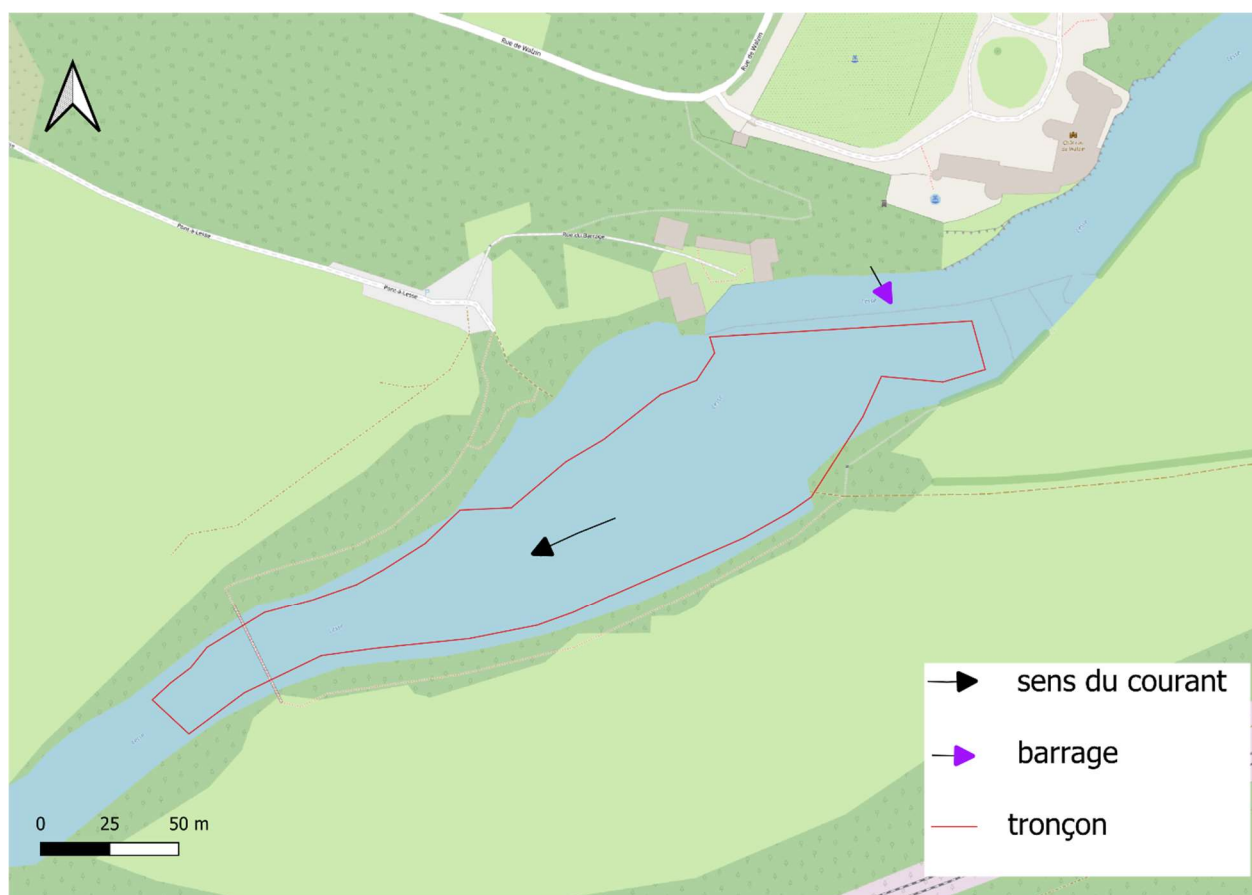


Figure 4: représentation du tronçon modélisé. (Source : OpenStreetMap)

2.1.2. Etat du tronçon

La portion de la Lesse utilisée est l'une des zones les plus impactées par la pratique du kayak. Depuis 2024, le permis d'exploitation de l'entreprise Dinant Évasion a été modifié pour une durée de huit ans et autorise jusqu'à 1169 embarcations par jour, voire jusqu'à 1525 lors de vingt journées de forte affluence (Belga, 2025). La zone étudiée est l'une des plus prisées et est desservie par deux des trois balades proposées par Dinant Évasion.

De nombreux îlots ainsi que des plages de galets se trouvent également sur cette portion, offrant la possibilité aux kayakistes de s'arrêter, malgré l'interdiction au vu des sites classés traversés, pour profiter de la vue sur le château. Ces îlots et plages de galets constituent des habitats d'intérêts communautaires devenus très rares en Wallonie. Les bancs alluviaux et forêts fluviales associées ne subsistent plus que sous forme de fragments isolés, souvent sur des îles, et sont particulièrement sensibles au piétinement et à l'accostage (Delescaille et al., 2021 ; Wibail & Delescaille, 2023). Par ailleurs, de nombreuses zones peu profondes entraînent un frottement des kayaks et des rames sur le lit de la rivière, obligeant parfois les pratiquants à continuer à pied. Lors de ces arrêts, des débris sont parfois laissés sur place.

Ce tronçon est donc fortement impacté par les nuisances humaines, tant à cause du frottement des kayaks et des dépôts de micro plastiques induits que des nuisances sonores liées au passage d'un aussi grand nombre de personnes. Cela fait de cette portion de rivière une zone d'étude particulièrement pertinente pour le sujet de ce TFE.

2.2. Bathymétrie

2.2.1. Récepteur GNSS et méthode de positionnement

Pour réaliser un bon modèle hydraulique de la zone, il est nécessaire de réaliser une bathymétrie fine de celle-ci avec l'outil le plus précis possible. Pour ce faire, un système de positionnement par satellite a été utilisé (GNSS). Ce système représente de nos jours l'une des meilleures méthodes d'observation de la terre. Depuis 2022, plus de 130 satellites opérationnels œuvrent pour le système d'opération par satellite Beidou (Jin *et al.*, 2022). D'autres constellations ont également été utilisées comme GPS, Galileo et Glonass.

Le récepteur utilisé est de la marque 司南导航 (Sinan navigation). Ce module GNSS comprend un module radiofréquence (RF), une bande de base, un processeur, divers périphériques et un logiciel embarqué (Borejko *et al.*, 2020). Il capte les signaux des satellites via une antenne, puis traite ces signaux grâce à la conversion de fréquence, le filtrage et le suivi du signal (Kim *et al.*, 2024). Grâce aux calculs réalisés par le processeur et au pilotage du logiciel, le module fournit à l'utilisateur des coordonnées de hauteur, latitude et longitude de haute précision.

Ce récepteur utilise la technologie différentielle cinématique en temps réel (RTK) et la technique de positionnement par point précis (PPP). Le positionnement différentiel est une méthode de positionnement relatif qui consiste à installer une station de référence dont la position est précisément connue et à effectuer des observations simultanées entre cette station et le récepteur mobile de l'utilisateur (Hofmann-Wellenhof *et al.*, 2008). Le couplage de ces deux techniques est appelée PPP-RTK et celui-ci est utilisé par le module. Cette méthode est une technique d'augmentation de signal mais qui nécessite tout de même une station de base pour corriger certains paramètres. Comme dans la PPP, le but est de rendre les équations les plus explicites possibles pour vérifier l'influence des différents paramètres.

Le PPP-RTK présente plusieurs avantages notables : il offre un positionnement en mode absolu, évite toute corrélation mathématique entre les mesures, se montre robuste face aux erreurs et garantit une fiabilité élevée. Cette méthode hybride permet d'atteindre une précision et des performances comparables à celles du RTK (Isambert *et al.*, 2021). Le système RTK a, lui, une précision centimétrique.

2.2.2. Prises de mesures

La campagne de mesures a commencé le 1er avril 2025. Cette date a été choisie en raison de la faible nébulosité observée ce jour-là, ainsi que de l'absence de débourrement d'arbres, un vent faible et peu d'humidité, ce qui a permis de limiter au maximum les interférences entre les signaux émis par différentes constellations et le récepteur utilisé.

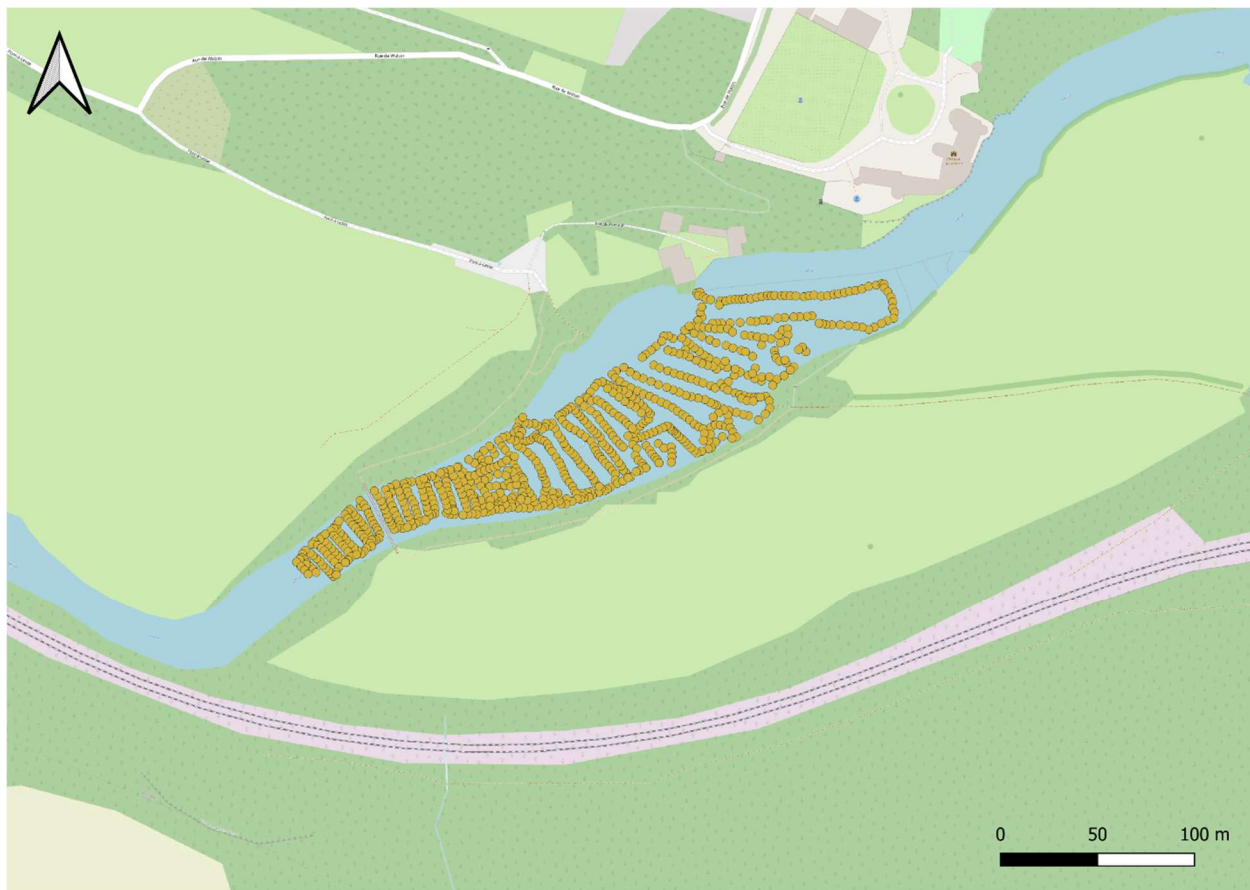


Figure 5: point d'échantillonnage le long du tronçon. (Source : OpenStreetMap)

La prise de mesure a été réalisée par transect régulier le long du tronçon. Une distance moyenne de 3 à 4 mètres entre les points a été maintenue le long des transects, dans la mesure du possible. Une fois la prise de mesure enclenchée, le temps de mesure était systématiquement de 4 secondes avec une connexion à la constellation optimale. Une fois ces transects opérés, d'autres mesures ont été réalisées dans les zones représentant une plus faible densité de mesure. Au total, 820 points ont été relevés, dans le but de représenter le plus fidèlement possible la topographie du tronçon étudié (figure 5). Ces points ont été répartis de manière régulière afin d'assurer une couverture homogène de la zone. Lors de cette opération, les coordonnées géographiques ont été acquises, incluant les données de longitude, latitude et altitude.

Il convient de noter qu'une section du tronçon n'a pas pu être cartographiée. En effet, la zone contrôlée par l'écluse du château de Walzin, aujourd'hui fermée. Cette portion n'a donc pas fait l'objet de relevés.

2.2.3. Incertitudes et erreurs

Les incertitudes possibles au niveau du récepteur sont nombreuses et peuvent avoir des causes multiples (Su *et al.*, 2018) :

- Erreurs liées aux satellites : erreurs d'orbite, décalage de l'horloge, décalage du centre de phase.
- Erreurs liées au récepteur : décalage de l'horloge du récepteur, décalage du centre de phase de l'antenne.

- Erreurs de propagation : retards ionosphérique et troposphérique.
- Autres erreurs : effets relativistes et trajets multiples (multipath).

Pour les limiter au maximum les erreurs sur le terrain, il est important d'opérer sous un ciel dégagé avec un couvert végétal faible et de bien stabiliser l'outil lors de la prise de mesures. Les mesures ont donc été réalisées dans les conditions les plus optimales possibles sur le tronçon sans pour autant qu'un débit trop important du cours d'eau représente un danger physique pour l'étudiant.

2.3. Modélisation hydraulique

2.3.1. Watlab

Hydroflow de Watlab permet d'utiliser plusieurs modèles différents. Dans le cas du tronçon, le modèle représentant le mieux la réalité est le modèle à écoulement hydrodynamique pur régit par les équations de Saint-Venant. L'ensemble des modèles présente une version moyennée des hauteurs de profondeurs d'eau sur la zone modélisée.

Dans ce modèle bidimensionnel horizontal, la colonne de fluide est représentée par une certaine hauteur d'eau pure. Cette hauteur est située au-dessus d'un substrat rocher avec lequel il n'y a aucun échange de masse et donc de quantité de mouvement avec la hauteur d'eau.

Les équations utilisées sont des équations en eau peu profonde écrites sous forme vectorielle conservatrice bidimensionnelle.

$$S = \frac{\partial U}{\partial t} + \frac{\partial F(U)}{\partial x} + \frac{\partial G(U)}{\partial y}$$

Où

$$U = \begin{pmatrix} h \\ qx \\ qy \end{pmatrix} \quad S = \begin{pmatrix} 0 \\ gh * (S0x - Sfx) \\ gh * (S0y - Sfy) \end{pmatrix}$$

$$F = \begin{pmatrix} qx \\ \frac{qx^2}{h} + g * \frac{h^2}{2} \\ \frac{qx*qy}{h} \end{pmatrix} \quad G = \begin{pmatrix} qy \\ \frac{qx*qy}{h} \\ \frac{qy^2}{h} + g * \frac{h^2}{2} \end{pmatrix}$$

Le système d'équations repose sur le vecteur des variables conservées U, les vecteurs de flux dans les directions x et y, ainsi que sur le vecteur des termes sources. Dans ces vecteurs, h représente la profondeur de l'eau, tandis que qx=uh et qy=vh correspondent aux unités-décharges respectivement dans les directions x et y. Les composantes de vitesse sont notées u et v. Le lit du cours d'eau est en pente dans les directions x et y avec des pentes naturelles désignées par S0x et S0y. Les pentes de frottement associées, notées Sfx et Sfy sont quant à elles calculées à l'aide de la formule de Manning avec n le coefficient de Manning et h la hauteur (UCLouvain, 2023).

$$Sfx = \frac{n^2 * u * \sqrt{u^2 + v^2}}{h^{\frac{4}{3}}} \quad Sfy = \frac{n^2 * y * \sqrt{u^2 + v^2}}{h^{\frac{4}{3}}}$$

Dans Hydroflow, tous les modèles sont résolus en utilisant la méthode des volumes finis. Cette approche consiste à subdiviser le domaine en cellules de calcul, où les variables sont supposées constantes dans chaque cellule, conformément à un schéma du premier ordre. Lorsqu'un maillage est non structuré et constitué de triangles, chaque cellule est généralement limitée par deux cellules voisines à la frontière ou par trois cellules à l'intérieur du domaine. Ces cellules partagent des interfaces communes, appelées arêtes intercellulaires.

À chaque itération, les valeurs des variables gouvernantes pour chaque cellule sont mises à jour selon une formule qui intègre plusieurs éléments : le vecteur des variables, l'exposant temporel, l'indice spatial, le pas de temps, l'aire de la cellule, le nombre total de cellules, une matrice de rotation, le flux à l'interface, la longueur de l'arête.

Ce procédé numérique engendre souvent des discontinuités aux interfaces, ce qui nécessite la résolution locale de problèmes de Riemann. La résolution de ces problèmes produit les flux échangés entre cellules voisines. Le calcul de ces flux dépend du solveur utilisé, qui peut varier selon le modèle physique considéré. Toutefois, chaque modèle possède un solveur spécifique, adapté à sa physico-mécanique. Pour illustrer ce processus, nous utiliserons ici le modèle de Saint-Venant comme exemple.

2.3.2. Construction du modèle

La modélisation hydraulique entreprise repose sur l'outil Watlab, un code numérique de simulation 2D, couplé à QGIS pour la préparation des données spatiales et à Seamsh pour la génération du maillage. La première étape a consisté à délimiter la zone d'étude sur QGIS à partir du lit mineur du cours d'eau, en excluant volontairement le lit majeur car non représentatif de l'écoulement en période d'étiage. Ce lit mineur a été numérisé sous forme de polygones, qui ont ensuite servi à définir les contours du domaine à mailler.

L'élévation du terrain a été obtenue via une interpolation TIN avec une résolution spatiale de 0.5 mètre à partir de points topographiques obtenus lors de la prise de mesure.

L'interpolation TIN (Triangulated Irregular Network) repose sur la création de triangles irréguliers (triangulation de Delaunay) à partir de points d'altitude, permettant une interpolation linéaire à l'intérieur de chaque triangle. Elle s'adapte bien aux variations du terrain en densifiant les triangles là où les points sont plus rapprochés. En contexte LiDAR, cette méthode présente un RMSE de 0,11 m pour une résolution spatiale de 0,5 mètre (Căţeanu & Ciubotaru., 2020). Elle convient donc parfaitement au cas d'étude, tant pour sa précision que pour sa capacité à s'adapter à une répartition irrégulière des points d'altitude, qui ne sont pas toujours espacés de manière homogène. Le raster interpolé ainsi obtenu a ensuite été intégré dans le modèle sous forme d'un fichier GeoTIFF (figure 6).

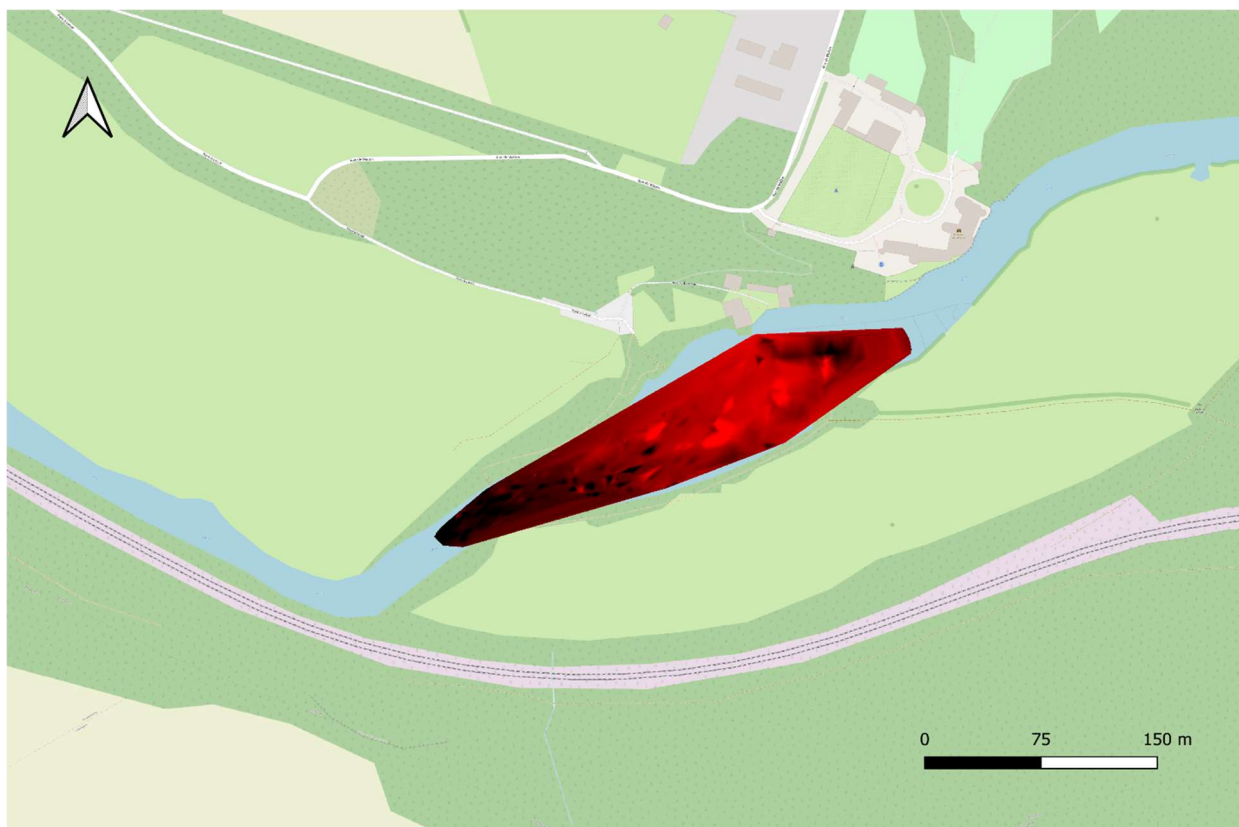


Figure 6: interpolation des hauteurs d'eau du tronçon à partir du relevé bathymétrique (Une teinte plus foncée traduit une profondeur accrue du lit). (Source : OpenStreetMap)

La génération du maillage a été réalisée grâce à la bibliothèque Python Seamsh. À partir du shapefile du lit mineur et du raster bathymétrique, un maillage triangulaire géoréférencé a été produit dans le système Lambert Belge 1972 (EPSG:31370). Le résultat a été exporté au format MSH pour être utilisé dans Watlab, et également converti en GeoPackage pour un usage SIG (annexe 1).

Ensuite, le modèle hydraulique a été défini dans un script Python en utilisant la bibliothèque Hydroflow de Watlab. À chaque itération, un débit entrant (q_{in}) variant de 0,2 à 8 m³/s a été imposé à l'amont, tandis qu'un coefficient de Manning correspondant le mieux au lit de la rivière a été utilisé pour représenter la rugosité du fond. Les conditions aux limites ont été configurées avec un débit sortant (q_{out}) transmissif et des parois rigides sur les bords. La simulation a été résolue pour chaque scénario et les résultats ont été exportés automatiquement dans des dossiers dédiés. Le maillage initial a été enrichi avec les altitudes extraites du raster via la méthode « `set_nodes_elevation_from_tif` » (annexe 2).

Cette démarche modulaire permet de tester différents scénarios de débit et d'évaluer la réponse hydraulique du tronçon étudié, notamment en lien avec la navigation en kayak (voir scripts de modélisation et de maillage pour plus de détails). Pour éviter des imprécisions trop importantes, les 20 premiers mètres du modèle ne seront pas considérés dans les résultats. Les vingt premiers mètres du domaine de calcul ont été exclus de l'analyse car ils correspondent à une zone d'adaptation hydraulique. Dans cette portion, les conditions initiales imposées au modèle (vitesse, hauteur d'eau, débit) ne reflètent pas encore pleinement l'équilibre hydraulique du tronçon simulé. L'écoulement y est soumis à un régime transitoire lié à l'injection des conditions aux limites, ce qui peut générer des distorsions localisées de la vitesse et de la hauteur

d'eau. L'exclusion de cette zone permet donc de ne conserver que des résultats représentatifs d'un écoulement stabilisé, conformément aux recommandations en modélisation hydraulique 2D (Hervouet, 2007).

2.3.3. Profondeur minimale requise pour la navigation en kayak

Dans le but d'évaluer la navigabilité du tronçon étudié en période d'étiage, des mesures ont été réalisées pour estimer la profondeur minimale nécessaire au passage d'un kayak standard. Deux mesures ont été effectuées avec un kayak occupé par deux personnes d'un poids adulte moyen de 75 kg, menant à des profondeurs d'enfoncement respectives de 3 cm et 10 cm lorsque le kayak était occupé par zéro et deux personnes (figure 7).

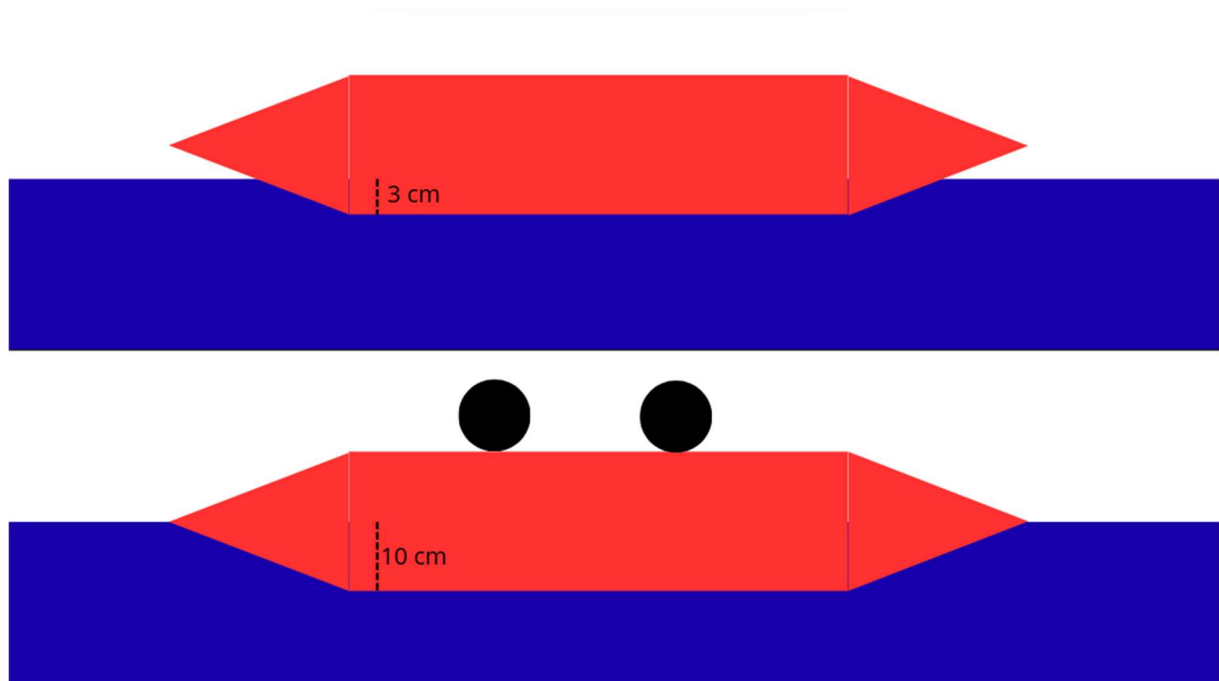


Figure 7: schéma de la profondeur du kayak en fonction du nombre de personnes à son bord (zéro pour 3cm de tirant d'eau et deux pour 10 cm de tirant d'eau)

Pour tenir compte des incertitudes liées aux différences de poids, aux modèles d'embarcations ou de configuration du fond, une marge de sécurité de 30 % a été appliquée à ces valeurs. Cette marge vise à garantir que les profondeurs simulées par le modèle hydraulique excèdent systématiquement les seuils critiques pour le passage sans heurt des kayaks.

Ainsi, une profondeur de 13 cm représentant la profondeur du kayak pour deux personnes et une marge de 30% ont été prises en compte. La profondeur a été retenue comme valeur de référence pour évaluer la franchissabilité des zones peu profondes dans les simulations hydrauliques.

2.4. Calibration

Lors de la calibration, les données sortantes du modèle doivent être comparées aux données du terrain. Pour ce faire, 10 transects le long du tronçon seront décrits lors d'une sortie terrain. Sur ces dix tronçons, les hauteurs d'eau seront mesurées et comparées aux résultats du modèle (figure 8). Les parties des transects se situant hors de l'eau ne seront pas récoltées car le modèle ne calcule pas de valeur d'hauteur d'eau négative.

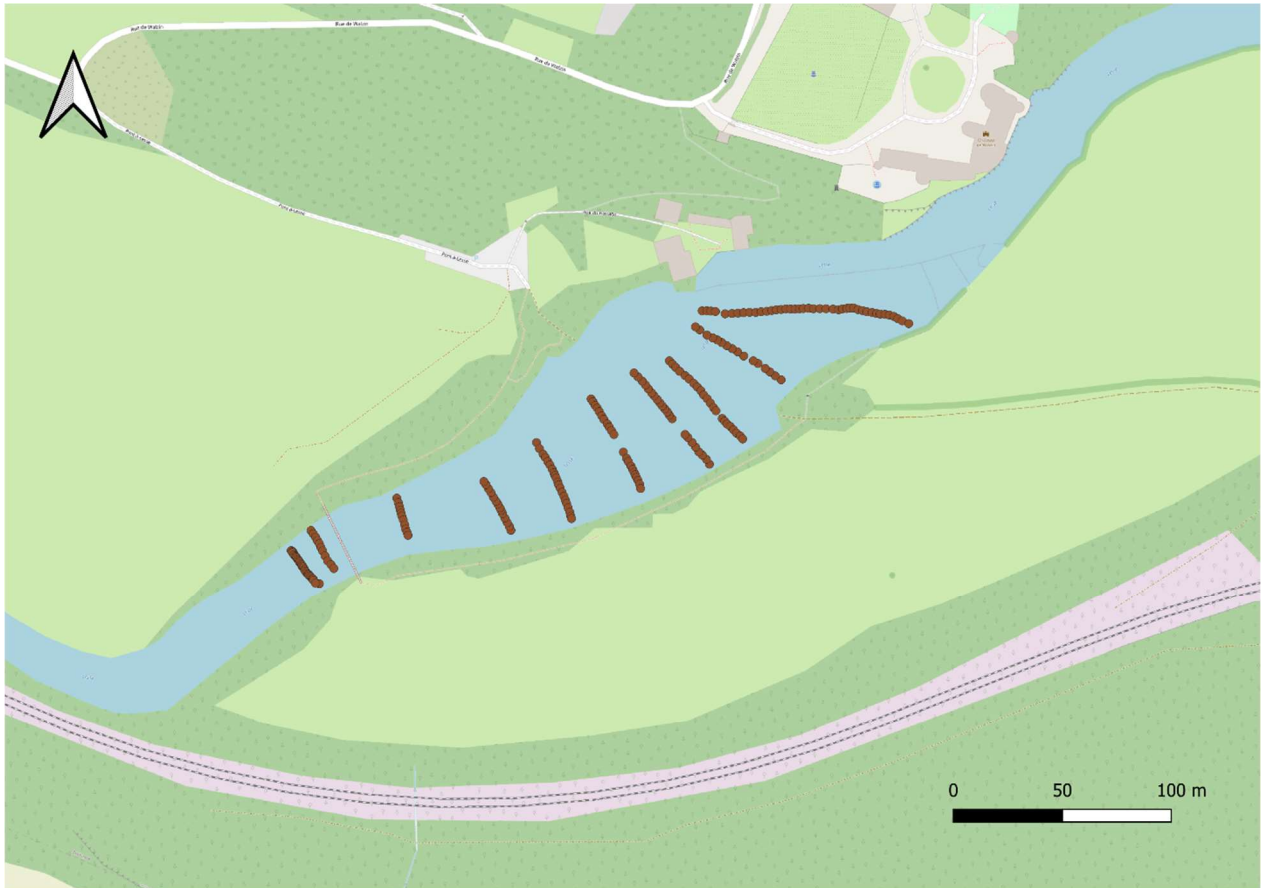


Figure 8: prise de mesure de la hauteur d'eau et des coordonnées de points le long du transect en vue de la calibration (Source : OpenStreetMap)

La calibration se fera sur le seul paramètre modifiant les équations du modèle, le coefficient de Manning. Le modèle hydraulique sera paramétré à l'aide d'un balayage systématique du coefficient de Manning, variant de 0,030 à 0,060 par incréments de 0,001, générant ainsi 31 simulations distinctes. Ce sont les valeurs les plus utilisées pour un cours d'eau naturel avec des zones peu profondes, à l'étiage et avec une faible pente (Ghani *et al.*, 2007). L'optimisation du paramètre s'appuiera sur la minimisation de l'erreur quadratique moyenne (RMSE), la valeur du coefficient correspondant au RMSE minimal étant retenue pour la calibration finale.

$$\text{RMSE} = \sqrt{\sum_i^N \frac{(x_i - \hat{x}_i)^2}{N}}$$

Où x_i est égal aux résultats du modèle et \tilde{x}_i est égal aux données mesurées.

Concrètement, cette métrique calcule la moyenne des carrés des écarts entre les valeurs simulées par le modèle et les observations de terrain. La racine carrée de cette moyenne fournit l'erreur quadratique moyenne (RMSE), un indicateur synthétique permettant d'évaluer la qualité de l'ajustement du modèle et d'identifier les paramètres reproduisant au mieux les données réelles. Les valeurs du modèle et celles de la réalité seront comparées grâce à un code python.

2.5. Analyse de sensibilité

Dans Watlab, trois paramètres influencent les équations de conservation de masse et de quantité de mouvement du modèle :

- La taille des mailles : ce paramètre influence surtout le temps de calcul et la précision des résultats. Différentes tailles de mailles (entre 2 et 10 m) seront comparées au niveau du temps de calcul. Celle qui conservera la meilleure précision tout en n'étant pas trop chronophage sera gardée.
- Les relevés topographiques : un mauvais relevé topographique influence fortement la qualité des mesures obtenues. Au vu du nombre de mesures et de la qualité de l'outil utilisé, les relevés semblent suffisamment bons pour être conservés.
- Le coefficient de Manning : ce paramètre exprime la rugosité du terrain. Dans ce cas-ci, on fait référence au lit de la rivière mais également à toutes les irrégularités qui affectent la dissipation d'énergie et influençant ainsi la profondeur et la vitesse d'écoulement (Sanz-Ramos *et al.*, 2021).

Durant l'analyse de sensibilité, une variation de $\pm 0,001$ autour du coefficient de Manning a été analysée, en utilisant les valeurs qui calibrent au mieux le modèle. La sensibilité relative a été calculée au moyen des équations suivantes, en considérant le RMSE comme variable de sortie du modèle.

$$Sr = \frac{X}{Y} * \frac{\Delta Y}{\Delta X}$$

$$\frac{\Delta Y}{Y} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{|Y_i|}{Y_i}}{n}$$

Où X est égal au coefficient de Manning, Y le RMSE en sortie du modèle et ΔX et ΔY leur variation respective (Yuan *et al.*, 2015).

2.6. Validation

Après avoir créé le modèle hydraulique, il est nécessaire de vérifier sa validité, non seulement par rapport aux exigences formulées, mais surtout vis-à-vis des données réelles collectées sur le terrain (Walski, 2017). Les données de terrain seront comparées aux sorties du modèle, notamment les hauteurs d'eau et les vitesses selon les directions x et y , en différents points du modèle. Ces comparaisons seront effectuées avec plusieurs débits différents de celui utilisé pour la calibration, indiqués par le limnimètre de Gendron.

Afin d'établir une validation rigoureuse, le coefficient d'efficacité de Nash-Sutcliffe (NSE) sera utilisé.

$$Ef = 1 - \frac{\sum (\hat{Y}_i - Y_i)^2}{\sum (Y_i - \bar{Y})^2}$$

Dans cette équation, Ef représente le coefficient d'efficacité, \hat{Y}_i les valeurs simulées par le modèle, Y_i les valeurs mesurées sur le terrain et \bar{Y} la moyenne des observations. Le numérateur exprime la somme des carrés des écarts entre valeurs simulées et mesurées, tandis que le dénominateur correspond à la variance totale des observations (McCuen *et al.*, 2006).

La valeur du coefficient varie de 0 à 1, une valeur de 1 indiquant une parfaite correspondance entre le modèle et les données réelles. En général, un coefficient supérieur à 0,75 est considéré comme satisfaisant pour valider un modèle (Castellarin *et al.*, 2004). Un modèle est jugé très bon si le NSE est supérieur à 0,8, et bon s'il est supérieur à 0,6 (Kouassi *et al.*, 2016).

Pour évaluer l'intervalle de confiance associé aux résultats du modèle, les équations suivantes seront utilisées :

$$\varepsilon = \left(\frac{e^x - 1}{e^x + 1} \right)^2$$

$$x = \ln \left(\frac{1 + Ef}{1 - Ef} \right) + \frac{2 * z}{(n - 3)^{0,5}}$$

où Ef est le coefficient d'efficacité, z la valeur associée à la loi normale standard selon l'intervalle de confiance choisi (ici 95 %), et n la taille de l'échantillon (McCuen *et al.*, 2006). Plus l'intervalle de confiance est étroit, plus le modèle est jugé fiable. Toutes les données seront accompagnées d'un intervalle de confiance de 95 %.

Une dernière méthode d'évaluation est le PBIAS est un indicateur de biais systématique. Il indique si le modèle a tendance à surestimer les valeurs de sorties par rapport aux données réelles mesurées.

$$PBIAS = 100 * \frac{(Y_{sim} - Y_{obs})}{Y_{obs}}$$

où Y_{sim} est le débit simulé, et Y_{obs} le débit mesuré. Un PBIAS inférieur à 10 % est considéré comme très bon, et un PBIAS entre 10 et 15% bon et un PBIAS inférieur à 25 % comme satisfaisant (Moriassi *et al.*, 2007).

2.6.1. Hauteur d'eau

Pour les hauteurs d'eau, 10 transects le long du tronçon seront analysés. Sur ces dix tronçons, les hauteurs d'eau seront mesurées et comparées aux résultats du modèle à l'aide du coefficient de Nash. La valeur minimale acceptée du coefficient sera de 0,6, bien qu'une valeur supérieure soit préférable. L'intervalle de confiance sera également calculé pour évaluer la précision des prédictions du modèle.

2.6.2. Jaugeage

Un jaugeage sera réalisé à l'aval du tronçon étudié afin de vérifier les conditions hydrauliques (débits, vitesses) dans une zone plus rectiligne, moins large, et donc plus propice à des mesures précises. Selon la norme ISO 748, le tronçon choisi devra être rectiligne, suffisamment profond, sans obstacle et les directions des vitesses devront être parallèles.

Lors du jaugeage, la hauteur d'eau et les vitesses seront mesurées tous les 70 cm le long d'une coupe transversale de la rivière, de façon à obtenir 22 mesures, le minimum étant 20 mesures (ISO 748). Pour chaque coupe, les vitesses seront mesurées trois fois par pas de temps de 10 secondes à trois hauteurs différentes. C'est-à-dire à 20%, 60% et 80% de la hauteur.

Ces mesures permettent de calculer une vitesse moyenne pondérée V_m dans chaque colonne d'eau à l'aide de l'expression suivante :

$$V_m = \frac{V_{0,2h} + 2 * V_{0,6h} + V_{0,8h}}{4}$$

où:

- $V_{0,2h}$ est la vitesse mesurée à 20 % de la hauteur,
- $V_{0,6h}$ est la vitesse mesurée à 60 % de la hauteur,
- $V_{0,8h}$ est la vitesse mesurée à 80 % de la hauteur.

Un débit sera ensuite calculé pour chaque portion en multipliant l'aire de la portion par la vitesse calculée en son centre. L'ensemble de ces débits sera ensuite additionné pour obtenir le débit de la rivière au niveau du tronçon.

2.7. Méthode d'obtention des résultats

Dans cette partie, l'approche méthodologique ayant permis d'obtenir les différents résultats sera brièvement explicitée. L'ensemble des résultats ont été réalisés à l'aide de Qgis, pyQgis et le logiciel Spyder.

Sur le logiciel Spyder, plusieurs bibliothèques Python ont été mobilisées pour le traitement, l'analyse et la visualisation des données hydrauliques et spatiales. Ces outils ont permis de préparer les données d'entrées nécessaires à la modélisation, d'extraire des indicateurs pertinents à partir des résultats de simulation et de produire des représentations graphiques et cartographiques facilitant l'interprétation :

- **NumPy** a été utilisé pour la manipulation de tableaux numériques, notamment lors du traitement de grilles d'altitudes issues des modèles numériques de terrain (MNT) et pour la gestion des matrices représentant les hauteurs d'eau simulées. Cette bibliothèque a également servi dans les calculs matriciels sur le maillage hydraulique et dans certaines étapes d'interpolations.
- **Matplotlib.pyplot** a servi à la visualisation des résultats sous forme de graphiques. Elle a permis de générer des courbes illustrant l'évolution de la hauteur d'eau en fonction du

débit, des profils en long ou en travers du lit de la rivière, ainsi que des cartes schématiques colorées des hauteurs d'eau simulées dans l'espace.

- **Rasterio** a été employé pour la lecture et l'analyse de fichiers raster géoréférencés, tels que les fichiers .tifs issus de levés bathymétriques ou de MNT. Cet outil a permis d'extraire les altitudes nécessaires à la construction du modèle de terrain dans Watlab, tout en conservant les coordonnées spatiales pour assurer la cohérence avec les autres couches d'analyse.
- **SciPy**, et plus spécifiquement ses sous-modules liés à l'interpolation et à la résolution d'équations, a été mobilisé pour le traitement scientifique avancé des données. Il a permis de lisser les courbes, d'interpoler des valeurs entre les nœuds du maillage, et d'appliquer des fonctions mathématiques utiles au traitement des résultats.
- **Pandas** a facilité l'importation, la structuration et l'analyse de données tabulaires issues de fichiers CSV (par exemple : séries de débits, positions de transects, hauteurs mesurées sur le terrain). Cette bibliothèque a également servi à croiser les données d'entrée avec les sorties du modèle pour une analyse combinée.
- **Math** a été utilisé pour les calculs mathématiques élémentaires, notamment dans le cadre de la définition de pentes, de conversions d'unités ou de formules simples intégrées aux scripts.

2.7.1. Régression linéaire du débit

Afin d'estimer les débits au niveau du tronçon en fonction du débit du limnimètre, un jaugeage a été effectué au niveau de ce tronçon. Ce jaugeage a permis d'établir une relation entre le débit du tronçon et les débits des limnimètres de Gendron et de Hérock relevés au même moment. Par la suite, une régression linéaire a été réalisée en comparant les trois débits. Cette approche permet de modéliser le débit du tronçon à partir des données disponibles à Gendron. Normalement, pour établir un lien entre deux débits de deux portions différentes d'une rivière, une relation puissance est utilisée. Seulement cette approche ne marche que pour un seul débit donné (Van Campenhout *et al.*, 2020). De plus, la faible différence de superficie de bassin versant entre Gendron (1 286 km²) et le tronçon étudié (1 325 km²) justifie l'utilisation d'une relation linéaire plutôt qu'une relation de type puissance.

Lors de la réalisation des résultats et de la discussion, cette régression permettra de faire correspondre le débit modélisé au débit se situant à Gendron pour pouvoir être comparé au débit existant.

2.7.2. Largeur et profondeur navigable en fonction du débit

L'objectif global de ce résultat est de déterminer, pour différents débits d'étiage, la largeur et la profondeur navigable de la Lesse sur l'ensemble du tronçon étudié, afin d'identifier les conditions minimales permettant le passage des kayaks.

Pour évaluer la navigabilité de la Lesse en période d'étiage, un script Python a été développé sous Qgis afin d'associer automatiquement les points de profondeurs issus du modèle hydraulique aux transects perpendiculaires au lit de la rivière. Seuls les points présentant une profondeur égale ou supérieure à 0,13 m ont été retenus. Pour chaque transect, la largeur navigable a été définie comme la distance maximale entre les deux points les plus éloignés et suffisamment profonds. La profondeur moyenne sur cette largeur navigable a également été

calculée. Les résultats de chaque transect ont ensuite été regroupés par sous-trançons comme expliqué ci-après et une moyenne de la profondeur et de la hauteur a été calculée (annexe 3).

La première moitié du tronçon étudié présente une morphologie particulière : la Lesse y est divisée en deux bras distincts séparés par des îlots centraux qui ne permettent pas le passage des kayaks d'un bras à l'autre. Afin de tenir compte de cette configuration, les transects ont été subdivisés en trois zones distinctes : le tronçon amont droit (partie droite en regardant dans le sens de l'écoulement), le tronçon amont gauche et le tronçon aval, situé en aval de la zone d'îlots où le lit retrouve un écoulement unique (figure 9).



Figure 9: représentation des trois tronçons utilisés dans les résultats ainsi que le lit mineur (source: google satellite)

La suite des résultats se fera sur deux débits caractéristiques : le débit à Gendron de $1,50 \text{ m}^3/\text{s}$ qui est le débit minimal autorisé et le débit obtenu par les résultats qui permet le passage des kayaks comprenant une profondeur et une largeur suffisantes. Ces deux débits seront donc systématiquement comparés dans les résultats.

2.7.3. Carte et histogramme des hauteurs d'eau du tronçon

Les résultats du modèle hydraulique ont été traités sous Python afin de produire des cartes interpolées de la hauteur d'eau et de la vitesse ainsi que des histogrammes des hauteurs d'eau. À partir des fichiers de sortie du modèle, les données ont été projetées sur une grille régulière, visualisées sous forme de rasters et exportées au format GeoTIFF pour intégration dans un SIG. Les deux composantes de la vitesse ont été combinées pour produire une carte unique de la

vitesse de l'écoulement. Des cartes thématiques ont également été générées pour représenter les zones où la hauteur d'eau dépasse un certain seuil, permettant une évaluation spatiale de la navigabilité du tronçon (annexe 4).

2.7.4. Profondeur le long des portions navigables

Afin d'évaluer la variation spatiale de la hauteur d'eau le long des parcours de kayak, un script Python a été développé sous QGIS. Ce script exploite deux couches géographiques : la couche de point sortant du modèle et une couche de lignes qui représente les parcours empruntés. Ces lignes ont été établies à partir des centres de chaque longueur kayakable calculée pour un débit de $3,40 \text{ m}^3/\text{s}$. Ces points obtenus ont ensuite servi à extrapoler les parcours empruntés (figure 10).

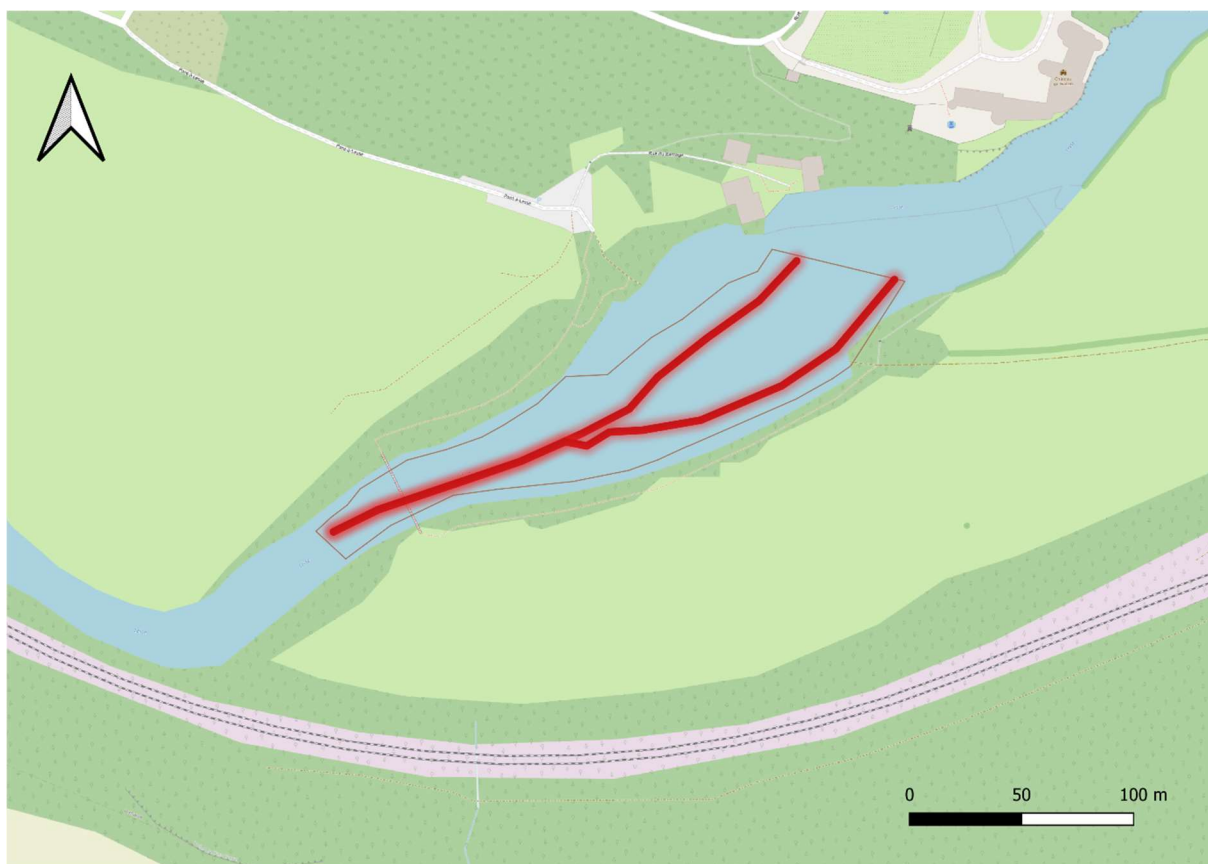


Figure 10: représentation des deux chemins privilégiés le long du tronçon

Chaque ligne a été échantillonnée tous les demi-mètres à l'aide d'une interpolation régulière, générant une série de points le long du tracé. Pour chaque point, le script identifie la valeur du point le plus proche dans un rayon de 0.50 m, en utilisant la géométrie et le système de projection Lambert Belge 1972 pour garantir une précision centimétrique (annexe 5).

Les profondeurs ainsi extraites sont ensuite associées à leur position le long du tracé, permettant la construction d'un profil longitudinal de la hauteur d'eau.

2.7.5. Analyse hydrologique

L'analyse hydrologique a été réalisée à partir des données issues du limnimètre de Gendron (SPW – Service public de Wallonie), situé en amont de la zone d'étude. Cette station constitue la référence pour l'établissement des règles de gestion de la navigation sur la Lesse. Les séries exploitées couvrent la période 2000–2024, avec une résolution journalière, ce qui permet d'intégrer aussi bien la variabilité interannuelle que les tendances saisonnières.

Un contrôle de qualité des données a été effectué afin de vérifier la cohérence des séries temporelles et d'écarter d'éventuelles anomalies. Les débits journaliers ont ensuite été utilisés pour établir plusieurs analyses (annexe 6) :

- Caractérisation des régimes saisonniers : distinction des périodes d'étiage (été–automne) et de hautes eaux (hiver–printemps), afin d'évaluer la disponibilité hydrique pour la navigation récréative.
- Calcul d'indicateurs de basses eaux : en particulier le Q95, correspondant au débit dépassé 95 % du temps, retenu comme seuil de référence pour la Lesse afin d'apprécier la sévérité des étiages.
- Analyse de fréquence d'occurrence des seuils réglementaires et proposés : le nombre de jours annuels où le débit passe sous le seuil réglementaire actuel de 1,50 m³/s a été comparé à celui obtenu pour le seuil proposé de 3,4 m³/s. À titre comparatif, un seuil de 3,0 m³/s sur l'Ourthe à Nisramont a également été pris en compte.
- Comparaison interannuelle : les tendances à long terme ont été évaluées par la moyenne des débits journaliers sur l'ensemble de la période 2000–2024, afin de visualiser la représentativité des seuils étudiés dans un contexte hydrologique de deux décennies.

3. Résultats

3.1. Calibration et analyse de sensibilité

Le tableau ci-dessous présente les valeurs du RMSE et de la sensibilité relative associées au coefficient de Manning retenu (0,038), ainsi qu'à ses deux valeurs voisines (0,037 et 0,039). Cette sélection permet d'examiner plus finement le comportement du modèle autour du minimum d'erreur. Il apparaît que le RMSE reste quasi constant entre 0,037 et 0,038, puis augmente légèrement à 0,039, ce qui confirme que la valeur de 0,038 constitue un optimum local.

Par ailleurs, les coefficients de sensibilités relatives calculés dans cette plage indiquent une faible sensibilité du RMSE au paramètre de Manning, renforçant ainsi la robustesse du choix effectué pour la calibration.

L'ensemble des valeurs simulées et des résultats associés pour l'ensemble des coefficients testés est présenté en annexe (annexe 7). Le présent tableau résume uniquement les résultats les plus pertinents pour l'analyse de sensibilité locale (Table 1).

Table 1: RMSE et sensibilité relative du coefficient de Manning retenu et de ses plus proches voisins calculés à partir des données de sortie du modèle et des données prises sur le terrain pour un débit de $3,63 \text{ m}^3/\text{s}$ au niveau du tronçon

coefficient de manning	RMSE	sensibilité relative
0,037	0.16	-0,011
0,038	0.16	0,007
0,039	0.16	0,012

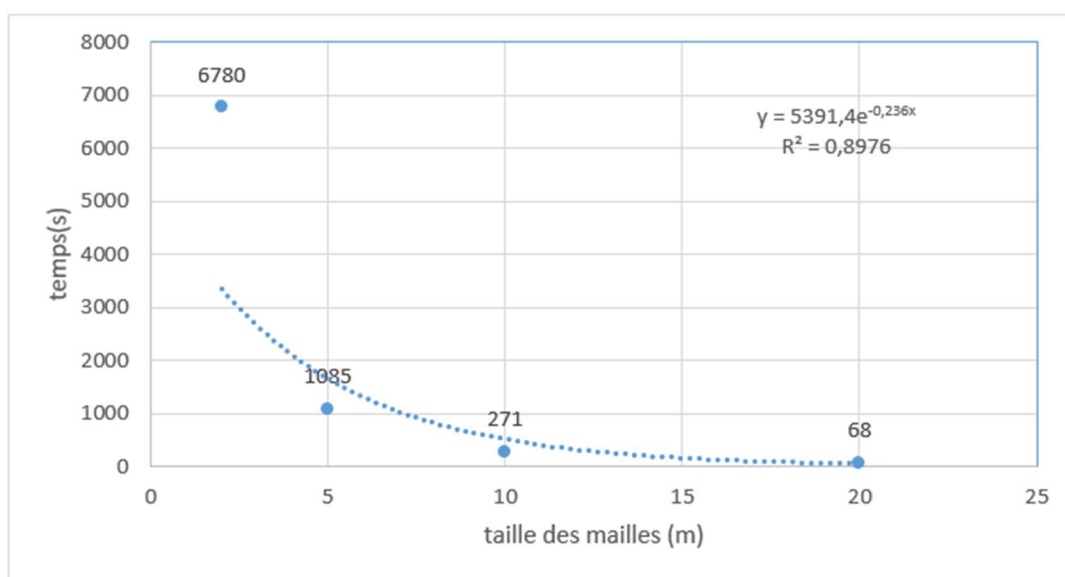


Figure 11: temps de travail du modèle pour 100 heures de modélisation en fonction de la taille des mailles + courbe de tendance exponentielle

Ce graphique met en évidence une diminution rapide du temps de calcul lorsque la taille des mailles augmente. En particulier, le passage d'une maille de 2 m à 5 m permet de réduire le temps de calcul d'environ 84 %, ce qui représente un gain significatif en terme de performances. Toutefois, l'augmentation supplémentaire de la taille des mailles (jusqu'à 10 m ou 20 m) n'apporte plus qu'un gain marginal.

Malgré ces considérations de performance, la maille de 2 m a été conservée pour la suite de l'analyse. Ce choix vise à maintenir une résolution spatiale suffisante pour représenter avec précision les caractéristiques du lit mineur et garantir la fiabilité des résultats hydrauliques produits par le modèle (Figure 11).

3.2. Validation

Table 2: indice de Nash, intervalle de confiance et PBIAS des trois coefficients de Manning les plus prometteurs calculés à partir des données de sortie du modèle et des données prises sur le terrain pour un débit de $2,24 \text{ m}^3/\text{s}$ au niveau du tronçon (débit calculé)

coefficient de manning	indice de Nash	intervalle de confiance(%)	PBIAS (%)
0,037	0,55	[0,45-0,65]	-3%
0,038	0,62	[0,55-0,69]	2%
0,039	0,59	[0,50-0,66]	4%

Les résultats montrent que le coefficient de Manning de 0,038 offre les meilleures performances globales parmi les trois testés. Il présente un indice de Nash de 0,62, le plus élevé, accompagné d'un intervalle de confiance relativement resserré [0,55–0,69], traduisant une bonne fiabilité du modèle pour cette configuration. Le PBIAS est également faible (2 %), ce qui suggère une légère tendance à la surestimation mais dans des limites acceptables. À l'inverse, le coefficient de 0,037, bien qu'ayant un biais légèrement négatif (−3 %), affiche un indice de Nash plus faible (0,55) et un intervalle de confiance plus large, indiquant une performance légèrement inférieure. Le coefficient de 0,039 présente des résultats intermédiaires, avec un Nash de 0,59 et un PBIAS de 4 %, ce qui indique une tendance plus marquée à la surestimation (Table 2).

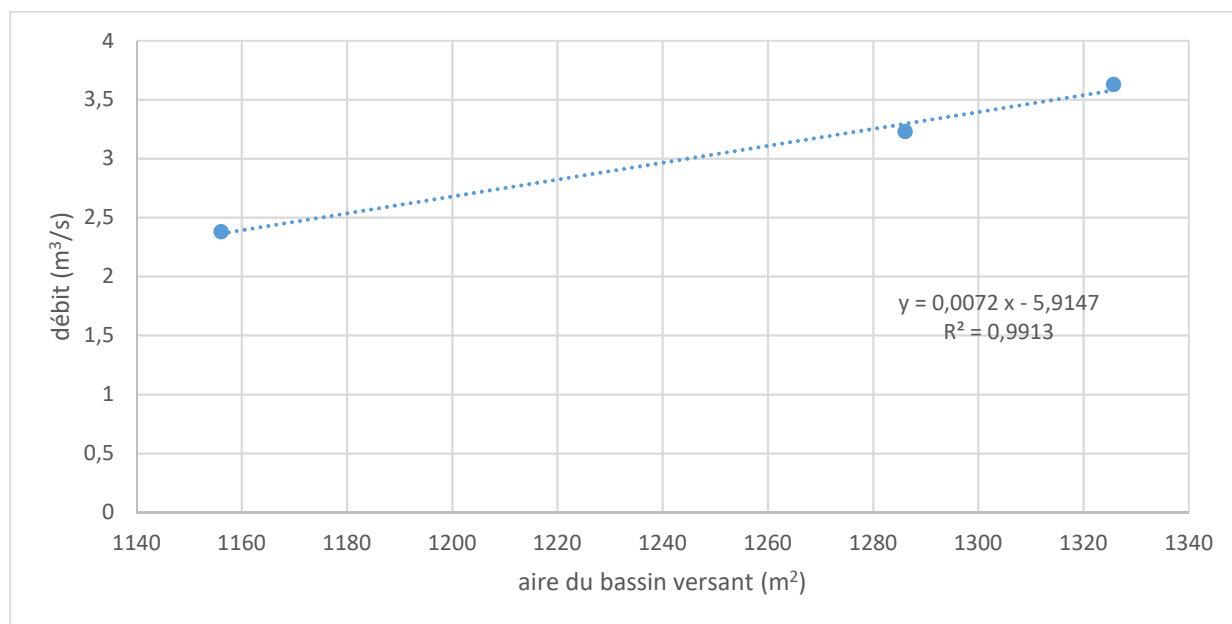


Figure 12: régression linéaire du débit en fonction de l'aire du bassin versant établie grâce au jaugeage sur le tronçon et au limnimètre de Gendron et de Hérock

Ce graphique illustre une relation linéaire positive entre l'aire du bassin versant et le débit mesuré (figure 12). La droite de régression obtenue présente un coefficient de détermination élevé ($R^2 = 0,99$), indiquant que la variabilité du débit est fortement expliquée par celle de la

superficie du bassin. La pente de la droite (0,0072) suggère que le débit augmente d'environ 0,0072 m³/s par m² supplémentaire de bassin versant dans ces conditions de débit. La relation est donc bien ajustée et montre une cohérence entre les données issues du jaugeage et celles des stations de Gendron et d'Hérock.

Ce jaugeage permet également d'établir une équation liant directement le débit à Gendron avec le débit du tronçon. Cette équation servira à faire correspondre les débits dans les prochains résultats.

$$Q_t = Q_g * (1 + 0.00293645 * (A_t - A_g))$$

Où Q_t = débit du tronçon, Q_g = débit à Gendron, A_t = aire du bassin versant du tronçon et A_g = aire du bassin versant de Gendron

3.3. Largeur et profondeur navigable en fonction du débit

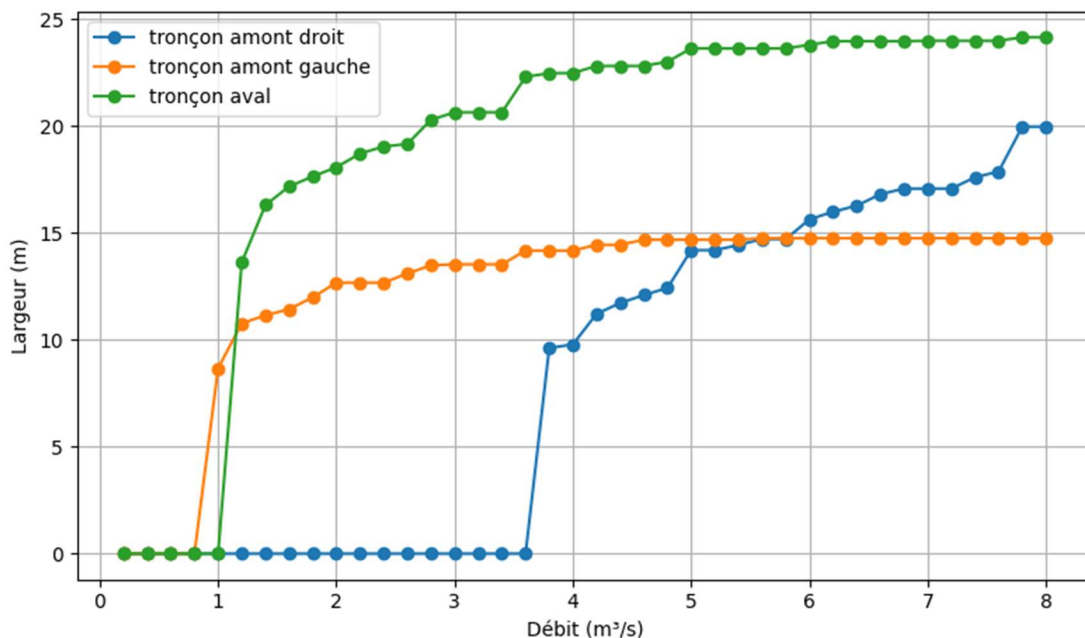


Figure 13: comparaison de la largeur moyenne navigable des trois sous-tronçons du tronçon modélisé en fonction du débit

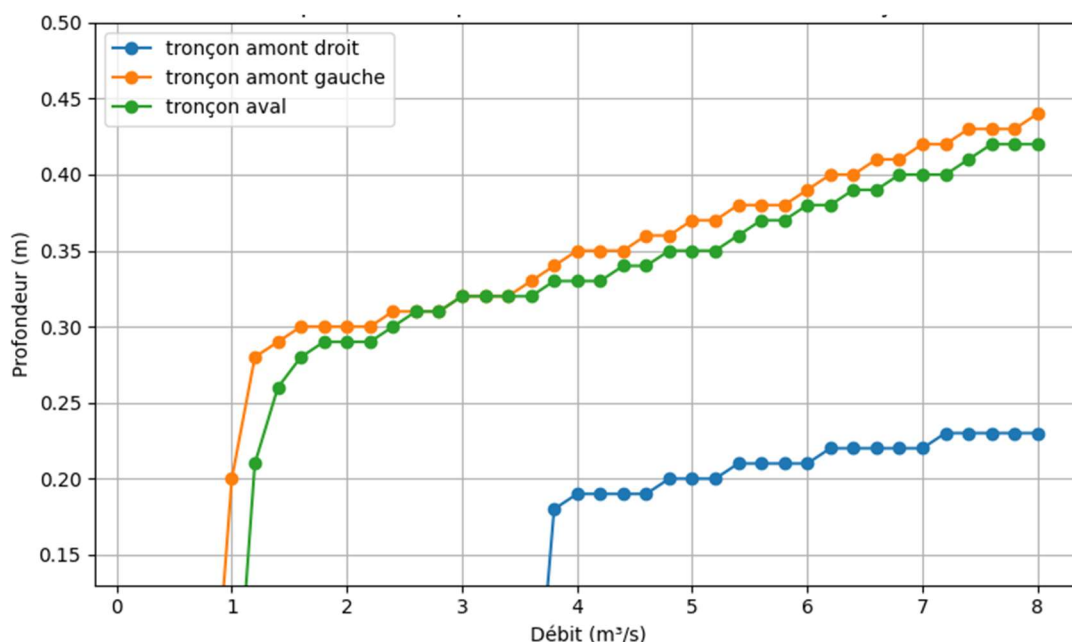


Figure 14: comparaison de la profondeur moyenne des trois sous-tronçons du tronçon modélisé en fonction du débit

Les figures 13 et 14 illustrent l'évolution de la profondeur moyenne et de la largeur navigable en fonction du débit pour les trois sous-tronçons identifiés : tronçon amont droit, tronçon amont gauche et tronçon aval (figure 7).

La profondeur augmente progressivement avec le débit sur l'ensemble des tronçons. Toutefois, le tronçon amont droit présente des profondeurs systématiquement inférieures aux deux autres, avec une stagnation autour de 0,22 m même à débit élevé. À l'inverse, le tronçon amont gauche et le tronçon aval atteignent des profondeurs supérieures à 0,40 m pour les plus hauts débits simulés, ce qui indique une meilleure aptitude à la navigation. Dès un débit de 1,50 m³/s, les profondeurs dépassent le seuil minimal requis de 0,13 m dans ces deux tronçons (figure 14).

La figure 13 présente quant à elle la largeur navigable moyenne selon le même découpage. On observe que le tronçon aval offre la plus grande largeur navigable, dépassant 20 m dès un débit de 3 m³/s, tandis que le tronçon amont droit, très contraint morphologiquement, ne devient navigable qu'à partir de 3,80 m³/s. Au-delà de ce seuil, sa largeur augmente linéairement mais reste inférieure à celle des deux autres zones (figure 13).

Ces deux figures permettent donc d'identifier un débit critique minimal à partir duquel les trois tronçons deviennent simultanément navigables, avec une profondeur et une largeur suffisantes pour garantir le passage sécurisé des kayaks. Ce débit de référence servira de base pour la suite de l'analyse, notamment pour la comparaison avec les débits effectivement observés à la station de Gendron.

Les analyses se feront donc sur le débit seuil actuel de 1,50 m³/s à Gendron et de 1,83 m³/s au niveau du tronçon. Ce débit sera comparé au nouveau débit proposé qui sera de 3,40 m³/s au limnimètre de Gendron et de 3,80 m³/s au niveau du tronçon.

3.4. Carte et histogramme des hauteurs d'eau du tronçon

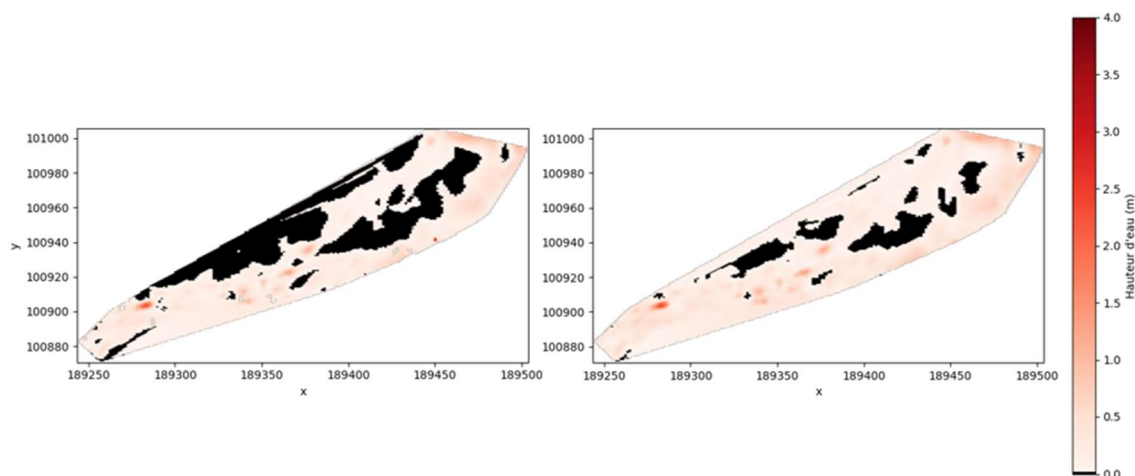


Figure 15: carte des hauteurs d'eau sur le tronçon avec à gauche le tronçon modélisé à un débit de 1,83 m³/s et à droite un débit de 3,80 m³/s au niveau du tronçon (les parties noires se trouvant en dehors de l'eau)

Les deux cartes présentées illustrent la répartition spatiale des hauteurs d'eau dans une portion du lit de la Lesse, avec une échelle limitée à 4 mètres. Les tons vont du noir (0 m) au rouge foncé (≥ 4 m). Les zones noires correspondent aux portions à sec ou non inondées, tandis que les nuances de rouge indiquent des hauteurs croissantes. On observe une discontinuité spatiale importante, notamment sur la carte de gauche, avec des zones noires plus étendues, traduisant une présence partielle ou absente d'eau. En revanche, la carte de droite montre une répartition plus homogène, avec une occupation plus large du lit par l'écoulement (figure 15). La carte obtenue pour un débit de 3,80 m³/s n'indique pas nécessairement la fin de la zone immergée, car la bathymétrie n'a pas été relevée sur l'ensemble du pourtour. Toutefois, cela ne constitue pas une limite majeure, puisque les levés bathymétriques ont été réalisés jusqu'à proximité immédiate des berges, lesquelles présentent généralement une remontée brutale de 30 à 50 cm sur ce tronçon.

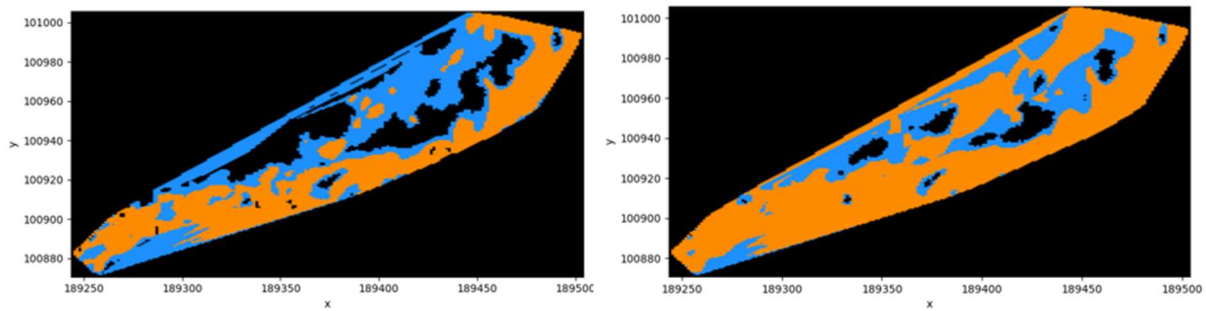


Figure 16: carte des hauteurs d'eau sur le tronçon avec à gauche le tronçon modélisé à un débit de $1,83 \text{ m}^3/\text{s}$ et à droite un débit de $3,80 \text{ m}^3/\text{s}$ au niveau du tronçon (en bleu les zones inférieures à 13 cm de profondeur ; en orange les zones supérieures à 13 cm de profondeur et en noir les zones émergées)

Dans ce graphique (figure 16), une nette augmentation des surfaces en eau est observée avec une profondeur supérieure à 13 cm (qui correspond à la profondeur minimale identifiée pour la pratique du kayak) lorsque le débit passe de $1,83 \text{ m}^3/\text{s}$ à $3,80 \text{ m}^3/\text{s}$. À $3,80 \text{ m}^3/\text{s}$, 56,42 % du tronçon modélisé présente une hauteur d'eau $>13 \text{ cm}$, contre 40,03 % à $1,83 \text{ m}^3/\text{s}$. En parallèle, les zones peu profondes ($\leq 13 \text{ cm}$ mais >0) passent de 39,16 % à 35,21 %, tandis que les zones totalement à sec (0 m) diminuent significativement, de 20,81 % à 8,37 %. Cette évolution confirme l'impact direct du débit sur l'extension et la profondeur de l'écoulement dans le lit mineur.

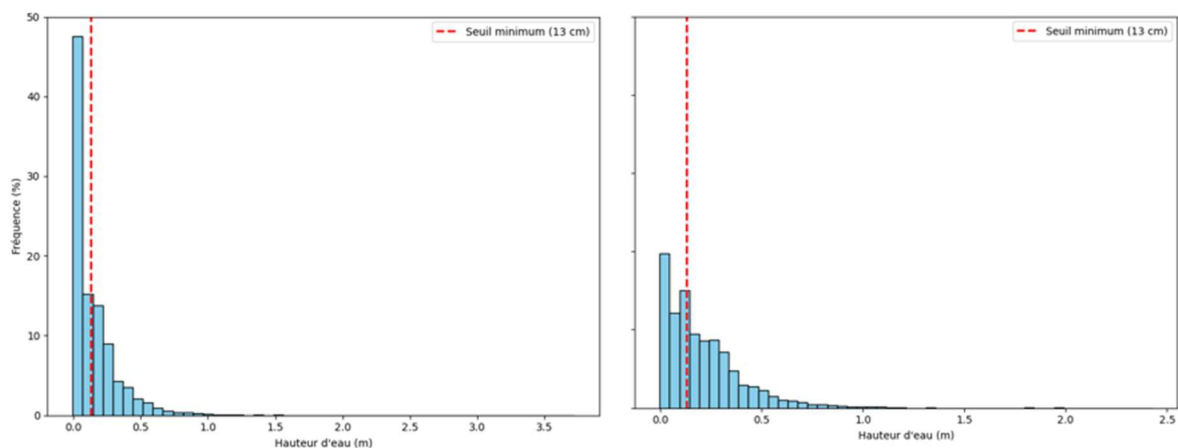


Figure 17: histogramme des hauteurs d'eau avec à gauche le tronçon modélisé à un débit de $1,83 \text{ m}^3/\text{s}$ et à droite un débit de $3,80 \text{ m}^3/\text{s}$ au niveau du tronçon (la ligne rouge représentant le seuil de 13 cm)

L'histogramme met en évidence une répartition fortement asymétrique des hauteurs d'eau, concentrée majoritairement sous le seuil de 13 cm, particulièrement marquée à 1,83 m³/s (figure 17). À ce débit, près de la moitié des cellules présentent une hauteur très faible, ce qui souligne une faible connectivité hydraulique du tronçon. À 3,80 m³/s, la distribution s'élargit et s'aplatit légèrement, traduisant une augmentation générale des profondeurs. La part des hauteurs supérieures à 13 cm devient plus importante, bien que la majorité des hauteurs reste inférieure à 0,50 m.

3.5. Profondeur le long des portions navigables

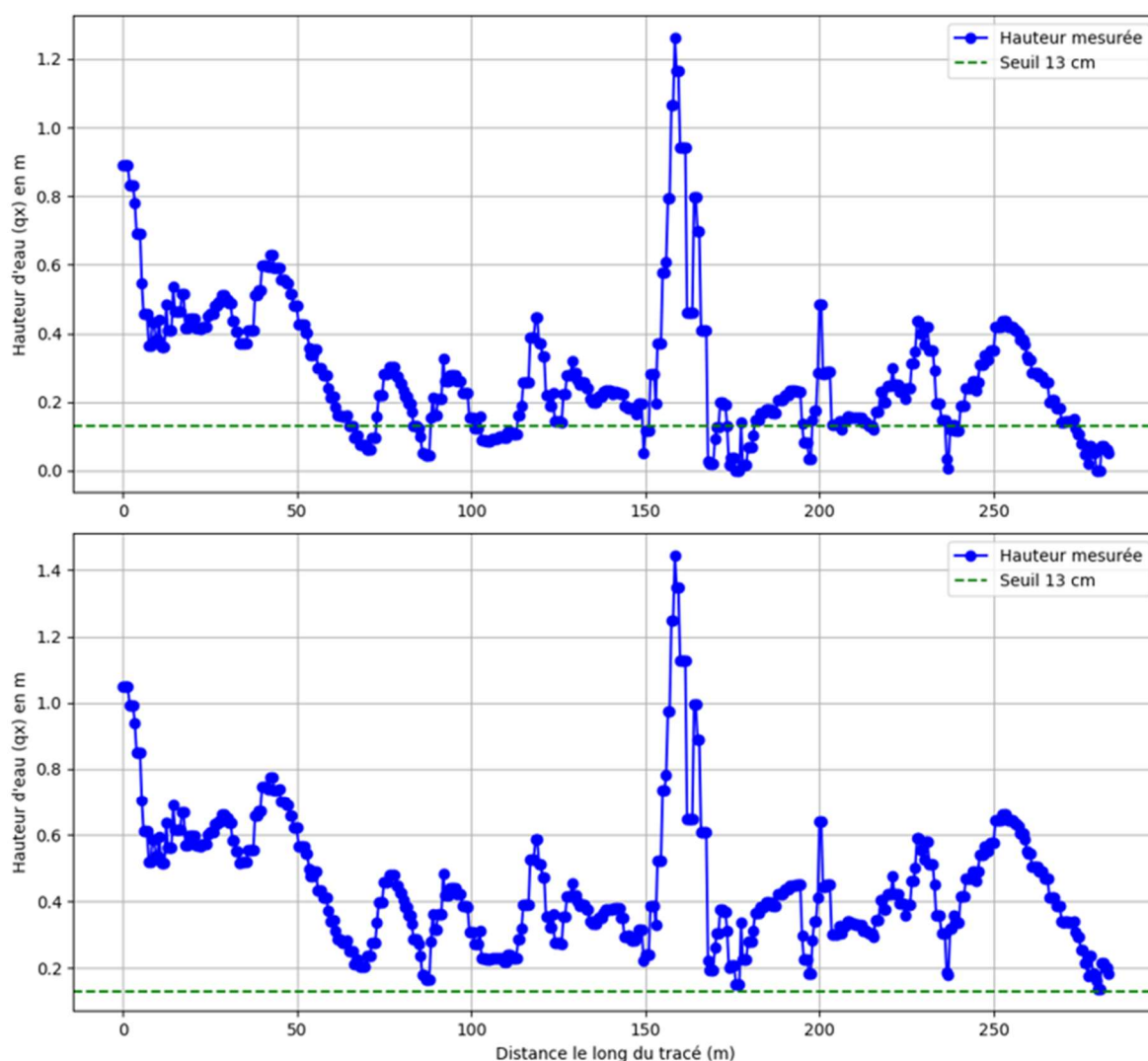


Figure 18: Profils longitudinaux de la hauteur d'eau le long du tracé d'un kayak suivant la berge gauche du tronçon. Le graphique supérieur correspond à une modélisation avec un débit de 1,83 m³/s, tandis que le graphique inférieur correspond à 3,80 m³/s. La courbe bleue représente la hauteur d'eau mesurée le long du trajet et la ligne verte en pointillé indique le seuil minimal requis de 13 cm pour la navigation.

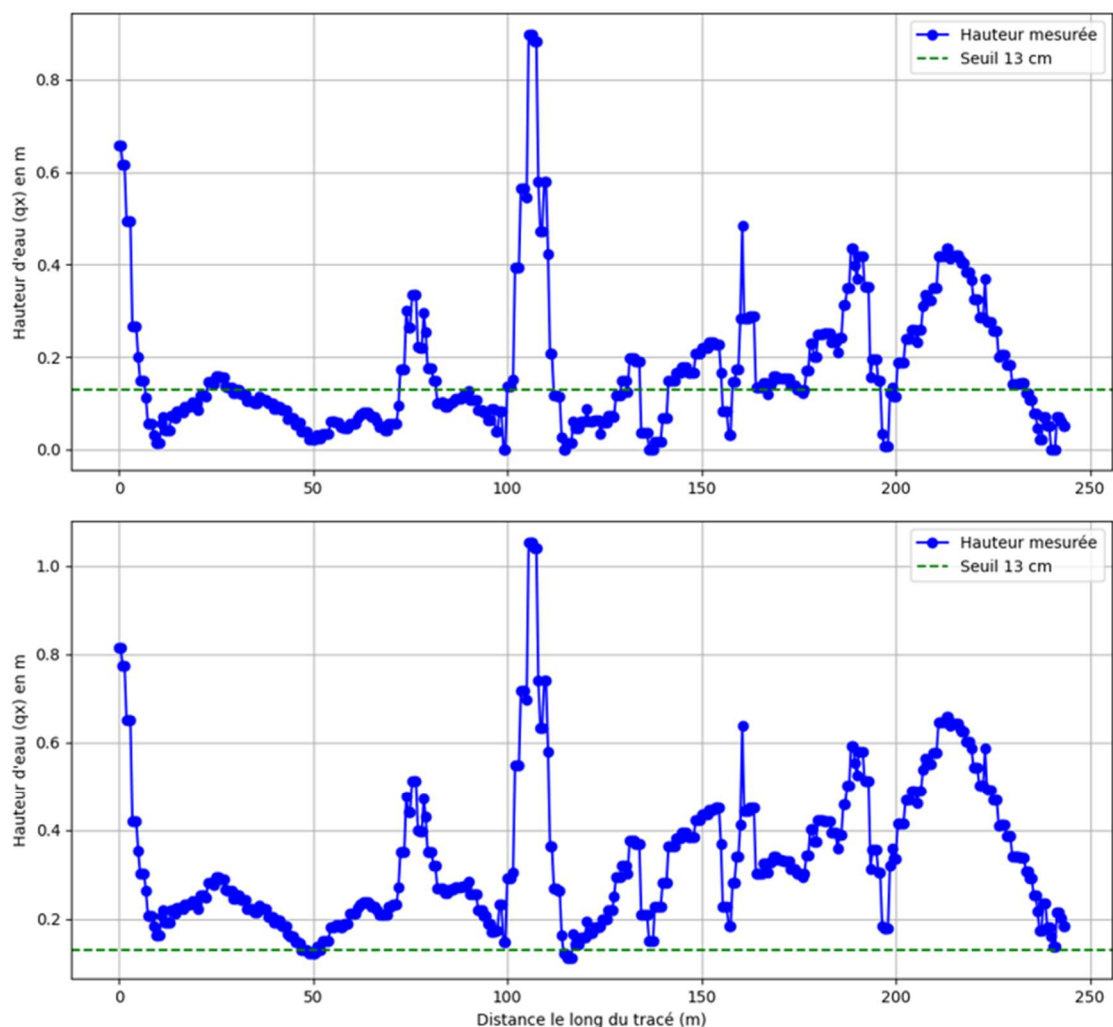


Figure 19: Profils longitudinaux de la hauteur d'eau le long du tracé d'un kayak suivant la berge droite du tronçon. Le graphique supérieur correspond à une modélisation avec un débit de $1,83 \text{ m}^3/\text{s}$, tandis que le graphique inférieur correspond à $3,80 \text{ m}^3/\text{s}$. La courbe bleue représente la hauteur d'eau mesurée le long du trajet et la ligne verte en pointillé indique le seuil minimal requis de 13 cm pour la navigation.

Les deux figures mettent en évidence la variation de la hauteur d'eau le long de deux tracés kayak (gauche et droit du tronçon), pour deux débits contrastés (figures 9, 18 et 19).

À $1,83 \text{ m}^3/\text{s}$, la hauteur d'eau est très fluctuante, avec de nombreux passages sous le seuil critique de 13 cm, ce qui limite fortement la navigabilité. On observe même des portions proches de 0, notamment autour des 150 m sur la distance du trac du tronçon.

À $3,80 \text{ m}^3/\text{s}$, les profils montrent une élévation généralisée de la lame d'eau, avec des hauteurs globalement supérieures à 0,13 m, y compris dans les zones creuses, améliorant clairement la continuité hydraulique pour un passage en embarcation légère.

3.6. Analyse hydrologique

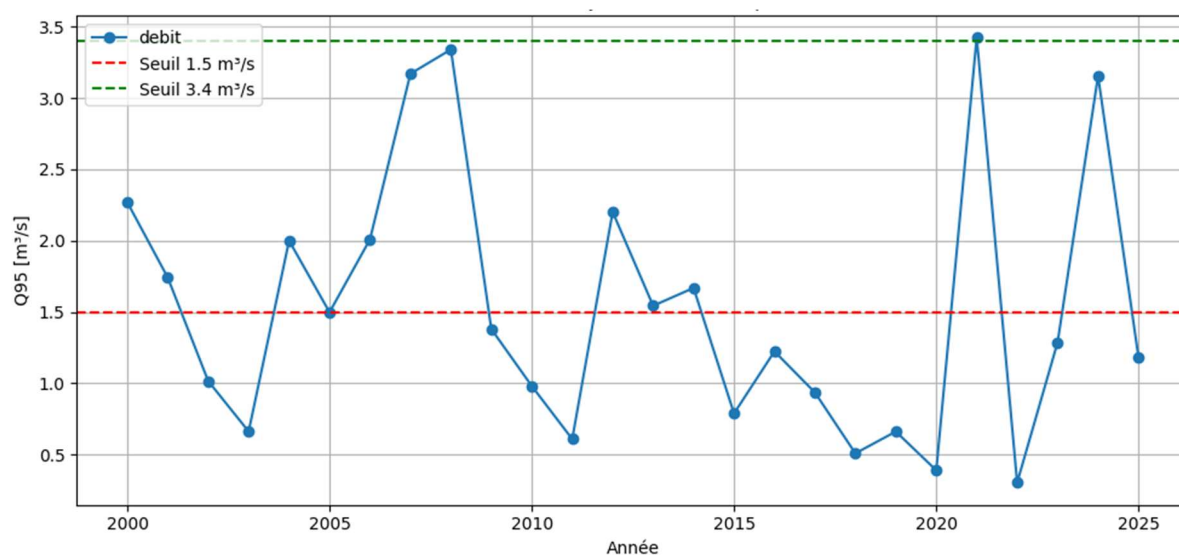


Figure 20: Q_{95} au limnimètre de Gendron sur la Lesse de l'année 2000 à 2025 avec en rouge le seuil de $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$ imposé actuellement et en vert le seuil de $3,40 \text{ m}^3/\text{s}$ proposé

Ce graphique présente le débit Q_{95} , c'est-à-dire au-dessus duquel les débits journaliers se situent 95 % du temps. Lors des 25 dernières années, aucune tendance claire ne peut être déduite (figure 20).

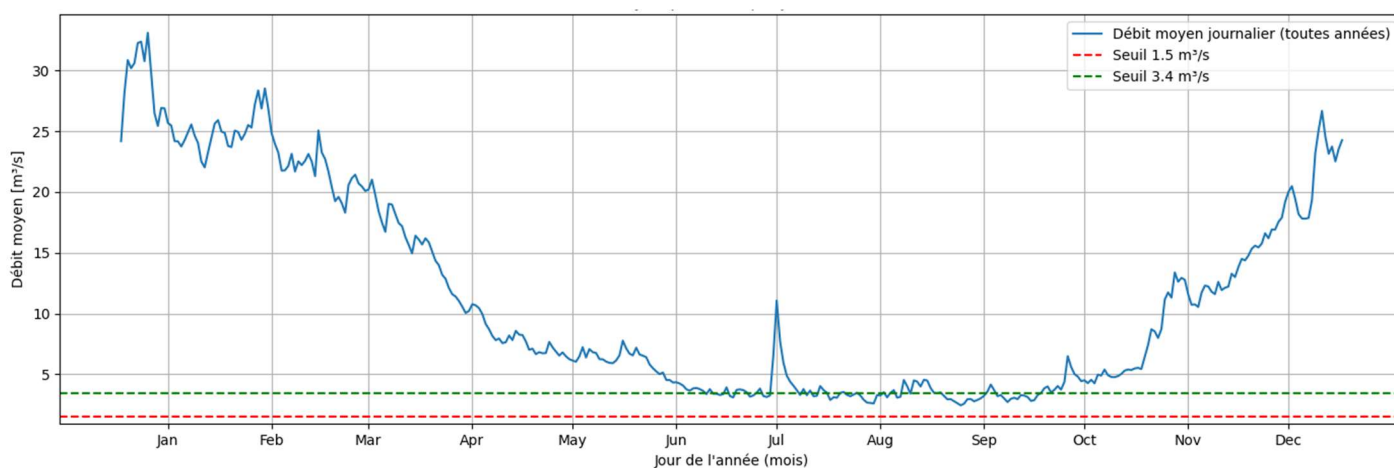


Figure 21: moyenne de 2000 à 2024 des débits journaliers (débit égal et supérieur au Q_5 non compris) avec en rouge le seuil de $1,50 \text{ m}^3/\text{s}$ imposé actuellement et en vert le seuil de $3,40 \text{ m}^3/\text{s}$ proposé

Des débits élevés sont observés en hiver-début de printemps, suivis d'une baisse progressive jusqu'à l'étiage estival, avant une remontée nette en automne-hiver. Aucun jour moyen n'est inférieur au seuil actuel de $1,50 \text{ m}^3/\text{s}$, tandis qu'environ 57 jours de l'année passent sous le seuil proposé de $3,40 \text{ m}^3/\text{s}$. Les valeurs supérieures au Q_5 ayant été retirée, le graphique n'est pas faussé par des valeurs aberrantes issues de crue non représentative (figure 21).

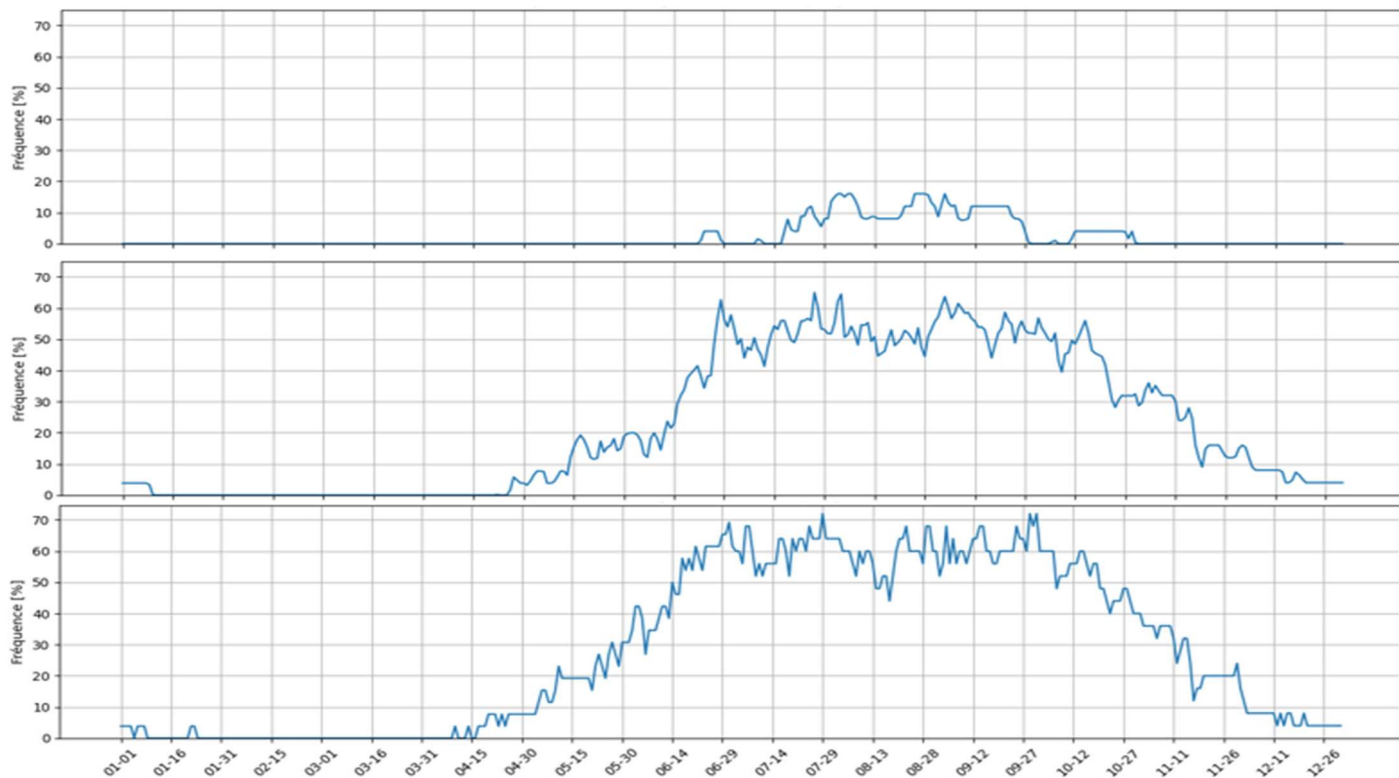


Figure 22: Pour chaque jour de l'année (2000–2024), la fréquence (%) des jours où le débit a été inférieur à un seuil donné (avec en haut la Lesse pour un débit à $1,50 \text{ m}^3/\text{s}$, au milieu la Lesse pour un débit de $3,40 \text{ m}^3/\text{s}$ et en bas l'Ourthe pour un débit de $3 \text{ m}^3/\text{s}$)

Ce graphique met en évidence la saisonnalité des épisodes de bas débit pour la Lesse et l'Ourthe entre 2000 et 2024 (figure 22).

Sur la Lesse, les jours où le débit est inférieur au débit minimal de passage des kayaks sont rares et concentrés sur les mois de juillet à septembre, avec une fréquence maximale d'environ 20 %. Lorsque ce seuil est relevé à $3,40 \text{ m}^3/\text{s}$, la fréquence des jours concernés augmente fortement, atteignant jusqu'à 60 % entre juin et octobre, ce qui souligne une vulnérabilité marquée à l'étiage estival. Une attention doit tout de même être faite sur la réglementation qui stipule que le débit moyen calculé sur 72h est inférieur au seuil en application (Service public de Wallonie- Environnement. 2009, art3).

Pour l'Ourthe, la dynamique est similaire mais encore plus marquée. Les fréquences de jours sous $3 \text{ m}^3/\text{s}$ dépassent 50 % pendant plusieurs semaines, avec un pic prolongé entre mi-juin et fin octobre, indiquant une plus grande exposition aux bas débits par rapport à la Lesse.

Ces courbes illustrent donc la période critique des étiages dans le bassin, ainsi que des différences de comportement entre les deux rivières face aux conditions hydrologiques estivales.

Table 3: analyse hydrologique effectuée sur le limnimètre de Gendron sur la Lesse pour un débit de 1,50 m³/s et de 3,40 m³/s et le limnimètre de Nisramont sur l'Ourthe pour un débit de 3,0 m³/s entre 2000 et 2024

	Lesse (1,5m³/s)	Lesse (3,4m³/s)	Ourthe(3m³/s)
jour <1,5m³/s (jour)	217	2113	2608
fréquence (%)	2,34	22,76	28
débit moyen (m³/s)	17,63	17,63	11,46
débit médian (m³/s)	9,77	9,77	6,49
débit maximum (m³/s)	627,12	627,12	182,7
débit minimum (m³/s)	0,59	0,59	0,1
Q_95 (m³/s)	1,88	1,88	0,79
Q_5 (m³/s)	58,36	58,36	37,77

Cette table résume les statistiques de débit sur la Lesse (pour deux seuils : 1,50 et 3,40 m³/s) et sur l'Ourthe (3 m³/s) entre 2000 et 2024. Elle montre que le nombre de jours où le débit est inférieur au seuil fixé pour interdire le passage des kayaks est nettement plus élevé sur l'Ourthe (2 608 jours, soit 28 % du temps) que sur la Lesse (2 113 jours pour le seuil de 3,40 m³/s et seulement 217 jours pour 1,50 m³/s) (table 3).

Cela signifie que l'Ourthe bénéficie, en pratique, de plus de jours de protection contre la navigation, ce qui peut limiter la pression exercée sur le milieu aquatique en période de basses eaux. En revanche, sur la Lesse, un seuil trop bas comme 1,5 m³/s ne permet une restriction que dans 2,3 % des cas, ce qui pourrait être insuffisant pour protéger les habitats en période d'étiage.

Les différences de Q95 confirment cette tendance : le débit d'étiage de l'Ourthe est plus bas (0,79 m³/s) que celui de la Lesse (1,88 m³/s), traduisant une plus grande exposition aux faibles débits, mais aussi une application plus fréquente des interdictions si le seuil est bien calibré.

4. Discussion et perspectives

4.1 Rappel des objectifs et des enjeux

La Lesse, rivière emblématique du sud de la Belgique, constitue un espace à la fois récréatif, touristique et écologique. Chaque été, des milliers de visiteurs y pratiquent le kayak, une activité devenue emblématique de la région. Cependant, cette fréquentation saisonnière massive engendre des pressions significatives sur le milieu aquatique, notamment lorsque la rivière est exploitée à des niveaux d'eau particulièrement bas. Cette situation soulève un enjeu de gestion délicat: comment concilier l'accessibilité touristique avec la préservation du bon état écologique de la rivière ?

Actuellement, la navigation est autorisée à partir d'un débit de 1,5 m³/s mesuré au limnimètre de Gendron. Ce seuil, en vigueur depuis plusieurs années, fait l'objet de nombreuses interrogations, tant de la part des gestionnaires que des écologistes ainsi que des associations ayant pour but de préserver la biodiversité de la Lesse. En effet, sa pertinence hydrodynamique

et écologique n'a jamais été rigoureusement démontrée, alors même qu'il conditionne directement l'autorisation ou non de la navigation en basse eau. Comme démontré dans la partie introduction, le débit seuil n'a aucune commune mesure avec les débits d'autres cours d'eau fréquentés par les kayaks. Il est donc essentiel de soumettre ce seuil à une évaluation scientifique fondée sur une analyse hydraulique fine, tenant compte des réalités morphologiques et écologiques du lit mineur de la Lesse.

C'est dans cette optique que s'inscrit la présente étude, qui mobilise un modèle hydraulique bidimensionnel sur un tronçon critique de la rivière. L'objectif n'est pas seulement de confronter la valeur réglementaire actuelle à la dynamique réelle du cours d'eau, mais également d'identifier un débit plus cohérent avec les exigences d'une navigation respectueuse des habitats aquatiques. Cette approche se veut à la fois opérationnelle et ancrée dans les principes de gestion intégrée des rivières, en fournissant un outil d'aide à la décision aux autorités compétentes.

Ainsi, ce travail s'inscrit au cœur d'un conflit d'usage typique des rivières à forte attractivité : préserver la qualité écologique d'un écosystème tout en répondant aux attentes légitimes d'un secteur économique local structurant.

4.2 Évaluation critique du seuil en vigueur

Selon les résultats obtenus, le débit seuil de 1,5 m³/s ne permet pas le passage des kayaks de manière sécuritaire et sans exclusion des frottements avec le fond de la rivière (figure 14). Le franchissement est malaisé sur la majorité du tronçon modélisé, voire impossible par endroits, puisqu'à ce débit, 20,81 % de la surface est émergée et 39,16 % présente une profondeur inférieure à la limite minimale acceptable (figure 15). La figure 18 confirme que, même en empruntant l'itinéraire le plus favorable, le kayak traverse neuf zones où la profondeur de l'eau est inférieure à 13 cm (figure 18). L'autre itinéraire possible sur le tronçon présente des conditions encore plus défavorables (figure 19). Ces résultats mettent en évidence l'inadéquation du seuil réglementaire actuel pour permettre la pratique du kayak dans ce tronçon.

Cette constatation locale peut raisonnablement être extrapolée au reste de la zone navigable de la Lesse, tout en gardant à l'esprit que le tronçon modélisé constitue l'un des secteurs les plus critiques du point de vue de la navigabilité.

À cette première série d'arguments basés sur l'analyse hydraulique s'ajoute une approche complémentaire fondée sur les données hydrologiques. Le débit de 1,5 m³/s est inférieur au Q95, estimé à 1,89 m³/s sur la base des mesures limnimétriques des 25 dernières années (tableau 3). Or, ce seuil correspond à un débit caractéristique en dessous duquel toute pression anthropique devrait être suspendue afin de préserver l'intégrité écologique du cours d'eau (Acreman *et al.*, 2006). La fréquence d'occurrence de ce débit sur la Lesse est de seulement 2,34 %, ce qui le situe dans une plage de débits d'étiage extrême, particulièrement sensibles pour les communautés aquatiques.

Une mise en perspective avec l'Ourthe met en évidence un contraste important en matière de choix du seuil minimal autorisant la pratique du kayak. Le seuil réglementaire de cette rivière présente une fréquence d'occurrence de 28 %, ce qui implique une exposition bien moindre aux pressions anthropiques en période de faibles débits. En outre, la probabilité d'atteindre ce seuil durant les mois les plus secs est nettement inférieure pour la Lesse (moins de 20 % certains

jours) que pour l'Ourthe, où elle peut excéder 70 % (figure 17). Cette asymétrie souligne le caractère particulièrement critique du seuil actuellement fixé pour la Lesse.

Lors de la fixation d'un seuil applicable aux activités nautiques, deux dimensions majeures doivent être prises en compte : d'une part, la nécessité de préserver les communautés benthiques, les macrophytes et les habitats rivulaires, et d'autre part, la volonté des usagers de continuer à profiter de la rivière à des fins récréatives.

D'un point de vue écologique, les périodes d'étiage constituent des phases particulièrement sensibles. Les embarcations légères comme les kayaks exercent alors des perturbations significatives sur les habitats aquatiques, notamment dans les zones peu profondes. Le frottement des coques et le passage des pagaies peuvent provoquer l'arrachage des macrophytes submergés, réduire la couverture végétale et altérer les fonctions écologiques associées (Wegner *et al.*, 2023). Ces dégradations physiques entraînent des répercussions en cascade sur la biodiversité, en limitant les zones de refuge et de reproduction pour les espèces sensibles. Par ailleurs, la faune benthique, déjà fragilisée par les faibles débits et la hausse des températures, subit une remise en suspension des sédiments, une augmentation de la turbidité ainsi qu'une déstabilisation du substrat, entraînant un appauvrissement des communautés d'invertébrés (Hering *et al.*, 2022). Ces effets sont d'autant plus marqués dans les tronçons à faible pente, où les habitats sont plus vulnérables aux perturbations physiques.

Face à ces constats, il apparaît essentiel de définir un seuil de navigation fondé sur des critères écologiques. Une telle approche, intégrant à la fois les dynamiques hydrauliques et biologiques, est défendue par Rack *et al.* (2024), qui plaident pour une gouvernance concertée des usages récréatifs, fondée sur des données écologiques intégrées dans la fixation des seuils réglementaires.

Enfin, la dimension sociale ne peut être ignorée. En période de sécheresse, la réduction des débits limite le nombre de jours durant lesquels les conditions de navigation sont satisfaisantes pour les kayakistes. Cette baisse de qualité d'expérience souligne l'importance d'un débit plancher adéquat, qui concilie les exigences des usagers et la préservation du bon état écologique des cours d'eau (Rankin & Orchard, 2019).

Ainsi, à la lumière des résultats obtenus tant sur les plans hydraulique, hydrologique qu'écologique, le débit seuil actuellement en vigueur ne répond ni aux exigences des écosystèmes fluviaux, ni aux attentes des usagers. Il apparaît donc nécessaire d'envisager la définition d'un nouveau seuil, fondé sur des critères scientifiques et intégrateurs.

4.3 Proposition d'un seuil écologiquement pertinent

Les simulations réalisées dans Watlab indiquent que le débit de 3,4 m³/s au limnimètre constitue la première valeur pour laquelle la hauteur minimale de 13 cm est atteinte simultanément sur les parties gauche et droite du tronçon modélisé (figures 14, 18 et 19). Ces zones de passage offrent en outre des largeurs de chenal navigables suffisantes, voire confortables, à l'exception de deux segments ponctuels où la profondeur reste localement critique (figures 16).

La morphologie relativement plane du lit de la Lesse dans cette section confère une uniformité spatiale aux hauteurs d'eau, ce qui permet d'accorder une confiance raisonnable aux résultats, bien que ceux-ci aient été mesurés le long des lignes les plus favorables au niveau de la profondeur (figure 13).

D'un point de vue hydrologique, le débit de 3,4 m³/s présente une fréquence d'occurrence de 22,76 %, soit une valeur supérieure de 20,42 points de pourcentage par rapport au seuil actuel de 1,5 m³/s (tableau 3). Ce débit est nettement supérieur au Q95 (1,89 m³/s), ce qui en fait un seuil bien plus respectueux des besoins écologiques du cours d'eau. Par ailleurs, sa probabilité d'apparition pendant les mois les plus secs atteint 65 %, contre seulement 18 % pour le seuil actuel, offrant ainsi une meilleure disponibilité du tronçon pour la pratique récréative sans compromettre les équilibres écologiques (figure 22).

Ce changement de réglementation pourrait apporter de nombreux bienfaits à l'écologie de la Lesse et de ses alentours mais elle pourrait également compromettre une partie des revenus générés par l'activité touristique sur celle-ci.

4.3.1 Changement écologique

L'un des bénéfices immédiats attendus de l'instauration d'un seuil de navigation à 3,4 m³/s réside dans la réduction significative des perturbations physiques exercées sur les habitats aquatiques, en particulier en période d'étiage. À ces moments critiques, les organismes aquatiques évoluent déjà dans un environnement stressant, caractérisé par des températures plus élevées, une oxygénation réduite et une diminution de l'espace vital disponible (Rolls *et al.*, 2012).

Les faibles débits modifient profondément la dynamique écologique des rivières. Ils favorisent la stagnation de l'eau, ce qui compromet les échanges gazeux et accentue les conditions d'anoxie. Ils limitent également la connectivité entre les habitats aquatiques, empêchant de nombreuses espèces de migrer, de s'alimenter ou de se reproduire correctement. Ces effets cumulés entraînent une perte de biodiversité et une altération des fonctions écologiques du cours d'eau, notamment la décomposition de la matière organique ou la régulation des nutriments (Sabater *et al.*, 2018).

Dans ce contexte déjà altéré, l'impact des embarcations de loisir devient particulièrement préoccupant. Lorsque la hauteur d'eau est insuffisante, les kayaks touchent fréquemment le fond et les utilisateurs doivent parfois marcher dans le lit de la rivière, provoquant un piétinement direct des substrats. Cette perturbation mécanique aggrave la diminution de l'abondance et de la diversité spécifique des macroinvertébrés dans les secteurs régulièrement fréquentés par des activités nautiques (Hering *et al.*, 2022). Ces effets sont particulièrement marqués dans les zones peu profondes à faible courant, qui agissent comme refuges en période d'étiage.

En fixant un seuil minimal de navigation à 3,4 m³/s, il devient possible de garantir une lame d'eau suffisante pour éviter la mise en contact des embarcations avec le lit mineur. Cette mesure simple permettrait de réduire sensiblement les pressions mécaniques exercées sur les habitats sensibles, en particulier les zones à macrophytes et les microhabitats benthiques. Elle contribuerait ainsi à maintenir l'intégrité structurelle et fonctionnelle du cours d'eau et à préserver les services écosystémiques qu'il rend, notamment la régulation des nutriments, la filtration de l'eau et la préservation de la biodiversité.

Plus largement, ce changement de seuil s'inscrit dans une logique de gestion écosystémique intégrée, où les usages humains sont régulés de manière à respecter la capacité de résilience des milieux naturels. En agissant en amont des dommages, il permettrait de réduire les besoins en

restauration écologique coûteuse, et de renforcer la durabilité de l'exploitation récréative de la Lesse.

Si on réhausse le seuil, il y aura aussi moins de jours où le kayak sera pratiqué. Au-delà de la diminution de l'impact de la pratique, il y aura donc aussi une diminution de l'impact de la pratique par une diminution de la pratique elle-même ;-)

4.3.2 Impact économique direct

Il est vrai que l'instauration d'un nouveau seuil à 3,4 m³/s entraînerait une réduction significative du nombre de jours ouvrables pour la pratique du kayak. Les mois d'été, qui constituent la période la plus propice et la plus appréciée pour la navigation, seraient particulièrement concernés. En effet, durant cette saison, la probabilité d'observer un débit inférieur à 3,4 m³/s avoisine les 50 % (figure 22) et le nombre de jours sous le nouveau seuil est de 57 en moyenne contre zéro pour l'ancien seuil (figure 21), ce qui impliquerait que l'activité ne serait possible qu'environ un jour sur deux. Un tel changement pourrait avoir un impact notable sur le chiffre d'affaires de l'entreprise Dinant Évasion, ainsi que sur les retombées économiques positives qu'elle génère indirectement dans la région (restauration, hébergements, commerces locaux, etc.).

Cependant, une étude réalisée en Italie démontre que la mise en place de restriction et le maintien d'une biodiversité importante dans une zone touristique rend plus enclin les touristes à y séjourner (Serio *et al.*, 2024). Une autre étude indique que l'intégration d'approches écologiques rigoureuses dans la gestion touristique constitue un levier de valorisation du territoire (Torsney *et al.*, 2025). Il est en effet à noter que la perte de biodiversité sur les abords de la Lesse réduirait significativement l'intérêt des touristes pour la navigation des kayaks. Le kayak sur la Lesse est notamment très prisé pour ses décors agréables.

4.3.3 Opportunités de diversification

Dans une logique de diversification touristique, plusieurs alternatives à la « descente de la Lesse » actuelle peuvent être envisagées afin de limiter les impacts écologiques tout en maintenant une attractivité économique pour la région. Les paysages variés de la vallée offrent un cadre idéal pour le développement d'activités complémentaires telles que la randonnée pédestre, le VTT, l'observation de la faune et de la flore. Par ailleurs, la proximité immédiate de la Meuse, située également à Anseremme, constitue une opportunité sous-exploitée. Contrairement à la Lesse, la Meuse présente un débit plus stable et moins sensible aux étiages saisonniers, ce qui permettrait de proposer des descentes en kayak ou en canoë ou même du paddle dans des conditions plus régulières et compatibles avec les impératifs écologiques. Une telle réorientation partielle de l'offre, associée à une communication axée sur la qualité de l'expérience et la préservation du milieu naturel, permettrait de soulager la Lesse lors des périodes les plus sensibles, tout en maintenant un attrait touristique fort pour la région.

4.4 Robustesse du modèle et limite de l'étude

Il est néanmoins essentiel de mettre en lumière la qualité du modèle ayant permis d'obtenir les résultats présentés. L'un des moyens les plus directs d'en évaluer la fiabilité repose sur trois étapes fondamentales : la calibration, l'analyse de sensibilité et la validation. Ces étapes s'inscrivent dans les objectifs initiaux, qui comprennent notamment la réalisation d'un modèle

hydraulique 2D du tronçon étudié, ainsi que l'évaluation de la pertinence des résultats obtenus. Il est donc désormais temps d'examiner la légitimité du modèle construit.

La calibration a été effectuée sur un seul paramètre : le coefficient de Manning. La valeur retenue est de 0,032, ce qui a permis d'obtenir une erreur quadratique moyenne (RMSE) de 0,16 m (voir tableau 1). Cette valeur peut sembler élevée, surtout dans un contexte d'étiage où les hauteurs d'eau sont faibles. Elle reste en effet environ quatre fois supérieure à celle rapportée dans une étude comparable, réalisée dans des conditions similaires, avec un RMSE moyen de 0,043 m (Wright *et al.*, 2014). Cette différence peut s'expliquer principalement par le choix du coefficient de rugosité : dans notre modèle, une seule valeur de Manning a été utilisée sur l'ensemble du tronçon, tandis que Wright *et al.* ont intégré une rugosité spatialisée avec des coefficients différenciés. Une approche similaire avec différents coefficients de Manning aurait permis d'affiner le modèle.

La validation présente un coefficient de Nash satisfaisant de 0,62 mais il pourrait néanmoins être bien meilleur (table 2) (Kouassi *et al.*, 2016). Cependant, le PBIAS avec une valeur de +2% indique lui que le modèle est équilibré.

Le modèle est donc utilisable mais présente tout de même certains défauts qui pourraient être améliorés pour obtenir des résultats plus fidèles à la réalité.

Ainsi, bien que le modèle soit utilisable, il présente certaines limites qui pourraient être améliorées pour accroître sa fidélité aux conditions réelles. L'objectif principal de cette modélisation était d'évaluer l'impact du passage des kayaks sur la Lesse. Le modèle a permis de démontrer que le seuil de débit actuellement proposé est probablement insuffisant pour préserver l'écosystème en place. Toutefois, certaines limites méthodologiques empêchent une objectivité totale dans l'interprétation des résultats.

La première de ces limites concerne le comportement aléatoire des kayakistes. Malgré l'existence de chemins préférentiels, ces derniers peuvent s'en écarter, s'approcher des îlots, voire y accoster. Ce comportement occasionne inévitablement des raclements du fond de la rivière. De plus, l'impact des pagaies n'est pas intégré dans la hauteur minimale de 13 centimètres actuellement considérée, alors que celles-ci peuvent également endommager le lit de la rivière.

Une autre limite concerne l'échelle spatiale du tronçon étudié. D'une longueur de 300 mètres, il ne représente qu'une infime portion des 19 kilomètres du parcours total. De surcroît, ce tronçon correspond à la section la plus critique en termes de hauteur d'eau. Il constitue donc un scénario extrême et ne peut être considéré comme représentatif de l'ensemble du parcours.

Face à ces limitations, plusieurs pistes concrètes d'amélioration peuvent être envisagées, tant sur le plan méthodologique que sur celui de la validation écologique.

4.5 Recommandations

Pour améliorer la qualité du modèle hydraulique, il serait pertinent de diversifier les méthodes de relevé bathymétrique. En complément des mesures GNSS, l'utilisation d'une station totale pour cartographier les abords de berges boisées offrirait une représentation plus fine du lit mineur. Cette précision accrue permettrait d'affiner la calibration du modèle et de mieux représenter la complexité topographique du tronçon étudié.

Comme mentionné précédemment, il serait également judicieux de différencier plusieurs zones de rugosité en fonction des caractéristiques du lit de la rivière. L'application de coefficients de Manning variables, adaptés à la nature des substrats (graviers, sédiments fins, végétation aquatique), améliorerait significativement la représentation des frottements et donc la performance du modèle.

Un autre axe d'amélioration consisterait à étendre l'analyse hydraulique à un tronçon non critique du parcours emprunté par les kayaks. Cette comparaison permettrait de relativiser les résultats obtenus sur la section modélisée et de confirmer, ou non, l'importance de réviser le débit seuil actuellement en vigueur.

En ce qui concerne la validation du modèle, celle-ci gagnerait en robustesse grâce à une acquisition de données de terrain plus détaillées. Des mesures régulières de hauteurs d'eau, de vitesses d'écoulement et de sections mouillées, effectuées à différentes périodes de l'année, apporteraient une vision plus dynamique du comportement du tronçon. L'usage de capteurs automatiques ou de relevés LiDAR par drone permettrait, en outre, d'obtenir des séries temporelles continues et précises, renforçant la pertinence des ajustements apportés au modèle.

Au-delà de l'analyse hydraulique, plusieurs méthodes complémentaires d'évaluation de l'impact écologique peuvent être mobilisées, comme évoqué dans l'introduction. Deux approches semblent particulièrement pertinentes dans le contexte de ce travail : les relevés d'espèces indicatrices et l'analyse par drone.

Le suivi d'espèces benthiques sensibles, telles que la moule perlière, avant et après la haute saison touristique, permettrait de mesurer l'impact direct du passage répété des kayaks sur la biodiversité du lit mineur. Réaliser ces relevés sur plusieurs années offrirait une vision à long terme de la stabilité (ou du déclin) de ces populations. Étant donné que la moule perlière est une espèce indicatrice, dont la présence dépend de conditions écologiques très spécifiques, sa disparition progressive pourrait témoigner d'un stress environnemental généralisé affectant d'autres espèces plus discrètes ou moins étudiées.

En complément, l'utilisation de prises de vue par drone à haute résolution, effectuées avant et après la période de fréquentation touristique, permettrait de détecter des modifications physiques du lit mineur : zones d'érosion localisée, disparition de végétation aquatique, traces de raclage, etc. L'analyse diachronique de ces images fournirait ainsi une preuve visuelle et indépendante des impacts liés à l'activité de kayak, et aiderait à cibler les zones à surveiller ou à protéger en priorité.

Malgré les limites identifiées et la fiabilité encore perfectible du modèle, ce travail démontre clairement la nécessité de rehausser le seuil de débit minimal autorisé pour la pratique du kayak. Ce constat, sans équivoque, est étayé à la fois par les résultats de la modélisation hydraulique et par l'analyse hydrologique du tronçon. Néanmoins, avant de proposer un nouveau seuil applicable à l'ensemble du parcours, il serait indispensable d'élargir la modélisation à l'échelle globale du linéaire navigué. Une telle approche permettrait de fonder toute recommandation sur une base scientifique solide et représentative.

5. Conclusion

L'objectif principal de ce travail était d'évaluer l'adéquation du seuil réglementaire de $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$ imposé pour la navigation des kayaks sur la Lesse, à travers une approche scientifique rigoureuse basée sur la modélisation hydraulique. Ce travail s'inscrit dans un contexte de tensions croissantes entre impératifs de conservation écologique et intérêts socio-économiques liés à l'exploitation touristique des rivières wallonnes. L'analyse s'est focalisée sur un tronçon particulièrement sollicité de la Lesse, en aval du château de Walzin, soumis à une forte pression anthropique.

L'approche méthodologique adoptée a reposé sur la combinaison d'un levé bathymétrique de haute précision, d'une modélisation numérique 2D sous Watlab, et de plusieurs scénarios hydrologiques représentatifs. La calibration et la validation du modèle, réalisées à l'aide de métriques standards (RMSE, NSE, PBIAS), ont permis d'assurer une robustesse suffisante pour l'interprétation des résultats. Ce modèle a notamment permis de quantifier la largeur et la profondeur navigables en fonction du débit, en identifiant les zones critiques où l'enfoncement des embarcations risquait d'altérer le substrat.

Les résultats ont mis en évidence que le seuil actuel de $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$ ne garantit pas une navigabilité satisfaisante sur l'ensemble du tronçon étudié. À ce débit, la profondeur d'eau disponible est insuffisante sur une proportion significative du lit, ce qui augmente le risque de raclage, de piétinement des berges et de perturbation des habitats aquatiques. À l'inverse, des débits supérieurs, de l'ordre de $3,4 \text{ m}^3/\text{s}$, permettent d'assurer une navigation sans contact direct avec le substrat, tout en minimisant les risques pour la faune benthique et piscicole. Ce constat remet en cause la pertinence écologique du seuil minimal actuellement imposé par la réglementation, d'autant plus qu'il est inférieur au Q95 observé au limnimètre de Gendron, un indicateur habituellement utilisé pour fixer les seuils d'étiage.

6. Bibliographie

Acreman, M. C., Dunbar, M. J., Hannaford, J., Bragg, O. M., Black, A. R., Rowan, J. S., & King, J. (2006, mars). *Development of environmental standards (water resources). Stage 3 : Environmental standards. Final report* [Publication - Report]. Scotland & Northern Ireland Forum for Environmental Research (SNIFFER).

Afzali, M. (2022). La simulation numérique : Un outil pour les innovations technologiques. *Management et ingénierie de l'innovation*. <https://doi.org/10.51257/a-v1-ag450>

Belga. (2025). Descente de la Lesse en kayak : permis renouvelé mais avec de nouvelles conditions. *La Libre*. Consulté le 23 mai 2025 sur <https://www.lalibre.be/dernieres-depeches/2025/04/28/descente-de-la-lesse-en-kayak-permis-renouvele-mais-avec-de-nouvelles-conditions-SCXJZWS26FHKFB3X5A7WYAHZZU/>

Besnard, A., & Goutal, N. (2011). Comparaison de modèles 1D à casiers et 2D pour la modélisation hydraulique d'une plaine d'inondation – Cas de la Garonne entre Tonneins et La Réole. *La Houille Blanche*, 97(3), 42-47. <https://doi.org/10.1051/lhb/2011031>

Bordois, L. (2015). *Modélisation numérique de la marée interne : Contrôles hydrauliques et topographiques* [Phdthesis, Université Toulouse III Paul Sabatier]. <https://theses.hal.science/tel-01281760>

Borejko, T., Marcinek, K., Siwec, K., Narczyk, P., Borkowski, A., Butryn, I., Łuczyk, A., Pietroń, D., Plasota, M., Reszewicz, S., Wiechowski, Ł., & Pleskacz, W. A. (2020). NaviSoC : High-Accuracy Low-Power GNSS SoC with an Integrated Application Processor. *Sensors*, 20(4), Article 4. <https://doi.org/10.3390/s20041069>

Camargo, J. A. (2019). Positive responses of benthic macroinvertebrates to spatial and temporal reductions in water pollution downstream from a trout farm outlet. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 420, 16. <https://doi.org/10.1051/kmae/2019010>

Căţeanu, M., & Ciubotaru, A. (2020). Accuracy of Ground Surface Interpolation from Airborne Laser Scanning (ALS) Data in Dense Forest Cover. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 9(4), Article 4. <https://doi.org/10.3390/ijgi9040224>

Cavalli, M., Tarolli, P., Marchi, L., & Dalla Fontana, G. (2008). The effectiveness of airborne LiDAR data in the recognition of channel-bed morphology. *CATENA*, 73(3), 249-260. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2007.11.001>

Clarke, J. E. H. (2003). Dynamic Motion Residuals in Swath Sonar Data : Ironing out the Creases. *The International Hydrographic Review*. <https://journals.lib.unb.ca/index.php/ihr/article/view/20600>

Contrat de Rivière pour la Lesse. (2025). Consulté 9 juillet 2025, à l'adresse <https://www.crlesse.be/>

Contrat de Rivière Lesse ASBL. (2021). *Carte d'identité du sous-bassin hydrographique de la Lesse — Contrat de Rivière Lesse, plan d'actions 2020-2022 (3 PA 20 22)* (environ 40 p., PDF). Han-sur-Lesse, Belgique : Contrat de Rivière Lesse ASBL. Consulté le 1 juillet 2025 sur <https://www.crlesse.be/wp-content/uploads/2021/03/3-PA-20-22-carte-didentite-du-sous-bassin-de-la-Lesse.pdf>

Coppo Frias, M., Liu, S., Mo, X., Nielsen, K., Ranndal, H., Jiang, L., Ma, J., & Bauer-Gottwein, P. (2023). River hydraulic modeling with ICESat-2 land and water surface elevation. *Hydrology and Earth System Sciences*, 27(5), 1011-1032. <https://doi.org/10.5194/hess-27-1011-2023>

Cui, X., Liu, H., Fan, M., Ai, B., Ma, D., & Yang, F. (2021). Seafloor habitat mapping using multibeam bathymetric and backscatter intensity multi-features SVM classification framework. *Applied Acoustics*, 174, 107728. <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2020.107728>

Davis, J. C., & Davis, G. A. (2007). *The Little Susitna River — An Ecological Assessment*. Aquatic Restoration and Research Institute. <https://arri.org>

Delescaille, L.-M., Wibail, L., Claessens, H., Dufrêne, M., Mahy, G., Peeters, A., & Sérusiaux, E. (éds.). (2021). *Les Habitats d'Intérêt Communautaire de Wallonie. Tome « Les habitats aquatiques »* (sections 3260/3270). SPW ARNE – DEMNA. (Version consultable en ligne : fiches « Les végétations pionnières des bancs d'alluvions (3270) » — remarques sur la rareté, la disparition de stations, et l'exemple de la Lesse).

De Pauw, N., & Heylen, S. (2001). Biotic index for sediment quality assessment of watercourses in Flanders, Belgium. *Aquatic Ecology*, 35(2), 121-133. <https://doi.org/10.1023/A:1011478427152>

Deprest, F. (1997). *Enquête sur le tourisme de masse. L'écologie face au territoire*. (p. 207). BELIN. <https://shs.hal.science/halshs-00120099>

Direction générale des Ressources naturelles et de l'Environnement (DGARNE), Département de l'Étude du Milieu naturel et agricole (DEMNA). (2005). *État des lieux du sous-bassin hydrographique de la Lesse* (128 p., PDF). Région wallonne. Consulté le 1 juillet 2025 sur https://environnement.wallonie.be/files/eDocs%20Environnement/Milieux/Eau/DirectiveCadr eEau/Data-EDL/2.EDL_2005/2.EDL_SB/7.Lesse-EDL%2018%2004%202005.pdf

Dinant Evasion. (2025). *Infos pratiques Dinant Aventure*. Consulté le 3 juillet 2025 sur <https://www.dinant-evasion.be/fr/infos-pratiques-dinant-aventure>

Dubois, J., & Schleiss, A. (1998). *Comportement hydraulique et modélisation des écoulements de surface*. <https://infoscience.epfl.ch/bitstreams/a28e57a5-be88-49d9-a493-f9a3e7b2399b/download>

Dufrêne, M., Blervaque, I., Bussers, M., Collard, Y., Coppee, T., Crespín, A., de Wouters, P., Larrieu, L., Lehaire, F., Royen, L., Simon, N., & Vandenberg, A. (2025). *Rapport final du projet DeadWood4Forests : Importance du bois mort pour des forêts vivantes et plus résilientes* (Rapports). ULiège – CNPF – Ter-Consult – Forêt.Nature – SRFB. <https://hdl.handle.net/2268/330947>

Fluixá-Sanmartín, J., Hernández, J. G., Arquiola, J. P., & Suarez Alayza, W. (2016). *Teoría de la modelización hidrológica e hidráulica: De las necesidades a la formación, y de la formación a su aplicación*. Dans *Actas del XXVII Congreso Latinoamericano de Hidráulica* (pp. 5239–5247). Lima, Perú.

Petit, F., Hallot, E., Houbrechts, G., Levecq, Y., Mols, J., Peeters, A., & Van Campenhout, J. (2008). *La typologie et les caractéristiques hydromorphologiques des cours d'eau wallons*. In *La gestion physique des cours d'eau : bilan d'une décennie d'ingénierie écologique* (pp. 7–16). Actes du colloque, Namur, 10–12 octobre 2007. Université de Liège, Laboratoire d'Hydrographie et de Géomorphologie fluviale.

Gabel, F., Garcia, X.-F., Schnauder, I., & Pusch, M. T. (2012). Effects of ship-induced waves on littoral benthic invertebrates in rivers. *Freshwater Biology*, 57(12), 2425-2435. <https://doi.org/10.1111/fwb.12011>

Gabriels, W., Lock, K., De Pauw, N., & Goethals, P. L. M. (2010). Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 40(3), 199-207. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.10.001>

- Ghani, A. A. B., Zakaria, N. A., Kiat, C. C., Ariffin, J., Hasan, Z. A., & Abdul Ghaffar, A. B. (2007). Revised equations for Manning's coefficient for Sand-Bed Rivers. *International Journal of River Basin Management*, 5(4), 329-346. <https://doi.org/10.1080/15715124.2007.9635331>
- Gosselin, M.-P. (2015). Conservation de la moule perlière d'eau douce (*Margaritifera margaritifera*) dans la rivière Rede, Royaume-Uni : Identification d'indicateurs de cours d'eau pour les problèmes à l'échelle du bassin versant. *Limnologica*, 50, 58-66. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2014.12.004>
- Hafnaoui, M. (2018). *MODÉLISATION NUMÉRIQUE DU RESSAUT HYDRAULIQUE DANS QUELQUES TYPES DE CANAUX PRISMATIQUES*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.34927.18084>
- Hell, B., Broman, B., Jakobsson, L., Jakobsson, M., Magnusson, Å., & Wiberg, P. (2012). The Use of Bathymetric Data in Society and Science : A Review from the Baltic Sea. *Ambio*, 41(2), 138-150. <https://doi.org/10.1007/s13280-011-0192-y>
- Hering, D., Kaijser, W., Enß, J., Jadjewski, C., Rust, R., & Venohr, M. (2022). Canoeing disturbs riverine benthic invertebrates, but effects are small compared to the impact of water power generation. *Limnologica*, 94, 125965. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2022.125965>
- Hervouet, J.-M. (2007). *Hydrodynamics of free surface flows: Modelling with the finite element method*. Chichester, Royaume-Uni : John Wiley & Sons. <https://doi.org/10.1002/9780470319628>
- Hodges, B. R. (2019). Conservative finite-volume forms of the Saint-Venant equations for hydrology and urban drainage. *Hydrology and Earth System Sciences*, 23(3), 1281-1304. <https://doi.org/10.5194/hess-23-1281-2019>

Hofmann-Wellenhof, B., Lichtenegger, H., & Wasle, E. (Éds.). (2008). More on GNSS. In *GNSS — Global Navigation Satellite Systems : GPS, GLONASS, Galileo, and more* (p. 397-430). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-211-73017-1_12

Horton, G. E. (1994). *Effects of jet boats on salmonid redds and incubation habitat in the Chena River, Alaska* (Master's thesis). University of Alaska Fairbanks.

Hussein, S., & Yaseen, K. (2021). Surveying with GNSS and Total Station : A Comparative Study. *Eurasian Journal of Science and Engineering*, 7, 59-73. <https://doi.org/10.23918/eajse.v7i1p59>

Hydraulics-Group, UCLouvain. (2023). *Watlab user guide — Watlab 0.4.2 documentation*. Consulté le 14 mai 2025, sur <https://sites.uclouvain.be/hydraulics-group/watlab/users/index.html>

Institut wallon de l'évaluation, de la prospective et de la statistique (IWEPS). (2023). *Rapport 2023 sur les objectifs de développement durable en Wallonie*. SPW – IWEPS. <https://www.iweps.be/wp-content/uploads/2023/09/SPW-IWEPS-RapportODD2023-Complet.pdf>

Isambert, D., Chambon, P., & Vervisch, A. (2021). *PPP-RTK : The advantageous result of a hybridization of GNSS accurate positioning techniques*. #PLACEHOLDER_PARENT_METADATA_VALUE#, 63-68. <https://doi.org/10.34726/1750>

ISO 748:2021(fr), *Hydrométrie—Mesurage du débit des écoulements à surface libre—Méthodes d'exploration du champ des vitesses utilisant le mesurage de la vitesse par point*. (2021). Consulté 13 mai 2025, à l'adresse <https://www.iso.org/obp/ui#iso:std:iso:748:ed-5:v1:fr>

Jin, S., Wang, Q., & Dardanelli, G. (2022). *A Review on Multi-GNSS for Earth Observation and Emerging Applications*. 14(16), 3930. <https://doi.org/10.3390/rs14163930>

Kader, M. Y. A., Badé, R., & Saley, B. (2020). Study of the 1D Saint-Venant Equations and Application to the Simulation of a Flood Problem. *Journal of Applied Mathematics and Physics*, 8(7), Article 7. <https://doi.org/10.4236/jamp.2020.87090>

Kasvi, E., Salmela, J., Lotsari, E., Kumpula, T., & Lane, S. N. (2019). Comparison of remote sensing based approaches for mapping bathymetry of shallow, clear water rivers. *Geomorphology*, 333, 180-197. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2019.02.017>

Service public de Wallonie – Environnement. (2009). *Arrêté du Gouvernement wallon relatif à la circulation des kayaks et embarcations sportives sur les cours d'eau* [texte juridique]. Consulté le 19 février 2025, sur <http://kayak.environnement.wallonie.be/public/informations/legal;jsessionid=02D25FB020D81D165EFC7DCFD486337B#/art3>

Kim, J., Lee, S., Kim, B. G., Seo, H. S., & Ahn, J. (2024). Design and Implementation of a GNSS Receiver Development Platform for Multi-band Signal Processing. *Journal of Positioning, Navigation, and Timing*, 13(2), 149-158. <https://doi.org/10.11003/JPNT.2024.13.2.149>

Kouassi, M. A. (2016). Using statistical models for the prediction of an indicator parameter of the groundwater quality : Case study of aquifers fissured groundwater of Ivory Coast. *Journal of Water Science & Environment Technologies*, 1(2), Article 2. <https://revues.imist.ma/index.php/JOWSET/article/view/6605>

Kulo, N., Perić, D., Đidelića, M., Hamzić, A., Topoljak, J., Mulahusic, A., Kogoj, D., & Tuno, N. (2024). Analyzing Depth Uncertainty of Near-Shore Bathymetric Survey Conducted by Single-Beam Echo Sounder. *Tehnički glasnik*, 18, 84-91. <https://doi.org/10.31803/tg-20241008141610>

- Lamb, M. P., Dietrich, W. E., & Venditti, J. G. (2008). Is the critical Shields stress for incipient sediment motion dependent on channel-bed slope? *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 113(F2). <https://doi.org/10.1029/2007JF000831>
- Lejeune, A. (2010). Interaction numérique—Expérimentale en modélisation hydraulique. *La Houille Blanche*, 96(6), 67-73. <https://doi.org/10.1051/lhb/2010069>
- Lorenz, S., Pusch, M. T., & Sundermann, A. (2013). Modelling the effects of recreational boating on self-purification activity provided by bivalve mollusks in a lowland river. *Freshwater Science*, 32(1), 82-93. <https://doi.org/10.1899/12-054.1>
- Mandlbürger, G., Hauer, C., Wieser, M., & Pfeifer, N. (2015). Topo-bathymetric LiDAR for monitoring river morphodynamics and instream habitats—A case study at the Pielach River. *Remote Sensing*, 7(5), 6160–6195. <https://doi.org/10.3390/rs70506160>
- Manning, R. E. (1979). Impacts of recreation on riparian soils and vegetation. *Water Resources Bulletin*, 15(1), 30-43. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1979.tb00287.x>
- Masson-Loodts, I. (2016, 15 décembre). *Les kayaks touchent le fond. Médor Magazine*. Consulté le 13 juillet 2025 sur <https://medor.coop/magazines/medor-5-winter-2016-2017/les-kayaks-touchent-le-fond/>
- Lesse, L., & Maquet, J. (2025). *La Lesse et la Lomme par les GR*. Office de la Navigation de Wallonie. Consulté le 13 juillet 2025 sur <https://www.example.be/docs/lesse-lomme-par-les-gr>
- Li, J., Fang, Z., Zhang, J., Huang, Q., & He, C. (2022). Mapping basin-scale supply-demand dynamics of flood regulation service – A case study in the Baiyangdian Lake Basin, China. *Ecological Indicators*, 139, 108902. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108902>
- Magnier, J. (2021). *Restauration de la continuité écologique des cours d'eau : Exemples de pratiques en Europe (Belgique, Espagne.*

<https://policycommons.net/artifacts/1697004/restauration-de-la-continuite-ecologique-des-cours-deau/2428652/>

Mandlbürger, G., Hauer, C., Wieser, M., & Pfeifer, N. (2015). *Topo-Bathymetric LiDAR for Monitoring River Morphodynamics and Instream Habitats—A Case Study at the Pielach River*. *Remote Sensing*, 7(5), 6160–6195. <https://doi.org/10.3390/rs70506160>

Manning, R. E. (1979). Impacts of recreation on riparian soils and vegetation. *Journal of the American Water Resources Association*, 15(1), 30–43. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1979.tb00284.x>

McCuen, R. H., Knight, Z., & Cutter, A. G. (2006). Evaluation of the Nash–Sutcliffe Efficiency Index. *Journal of Hydrologic Engineering*, 11(6), 597–602. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(2006\)11:6\(597\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(2006)11:6(597))

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. <https://doi.org/10.13031/2013.23153>

Mounet, J.-P. (2007). La gestion environnementale des sports de nature : Entre laisser-faire, autorité et concertation. *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*. <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.3817>

Moyaux, V., & Tech, U. de L. > G. A.-B. (2020). *Calibration et validation d'un modèle hydraulique en milieu de mangrove en Guinée-Conakry*. <https://matheo.uliege.be/handle/2268.2/10801>

Myttenaere, B. D., & d'Ieteren, E. (2009). Le kayak en Wallonie : À la croisée des enjeux du développement touristique et de la protection de l'environnement. *Téoros. Revue de recherche en tourisme*, 28(2), Article 2.

- Naman, S., Rosenfeld, J., & Richardson, J. (2016). Causes and consequences of invertebrate drift in running waters : From individuals to populations and trophic fluxes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 73, 1292-1305. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2015-0363>
- Notions de base – Contrat de Rivière pour la Lesse*. (2025). Consulté 26 mai 2025, à l'adresse <https://www.crlesse.be/notions-de-base/>
- Popescu, C., Oprina-Pavelescu, M., Dinu, V., Cazacu, C., Burdon, F. J., Forio, M. A. E., Kupilas, B., Friberg, N., Goethals, P., McKie, B. G., & Rîșnoveanu, G. (2021). Riparian Vegetation Structure Influences Terrestrial Invertebrate Communities in an Agricultural Landscape. *Water*, 13(2), Article 2. <https://doi.org/10.3390/w13020188>
- Poulain, A., Rochez, G., Bonniver, I., & Hallet, V. (2015). Stalactite drip-water monitoring and tracer tests approach to assess hydrogeologic behavior of karst vadose zone : Case study of Han-sur-Lesse (Belgium). *Environmental Earth Sciences*, 74(12), 7685-7697. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4696-9>
- Rack, L. E., Freeman, M. C., Emanuel, B. N., Craig, L. S., Golladay, S. W., Yang, C., & Wenger, S. J. (2024). How low is too low? Partnering with stakeholders and managers to define ecologically based low-flow thresholds in a perennial temperate river. *River Research and Applications*, 40(7), 1393-1416. <https://doi.org/10.1002/rra.4301>
- Rankin, D., & Orchard, S. (2019). *Quantifying the impacts of water abstraction on kayaking and rafting values in the Rangitata River, Canterbury, New Zealand*.
- Rolls, R. J., Leigh, C., & Sheldon, F. (2012). Mechanistic effects of low-flow hydrology on riverine ecosystems : Ecological principles and consequences of alteration. *Freshwater Science*, 31(4), 1163-1186. <https://doi.org/10.1899/12-002.1>

- Rood, S. B., & Tymensen, W. (2001). *Recreational flows for paddling along rivers in southern Alberta* (Rapport soumis à Alberta Environment, Lethbridge, AB). Publications de la province d'Alberta. Consulté le 13 août 2025 sur <https://open.alberta.ca/dataset/31664867-ece5-498d-8450-65f39677fc04/resource/21120c8d-8956-446b-85a4-ee0c574298e3/download/recreationalflows-paddling-feb2001.pdf>
- Roux, S., Balayn, P., & Alliau, D. (2022). *Modélisation hydraulique des cours d'eau et ouvrages fluviaux*. In *Ingénierie des transports – Transport fluvial et maritime*. Techniques de l'Ingénieur. <https://doi.org/10.51257/a-v3-c184>
- Sabater, S., Bregoli, F., Acuña, V., Barceló, D., Elozegi, A., Ginebreda, A., Marcé, R., Muñoz, I., Sabater-Liesa, L., & Ferreira, V. (2018). Effects of human-driven water stress on river ecosystems : A meta-analysis. *Scientific Reports*, 8(1), 11462. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-29807-7>
- Sagerman, J., Hansen, J. P., & Wikström, S. A. (2020). Effects of boat traffic and mooring infrastructure on aquatic vegetation : A systematic review and meta-analysis. *Ambio*, 49(2), 517-530. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01215-9>
- Sanz-Ramos, M., Bladé, E., González-Escalona, F., Olivares, G., & Aragón-Hernández, J. L. (2021). Interpreting the Manning Roughness Coefficient in Overland Flow Simulations with Coupled Hydrological-Hydraulic Distributed Models. *Water*, 13(23), Article 23. <https://doi.org/10.3390/w13233433>
- Serio, R. G., Dickson, M. M., Graaff, T. de, & Pels, E. H. (2024). *Environmental policies as a pull factor for tourists? Insights from Italy*. <https://doi.org/10.48550/arXiv.2404.08696>
- Shi, Y.-E. (2006). *Résolution numérique des équations de Saint-Venant par la technique de projection en utilisant une méthode des volumes finis dans un maillage non structuré* [Phdthesis, Université de Caen]. <https://theses.hal.science/tel-00130539>

- Smith, M. W., Carrivick, J. L., & Quincey, D. J. (2016). Structure from motion photogrammetry in physical geography. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 40(2), 247-275. <https://doi.org/10.1177/0309133315615805>
- Song, H. (2018). *Engineering Fluid Mechanics*. Springer Singapore. <https://doi.org/10.1007/978-981-13-0173-5>
- Service public de Wallonie – Environnement. (2020). *État des masses d'eau de surface en Wallonie – Bilan 2020*. État de l'environnement wallon. <https://etat.environnement.wallonie.be/home/diagnostic/eau-1.html>
- Service public de Wallonie – SPW. (2025). *S'informer sur la pratique du canoe-kayak en Wallonie. L'Environnement en Wallonie*. Consulté le 08 mars 2025, sur https://environnement.wallonie.be/demandes/3013_s-informer-sur-la-pratique-du-canoe-kayak-en-wallonie.html
- Su, K., & Jin, S. (2018). Improvement of Multi-GNSS Precise Point Positioning Performances with Real Meteorological Data. *The Journal of Navigation*, 71(6), 1363-1380. <https://doi.org/10.1017/S0373463318000462>
- Swart, D. H. (2011). *Hydraulic methods and modeling*. In *Hydraulic structures, equipment and water data acquisition systems* (Vol. I). Encyclopedia of Life Support Systems. Consulté le [date] sur <https://www.eolss.net/sample-chapters/c07/E2-15-02-00.pdf>
- Service public de Wallonie – SPW. (2025). *Accueil. Hydrométrie en Wallonie*. Consulté le 8 juillet 2025 sur <https://hydrometrie.wallonie.be/home.html>
- Szafarczyk, A., & Toś, C. (2023). The use of green laser in LiDAR bathymetry: State of the art and recent advancements. *Sensors*, 23(1), 292. <https://doi.org/10.3390/s23010292>

- Torsney, A., & Buckley, Y. (2025). Ecological benefits of tourism management and the challenges of habitat classification. *Global Ecology and Conservation*, 58, e03477. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2025.e03477>
- Van Campenhout, J., Houbrechts, G., Peeters, A., & Petit, F. (2020). Return Period of Characteristic Discharges from the Comparison between Partial Duration and Annual Series, Application to the Walloon Rivers (Belgium). *Water*, 12(3), Article 3. <https://doi.org/10.3390/w12030792>
- Vanden Bossche, J.-P., & Usseglio-Polatera, P. (2005). Characterization, ecological status and type-specific reference conditions of surface water bodies in Wallonia (Belgium) using biocenotic metrics based on benthic invertebrate communities. *Hydrobiologia*, 551, 253–271. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-4465-y>
- Vannevel, R., Brosens, D., Cooman, W. D., Gabriels, W., Frank Lavens, null, Mertens, J., & Vervaeke, B. (2018). The inland water macro-invertebrate occurrences in Flanders, Belgium. *ZooKeys*, 759, 117-136. <https://doi.org/10.3897/zookeys.759.24810>
- Walski, T. (2017). Procedure for hydraulic model calibration. *Journal AWWA*, 109(6), 55–61. <https://doi.org/10.5942/jawwa.2017.109.0075>
- Wibail, L., & Delescaille, L.-M. (2023). Habitats d'intérêt communautaire en Wallonie — focus sur les habitats forestiers. *Forêt.Nature*, 166, 12–18. (Données de synthèse : forêts fluviales < 100 ha, présence résiduelle sur certaines îles).
- Wegner, J.-C., Meyer, A. I., & Wolter, C. (2023). Paddling impacts on aquatic macrophytes in urban waterways. *Journal for Nature Conservation*, 72, 126331. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2023.126331>

Woodget, A. (2014). *Quantifying fluvial topography using UAS imagery and SfM-photogrammetry*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.13852.28809>

Wright, K. A., Goodman, D. H., Som, N. A., & Hardy, T. B. (2014, janvier). *Development of two-dimensional hydraulic models to predict distribution of Manayunkia speciosa in the Klamath River (Arcata Fisheries Technical Report No. TR 2014-19)*. Arcata, CA : U.S. Fish and Wildlife Service, Arcata Fish and Wildlife Office. Consulté le 13 août 2025 sur <https://www.fws.gov/sites/default/files/documents/Klamath%202D%20Model%20Report%20Feb%202014.pdf>

Yuan, Y., Khare, Y., Wang, X. (Susan), Parajuli, P., Kisekka, I., & Finsterle, S. (2015). Hydrologic and Water Quality Models : Sensitivity. *Transactions of the ASABE*, 58, 1721-1744. <https://doi.org/10.13031/trans.58.10611>

Zampiron, A., Ouro, P., Cameron, S. M., Stoesser, T., & Nikora, V. (2024). Conservation equations for open-channel flow : Effects of bed roughness and secondary currents. *Environmental Fluid Mechanics*, 24(4), 509-537. <https://doi.org/10.1007/s10652-024-09992-y>