



Université de Liège

Faculté des Sciences

Département de Géographie

Analyse hydrogéomorphologique comparative de deux tronçons de densité différente de mulettes épaisses (*Unio crassus*) sur la Vierre

Mémoire présenté par : **Lisa PACYNA**

Pour l'obtention du titre de

**Master en Sciences géographiques,
orientation Global Change**

Année académique :

2022-2023

Date de défense :

Septembre 2023

Président de jury :

Pr. Xavier FETTWEIS

Promoteur :

Pr. Geoffrey HOUBRECHTS

Jury de lecture :

Pr. Alain HAMBUCKERS

Pr. Serge SCHMITZ

Remerciements

Je tiens à remercier mon promoteur, Geoffrey Houbrechts, pour son implication, ses conseils et ses nombreuses relectures qui ont contribué à la bonne réalisation de ce travail.

Ce mémoire n'aurait pas vu le jour sans l'aide de Quintia Vaessen. Je la remercie de m'avoir intégrée à son projet de recherche ainsi que pour tout l'apprentissage transmis, les relectures, l'accompagnement, la bienveillance, et les conseils avisés qu'elle m'a apportés au cours de ces derniers mois.

De manière générale, je tiens à remercier tous les membres du Laboratoire d'Hydrographie et de Géomorphologie Fluviale pour l'accompagnement lors des journées de terrain, l'aide dans les traitements de données et les analyses de laboratoire.

Merci donc à Jean, Ellynn, Camille F., Camille I., Charlie et Estelle.

Enfin, je remercie mes proches de m'avoir soutenue durant ce parcours universitaire, d'avoir partagé mes moments de doutes, de m'avoir aidée à surmonter les échecs et d'avoir célébré mes réussites. Merci à ma famille, à mes amis géographes, je n'aurais pas pu rêver mieux pour m'accompagner durant ce parcours, et merci à Hadrien pour le soutien quotidien et mutuel dans la réalisation de nos mémoires respectifs.

Résumé

Unio crassus est une espèce de moule d'eau douce confrontée à un grave danger d'extinction. Une bonne connaissance de l'écologie de l'espèce est nécessaire à la mise en place de mesures de conservation efficaces. Dans ce contexte, l'identification des conditions de microhabitats se révèle très utile afin d'identifier les mesures de conservation adéquates pour la protéger. Le défi réside dans la compréhension des interactions complexes entre les caractéristiques hydrogéomorphologiques de l'habitat et les besoins spécifiques d'*U. crassus*. Cette étude vise ainsi à réaliser une analyse hydrogéomorphologique comparative de deux tronçons de densité différente de mulettes épaisses sur une rivière belge ardennaise (la Vierre), en examinant leurs microhabitats respectifs en termes de profondeurs, vitesses du courant, substrats et en évaluant les variables environnementales (caractéristiques hydrogéomorphologiques, paramètres physico-chimiques et colmatage du substrat) qui pourraient influencer leur abondance. Une méthode d'étude du déplacement des mulettes épaisses dans la rivière au moyen de dispositifs de suivi (PIT-tags) a également été mise en place afin d'analyser le comportement de l'espèce et ainsi d'améliorer les mesures de conservation. L'identification précise de la cause sous-jacente à cette différence de densité se révèle complexe et demeure incertaine, d'autant plus que les causes potentielles interagissent entre elles. Des distinctions ont toutefois été relevées entre les deux sites en ce qui concerne l'environnement local. Les conditions des microhabitats se montrent relativement similaires d'un site à l'autre, et aucune différence particulièrement marquée n'est observée quant aux microhabitats utilisés par l'espèce. Néanmoins, les conditions de microhabitats privilégiées par l'espèce ont pu être déterminées. Les mulettes épaisses sont majoritairement retrouvées dans des profondeurs intermédiaires (0,2 - 0,5 m) et dans des zones de courants lents (< 0,3 m/s au niveau du lit et < 0,5 m/s à 40 % de la hauteur d'eau) pour des conditions de basses eaux inférieures au module. La gamme de substrats colonisée par *U. crassus* est large, englobant des substrats limoneux jusqu'à des substrats de type caillouteux (0,0039 à 64 mm). Une différence notable qui pourrait influencer la présence de l'espèce dans le site de forte densité d'individus est le taux de colmatage plus faible mesuré à cet endroit.

Abstract

Unio crassus is a freshwater mussel species that is facing a severe risk of extinction. Effective conservation measures can only be established through a comprehensive understanding of the species' ecology. In this context, the identification of microhabitat conditions proves highly useful to establish suitable conservation strategies. The challenge lies in understanding the complex interactions between hydrogeomorphic habitat features and the specific needs of *U. crassus*. The aim of this study is therefore to carry out a comparative hydrogeomorphic analysis of two sections with different mussels' densities in a Belgian Ardennes river (the Vierre), examining their respective microhabitats in terms of depth, current velocity, and substrate. Additionally, the study assesses environmental variables (hydrogeomorphic characteristics, physicochemical parameters, and substrate clogging) that could influence the presence or absence of the species. A method to investigate the movements of *U. crassus* within the river employing tracking devices (PIT-tags) has also been implemented. This methodology seeks to analyze the species behavior and consequently enhance conservation strategies. The precise identification of the underlying cause of this disparity in density is complex and remains uncertain, especially as the potential causes interact with each other. However, distinctions have been noted between the two sites in regards with the local environment. Microhabitat conditions were relatively similar from one site to the other, and no particularly marked distinctions were observed in terms of the microhabitats used by the species. Nevertheless, the microhabitat conditions preferred by the species could be determined. Thick-shelled river mussels are predominantly found in intermediate depths (0,2 – 0,5 m) and in areas of slow currents ($< 0,3$ m/s nearbed and $< 0,5$ m/s at 40% of the water depth) during low-flow conditions below the mean discharge. The range of substrates colonized by *U. crassus* extends widely, encompassing silty to gravel-type substrates (0,0039 to 64 mm). A notable difference that could influence the presence of the species downstream is the lower rate of substrate clogging measured in the site with the highest density of individuals.

Table des matières

1.	Introduction	6
2.	Zone d'étude	8
2.1	Description de la zone géographique	8
2.2	Présentation des sites d'étude	12
3.	Présentation de l'espèce <i>Unio crassus</i>	15
3.1	Description générale de l'espèce	15
3.2	Répartition géographique.....	16
3.3	Statut, menaces et protection	18
3.4	Répartition sur le bassin de la Vierre.....	20
4.	Matériel et méthodes	22
4.1	Analyse hydrologique	22
4.2	Analyse des paramètres physico-chimiques	23
4.3	Caractérisation des microhabitats d' <i>U. crassus</i>	25
4.4	Recensement d' <i>U. crassus</i>	26
4.5	Préférences d'habitat	27
4.6	Marquage PIT-tags.....	28
4.7	Evaluation du colmatage du substrat.....	30
5.	Résultats.....	32
5.1	Analyse hydrologique	32
5.2	Analyse des paramètres physico-chimiques	35
5.3	Recensement, taille et âge des individus	38
5.4	Caractérisation des microhabitats.....	39
5.4.1	Profondeurs.....	39
5.4.2	Vitesses.....	42

5.4.3	Substrats.....	47
5.5	Préférences d'habitats.....	50
5.6	Relevé des moules marquées avec des PIT-tags.....	54
5.7	Evaluation du colmatage du substrat.....	57
6.	Discussion et conclusion.....	58
	Bibliographie.....	64
	Annexes.....	73

1. Introduction

Les écosystèmes fluviaux d'Europe subissent depuis des siècles des pressions d'origine anthropique. Ces pressions ont grandement contribué à la modification du milieu naturel et, par conséquent, à la dégradation et à la perte d'habitat de nombreuses espèces (Cooper *et al.*, 2022; Danilović *et al.*, 2022). Parmi celles-ci, les moules d'eau douce se distinguent comme un groupe fortement impacté par ces perturbations. En effet, plus de 40 % des espèces de bivalves d'eau douce sont classées en danger ou en voie de disparition. La mulette épaisse (*Unio crassus*), une moule d'eau douce appartenant à la famille des Unionidés, autrefois largement répandue, se trouve particulièrement vulnérable face à ce risque d'extinction, malgré son rôle écologique capital au sein des environnements aquatiques (Aldridge *et al.*, 2009; Lopes-Lima *et al.*, 2014). L'espèce fournit en effet une multitude de services écosystémiques tels que la filtration de l'eau et le recyclage des nutriments (Vaughn, 2018).

La dégradation de son habitat apparaît comme le facteur principal menaçant les populations d'*U. crassus* (Lopes-Lima *et al.*, 2018). Ces détériorations peuvent se manifester sous diverses formes. Les conséquences peuvent être variées : la perte de microhabitats disponibles, des altérations du régime hydrologique ou encore le colmatage du substrat. De plus, d'autres causes d'origine humaine contribuent également à son déclin. Parmi celles-ci, on peut citer la pollution, les espèces invasives, la diminution des populations de poissons hôtes et les changements climatiques (Malmqvist et Rundle, 2002; Strayer, 2010; Lopes-Lima *et al.*, 2018).

Dans ce contexte, de nombreux projets de conservation de l'espèce existent aujourd'hui. Il est indispensable de connaître au mieux l'environnement dans lequel elle vit afin de mettre en place des mesures de conservation adaptées et optimales, d'autant plus qu'il existe une relation étroite entre l'environnement et la présence/absence des moules (Schwalb *et al.*, 2013; Dascher *et al.*, 2018).

Deux secteurs de densité différente de mulettes épaisses ont été sélectionnés sur la Vierre, une rivière belge localisée en province du Luxembourg, sur base des données de recensement de l'espèce fournies par le Département de l'Etude du Milieu Naturel et Agricole (DEMNA, SPW). Les recensements des deux sites réalisés dans la présente étude ont confirmé la faible présence de l'espèce dans le secteur amont (12 individus recensés) et sa présence plus

importante dans le secteur aval (82 individus recensés). En comparant deux secteurs colonisés en nombre différent par l'espèce, le but est de déterminer quels sont les facteurs qui peuvent favoriser ou défavoriser sa présence.

Les caractéristiques hydrogéomorphologiques des deux sites sont présentées dans ce travail, ainsi qu'une analyse hydrologique de la Vierre afin de connaître le contexte dans lequel l'étude est réalisée. Nous avons également analysé les paramètres physico-chimiques de l'eau à l'aide de données fournies par la Région Wallonne. Ensuite, des cartographies des microhabitats des deux sites d'étude ont été effectuées par la collecte de données sur le terrain et l'analyse des données sur un logiciel de cartographie. Les conditions locales de microhabitats sont en effet essentielles pour *U. crassus* et son maintien (Inoue *et al.*, 2017). Celles-ci consistent en des cartographies des profondeurs, des vitesses du courant au fond du lit et à 40 % de la hauteur d'eau, et des substrats. Ces cartographies associées aux données de recensement des moules épaisses ont permis de calculer les proportions d'habitat disponible et utilisé de chaque classe de profondeur et de vitesse pour les deux sites. Les cartographies des substrats du lit de la rivière ont également permis de mettre en évidence les types de substrat préférés par l'espèce ainsi que les différences entre les deux sites. Parallèlement, une approche visant à examiner la mobilité des moules épaisses au sein de la rivière a été élaborée par le biais de dispositifs de traçage (PIT-tags). Enfin, des dispositifs d'étude du colmatage de la sous-couche ont été mis en place. En effet, le colmatage est un processus connu pour être fortement néfaste pour les moules d'eau douce, en provoquant une baisse de l'oxygénation du milieu interstitiel (Lummer *et al.*, 2016).

2. Zone d'étude

2.1 Description de la zone géographique

La Vierre est une rivière du massif ardennais, affluent en rive droite de la Semois située entièrement en province de Luxembourg (fig. 1). Elle prend sa source dans la forêt de Luchy, à l'ouest du village de Neuvillers, entre les communes de Libramont et Bertrix, à une altitude de 470 m. Ce cours d'eau porte d'abord le nom de ruisseau devant Outrouge, puis devient le ruisseau du Saupont après la confluence avec le ruisseau du Nouveau Ban. Il coule en direction du sud-ouest depuis sa source jusqu'à la ville de Bertrix où il dessine un coude vers le sud-est, trace d'une capture d'un cours ancien du ruisseau de Muno par la Vierre (Pissart, 1960). C'est au niveau de ce coude que le ruisseau du Saupont change de nom pour devenir la Vierre. La Vierre coule ensuite vers le sud. Elle parcourt 43 km depuis sa source jusqu'à sa confluence avec la Semois. Celle-ci se fait à Jamoigne, dans la commune de Chiny, à une altitude de 314 m. Le long de son parcours, la rivière rencontre des affluents dont les plus importants sont le ruisseau de Grandvoir dans le village de Saint-Médard et le ruisseau de Neufchâteau qui rejoint la Vierre au niveau de la commune de Herbeumont. A sa confluence avec la Semois, la Vierre draine un bassin de 264 km². La partie amont du bassin versant est plus large et comprend les trois ruisseaux cités précédemment (ruisseau du Saupont, ruisseau de Grandvoir et ruisseau de Neufchâteau), après la confluence avec le ruisseau de Neufchâteau, le bassin de la Vierre se rétrécit et la rivière ne reçoit plus que de petits affluents (Levecq, 2005).

A Suxy, un barrage hydroélectrique a été construit dans les années 1960 et mis en service en 1965. Le barrage, long de 134 m et haut de 12 m forme une retenue d'eau : le Lac de la Vierre. Le lac couvre une superficie de 35 ha (*Barrage - Ville de Chiny, s. d.*). Ce barrage alimente, via une conduite d'amenée de 827 m de long, une centrale électrique située en contre-bas, à Chiny, en bord de la Semois, ce qui crée un déficit d'écoulement en aval du barrage et modifie le régime hydrologique. Ce secteur correspond à un tronçon court-circuité.

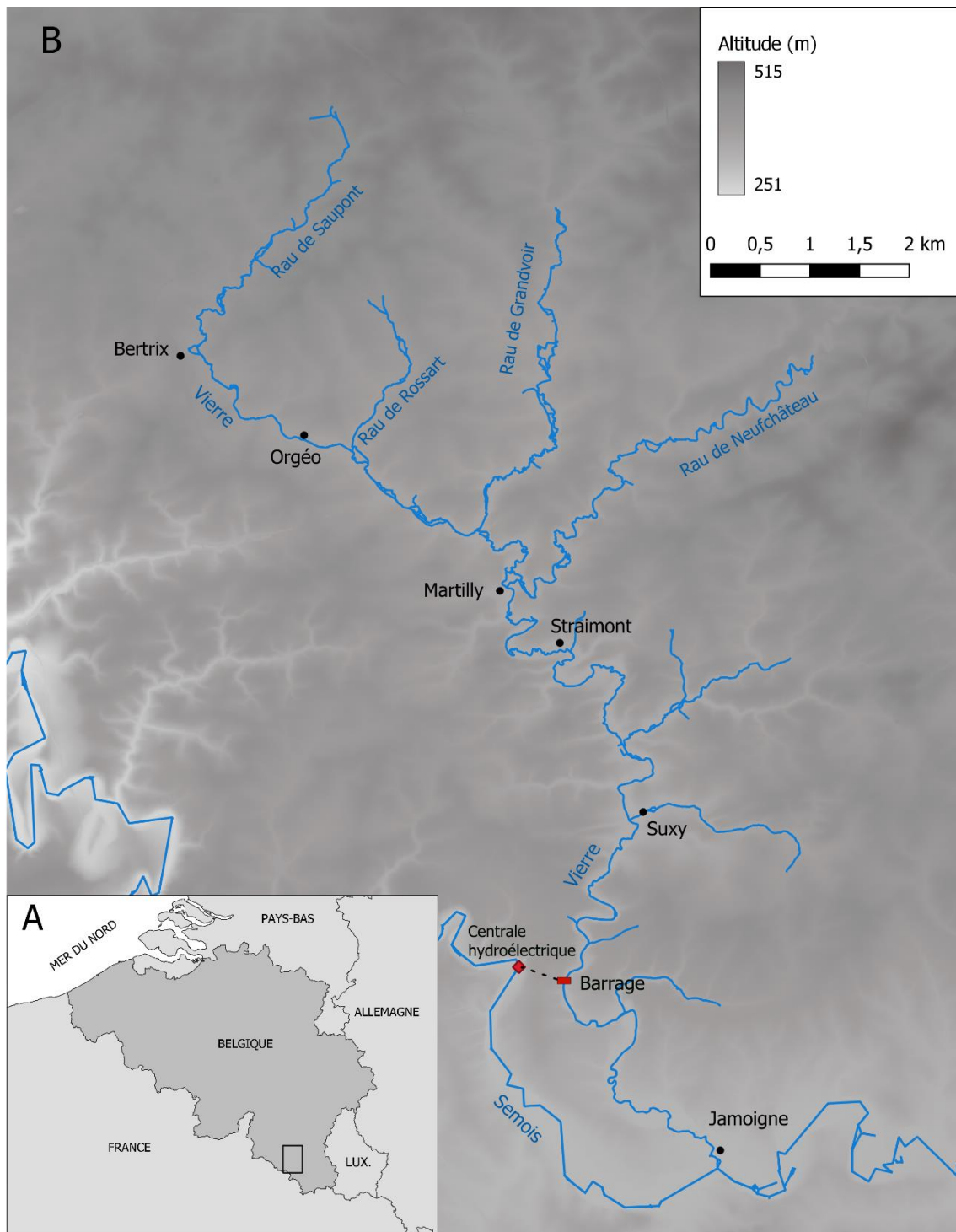


Figure 1 : Localisation de la Vierre. A : Echelle régionale. B : Echelle locale avec principaux affluents, villages, localisation du barrage et de la centrale hydroélectrique de la Vierre (le trait en pointillé représente la conduite d'amenée souterraine). Source : Réseau hydrographique : Données cartographiques – Atlas de Belgique, s. d. ; Modèle numérique de terrain : SPW, 2019 ; Pays d'Europe : EfrainMaps, s. d.

Entre sa source située dans une zone de plateaux, au niveau de l'ancienne surface d'érosion Eocène (Demoulin et Ek, 1995) et la vallée de la Semois, la Vierre s'incise de plus en plus dans le paysage, créant des vallées encaissées. En arrivant dans la dépression de la Semois, le relief

devient plus doux (Levecq, 2005). Un profil d'altitude longitudinal de la Vierre a été réalisé depuis le ruisseau du Saupont, après la confluence entre le ruisseau du Nouveau ban et le ruisseau devant Outrouge, jusqu'à la confluence avec la Semois (fig. 2). Le profil a été réalisé avec le modèle numérique de terrain accessible sur le Géoportail du Service Public de Wallonie (SPW). Sur toute la longueur du profil, on observe une différence d'altitude de l'ordre de 102 m, la pente étant de 2,4 ‰.

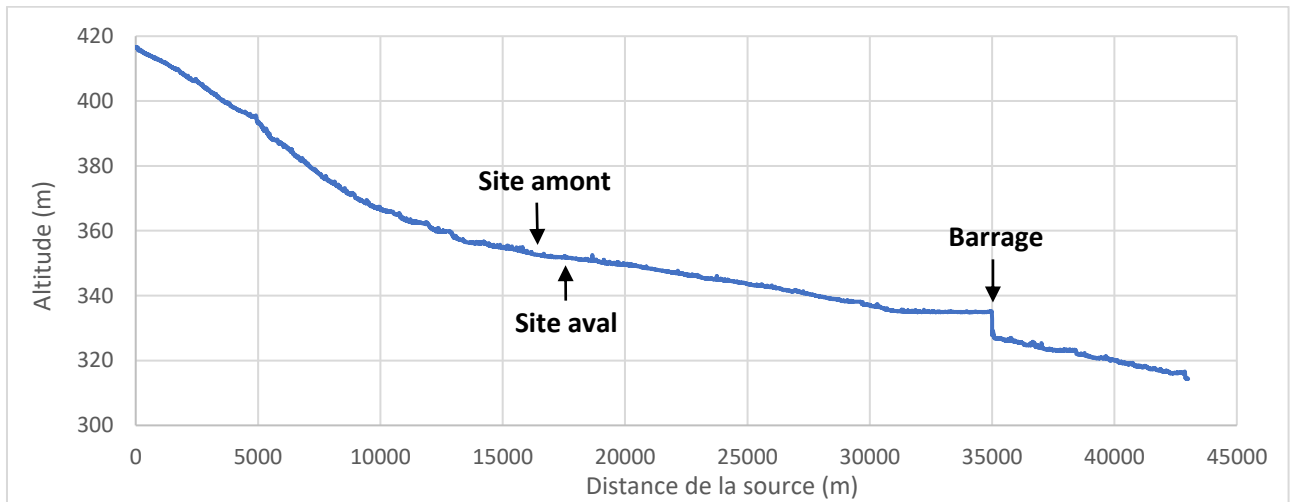


Figure 2 : Profil d'altitude longitudinal de la Vierre à partir du ruisseau du Saupont (confluence entre ruisseau du Nouveau ban et Ruisseau devant Outrouge) et localisation des deux sites d'étude ainsi que du barrage.

D'un point de vue géologique, le bassin versant de la Vierre se situe essentiellement au niveau de la retombée méridionale ardennaise avec la partie aval en Lorraine (fig. 3). Le synclinal de Neufchâteau forme la structure géologique principale de la région avec une orientation est-ouest, la Lorraine se situe au sud et le massif calédonien de Givonne au sud-ouest du bassin. Les cours d'eau traversant cette région ont une orientation générale nord-sud. Les roches traversées datent du Paléozoïque et plus précisément du Praguien (Siegenien) et du Lochkovien (Gedinnien). Depuis sa source, la Vierre traverse d'abord des roches du Lochkovien supérieur (phyllades, schistes, quartzites et psammites), suivies de celles du Praguien inférieur (phyllades, schistes, quartzophyllades et quartzites) et puis brièvement les roches du Praguien moyen à caractère calcaire. La rivière passe ensuite sur une bande relativement étroite de roches du Praguien supérieur qui sont essentiellement des phyllades ; de nombreuses ardoisières sont d'ailleurs présentes sur cette formation. La Vierre poursuit son cours en repassant dans le Praguien moyen entre Martilly et Suxy, la présence d'éléments

calcaires a d'ailleurs été observée à Straimont (Levecq, 2005). Le passage du Praguien moyen au Praguien inférieur se marque, pour la Vierre, par une vallée étroite et encaissée. C'est dans cette vallée étroite que le barrage de Suxy a pu être construit. Dans ses derniers kilomètres, la Vierre quitte l'Ardenne pour rejoindre la Semois. Elle coule alors dans des marnes du Lias (Jurassique inférieur) de la formation de Jamoigne. La nature des roches offre un caractère imperméable au sol (Levecq, 2005; Bouezmarni, 2006). Une couverture du sol imperméable empêche l'infiltration de l'eau dans le sol et en conséquence, favorise le ruissellement et peut entraîner une augmentation rapide du débit en cas de précipitations abondantes (Houbrechts et Petit, 2004).

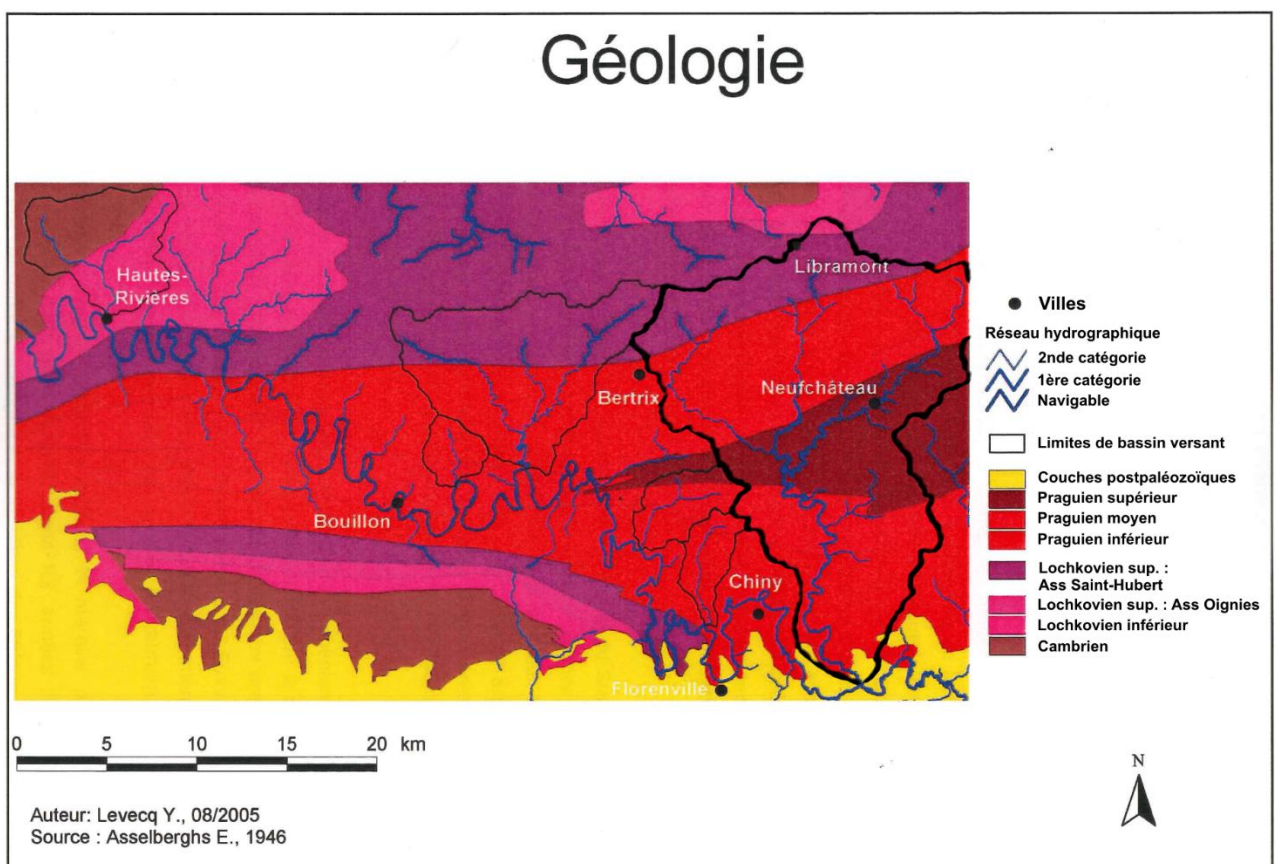


Figure 3 : Géologie du bassin de la Semois et mise en évidence du bassin versant de la Vierre (en gras). Modifié d'après Levecq, 2005; Asselberghs, 1946.

L'occupation du sol de la région est majoritairement constituée de milieux semi-naturels boisés, sauf entre Orgeo et Martilly où la tendance est aux parcelles agricoles avec une grande majorité d'herbages (prairies permanentes). La densité de population y est faible, en moyenne de 28 hab/km² dans les masses d'eau de la Vierre (SPW, 2016).

2.2 Présentation des sites d'étude

Deux sites ont été sélectionnés sur la Vierre pour réaliser notre étude. Pour les sélectionner, nous nous sommes basés sur des données de recensement de moules du DEMNA (Motte, comm. pers.) afin de choisir un secteur d'a priori forte densité d'individus et un secteur de faible densité d'individus. Le DEMNA avait recensé 10 individus en 2017 au niveau du site amont en considérant un secteur un peu plus large que notre site d'étude et 81 dans la zone du site aval en 2017 également.

Le deuxième facteur déterminant le choix des sites d'étude est leur accessibilité pour le travail sur le terrain. La figure 4 montre la localisation des deux sites sur une photographie aérienne (SPW, 2019).



Figure 4 : Localisation sur imagerie satellitaire (Orthophotos 2019 (SPW, 2019)) et coordonnées des deux sites en Lambert72. A : site amont. B : site aval.

Les deux sites se situent au niveau de Martilly. Le site amont se trouve juste avant la confluence avec le ruisseau de Neufchâteau, il s'agit du secteur de faible densité de moules. Le site aval se situe 700 mètres en aval du premier et est le secteur de forte densité. Ils sont

d'une longueur de 50 m chacun. Les caractéristiques des deux sites sont présentées dans le tableau 1.

Au niveau du site aval, le bassin versant de la Vierre couvre une superficie de 178 km². Pour calculer cette superficie à l'endroit du site amont, il suffit de soustraire l'aire du bassin versant du ruisseau de Neufchâteau, qui est le seul apport notable d'eau depuis le site amont, à l'aire du bassin versant du site aval. On obtient ainsi une superficie de 108 km² comme aire de bassin versant au niveau du site amont.

Le débit à pleins bords a lui aussi été estimé au niveau des sites d'étude, en utilisant la relation entre les valeurs du débit à pleins bords (Q_b) et la taille du bassin versant, proposée par (Petit *et al.*, 2008) :

$$Q_b = 0,1346 A^{0,974} .$$

Ainsi, le débit à pleins bords au niveau du site amont et du site aval est, respectivement 12,9 et 20,5 m³/s.

La pente locale est de 1,8 ‰ pour le secteur amont et 2,7 ‰ pour le secteur aval (fig. 2).

L'occupation du sol au niveau des sites d'études est principalement composée de prairies de fauche et d'élevage. Un troupeau de vaches était présent en rive gauche du site amont lors de la période d'étude, mais celles-ci n'ont aucun accès à la rivière.

Le secteur amont est plus sinueux que le secteur aval. Pour quantifier cette différence, le coefficient de sinuosité a été calculé. Il est défini en prenant la longueur parcourue par le cours d'eau en suivant le lit mineur et en la divisant par la distance directe entre les deux mêmes points le long de l'axe principal du cours d'eau. L'axe principal d'orientation du cours d'eau correspond à l'axe moyen de l'enveloppe de méandrage (Malavoi et Bravard, 2010). Pour calculer cet indice dans les secteurs présentant une longueur insuffisante, nous avons étendu leur longueur à 200 mètres afin d'obtenir une valeur plus représentative de la zone (annexe 1). Le coefficient de sinuosité est de 1,4 pour le site amont, ce qui correspond à un secteur très sinueux selon la classification de Malavoi et Bravard (2010). Au niveau du site aval, le coefficient est plus faible et présente une valeur de 1,1, correspondant à un cours d'eau sinueux.

Une autre différence notable entre les deux sites d'étude est la présence d'enrochements sur la rive gauche de la rivière sur le secteur aval. Ces enrochements sont des blocs de pierre et des poteaux électriques en béton couchés. Ils sont présents sur presque toute la longueur du secteur. Le secteur aval, quant à lui, ne présente aucun aménagement de protection de berges.

Tableau 1 : Caractéristiques hydromorphologiques de la Vierre au niveau des deux sites d'étude.

	Coordonnées XY (Lambert72)	Aire de bassin versant (km ²)	Q _b (m ³ /s)	Largeur à pleins bords (W _b) (m)	Pente locale (‰)	Indice de sinuosité
Site amont	X : 221651 Y : 55742	108	12,9	7,8	1,8	1,4
Site aval	X : 221696 Y : 55312	174	20,5	8	2,7	1,1

3. Présentation de l'espèce *Unio crassus*

3.1 Description générale de l'espèce

Unio crassus (Philipsson, 1788), de son nom vernaculaire mulette épaisse, est un mollusque bivalve d'eau douce faisant partie de l'ordre des Unionida et de la famille des Unionidae. Elle vit enfouie ou semi-enfouie dans le substrat des rivières (Vaessen *et al.*, 2021). Pour s'enfoncer, la mulette épaisse a besoin d'un substrat relativement meuble : les fonds sableux ou graveleux, mais aussi les dépôts limoneux semblent lui convenir (Bauer *et al.*, 1991; Wells et Chatfield, 1992; Laudelout et Libois, 2003; Helama *et al.*, 2017). L'espèce est toutefois sensible au colmatage du substrat, surtout dans son stade juvénile (Bauer *et al.*, 1991; Lummer *et al.*, 2016). La pente du cours d'eau est un facteur déterminant pour les zones d'habitat de la mulette épaisse, qui préfère les zones de faible pente (Zajac *et al.*, 2018). L'espèce a une préférence pour les parties basses des bassins : sous 400 mètres d'altitude ; mais elle peut également être présente plus haut. (Bauer *et al.*, 1991; Puissavre *et al.*, 2015) Sur l'amont des bassins, elle peut coexister avec la moule perlière, *Margaritifera margaritifera*, sans rentrer en compétition avec elle (Bauer *et al.*, 1991).

Cependant, malgré ses préférences, l'espèce peut occuper une grande variété d'habitats en termes de substrat, de régime hydrologique et de paramètres physico-chimiques (Denic *et al.*, 2013; Gates *et al.*, 2015; Hochwald, 2001; Stoeckl et Geist, 2016). Il est donc difficile de déterminer les paramètres essentiels nécessaires pour définir les conditions idéales d'habitat pour l'espèce, même s'il est certain que l'environnement a un impact sur la présence ou l'absence des moules (Schwalb *et al.*, 2013; Vaessen *et al.*, 2021). Les caractéristiques environnementales locales telles que la pente, la profondeur et la vitesse du courant sont des facteurs déterminants pour la croissance et la reproduction des moules (Morales *et al.*, 2006; Zajac et Zajac, 2011; Zajac *et al.*, 2018; Vaessen *et al.*, 2021).

Le cycle de vie de la mulette épaisse inclut une phase parasitaire obligatoire pendant laquelle les glochidies expulsées par les femelles viennent se loger dans les branchies des poissons hôtes. Ce mode de développement rend les mulettes complètement dépendantes des populations de poissons hôtes pour leur reproduction. Les espèces de poissons hôtes incluent, entre autres, le chabot commun, le vairon, ou encore le rotengle (Douda *et al.*, 2012; Soroka *et al.*, 2021). L'espèce a une longue durée de vie, pouvant atteindre les 50 ans (Zajac, 2017).

Les moules d'eau douce jouent un rôle important pour l'écosystème. Elles fournissent en effet de nombreux services écosystémiques (Vaughn, 2018). Dès lors, la moule épaisse est considérée comme une espèce parapluie car sa présence favorise la survie d'autres espèces présentes dans l'environnement (Lecuire, 2020).

Pour se nourrir, les moules filtrent les particules présentes dans l'eau ; une moule épaisse adulte filtre 3 à 4 litres d'eau par heure (Kryger et Riisgård, 1988). Par ce processus de filtration, l'espèce participe à la bonne qualité de l'eau et à sa dépollution. Elle est ainsi favorable à l'écosystème (Binkowski *et al.*, 2019; Soroka *et al.*, 2021). D'autre part, son rôle dans le recyclage et le stockage des nutriments participe également à garder une eau de bonne qualité (Soroka *et al.*, 2021; Vaughn, 2018; Vaughn et Hakenkamp, 2001). Sa présence est directement bénéfique pour les autres espèces sur plusieurs points : les coquilles fournissent des habitats pour d'autres organismes, elle fait partie de la base de la chaîne alimentaire de plusieurs autres espèces, participe à l'oxygénation du substrat via la bioturbation. Son rôle dans les cycles biogéochimiques est aussi bénéfique pour l'écosystème (Howard et Cuffey, 2006; Vaughn, 2018; Vaughn et Hakenkamp, 2001). Les moules d'eau douce sont également un excellent bioindicateur des conditions environnementales car en filtrant l'eau, les particules telles que les substances chimiques (polluants, engrais, etc.), s'accumulent dans leur organisme. Ainsi, l'analyse de la teneur de ces substances dans les organismes des moules permet d'évaluer l'état chimique de l'eau, actuel et passé (Viarengo et Canesi, 1991; Hus *et al.*, 2006; Bilal *et al.*, 2014; Richter *et al.*, 2016).

3.2 Répartition géographique

Les moules d'eau douce d'Europe sont présentes en plus grand nombre au niveau du nord et de l'est du continent mais avec une diversité des espèces assez faible. A l'inverse, au sud, l'abondance est moindre, mais la diversité est plus élevée (Lopes-Lima *et al.*, 2017). L'aire de distribution géographique d'*U. crassus* s'étend largement dans le centre, le sud-est et le nord de l'Europe, s'étalant de la France à l'est, à la Russie à l'ouest (fig. 5) (Lopes-Lima *et al.*, 2017).

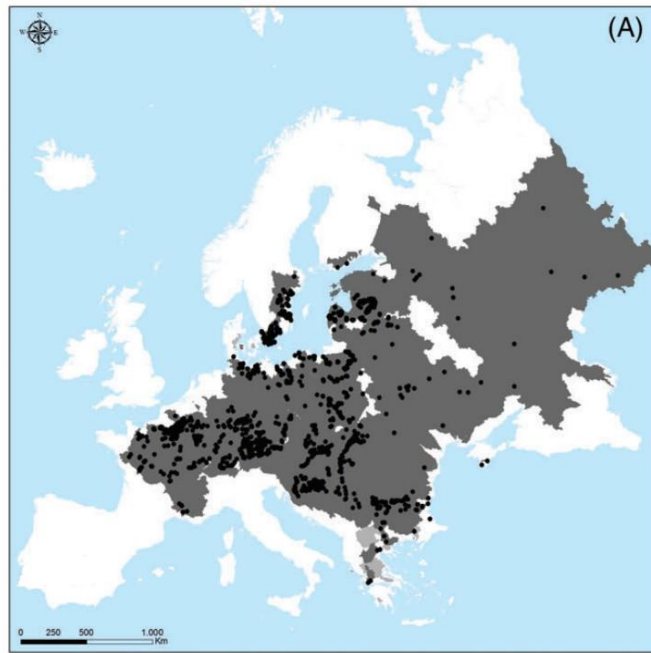
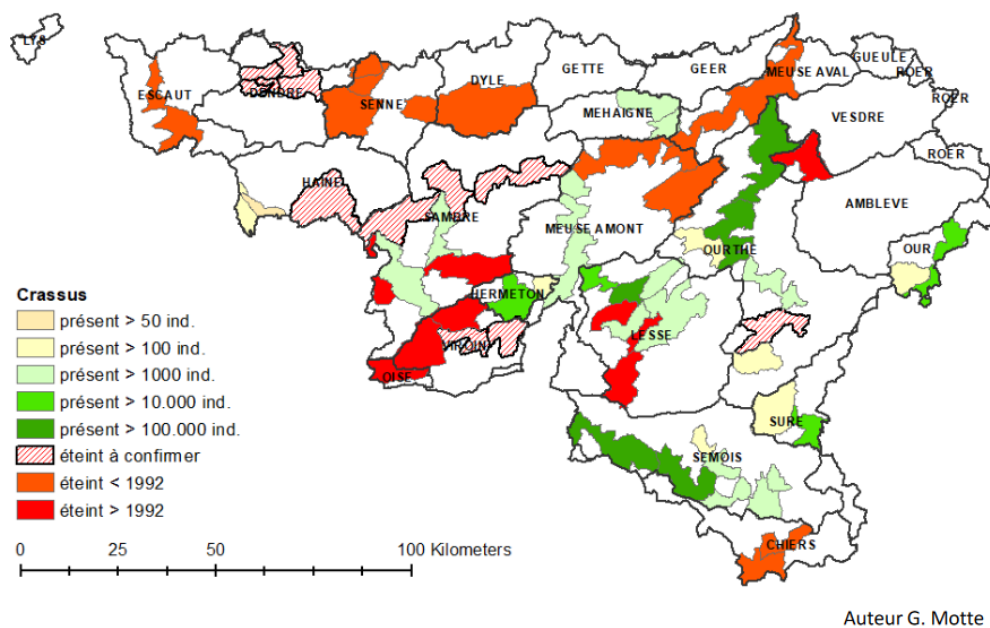


Figure 5 : Aire de répartition géographique d'*Unio crassus*. La zone grisée représente la distribution à l'échelle des bassins et les points noirs localisent les populations connues (après 1992). Modifié d'après Lopes-Lima, 2017.

En Belgique, l'espèce est présente presque uniquement au sud du sillon Sambre et Meuse, dans les principaux cours d'eau de la région (Ourthe, Lesse, Semois, Our, Viroin, Haute-Meuse, Sûre,...), mais aussi dans des plus petites rivières telles que la Mehaigne ou encore la Vierre (fig. 6) (Laudelout et Libois, 2003; Wibail *et al.*, 2014).



Auteur G. Motte

Figure 6 : Localisation des population d'*U. crassus* en Wallonie, anciennes et actuelles, avec indication du nombre d'individus à l'échelle des masses d'eau (Motte, 2021 dans Vaessen, 2022).

3.3 Statut, menaces et protection

Les bivalves de l'ordre des Unionida font partie des espèces d'invertébrés d'eau douce les plus menacées dans le monde (Soroka *et al.*, 2021). En 2015, 44% des espèces de bivalves d'eau douce étaient classées comme menacées ou presque menacées d'extinction. *U. crassus* est catégorisée « vulnérable » à l'échelle de l'Europe et « en danger » au niveau mondial sur la liste de rouge de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) (Aldridge *et al.*, 2009; Lopes-Lima *et al.*, 2014). De plus, les écosystèmes d'eau douce sont parmi les plus menacés sur la planète suite aux pressions anthropiques croissantes (Lopes-Lima *et al.*, 2018). Le déclin des populations de mulettes épaisses est observé depuis les années 1970 dans les régions d'Europe les plus industrialisées, une perte de 90 % des individus est estimée à cette période en certains endroits. Une deuxième vague de déclin des populations en Europe a ensuite eu lieu entre les années 1980 et 2000, lorsque de nombreux pays de l'ancien bloc communiste de l'est se sont modernisés et que l'agro-industrialisation s'est développée, ce qui a causé une pollution importante des écosystèmes d'eau douce (Lopes-Lima *et al.*, 2014).

Les causes du déclin sont nombreuses et multifactorielles mais les activités anthropiques semblent en être la cause principale, induisant des modifications de l'habitat, la dégradation de la qualité de l'eau, ou encore un manque de poissons hôtes (Lopes-Lima *et al.*, 2018; Stoeckl et Geist, 2016; Taeubert *et al.*, 2012).

Un premier type de menace auquel les mulettes épaisses font face est la dégradation physique de leur habitat entraîné par des modifications hydromorphologiques de la rivière. Des modifications telles que des aménagements de berges (berges artificialisées), des constructions de barrages ou encore des modifications du tracé des cours d'eau perturbent les dynamiques naturelles des rivières telles que le déplacement de la charge de fond ou la diversité des faciès d'écoulement, et par conséquent, peuvent diminuer, voir supprimer les potentialités d'habitats d'*U. crassus*. La dégradation des habitats aquatiques peut également être causée par des entretiens des cours d'eau. Typiquement, les curages qui consistent à enlever des alluvions du lit mineur, peuvent décimer directement des individus d'*U. crassus*. (Aldridge, 2000; Zajac et Zajac, 2011). Nous pouvons aussi citer l'enlèvement de la végétation rivulaire qui va, d'une part relâcher des sédiments fins qui peuvent entraîner le colmatage du substrat, très néfaste pour les juvéniles (Bauer *et al.*, 1991; Lummer *et al.*, 2016) et d'autre part, favoriser une augmentation de la température de l'eau par manque d'ombrage.

L'eutrophisation liée à cet apport de nutriments est également une menace (Zajac et Zajac, 2011).

Les pollutions croissantes liées à l'industrialisation et l'intensification de l'agriculture sont une autre menace pour les moules épaisses. Elles sont en effet sensibles à la qualité de l'eau, particulièrement durant leur stade juvénile (Lopes-Lima *et al.*, 2014) ; une eau polluée leur est nuisible et peut entraîner une mortalité des populations (Hus *et al.*, 2006; Schneider, 2017; Soroka *et al.*, 2021). De plus, une mauvaise qualité de l'eau peut également affecter les poissons hôtes et ainsi diminuer les potentialités de reproduction des moules épaisses.

Ces dernières années, des espèces exotiques envahissantes sont venues s'ajouter à la liste des prédateurs naturels de la moule épaisse, la rendant d'autant plus vulnérable à l'extinction. Parmi ces espèces exotiques, on retrouve le rat musqué (*Ondatra zibethicus*), le raton laveur (*Procyon lotor*) ou encore le ragondin (*Myocastor coypus*). Une autre espèce exotique envahissante problématique pour la moule épaisse est la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) qui entre en compétition avec elle pour ses ressources spatiales et trophiques (Zahner-Meike et Hanson, 2001; Wibail *et al.*, 2014; Lecuivre, 2020).

Également récemment, le réchauffement climatique semble devenir un facteur menaçant la survie de l'espèce à cause de l'augmentation de la fréquence des événements hydrologiques extrêmes. Les sécheresses impliquent un réchauffement de l'eau parfois dangereux pour les moules (surtout dans leur stade larvaire) ainsi que la fragmentation de leur habitat. A contrario, les crues exceptionnelles (centennales) peuvent décimer une partie importante de la population (Hastie *et al.*, 2001).

La multiplication des causes possibles du déclin d'*U. crassus* rend d'autant plus compliquée l'identification de celles déterminant la présence ou l'absence d'une espèce à un endroit.

En Wallonie, des actions sont prévues pour la conservation de *U. crassus* dans le cadre du projet LIFE intégré BNIP (Belgian Nature Integrated Project). Ce projet contient deux grands axes ; le premier est de réaliser des études préliminaires nécessaires au développement du plan d'action moule épaisse en Wallonie, et le second est la mise en œuvre d'un monitoring biologique visant l'évaluation de l'état de conservation des habitats et espèces en Wallonie (*Quelles sont les actions prévues pour la moule épaisse?*, s. d.). Les projets LIFE Connexions

et Vallées ardennaises prévoient également des actions pour la conservation de la moule épaisse en Wallonie.

3.4 Répartition sur le bassin de la Vierre

Les données fournies par le DEMNA (Motte, comm. pers.) permettent de visualiser la répartition d'*U. crassus* dans la zone prospectée sur la Vierre ainsi que leur nombre (fig. 7). Cette carte n'est pas exhaustive, *U. crassus* peut être présente ailleurs sur la Vierre. La méthode de recensement utilisée est de parcourir un tronçon de 20 m à pied avec un aquascope en 20 minutes. Il s'agit donc d'une méthode rapide et efficace mais moins précise que le recensement que nous avons effectué dans la présente étude (cf. chap. 4.4).

De plus, nous avons réalisé un recensement rapide dans le ruisseau de Neufchâteau, affluent en rive gauche de la Vierre, juste en aval du secteur amont. Deux individus vivants d'*U. crassus* ont été trouvés, ainsi que quelques coquilles vides. Aucune coquille n'a été recensée au-delà de 247 m en amont de la confluence alors que 330 m du ruisseau ont été prospectés.

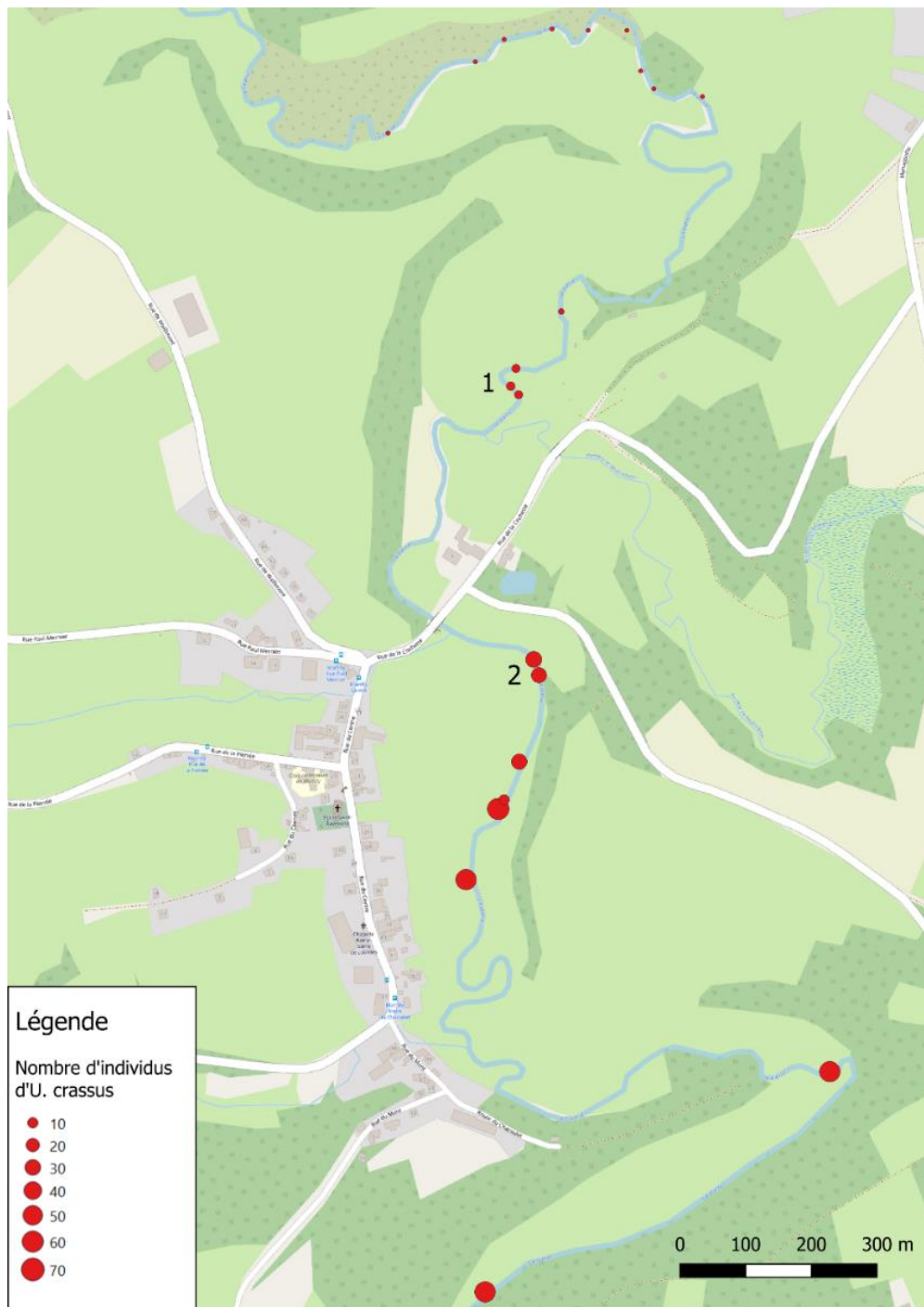


Figure 7 : Répartition d'*U. crassus* sur la Vierre, au niveau des sites d'étude. 1 : Site amont. 2 : Site aval. Sources : points *U. crassus* : DEMNA (Motte, comm. pers.) ; fond de carte : OpenStreetMap sur QGIS.

4. Matériel et méthodes

4.1 Analyse hydrologique

Une analyse hydrologique de la Vierre a été effectuée grâce aux données mises à disposition par le Service Public de Wallonie sur le site « L'hydrométrie en Wallonie » (<https://hydrometrie.wallonie.be/home.html>) (*L'hydrométrie en Wallonie*, 2022), qui fournit notamment des valeurs de débits pour les cours d'eau wallons.

Trois stations limnimétriques sont installées sur la Vierre : L7130 à Martilly, 9651 à Straimont et L7140 à Suxy. La station de Straimont appartient au SPW Mobilité et Infrastructures, Département Expertises Hydraulique et Environnement, Direction de la Gestion Hydrologique, tandis que les deux autres appartiennent au SPW Agriculture, Ressources naturelles et Environnement, Direction des Cours d'Eau Non Navigables (DCENN).

Etant donné la proximité des sites d'étude à la station de Martilly, nous avons réalisé l'analyse hydrologique sur base des données fournies par cette station. Toutefois, les valeurs moyennes et modules du débit de la Vierre ont également été calculées avec les données des deux autres stations afin de pouvoir les comparer entre elles. Nous avons utilisé les valeurs de débits journaliers. La période étudiée n'est pas la même pour les trois stations car elle dépend de la période d'observation de celle-ci. La station de Straimont enregistre des données depuis 1973 (50 ans), la station de Martilly depuis 2004 (19 ans) et la station de Suxy est active également depuis 2004 mais n'a pas enregistré de données pendant toute l'année 2022. L'analyse pour cette dernière s'est arrêtée à l'année 2021 (18 ans). Sur la figure 11 (cf. chap. 5.1), la courbe bleue représente la moyenne journalière du débit sur la période sélectionnée. Elle permet de comparer la valeur de débit observée sur une journée d'une année particulière avec la valeur moyenne afin de déterminer l'importance du débit selon la période de l'année. Les lignes verte et orange représentent le module calculé respectivement sur la période d'observation et sur 10 ans. Le calcul du module sur 10 ans permet de comparer les trois stations entre elles sur une période de durée égale. La période des basses eaux peut être définie graphiquement grâce à la valeur du module, il s'agit de la période où le débit du cours d'eau est inférieur à son module (Lang Delus, 2011).

La définition de l'étiage par rapport aux débits de basses eaux se différencie par son caractère plus exceptionnel (Lang Delus, 2011). Afin d'identifier les années qui ont connu une période

d'étiage particulièrement importante, le débit caractéristique d'étiage (DCE) a été calculé pour chacune des stations. Il correspond au débit égalé ou non dépassé 10 jours par an (Lang Delus, 2011). Ainsi, pour le calculer, nous avons classé toutes les valeurs journalières de débit de toutes les années par ordre croissant, et sélectionné la 190^e car les données sont disponibles pour 19 ans à la station de Martilly. Le nombre de jours durant lesquels le débit a été inférieur ou égal à la valeur du DCE pour chaque année a été additionné et représenté sur des graphiques en barres (fig. 12).

Ensuite, afin d'obtenir des débits caractéristiques représentatifs, nous avons réalisé la courbe des débits classés en utilisant les données de débits journaliers enregistrés au niveau de Martilly sur 10 ans. Ces débits se calculent en triant par ordre croissant l'ensemble des valeurs de débit de la série temporelle considérée. Chaque valeur de débit est associée à un pourcentage d'occurrence représentant le nombre de fois que cette valeur a été enregistrée sur la période. Par exemple, le débit classé percentile 10 (P10) renseigne que 10 % du temps, le débit de la rivière est inférieur à cette valeur (Lang-Delus *et al.*, 2016; *Stromkarlen - Zoom sur l'hydrologie*, s. d.). De la même manière, le percentile 50 (P50) correspond à la médiane des valeurs de débits. Le débit modal calculé précédemment a été ajouté sur la courbe et comme le précise Searcy (1959), il correspond au point d'inflexion de celle-ci.

Pour terminer, les périodes de récurrence des débits caractéristiques ont été calculées selon la méthode des séries partielles de Van Campenhout *et al.* (2020).

4.2 Analyse des paramètres physico-chimiques

Les moules d'eau douce sont sensibles à la qualité de l'eau ; une eau polluée leur est nuisible et peut entraîner une mortalité des populations (Hus *et al.*, 2006; Schneider, 2017; Soroka *et al.*, 2021). Inversement, comme évoqué précédemment, la présence de moules dans une rivière améliore directement la qualité de l'eau. De plus, une mauvaise qualité de l'eau peut également affecter les poissons hôtes et ainsi diminuer les potentialités de reproduction des mulettes épaisses.

Il est donc important d'étudier les paramètres attestant de la qualité physico-chimique de l'eau afin de déterminer si la faible densité de mulettes dans le tronçon étudié est causée par

une mauvaise qualité de l'eau, en comparaison avec la qualité de l'eau dans le tronçon de forte densité.

Les données utilisées proviennent du réseau de surveillance Aquaphyc (<http://environnement.wallonie.be/aquaphyc/#/aquaphyc>, Aquaphyc, 2022), qui fournit des données sur la qualité physico-chimique des eaux de surface wallonnes. Nous avons utilisé les données de trois stations dans le bassin de la Vierre : premièrement Orgeo, qui se trouve en amont des deux sites d'étude, deuxièmement, la station située sur le ruisseau de Neufchâteau à Grapfontaine, et troisièmement, Straimont, en aval des deux sites d'étude sur la Vierre. Pour rappel, le ruisseau de Neufchâteau rejoint la Vierre juste en aval du site d'étude amont (donc entre les deux sites d'étude). L'utilisation des données sur les paramètres physico-chimiques du ruisseau de Neufchâteau permettent d'observer l'apport que cet affluent peut avoir dans la Vierre.

Les données fournies contiennent des mesures faites plusieurs fois par an, le nombre d'années sur lesquelles les mesures ont été enregistrées varie d'une station à l'autre. Les mesures sont récoltées sur le terrain plusieurs fois par an, chaque année, dans un premier temps, puis de manière plus espacée. Pour la station de Orgeo, la série comprend 7 années de relevés (2005-2022), pour la station de Grapfontaine, la série comprend 8 années de relevés (2007-2022), et pour la station de Straimont, la série comprend 6 années de relevés entre 2008 et 2019. Cependant, il faut noter que tous les paramètres ne sont pas mesurés à chaque fois. De plus, parmi les 454 paramètres mesurés par Aquaphyc, seuls les plus pertinents à l'étude de la présence des mulettes épaisses ont été sélectionnés pour l'analyse ; au total, 28 paramètres physico-chimiques ont été retenus sur base de la littérature à ce sujet.

Une première comparaison visuelle des valeurs des paramètres entre les trois stations a été réalisée au moyen de diagrammes en boîtes à moustaches. Ensuite, un test statistique a été effectué dans le but de déterminer si les variations entre les stations sont significatives. Pour cela, nous avons utilisé le test non paramétrique de Kruskal-Wallis qui compare les valeurs de médianes des différents groupes. Les p-valeurs de ces tests sont indiquées dans les diagrammes des boîtes à moustaches. Si ces p-valeurs sont inférieures à la valeur seuil déterminée à 0,05, cela signifie que les échantillons comparés diffèrent entre eux, et qu'il existe donc une différence significative entre les valeurs du paramètre physico-chimique considéré pour au moins une des stations.

4.3 Caractérisation des microhabitats d'*U. crassus*

La méthode employée pour caractériser les microhabitats aquatiques d'*U. crassus* se base sur celle utilisée par Vaessen *et al.* (2021). La méthode est inspirée de celle employée dans le cadre du projet LIFE Walphy (Peeters *et al.*, 2013; Castelain *et al.*, 2016) dans un but de suivi de travaux de restauration de cours d'eau, elle-même inspirée de Souchon *et al.* (1989) qui a proposé une méthodologie pour quantifier la capacité d'accueil d'un secteur de cours d'eau pour les poissons.

La méthode consiste à dresser une cartographie précise de chaque secteur selon trois composantes : les profondeurs, les vitesses de courant et les substrats du fond du lit. Ces variables permettent de décrire les conditions d'habitat de la section de cours d'eau.

En pratique, la topographie du fond du lit est levée à l'aide d'une station totale (Leica TC600) sur des profils transversaux espacés de 1 à 2 mètres. Des points additionnels ont été ajoutés lors du relevé des positions des moules dans la rivière pour plus de précision et améliorer l'interpolation pour le Modèle Numérique de Terrain (cf. chap. 4.5). Le plan d'eau de la rivière est également levé à la station totale à plusieurs endroits le long du secteur. Ces deux relevés topographiques permettent de connaître la profondeur en chaque point du lit et de réaliser une carte bathymétrique. En parallèle, les vitesses du courant sont mesurées à chaque point topographique à l'aide d'un courantomètre (Flo-Mate 2000). Les mesures de vitesses sont réalisées à deux niveaux : à 2 cm au-dessus du fond du lit (taille de la sonde de mesure) et à 40% de la hauteur d'eau depuis le fond qui correspond à la vitesse moyenne de la colonne d'eau (Bravard et Petit, 2000). Ensuite, l'interpolation des points topographiques et de vitesses est réalisée avec le logiciel ArcGis (ArcMap 10.8.1), selon la méthodologie expliquée par Vaessen (2018) en utilisant la méthode *Natural Neighbor*, tandis que celle des points du plan d'eau est exécutée selon la méthode *Inverse distance weighted*. La bathymétrie est obtenue en soustrayant les valeurs de l'interpolation de la topographie du lit à celles du plan d'eau. Les résultats sont ensuite enregistrés sous format raster, avec une résolution de cellules de 0,1 m (Vaessen *et al.*, 2021). Les relevés des points topographiques et de vitesses ont été réalisés respectivement le 06/06/2023 sur le site amont, pour un débit moyen calculé sur 8h de 1,02 m³/s, mesuré à la station de Martilly (L7130), et le 07/06/2023 sur le site aval, avec un débit moyen de 0,98 m³/s.

En dernier lieu, la cartographie des substrats a été réalisée pour les deux secteurs. Un aquascope est utilisé pour observer le fond et le type de substrat est noté directement sur la carte représentant la bathymétrie. Nous nous sommes basés sur le classement granulométrique des substrats de la méthode Carhyce de Baudoin *et al.* (2017) décrite dans le tableau 2 ci-dessous, en simplifiant cette classification pour faciliter la lecture des cartes.

Tableau 2 : Noms et tailles des classes granulométriques. La taille est le diamètre perpendiculaire au plus grand axe. Modifié d'après Baudoin *et al.* (2017).

Nom de la classe granulométrique	Classes de taille
Dalles et rochers	Plus de 1024 mm
Blocs	256 à 1024 mm
Pierres	64 à 256 mm
Cailloux	16 à 64 mm
Graviers	2 à 16 mm
Sables	0,0625 à 2 mm
Limons	0,0039 à 0,0625 mm
Argiles	Moins de 0,039 mm
Vase	Sédiments fins (<0,1 mm) avec débris organiques
Terre végétale	Points hors d'eau très végétalisés

4.4 Recensement d'*U. crassus*

Le recensement des individus d'*U. crassus* a été réalisé de manière visuelle à l'aquascope (fig. 8). Pour permettre une bonne visibilité des moules, il est nécessaire d'être dans des conditions météorologiques et hydrologiques optimales ; c'est-à-dire un temps ensoleillé, une température supérieure 15°C et une faible turbidité de l'eau. Le recensement des mulettes épaisses a été fait le 16/06/2023 sur le site aval et le 27/06/2023 sur le site amont. Les secteurs ont été parcourus à pied, en remontant le courant et en quadrillant le fond du lit à l'aide des aquascopes. Lorsqu'une mulette épaisse est repérée, sa position est levée à la station totale, de manière à pouvoir reporter sa position sur les cartes de microhabitats. Les mulettes épaisses n'étant pas la seule espèce de moule d'eau douce habitant nos rivières, d'autres espèces peuvent être trouvées lors du recensement. Dans le cas de cette étude, il s'agit essentiellement de l'espèce *Anodonta anatina*. Les positions des anodontes ont également été levées à la station totale et ajoutées sur les cartes de microhabitats. La longueur et la

largeur de chaque individu d'*U. crassus* ont été mesurées au moyen d'un pied à coulisse. Une fois la position levée et la taille mesurée, les moules ont été replacées sur le substrat de façon à ce qu'elles puissent s'y réenfoncer.



Figure 8 : Photo d'*U. crassus* en place dans le substrat. Auteure : L. Pacyna

4.5 Préférences d'habitat

A partir des données de microhabitats et de localisation des moules épaisses dans la Vierre, nous avons pu déterminer les préférences d'habitat de l'espèce en calculant pour quelles classes de valeurs de profondeur et de vitesse le plus de moules étaient retrouvées. La méthode utilisée est inspirée de celle proposée par Vaessen *et al.*, 2021. Ce type de méthode est également utilisé pour d'autres espèces (Utashi Cirane *et al.*, 2022).

Premièrement, les valeurs des cellules des images raster représentant les bathymétries et cartographies des vitesses sont extraites. Chaque cellule équivaut à une taille de 0,01 m² sur le terrain. Les valeurs de ces cellules sont réparties en huit classes, comme pour les cartographies de microhabitats, et le nombre de cellules par classe est compté. Ceci permet de calculer le pourcentage de cellules appartenant à chaque classe de valeur, par rapport au nombre total de cellules du secteur. Ce pourcentage représente l'habitat disponible. La deuxième étape consiste à extraire les valeurs des cellules des rasters dans lesquelles se trouve un point de localisation d'une moule. On peut ensuite compter le nombre de moules

présentes dans chaque classe de valeurs de profondeur ou de vitesse et transformer ce nombre en pourcentage par rapport à l'habitat disponible. Ceci nous donne le pourcentage d'habitat utilisé et permet de comprendre dans quelles classes de valeurs de profondeur et de vitesse les moules ont tendance à vivre.

De cette manière, nous avons pu construire des histogrammes mettant en comparaison l'habitat disponible dans le site étudié et l'habitat utilisé par *U. crassus*.

Le test de statistique du χ^2 a ensuite été effectué à l'aide du logiciel RStudio pour chaque paramètre afin de comparer les proportions d'habitat utilisé avec les proportions d'habitat disponible sur chaque site.

4.6 Marquage PIT-tags

Afin d'étudier le déplacement des moules dans la rivière, nous avons équipé 50 individus du site aval de transpondeurs passifs (PIT-tags). Les PIT-tags sont des petites capsules en verre contenant une micropuce et un solénoïde. Elles fonctionnent grâce à la technologie RFID (identification par radiofréquence). L'appareil ne contient pas de batterie, il possède une durée de vie estimée à plus de vingt ans (Houbrechts *et al.*, 2012). Cette méthode de traçage est régulièrement utilisée pour étudier le déplacement des poissons (Vollset *et al.*, 2020; Johnston, 2009) ou encore de la charge de fond dans les cours d'eau (Houbrechts *et al.*, 2012; Gilet *et al.*, 2020) mais elle peut également s'appliquer aux moules d'eau douce (Kurth *et al.*, 2007; Young et Isely, 2008; Zając et Zając, 2011; Zając, 2017).

Le marquage des moules a été réalisé en même temps que le recensement du site aval le 16/06/2023. Les 50 premiers individus d'*U. crassus* repérés ont d'abord été retirés du lit et conservés dans un seau rempli d'eau. Ces moules ont ensuite été séchées afin que la colle puisse être appliquée sur les coquilles. Le type de colle choisi doit répondre à deux exigences : avoir un temps de séchage rapide pour ne pas devoir laisser les moules trop longtemps hors de l'eau, et une résistance à l'eau pour ne pas que les PIT-tags se décollent au fil du temps. Nous avons utilisé une colle type superglue (Loctite) dans un premier temps pour fixer le PIT-tag à la coquille. Une fois que celui-ci était bien fixé, une couche épaisse de colle époxy résistante à l'eau a été appliquée pour le recouvrir (R&G 5 Min. Epoxy) (fig. 9). Une étude réalisée par Young et Isely (2008) a montré que la colle époxy était particulièrement adaptée

au marquage de PIT-tags sur des moules d'eau douce. En effet, sur une période d'étude de 18 mois, aucun des PIT-tags ne s'est décollé d'une coquille ; de plus, la colle époxy n'a causé aucune mortalité chez les moules. Les PIT-tags utilisés dans la présente étude sont des petits cylindres de 12 mm de longueur, leur taille est inférieure à celle de ceux utilisés pour marquer les galets afin de ne pas gêner les moules dans leurs déplacements. Une fois le PIT-tag fixé et la colle époxy complètement sèche (\pm 20 minutes de séchage), les moules ont été replacées dans l'eau par groupe de deux, en mesurant à nouveau leur longueur et leur largeur. La position de chaque point où deux moules ont été replacées a été de nouveau levée à la station totale. Les moules ont été replacées dans les endroits du lit où nous en avons retrouvé le plus, afin de les réintroduire dans un environnement favorable.



Figure 9 : Marquage des mulettes épaisses : PIT-Tag collé sur une moule. Auteure : L. Pacyna

Le relevé des positions des mulettes marquées a été fait le 27/07/2023, soit 42 jours après les avoir équipées de PIT-tags. Une antenne mobile d'une précision de 50 cm est utilisée pour les retrouver, en parcourant le cours d'eau à pied. A chaque PIT-tag détecté par l'antenne, nous cherchions la moule marquée à l'aide d'un aquascope afin, d'une part, de déterminer sa position la plus exacte, et d'autre part, d'observer si l'individu était toujours bien vivant. Toutefois, toutes les moules marquées n'ont pas pu être retrouvées visuellement, ceci est dû aux mauvaises conditions météo le jour du relevé (fortes pluies provoquant la mise en suspension des sédiments dans la rivière).

4.7 Evaluation du colmatage du substrat

Le colmatage physique de la sous-couche du lit de la rivière se produit lorsque des sédiments fins s'accumulent et pénètrent dans le substrat caillouteux. Cela entraîne une diminution des échanges, en particulier de l'oxygène, entre la rivière et la sub-surface (Datry *et al.*, 2008). Ce processus peut entraîner des conséquences néfastes sur la biodiversité de la zone, affectant les espèces qui y vivent ou qui s'y reproduisent.

Ainsi, dans le but d'estimer l'importance du colmatage dans la rivière, nous avons installé des pièges à sédiments dans les sites d'étude; ils permettent de quantifier l'infiltration des sédiments fins dans la sous-couche graveleuse (Vaessen *et al.*, 2021).

Le dispositif utilisé pour piéger les particules fines transportées par la rivière est construit en utilisant un tuyau en PVC de 2683 cm³ de volume. Ce piège est inséré horizontalement dans un socle, qui est enchâssé dans le lit de la rivière à une profondeur d'environ 10 cm. Une ouverture de 200 cm², recouverte d'un grillage dont la maille est de 5600 µm, est placée sur le tuyau, orientée perpendiculairement au courant (fig. 10). Des graviers allochtones, tamisés à 6 700 µm, sont remplis dans le piège. Le dispositif est positionné de manière à collecter les sédiments de taille inférieure à 5600 µm, qui se déposent sur le fond du lit sous l'effet du courant. Après quelques semaines, le piège est relevé pour récupérer les échantillons. Un couvercle amovible placé sur le piège permet de minimiser les pertes de particules fines lors de la récupération du dispositif (Houbrechts *et al.*, 2022).

L'analyse en laboratoire se fait en plusieurs étapes. Tout d'abord, on procède à un tamisage à l'eau pour séparer les fractions de taille supérieure à 5600 µm, entre 600 et 5600 µm et inférieure à 600 µm. La fraction inférieure à 5600 µm est ensuite mise à l'étuve pour séchage. Une fois les sédiments secs, la fraction supérieure à 600 µm (et inférieure à 5600 µm) est tamisée aux tamis de tailles 2000 et 600 µm. La partie récupérée inférieure à 600 µm est ajoutée au reste. Au final, nous obtenons trois classes granulométriques qui sont chacune pesée : la fraction comprise entre 2000 et 5600 µm, qui correspond aux graviers fins, la fraction comprise entre 600 et 2000 µm, qui reprend les sables, et la fraction inférieure à 600 µm, qui reprend les limons et argiles (Baudoin *et al.*, 2017) (tab. 2). Précisons que la matière organique (principalement des macro invertébrés) est également séchée et pesée et que cette masse est soustraite à la masse du contenu du piège. Connaissant la masse des graviers ayant

servi à remplir le piège, nous pouvons connaître le volume rempli par ceux-ci dans le piège en la divisant par la densité (2,6) et estimer la part de vide initiale par différence au volume du cylindre. De la même manière, le volume de chaque classe granulométrique peut être estimé. Il est indispensable de standardiser les données, ici, sur une période de 30 jours, pour comparer les résultats des différents pièges entre eux, étant donné qu'ils sont restés en place pour des durées différentes. Des taux de sédimentation, en mm/30 jours et en kg/m²/30 jours, peuvent enfin être déterminés.

Durant la période d'étude, trois pièges ont été installés dans la Vierre. Le premier a été placé le 23/05/2023 sur le site amont. Il a été retiré le 27/06/2023 et remplacé par un nouveau piège au même endroit. Le même jour, nous avons équipé le site aval d'un piège à sédiments également. Ces deux derniers ont été enlevés définitivement le 27/07/2023.



Figure 10 : Piège à sédiments en place dans le lit de la rivière. Auteure : L. Pacyna

5. Résultats

5.1 Analyse hydrologique

La figure 11 représente une année hydrologique moyenne, mesurée à Martilly. Le débit journalier moyen de la Vierre calculé sur la période de données disponibles (19 ans) pour la station de Martilly ($A = 219,8 \text{ km}^2$) est de $3,88 \text{ m}^3/\text{s}$. Le module calculé sur 10 ans est de $3,54 \text{ m}^3/\text{s}$. En comparaison, le module est de $3,54 \text{ m}^3/\text{s}$ à Straimont et $4,34 \text{ m}^3/\text{s}$ à Suxy.

La période de basses eaux commence aux alentours du 26 mars et se termine en moyenne le 21 novembre. Il faut noter que le pic dans la courbe observé à la mi-juillet est dû uniquement aux valeurs de débit exceptionnelles de l'année 2021.

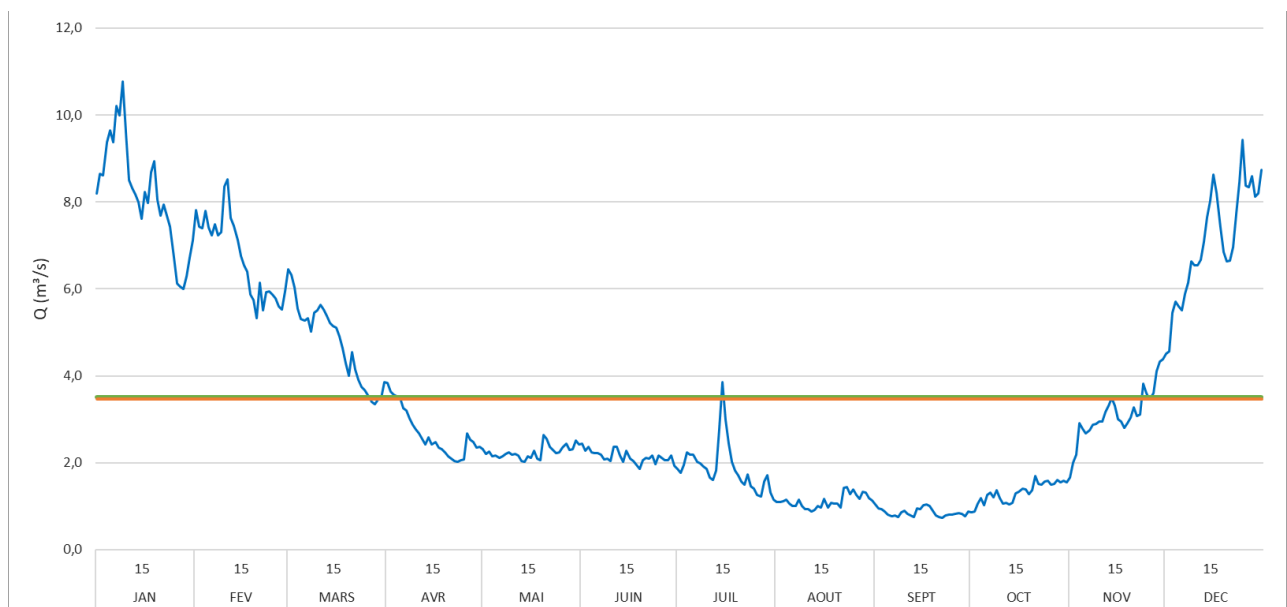


Figure 11 : Régime hydrologique de la Vierre à la station de Martilly (L7130). Bleu : débit moyen journalier calculé sur 19 ans. Vert : module calculé sur 19 ans ($3,503 \text{ m}^3/\text{s}$). Orange : module calculé sur 10 ans ($3,458 \text{ m}^3/\text{s}$).

Le DCE a une valeur de $0,13 \text{ m}^3/\text{s}$ à Martilly, $0,17 \text{ m}^3/\text{s}$ à Straimont et $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$ à Suxy. On observe clairement que les années 2018, 2019 et 2020 ont connu de nombreux jours d'étiage (fig. 12). La Vierre a donc connu des sécheresses importantes et rapprochées ces trois dernières années.

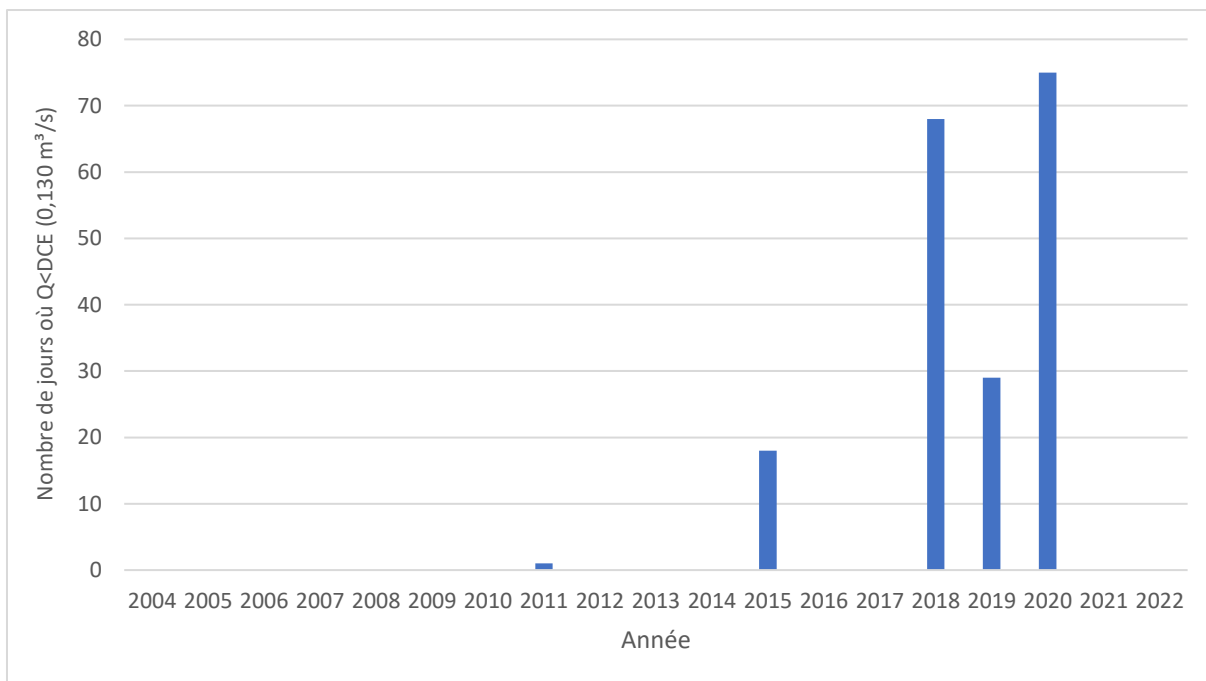


Figure 12 : Nombre de jours par an où le débit de la Vierre a été inférieur ou égal au débit caractéristique d'étiage qui est de $0,13 \text{ m}^3/\text{s}$ à la station de Martilly (L7130).

La figure 13 illustre la courbe des débits classés sur 10 ans. Quelques valeurs de percentile caractéristique sont mises en évidence. Ainsi, le P10 correspond à la valeur de débit $0,3 \text{ m}^3/\text{s}$, la médiane (P50) vaut $1,93 \text{ m}^3/\text{s}$ et le P90, $8,44 \text{ m}^3/\text{s}$. La valeur du module est également représentée sur la courbe.

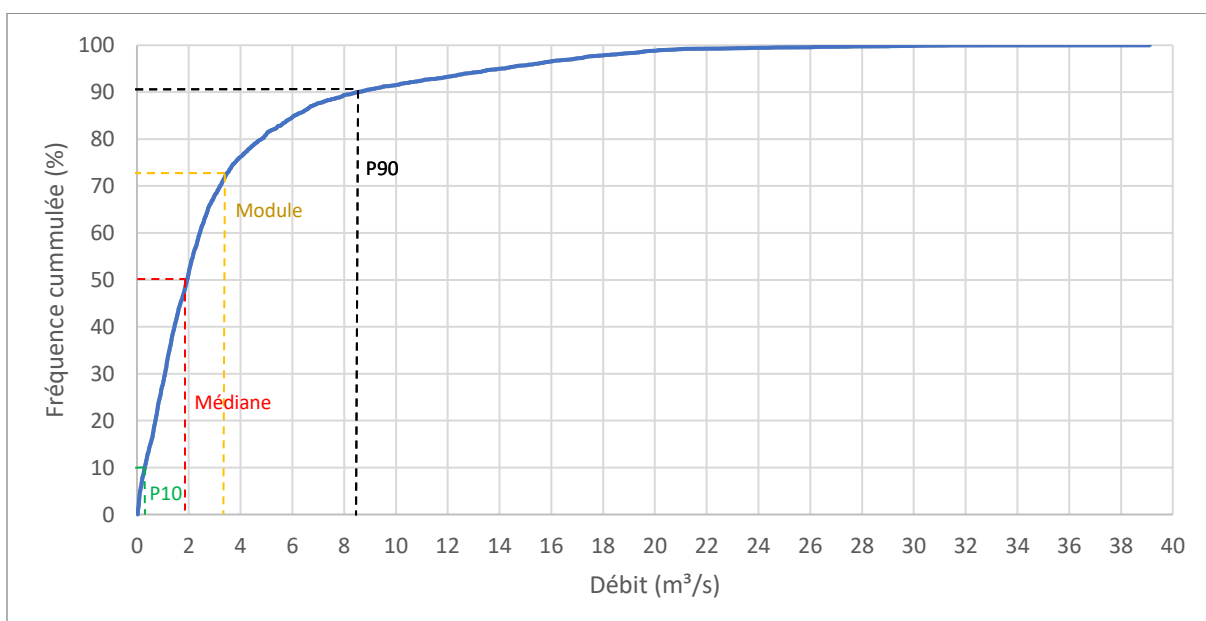


Figure 13 : Courbe des débits classés de la Vierre, station de Martilly (L7130).

Les calculs de séries partielles réalisés permettent de dire que le débit ayant une période de retour de 10 ans (Q_{10}) vaut $40,05 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_{25} = 45,84 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_{50} = 50,21 \text{ m}^3/\text{s}$, ou encore, $Q_{100} = 54,56 \text{ m}^3/\text{s}$. Le débit à pleins bords à la station de Martilly ($12,87 \text{ m}^3/\text{s}$) a une récurrence de 0,27 an.

Pour terminer, la figure ci-dessous (fig. 14) représente l'évolution des débits pendant la période d'étude à la station de Martilly. Les dates d'installation et de relevé des dispositifs de suivi sont mises en évidence.

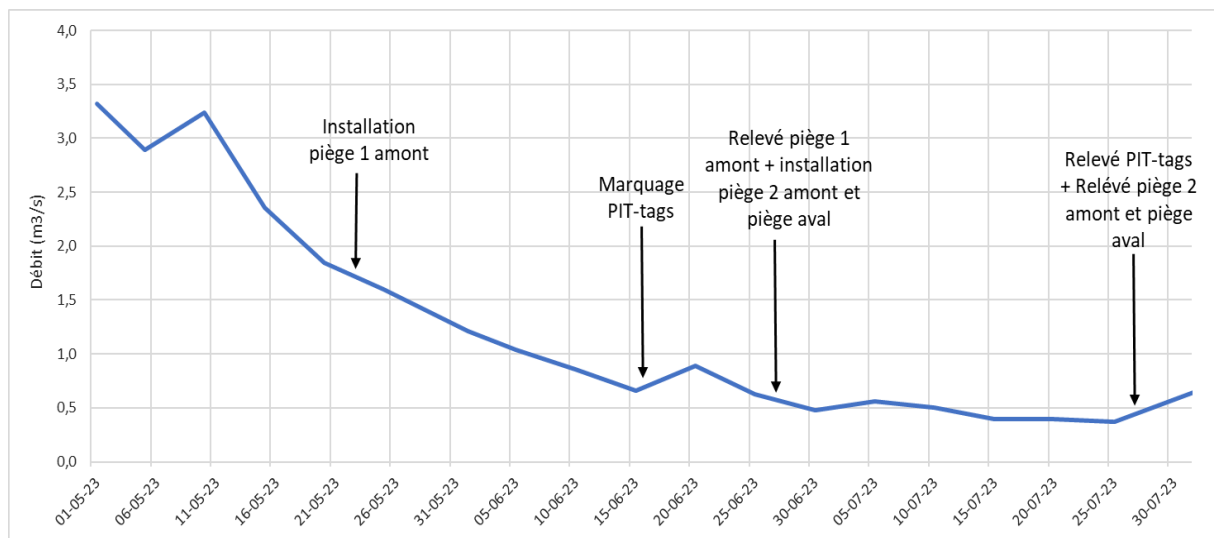


Figure 14 : Hydrogramme de la période d'étude à la station de Martilly et date d'installation et de relevé des dispositifs de suivi.

En résumé, l'analyse du régime hydrologique de la Vierre nous montre que la rivière présente un débit contrasté entre les périodes hivernales et estivales. Des sécheresses importantes ont eu lieu trois années de suite entre 2018 et 2020, caractérisées par de nombreux jours d'étiage. Ceci a pour conséquences un rétrécissement de la lame d'eau et dans certains cas, un fractionnement de l'habitat, ainsi qu'une hausse de la température de l'eau. Ces effets sont néfastes pour les moules d'eau douce (DuBose *et al.*, 2019).

La courbe des débits classés (fig. 13) nous donne une idée de la fréquence d'occurrence des débits. Ceci sera utile pour caractériser les débits pour lesquels les classes d'habitat ont été déterminées (cf. chap. 5.4).

5.2 Analyse des paramètres physico-chimiques

L'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau a pu mettre en évidence des différences entre les stations sur le long terme. Ces différences sont représentées par les graphiques en boîtes à moustaches à la figure 15 et en annexe 2.

Le test de Kruskal-Wallis a révélé des différences significatives dans les mesures de la quasi-totalité des paramètres considérés, entre les différentes stations (p -valeurs $< 0,05$). Les paramètres physico-chimiques pour lesquels les différences entre les stations ne sont pas significatives sont les concentrations en chrome, arsenic, zinc, cadmium et baryum.

Pour plusieurs paramètres étudiés, les valeurs sont plus élevées en aval qu'en amont et cette augmentation semble être causée par des apports de l'affluent. C'est le cas des bicarbonates, du calcium, du pH, de la saturation en O_2 , de la dureté de l'eau, de la conductivité de l'eau, de l'azote, des nitrates, du phosphore, du magnésium, du potassium, du nickel, du cuivre et du plomb.

Pour les autres paramètres (chlorures, sulfates, nitrites, orthophosphates solubles, bore, sodium, mercure, carbone organique dissous, disponibilité biologique à $20^\circ C$), la significativité du test ne semble être causée que par les valeurs mesurées sur le ruisseau de Neufchâteau ou par des valeurs extrêmes et pas par une différence entre les stations en amont et en aval de la Vierre.

Selon Zajac *et al.* (2018), la présence de moules dans un cours d'eau est corrélée positivement avec la conductivité de l'eau, ainsi que les concentrations de Ca^{2+} et HCO_3^- . Il est donc possible que l'abondance plus importante des mulettes épaisses sur le site aval soit favorisée par ces facteurs. Plus généralement, les mulettes épaisses favorisent les eaux riches en nutriments. Cependant, des niveaux excessifs de nutriments peuvent devenir néfaste en menant au phénomène d'eutrophisation (Hus *et al.*, 2006). Les concentrations plus élevées en phosphore, magnésium et potassium à l'aval de la Vierre peuvent donc favoriser la présence de l'espèce.

En ce qui concerne le pH de l'eau, il devient néfaste pour *U. crassus* lorsqu'il atteint des valeurs supérieures à 8 (Zajac *et al.*, 2018). Ainsi, même si le pH de l'eau est plus élevé vers l'aval de la Vierre et dans le ruisseau de Neufchâteau, il reste inférieur à 8 et ne nuit donc pas aux mulettes épaisses et à leur reproduction.

La concentration en nitrates est également plus importante à Grapfontaine (ruisseau), puis à Straimont (aval) et enfin, plus faible à Orgeo (amont). Toutefois, une forte concentration en nitrates ne semble pas favorable aux populations de moules épaisses. En effet, dans son étude de 1997, Hochwald a observé que les cours d'eau qui hébergeaient des populations saines et reproductrices d'*U. crassus* présentaient des niveaux moyens de N-NO³ inférieurs à 2,2 mg/l. En revanche, dans les zones où la reproduction était absente, les concentrations de N-NO³ variaient de 3,6 à 5,0 mg/l au cours de la saison de croissance. Des conclusions similaires ont été rapportées par Köhler en 2006 et Zettler et Jueg en 2007 (Douda, 2010), ainsi que par Hus *et al.* (2006). Cependant, il faut noter qu'il n'est pas rare que des populations de moules épaisses soient présentes dans secteurs présentant une concentration en nitrates proches des 5 mg/l voire plus élevées (Motte, comm. pers.).

Les moules épaisses, par leur capacité de filtration, filtrent les métaux lourds, qui sont des pollutions anthropiques. Ces pollutions se retrouvent dans leurs organismes par bioaccumulation (Binkowski *et al.*, 2019). Par exemple, le cadmium est connu pour être néfaste voir mortel pour l'espèce (Hus *et al.*, 2006). Sa concentration dans la Vierre n'est pas significativement différente en amont et en aval selon le test statistique ; en revanche, une valeur extrême à 1,6 µg/l a été mesurée à Orgeo en 2006. En ce qui concerne le nickel, le cuivre et le plomb, aucune étude scientifique n'a été trouvée pour affirmer que leur présence impacte les moules épaisses, cependant ces éléments sont connus pour impacter négativement d'autres espèces de moules d'eau douce (Timpano *et al.*, 2022).

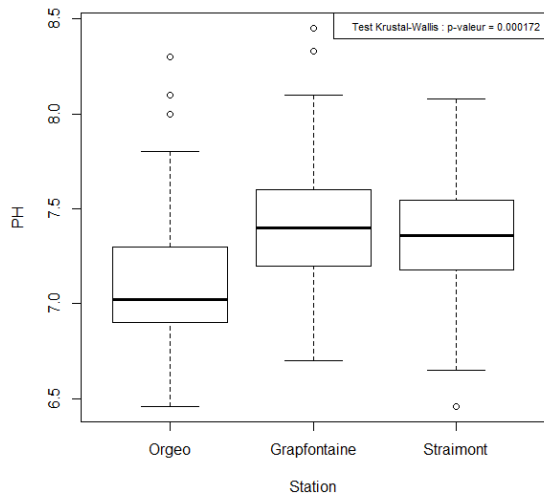
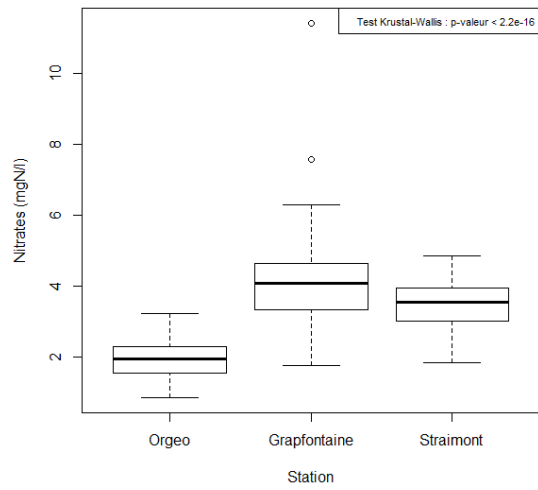
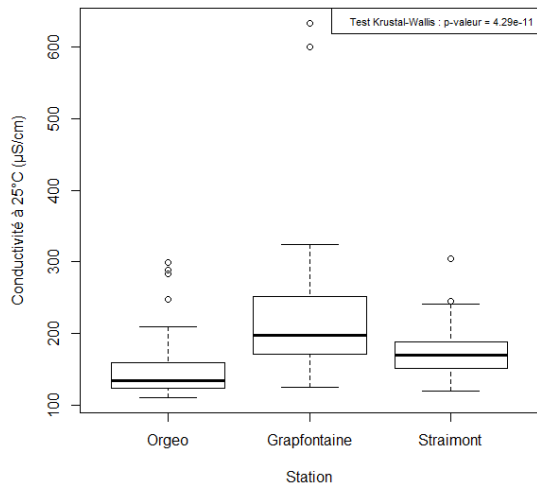
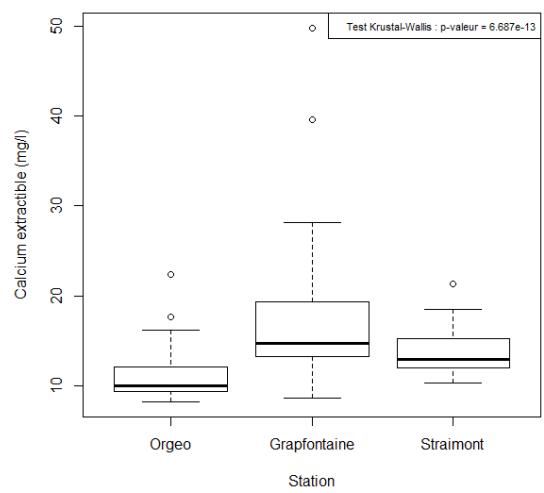
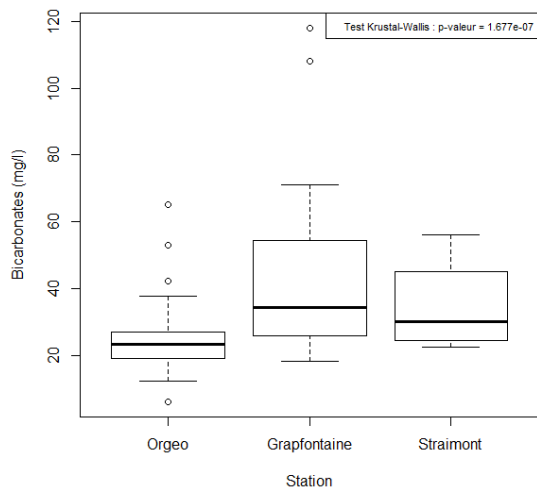


Figure 15 : Boîtes à moustaches des paramètres physicochimiques de 3 stations Aquaphyc du bassin de la Vierre, réalisée avec le logiciel RStudio.

5.3 Recensement, taille et âge des individus

Nous avons recensé 12 individus d'*U. crassus* dans le secteur amont, contre 82 dans le secteur aval. A ça, nous pouvons ajouter 4 individus d'*A. anatina* dans le secteur amont et 16 dans le secteur aval.

La répartition des individus selon la longueur des coquilles est représentée par les histogrammes de la figure 16.

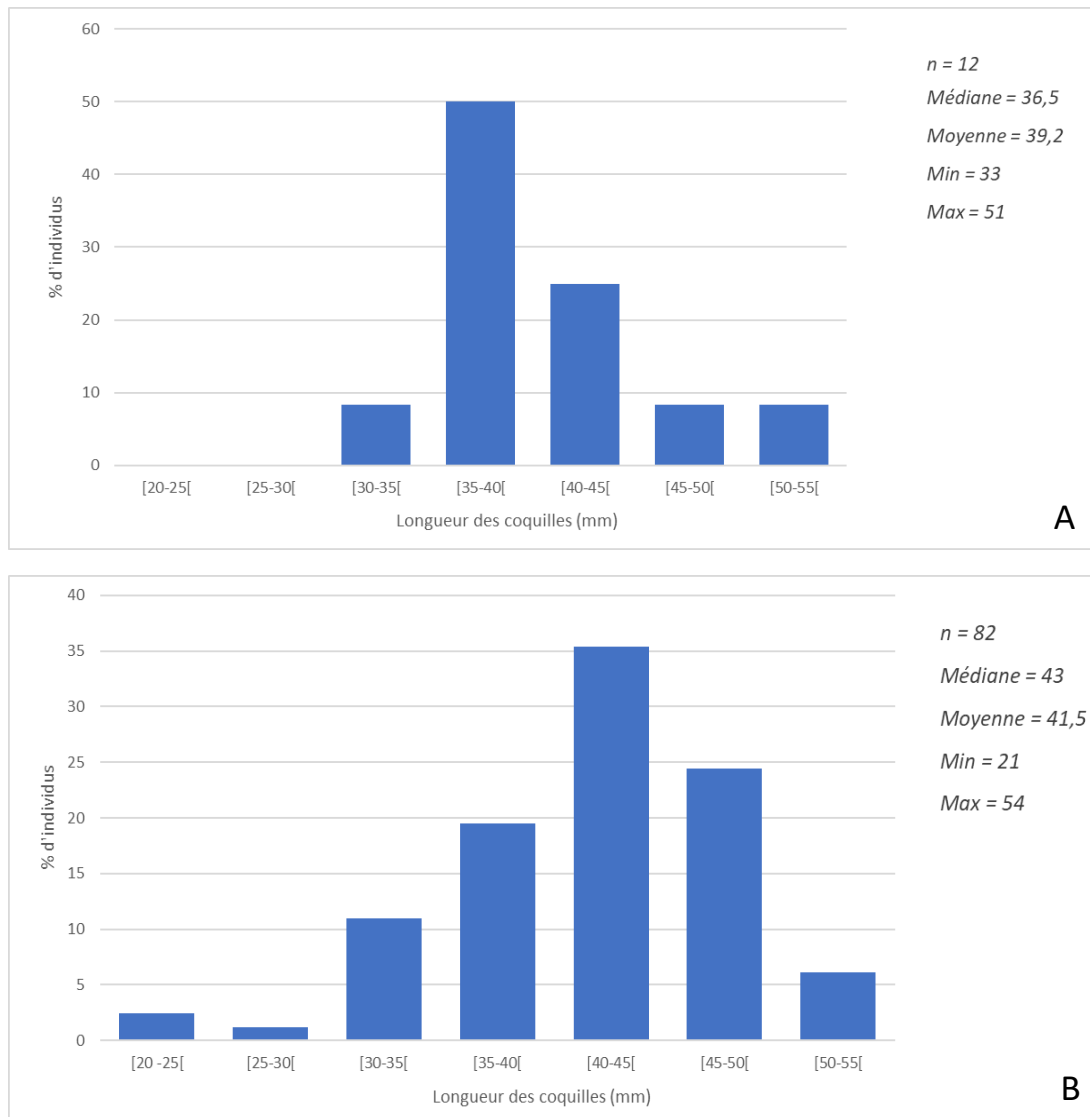


Figure 16 : Répartition des tailles (longueur des coquilles) des individus d'*U. crassus* dans les populations de chacun des sites. n = nombre d'individus dans la population. A : site amont. B : site aval.

Selon ne courbe de croissance basée sur la longueur des coquilles (Dunca, 2014), les individus recensés sont âgés entre 6 et 13 ans sur le site amont et entre 2 et 14 ans sur le site aval. L'âge moyen dans les deux sites est d'environ 7 ans.

5.4 Caractérisation des microhabitats

Les débits pour lesquels les cartographies de profondeurs et de vitesses du courant ont été réalisées, soit 1,02 m³/s et 0,98 m³/s, correspondent respectivement aux percentiles 28 et 27 de la courbe des débits classés (fig. 13). Il s'agit de conditions de basses eaux inférieures au module.

La figure 26 (cf. chap. 5.5) indique, avec les valeurs d'habitat disponible, l'importance de la représentation de chaque classe de valeur dans les cartes de microhabitats.

5.4.1 Profondeurs

Concernant la bathymétrie des deux sites (fig. 17 et 18), toutes les classes de valeurs sont bien représentées, à l'exception des classes les plus élevées (> 0,6 m). Visuellement, on observe une plus grande hétérogénéité spatiale des profondeurs sur le site amont. Trois zones plus profondes sont bien distinctes. Le site aval, qui est plus linéaire, rassemble les valeurs de même classe aux mêmes endroits.

**Bathymétrie du site amont,
Vierre, 06/06/2023, pour un débit
moyen (sur 8h) de 1,02 m³/s
et localisation des moules**

Légende

□ Périmètre mouillé

● *Unio crassus*

● *Anodonta anatina*

Profondeur (m)

0 - 0,1

0,1 - 0,2

0,2 - 0,3

0,3 - 0,4

0,4 - 0,5

0,5 - 0,6

0,6 - 0,7

0,7 - 0,8

→ Sens d'écoulement

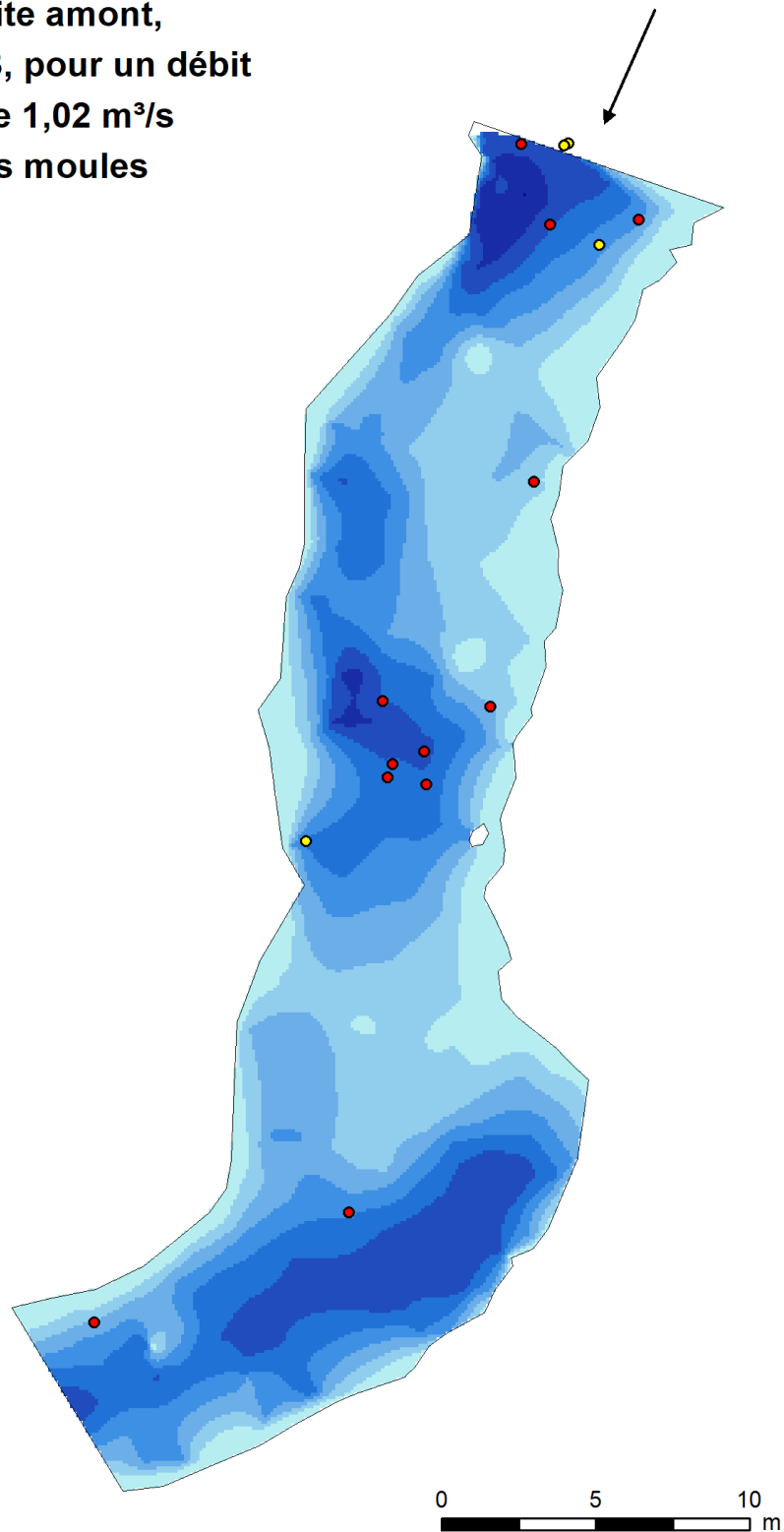


Figure 17 : Cartographie des profondeurs du site amont, Vierre et localisation des moules (*Unio crassus* et *Anodonta anatina*) recensées, réalisé avec ArcMap.

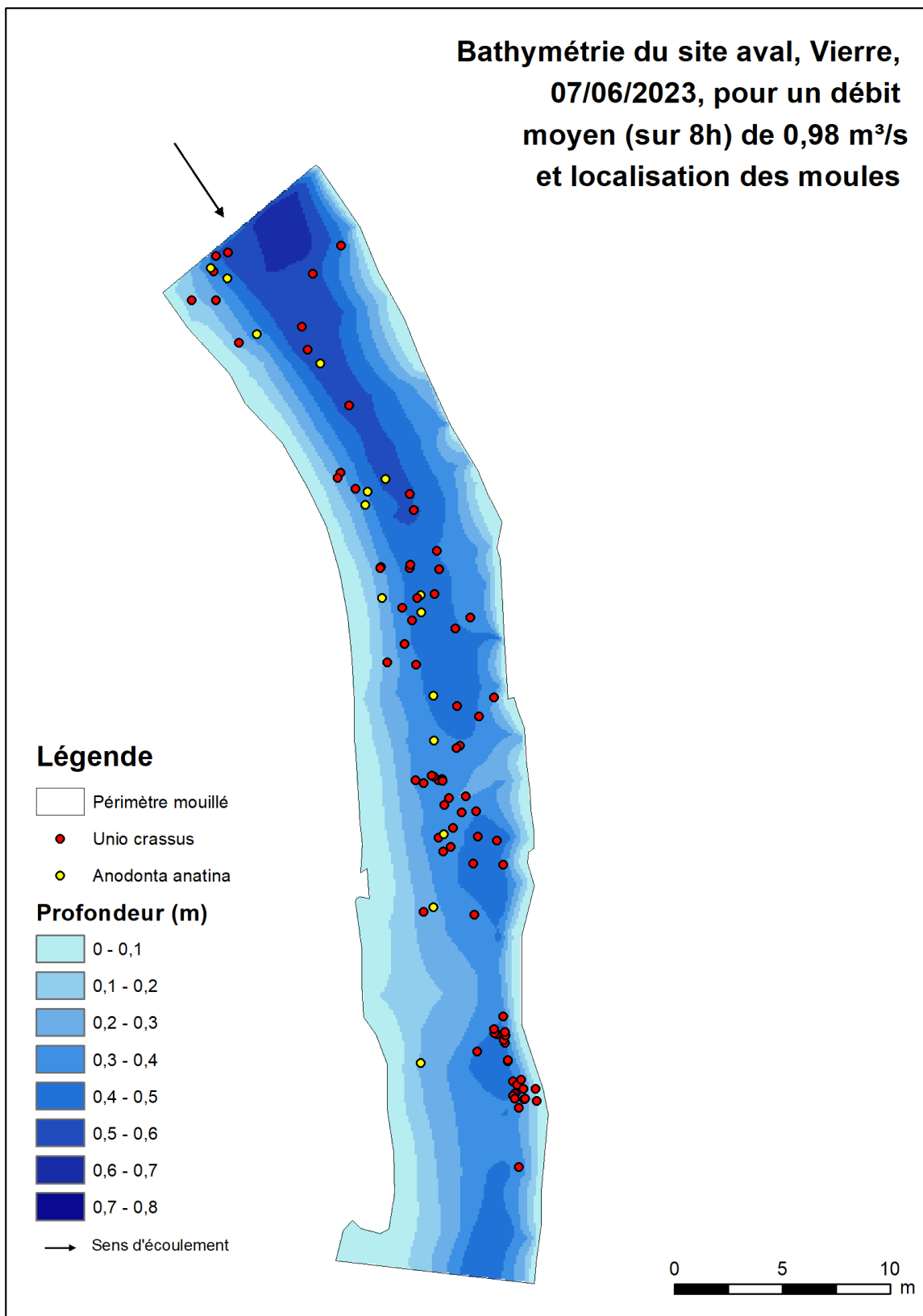


Figure 18 : Cartographie des profondeurs du site aval, Vierre et localisation des moules (*Unio crassus* et *Anodonta anatina*) recensées, réalisé avec ArcMap.

5.4.2 Vitesses

Les vitesses du courant au fond du lit sont majoritairement représentées par les classes les plus faibles (fig. 19 et 20).

Comme mentionné précédemment, les vitesses du courant mesurées à 40 % de la hauteur équivalent à la moyenne de la vitesse sur la colonne d'eau (Bravard et Petit, 2000).

Les vitesses à 40% de la hauteur sont logiquement plus rapides que celles au fond du lit, cela est dû à l'absence des forces de friction. On observe une grande diversité dans les classes représentées. Le courant du site aval est en moyenne plus rapide que sur le site amont (fig. 21 et 22).

Comme pour les profondeurs, les zones de vitesses lentes et rapides sont plus séparées spatialement sur le site amont que sur le site aval.

**Répartition des vitesses du fond du lit,
site amont, Vierre, 06/06/2023,
pour un débit moyen (sur 8h) de 1,02 m³/s
et localisation des moules**

Légende

□ Périmètre mouillé

● *Unio Crassus*

● *Anodonta anatina*

Vitesse (m/s)

0 - 0,1

0,1 - 0,2

0,2 - 0,3

0,3 - 0,4

0,4 - 0,5

0,5 - 0,6

0,6 - 0,7

0,7 - 0,8

→ Sens d'écoulement

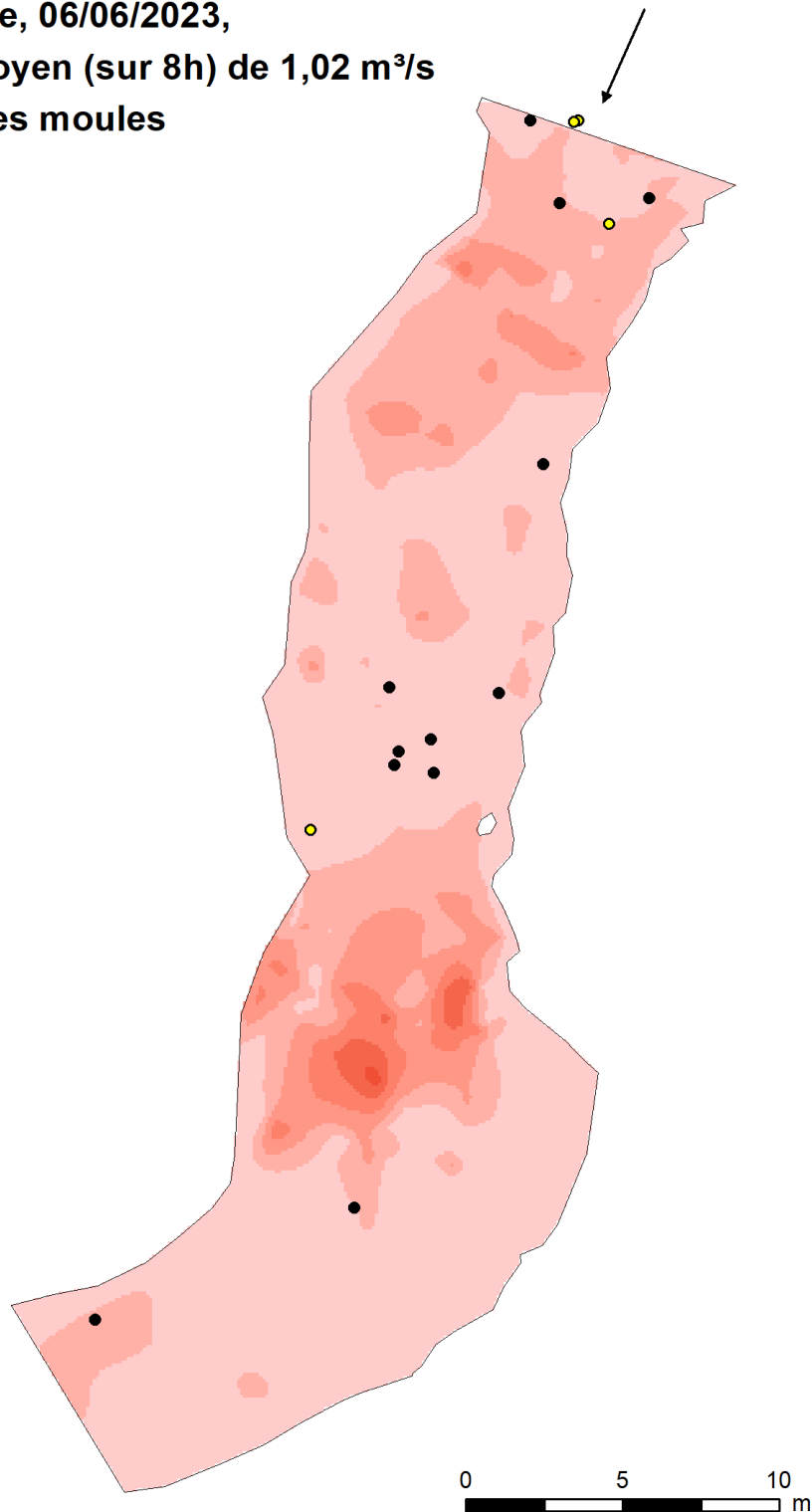


Figure 19 : Cartographie des vitesses du courant au fond du lit, site amont, Vierre et localisation des moules (*Unio crassus* et *Anodonta anatina*) recensées, réalisé avec ArcMap.

**Répartition des vitesses moyennes,
site amont, Vierre, 06/06/2023,
pour un débit moyen (sur 8h) de 1,02 m³/s
et localisation des moules**

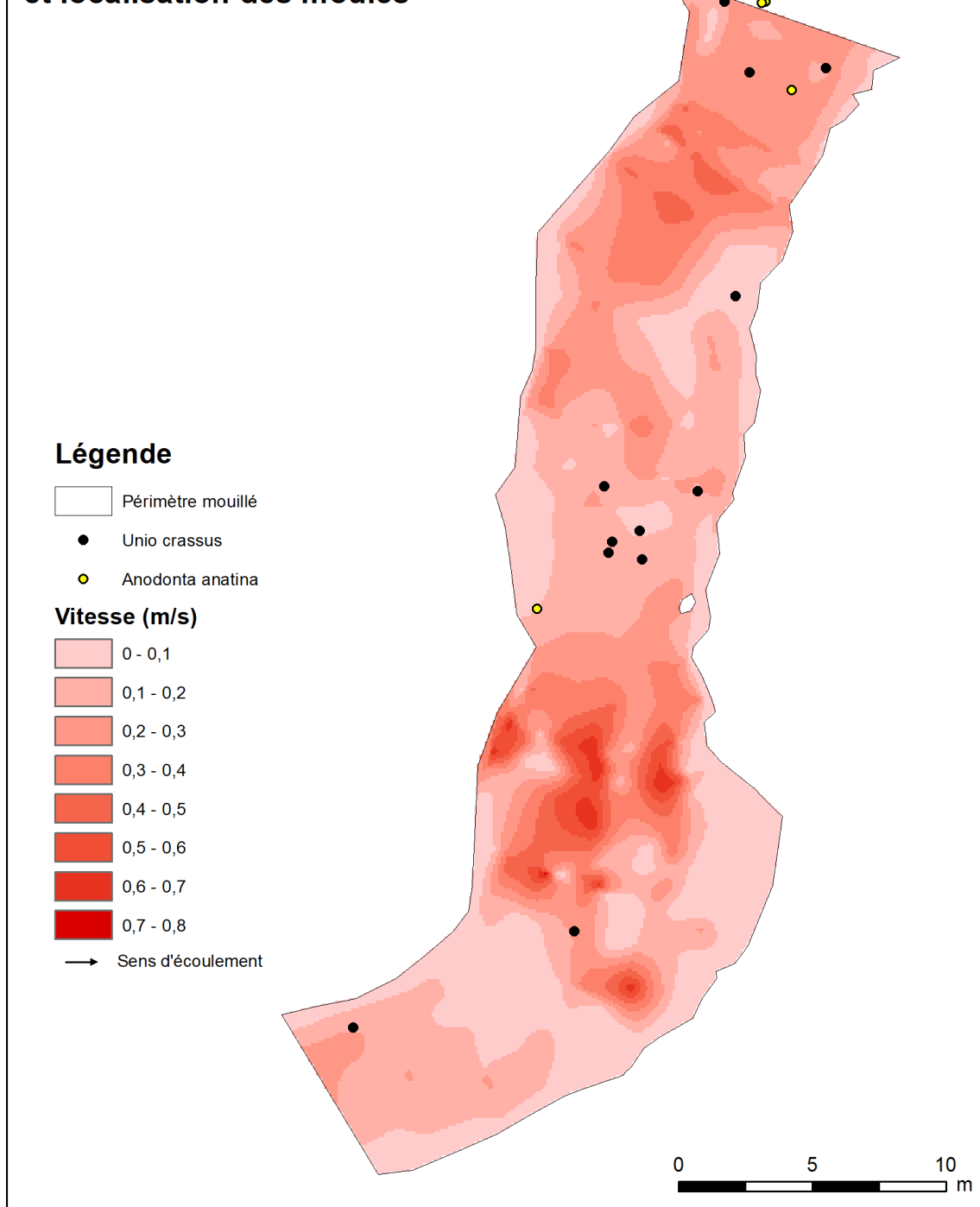


Figure 20 : Cartographie des vitesses du courant à 40 % de la hauteur de la colonne d'eau, site amont, Vierre et localisation des moules (*Unio crassus* et *Anodonta anatina*) recensées, réalisé avec ArcMap.

**Répartition des vitesses du fond du lit,
site aval, Vierre, 07/06/2023, pour un
débit moyen (sur 8h) de 0,98 m³/s et
localisation des moules**

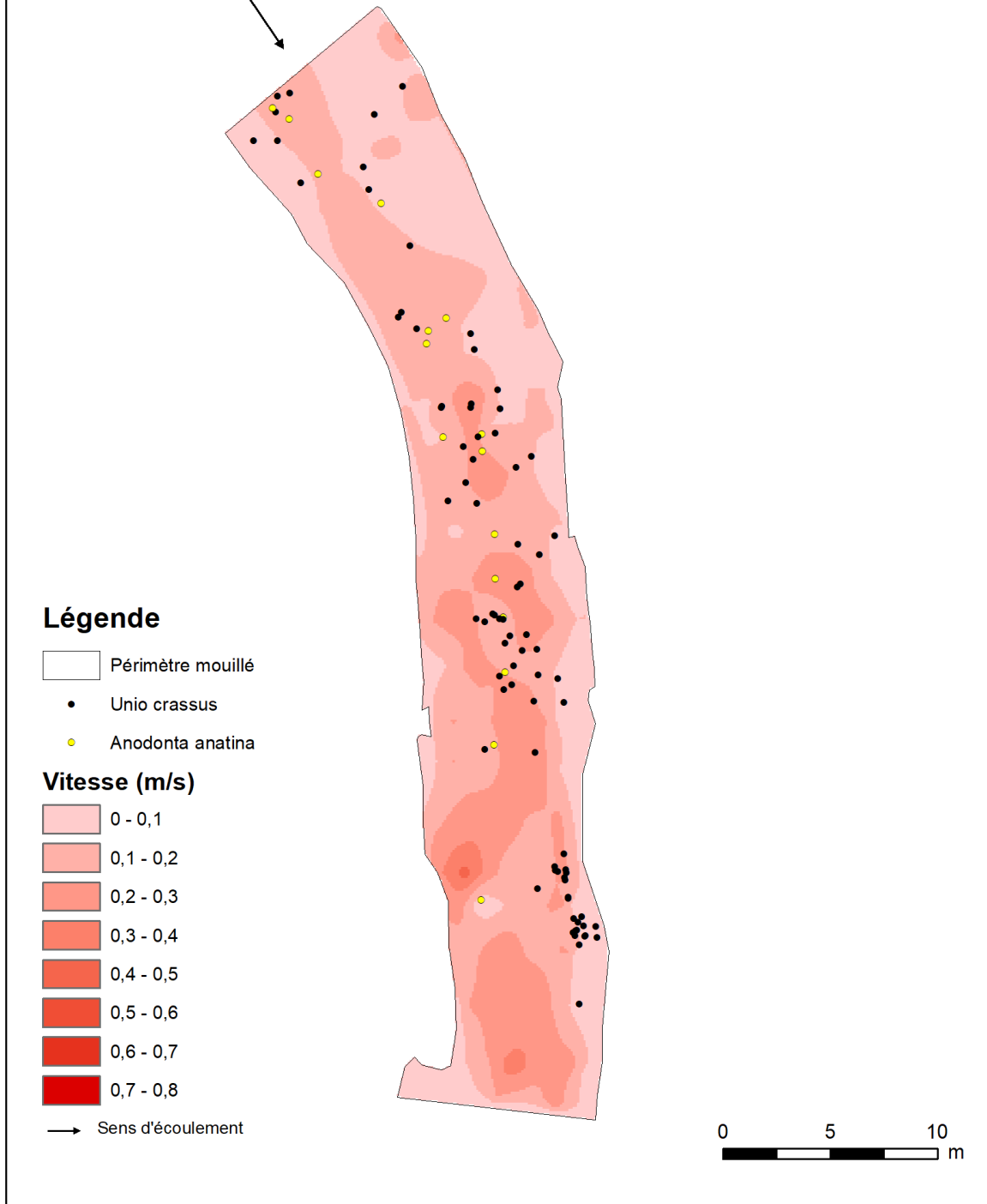


Figure 21 : Cartographie des vitesses du courant au fond du lit, site aval, Vierre et localisation des moules (*Unio crassus* et *Anodonta anatina*) recensées, réalisé avec ArcMap.

**Répartition des vitesses moyennes,
site aval, Vierre, 07/06/2023, pour un
débit moyen (sur 8h) de 0,98 m³/s et
localisation des moules**

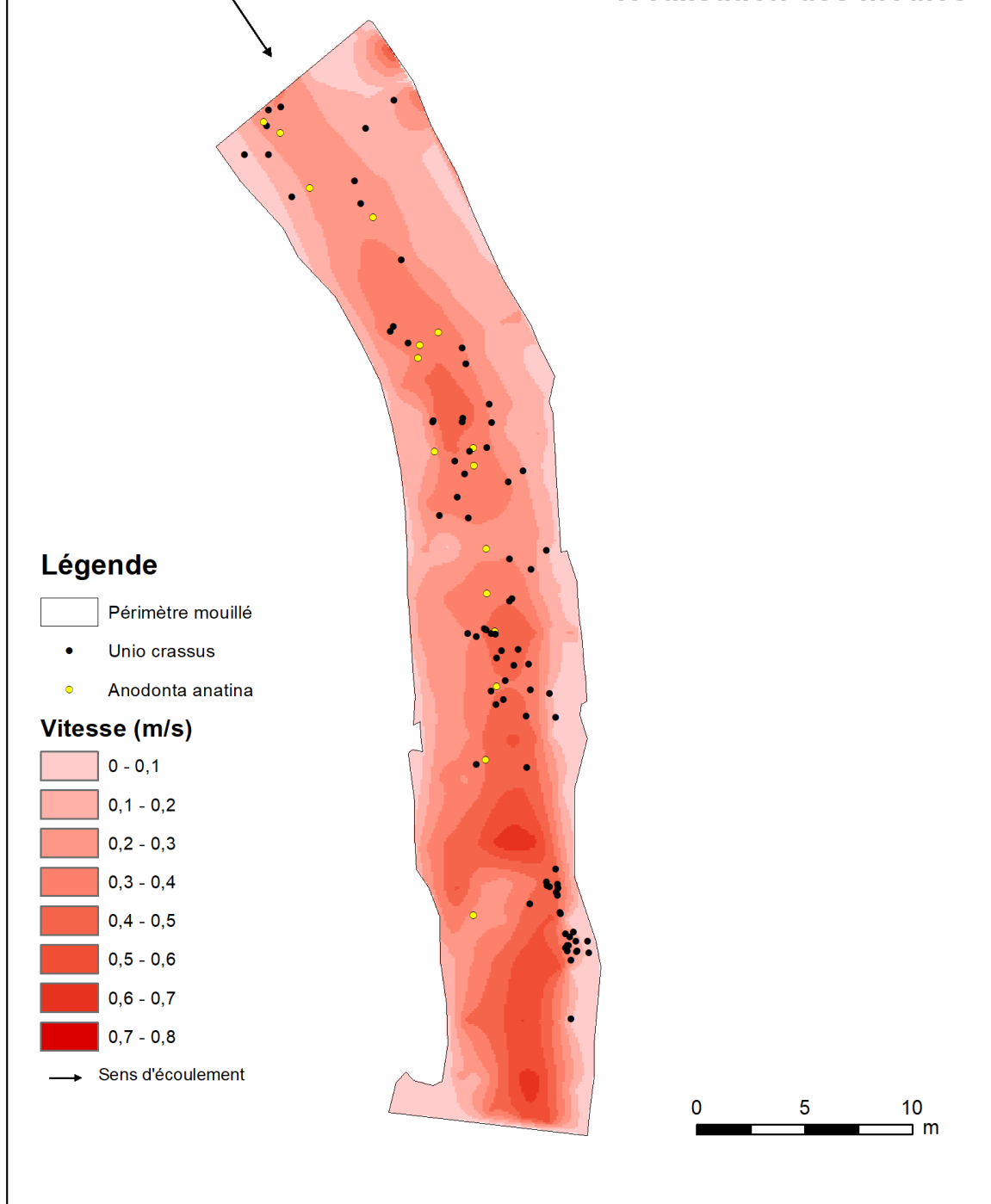


Figure 22 : Cartographie des vitesses du courant à 40 % de la hauteur de la colonne d'eau, site aval, Vierre et localisation des moules (*Unio crassus* et *Anodonta anatina*) recensées, réalisé avec ArcMap.

5.4.3 Substrats

Les cartographies des substrats de la rivière au niveau des deux sites d'études sont présentées sur les figures 23 et 24. Le fond de couleur représente le type de substrat principal, c'est-à-dire, le plus présent, et la couleur des lignes indique le type de substrat secondaire. La diversité des faciès sédimentaires est grande sur la Vierre dans les deux sites étudiés. On observe une prépondérance de la classe granulométrique constituée des cailloux et des graviers sur le site aval, alors que le site amont présente plus de zones sableuses et limoneuses. Au niveau du site amont (fig. 23), les mulettes épaisses se trouvent principalement dans les zones caillouteuses, mais on en trouve également dans la partie limoneuse de l'amont du secteur. Sur le site aval (fig. 24), elles se situent majoritairement dans les zones caillouteuses et graveleuses. Beaucoup de moules ont été retrouvées proches ou sous les enrochements de la rive gauche dont le substrat est limoneux ou sableux. Ces enrochements se présentent sous la forme de poteaux en béton et déposés contre la berge (fig. 25A). Les enrochements plus en aval du site sont des enrochements en pierre. Un tuyau en béton reliant un petit ruisseau est également présent (fig. 25B).

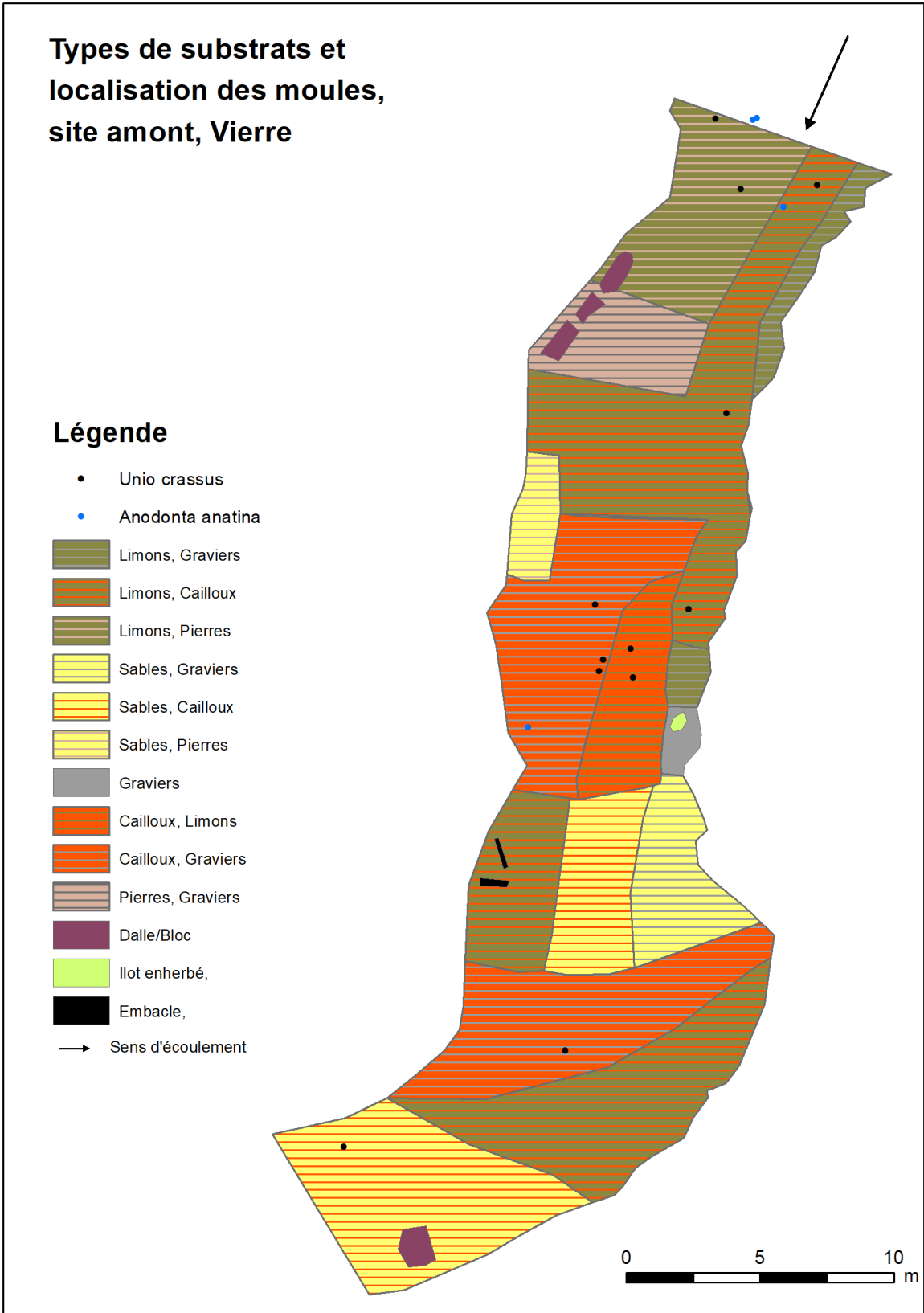


Figure 23 : Cartographie des substrats principaux (terme avant la virgule) et secondaires (terme après la virgule) du site amont, Vierre et localisation des moules (*Unio crassus* et *Anodonta anatina*), réalisé avec ArcMap.

Types de substrats et localisation des moules, site aval, Vierre

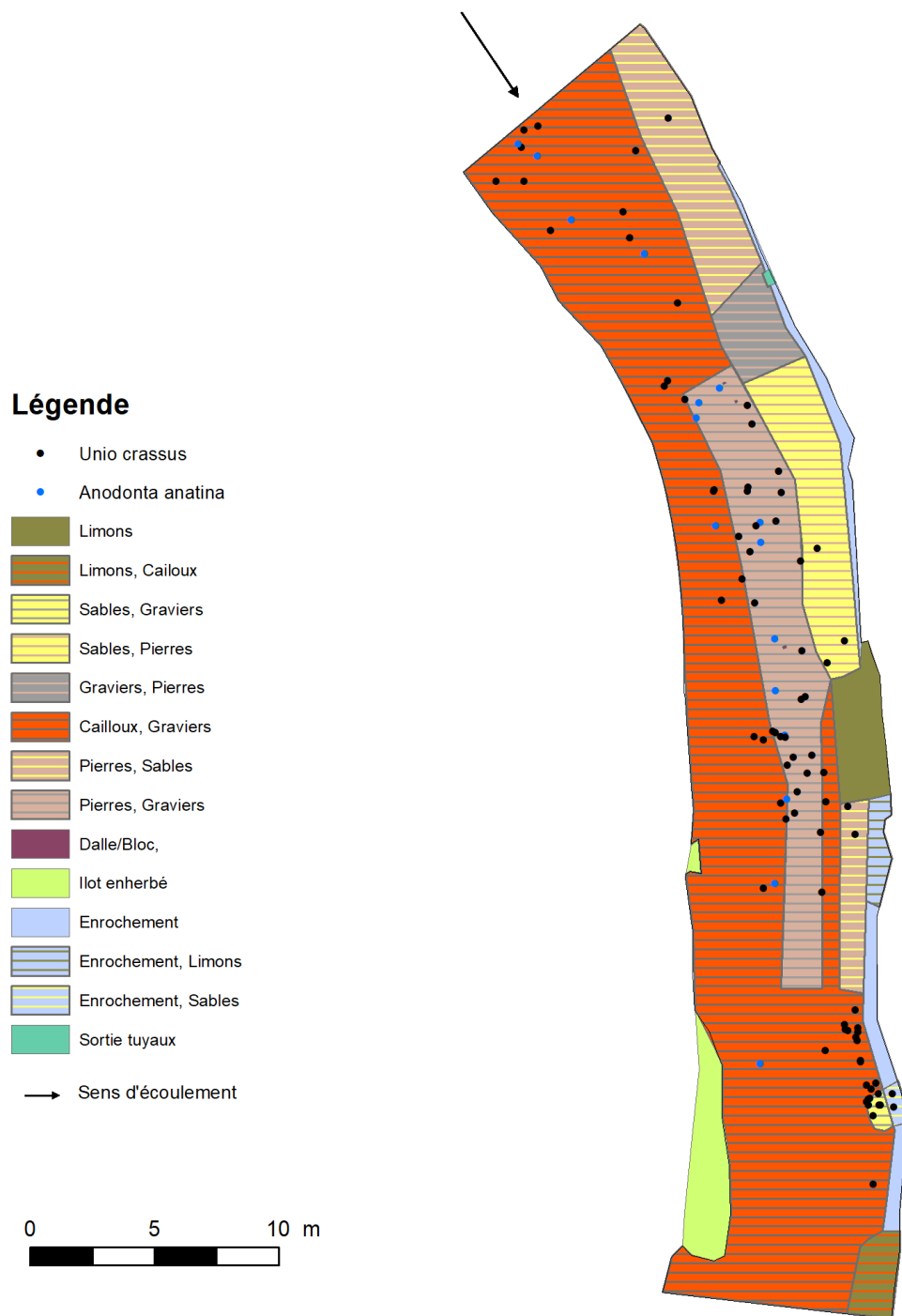


Figure 24 : Cartographie des substrats principaux (terme avant la virgule) et secondaires (terme après la virgule) du site aval, Vierre et localisation des moules (*Unio crassus* et *Anodonta anatina*), réalisé avec ArcMap.



Figure 25 : Photo des enrochements de berges de la rive gauche du site aval sur la Vierre. A : aval du site. B : amont du site.
Auteurs : Q. Vaessen et L. Pacyna.

5.5 Préférences d'habitats

En analysant les résultats des statistiques faites sur les préférences d'habitat, il faut garder en tête que la population de chacun des deux sites est significativement différente en termes d'effectifs (12 individus dans le secteur amont et 82 dans le secteur aval).

La figure 26 représente, en termes de pourcentage, l'habitat disponible et l'habitat utilisé par *U. crassus* sur les deux secteurs d'étude de la Vierre.

L'habitat disponible en termes de profondeur est sensiblement le même pour le site amont et le site aval avec une représentation relativement homogène de toutes les catégories de profondeur inférieures à 0,6 m. Les zones plus profondes que 0,6 m sont très rares voire inexistantes ; en effet, il n'existe pas de zones plus profondes que 0,7 m dans le secteur aval pour le débit lors du relevé.

En revanche, on observe des différences entre les deux sites en termes d'utilisation de l'habitat, c'est-à-dire de localisation des moules selon les classes de profondeur. Pour le site amont, c'est la classe [0,4-0,5[m qui est la plus utilisée (33 % de l'habitat utilisé total), suivie de la classe [0,5-0,6[m (25 % de l'habitat utilisé). Les classes [0,1-0,2[et [0,3-0,4[représentent toutes les deux 17 % de l'habitat utilisé. Au niveau du site aval, les classes de profondeur les plus favorisées par les moules épaisses sont entre 0,3 à 0,5 m, avec 43 % des moules se trouvant dans des profondeurs allant de 0,3 à 0,4 m et 33 % dans celles allant jusqu'à 0,5 m. Les profondeurs dépassant 0,5 m ne sont que peu utilisées (8 %) contrairement au site de faible densité.

Concernant les vitesses mesurées au fond du lit, sur le site amont (fig. 20), 62% des cellules ont des valeurs appartenant à la classe [0-0,1[et 26% dans la classe [0,1-0,2[. Les vitesses du fond du site aval (fig. 21) se répartissent dans les trois premiers intervalles de classe, respectivement 34%, 46% et 19% des cellules s'y trouvent.

Les vitesses mesurées à 40 % de la hauteur de la colonne d'eau sont plus variables. Toutes les classes de vitesse sont présentes. Les courants de vitesses les plus rapides sont en minorité.

Les moules du site amont n'utilisent, en termes de vitesses au fond du lit et à 40 % de la hauteur, que les classes les plus lentes. On trouve 75% des moules dans des courants au fond du lit allant de 0 à 0,1 m/s. Les 25 % restants sont dans la classe de vitesse juste au-dessus ([0,1-0,2[m/s). Concernant les vitesses mesurées à 40 % de la hauteur, sur le site amont, on observe une prédominance de l'utilisation des courants allant de 0,1 à 0,2 m/s et les moules n'utilisent que les trois premières classes de vitesse (de 0 à 0,3 m/s). Sur le site aval, les moules utilisent cinq classes de vitesse (les cinq premières : de 0 à 0,5 m/s), réparties de façon assez homogène. La classe de vitesse préférentielle est celle de [0,3-0,4[m/s ; elle représente 35 % de l'habitat total utilisé par les moules épaisses.

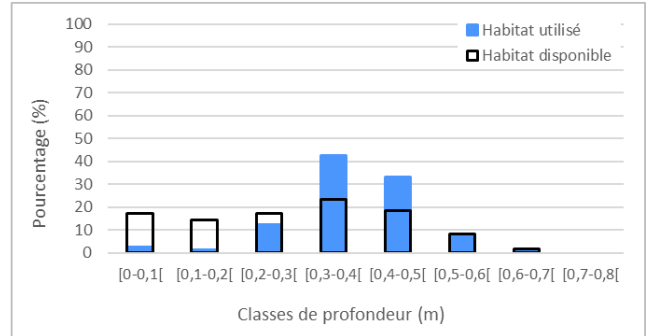
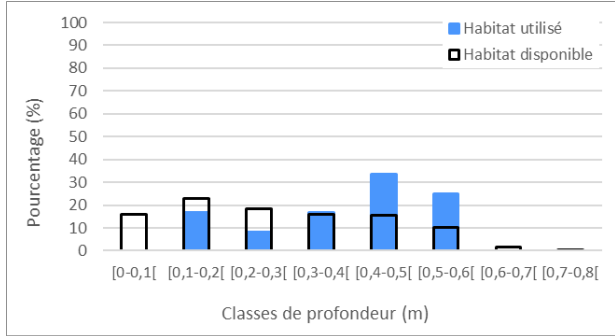
Les résultats de l'analyse des préférences d'habitat des moules épaisses dans les deux sites distincts de la rivière ont révélé une association significative entre l'habitat utilisé et l'habitat disponible pour chaque paramètre. Pour les variables dont la p-valeur est inférieure au seuil déterminé de 0,05, cela signifie qu'elles présentent une importance significative dans la présence/absence des moules. Cependant, il y a une exception : les vitesses de courant au fond du lit du site amont ne montrent pas cette relation significative (test du χ^2 : p-valeur =

0,98). En ce qui concerne les autres paramètres, les p-valeurs obtenues à partir du test du χ^2 indiquent des niveaux de significativité variables. Pour les profondeurs, nous avons observé des p-valeurs de 0,003 pour le site amont et $5,98.10^{-7}$ pour le site aval. Quant aux vitesses du courant, nous avons trouvé des p-valeurs de $1,3.10^{-7}$ pour les vitesses mesurées au fond du lit du site aval, $3,47.10^{-8}$ pour les vitesses mesurées à 40 % du site amont et $1,73.10^{-6}$ pour les vitesses mesurées à 40 % du site aval. Ces faibles p-valeurs ($< 0,05$) suggèrent une association significative entre les préférences d'habitat et les profondeurs ou les vitesses dans les deux sites.

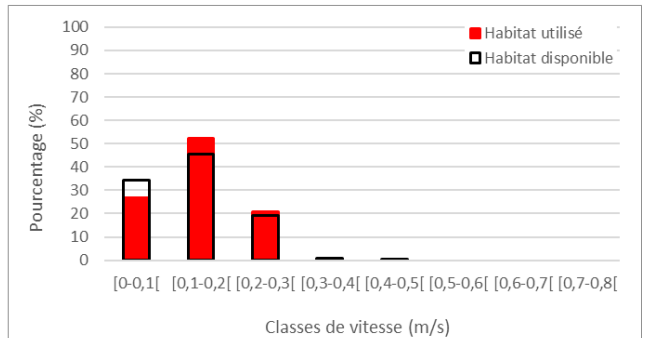
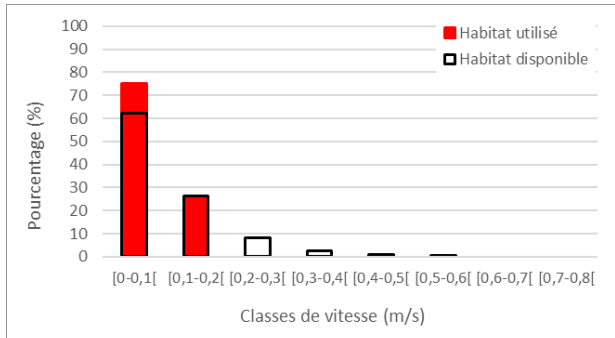
Site amont

Site aval

Profondeur



Vitesse au fond du lit



Vitesse à 40% de la hauteur d'eau

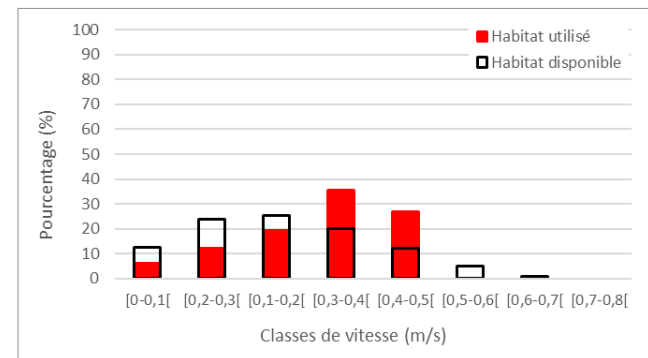
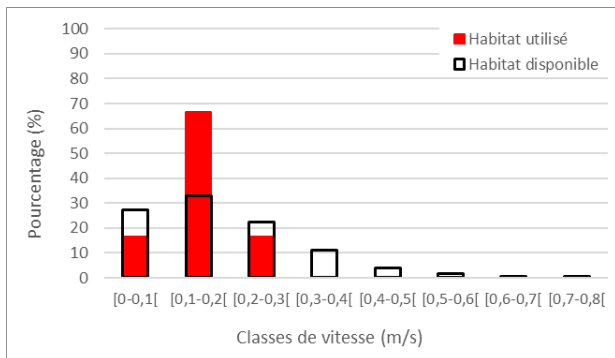


Figure 26 : Comparaison de l'habitat disponible et utilisé par les mulettes épaisses en fonction de la profondeur, des vitesses du courant au fond du lit et à 40 % de la hauteur d'eau, entre les deux sites d'étude sur la Vierre.

5.6 Relevé des moules marquées avec des PIT-tags

Le relevé des moules marquées avec des PIT-tags a abouti à un taux de récupération élevé, atteignant 94 %. Parmi les 50 individus marqués, 47 ont pu être localisés grâce à l'antenne de détection. Il convient de noter qu'il existe une possibilité de collision de signaux entre les PIT-tags lorsque ces derniers sont situés à proximité les uns des autres. Ceci pourrait expliquer la non-détection de trois individus marqués. Parmi les 47 moules épaisses retrouvées, 34 seulement ont pu être retrouvées visuellement avec un aquascope étant donné les mauvaises conditions hydrométéorologiques lors du relevé. La totalité des individus retrouvés étaient vivants et le PIT-tag était toujours bien collé sur leur coquille. Néanmoins, il se peut que les individus non retrouvés soient morts ou que le PIT-tag se soit décollé.

La carte ci-dessous (fig. 27) représente la localisation des moules épaisses marquées par des PIT-tags au moment de l'injection (16/06/2023), et leur localisation 42 jours plus tard (27/07/2023). Notons que le débit n'a pas grandement varié pendant cette période (fig. 14). Les distances parcourues par les moules sont représentées par des traits : trait plein lorsque l'individu marqué a été retrouvé visuellement et trait en pointillé dans le cas contraire.

Comme indiqué dans la méthodologie, l'antenne de détection utilisée possède une précision de 50 cm. Ainsi, tout déplacement inférieur à 50 cm si la moule marquée n'a pas été retrouvée ne peut pas être considéré comme significatif. Par contre, la certitude concernant la distance parcourue est exacte lorsque l'individu a été retrouvé. Les détails concernant la distance parcourue par chaque moule sont renseignés dans le tableau présenté en annexe 3.

En ne prenant en compte que les valeurs considérées comme significatives (moule retrouvée ou > 1 m si moule non retrouvée), la moyenne des déplacements réalisés par chaque individu d'*U. crassus* est de 1,24 m et la médiane vaut 0,54 m. Même si la plupart des valeurs sont assez faibles, un déplacement impressionnant de 12,27 m a été observé pour un individu. Malheureusement, cet individu n'a pas été retrouvé. Le graphique en boîte à moustaches présenté à la figure 28 fournit un résumé de la distribution des valeurs de déplacements.

Les individus semblent être restés dans les mêmes valeurs de profondeurs, c'est également ce que l'on observe pour la cartographie des vitesses (annexe 4).

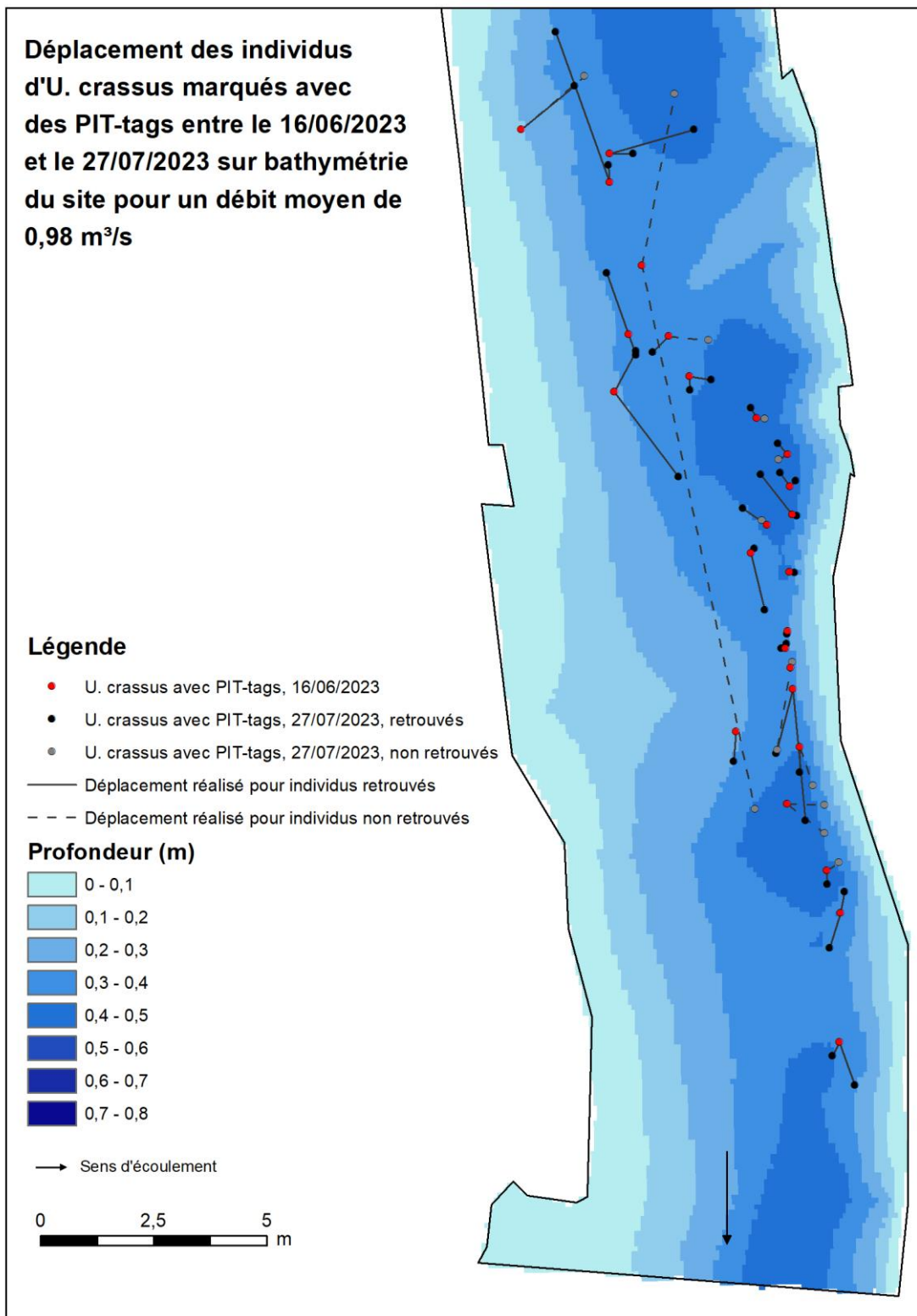


Figure 27 : Localisation des moules marquées avec des PIT-tags à deux dates différentes : le jour de l'injection (16/06/2023) et le jour du relevé de leur position (27/07/2023), sur le site aval, sur fond de carte représentant la bathymétrie du site réalisée le 07/06/2023 pour un débit moyen (sur 8h) de 0,98 m³/s, réalisé avec ArcMap. Chaque point rouge représente la localisation de 2 moules épaisses.

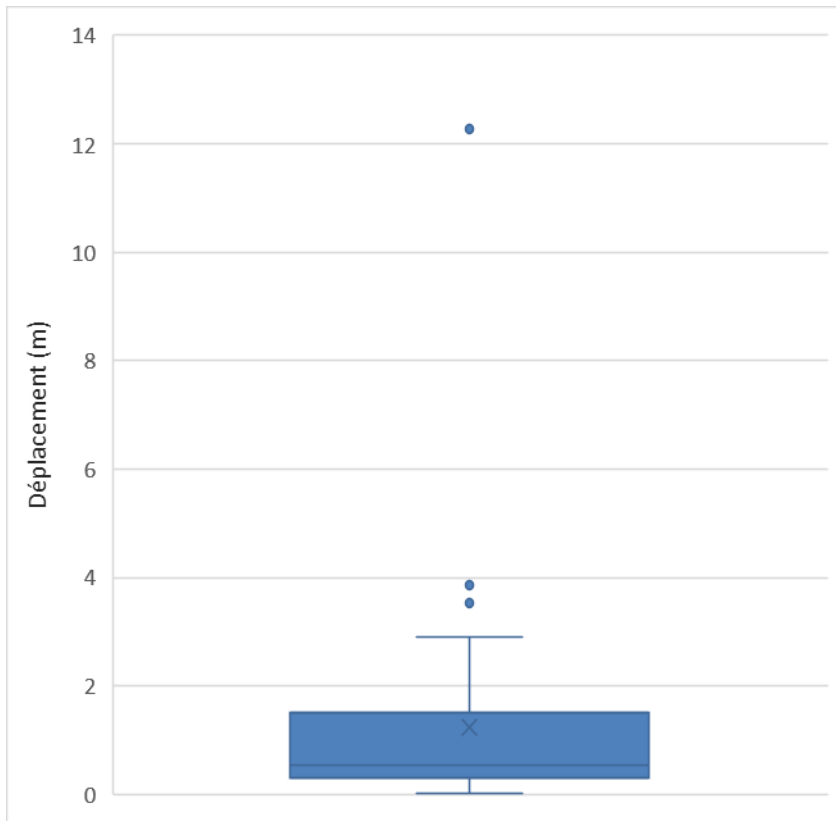


Figure 28 : Boîte à moustaches représentant le déplacement des 47 individus d'*U. crassus* marqués avec des PIT-tags et retrouvés, sur une durée de 42 jours. La croix représente la valeur moyenne.

5.7 Evaluation du colmatage du substrat

Les résultats de l'analyse des pièges à sédiments sont présentés dans le tableau 3 ci-dessous. On observe des taux de sédimentation plus faibles pour toutes les classes granulométriques sur le site aval par rapport au site amont. Le site aval présente un taux de sédimentation moins élevé que le site amont pour la période d'étude, ce qui pourrait indiquer un niveau de colmatage plus faible et ainsi un substrat plus favorable pour les moules épaisses (Bauer *et al.*, 1991; Lummer *et al.*, 2016).

Il est possible que la pente plus importante de ce secteur (+ 0,9 ‰) explique le plus faible taux de sédimentation mesuré.

Il est également intéressant de noter que quasi toute la matière infiltrée est <600 µm pour la deuxième période (pièges 2 et 3), alors que pour la première période (piège 1), la part de fraction 600-2000 µm et 2000-5600 µm est plus importante.

Lors du relevé du deuxième piège du site amont le 27/07/2023, nous avons observé qu'un barrage de castors était en train d'être construit à l'endroit où le piège était posé.

Tableau 3 : Résultat des pièges à sédiments.

Site		Amont		Aval
Numéro du piège		1	2	3
% de vide initial dans le piège	%	38,9	37,4	38,7
Taux de sédimentation (mm/30 jours)	<5600 µm sans MO	5,80	6,77	4,79
Taux de sédimentation (kg/m ² /30 jours)	<5600 µm sans MO	9,28	10,83	7,66
Taux de sédimentation (mm/30 jours)	<2000 µm sans MO	5,24	6,54	4,65
Taux de sédimentation (kg/m ² /30 jours)	<2000 µm sans MO	8,39	10,47	7,44
Taux de sédimentation (mm/30 jours)	<600 µm sans MO	4,71	6,36	4,37
Taux de sédimentation (kg/m ² /30 jours)	<600 µm sans MO	7,53	10,18	6,99

6. Discussion et conclusion

Le but de ce travail était de comparer deux secteurs de densité différente de mulettes épaisses sur la Vierre afin de déterminer si un ou plusieurs des paramètres de l'habitat abiotique était responsable de cette différence de densité. Le site amont est le site de faible densité (12 individus recensés) et le site aval celui de forte densité d'individus d'*U. crassus* (82 individus recensés). Cette étude permet également d'en apprendre davantage sur les préférences d'habitat de l'espèce.

Les deux sites sont localisés au niveau du village de Martilly, ils sont distants de 700 m l'un de l'autre. Ils se situent dans un même environnement en termes de géologie et d'occupation du sol. Ils présentent toutefois des caractéristiques différentes : le site amont est plus sinueux que le site aval (indice de sinuosité respectivement de 2,7 et 1,4), le débit à pleins bords du site aval (20,5 m³/s) est plus important que celui du site amont (12,9 m³/s) dû à l'apport de l'affluent, le site aval présente une pente plus importante que le site amont (+ 0,9 ‰). Ainsi, malgré sa préférence pour les zones de faible pente (< 1,8 ‰), les mulettes épaisses ont été retrouvées en plus grand nombre dans le site aval (Zajac *et al.*, 2018).

L'analyse hydrologique de la Vierre réalisée à partir des données de débits mesurées à la station de Martilly a permis, dans un premier temps, de caractériser le régime hydrologique de la rivière : représentation d'une année hydrologique moyenne, calcul du module (sur 19 ans et sur 10 ans), calcul du débit caractéristique d'étiage et réalisation de la courbe des débits classés. Les périodes de récurrence des débits caractéristiques ont également été calculées selon la méthode des séries partielles de Van Campenhout *et al.* (2020). Dans un second temps, ces données ont permis de caractériser les conditions de débit pour lesquelles les cartographies de microhabitats ont été réalisées et pour lesquelles les classes de vitesse et de profondeur définies dans ce travail sont valables. Il s'agit de conditions de basses eaux inférieures au module, avec des débits correspondant aux percentiles 27 et 28 de la courbe des débits classés.

Une analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau a été réalisée sur la Vierre grâce aux données des stations Aquaphyc. Nous avons utilisé les stations les plus proches des sites d'étude, c'est-à-dire Orgeo, en amont des deux secteurs, Straimont en aval de ceux-ci, et Grapfontaine, située sur le ruisseau de Neufchâteau, affluent de la Vierre dont la confluence

est localisée entre nos deux sites d'étude. L'utilisation des données des paramètres physico-chimiques de Grapfontaine permet de voir l'influence des apports de celui-ci dans la Vierre. Ainsi, nous considérons que les conditions à Orgeo représentent celles du site amont et les conditions à Straimont, celles du site aval. Cependant, les stations de mesure sont relativement éloignées géographiquement des sites d'étude et les conditions peuvent donc varier à ces endroits. De plus, l'analyse statistique a été faite sur la moyenne de valeurs calculée sur plusieurs années (2005-2022). Toutefois, cette hypothèse nous permet de nous faire une idée sur la qualité de l'eau au niveau de chacun des deux sites. L'analyse statistique des paramètres physico-chimiques de l'eau a révélé une concentration plus importante de plusieurs paramètres en aval de la rivière par rapport à l'amont et les résultats des mesures à Grapfontaine suggèrent l'importance de l'apport de l'affluent. C'est le cas du calcium, des bicarbonates ainsi que d'autres nutriments (phosphore, magnésium, potassium), mais aussi de la conductivité de l'eau, qui sont des paramètres favorables à la présence de l'espèce (Hus *et al.*, 2006; Zajac *et al.*, 2018). En revanche, le taux de nitrates, également plus élevé en aval de la Vierre, est néfaste pour les moules épaisses (Hochwald, 1997; Hus *et al.*, 2006). Le pH ne semble pas avoir une influence sur l'abondance de moules en amont et en aval de la Vierre (Zajac *et al.*, 2018). Une concentration significativement plus importante en aval pour trois métaux lourds (plomb, nickel et cuivre) a été mesurée.

Les résultats des cartographies des microhabitats et de l'analyse des préférences d'habitat ont permis d'identifier l'habitat disponible dans chaque site en termes de profondeurs, vitesses et types de substrat. Grâce au recensement des moules épaisses dans les secteurs d'étude et au levé de leurs positions, nous avons pu mettre en évidence les classes de profondeur et de vitesse favorisées par les individus retrouvés. Le recensement a également confirmé que le site amont était un secteur de faible densité d'*U. crassus* et que le site aval était un secteur de forte densité avec respectivement 12 et 82 individus recensés dans chaque site. Il faut noter qu'*U. crassus* peut vivre enfouie jusqu'à 20 cm dans le substrat et que donc le nombre d'individus sur chaque secteur est certainement plus important (Schwalb et Pusch, 2007). La grande majorité des individus du site aval se situait dans des hauteurs d'eau intermédiaires, de l'ordre de 0,2 à 0,5 m. Sur le site amont, les individus sont dispersés dans une plus grande gamme de profondeurs (entre 0,1 et 0,6 m) mais le faible nombre d'individus recensés dans ce site rend ces résultats moins significatifs. L'analyse menée par Vaessen *et al.* (2021) sur les

microhabitats d'*U. crassus* dans la Sûre, une rivière ardennaise similaire à la Vierre et dans des conditions hydrologiques semblables (conditions de basses eaux inférieures au module), a révélé que les individus de la Sûre se trouvaient à des hauteurs d'eau similaires et légèrement supérieures à nos constatations (entre 0,4 et 0,8 m). Cependant, un indice de préférence calculé dans cette étude indique que des profondeurs faibles (< 0,2 m) conviennent également à l'espèce. Ces résultats viennent ainsi corroborer nos propres conclusions. De plus, la gamme de profondeurs dans laquelle les mulettes épaisses ont été trouvées dans la Vierre concorde avec d'autres valeurs de la littérature : entre 0,2 et 0,7 m (la Cure, France) (Fouillé, 2013), entre 0,2 et 0,4 m (Suisse) (Vicentini, 2005), entre 0,3 et 0,8 m (Allemagne) (Engel et Wächtler, 1989). Cependant, il est difficile de comparer ces mesures sans avoir d'informations sur les conditions hydrologiques des rivières étudiées. Selon Vaessen *et al.* (2021), le paramètre profondeur influence particulièrement la présence/absence de l'espèce. La probabilité de trouver un individu augmente avec la hauteur d'eau mais cette tendance s'inverse lorsque la profondeur est trop importante. Le test du χ^2 réalisé dans cette étude montre aussi une relation significative entre l'habitat disponible en termes de profondeur et la présence/absence des moules ; particulièrement pour le site aval (p-valeur = $5,98.10^{-7}$) (p-valeur du site amont = 0,003). Toutefois, la proportion d'habitat disponible dans chaque classe de profondeur est sensiblement la même entre les deux sites d'étude de la Vierre. Ainsi, il n'est pas possible de conclure que la colonisation réduite de l'espèce dans le site amont soit attribuable à un manque de zones de profondeurs appropriées dans le secteur.

Les cartographies des vitesses du courant ont été réalisées à deux niveaux : à 2 cm au-dessus du fond du lit et à 40 % de la hauteur d'eau, équivalent à la moyenne de la vitesse sur la colonne d'eau (Bravard et Petit, 2000). Premièrement, décrivons les vitesses au fond du lit. Celles-ci ont des valeurs situées majoritairement entre 0 et 0,2 m/s au niveau du site amont et entre 0 et 0,3 m/s au niveau du site aval. Deuxièmement, les gammes de vitesses mesurées à 40 % de la hauteur d'eau sont assez similaires entre les deux sites. Les individus ont été trouvés essentiellement dans les zones de faible courant : dans les zones de vitesses de courant inférieures à 0,3 m/s dans le site amont, et dans les zones inférieures à 0,5 m/s dans le site aval. Ces gammes de vitesse sont similaires à celles trouvées sur la Sûre (< à 0,4 m/s) (Vaessen *et al.*, 2021). Stoeckl et Geist (2016) notent la tolérance de l'espèce à une large gamme de conditions hydrologiques (0,22 à 0,95 m/s) et la préférence marquée pour les eaux

calmes ($< 0,35$ m/s) dans plusieurs cours d'eau du bassin du Danube supérieur. Le test du χ^2 semble ici aussi montrer une forte relation entre l'habitat disponible en termes de vitesses du courant et l'abondance des moules (p-valeurs = $1,3 \cdot 10^{-7}$, $3,7 \cdot 10^{-8}$, $1,73 \cdot 10^{-8}$, pour, dans l'ordre, les vitesses du fond du site amont, les vitesses à 40 % du site amont et du site aval) à l'exception des vitesses mesurées au fond du lit sur le site amont (p-valeur = 0,98). Cependant, selon Vaessen *et al.* (2021), le rôle joué par la vitesse d'écoulement dans la répartition des moules est plus modéré que celui de la hauteur d'eau. En conclusion, dans les sites étudiés sur la Vierre, l'habitat disponible en termes de vitesse n'est pas significativement différent d'un site à l'autre et les moules épaisses occupent globalement les mêmes classes de vitesse. Ainsi, le paramètre vitesse du courant ne semble pas non plus avoir une influence sur la faible présence de l'espèce dans le site amont.

Une grande diversité de faciès sédimentaires est présente dans la Vierre. Sur le site aval, le substrat majoritaire est de type caillouteux (16 à 64 mm) et graveleux (2 à 16 mm), alors qu'au niveau du site amont, l'hétérogénéité est plus importante avec une présence des classes limoneuses (0,0039 à 0,0625 mm) et sableuses (0,0625 à 2 mm) plus marquée. Sur le site amont, les moules épaisses ont été retrouvées dans les classes caillouteuses et limoneuses. Sur le site aval, beaucoup d'entre elles se situaient dans les parties caillouteuses et pierreuses (64 à 128 mm). Un nombre d'individus non négligeable a été retrouvé proche ou sous les enrochements de berges de la rive gauche. Par ailleurs, une synthèse effectuée en Allemagne révèle que les individus adultes d'*U. crassus* présentent une préférence pour des substrats tels que le sable grossier (0,85 mm à 2 mm) et le gravier fin (2 mm à 6,3 mm), tout en se retrouvant également dans des environnements de granulométrie plus fine ($< 0,85$ mm) (Hochwald *et al.*, 2012). Ces résultats concordent avec les nôtres. L'importante surface de substrats graveleux dans le site aval peut éventuellement favoriser la présence d'*U. crassus* mais ce facteur ne semble toutefois pas déterminant étant donné la grande plasticité de l'espèce en termes de possibilité de substrats colonisés.

Dans le but d'élargir les connaissances sur le comportement de l'espèce dans nos rivières, nous avons établi une approche d'étude de leurs déplacements à l'aide de transpondeurs passifs (PIT-tags) collés sur les coquilles des moules épaisses. La période entre le jour du marquage et le jour du relevé a duré 42 jours. Des déplacements ont pu être observés sur cette période. L'antenne à PIT-tags a détecté la quasi-totalité des individus marqués (47 sur

50) mais en raison des conditions hydrométéorologiques le jour du relevé, seulement 34 ont pu être retrouvées visuellement. Aucune mortalité n'a été observée parmi les individus retrouvés. La position des moules non retrouvées est moins précise ; en conséquence, il en est de même pour la distance parcourue par ces individus. Ainsi, en considérant les déplacements significatifs (moule retrouvée ou déplacement > 0,5 m si non retrouvée), la moyenne des déplacements des individus d'*U. crassus* est de 1,24 m et la valeur médiane est de 0,54 m. Bien que la plupart des déplacements soient peu importants, un déplacement notable de 12,27 m a été enregistré mais l'individu ayant parcouru cette distance n'a pas été retrouvé. Les individus semblent être restés dans des gammes de profondeurs et de vitesses similaires malgré leurs déplacements. Schwalb et Pusch (2007) ont étudié le mouvement d'autres espèces de moules d'eau douce (*U. tumidus*, *U. pictorum*, *A. anatina*) dans une rivière allemande. Les distances parcourues par les trois espèces n'étaient pas significativement différentes. Les résultats semblent donc pouvoir être comparés à ceux obtenus pour *U. crassus*. Les déplacements des moules observés par Schwalb et Pusch (2007) sont plus importants que ceux d'*U. crassus* sur la Vierre : de l'ordre de 0 à 25 cm parcourus par semaine pour 90 % des individus marqués. Il serait intéressant de poursuivre cette étude du déplacement des moules épaisses à l'aide des PIT-tags dans le futur, notamment afin d'observer les déplacements d'*U. crassus* lors de fortes crues. En effet, à l'heure actuelle, il est impossible d'établir des moyennes de déplacement par semaine car la période d'étude est de 42 jours seulement.

L'influence du colmatage du substrat est connue pour être néfaste pour l'espèce, surtout dans son stade juvénile (Bauer *et al.*, 1991; Lummer *et al.*, 2016). Pendant la période d'étude, le site aval a présenté un taux de dépôt de sédimentation moins élevé que le site amont. Ces taux ont été mesurés avec un dispositif de piégeage des sédiments fins. Ceci suggère un moindre colmatage et un substrat potentiellement plus favorable pour les moules épaisses. Cependant, la sédimentation des matières en suspension varie au cours du temps, et est influencée par des paramètres tels que l'occupation du sol ou encore les précipitations. Il faudrait donc une série de données plus étalée dans le temps pour pouvoir affirmer que la sédimentation est effectivement moins importante au niveau du site aval.

En conclusion, à l'issue de la comparaison entre deux secteurs de densité distincte d'*U. crassus* dans la Vierre, il est impossible d'attribuer avec certitude la raison sous-jacente à cette

différence de densité. Cette complexité est d'autant plus marquée compte tenu de l'interconnexion des causes potentielles. De plus, il est reconnu que cette espèce a la capacité d'occuper un vaste éventail d'habitats, couvrant divers régimes hydrologiques, substrats et paramètres physico-chimiques (Denic *et al.*, 2013; Gates *et al.*, 2015; Hochwald, 2001; Stoeckl et Geist, 2016). Nous avons pu identifier des différences entre les deux sites en termes de pente, sinuosité et conditions de débit à pleins bords. Plusieurs paramètres attestant de la qualité physico-chimique de l'eau sont significativement différents en amont et en aval de la rivière. Les apports du ruisseau de Neufchâteau sur le site aval peuvent en être la cause. La concentration plus élevée en certains nutriments (calcium, bicarbonates, phosphore, magnésium, potassium), ainsi qu'une conductivité de l'eau plus importante en aval sont des facteurs pouvant favoriser la présence de l'espèce. Les conditions de microhabitats sont finalement assez similaires entre les deux sites. On n'observe pas non plus de différences particulièrement marquées concernant les microhabitats utilisés par l'espèce d'un site à l'autre. Nous avons toutefois pu mettre en évidence les conditions de microhabitats préférées par l'espèce ainsi que leur importance dans la détermination de sa présence. Les mulettes épaisses ont été retrouvées majoritairement dans des zones de profondeurs intermédiaires (0,2 - 0,5 m) et dans des zones de courants lents mais non nuls ($< 0,3$ m/s au fond du lit et $< 0,5$ m/s à 40 % de la hauteur d'eau). La gamme de substrats colonisés par *U. crassus* est large, allant de substrats limoneux à des substrats de type caillouteux (0,0039 à 64 mm). Une différence notable qui pourrait favoriser la présence de l'espèce en aval est le taux de colmatage de la sous-couche plus faible mesuré dans le site de forte densité d'individus. En dernier lieu, la méthode de traçage des déplacements d'*U. crassus* au moyen de PIT-tags apparaît comme une approche prometteuse, méritant d'être poursuivie dans le futur, avec un suivi régulier des moules marquées.

Bibliographie

- Aldridge, D. C. (2000). The impacts of dredging and weed cutting on a population of freshwater mussels (Bivalvia : Unionidae). *Biological Conservation*, 95(3), 247-257.
[https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00045-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00045-8)
- Aldridge, D. C., Fehér, Z., & Proschwitz, T. (2009). IUCN Red List of Threatened Species : E.T22736A9381770. *IUCN Red List of Threatened Species*. <https://www.iucnredlist.org/en>
- Aquaphyc. (2022). <http://environnement.wallonie.be/aquaphyc/#/aquaphyc/home>
- Asselbergs, E. (1946). *L'Eodévonien de l'Ardenne et des régions voisines* [Mémoire]. Institut Géologique de Louvain. 14, 598 p.
- Barrage—Ville de Chiny. (s. d.). Consulté 3 août 2023, à l'adresse <https://www.chiny.be/tourisme/lieux-a-visiter/barrage>
- Baudoin, J.-M., Boutet-Berry, L., Cagnant, M., Gob, F., Kreutzenberger, K., Lamand, F., Malavoi, J.-R., Pénil, C., Rivière, C., Sadot, M., Tamisier, V., & Tual, M. (2017). *CARHYCE - Caractérisation hydromorphologique des cours d'eau. Protocole de recueil de données hydromorphologiques à l'échelle de la station sur les cours d'eau prospectables à pied*.
<https://doi.org/10.13140/RG.2.2.14896.79363/1>
- Bauer, G., Hochwald, S., & Silkenat, W. (1991). Spatial distribution of freshwater mussels : The role of host fish and metabolic rate. *Freshwater Biology*, 26(3), 377-386.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1991.tb01405.x>
- Bilal, E., Bilal, I., Bounakhla, M., Iatan, L., Mello, F., Doumas, M., Mounia, T., Gallice, F., Graillot, D., Piégay, H., & Lasoued, N. (2014). *The freshwater mussels are a good bioindicator for monitoring the water pollution by heavy metal (The Saint Victor Sur Loire Lake, France)*. 9, 5-11. [https://doi.org/10.7904/2068-4738-V\(9\)-5](https://doi.org/10.7904/2068-4738-V(9)-5)
- Binkowski, Ł. J., Błaszczak, M., Przystupańska, A., Ożgo, M., & Massanyi, P. (2019). Metal concentrations in archaeological and contemporary mussel shells (Unionidae) : Reconstruction of past environmental conditions and the present state. *Chemosphere*, 228, 756-761. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.190>
- Bouezmarni, M. (2006). *Carte hydrogéologique de Wallonie. Herbeumont—Suxy | 67/3-4* (Service Public de Wallonie (SPW)) [Carte].
<http://environnement.wallonie.be/cartosig/cartehydrogeo/index.htm>
- Bravard, J.-P., & Petit, F. (2000). Les cours d'eau, dynamique du système fluvial. *Revue Géographique de l'Est*, 1-2, 222. <https://doi.org/10.4000/rge.4253>

- Castelain, L., Peeters, A., Halleux, M., De Le Court, B., & Verniers, G. (2016). Walphy, un projet expérimental de réhabilitation de cours d'eau : Suivis hydromorphologiques et écologiques. *Hydroécologie Appliquée*, 20. <https://doi.org/10.1051/hydro/2015014>
- Cooper, A. R., Wehrly, K. E., Yeh, S.-K., & Infante, D. M. (2022). Influence of Spatial Extent on Contemporary and Future Threat Evaluation for Imperiled Fluvial Fishes and Mussels. *Water*, 14(21), Article 21. <https://doi.org/10.3390/w14213464>
- Danilović, M., Maguire, I., & Füreder, L. (2022). Overlooked keystone species in conservation plans of fluvial ecosystems in Southeast Europe : A review of native freshwater crayfish species. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 423, Article 423. <https://doi.org/10.1051/kmae/2022016>
- Dascher, E. D., Burlakova, L. E., Karatayev, A. Y., Ford, D. F., & Schwalb, A. N. (2018). Distribution of unionid freshwater mussels and host fishes in Texas. A study of broad-scale spatial patterns across basins and a strong climate gradient. *Hydrobiologia*, 810(1), 315-331. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3168-5>
- Datry, T., Dole-Olivier, M.-J., Marmonier, P., Claret, C., & Perrin, J.-F. (2008). La zone hyporhéique, une composante à ne pas négliger dans l'état des lieux et la restauration des cours d'eau. *Sciences, Eaux & Territoires*.
- Demoulin, A., & Ek, C. (1995). La naissance de l'Ardenne—Mise en place du massif paléozoïque de l'Ardenne. In *L'Ardenne. Essai de géographie physique* (p. 238). Dépt de Géographie physique et Quaternaire, ULg. <https://hdl.handle.net/2268/215337>
- Denic, M., Stöckl, K., Gum, B., & Geist, J. (2013). Physiochemical assessment of *Unio crassus* habitat quality in a small upland stream and implications for conservation. *Hydrobiologia*, 735. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1467-z>
- Données cartographiques – Atlas de Belgique*. (s. d.). Consulté 6 août 2023, à l'adresse <https://www.atlas-belgique.be/index.php/fr/ressources/donnees-cartographiques/>
- Douda, K. (2010). Effects of nitrate nitrogen pollution on Central European unionid bivalves revealed by distributional data and acute toxicity testing. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20, 189-197. <https://doi.org/10.1002/aqc.1076>
- Douda, K., Horký, P., & Bílý, M. (2012). Host limitation of the thick-shelled river mussel : Identifying the threats to declining affiliate species. *Animal Conservation*, 15, 536-544. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2012.00546.x>
- DuBose, T. P., Atkinson, C. L., Vaughn, C. C., & Golladay, S. W. (2019). Drought-Induced, Punctuated Loss of Freshwater Mussels Alters Ecosystem Function Across Temporal Scales. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00274>

- Dunca, E. (2014). Age determination of *Unio crassus* shells from Sauer and Our Rivers. *Bivalvia Rapport 9*, 20 p. (non publié).
- EfrainMaps. (s. d.). *Europe Shapefiles (*.shp)*. Geografía, SIG y Cartografía Digital. Consulté 6 août 2023, à l'adresse <http://www.efrainmaps.es/english-version/free-downloads/europe/>
- Engel, H., & Wächtler, H. (1989). Some peculiarities in developmental biology of two forms of the freshwater bivalve *Unio crassus* in northern Germany. *Archiv für Hydrobiologie*, 115(3), 441-450.
- Fouillé, S. (2013). *Étude d'impact de la qualité intra-sédimentaire en vue de la protection des naïades sur les rivières de la Cure et du Cousin*. [Mémoire de Master].
- Gates, K. K., Vaughn, C. C., & Julian, J. P. (2015). Developing environmental flow recommendations for freshwater mussels using the biological traits of species guilds. *Freshwater Biology*, 60(4), 620-635. <https://doi.org/10.1111/fwb.12528>
- Gilet, L., Gob, F., Gautier, E., Houbrechts, G., Virmoux, C., & Thommeret, N. (2020). Hydro-morphometric parameters controlling travel distance of pebbles and cobbles in three gravel bed streams. *Geomorphology*, 358, 107117. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2020.107117>
- Hastie, L. C., Boon, P. J., Young, M. R., & Way, S. (2001). The effects of a major flood on an endangered freshwater mussel population. *Biological Conservation*, 98(1), 107-115. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00152-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00152-X)
- Helama, S., Valovirta, I., & Nielsen, J. K. (2017). Growth characteristics of the endangered thick-shelled river mussel (*Unio crassus*) near the northern limit of its natural range. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 27(2), 476-491. <https://doi.org/10.1002/aqc.2698>
- Hochwald, S. (2001). Plasticity of Life-History Traits in *Unio crassus*. In G. Bauer & K. Wächtler (Éds.), *Ecology and Evolution of the Freshwater Mussels Unionoida* (p. 127-141). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-56869-5_7
- Hochwald, S. (1997). Populationsökologie der Bachmuschel (*Unio crassus*). *Bayreuther Forum Ökologie* 50, 1–171.
- Hochwald, S., Gum, B., Rudolph, B.-U., & Sachteleben, J. (2012). *Leitfaden Bachmuschelschutz*. Bayerisches Landesamt für Umwelt. http://digital.bib-bvb.de/webclient/DeliveryManager?pid=3524751&custom_att_2=simple_viewer
- Houbrechts, G., & Petit, F. (2004). Etude de la dynamique fluviale des rivières ardennaises grâce aux scories métallurgiques. *De la Meuse à l'Ardenne*, 36. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/39632>

- Houbrechts, G., Vaessen, Q., & Peeters, A. (2022). Suivi hydro-sédimentaire d'un démantèlement de barrages de castors et impacts sur les habitats des moules d'eau douce. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*. <https://doi.org/10.25518/0770-7576.6606>
- Houbrechts, G., Van Campenhout, J., Levecq, Y., Hallot, E., Peeters, A., & Petit, F. (2012). Comparison of methods for quantifying active layer dynamics and bedload discharge in armoured gravel-bed rivers. *Earth Surface Processes and Landforms*, 37(14), 1501-1517. <https://doi.org/10.1002/esp.3258>
- Howard, J. K., & Cuffey, K. M. (2006). The functional role of native freshwater mussels in the fluvial benthic environment. *Freshwater Biology*, 51(3), 460-474. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01507.x>
- Hus, M., Śmiałek, M., Zajac, K., & Zając, T. (2006). Occurrence of *Unio crassus* (Bivalvia, Unionidae) depending on water chemistry in the foreland of the Polish carpathians. *Polish Journal of Environmental Studies*, 15, 169-172.
- Inoue, K., Stoeckl, K., & Geist, J. (2017). Joint species models reveal the effects of environment on community assemblage of freshwater mussels and fishes in European rivers. *Diversity and Distributions*, 23(3), 284-296. <https://doi.org/10.1111/ddi.12520>
- Johnston, P. (2009). La vie mouvementée des saumons Atlantique. *Centre Eau Terre Environnement, INRS, Université d'avant-garde, Capsule no7, 7*.
- Köhler, R. (2006). Observations on impaired vitality of *Unio crassus* (Bivalvia : Najadae) populations in conjunction with elevated nitrate concentration in running waters. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 34(4), 346-348. <https://doi.org/10.1002/aheh.200500635>
- Kryger, J., & Riisgård, H. U. (1988). Filtration rate capacities in 6 species of European freshwater bivalves. *Oecologia*, 77(1), 34-38. <https://doi.org/10.1007/BF00380921>
- Kurth, J., Loftin, C., Zydlewski, J., & Rhymer, J. (2007). PIT tags increase effectiveness of freshwater mussel recaptures. *Journal of the North American Benthological Society*, 26, 253-260. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2007\)26\[253:PTIEOF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2007)26[253:PTIEOF]2.0.CO;2)
- Lang Delus, C. (2011). Les étiages : Définitions hydrologique, statistique et seuils réglementaires. *Cybergeo: European Journal of Geography*. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.24827>
- Lang-Delus, C., François, D., & Gille, E. (2016). Quel est le débit le plus fréquent d'un cours d'eau ? *Physio-Géo. Géographie physique et environnement, Volume 10, Article Volume 10*. <https://doi.org/10.4000/physio-geo.4739>
- Laudelout, A., & Libois, R. (2003). *Rapport sur les espèces macro-indicatrices de la qualité des cours d'eau. Répartition, Habitat, Mesures de protection et de restauration des populations*. Ministère de la Région wallonne: DGRNE, Division de l'Eau.

- Lecuire, C. (2020). Etude des effets de la prédation du rat musqué (*Ondatra zibethicus*) sur la Mulette épaisse (*Unio crassus*) dans la Semois à la vanne des Moines. *Mémoire présenté en vue de l'obtention du grade de master en biologie des organismes et écologie. Université de Liège, Liège, Belgique*. <https://matheo.uliege.be/handle/2268.2/9828>
- Levecq, Y. (2005). *Etude dynamique des principaux affluents ardennais de la Semois* [Mémoire présenté en vue de l'obtention du grade de Licencié en Sciences Géographiques]. Université de Liège.
- L'hydrométrie en Wallonie*. (2022). <https://hydrometrie.wallonie.be/home.html>
- Lopes-Lima, M., Burlakova, L. E., Karatayev, A. Y., Mehler, K., Seddon, M., & Sousa, R. (2018). Conservation of freshwater bivalves at the global scale : Diversity, threats and research needs. *Hydrobiologia*, 810(1), 1-14. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3486-7>
- Lopes-Lima, M., Kebapçı, Ü., & Van Damme, D. (2014). IUCN Red List of Threatened Species : E.T22736A42465628. *IUCN Red List of Threatened Species*. <https://doi.org/DOI:10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T22736A42465628.en>
- Lopes-Lima, M., Sousa, R., Geist, J., Aldridge, D. C., Araujo, R., Bergengren, J., Bernal, Y., Bódis, E., Burlakova, L., Van Damme, D., Douda, K., Froufe, E., Georgiev, D., Gumpinger, C., Karatayev, A., Kebapçı, Ü., Killeen, I., Lajtner, J., Larsen, B. M., ... Zogaris, S. (2017). Conservation status of freshwater mussels in Europe : State of the art and future challenges. *Biological Reviews*, 92(1), 572-607. <https://doi.org/10.1111/brv.12244>
- Lummer, E.-M., Auerswald, K., & Geist, J. (2016). Fine sediment as environmental stressor affecting freshwater mussel behavior and ecosystem services. *Science of The Total Environment*, 571, 1340-1348. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.027>
- Malavoi, J.-R., & Bravard, J.-P. (2010). *Eléments d'hydromorphologie fluviale*. Onema.
- Malmqvist, B., & Rundle, S. (2002). Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*, 29(2), 134-153. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000097>
- Morales, Y., Weber, L. J., Mynett, A. E., & Newton, T. J. (2006). Effects of substrate and hydrodynamic conditions on the formation of mussel beds in a large river. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(3), 664-676. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2006\)25\[664:EOSAHC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2006)25[664:EOSAHC]2.0.CO;2)
- Peeters, A., De le Court, B., & Verniers, G. (2013). *Walphy, la restauration des cours d'eau en Wallonie : Premiers retours d'expériences, Guide technique*. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/182085>
- 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*. La Gestion physique des cours d'eau : <https://orbi.uliege.be/handle/2268/40148>

- Pissart, A. (1960). *L'Ardenne du Sud-Ouest. Etude de géomorphologie, 1ère partie : Le réseau hydrographique, 2ème partie : Les aplanissements tertiaires et les surfaces d'érosion anciennes*. [Thèse de Docorat en Sciences Géographiques]. Université de Liège.
- Puissauvre, R., Barthelemy, G., & Lamand, F. (2015). *Mulette épaisse—Unio Crassus (Philipsson, 1788)*. Service du patrimoine naturel MNH & Onema.
https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwj7qu_KqKz-AhVEVaQEHYU2CvgQFnoECAkQAQ&url=https%3A%2F%2Fprofessionnels.ofb.fr%2Fsites%2Fdefault%2Ffiles%2Fpdf-especes%2FMulette_epaisse-U.crassus_2015.pdf&usg=AOvVaw2tH2G9j4IMyBgdTevfGaWi
- Quelles sont les actions prévues pour la moule épaisse? | Habitats et espèces concernés | LIFE Intégré | La biodiversité en Wallonie*. (s. d.). Consulté 10 mai 2023, à l'adresse <http://biodiversite.wallonie.be/fr/actions-mulette-epaisse.html?IDC=6186>
- Richter, A., Stoeckl, K., Denic, M., & Geist, J. (2016). Association between the occurrence of the Thick-shelled River Mussel (*Unio crassus*) and macroinvertebrate, microbial, and diatom communities. *Freshwater Science*, 35(3), 922-933.
- Schneider, L. D. (2017). *Conservation ecology of the thick-shelled river mussel Unio crassus : The importance of parasite-host interactions*.
<https://www.semanticscholar.org/paper/Conservation-ecology-of-the-thick-shelled-river-%3A-Schneider/d63b812d35d0d57a63251ac9142660b1930e0a97>
- Schwalb, A. N., Morris, T. J., Mandrak, N. E., & Cottenie, K. (2013). Distribution of unionid freshwater mussels depends on the distribution of host fishes on a regional scale. *Diversity and Distributions*, 19(4), 446-454. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2012.00940.x>
- Schwalb, A. N., & Pusch, M. T. (2007). Horizontal and vertical movements of unionid mussels in a lowland river. *Journal of the North American Benthological Society*, 26(2), 261-272. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2007\)26\[261:HAVMOU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2007)26[261:HAVMOU]2.0.CO;2)
- Searcy, J. (1959). Flow-Duration Curves. *U.S. Geol. Surv. Water Supply Pap.*
- Soroka, M., Wasowicz, B., & Zajac, K. (2021). Conservation status and a novel restoration of the endangered freshwater mussel *Unio crassus* Philipsson, 1788 : Poland case. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 422, Article 422.
<https://doi.org/10.1051/kmae/2021003>
- Suchon, Y., Trocherie, F., Fragnoud, E., & Lacombe, C. (1989). Les modèles numériques des microhabitats des passons : Application et nouveaux développements. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 2(4), 807-830. <https://doi.org/10.7202/705056ar>

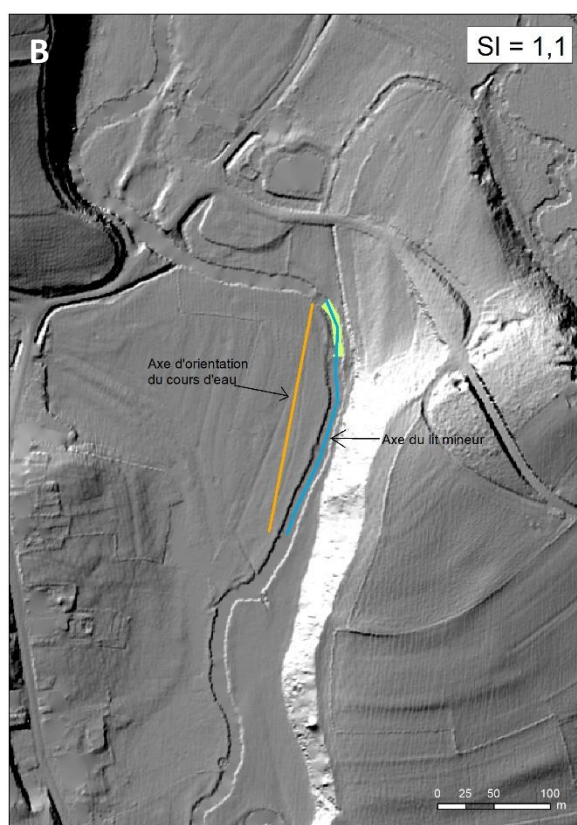
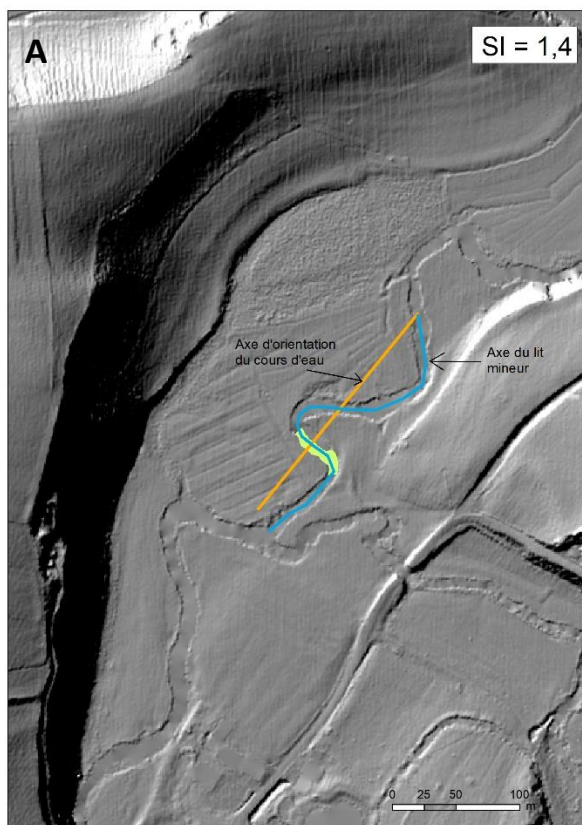
- SPW. (2016). *Fiches de caractérisation des masses d'eau de surface du DHI Meuse—Directive-cadre sur l'Eau en Wallonie—SPWARNE*. <http://eau.wallonie.be/spip.php?article172#>
- SPW. (2019). *Géoportail de la Wallonie*. <http://geoportail.wallonie.be/home.html>
- Stoeckl, K., & Geist, J. (2016). Hydrological and substrate requirements of the thick-shelled river mussel *Unio crassus* (Philipsson 1788). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26(3), 456-469. <https://doi.org/10.1002/aqc.2598>
- Strayer, D. (2010). Freshwater biodiversity conservation : Recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 29. <https://doi.org/10.1899/08-171.1>
- Stromkarlen—Zoom sur l'hydrologie*. (s. d.). Consulté 21 juillet 2023, à l'adresse <https://www.stromkarlen.fr/hydrologie.html>
- Taeubert, J.-E., Gum, B., & Geist, J. (2012). Host-specificity of the endangered thick-shelled river mussel (*Unio crassus*, Philipsson 1788) and implications for conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 22(1), 36-46. <https://doi.org/10.1002/aqc.1245>
- Timpano, A. J., Jones, J. W., Beaty, B., Hull, M., Soucek, D. J., & Zipper, C. E. (2022). Combined effects of copper, nickel, and zinc on growth of a freshwater mussel (*Villosa iris*) in an environmentally relevant context. *Aquatic Toxicology (Amsterdam, Netherlands)*, 242, 106038. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2021.106038>
- Utashi Ciraane, D., Renardy, S., Benitez, J.-P., Dierckx, A., Archambeau, P., Dewals, B., Piroton, M., Ovidio, M., & Erpicum, S. (2022, novembre 29). *How are the water velocity and depth used by young Atlantic salmon to cross a hydropower plant?* 3rd IAHR Young Professionals Congress. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/300106>
- Vaessen, Q. (2018). *Caractérisation de l'habitat de la mulette épaisse (Unio crassus) dans le bassin de la Sûre*. [Mémoire présenté en vue de l'obtention du grade de master en biologie des organismes et écologie à finalité spécialisée en Biologie de la Conservation : Biodiversité et Gestion, Université de Liège.]. <https://matheo.uliege.be/handle/2268.2/5223>
- Vaessen, Q. (2022, octobre 20). *La mulette épaisse (Unio crassus), bioindicateur clé des changements actuels et à venir ?* Colloque SPHERES - Session 6 : Quels futurs pour nos cours d'eau face aux changements globaux ?, Liège.
- Vaessen, Q., Houbrechts, G., Peeters, A., & Campenhout, J. V. (2021). Caractéristiques hydro-géomorphologiques des microhabitats d'*Unio crassus* (Ardenne, Belgique). *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 27(1), Article 1. <https://doi.org/10.4000/geomorphologie.15113>

- 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, 792. <https://doi.org/10.3390/w12030792>
- Vaughn, C. C. (2018). Ecosystem services provided by freshwater mussels. *Hydrobiologia*, 810(1), 15-27. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3139-x>
- Vaughn, C. C., & Hakenkamp, C. C. (2001). The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 46(11), 1431-1446. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00771.x>
- Viarengo, A., & Canesi, L. (1991). Mussels as biological indicators of pollution. *Aquaculture*, 94(2-3), 225-243. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(91\)90120-V](https://doi.org/10.1016/0044-8486(91)90120-V)
- Vicentini, H. (2005). Unusual spurting behaviour of the freshwater mussel *Unio crassus*. *Journal of Molluscan Studies*, 71(4), 409-410. <https://doi.org/10.1093/mollus/eyi045>
- Vollset, K. W., Lennox, R. J., Thorstad, E. B., Auer, S., Bär, K., Larsen, M. H., Mahlum, S., Näslund, J., Stryhn, H., & Dohoo, I. (2020). Systematic review and meta-analysis of PIT tagging effects on mortality and growth of juvenile salmonids. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 30(4), 553-568. <https://doi.org/10.1007/s11160-020-09611-1>
- Wells, S., & Chatfield, J. (1992). *Threatened non-marine molluscs of Europe* (Vol. 64). UNEP-WCMC, Cambridge (archive.org). <https://doi.org/10.5962/bhl.title.44961>
- Wibail, L., Goffart, P., Smits, Q., Delescaille, L.-M., Couvreur, J.-M., Chr, K., C., D., J.-L, G., Manet, B., & L., D. (2014). *Évaluation de l'état de conservation des habitats et espèces Natura 2000 en Wallonie. Résultats du Rapportage Article 17 au titre de la Directive 92/43/CEE pour la période 2007-2012*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.31787.16166>
- Young, S., & Isely, J. (2008). Evaluation of methods for attaching PIT tags and biotelemetry devices to freshwater mussels. *Molluscan Research*, 28, 175-178.
- Zahner-Meike, E., & Hanson, J. M. (2001). Effect of Muskrat Predation on Naiads. In G. Bauer & K. Wächtler (Éds.), *Ecology and Evolution of the Freshwater Mussels Unionoida* (p. 163-184). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-56869-5_10
- Zajac, K. (2017). Use of transponders for individual marking of *Unio crassus* Philipsson, 1788 (Bivalvia : Unionidae) in mountain rivers. *Folia Malacologica*, 25(2), 117-124. <https://doi.org/10.12657/folmal.025.010>
- Zajac, K., Florek, J., Zajac, T., Adamski, P., Bielański, W., Ćmiel, A. M., Klich, M., & Lipińska, A. M. (2018). On the reintroduction of the endangered thick-shelled river mussel *Unio crassus* : The importance of the river's longitudinal profile. *The Science of the Total Environment*, 624, 273-282. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.346>

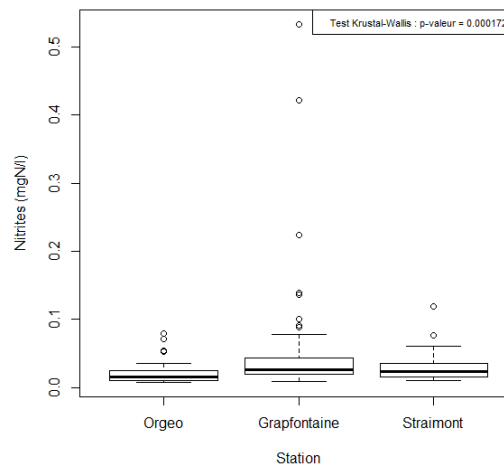
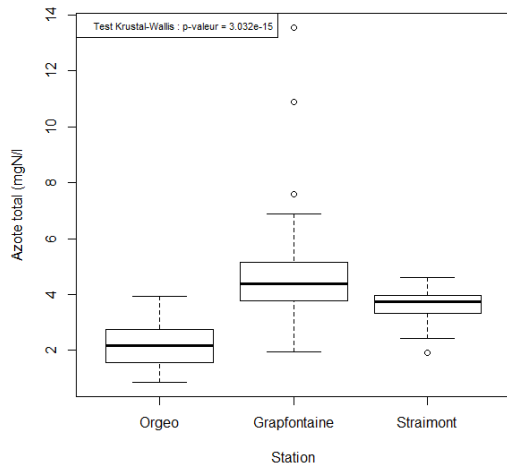
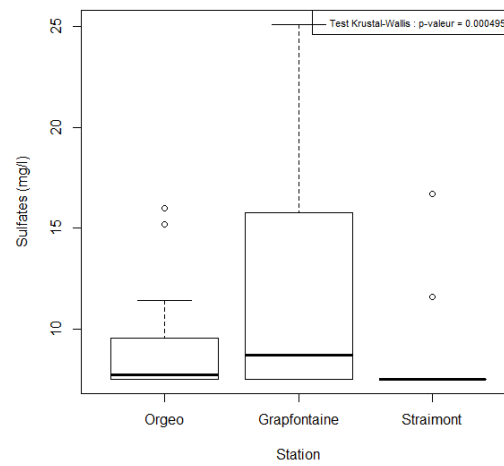
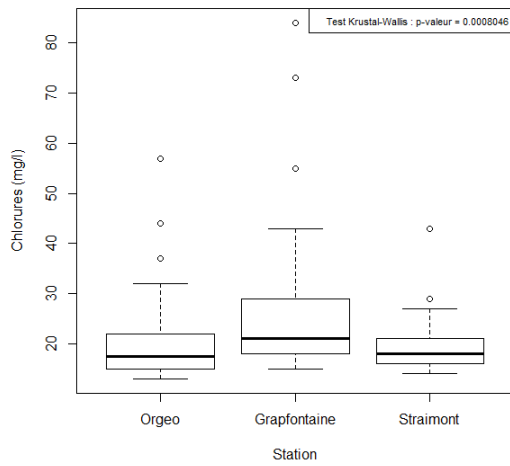
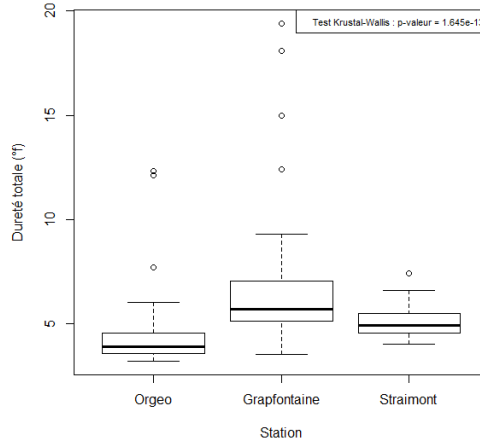
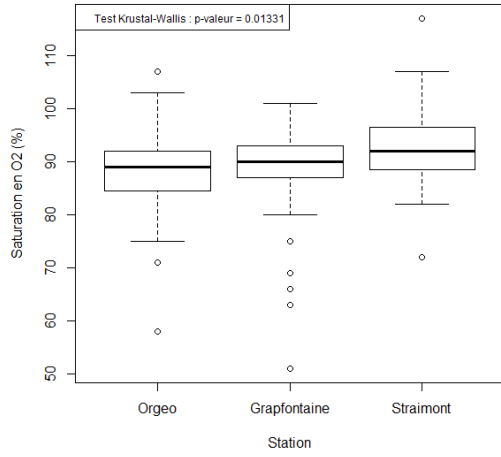
- Zajac, K., & Zajac, T. (2011). The role of active individual movement in habitat selection in the endangered freshwater mussel *unio crassus philipsson 1788*. *Journal of Conchology*, 40, 446-461.
- Zettler, M., & Jueg, U. (2007). The situation of the freshwater mussel *Unio crassus* (PHILIPSSON, 1788) in northeast Germany and its monitoring in terms of the EC Habitats Directive. *Mollusca*, 25, 165-174.

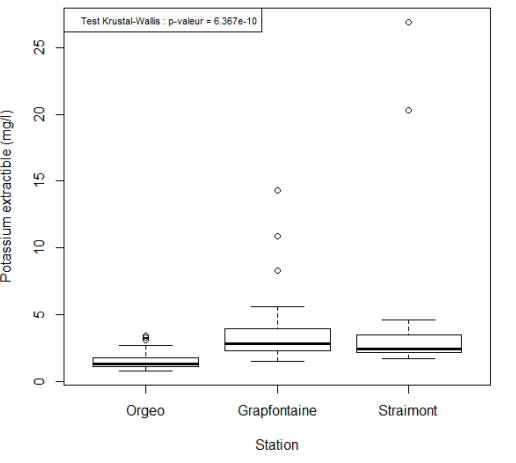
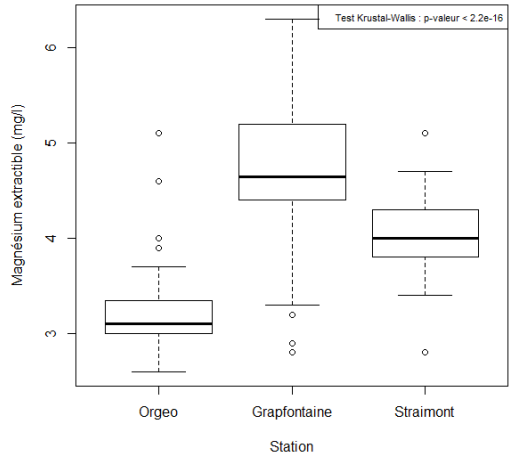
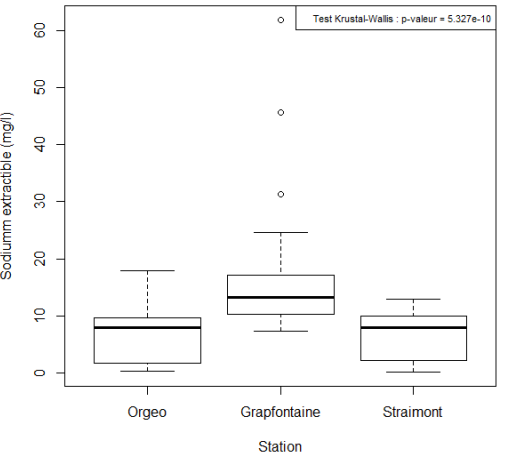
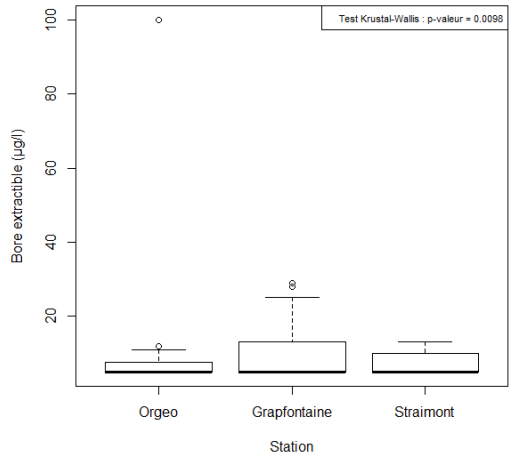
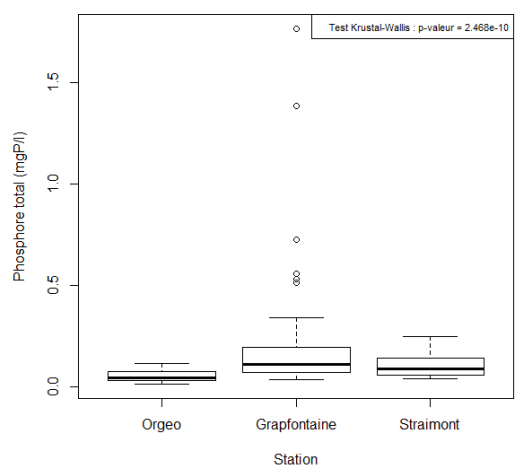
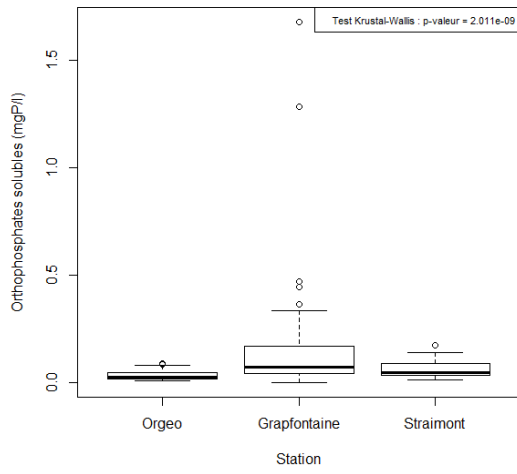
Annexes

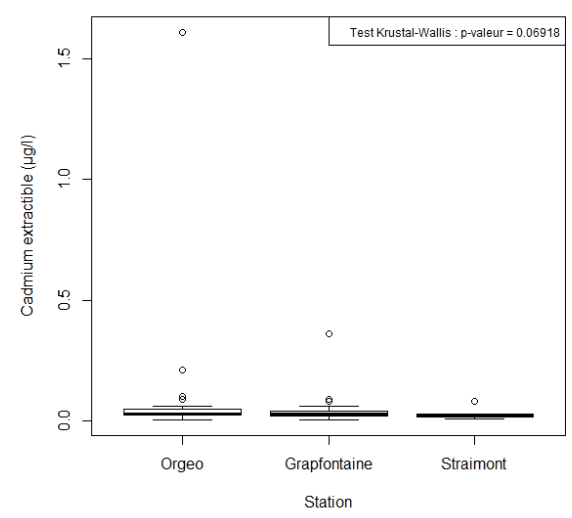
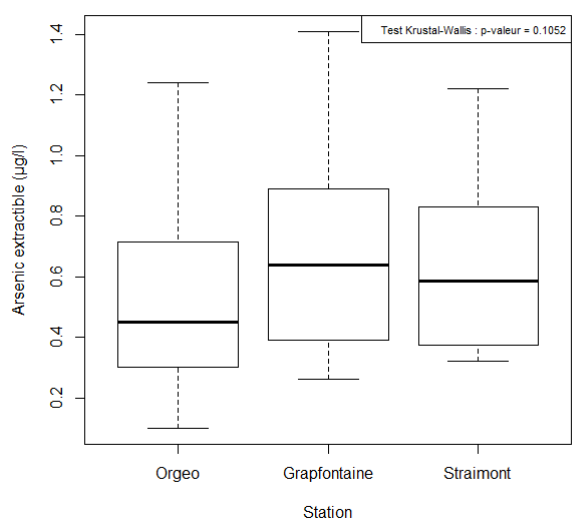
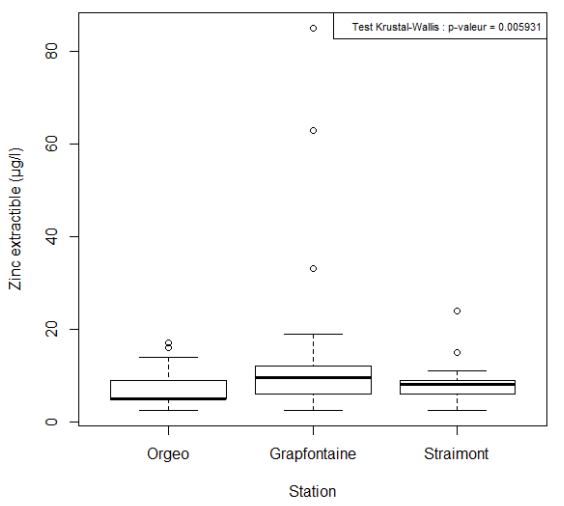
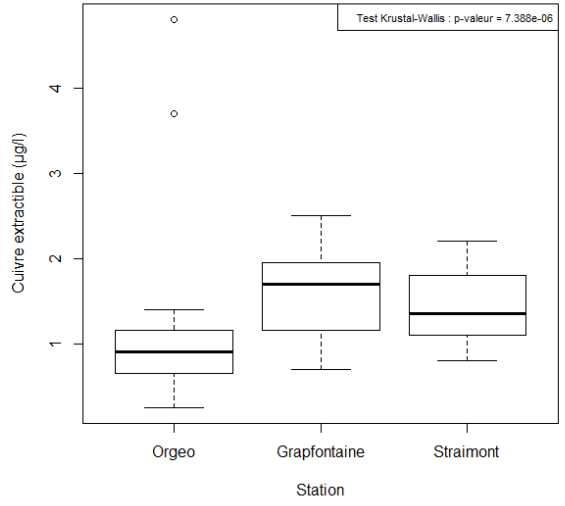
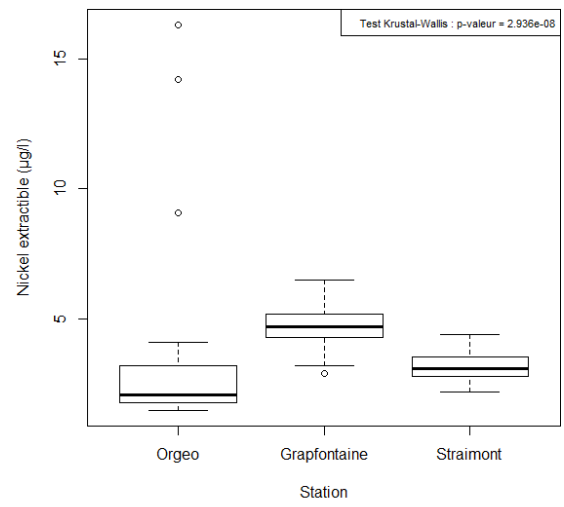
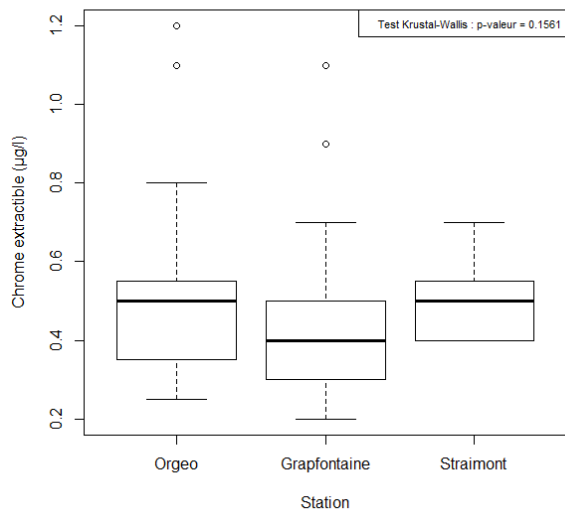
Annexe 1 : Méthode de calcul de l'indice de sinuosité (SI) selon Malavoi et Bravard (2010). Les sites d'étude sont représentés en vert clair. A : secteur amont. B : secteur aval. Source Hillshade : SPW, 2019.

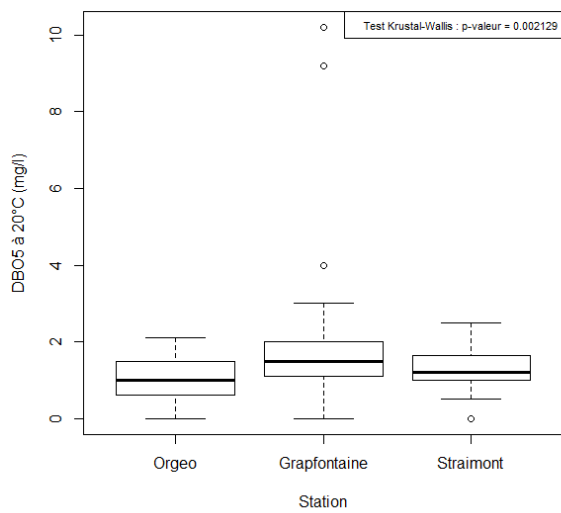
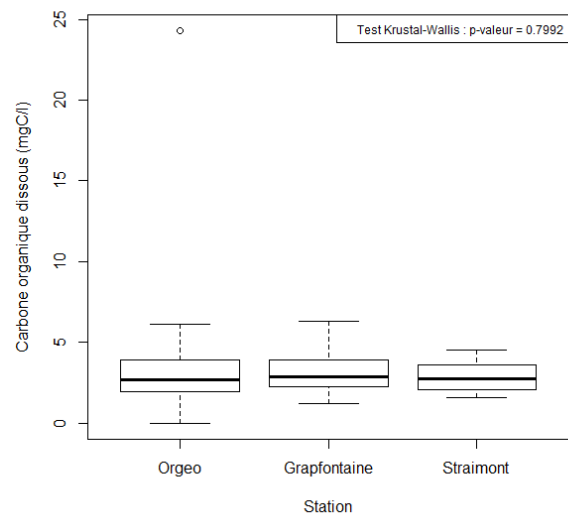
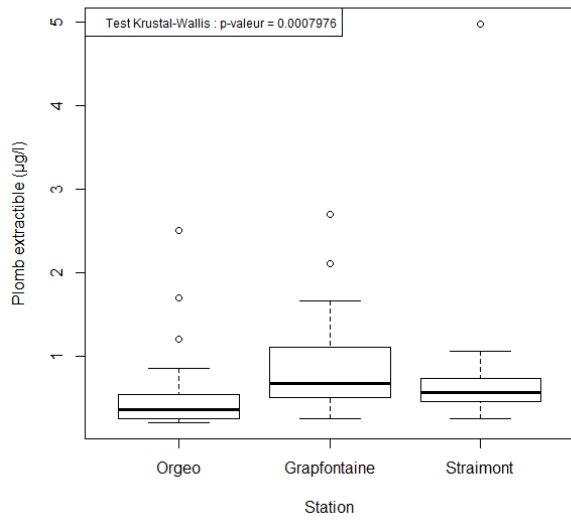
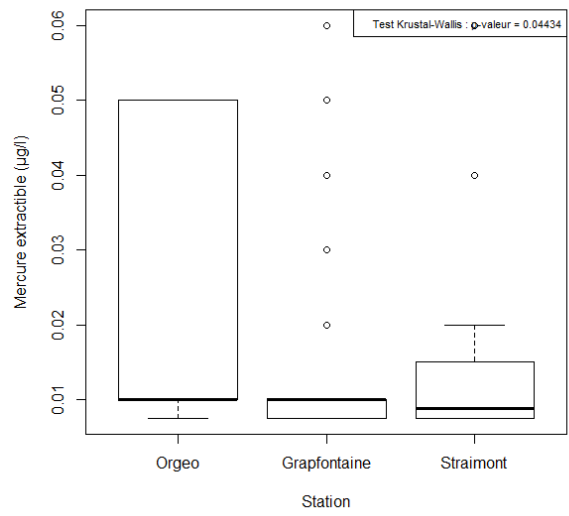
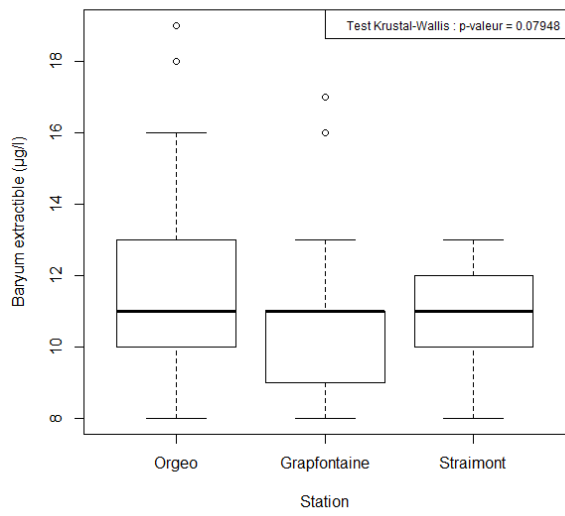


Annexe 2 : Boîtes à moustaches des paramètres physico-chimiques de 3 stations Aquaphyc sur bassin de la Vierre, réalisées avec le logiciel RStudio.







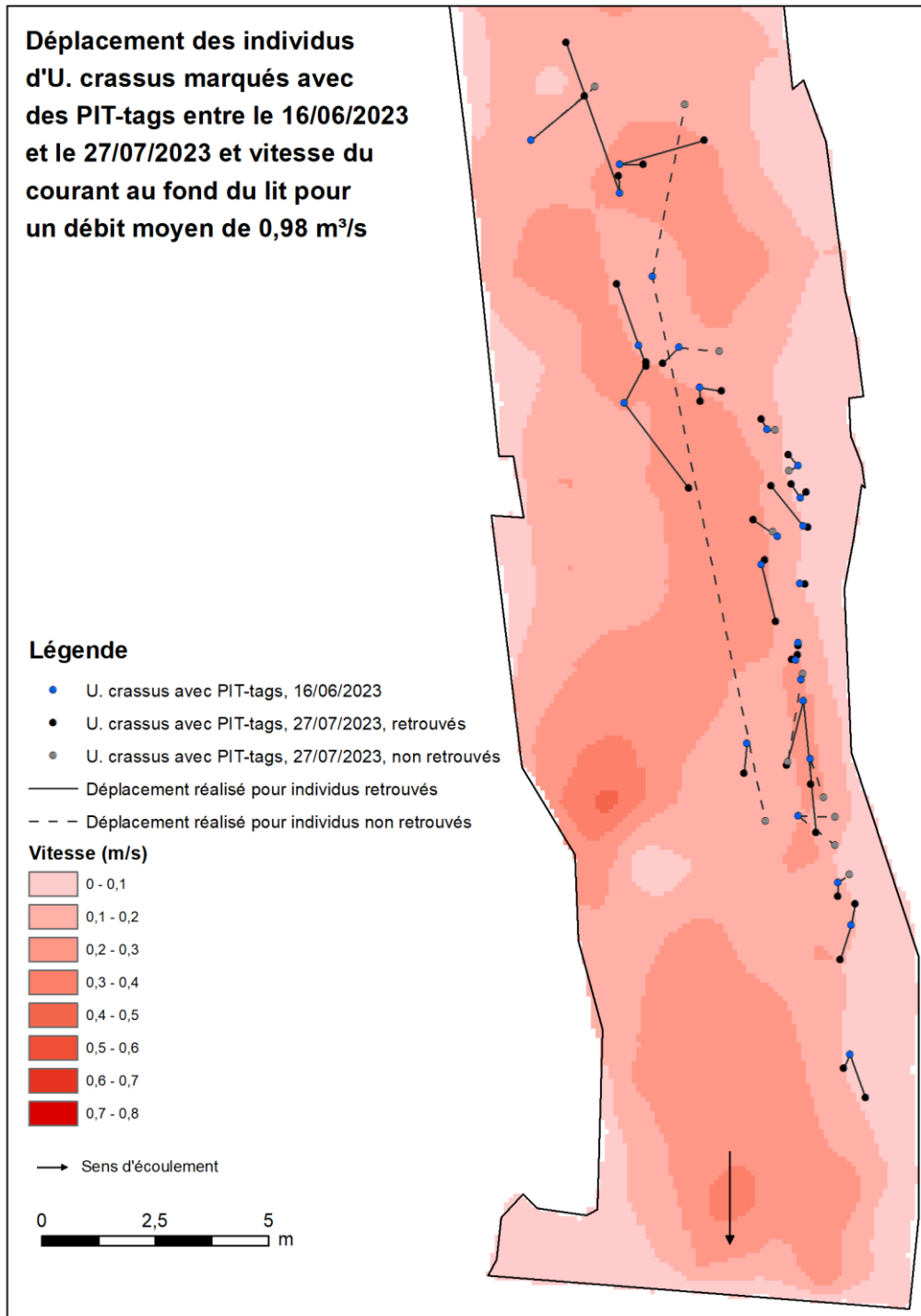


Annexe 3 : Distance parcourue par les individus d'*U. crassus* marqués avec des PIT-tags et taille des individus. La troisième colonne indique si la moule a été retrouvée visuellement ou non après la détection pas l'antenne à PIT-tags. Non détectée veut dire que l'individu n'a pas été repéré par l'antenne à PIT-tags.

NUMÉRO DU PIT-TAG	DISTANCE PARCOURUE (M)	RETROUVÉE OU NON VISUELLEMENT	LONGUEUR COQUILLE	LARGEUR COQUILLE
0	1,53	Retrouvée	39	22
1	1,83	Non retrouvée	48	28
2	1,94	Retrouvée	53	28
3	0,52	Retrouvée	34	20
4	3,53	Retrouvée	41	24
5	0,39	Retrouvée	54	31
6	3,86	Non retrouvée	49	26
7	12,27	Non retrouvée	42	23
8	0,49	Retrouvée	50	28
9	1,44	Retrouvée	48	27
10	0,5	Retrouvée	44	25
11	1,89	Non retrouvée	41	24
12	1,02	Retrouvée	49	29
13	2,36	Retrouvée	46	25
14	0,49	Retrouvée	31	19
15	0,3	Retrouvée	30	18
16	0,18	Non retrouvée	44	25
17	0,25	Retrouvée	50	29
18	0,23	Non retrouvée	49	28
19	0,33	Retrouvée	37	21
20	0,38	Retrouvée	45	26
21	0,18	Retrouvée	43	25
22	1,13	Retrouvée	55	31
23	0,1	Retrouvée	34	20
24	0,15	Non retrouvée	44	26
25	0,65	Retrouvée	45	28

26	1,3	Retrouvée	45	28
27	0,12	Retrouvée	40	24
28		Non détectée	40	23
29	0,11	Retrouvée	35	22
30		Non détectée	38	23
31	0,06	Retrouvée	42	25
32	0,11	Retrouvée	30	18
33	0,09	Retrouvée	40	24
34	0,13	Non retrouvée	44	25
35	1,84	Non retrouvée	48	26
36	2,91	Retrouvée	43	24
37	1,47	Retrouvée	47	27
38		Non détectée	47	26
39	0,66	Retrouvée	34	20
40	0,56	Retrouvée	44	26
41	0,89	Non retrouvée	43	25
42	0,81	Non retrouvée	37	19
43	1,05	Non retrouvée	46	26
44	0,3	Retrouvée	44	27
45	0,54	Non retrouvée	38	22
46	0,48	Retrouvée	38	23
47	0,8	Retrouvée	41	23
48	0,34	Retrouvée	42	24
49	0,02	Retrouvée	44	26

Annexe 4 : Localisation des moules marquées avec des PIT-tags à deux dates différentes : le jour du marquage (16/06/2023) et le jour du relevé de leur position (27/07/2023), sur le site aval, sur fond de carte représentant la cartographie des vitesses du fond du lit ou des vitesses à 40 % de la hauteur d'eau, réalisée le 07/06/2023 pour un débit moyen (sur 8h) de 0,98 m³/s. Chaque point bleu représente la localisation de 2 moulettes épaisses. Carte réalisée avec le logiciel ArcMap.



Déplacement des individus d'*U. crassus* marqués avec des PIT-tags entre le 16/06/2023 et le 27/07/2023 et vitesse moyenne du courant pour un débit moyen de 0,98 m³/s

Légende

- *U. crassus* avec PIT-tags, 16/06/2023
- *U. crassus* avec PIT-tags, 27/07/2023, retrouvés
- *U. crassus* avec PIT-tags, 27/07/2023, non retrouvés

- Déplacement réalisé pour individus retrouvés
- - - Déplacement réalisé pour individus non retrouvés

Vitesse (m/s)

- 0 - 0,1
- 0,1 - 0,2
- 0,2 - 0,3
- 0,3 - 0,4
- 0,4 - 0,5
- 0,5 - 0,6
- 0,6 - 0,7
- 0,7 - 0,8

→ Sens d'écoulement

0 2,5 5 m

