



Rapport de stage
Master 1 Écologie Évolutive

Etude de l'influence d'un seuil sur la Sorgue et l'Auzon



FÉDÉRATION DE VAUCLUSE POUR LA PÊCHE ET LA PROTECTION DU MILIEU AQUATIQUE

Entreprise d'accueil : Fédération du Vaucluse pour la pêche et de la protection du milieu aquatique

Maître de stage : CAVOY Valentin (Technicien de rivière)

Enseignant référent : BOUCHON Didier (UMR CNRS 7267 - Laboratoire EBI)

Résumé :

Cette étude avait pour objectif d'évaluer l'influence d'un seuil sur un cours d'eau. Pour cela, des relevés hydromorphologiques et de macroinvertébrés benthiques ont été faits au barrage de l'Ilette, sur la Sorgue du Trentin et sur le seuil du moulin de Sainte-Croix sur l'Auzon. Les résultats ont révélé que la profondeur, la largeur et la hauteur plein bord ont été modifiés par la présence du seuil. De plus, grâce aux macroinvertébrés échantillonnés, il a été déterminé que l'obstacle, détériorait les habitats et la qualité de l'eau par rapport à l'état de référence. Cette détérioration est visible de par le grand nombre de Chironomidae, indicateur d'une mauvaise qualité du cours d'eau.

Abstract :

The aim of this study was to assess the influence of a weir on the watercourse. For that, hydromorphological and benthic macroinvertebrate surveys were carried out at the barrage de l'Ilette, in la Sorgue du Trentin and the weir of the moulin de Sainte-Croix in the Auzon. Results showed that depth, width and full brim height has been modified by the weir presence. Moreover, thanks to the macroinvertebrate samples, it was determined the obstacle has deteriorated habitats and water quality compared with the reference state. The deterioration can be seen in the big amount of Chironomidae, indicating a bad watercourse quality.

Remerciements :

Tout d'abord je tiens à remercier Valentin Cavoy, technicien de rivière à la Fédération du Vaucluse pour la Pêche et de la Protection du Milieu Aquatique pour m'avoir fait confiance tout au long de ce stage afin de mener cette étude.

Je tiens aussi à remercier tous les salariés de la Fédération pour l'accueil que j'ai reçu et pour tous les conseils qu'ils m'ont donnés. Une pensée particulière va à l'équipe technique avec qui j'ai passé la majeure partie de mon stage, et qui m'ont appris beaucoup de choses et apporté leur aide.

Liste des abréviations :

FDPPMA84 : Fédération du Vaucluse pour la Pêche et de la Protection du Milieu Aquatique

CCPSMV : Communauté de Communes du Pays des Sorgues et Monts de Vaucluse

SMBS : Syndicat Mixte du Bassin des Sorgues

DCE : Directive Cadre sur l'Eau

CARHYCE : CARactéristiques HYdromorphologiques du Cours d'Eau

IBG-DCE : Indice Biologique Global DCE Compatible

IBGN : Indice Biologique Global Normalisé

IPR : Indice Poisson Rivière

ONEMA : Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques

SDAGE : Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux

PLAGEPOMI : PLAN de GESTION des POissons MIgrateurs

ZAP : Zone d'Action Prioritaire

ZALT : Zone d'Action à Long Terme

ZNIEFF : Zone Naturelle d'Intérêt Écologique, Faunistique et Floristique

USAGMA : Union des Syndicats d'Aménagement et de Gestion des Milieux Aquatiques

Avant-propos :

La Fédération de Pêche et de Protection des Milieux Aquatiques de Vaucluse (FDAAPPMA84) est un groupement de 20 Associations Agréées pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique (AAPPMA) avec une réciprocité pour la pêche de loisir sur tous les cours d'eau du département. Elle représente avec les AAPPMA, un total d'environ 12 300 adhérents chaque année. Créée en 1942, ses missions sont multiples, allant du suivi et de la protection des milieux aquatiques à la promotion et au développement de la pêche, en passant par la surveillance de la pêche et de l'application de la loi. Elle est d'ailleurs un organisme d'utilité publique, agréé pour la protection des milieux aquatiques au titre de l'article L. 141.2 du code de l'environnement.

La Fédération gère un territoire riche de 400 km de cours d'eau de première catégorie (rivières à salmonidés), de 2 200 km de cours d'eau de seconde catégorie et de 700 ha de plans d'eau. Elle est présidée par Monsieur MARCELLINO Christophe et l'équipe salariée est composée de 3 techniciens, 2 agents de développement, d'une assistante de direction et d'un directeur.

Ce stage s'inscrit dans le cadre de travaux pour améliorer la continuité écologique de la Sorgue et de l'Auzon, deux rivières affectées par la présence de seuils. Ici, les seuils concernés sont le barrage de l'Ilette situé sur la commune de Saint-Saturnin-lès-Avignon (84) concernant la Sorgue du Trentin, et le seuil du moulin de la Sainte-Croix sur la commune de Mormoiron (84) pour l'Auzon. Ce stage a donc consisté en la réalisation d'une étude sur le cours d'eau avant le début des travaux afin d'évaluer l'impact des seuils et de connaître l'état initial.

Sommaire :

Introduction	1
Matériel et méthodes	4
Site d'étude.....	4
Caractéristiques hydromorphologiques.....	5
Inventaire macroinvertébrés benthiques.....	6
Résultats	8
Caractéristiques hydromorphologiques.....	8
Inventaire macroinvertébrés benthiques	12
Discussion	18
Hydromorphologie.....	18
Macroinvertébrés.....	20
Références bibliographiques	23
Annexes	29

Table des figures :

-Figure 1 : Localisation des différentes stations et du seuil sur la Sorgue du Trentin.....	4
-Figure 2 : Localisation des différentes stations et du seuil sur l'Auzon.....	5
-Figure 3 : Comparaison de la largeur mouillée, la hauteur plein bord, la profondeur et la largeur plein bord entre l'amont et l'aval des deux seuils étudiés (A=Auzon, S=Sorgue).....	8
-Figure 4 : Interpolation TIN de la profondeur (cm) de la station a) en aval du seuil b) en amont du seuil du barrage de l'Ilette sur la Sorgue du Trentin.....	9
-Figure 5 : Interpolation TIN de la vitesse du courant (m/s) de la station a) en aval du seuil b) en amont du seuil du barrage de l'Ilette sur la Sorgue du Trentin.....	9
-Figure 6 : Interpolation TIN de la profondeur (cm) de la station a) en aval du seuil b) en amont du seuil du moulin de la Sainte-Croix sur l'Auzon.....	10
-Figure 7 : Interpolation TIN de la vitesse du courant (m/s) de la station a) en aval du seuil b) en amont du seuil du moulin de la Sainte-Croix sur l'Auzon.....	10
-Figure 8 : Vitesse du courant en m/s à l'amont et à l'aval des deux seuils étudiés (A=Auzon, S=Sorgue).....	11
-Figure 9 : Pourcentage de faciès d'écoulement des stations en amont et en aval du barrage de l'Ilette sur la Sorgue du Trentin.....	12
-Figure 10 : Pourcentage d'individus selon l'indicateur Cb2 de la station aval, amont et la station de référence de la Sorgue du Trentin. Un indicateur faible signifie une polluosistance élevée.....	13
-Figure 11 : Cartographie des habitats des stations a) en aval du seuil b) en amont du seuil du barrage de l'Ilette sur la Sorgue du Trentin.....	16
-Figure 12 : Cartographie des habitats des stations a) en aval du seuil b) en amont du seuil du moulin de la Sainte-Croix sur l'Auzon.....	16
-Figure 13 : Pourcentage de recouvrement des différents habitats en aval et amont du barrage de l'Ilette sur la Sorgue du Trentin.....	17
-Figure 14 : Pourcentage de recouvrement des différents habitats en aval et amont du seuil du moulin de Sainte-Croix sur l'Auzon.....	17

Table des tableaux :

-Tableau 1 : Comparaison des indices et notes calculés pour le peuplement en macroinvertébrés de la station en aval et amont du barrage de l'Ilette et de la station de référence sur la Sorgue du Trentin.....	12
-Tableau 2 : Pourcentage d'individus présentant les différents traits biologiques et écologiques sur la station en aval et amont du barrage de l'Ilette et de la station de référence sur la Sorgue du Trentin. Seulement les traits présentant des différences importantes sont représentés ici.....	15

Introduction :

Les cours d'eau sont soumis à de nombreuses pressions d'origine anthropique. Celles-ci vont de la destruction d'habitat à la pollution en passant par l'introduction volontaire ou non d'espèces exotiques (**Cazzolla Gatti, 2016**). Les écosystèmes présents sont donc bouleversés par des changements dans la diversité des espèces et de qualité de l'eau (**Dassenakis et al., 1998**). Pour lutter contre ces menaces, les acteurs de l'eau sont mobilisés dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) afin de stopper la dégradation des cours d'eau et d'améliorer les conditions des milieux particulièrement dégradés en Europe. Le but étant de garantir le bon état écologique des milieux aquatiques, c'est-à-dire une qualité biologique, physico-chimique et hydromorphologique (**Directive 2000/60/CE**). La loi sur l'eau et les milieux aquatiques de 2006 est mise en vigueur en France afin d'atteindre les objectifs fixés par la DCE. Parmi les éléments de qualité, la DCE prend en compte dans l'annexe V la continuité écologique pour classer l'état écologique d'un cours d'eau. La continuité écologique est définie par la loi sur l'eau et les milieux aquatiques comme étant "la libre circulation des organismes vivants et leur accès aux zones indispensables à leur reproduction, leur croissance, leur alimentation ou leur abri, le bon déroulement du transport naturel des sédiments, ainsi que le bon fonctionnement des réservoirs biologiques (connexions, notamment latérales, et conditions hydrologiques favorables)".

Les seuils sont des constructions humaines qui obstruent le lit mineur d'un cours d'eau, permettant d'alimenter des canaux d'irrigation ou bien des moulins. Cet édifice crée donc un plan d'eau en amont, avec un faible courant, et une zone en aval avec un courant plus rapide (**SANDRE**). Ces seuils affectent beaucoup les cours d'eau et contribuent à la détérioration de la continuité écologique. En effet, selon la hauteur de l'obstacle, les poissons ne peuvent pas le traverser ce qui a d'importantes répercussions sur les espèces migratrices qui se reproduisent en amont (**Lucas et Frear, 2005**), pouvant même retarder leur reproduction ou forcer les femelles à pondre dans des environnements sub-optimales. Une hausse de la mortalité chez les truites est aussi observée (**Aarestrup et Koed, 2003 ; Carpenter-Bundhoo et al., 2020**). Étant un obstacle à la continuité longitudinale, elle bloque l'avancée des poissons en aval, augmentant la densité et le nombre d'espèces présentes par rapport à l'amont (**Mequanent et al., 2022**). Cette augmentation cause le renforcement de compétitions inter-spécifiques, notamment chez les espèces prédatrices, empêchant certains individus de se nourrir et entraînant la consommation de proies qui sont en temps normale consommées par une autre espèce (**Baumgartner, 2007**). Des différences comportementales sont aussi observées entre l'amont et l'aval d'un seuil, pouvant être dû à une modification du faciès d'écoulement (**Carpenter-Bundhoo et al., 2020**). Cependant, les seuils, les moins élevés, ne semblent pas avoir d'effet sur la dévalaison (**Newton et al., 2018**).

Les seuils, par définitions, modifient les caractéristiques hydromorphologiques d'un cours d'eau. En effet, la vitesse d'écoulement est modifiée, ralentissant en amont et accélérant en aval. Cette modification de la vitesse entraîne un changement du substrat et de la profondeur (**Mueller et al., 2011**). La variation de courant est aussi plus importante selon les saisons en présence d'un seuil. Toutes ces modifications causent une dégradation de la diversité d'habitat ainsi que de leur qualité (**Shih et al., 2022**), affectant les communautés de macroinvertébrés benthiques. La répartition des guildes trophiques est modifiée, notamment à cause de la profondeur (**Kown et al., 2020**) et de l'appauvrissement des habitats (**Kim et al., 2013**). La densité des macroinvertébrés benthique est aussi affectée par la différence de vitesse et de granulométrie (**Kim et al., 2018**). Dans certains cas, l'influence du seuil n'est pas visible en analysant les caractéristiques hydromorphologiques. Cependant, l'effet sur les macroinvertébrés benthiques est quand même visible, indiquant une forte sensibilité de ces organismes aux modifications du cours d'eau (**Ogbeibu et Oribhabor, 2002**). Les taxons les plus sensibles sont les plus affectés, notamment les trichoptères, plécoptères et éphéméroptères. D'autres taxons sont favorisés par la dégradation du milieu, notamment les chironomes (**Jung et al., 2022 ; Lee et al., 2014**). Il y a donc de véritables enjeux écologiques autour de ces seuils, qui doivent être aménagés afin de rétablir une continuité écologique dans les cours d'eau.

La Sorgue est un cours d'eau principalement en première catégorie piscicole qui prend sa source à Fontaine-de-Vaucluse (84) et se jette dans l'Ouvèze sur la commune de Bédarrides (84). Sa source, qui est la plus importante exsurgence de France métropolitaine, a un écoulement annuel de 630 millions de m³, qui alimente un réseau de plus de 500 km de linéaire modelé par les humains au fil des siècles grâce à des ouvrages artificiels, dont des seuils. Du fait d'un débit régulier tout au long de l'année, une température fraîche relativement constante (13°C) et d'une très bonne oxygénation, la Sorgue abrite un écosystème riche qui la classe en zone Natura 2000 ainsi qu'en ZNIEFF de type 1 "Les Sorgues" (**SMBS ; CCPSMV**). L'Auzon est un affluent de la Sorgue qui prend sa source entre Villes-sur-Auzon (84) et Flassan (84) au sein du Parc naturel régional du Mont-Ventoux. Avec un linéaire de 37 km, l'Auzon se jette dans la Sorgue de Velleron au niveau de la commune de Bédarrides (84) (**EPAGE Sud-Ouest Mont Ventoux, 2014**). Cette rivière, en première catégorie piscicole sur la zone d'étude, est aussi classée en zone Natura 2000 avec la Sorgue, formant le site de "La Sorgue et l'Auzon". Cependant, ces deux cours d'eau sont soumis à de fortes pressions anthropiques, notamment à cause de nombreux seuils. Une étude initiale avant-projet a donc été entreprise par la FDPPMA84 pour aménager ces seuils et restaurer la continuité écologique de ces cours d'eau. Cette étude vise à connaître l'effet de deux seuils sur la Sorgue et l'Auzon.

Le barrage de l'Ilette est un seuil de la Sorgue du Trentin qui a été évalué infranchissable à cause d'une hauteur de chute d'1m20 (ECCEL, 2023). Ce seuil est le seul de ce bras de la Sorgue, mais il se trouve en aval. Il empêche donc toute migration sur cette portion. De plus, les bras adjacents ont beaucoup de seuils, obstruant la migration sur une grande partie de la Sorgue. D'après les critères d'évaluation du Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) cette portion de la Sorgue possède un bon état chimique mais un état écologique moyen (SMBS). De plus, ce seuil se situe dans une Zone d'Action Prioritaire (ZAP) pour l'Anguille européenne (*Anguilla anguilla*) et une Zone d'Action à Long Terme (ZALT) pour la Lamproie marine (*Petromyzon marinus*) (PLAGEPOMI, 2022). Ces zones d'actions correspondent à des cours d'eau où il y a des enjeux pour une espèce ou une population de poissons migrateurs amphihalins, c'est-à-dire qui migrent entre le milieu marin et l'eau douce. Les enjeux liés à la présence d'habitat, de zone de reproduction ou de grossissement mènent à la création d'une ZAP, tandis que la présence d'une population de migrateurs mène à une ZALT.

Le deuxième seuil se trouve sur l'amont de l'Auzon. Le seuil du moulin de la sainte-croix a aussi été jugé infranchissable à cause d'une hauteur de chute d'1m66 (ECCEL, 2023). Cette portion de l'Auzon contient beaucoup de seuils qui empêchent la migration des poissons. La Fédération porte d'ailleurs trois autres projets de restauration sur les trois seuils en aval direct de Sainte-Croix. De plus, ce seuil se trouve en plein site de reproduction de Truite fario (*Salmo trutta fario*), et potentiel site de grossissement d'Anguilles entre autres, classant cette portion comme réservoir biologique par le SDAGE ainsi que ZAP pour l'Anguille européenne (*Anguilla anguilla*) (PLAGEPOMI, 2022). La FDPPMA84 réalise cette étude en tant qu'état initial du milieu avant la réalisation de travaux sur ces seuils. La Sorgue étant un cours d'eau non domanial, il a été envisagé, en accord avec le propriétaire, de construire une rivière de contournement pour rétablir une continuité et préserver le seuil, et ce même s'il n'est plus en activité. Le plan adopté pour le seuil de l'Auzon n'a pas encore été décidé à l'heure où est rédigé ce rapport.

Pour effectuer cette étude, nous nous sommes intéressés au peuplement des macroinvertébrés benthiques mais aussi aux caractéristiques hydromorphologiques, et ce en amont, en aval et sur une station de référence. Ces variables ont été choisies car elles semblent être très affectées par la présence d'un seuil d'après la littérature scientifique. Pour mesurer ces variables, des protocoles standardisés compatibles avec la DCE ont été adoptés. Le peuplement des macroinvertébrés benthiques a été évalué à partir de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) modifié, qui a pour but d'établir une note à partir des taxons présents en prenant en compte leur polluosensibilité (USAGMA, 2010).

Le protocole Caractéristiques hydromorphologiques du cours d'eau (CARHYCE) a été utilisé dans une version simplifiée afin d'évaluer l'influence du seuil sur l'hydromorphologie des cours d'eau (**Baudoin et al., 2017**). Les données collectées ont permis d'établir l'influence d'un seuil sur un cours d'eau. Concernant l'hydromorphologie, la profondeur et la hauteur plein bord semble être affectées par le seuil, de même que la largeur mouillée. Cependant, la vitesse du courant et la largeur plein bord ne sont pas affectées. De plus la pente et les types de faciès d'écoulements rencontrés diffèrent entre l'amont et l'aval.

Matériels et méthodes :

Site d'étude:

Cette étude a eu lieu sur la Sorgue du Trentin, au barrage de l'Ilette (ROE45429), sur la commune de Saint-Saturnin-lès-Avignon (84) et au seuil du moulin de la Sainte-Croix (ROE43373) sur l'Auzon à Mormoiron (84). Concernant la Sorgue, une première station a été placée à environ 15 m en aval du seuil et une deuxième station a été positionnée 200 m en amont du seuil. Les données de la station de référence de la Sorgue du Trentin ont été fournies par le SMBS et datent de 2016. La station de la Sorgue amont n'a pas pu être plus proche car le cours d'eau n'était pas prospectable à pied, comme le nécessitent les protocoles appliqués. La station en aval du seuil sur l'Auzon se situe à environ 20 m du seuil en raison des nombreux petits seuils plus ou moins naturels. La station amont quant à elle se trouve à 5 m du seuil. Ces stations serviront à la fois à caractériser l'hydromorphologie du cours d'eau et les populations de macroinvertébrés benthiques (**Figure 1 et 2**).



Figure 1 : Localisation des différentes stations et du seuil sur la Sorgue du Trentin.

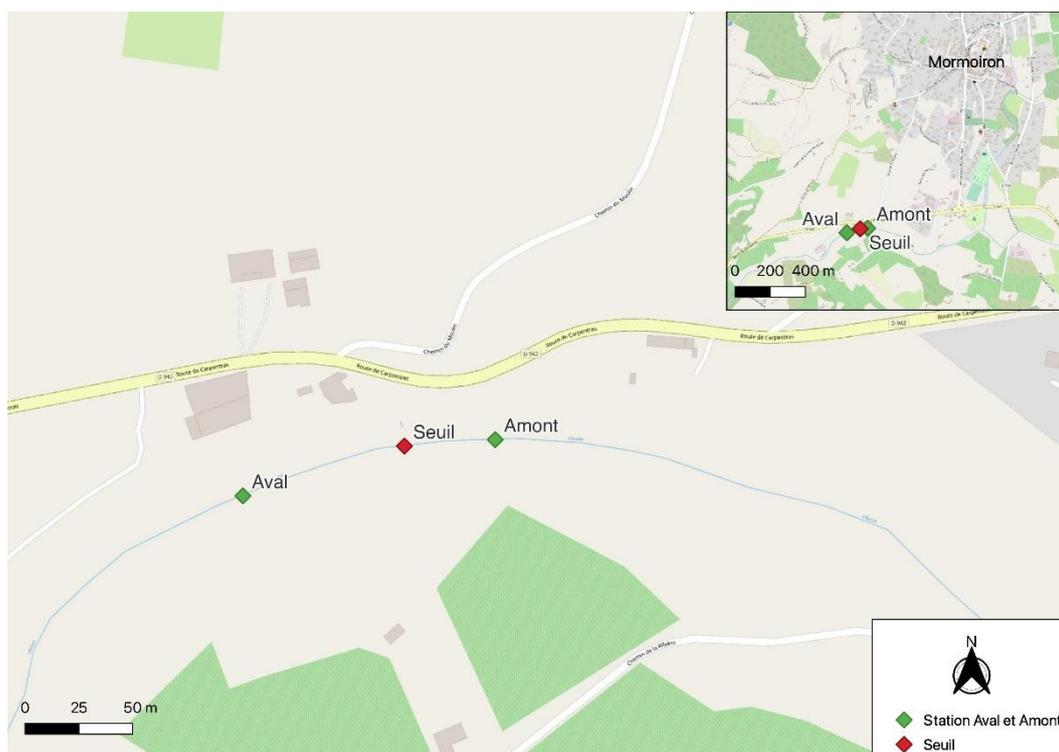


Figure 2 : Localisation des différentes stations et du seuil sur l'Auzon.

Caractéristiques hydromorphologiques

La méthode utilisée est adaptée du protocole CARHYCE (CARactéristiques HYdromorphologique des Cours d'Eau) (Baudoin et al., 2017). Les conditions d'application ont été respectées lors de la réalisation des mesures. Le cours d'eau est prospectable à pied, la visibilité du substrat, des berges et de la végétation est bonne, et le débit est compris entre le débit moyen mensuel minimum interannuel (Q_{mna}) et le module (débit moyen annuel).

Pour chaque station, 3 mesures de la largeur plein-bord et de largeur mouillée ont été réalisées. La largeur mouillée correspond à la distance entre les points sur les berges à la surface de l'eau tandis que la largeur plein-bord correspond à la distance entre les points des berges avant que le lit mineur ne déborde dans la plaine. La longueur de la station correspond à 14x la largeur plein-bord moyenne, mais a été adaptée selon les différentes situations. Notamment, la station en aval a une longueur plus petite que nécessaire car une fosse se trouve à l'aval de la station, où la Sorgue du Trentin rejoint un autre bras de la Sorgue. Les relevés sont donc impossibles à réaliser et déplacer la station après la fosse réduirait l'influence du seuil. Les transects ont été espacés d'une distance d'une fois la largeur plein-bord moyenne entre eux, pour un total de 15 transects (adapté selon les différentes situations). La distance entre les points de mesure sur les transects équivaut à 1/7ème de la largeur mouillée moyenne.

Sur chaque transect, la largeur plein-bord, la largeur mouillée et la hauteur plein-bord (distance entre le niveau de l'eau et la hauteur plein bord) ont été mesurées, et le faciès d'écoulement déterminé à partir de la typologie de Malavoi et Souchon (2002). De plus, sur chaque point du transect la profondeur a été relevée. La vitesse du courant a été mesurée grâce à un MF pro de chez OTT© (méthode électromagnétique avec une précision +/- 2%) à intervalle régulier, en mesurant 3 valeurs (1 au milieu du cours d'eau et 2 sur les côtés). La pente a aussi été mesurée à l'aide d'une lunette optique. Les autres paramètres du protocole CARHYCE n'ont pas été mesurés car ils n'ont pas été jugés pertinents dans le cadre de l'étude de l'influence d'un seuil sur un cours d'eau ou par manque de matériel.

Inventaires Macroinvertébrés benthiques :

La méthode qui a été utilisée est le protocole IBGN amélioré avec des éléments de l'IBG-DCE (Indice Biologique Global DCE Compatible), adapté aux besoins et contraintes rencontrés (USAGMA, 2010). Au préalable, les substrats de toutes les stations ont été cartographiés afin de calculer le pourcentage de présence de chaque type d'habitat et ainsi identifier les habitats marginaux (moins de 5%) et les habitats dominants (plus de 5%). La typologie des habitats est celle présente dans le protocole. Au total, 8 prélèvements ont été réalisés sur chaque station (4 marginaux et 4 dominants) sur des substrats différents localisés sur des classes de vitesse où ils sont le plus représentés. Chaque habitat a été échantillonné en suivant les instructions du protocole. Les relevés ont été effectués à l'aide d'un filet SURBER de dimension 1/20 m² et de maille 0,5 mm. Un premier tri sur le terrain a été fait à l'aide d'un tamis de maille 0,5 mm afin d'éliminer une partie des débris collectés, puis la matière restante a été conservée dans des bocaux remplis d'éthanol à 70%. Cet éthanol a préalablement été mélangé à de l'éosine à 2 % (5L d'éthanol pour un bouchon d'éosine) afin de colorer la chitine en rouge, et donc de rendre plus visible les macroinvertébrés.

Par la suite, les échantillons ont été triés pour conserver uniquement les macroinvertébrés avec le même tamis utilisé précédemment. Ces derniers ont été identifiés au rang taxonomique le plus précis possible. À partir de ces données, différents indices ont été calculés afin de pouvoir caractériser le peuplement présent sur les stations. L'utilisation de plusieurs indices permet d'avoir des informations complémentaires, et potentiellement de combler les lacunes et biais de certains indices. L'indice IBGN permet d'établir une note sur 20 pour indiquer le l'état d'un cours d'eau en fonction d'un « groupe indicateur », et du nombre de taxon identifié. Ce groupe indicateur est définis comme étant le taxon ayant le plus haut indice possédant minimum 3 individus.

Deux autres indices rattachés à l'indice IBGN ont été utilisés pour déterminer si la note attribuée est fiable : la robustesse et la sensibilité IBGN. La robustesse consiste en recalculer la note IBGN sans prendre en compte le groupe indicateur afin de savoir si la note est surestimée à cause de la présence d'un seul taxon avec un indice élevé. La sensibilité consiste en calculer la note sans prendre en compte les taxons représentés par moins de 3 individus afin de déterminer si la note est surestimée à cause d'un grand nombre de taxon, potentiellement prélevés par accidents et ne représentant pas la diversité réelle de la station.

Le Coefficient d'Aptitude Biogène secondaire (Cb2) (**Verneaux, 1982**) est un indicateur de la qualité de l'eau et de la diversité des macroinvertébrés benthiques, résultant de la combinaison de deux indices In (Indice nature de la faune) et Iv (Indice de variété taxonomique). Ces deux indices permettent respectivement d'évaluer la qualité physico-chimique du cours d'eau et la qualité des habitats présents. L'avantage de ce coefficient par rapport à l'IBGN est qu'il prend en compte un plus grand nombre de taxon. De plus, étant composé de deux indices, le Cb2 permet d'identifier la contribution de la qualité des habitats et de la qualité physico-chimiques dans la détermination de la note globale.

Des indices de diversité ont été calculés pour les 3 stations afin de pouvoir comparer le peuplement, notamment l'indice de Shannon-Weaver (**Shannon et Weaver, 1963**). Il se base sur la probabilité de rencontrer un taxon précis dans l'ensemble du peuplement. L'inconvénient de cet indice est qu'il est grandement déterminé par le nombre de taxon présent, et donc est très sensible à la présence d'espèces rares. Le calcul s'est fait avec un logarithme base 2. En complément, l'indice d'équitabilité de Pielou (**Pielou, 1966**) a été calculé, permettant de ramener l'indice de Shannon-Weaver par rapport à la valeur maximale théorique de chaque station pour pouvoir mieux les comparer. Par la suite l'indice de Simpson (**Simpson, 1949**) a été calculé, se basant sur la probabilité que deux individus appartiennent au même taxon. Cependant, il est fortement influencé par les taxons abondants, les taxons rares n'influençant que très peu l'indice. L'indice d'équitabilité de Simpson a aussi été calculé afin de rapporter l'indice par rapport à la valeur maximale théorique de chaque station. Enfin, l'indice de Hill a été calculé car il permet de synthétiser les résultats obtenus avec l'indice de Shannon-Weaver et de Simpson (**Hill, 1973**).

En parallèle, les traits écologiques et biologiques (**Tachet et al., 2010**) des taxons inventoriés ont été comparés afin d'obtenir la proportion d'individus présents possédant chaque trait. Pour cela, chaque taxon a un coefficient qui lui est attribué selon leur affinité avec un trait donné.

Résultats :

Caractéristiques hydromorphologiques

Les données fournies par le SMBS n'étaient pas assez complètes pour pouvoir être prises en compte dans cette partie. L'analyse a donc porté uniquement sur l'aval et l'amont des deux seuils. (**Figure 3**). On peut observer que les valeurs mesurées sont plutôt différentes entre les deux cours d'eau, mais aussi entre l'amont et l'aval de chaque seuil. La profondeur de l'amont et l'aval sur l'Auzon semblent identiques, cependant la profondeur en amont du seuil semble plus grande qu'en aval. De plus, la largeur mouillée de l'aval est plus grande que l'amont sur la Sorgue, mais est plus faible sur l'Auzon. La hauteur plein bord est plus importante en aval comparé à l'amont, et ce aussi bien pour la Sorgue que l'Auzon. Enfin, la largeur plein bord ne semble pas différer en amont et en aval.

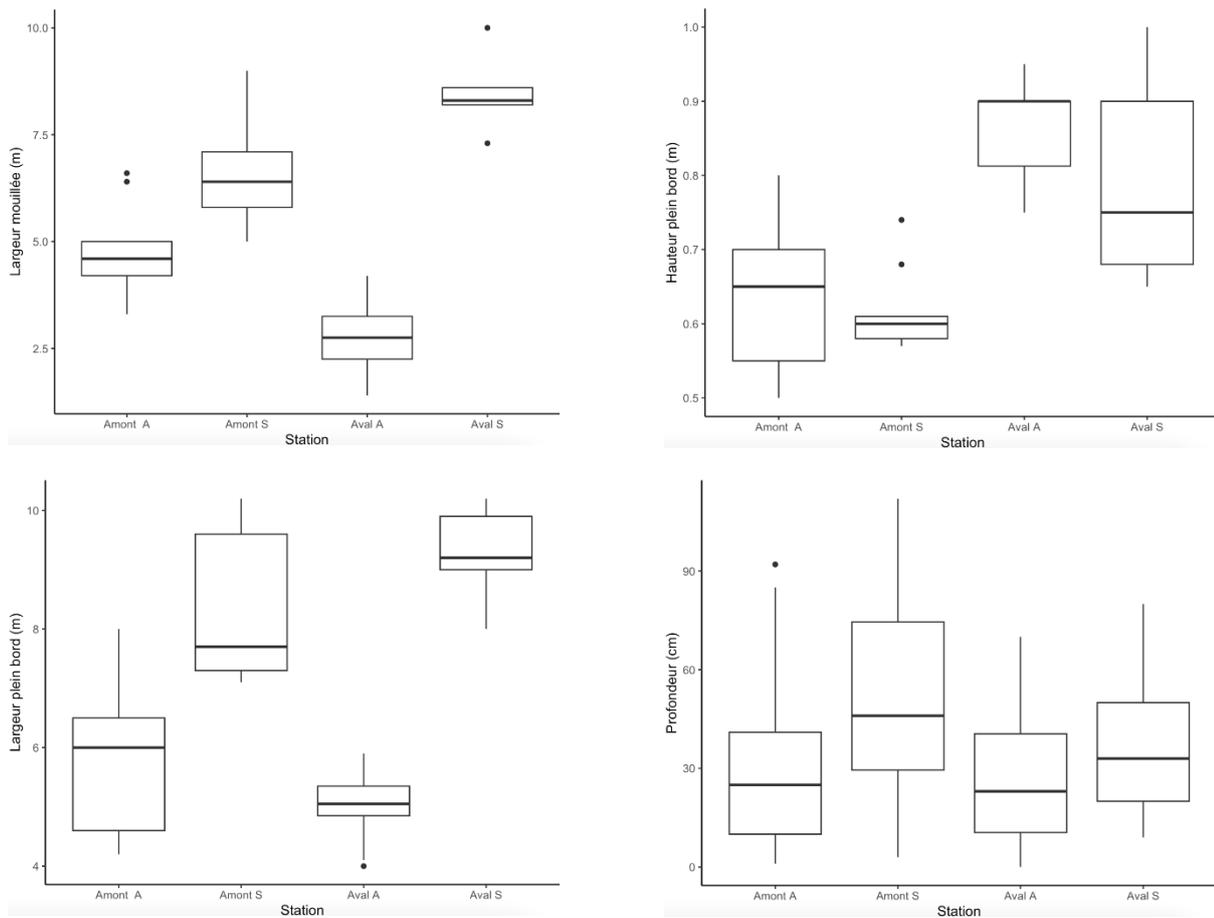


Figure 3 : Comparaison de la largeur mouillée, la hauteur plein bord, la profondeur et la largeur plein bord entre l'amont et l'aval des deux seuils étudiés (A=Auzon, S=Sorgue).

Grâce à ces relevés, il a été possible de cartographier la profondeur et de réaliser une interpolation afin d'avoir une représentation des stations sur le logiciel QGIS (**Figure 4 et 6**). Le même procédé a été utilisé afin de cartographier la vitesse du courant (**Figure 5 et 7**). Cette méthode permet à partir de relevés de calculer la vitesse ou la profondeur supposée aux endroits où les relevés n'ont pas été faits. Elle a l'avantage de permettre une visualisation des stations, mais les valeurs calculées ne sont pas exactes.

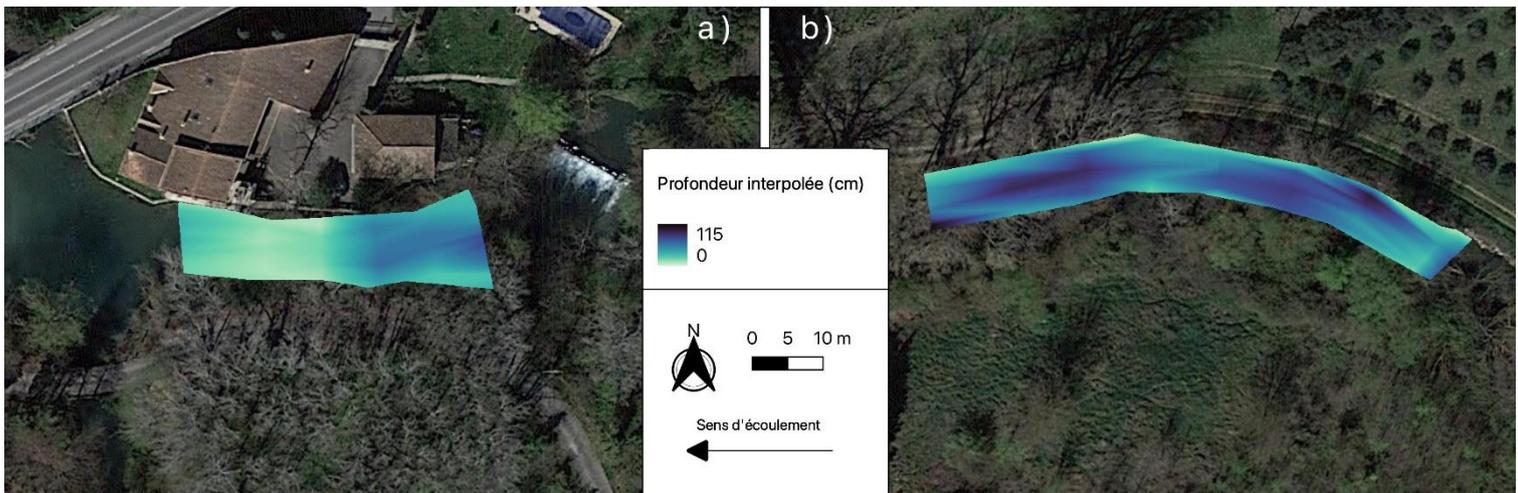


Figure 4 : Interpolation TIN de la profondeur (cm) de la station a) en aval du seuil b) en amont du seuil du barrage de l'Ilette sur la Sorgue du Trentin

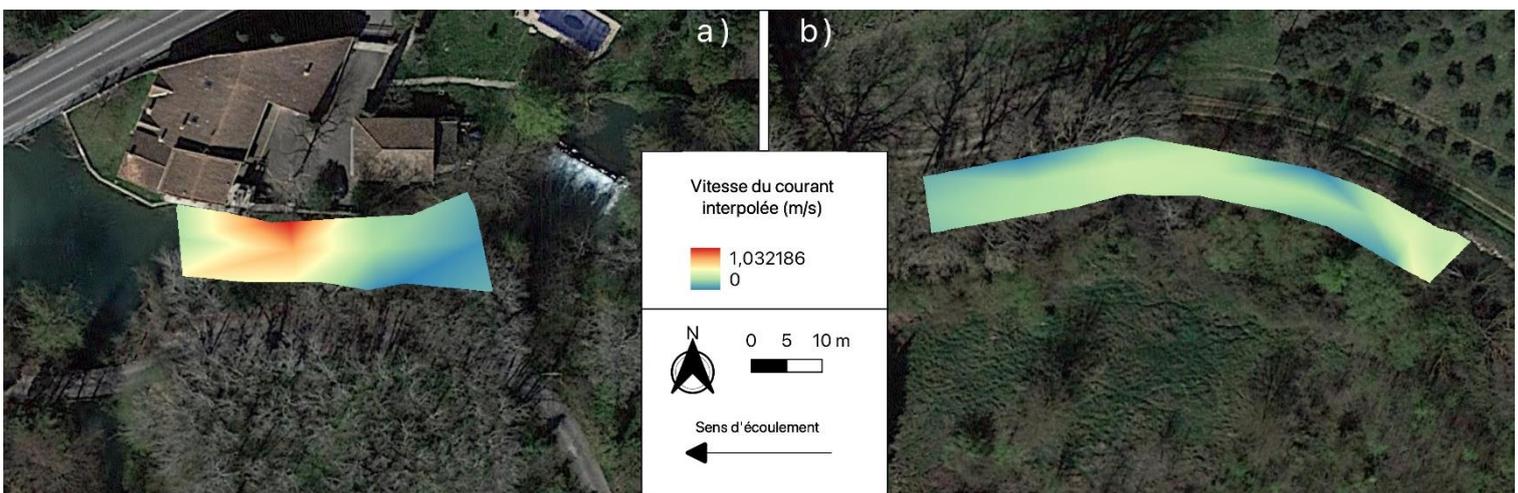


Figure 5 : Interpolation TIN de la vitesse du courant (m/s) de la station a) en aval du seuil b) en amont du seuil du barrage de l'Ilette sur la Sorgue du Trentin.

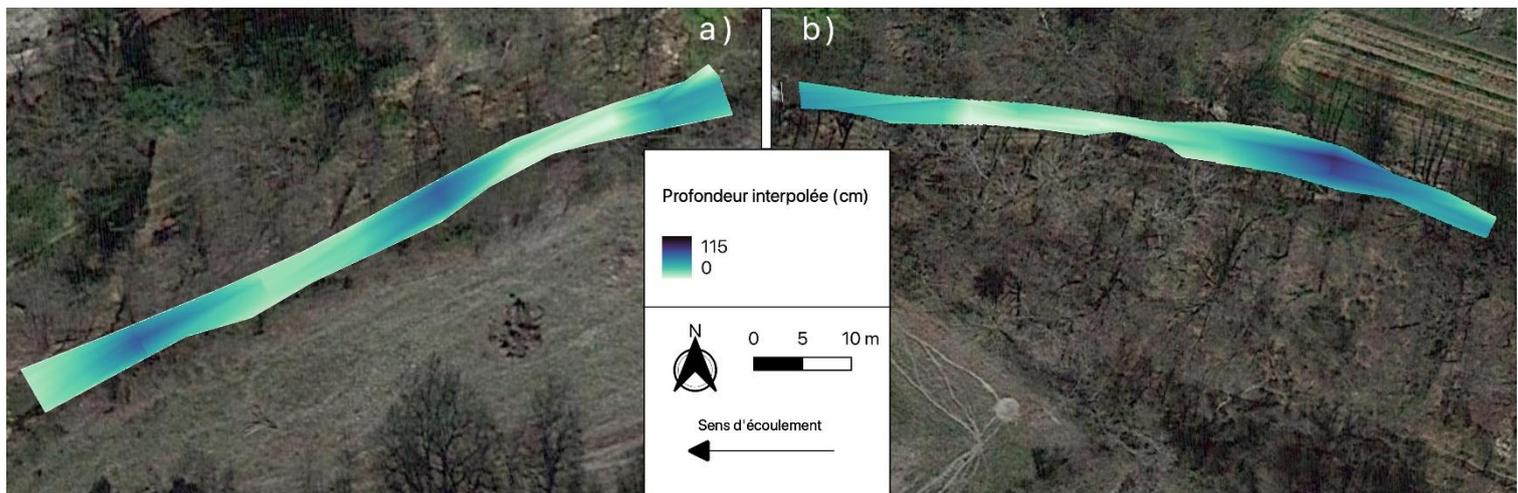


Figure 6 : Interpolation TIN de la profondeur (cm) de la station a) en aval du seuil b) en amont du seuil du moulin de la Sainte-Croix sur l'Auzon.

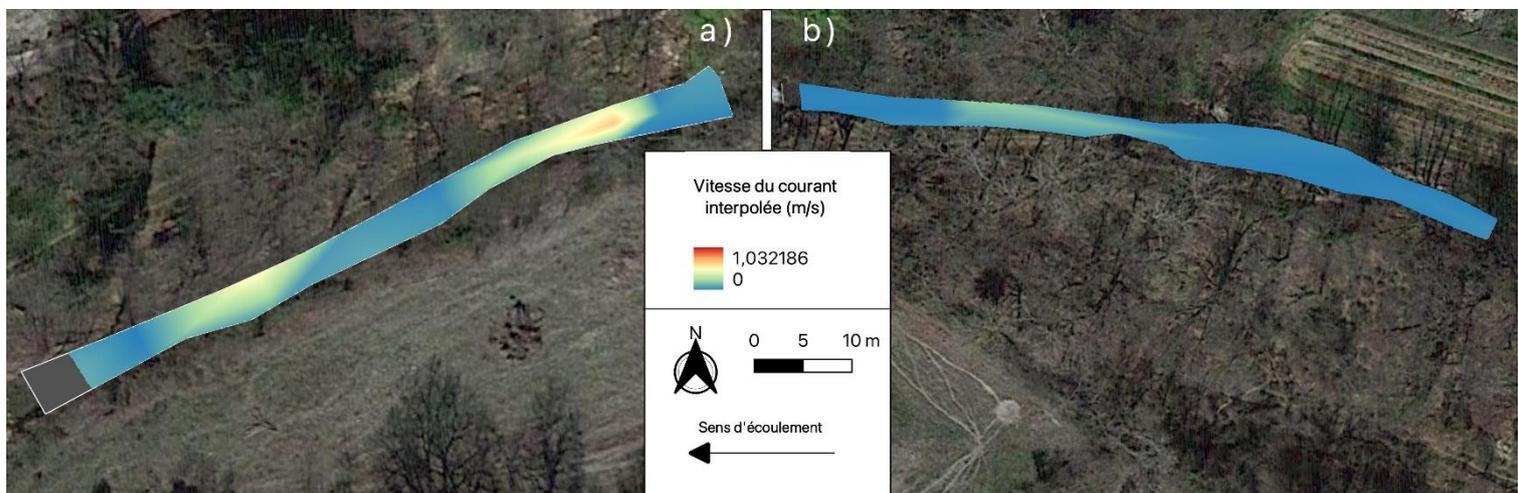


Figure 7 : Interpolation TIN de la vitesse du courant (m/s) de la station a) en aval du seuil b) en amont du seuil du moulin de la Sainte-Croix sur l'Auzon.

Les mesures de vitesse du courant mettent en évidence que la Sorgue et l'Auzon ont des vitesses très différentes. En effet, l'Auzon présente un courant plus lent que la Sorgue. De plus, il ne semble pas y avoir de grandes différences entre l'amont et l'aval des deux seuils (**Figure 8**).

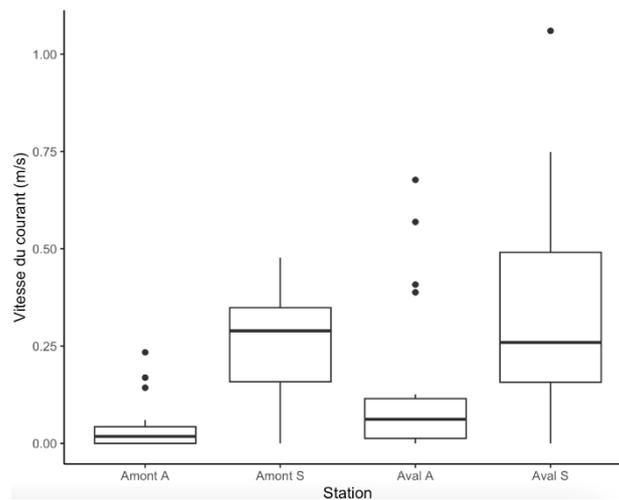


Figure 8 : Vitesse du courant en m/s à l’amont et à l’aval des deux seuils étudiés (A=Auzon, S=Sorgue)

La pente de la station aval de la Sorgue a été calculée à 5,17 ‰ tandis que la pente de la station amont a été calculée à -6,25 ‰. Une pente négative signifie que le niveau sur sol augmente de l’amont vers l’aval alors que le niveau devrait baisser. Concernant l’Auzon, une pente de 10‰ a été mesurée en aval du seuil, et une pente 6,37‰ a été mesurée en amont du seuil.

Grâce aux différents transects des stations, il a été possible de déterminer le pourcentage de chaque faciès d’écoulement (**Figure 9**). La station aval de la Sorgue est une succession de faciès d’écoulement allant de la fosse de dissipation au pied du seuil (faciès profond avec une vitesse du courant lente) suivit d’un plat lentique (faciès peu profond et lent) puis d’un plat courant, rapides et radier qui sont des faciès peu profonds et rapides. Cette évolution est bien visible sur les cartes de la profondeur et du courant interpolés (**Figures 4 a** et **5 a**). Cette station présente donc 83% de faciès peu profonds et 67% de faciès rapides. La station amont quant à elle voit un enchainement de faciès profonds et peu profonds moins marqués sur les cartes (**Figure 4 b** et **5 b**). Les faciès profonds représentent 67% de la station et les faciès lents 56%. Sur l’Auzon aval, la succession de faciès profond et peu profond est très visible sur les cartes interpolées, de même que les faciès lents et rapides (**Figure 6 a** et **7 a**). Les faciès lents représentent sur cette station 48% et les faciès profonds 25%. La différenciation des faciès sur la station amont n’est cependant pas aussi nette sur les cartes, sans doute à cause du faible nombre de faciès différents sur cette station (**Figure 6 b** et **7 b**). En effet, cette station est dominée par des faciès lents de type plat lentique et chenal lentique, qui représentent 82% de la station, tandis que les faciès profonds représentent 18% de la station.

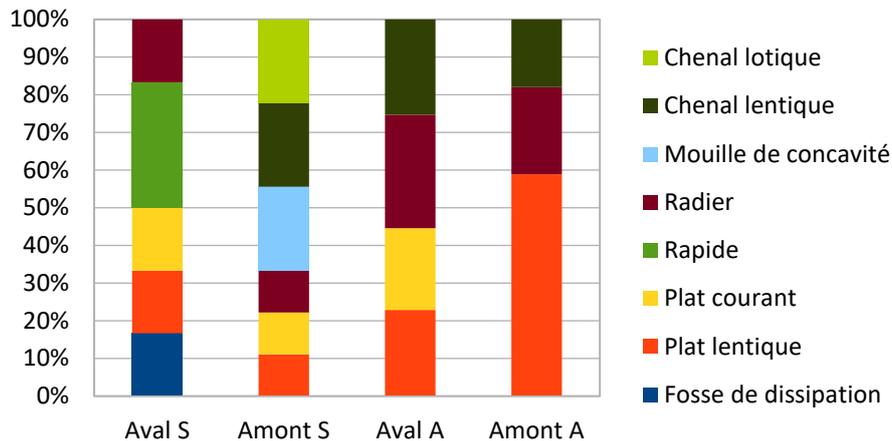


Figure 9 : Pourcentage de faciès d'écoulement des stations en amont et en aval du barrage de l'Ilette sur la Sorgue du Trentin.

Inventaires Macroinvertébrés benthiques :

Les relevés sur les stations de l'Auzon n'ont pas pu être réalisés à cause de conditions de prélèvement non réunies ainsi que par manque de temps. Cette étude se porte donc uniquement sur la Sorgue. Les données collectées en amont et en aval du seuil ont été comparées aux données fournies par le SMBS, qui sont considérées comme référence sur la Sorgue du Trentin. Étant donné que les données de référence avaient été collectées en suivant le protocole IBG-DCE complet, c'est-à-dire 12 prélèvements contre 8 réalisés dans cette étude, les données de la phase C (habitats dominants au prorata des superficies) qui n'ont pas été collectées n'ont pas été prises en compte. L'ensemble des taxons inventoriés peut être consulté en annexes (**Annexe 1**)

Sur la station aval, 38 taxons différents ont pu être identifiés, 35 taxons ont été identifiés sur la station amont tandis que 45 taxons ont été identifiés sur la station de référence, avec respectivement 1114, 1679 et 5221 individus collectés. La note IBGN de ces stations est donc de 13/20 pour la station aval et amont tandis que la note de la station de référence est de 16/20, indiquant pour ces deux stations une « Bonne » qualité pour l'ensemble des stations. Le taxon indicateur permettant de déterminer la note est *Hydroptilia* (groupe indicateur 5) pour l'aval et l'amont, mais est *Sericostoma* (groupe indicateur 6) pour la référence. La note de robustesse considère comme taxon indicateur *Rhyacophila* (groupe indicateur 4) aval et l'amont et *Lepidostoma* (groupe indicateur 6) pour la référence. La note de robustesse devient donc de 12 pour la station aval et l'amont mais reste 16 pour la station de référence. La note de sensibilité attribuée aux stations aval et amont descend est de 10 avec 19 taxons tandis que celle de la référence est de 13 avec 28 taxons.

Pour obtenir le coefficient d'aptitude biogène Cb2, il est nécessaire de calculer In et Iv pour chaque station. L'indice In est donc de 7,0/10 pour la station aval et amont tandis qu'il est de 7,9/10 pour la station de référence. De plus, l'indice Iv est de 7,0/10 pour la station aval, de 6,4/10 pour la station amont et de 8,4/10 pour la station de référence. Le coefficient d'aptitude biogène est donc de 14,0/20 pour la station aval, 13,4 pour la station amont et de 16,3/20 pour la station de référence (**Figure 8**).

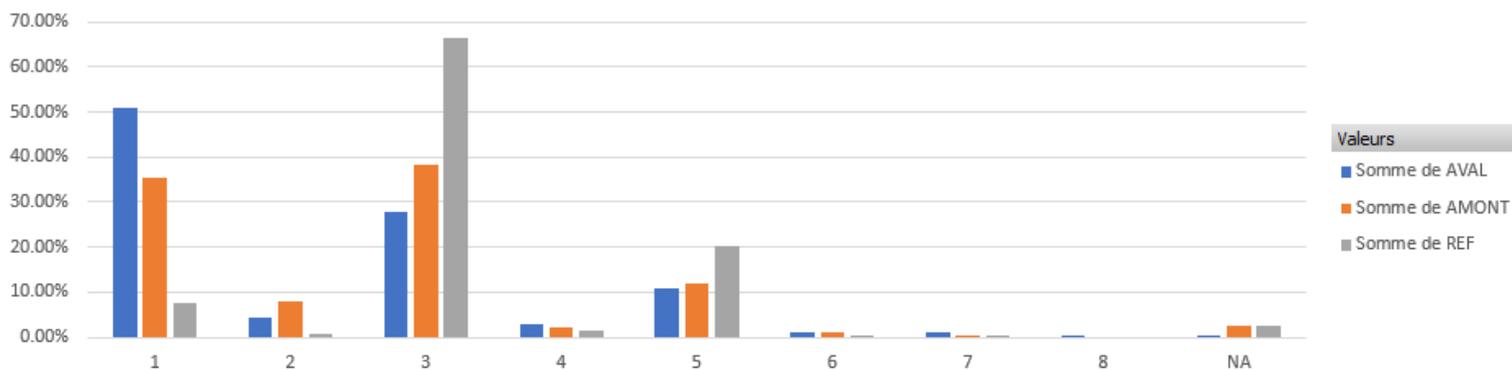


Figure 10 : Pourcentage d'individus selon l'indicateur Cb2 de la station aval, amont et la station de référence de la Sorgue du Trentin. Un indicateur faible signifie une polluerésistance élevée.

À partir de ces données les différents indices de diversité énoncés précédemment ont été calculés. Concernant l'indice de Shannon-Weaver, la station de référence obtient un meilleur indice que les deux autres stations, qui ont des indices similaires, avec la station aval possédant le moins bon indice. L'indice d'équitabilité de Piélu indique que rapporté au nombre d'espèces, les peuplements sont assez hétérogènes avec des valeurs proches, même si la station de référence a un meilleur indice et la station aval le plus bas. L'indice de Simpson suit les résultats de l'indice de Shannon-Weaver avec un meilleur indice pour la station de référence et un moins bon indice pour la station aval. De même, l'indice d'équitabilité de Simpson est meilleur sur la station de référence et moins bon sur la station aval. Cependant, l'indice de Hill censé synthétiser l'indice de Shannon-Weaver et l'indice de Simpson indique que la station aval possède un peuplement plus diversifié, et la station amont un peuplement moins diversifié, même si la différence est faible (**Tableau 1**).

Tableau 1 : Comparaison des indices et notes calculés pour le peuplement en macroinvertébrés de la station en aval et en amont du barrage de l’Ilette ainsi que de la station de référence sur la Sorgue du Trentin. Les notes colorées en vert indiquent la meilleure parmi les 3 stations, et en orange la moins bonne.

Indice	Station en aval	Station en amont	Station de référence
Note IBGN	13	13	16
Note de robustesse	12	12	16
Note de sensibilité	10	10	13
In	7,0	7,0	7,9
Iv	7,0	6,4	8,4
Cb2	14,0	13,4	16,3
Shannon-Weaver	2,89	2,99	3,27
Équitabilité Pielou	0,55	0,58	0,60
Simpson	0,73	0,81	0,85
Equitabilité Simpson	0,75	0,83	0,86
1-Hill	0,79	0,74	0,75

Concernant les traits biologiques et écologiques des taxons inventoriés, certains ont été sélectionnés arbitrairement car une différence jugée importante est observée entre les stations, notamment concernant le cycle vital, le nombre de générations par an, le mode de dispersion, le mode d’alimentation, la température et le degré de trophie. A l’inverse, les pourcentages concernant la valeur saprobiale est similaire entre les différentes stations (**Tableau 2**). L’ensemble des traits biologiques et écologiques peuvent être consultés dans la partie annexes (**Annexe 2**).

Tableau 2 : Pourcentage d'individus présentant les différents traits biologiques et écologiques sur la station en aval et amont du barrage de l'Ilette et de la station de référence sur la Sorgue du Trentin. Seulement les traits présentant des différences importantes sont représentés ici.

		AMONT S	AVAL S	REF
cycle vital	<= 1 an	70 %	75 %	51 %
	> 1 an	30 %	25 %	49 %
nb générations/ an	<1	1 %	2 %	0 %
	1	36 %	41 %	51 %
	>1	62 %	56 %	48 %
Dispersion	aquatique passive	38 %	36 %	52 %
	aquatique active	25 %	22 %	29 %
	aérienne passive	22 %	25 %	8 %
	aérienne active	15 %	17 %	11 %
Mode d'alimentation	absorption à travers les téguments	0 %	0 %	0 %
	mangeur de sédiments fins	15 %	18 %	2 %
	broyeur	36 %	28 %	41 %
	racleur, brouteur	34 %	28 %	43 %
	filtreur	7 %	10 %	8 %
	perceur (algivore ou prédateur suceur)	0 %	0 %	0 %
	prédateur (découpeur ou avaleur)	5 %	12 %	4 %
	parasite	2 %	3 %	0 %
Température	sténotherme psychrophile	15 %	18 %	31 %
	sténotherme thermophile	16 %	18 %	7 %
	eurytherme	69 %	64 %	62 %
Degré de trophie	oligotrophe	30 %	27 %	48 %
	mésotrophe	44 %	44 %	37 %
	eutrophe	26 %	29 %	15 %
Valeur saprobiale	xénosaprobe	8 %	8 %	11 %
	oligosaprobe	25 %	26 %	34 %
	β-mésosaprobe	38 %	37 %	35 %
	α-mésosaprobe	22 %	21 %	17 %
	polysaprobe	6 %	6 %	4 %

Nos observations ont aussi permises d'établir une cartographie des habitats de la station aval et amont (**Figure 11 et 12**). Cependant, les données n'étant pas suffisantes pour la station de référence, une cartographie n'a pas été possible sur cette station.



Figure 11 : Cartographie des habitats des stations a) en aval du seuil b) en amont du seuil du barrage de l'Ilette sur la Sorgue du Trentin.



Figure 12 : Cartographie des habitats des stations a) en aval du seuil b) en amont du seuil du moulin de la Sainte-Croix sur l'Auzon.

La station aval de la Sorgue est largement dominée par les concrétions calcaires (22%) et les pierres/galets (34%), qui ne sont pas des habitats très biogènes. Cependant, une grande partie des concrétions sont recouvertes par des bryophytes (18%), qui est l'habitat le plus biogène et donc favorable aux macroinvertébrés benthiques. De plus, cette station présente une grande variété de substrats différents. La station amont quant à elle est plus pauvre, et dominée par les pierres/galets à 61%. Bien que de la vase (8%) soit présente, la grande quantité de chevelus racinaires (13%) sur les berges la rend plus accueillante (**Figure 13**).

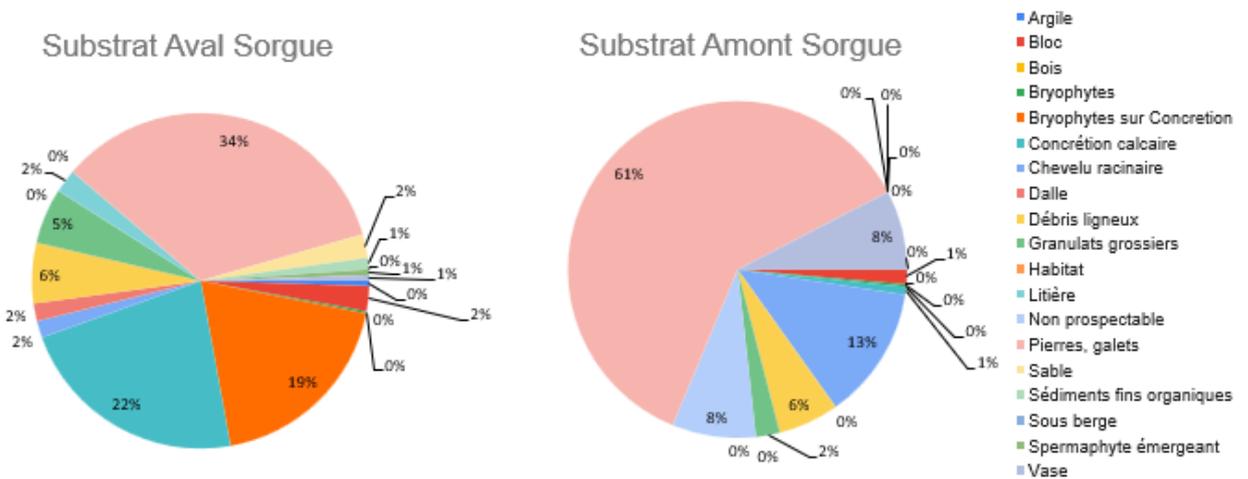


Figure 13 : Pourcentage de recouvrement des différents habitats en aval et amont du barrage de l'Ilette sur la Sorgue du Trentin

Les deux stations sur l'Auzon sont plus pauvres en diversité d'habitats comparé à celles de la Sorgue. En effet, elle sont toutes deux dominées par des pierres/galets et granulats grossiers et ne présentent pas d'habitats très biogènes tel que des bryophytes. De plus, la station amont présente une grande quantité de vase (29%) qui est un habitat parmi les moins biogènes (Figure 14).

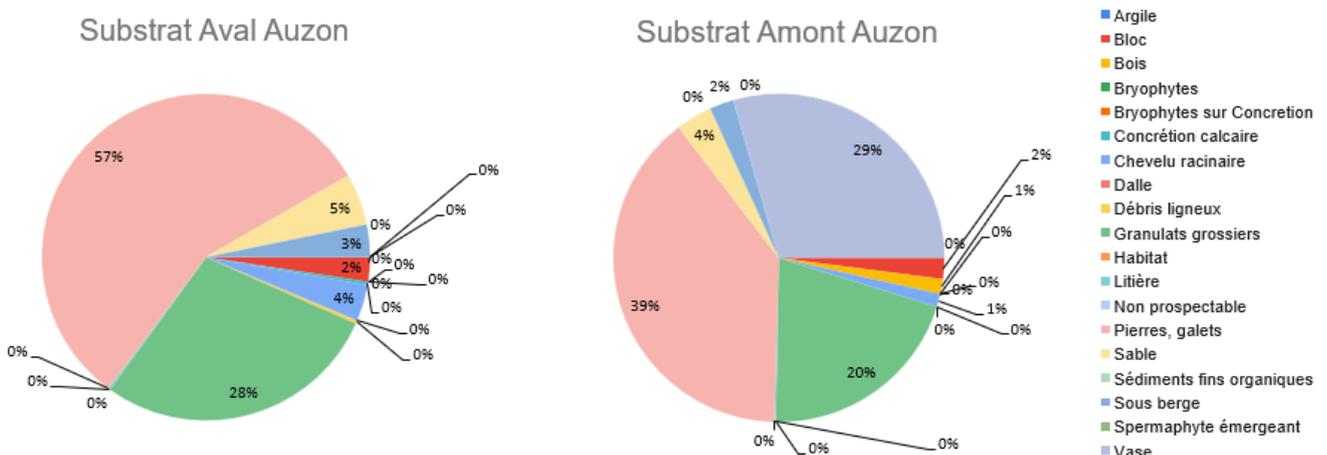


Figure 14 : Pourcentage de recouvrement des différents habitats en aval et amont du seuil du moulin de Sainte-Croix sur l'Auzon

Discussion :

Cette étude avait pour objectif d'étudier l'influence d'un seuil sur un cours d'eau en prenant comme indicateur l'hydromorphologie et aussi les macroinvertébrés benthiques. Deux seuils étaient initialement prévus pour cette étude sur la Sorgue et l'Auzon. Cependant par manque de temps, les relevés IBGN relatifs au seuil de l'Auzon n'ont pas pu être faits.

Hydromorphologie :

Des différences significatives ont pu être mesurées à partir des données hydromorphologiques des stations amont et aval sur la Sorgue et l'Auzon. La hauteur plein bord sont plus grandes en aval comparé à l'amont sur les deux cours d'eau. La hauteur plein bord étant liée au niveau d'eau, il est normal qu'elle soit plus importante en aval puisque le niveau est plus bas comparé à l'amont du seuil. La largeur mouillée est aussi plus grande en aval qu'en amont tandis que la largeur plein bord n'est pas différente entre les deux stations. À l'inverse sur l'Auzon, la largeur mouillée est plus grande en amont qu'en aval, et la largeur plein bord est sensiblement la même. Il est important de noter que la Sorgue est une rivière qui, au cours de son histoire, a été très modifiée par l'humain avec la création de nombreux bras. La largeur a donc été modifiée, et il est difficile d'affirmer si cette différence est entièrement liée au seuil. Sur l'Auzon, les berges en amont sont aussi partiellement artificialisées, avec notamment un confortement par enrochement et aussi par une palissade en bois, ce qui peut modifier la largeur réelle du cours d'eau. Les mesures de profondeur n'ont pas révélées de différences notables aussi bien sur la Sorgue que sur l'Auzon, ce qui est contraire au résultat attendu. En effet, le seuil du moulin de la Sainte-Croix est complètement comblé par les sédiments, donc la profondeur est relativement faible sur l'amont et donc différent très peu de l'aval. Sur la Sorgue, on peut observer une légère différence, avec une profondeur plus grande en amont comparé à l'aval. Il est néanmoins certain que la présence d'obstacles tel que les barrages ou les seuils modifient la largeur et la profondeur des cours d'eau (**Brandt, 2000**).

La pente entre les stations amont et aval de la Sorgue diffère grandement puisque la station aval a une valeur positive et la station amont une valeur négative. La pente est calculée avec la différence de hauteur entre l'amont et l'aval. La hauteur étant plus grande en amont par rapport à l'aval, la valeur de la pente est normalement positive. Une valeur négative implique donc que la hauteur est plus grande en aval qu'en amont. Les barrages sont des obstacles à l'écoulement de l'eau mais aussi des sédiments, qui peuvent s'accumuler en amont de l'obstacle (Miranda et al., 2021). Il est donc possible que cette accumulation ait entraîné une compensation de la pente voire une inversion. Cependant il est tout aussi possible que ces mesures soient le résultat d'une modification locale de la pente, qui ne reflète pas la pente réelle. Il est donc difficile avec les données collectées de conclure que ce seuil a un effet sur la pente de la Sorgue. On remarque aussi sur l'Auzon que la pente en aval est plus forte en aval qu'en amont, lui aussi sûrement à cause du comblement du seuil.

Entre l'amont et l'aval des deux cours d'eau, il n'y a pas eu de différences significatives dans la vitesse du courant, bien que les stations aval présentent plus de faciès d'écoulements à courant rapide. Ce résultat est cohérent avec certains résultats d'autres études (**Donati et al. 2020**) mais en contredis certaines (**Kim et al., 2018**) sans doute à cause des différentes méthodes.

Il ne semble donc pas y avoir de consensus autour de l'influence d'obstacles sur l'écoulement du cours d'eau. On observe cependant un effet « plan d'eau » en amont du barrage de l'Ilette, là où les profondeurs sont trop importantes pour prospecter à pied, et non sur le seuil de la Sainte-Croix, ce qui est lié au fait que le seuil sur la Sorgue n'est pas comblé et donc retiens une plus grande quantité d'eau que celui de l'Auzon.

La comparaison des types de faciès d'écoulements entre les deux stations de la Sorgue est relativement en accord avec les résultats précédents. En effet, la station aval présente 17% de faciès profonds tandis que la station amont présente 67% de faciès profonds. En aval, une fosse de dissipation est le seul faciès profond, et se trouve au pied du seuil. Ce type de faciès se trouve typiquement au pied de cascades ou de chutes selon la nomenclature, ce qui rejoint ces résultats. En amont, les faciès profonds sont essentiellement des chenaux lotiques et lenticules ou mouille de concavité, et ne se retrouvent pas sur la station aval. Cependant, la station aval présente 67% de faciès rapides contre 44% en amont, ce qui pourrait être rapproché aux résultats obtenus avec la vitesse du courant. La station aval est dominée par des faciès de type radier et rapide tandis que la station amont est dominée par des faciès de type chenal lenticule et mouille de concavité. Les stations de l'Auzon présentent une plus faible diversité de faciès que les stations de la Sorgue. En effet, seulement 4 faciès ont été identifiés sur l'Auzon contre 8 sur la Sorgue, ce qui pourrait signifier une plus faible diversité d'habitats. De plus, la station amont est dominée par des faciès lent avec 59% de plat lenticule et 18% de chenal lenticule, ce qui peut augmenter la quantité de matière accumulée en amont du seuil et donc détériorer les habitats. La station aval est plus équilibrée avec 23% de plat lenticule et 25% de chenal lenticule, les faciès rapides étant représentés par des radiers et plats courants. L'utilisation des faciès d'écoulements pour caractériser la vitesse du courant d'une station n'est pas précise car elle se fait au jugé contrairement aux mesures du courant qui sont précises. Il vaut donc mieux se fier aux résultats obtenus à partir du courant plutôt que des proportions des différents types de faciès d'écoulement. Grâce aux résultats obtenus, il est possible d'affirmer que la présence du barrage de l'Ilette modifie les caractéristiques hydromorphologiques de la Sorgue du Trentin.

Macroinvertébrés :

L'étude du peuplement des macroinvertébrés benthiques a permis de mettre en évidence des différences entre l'état de référence de la Sorgue du Trentin et le secteur d'influence du barrage de l'Ilette. Le nombre d'individus collectés et la richesse spécifique sont plus faibles en aval comparé à l'amont, elle-même plus faible que la station de référence, ce qui est cohérent avec d'autres travaux (**Rolland, 2022 ; Tiemann, 2002**).

Le peuplement de l'aval est dominé à 48% par les Chironomidae, ainsi que 12% de Potamopyrgus et 11% de Gammarus tandis que le peuplement de la station amont est dominé à 34% par des Chironomidae, 19% de Gammarus et 16% de Potamopyrgus. La station de référence quant à elle est dominée par les Gammarus avec 29%, 15% de Potamopyrgus et de Belgrandia et 11% d'Elmis. Or une station avec un grand nombre de Chironomidae semblent être un indicateur de la dégradation du milieu (**Jung et al., 2022 ; Lee et al., 2014**) ce qui laisse donc penser que les stations aval et amont sont plus dégradées que la station de référence.

Le protocole IBGN a permis de qualifier les trois stations de « Bonne » qualité avec une note de 13 pour la station aval et amont et 16 pour la référence. Cependant, cet indice ne permet pas de différencier les deux stations, d'où la nécessité d'utiliser plusieurs indices. Cette dégradation du milieu peut aussi être observée à travers le coefficient Cb2 qui attribue une meilleure note à la station de référence qu'à la station aval et amont, indiquant une meilleure qualité des habitats et de la qualité physico-chimique du cours d'eau. En particulier, cette différence de coefficient est expliquée par la qualité des habitats bien meilleure sur la station de référence, et plus faible sur la station amont. On peut aussi noter que la station aval est composée à plus de 50% de taxons indicateurs 1 (**Figure 7**). La présence d'un seuil semble donc influencer la qualité des habitats des macroinvertébrés, et donc le peuplement présent. Cette influence est néfaste pour les habitats et semble être causée par une modification de la profondeur et de la granulométrie (**Shih et al., 2022 ; Kim et al., 2018**).

L'indice de Shannon-Weaver et l'indice de Simpson s'accordent à dire que le peuplement de la station de référence est le plus hétérogène des trois, et aussi que la station de référence a un peuplement plus homogène comparé à l'amont. Étant donné que l'indice de Shannon-Weaver a tendance à surestimer un peuplement avec une forte richesse spécifique et que l'indice de Simpson surestime les peuplements avec des espèces très abondantes, le fait que ces deux indices indiquent la même chose laisse à penser que la station amont a un peuplement plus diversifié que la station aval. Cependant, l'indice de Hill censé conjuguer ces deux indices, contredit le résultat obtenu. En effet, selon cet indice, le peuplement aval possède un peuplement plus diversifié que l'amont, mais aussi que la référence. Il est donc difficile de dégager des conclusions à partir de ces indices, si ce n'est que les peuplements observés sur ces trois stations sont plutôt hétérogènes.

Les traits écologiques et biologiques des macroinvertébrés benthiques sont difficiles à interpréter car des compromis s'opèrent entre les différents traits selon les situations (**Usseglio-Polatera et al., 2001**). En aval, la stratégie adoptée semble plutôt une stratégie de résistance et de colonisation rapide tandis qu'en amont, la résilience semble être adoptée (**Charvet et al., 2020**). Dans notre cas, 75% des individus collectés en aval ont une durée de vie inférieure à 1 an, et 56% ont plus d'une génération par an, ce qui correspond à une stratégie de colonisation rapide.

La station amont présente des pourcentages dans le même ordre de grandeur, indiquant que la même stratégie. Sur la station de référence, ces pourcentages sont moins importants qui peut indiquer une stratégie plutôt de résistance. Le mode de dispersion aérien passif est plus représenté en aval et en amont du seuil, tandis que le mode aquatique passif l'est moins. Cette différence peut être causé par le seuil en lui-même qui constitue une barrière physique, empêchant la dispersion de certaines espèces utilisant le mode aquatique passif. Une dispersion aérienne est donc plus appropriée en présence d'un tel obstacle sur le cours d'eau. On observe une plus grande part de mangeurs de sédiments fins sur la station aval et amont et une plus grande part de broyeurs et racleurs sur la station référence. De plus, la station aval présente un plus grand nombre de prédateurs que les autres stations. Cette différence de mode d'alimentation se retrouve aussi sur d'autres obstacles où on retrouve une plus grande proportion de broyeurs en amont à cause de la rétention des débris et une plus grande proportion de filtreurs en aval d'un seuil (**Kown et al., 2020 ; Bredenhand et Samways, 2009**). De plus, on retrouve plus d'individus sténothermes psychrophiles et moins d'individus sténothermes thermophiles sur la référence comparée à l'aval et l'amont du seuil, indiquant une température de l'eau plus fraîche sur la référence. Cette augmentation peut être causée par l'effet « plan d'eau » en amont du seuil qui réchauffe l'eau. On peut observer une plus grande proportion d'individus vivant dans des milieux oligotrophes sur la station de référence, et à l'inverse sur la station amont et aval une plus grande proportion d'individus vivant dans des milieux eutrophes. Cette légère eutrophisation peut découler de la retenue d'eau qui ralentit le courant, et accumule des déchets organiques, qui enrichi le milieu. De plus, il n'y a pas de grandes différences concernant les valeurs saprobiales des individus, c'est-à-dire la résistance aux polluants, indiquant l'absence de pollution entre la station de référence et le seuil. On peut cependant observer une légère tendance sur les stations près du seuil vers des espèces plus résistantes aux pollutions. Étant donné que, selon la couche Corine Land Cover (2018), le cours d'eau traverse entre la station de référence et le seuil environ 40% de Vergers et petits fruits, 53% de Systèmes cultureux et parcellaires complexes et 7% de Vignobles, il est possible que cette tendance soit causée par la présence de ces cultures. En effet, sur la commune du Thor (84) où se situe la station de référence, l'utilisation de produits phytosanitaires est importante, surtout sur des vergers (**Solagro**). Or les macroinvertébrés benthiques semblent très affectés par l'utilisation de produits phytosanitaires, entraînant une modification du peuplement, favorisant des taxons polluoresistants (**Marrochi et al., 2021 ; Phipps et al., 1995**). Cette évolution peut aussi être une accumulation naturelle sur continuum de la rivière, sans être réellement causé par l'agriculture. Les habitats observés sur les stations de la Sorgue sont plutôt biogènes, notamment avec une grande quantité de bryophytes en aval du seuil. De plus, même si la station amont semble être plus pauvre en habitats, certains habitats sont assez biogènes pour observer une bonne diversité taxonomique.

Cependant, les stations sur l'Auzon présentent une pauvreté en termes d'habitats qui pourrait être causé par le seuil, notamment sur la station amont. En effet, la rétention de débris par le seuil entraîne une dégradation des habitats, qui se répercute sur le peuplement en macroinvertébrés benthiques. Il n'est cependant pas possible de conclure de l'effet du seuil sur les habitats sans valeurs de référence.

En conclusion, l'hydromorphologie du cours d'eau semble être modifiée par la présence du seuil, notamment la largeur mouillée et la hauteur plein-bord sur les deux cours d'eau, ainsi que la création d'un « plan d'eau » en amont du seuil et l'augmentation de la profondeur sur la Sorgue. Les types de faciès d'écoulements présents diffèrent aussi, avec d'avantages de faciès rapides et peu profonds en aval, et plus de faciès profonds et lents en amont. Sur la Sorgue, le peuplement en macroinvertébrés benthiques est aussi influencé par le seuil, avec un grand nombre de Chironomidae en aval et en amont du seuil, signe d'une détérioration du milieu. Le peuplement est aussi caractérisé par une stratégie de colonisation et de résistance au niveau du seuil, tandis que le peuplement de référence est plus équilibré avec diverses stratégies. Cependant, même si ces résultats sont en accord avec la littérature, il est important de noter qu'à cause du nombre limité de données, ces résultats ne peuvent pas être généralisés à tous les cours d'eau et tous types d'obstacles.

Références bibliographiques :

Aarestrup, K., Koed, A., 2003. Survival of migrating sea trout (*Salmo trutta*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts negotiating weirs in small Danish rivers: **Survival of migrating sea trout and Atlantic salmon**. Ecology of Freshwater Fish 12, 169–176. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0633.2003.00027.x>

Baudoin, J.-M., Boutet-Berry, L., Cagnant, M., Gob, F., Kreutzenberger, K., Lamand, F., Malavoi, J.-R., Marmonier, P., Pénil, C., Rivière, C., Sadot, M., Tamizier, 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. Agence française pour la biodiversité, Collection Guides et protocoles 52.

Belliard, J., Roset, N., 2006. L'indice poissons rivière (IPR) - Notice de présentation et d'utilisation. ONEMA 24.

Brandt, S.A., 2000. Classification of geomorphological effects downstream of dams. CATENA 40, 375–401. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(00\)00093-X](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(00)00093-X)

Bredenhand, E., Samways, M.J., 2009. Impact of a dam on benthic macroinvertebrates in a small river in a biodiversity hotspot: Cape Floristic Region, South Africa. J Insect Conserv 13, 297–307. <https://doi.org/10.1007/s10841-008-9173-2>

Burguet, L., Mas, A., Menard, C.-O., Roux, T., Liebig, H., 2023a. Étude préalable à la restauration de la continuité écologique au barrage de l'Ilette (84) - État des lieux, diagnostic et esquisses de scénarios d'aménagement. ECCEL Environnement 75.

Burguet, L., Roux, T., Revaud, J., Liebig, H., 2023b. Étude préalable à la restauration de la continuité écologique sur le seuil du moulin de la Sainte-Croix sur l'Auzon (84) - État des lieux et diagnostic. ECCEL Environnement 45.

Carpenter-Bundhoo, L., Butler, G.L., Bond, N.R., Bunn, S.E., Reinfelds, I.V., Kennard, M.J., 2020. Effects of a low-head weir on multi-scaled movement and behavior of three riverine fish species. Sci Rep 10, 6817. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-63005-8>

Carte “pesticides” - Adonis - Solagro [WWW Document], n.d. URL <https://solagro.org/nos-domaines-d-intervention/agroecologie/carte-pesticides-adonis> (accessed 8.17.23).

Cazzolla Gatti, R., 2016. Freshwater biodiversity: a review of local and global threats. International Journal of

Environmental Studies 73, 887–904. <https://doi.org/10.1080/00207233.2016.1204133>

CCPSMV, n.d. La Sorgue - Présentation [WWW Document]. URL <https://www.paysdessorgues.fr/la-sorgue-de-la-ccpsmv> (accessed 4.27.23).

Charvet, S., Kosmala, A., Statzner, B., 1998. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: perspectives for a general tool in stream management. *Archiv fuer Hydrobiologie* 142, 415.

Dassenakis, M., Scoullou, M., Foufa, E., Krasakopoulou, E., Pavlidou, A., Kloukiniotou, M., 1998. Effects of multiple source pollution on a small Mediterranean river. *Applied Geochemistry* 13, 197–211. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(97\)00065-6](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(97)00065-6)

description des ouvrages faisant obstacle à l'écoulement [WWW Document], n.d. URL <https://www.sandre.eaufrance.fr/definition/OBS/1.2> (accessed 4.26.23).

Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, 2000. , OJ L.

Donati, F., Touchart, L., Bartout, P., 2020. Les seuils en rivière transforment-ils les milieux lotiques en milieux lenticques ? *Physio-Géo. Géographie physique et environnement* 111–131. <https://doi.org/10.4000/physio-geo.11024>

EPAGE Sud-Ouest Mont Ventoux, 2014. Contrat de Rivières du bassin Sud-Ouest Mont-Ventoux - 2008-2013 - Bilan, évaluation et prospectives 239.

Fédération du Vaucluse pour la pêche et la protection du milieu aquatique, 2019. Plan Départemental pour la Protection des milieux aquatiques et la Gestion des ressources piscicoles de Vaucluse (2019-2023).

Gestion de l'eau en France [WWW Document], n.d. . Ministères Écologie Énergie Territoires. URL <https://www.ecologie.gouv.fr/gestion-leau-en-france> (accessed 4.26.23).

Hill, M.O., 1973. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology* 54, 427–432. <https://doi.org/10.2307/1934352>

Jung, S.W., Kim, Y.-H., Lee, J.-H., Kim, D.-G., Kim, M.-K., Kim, H.-M., 2022. Biodiversity Changes and Community Characteristics of Benthic Macroinvertebrates in Weir Section of the Nakdong River, South Korea. *Korean Journal of Environment and Ecology* 36, 150–164.

<https://doi.org/10.13047/KJEE.2022.36.2.150>

Kim, B.S., Sim, K.S., Kim, S.H., Kwon, O.C., Seo, E.W., Lee, J.E., 2013. The Influence of Artificial Structures on Benthic Macroinvertebrate Communities in Streams. *Journal of Environmental Science International* 22, 309–318. <https://doi.org/10.5322/JESI.2013.22.3.309>

Kim, J.-Y., Lee, S.-H., Lee, K.-L., Noh, S., Shin, Y., Lee, S.-W., Lee, J., Won, D., Lim, S., Kown, Y., Kong, D., 2018. Spatio-temporal Distribution Patterns of Lotic Benthic Macroinvertebrate Communities in Namhan-River Weir Section. *Korean Journal of Ecology and Environment* 51, 331–344. <https://doi.org/10.11614/KSL.2018.51.4.331>

Kown, Y., Kim, J.-Y., Kim, P., Kim, J., Kim, J.-K., Kong, D., 2020. Spatial Distribution of Benthic Macroinvertebrates at Three River Weirs in The Namhan River. *Journal of Korean Society on Water Environment* 36, 36–47. <https://doi.org/10.15681/KSWE.2020.36.1.36>

Lee, M.J., Seo, E.W., Yu, J.J., Lee, J.E., 2014. Community Fluctuation of the Benthic Macroinvertebrates before and after the Construction of Nakdan Weir. *Korean Journal of Ecology and Environment* 47, 328–336. <https://doi.org/10.11614/KSL.2014.47.4.328>

LOI n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques (rectificatif), n.d.

Lucas, M.C., Frear, P.A., 1997. Effects of a flow-gauging weir on the migratory behaviour of adult barbel, a riverine cyprinid. *Journal of Fish Biology* 50, 382–396. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1997.tb01366.x>

Malavoi, J.R., Souchon, Y., 2002. DESCRIPTION STANDARDISÉE DES PRINCIPAUX FACIÈS D'ÉCOULEMENT OBSERVABLES EN RIVIÈRE : CLÉ DE DÉTERMINATION QUALITATIVE ET MESURES PHYSIQUES. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 357–372. <https://doi.org/10.1051/kmae:2002040>

Marrochi, M.N., Hunt, L., Solis, M., Scalise, A.M., Fanelli, S.L., Bonetto, C., Mugni, H., 2021. Land-use impacts on benthic macroinvertebrate assemblages in pampean streams (Argentina). *Journal of Environmental Management* 279, 111608. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111608>

Mequanent, D., Mingist, M., Getahun, A., Anteneh, W., 2022. Spawning migration of *Labeobarbus* species of Lake Tana across the Gilgel Abay River Weir, Ethiopia: The challenges to fish spawning migration and proposed management solutions. *Lakes & Reservoirs: Research & Management* 27, e12415. <https://doi.org/10.1111/lre.12415>

Miranda, M.N., Rosa, C., Peres, A., Maia, R., 2021. Sedimentation assessment and effects in Venda Nova dam reservoir (Portugal). *Science of The Total Environment* 766, 144261.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144261>

Miranda, R., Oscoz, J., Leunda, P.M., García-Fresca, C., Escala, M.C., 2005. Effects of weir construction on fish population structure in the River Erro (North of Spain). *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 41, 7–13.

<https://doi.org/10.1051/limn/2005007>

Mueller, M., Pander, J., Geist, J., 2011. The effects of weirs on structural stream habitat and biological communities: Effects of weirs on streams. *Journal of Applied Ecology* 48, 1450–1461.

<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02035.x>

Newton, M., Barry, J., Dodd, J.A., Lucas, M.C., Boylan, P., Adams, C.E., 2019. A test of the cumulative effect of river weirs on downstream migration success, speed and mortality of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts: An empirical study. *Ecol Freshw Fish* 28, 176–186. <https://doi.org/10.1111/eff.12441>

Ogbeibu, A.E., Oribhabor, B.J., 2002. Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrates as indicators. *Water Research* 36, 2427–2436. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00489-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00489-4)

Phipps, G.L., Mattson, V.R., Ankley, G.T., 1995. Relative sensitivity of three freshwater benthic macroinvertebrates to ten contaminants. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 28, 281–286.

<https://doi.org/10.1007/BF00213103>

Pielou, E.C., 1966. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. *Journal of Theoretical Biology* 10, 370–383. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(66\)90133-0](https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90133-0)

PLAGEPOMI, 2022. Plan de gestion des poissons migrateurs 2022-2027 - Bassin Rhône-Méditerranée 140.

Rolland, M., 2022. Mémoire de Stage - Etat des lieux diagnostic de l'Auzon Amont avant effacement de seuils. Master 2 BEEB - Université Claude Bernard Lyon 1 139.

SDAGE, 2015. Liste des réservoirs biologiques du SDAGE 2016-2021 et éléments d'argumentaire associés 20.

Shannon, C., Weaver, W., 1963. *The mathematical theory of communication*. Urbana, University of Illinois Press 177.

Shih, S.-S., Liu, C.-H., Ning, J.-H., 2022. In-river weir effects on the alteration of flow regime and regarding structural stream habitat. *Journal of Hydrology* 615, 128670. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128670>

Simpson, E.H., 1949. Measurement of Diversity. *Nature* 163, 688–688. <https://doi.org/10.1038/163688a0>

SMBS, n.d. Qualité de l'eau et des milieux aquatiques [WWW Document]. LaSorgue.fr : Site Internet. URL <https://www.lasorgue.fr/la-sorgue/qualite-de-l-eau-et-des-milieux-aquatiques-360.html> (accessed 5.3.23a).

SMBS, n.d. Réseau des Sorgues [WWW Document]. LaSorgue.fr : Site Internet. URL <https://www.lasorgue.fr/la-sorgue/reseau-des-sorgues-378.html> (accessed 4.27.23b).

Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., Usseglio-Polatera, P., 2010. Invertébrés d'eau douce - systématique, biologie, écologie. CNRS EDITIONS.

Tiemann, J.S., 2012. Effects of lowhead dams on fish and benthic invertebrate assemblage structure in the Neosho River, with comments on the threatened Neosho Madtom, *Noturus placidus*. (Thesis).

Union des syndicats d'aménagement et de gestion des milieux aquatiques, 2010. INDICE BIOLOGIQUE GLOBAL DCE COMPATIBLE - Protocole de prélèvement et de traitement des échantillons des invertébrés pour la mise en oeuvre du programme de surveillance sur cours d'eau 30.

Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P., Tachet, H., 2000. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology* 43, 175–205. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00535.x>

Verneaux, J., Monnot, A., 1982. Méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes: un coefficient d'aptitude biogène: le Cb2 18.

Annexes

Annexe 1 : Nombre de taxons identifiés sur la station aval et amont et la station de référence sur la Sorgue du Trentin. Les taxons représentés par minimum 3 individus sont colorés en vert.

Taxon	AVA L	RE F	AMON T
Achètes	0	9	0
Erpobdellidae	0	1	0
Glossiphoniidae	0	6	0
Piscicolidae	0	2	0
Bivalve	3	88	8
Corbiculidae	3	12	8
<i>Corbicula sp.</i>	3	12	8
Sphaeriidae	0	76	0
<i>Pisidium sp.</i>	0	76	0
Coléoptère	91	103 9	167
Dytiscidae	1	0	1
<i>Dytiscinae sp.</i>	0	0	1
<i>Nebrioporus sp.</i>	1	0	0
Elmidae	87	103 7	166
<i>Elmis sp.</i>	3	603	0
<i>Esolus sp.</i>	7	176	38
<i>Limnius sp.</i>	18	53	4
<i>Oulimnius sp.</i>	2	23	11
<i>Riolus sp.</i>	57	180	111
<i>Stenelmis sp.</i>	0	2	2
Gyrinidae	2	2	0
<i>Orectochilus sp.</i>	2	2	0
Haliplidae	1	0	0
<i>Brychius sp.</i>	1	0	0
Crustacé	128	153 1	328
Branchipodes	0	10	0
Gammare	128	152 1	328
Diptère	566	404	586
Athericidae	2	16	0
Ceratopogonidae	5	0	1
<i>Dasyheleinae sp.</i>	5	0	1
Chironomidae	538	373	578
Dixidae	1	0	0
<i>Dixa sp.</i>	1	0	0
Empididae	13	9	3
Ephydriidae	0	0	1
Limoniidae	2	0	3
<i>Limoniini sp.</i>	2	0	3

Taxon	AVA L	RE F	AMON T
Psychodidae	0	1	0
Simuliidae	5	4	0
Tabanidae	0	1	0
Ephémérop-tère	95	212	205
Baetidae	43	32	133
<i>Baetis sp.</i>	43	32	133
Caenidae	9	4	13
<i>Caenis sp.</i>	9	4	13
Ephemerellidae	17	1	31
<i>Serratella sp.</i>	17	1	31
Hydropsychidae	26	175	28
<i>Dipterona felix</i>	1	0	0
<i>Hydropsyche sp.</i>	25	175	28
Gastéropode	155	178 2	271
Hydrobiidae	140	158 9	269
<i>Emmericia sp.</i>	0	9	0
<i>Belgrandia sp.</i>	0	789	0
<i>Potamopyrgus sp.</i>	140	791	269
Ancylidae	0	4	0
<i>Ancylus sp.</i>	0	4	0
Bithyniidae	3	0	0
<i>Bithynia sp.</i>	3	0	0
Lymnaeidae	0	3	0
<i>Radix sp.</i>	0	3	0
Neritidae	0	186	2
<i>Theodoxus sp.</i>	0	186	2
Physidae	9	0	0
<i>Physa sp.</i>	9	0	0
Planorbidae	1	0	0
<i>Gyraulus sp.</i>	1	0	0
Valvatidae	2	0	0
<i>Valvata sp.</i>	2	0	0
Hétéroptère	0	0	3
Corixidae	0	0	3
<i>Micronecta sp.</i>	0	0	3
Hydracarien	1	19	35
Mégaloptère	0	2	2
Sialidae	0	2	2
<i>Sialis sp.</i>	0	2	2

Taxon	AVA L	RE F	AMON T
Odonate	28	13	25
Aeshnidae	0	2	2
<i>Boyeria irene</i>	0	2	2
Calopterygidae	1	6	3
<i>Calopteryx sp.</i>	1	6	3
Gomphidae	27	4	19
<i>Onychogomphus sp.</i>	20	4	18
<i>Ophiogomphus sp.</i>	7	0	1
Platycnemididae	0	1	1
<i>Platycnemis sp.</i>	0	1	1
Oligochètes	28	28	19
Plathelminthes	8	62	1
Dugesidae	8	62	1
<i>Dugesia sp.</i>	8	62	1
Plecoptère	0	0	1
Leuctridae	0	0	1
<i>Leuctra sp.</i>	0	0	1
Trichoptère	11	32	28
Glossosomatidae	0	1	0
<i>Agapetus sp.</i>	0	1	0
Hydroptilidae	3	4	10
<i>Hydroptila sp.</i>	3	4	10
Lepidostomatidae	0	6	0
<i>Lepidostoma sp.</i>	0	6	0
Leptoceridae	1	10	9
<i>Athripsodes sp.</i>	1	1	9
<i>Mystacides sp.</i>	0	9	0
Odontoceridae	0	0	1
<i>Odontocerum sp.</i>	0	0	1
Philopotamidae	1	0	0
<i>Wormaldia sp.</i>	1	0	0
Polycentropodidae	2	3	0
<i>Polycentropus sp.</i>	2	3	0
Rhyacophilidae	4	0	8
<i>Hyporhyacophila sp.</i>	0	0	3
<i>Rhyacophila sp.</i>	4	0	5
Sericostomatidae	0	8	0
<i>Sericostoma sp.</i>	0	8	0

Annexe 2 : Pourcentage d'individus présentant les différents traits biologiques et écologiques sur la station en aval et amont du barrage de l'Ilette et de la station de référence sur la Sorgue du Trentin.

Les traits avec * semblent différer entre l'aval et la référence.

		AMONT S	AVAL S	REF			AMONT S	AVAL S	REF
cycle vital	<= 1 an	70 %	75 %	51 %	Degré de trophie	oligotrophe	30 %	27 %	48 %
	> 1 an	30 %	25 %	49 %		mésotrophe	44 %	44 %	37 %
nb générations/ an	<1	1 %	2 %	0 %		eutrophe	26 %	29 %	15 %
	1	36 %	41 %	51 %	Valeur saprobiale	xénosaprobe	8 %	8 %	11 %
	>1	62 %	56 %	48 %		oligosaprobe	25 %	26 %	34 %
Dispersion	aquatique passive	38 %	36 %	52 %		β -mésosaprobe	38 %	37 %	35 %
	aquatique active	25 %	22 %	29 %		α -mésosaprobe	22 %	21 %	17 %
	aérienne passive	22 %	25 %	8 %		polysaprobe	6 %	6 %	4 %
	aérienne active	15 %	17 %	11 %	Zones biogéographiques	Pyrénées	20 %	20 %	24 %
Type de nourriture	sédiments fins + microorganismes	3 %	3 %	0 %		Alpes et Jura	21 %	21 %	18 %
	débris < 1 mm	23 %	26 %	11 %		Massif central et Vosges	20 %	20 %	16 %
	débris végétaux > 1 mm	19 %	15 %	24 %		basses terres océaniques	21 %	21 %	17 %
	microphytes vivants	29 %	28 %	31 %		basses terres méditerranéennes	19 %	19 %	25 %
	macrophytes vivants	12 %	10 %	14 %	Altitude	plaine + collinéen	68 %	66 %	70 %
	animaux morts > 1 mm	4 %	3 %	6 %		montagnard	25 %	24 %	24 %
	microinvertébrés vivants	6 %	7 %	7 %		alpin	6 %	9 %	5 %
	macroinvertébrés vivants	5 %	10 %	6 %	Dispersion longitudinale	crénon	8 %	8 %	14 %
	vertébrés	0 %	0 %	0 %		épirhithron	13 %	13 %	16 %
	Mode d'alimentation	absorption à travers les téguments	0 %	0 %		0 %	métarhithron	13 %	13 %
mangeur de sédiments fins		15 %	18 %	2 %		hyporhithron	13 %	14 %	15 %
broyeur		36 %	28 %	41 %		épipotamon	14 %	14 %	12 %
racleur, brouteur		34 %	28 %	43 %		métapotamon	14 %	13 %	12 %

	filtreur	7 %	10 %	8 %
	perceur (algivore ou prédateur suceur)	0 %	0 %	0 %
	prédateur (découpeur ou avaleur)	5 %	12 %	4 %
	parasite	2 %	3 %	0 %
Température	sténotherme psychrophile	15 %	18 %	31 %
	sténotherme thermophile	16 %	18 %	7 %
	eurytherme	69 %	64 %	62 %
pH	<4	6 %	7 %	4 %
	4-4,5	7 %	8 %	5 %
	4,5-5	12 %	13 %	10 %
	5-5,5	15 %	16 %	11 %
	5,5-6	16 %	17 %	13 %
	>6	43 %	38 %	42 %

	estuaire	10 %	8 %	9 %
	hors hydro-système fluvial	14 %	16 %	8 %
Microhabitat (préférendum)	dalles blocs pierres galets	20 %	20 %	23 %
	graviers	13 %	11 %	15 %
	sable	10 %	11 %	10 %
	limon	5 %	6 %	5 %
	macrophytes	20 %	20 %	19 %
	microphytes	5 %	4 %	8 %
	branches racines	10 %	9 %	8 %
	litière	8 %	7 %	7 %
	vase	9 %	11 %	7 %
	nul	24 %	27 %	12 %
Courant (préférendum)	lent (< 25 cm/s)	31 %	31 %	39 %
	moyen (25-50 cm/s)	32 %	29 %	36 %
	rapide (>50 cm/s)	13 %	14 %	14 %