

# **La contribution des bisses à la diversité en macroinvertébrés aquatiques dans un secteur des Alpes (Valais, Suisse)**

*La colonisation d'un milieu temporaire à l'épreuve  
d'un régime hydrologique artificialisé*



Mémoire présenté par

**Andréa Savoy**

Bachelière universitaire en Sociologie

Sous la direction du Dr. Emmanuel Castella

Affiliation Biodiversité, Ecosystèmes et Sociétés

Mémoire No 460

2021



## **Droits d'auteur·e**

Les citations tirées du présent mémoire ne sont permises que dans la mesure où elles servent de commentaire, référence ou démonstration à son utilisateur ou son utilisatrice. La citation doit impérativement indiquer la source et le nom de l'auteur·e. La loi fédérale sur le droit d'auteur·e est applicable.

## Table des matières

<b>Résumé.....</b>	<b>3</b>
<b>Summary.....</b>	<b>4</b>
<b>Introduction.....</b>	<b>5</b>
<b>1. Synthèse bibliographique .....</b>	<b>6</b>
<b>1.1. Contexte d'étude - l'hydrobiologie du Valais.....</b>	<b>6</b>
<b>1.2. Les bisses .....</b>	<b>7</b>
1.2.1. Histoire et importance des bisses pour l'agriculture.....	7
1.2.2. Les types de construction et les caractéristiques hydrologiques des bisses .....	8
1.2.3. Les fonctions du bisse aujourd'hui .....	9
<b>1.3. Les milieux temporaires .....</b>	<b>10</b>
1.3.1. Les caractéristiques physiques des milieux temporaires .....	11
1.3.2. La faune des eaux temporaires .....	11
<b>1.4. Les canaux artificiels – l'exemple des fossés de drainage .....</b>	<b>14</b>
1.4.1. Contexte géographique et caractéristiques hydrologiques .....	14
1.4.2. Les macroinvertébrés aquatiques des fossés de drainage .....	15
1.4.3. L'avenir des fossés de drainage.....	17
<b>2. Méthodes .....</b>	<b>18</b>
<b>2.1. Sélection des sites d'étude .....</b>	<b>18</b>
<b>2.2. Description des zones d'étude .....</b>	<b>18</b>
<b>2.3. Relevés de terrain .....</b>	<b>20</b>
2.3.1. Variables environnementales.....	21
2.3.2. Macroinvertébrés .....	21
<b>2.4. Analyse des données.....</b>	<b>21</b>
<b>3. Résultats.....</b>	<b>23</b>
<b>3.1. Variables environnementales .....</b>	<b>23</b>
<b>3.2. Analyse faunistique - Macroinvertébrés.....</b>	<b>29</b>
3.2.1. Composition taxonomique .....	29
3.2.2. Richesses taxonomiques par prélèvement et par station .....	30
3.2.3. Richesse raréfiée .....	31
3.2.4. Qualité du milieu indiquée par la faune.....	32
3.2.5. Taxons indicateurs du milieu .....	32
<b>3.3. Analyse de la relation entre les variables de milieu et les données faunistiques.....</b>	<b>33</b>
<b>4. Discussion .....</b>	<b>35</b>
<b>4.1. Variables environnementales .....</b>	<b>35</b>
4.1.1. Caractéristiques physico-chimiques .....	35
4.1.2. Influence humaine.....	35
<b>4.2. Relation macroinvertébrés / variables environnementales.....</b>	<b>36</b>
4.2.1. La contribution des bisses à la diversité biologique des bassins versants .....	36
4.2.2. Une faune de milieux temporaires ? .....	37
4.2.3. La recolonisation après un épisode de sécheresse .....	38

4.2.4. Une influence humaine qui péjore la diversité taxonomique ? .....	38
<b>4.3. Limites du travail .....</b>	<b>39</b>
<b>Conclusion .....</b>	<b>41</b>
<b>Remerciements .....</b>	<b>42</b>
<b>Annexes.....</b>	<b>43</b>
<b>Bibliographie .....</b>	<b>47</b>

## Résumé

**La contribution des bisses à la diversité en macroinvertébrés aquatiques dans un secteur des Alpes (Valais, Suisse).** *La colonisation d'un milieu temporaire à l'épreuve d'un régime hydrologique artificialisé.*

Ce mémoire a pour objet l'étude des macroinvertébrés aquatiques des bisses (Valais, Suisse). Ces milieux temporaires, creusés ou construits par l'humain, possèdent un régime hydrologique artificialisé répondant à un besoin d'irrigation estival. Leur biodiversité demeure très peu, voire pas, documentée et ils ne sont pas inclus dans les milieux dont la qualité est suivie au niveau cantonal. Cet aspect contraste avec l'intérêt culturel, touristique et récréationnel de ces milieux aquatiques. Six bisses (Grimisuat, Bitailla, En-Bas, Grand bisse de Vex, Bénou et Marais) ont été sélectionnés et des prélèvements de faune y ont été réalisés en juin 2020 à l'aide de la technique « kick-sampling ». Afin d'obtenir un point de comparaison, des relevés ont également été effectués avec les mêmes méthodes dans les trois rivières dont provient l'eau de ces bisses, la Sionne, la Printze et la Raspille. Le tri des prélèvements, l'identification des macroinvertébrés au niveau taxonomique le plus précis possible et l'analyse statistique des résultats ont permis de confirmer l'hypothèse selon laquelle l'entretien régulier et le caractère temporaire des bisses n'excluent pas la présence de macroinvertébrés benthiques dans leur lit. Au contraire, nos résultats faunistiques soulignent la présence d'une faune très similaire à celle des rivières et dépendant davantage des caractéristiques du bassin versant (origine de l'eau) ou de celles de la station que du type de milieu (bisse ou rivière). Pour la plupart des bisses, la richesse taxonomique par prélèvement élémentaire et la richesse cumulée par station atteignaient des niveaux très comparables à celles des rivières associées. Les différents bisses faisaient également état d'abondances systématiquement plus élevées que la rivière de leur bassin versant. Ces caractéristiques faunistiques, associées à la mise en évidence d'un régime thermique entraînant un réchauffement moins marqué que dans les rivières pour cinq des six bisses, montrent l'intérêt d'une prise en compte de ces milieux aquatiques dans l'évaluation et le suivi de la biodiversité à l'échelle régionale.

**Mots-clés :** *Macroinvertébrés aquatiques, diversité taxonomique, bisses, Valais, cours d'eau temporaires, régime thermique.*

## Summary

**The contribution of “bisses” to the aquatic invertebrate diversity in an alpine area (Valais, Switzerland).** *The colonization of a temporary habitat under constraints of an artificial hydrology.*

The purpose of this master thesis is to study the aquatic macroinvertebrates of the “bisses” (Valais, Switzerland). “Bisses” are temporary human-made running waters constructed for irrigation purposes in spring and summer. Their hydrological regime is therefore artificialized. The biodiversity they support has been little, or not, documented and they are not monitored as part of standard regional water quality monitoring programmes. This contrasts with their high cultural, touristic and recreational values. Six “bisses” (Grimisuat, Bitailla, En-Bas, Grand bisse de Vex, Bénou and Marais) were selected and benthic invertebrate samples were taken in June 2020 using the “kick-sampling” technique. For comparison purposes, surveys were also carried out in the three streams from which water is diverted into the “bisses”, the Sionne, the Printze and the Raspille. Sample sorting, macroinvertebrate identifications at the most precise taxonomic level possible and statistical analyses of the results confirmed the hypothesis that the regular maintenance and temporary character of the “bisses” do not prevent the occurrence of benthic macroinvertebrates. On the contrary, the results evidenced the presence of a fauna very similar to that of the associated rivers and more dependent on watershed (e.g. water sources) or station characteristics than on the type of habitat (“bisse” vs stream). For most of the “bisses”, the taxonomic richness per sample and the cumulated richness per station reached levels very comparable to those in the rivers. Furthermore, the “bisses” showed systematically higher abundances than the corresponding stream in their watershed. These faunal characteristics, together with results showing that five out of the six “bisses” had more buffered temperature regimes than the associated stream, demonstrate the need to take these aquatic habitats into account for the assessment and monitoring of aquatic biodiversity at the regional scale.

**Keywords:** *Aquatic macroinvertebrates, taxonomic diversity, bisses, Valais, temporary waters, thermal regime.*

## Introduction

Depuis de nombreuses années, le monde scientifique surveille attentivement l'état des eaux courantes, particulièrement soumises à de fortes pressions anthropiques et à une modification des paramètres climatiques. Face à ces perturbations, certains de ces milieux tendent aujourd'hui à s'assécher ponctuellement pendant la saison chaude et de nombreuses études en biologie aquatique s'intéressent aux réactions de la faune benthique à ce type d'événements. Dans ce cadre théorique, le présent travail analyse un milieu temporaire demeurant très peu étudié dans une perspective environnementale, celui des canaux d'irrigation de montage. Baptisés « bisses » en Valais, ces cours d'eau créés il y a plusieurs centaines d'années et utilisés aujourd'hui à des fins majoritairement agricoles, mais aussi culturelles et touristiques, sont en effet mis en eau uniquement pendant les mois chauds de l'année ; lorsque les besoins en irrigation se tarissent, les écluses sont fermées jusqu'au printemps suivant.

Exclue des programmes de monitoring du canton du Valais du fait du régime hydrologique artificialisé des bisses, leur faune benthique n'a ainsi que rarement été au centre de l'attention et de nombreuses inconnues quant à son abondance et sa diversité taxonomique demeurent. D'autres milieux entretenus régulièrement et au débit géré dans un but agricole, par exemple les fossés de drainage des Pays-Bas ou de Grande-Bretagne, sont aujourd'hui reconnus comme des habitats d'intérêt augmentant la diversité biologique de la zone dans laquelle ils se situent en proposant des conditions de vie alternatives : en va-t-il de même pour le macrozoobenthos des bisses ?

Afin de répondre à cette question et de guider notre recherche, nous formulons tout d'abord l'hypothèse selon laquelle le **caractère temporaire des bisses n'y exclut pas la présence d'invertébrés aquatiques**. En effet, malgré leurs conditions physico-chimiques parfois extrêmes, les milieux temporaires sont souvent en mesure d'héberger certains organismes, pendant la totalité de leur cycle de vie ou uniquement pour des temps courts. Les études effectuées sur les fossés de drainage nous laissent quant à elles présager que **l'origine artificielle des bisses et son entretien régulier ne constituent pas non plus des obstacles à la présence de macroinvertébrés aquatiques**. En cas de validation de ces deux hypothèses, nous présumons que les bisses constituent un habitat pour certains macroinvertébrés à cycle de vie court et/ou à hautes capacités de dispersion bien que nous pensions qu'ils possèdent une faune moins diversifiée et abondante que celle des cours d'eau pérennes environnants. Nous présumons finalement que la présence des différents taxons dans le lit des bisses n'est pas uniquement liée à une dérive accidentelle, mais que ceux-ci constituent des assemblages explicables par les variables physiques et hydrologiques du bisse.

Cette recherche nous semble explorer un domaine de recherche actuel, ouvrant un nouvel angle d'approche pour l'étude des eaux temporaires.



## 1. Synthèse bibliographique

Dans cette synthèse bibliographique, nous présentons notre zone d'étude sous l'angle de l'hydrobiologie et nous arrêterons plus longuement sur les caractéristiques physico-chimiques uniques des bisses. Puisque ces derniers constituent des milieux d'eaux courantes périodiquement asséchés, le chapitre 1.3. offre un aperçu des études réalisées sur les macroinvertébrés aquatiques des milieux temporaires. Finalement, cette synthèse bibliographique s'achève sur la littérature relative aux fossés de drainage, créés artificiellement et régulièrement entretenus, qui offrent un point de comparaison intéressant pour l'étude des bisses.

### 1.1. Contexte d'étude - l'hydrobiologie du Valais

Avec sa topographie et ses glaciers, le Valais compte de nombreux torrents qui dévalent ses versants et ses vallées avant d'atteindre la plaine.

En fonction de leur parcours dans les Alpes, les eaux valaisannes sont amenées à circuler sur différentes sortes de reliefs : les roches granitiques dans le Haut-Valais, les roches calcaires sur la rive droite du Rhône et les roches métamorphiques sur la rive gauche. Ces dernières sont peu perméables, avec pour conséquence un ruissellement accru des eaux de surface (*Projet Qualité du Paysage Valais Central*, 2016). Selon les zones que les eaux traversent, leurs paramètres géochimiques peuvent donc différer ; un passage à travers les roches calcaires augmentera par exemple leur dureté (Liechti, 2010). Notons également que les substrats des cours d'eau sont divers et qu'il n'y a pas de relation significative entre l'altitude des cours d'eau valaisans et leur composition granulométrique (Bernard, 2001).

Dans la zone alpine qui englobe les plus hauts sommets du Valais et descend jusqu'à la limite supérieure des arbres, il est possible de classer les cours d'eau en plusieurs grands types : le kryon, alimenté majoritairement par la fonte des glaces, le crénon, ou zone des sources, alimenté majoritairement par des eaux souterraines, et le rhithron, qui correspond à des altitudes plus basses et au mélange des deux types précédents auquel s'ajoutent les eaux de ruissellement (Lods-Crozet, 2012).

Ces trois types d'eaux créent une multiplicité d'habitats pour la flore et la faune aquatiques qui cohabitent ainsi sur des espaces souvent restreints (Ilg et al., 2001). Si les caractéristiques propres au kryon et au crénon diminuent en avançant vers l'aval (Ward, 1994), le type de régime du cours d'eau joue un rôle déterminant pour la distribution des macroinvertébrés aquatiques. En effet, il est établi que la composition de la faune benthique est corrélée de manière significative avec les conditions environnementales et présente une diversité et une abondance plus élevées dans les cours d'eau non glaciaires du fait de conditions environnementales moins stressantes (Milner et al., 2001; Ilg et al., 2001).

Toutefois, le régime glaciaire constitue un habitat unique pour les espèces qui ont su s'y adapter. C'est en particulier le cas des Diptères Diamesinae (Lods-Crozet, 2012). Pour survivre dans ces milieux, ces organismes possèdent des ailes et antennes de taille réduite, des processus d'émergence et de reproduction de durée très courte et sont souvent de couleur sombre pour favoriser l'absorption thermique (Lods-Crozet, 2012).

Les torrents glaciaires témoignent de la présence d'un fort gradient longitudinal amont-aval en plus de leurs dimensions verticales et transversales. Ainsi, la richesse spécifique augmente alors que les contraintes de milieux diminuent *via* le réchauffement de l'eau et la stabilité plus grande du substrat, inhérents à l'éloignement croissant par rapport au glacier (Ilg et al., 2001). Ce gradient entraîne une succession longitudinale des espèces (Milner et Petts, 1994), les communautés devenant de plus en plus riches et complexes. L'arrivée d'affluents non glaciaires aux contraintes physiques moins fortes contribue à augmenter la diversité en hébergeant des espèces qui peuvent différer de celles du cours d'eau principal (Ilg et al., 2001). Ce type de milieu peut par conséquent avoir une fonction de « réservoir d'espèces » qui coloniseront ensuite d'autres habitats quand les conditions de ces derniers le leur

permettront (Lods-Crozet, 2012) et contribue à réduire la vulnérabilité du cours d'eau face aux perturbations en offrant des habitats alternatifs à ses occupants (Nilsson et Grelsson, 1995 cités par Wohl, 2006).

Finalement, les torrents alpins peu modifiés possèdent une faune plus diversifiée que leur équivalents plus anthropisés ; un fait notamment expliqué par le colmatage des substrats ou par la modification des débits liée à l'exploitation hydro-électrique (Bernard, 2001). La production hydro-électrique, bien présente dans les Alpes suisses, a particulièrement impacté les chenaux tressés en leur ôtant leur caractère dynamique et leurs nombreux habitats aquatiques (Tockner et al., n.d. cités par Wohl, 2006). Enfin, les cours d'eau alpins sont particulièrement menacés par le réchauffement climatique (Piano et al. 2019) ; ils subiront ainsi probablement de nombreux changements dans les décennies à venir.

## 1.2. Les bisses

Le Valais, réputé pour son climat sec et ses faibles précipitations (Filliez, 2004), a dû trouver par le passé des moyens de déplacer son eau pour faire fructifier sa vigne et ses cultures. Des réseaux de canaux artificiels d'irrigation ont donc été creusés ou construits sur les versants, les « bisses ». Existants sous ce nom uniquement en Valais, ils font aujourd'hui partie du patrimoine et revêtent une importance agricole, culturelle et touristique.

### 1.2.1. Histoire et importance des bisses pour l'agriculture

L'origine des premiers bisses n'est pas datée précisément, et les récits à ce sujet divergent. Toutefois, de nombreuses sources attestent d'un pic de la construction entre le 13<sup>ème</sup> et le 15<sup>ème</sup> siècle (Gerber, 2009) dans une volonté d'augmenter les rendements agricoles. Un deuxième élan survient au 19<sup>ème</sup> siècle pour répondre à une croissance démographique importante (Reynard, 2015).

Spatialement, les bisses ont été construits dans les zones où l'eau vient à manquer ; ils sillonnent ainsi les côtes entre Martigny et le Haut-Valais ainsi que les vallées latérales au climat continental, mais sont absents du Chablais valaisan avec ses pluies plus abondantes (Reynard, 2005a). Les bisses ont donc pour objectif de compenser les faibles précipitations dans la vallée principale, explicables par la présence de chaînes de montagnes au Nord et au Sud, en amenant les quantités d'eau nécessaires aux cultures depuis les torrents ou les rivières (Gerber, 2009). Ils ajoutent ainsi un parcours horizontal aux cours d'eau valaisans.

Puisque les bisses sont utilisés pour l'agriculture et gérés presque exclusivement dans ce but, ils ne sont pas en eau toute l'année, mais uniquement entre juin et octobre. Selon le climat de l'année, la date de mise en fonction peut être avancée à avril ou mai (Crook et al., 1999). Autrefois, certains demeuraient toutefois en activité l'hiver puisqu'ils garantissaient un apport en eau pour la consommation humaine (Gerber, 2009).

Plusieurs personnes possèdent des droits sur l'eau des bisses, en fonction de l'emplacement de leurs terres. Ce droit se traduisait historiquement en heures d'arrosage, mais impliquait également l'obligation de participer aux travaux d'entretien – parfois dangereux – au printemps (Gerber, 2009).

L'irrigation se déroule de différentes manières en fonction du bisse. La plus ancestrale, le débordement, nécessite le creusement de canaux secondaires à certains endroits du tracé (Crook et al.,



Figure 1 : Bisse du Bénou. (Source : Savoy Andréa)

1999). L'eau détournée de son lit principal rencontre ensuite une planche ou une pierre plate et gicle en direction de la zone à irriguer, ou passe par une ouverture créée à cet effet. Les quantités d'eau doivent être maîtrisées pour éviter les glissements de terrain (Gerber, 2009). Aujourd'hui, cette irrigation par ruissellement est souvent délaissée au profit de l'irrigation par aspersion (Gerber, 2009). Dans ce cas de figure, l'eau est conduite par des canalisations souterraines jusqu'à un système d'arrosage rotatif qui la disperse (Muller, 1946). Le long de certains canaux, des bassins d'accumulation sont ou étaient présents pour permettre d'avoir de l'eau en suffisance pendant toute la période sèche.

Remplir ces fonctions d'irrigation implique toutefois de répondre à certains critères de construction qui sont abordés dans le sous-chapitre suivant.

### 1.2.2. Les types de construction et les caractéristiques hydrologiques des bisses

Les 800km de bisses (Reynard, 2015) présents aujourd'hui en Valais montrent une grande hétérogénéité, tant à cause de leur situation géographique que de leur technique de fabrication ou encore de la façon dont ils ont été entretenus et rénovés.

De nombreux bisses prennent leur source entre l'300 et l'600m d'altitude – des chiffres explicables par la présence de mayens<sup>1</sup> à cette altitude. Seuls 12% des bisses ont une source à moins de 900m, et 11% à plus de 2100 mètres (Reynard, 1995).

Plus de la moitié des bisses sont alimentés par des cours d'eau à régime glaciaire, 10% par des glaciers rocheux actifs et 28% par des cours d'eau à régime nival (Reynard, 2005a). Des chiffres plus anciens faisaient état de 59% de bisses de source glaciaire, 33% nivale, 5% des bisses prenant leur source dans un lac et 3% étant hybrides (Rauchenstein, 1908 cité par Crook et al., 1999). Ces données varient en fonction des bisses remis en activité ou abandonnés dans l'intervalle.

Quelle que soit son origine, l'eau est détournée du torrent vers le lit du bisse à l'aide d'un barrage ou encore d'une écluse (Crook et al., 1999). Elle passe ensuite par un bassin de rétention/décantation pour réguler la quantité d'eau et en extraire les sédiments avant son arrivée dans le bisse par une nouvelle écluse (**Figure 2**) (Gerber, 2009). Dans les bisses de source non-glaciaire ou de plus de 5km, il y a souvent de multiples prises d'eau arrivant de cascades ou d'affluents afin de maintenir le débit tout au long du tracé (Crook et al., 1999). Le débit qui entre dans le système est calculé selon les besoins en eau, les précipitations, le type de système d'irrigation, etc. (Muller, 1946). Bien que souvent élevé, il reste toutefois du même ordre de grandeur que celui des cours d'eau naturels voisins (Perraudin Kalbermatter, 1995).

Beaucoup de contraintes s'exercent lors de la construction d'un bisse, qui se reflètent aujourd'hui dans les aménagements et les designs choisis.

Puisque les bisses ont pour but de conduire l'eau à travers les versants, perpendiculairement à l'axe de la pente, il y a généralement peu de variations d'altitude au fil du canal. Il faut toutefois assurer une pente entre 1 et 5° pour maintenir le courant et empêcher une sédimentation excessive, mais aussi prévenir une érosion trop forte qui entrainerait un apport de sédiments trop important qui nuirait au transport de l'eau (Crook et al., 1999). Cette quantité de dépôt varie

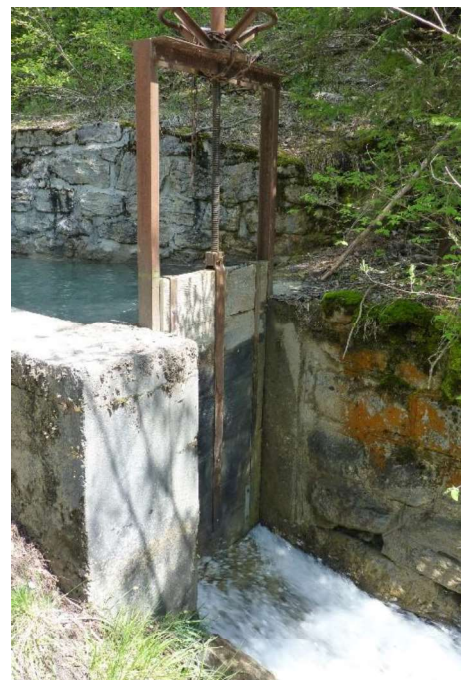


Figure 2 : Ecluse sur le Bisse de Grimisuat. (Source : Savoy Andréa)

<sup>1</sup> En Valais, chalet d'alpage.

considérablement entre les bisses, certains possédant même des dessableurs au long de leur parcours pour freiner le transport excessif de matériaux (Crook et al., 1999).

Pour garantir un transport efficace de l'eau, des aménagements supplémentaires sont réalisés lorsque le terrain se révèle très perméable ou instable, notamment dans les tronçons sur sol calcaire (Reynard, 2005a). Ainsi, la zone est bétonnée ou l'eau placée dans des canalisations en métal ou en bois à cet endroit-là. Il peut également y avoir des dalles de pierre pour freiner l'érosion du sol (Gerber, 2009). Si le tracé du bisse venait à croiser des pans rocheux, des conduits de bois étaient apposés aux falaises pour permettre la continuité du flux d'eau (**Figure 3**).



Figure 3 : Bisse d'Ayent.

Plus tard, des matériaux synthétiques ont également été installés en remplacement des matériaux d'antan. Les bisses rénovés et/ou remis en activité témoignent parfois de ces nouvelles manières de faire *via* la pose de conduite ou la création de tunnels pour répondre aux nouvelles pressions démographiques (Gerber, 2009) ou éviter les pertes d'eau de 25 à 75% dues à l'infiltration, l'évaporation et les fuites (Michelet, 1995). Il est à noter que la pose de tuyaux a des conséquences sur la végétation environnante, condamnée à mourir en cas d'absence prolongée d'eau (Gerber, 2009).

Lorsque le sol est relativement imperméable, il est creusé directement avec un rendu parfois très « naturel » et de forme trapézoïdale (Crook et al., 1999).

Les types de sols - et donc les différents types d'aménagements - peuvent s'enchaîner au fil d'un même bisse (Crook et al., 1999). Il peut également y avoir des répartiteurs le long du tracé, pour diriger l'eau vers des endroits différents ou rediriger l'excédent d'eau vers les torrents avoisinants (Crook et al., 1999), ainsi que des ouvrages d'art tels que de petits moulins.

En moyenne, le canal principal mesure entre 0,3 et 1,5m de large, avec une profondeur de 0,2 à 0,8m. La dimension de la coupe transversale s'élève en moyenne à 0,26m<sup>2</sup> (Crook, 1997 cité par Crook et al., 1999). La modernisation des bisses augmente généralement leur capacité, avec les chenaux les plus larges ayant une section comprise entre 0,48 et 0,8m<sup>2</sup> (Crook et al., 1999). Un réchauffement des eaux résulte de la grande zone de surface des bisses (Crook et al., 1999) mais peut être limité par la présence d'arbres et arbustes à proximité.

Pour gérer l'entretien et garantir un accès rapide à toutes les portions des bisses, ceux-ci ont la plupart du temps été bordés d'un sentier qui suit le cours de l'eau. Des travaux de maintenance sont réalisés annuellement, principalement peu avant la remise en eau du bisse. Ils ont pour but d'éliminer les débris (branches, roches, dépôts limoneux) qui se sont entassés dans le lit du canal pendant l'hiver (Michelet, 1995).

### 1.2.3. Les fonctions du bisse aujourd'hui

Si la majorité des bisses répond encore à sa fonction initiale de transport de l'eau, constituant l'un des rares systèmes indigènes d'irrigation toujours en activité (Crook et al., 1999), les usages se sont diversifiés et ces canaux représentent aujourd'hui aussi une grande valeur culturelle. Véritables héritages des modes de vie d'autrefois, certains bisses mis sous tuyaux lors de rénovations sont remis à l'air libre pour satisfaire à la demande du public (Gerber, 2009). Depuis les années 1980, des subsides fédéraux et cantonaux sont versés pour restaurer ou faire perdurer les bisses en utilisant des matériaux traditionnels et des canaux ouverts (Crook et al., 1999). Certains bisses à l'abandon ont également été remis en eau par des associations ou des communes.

Si la gestion du cours d'eau revient à un consortage ou au village selon le bisse, la commune est quant à elle responsable de l'entretien des chemins latéraux. Ces derniers font souvent partie de l'inventaire des chemins balisés du Valais et sont aujourd'hui largement exploités dans un but touristique du fait de leurs itinéraires plats très accessibles. De nombreux bisses sont d'ailleurs agrémentés de panneaux didactiques tout au long de leur parcours (**Figure 4**) et mis en valeur dans les dépliants des communes ou par le biais des différents offices du tourisme (Reynard, 2005b).

Outre cette gestion du bisse en tant que patrimoine et lieu touristique, la question de la fonction écosystémique des bisses reste relativement marginale. Certains auteurs et programmes de recherche rapportent toutefois que le choix du type d'irrigation peut avoir une influence sur la flore voisine et témoignent de la valeur des bisses dans la croissance des forêts et dans la création d'habitats multiples pour la faune et la flore (Gerber, 2009; Morard, 2014; Werner, 1995).

Puisque les bisses, en tant que milieux temporaires, ne sont pas inclus dans les cours d'eau monitorés en Valais, seuls de rares écrits se sont intéressés à la faune benthique qui les habite. Ils font état de quelques organismes à cycle de vie court se trouvant dans les bisses, tels que des larves de Chironomidés (Diptères) ou de Trichoptères à fourreau. Néanmoins, ils attestent qu'il s'agit plutôt d'individus isolés (Perraudin Kalbermatter, 1995).

### 1.3. Les milieux temporaires

Les milieux temporaires sont des systèmes aquatiques sujets à des perturbations, prévisibles ou non, qui conduisent à un ou plusieurs assèchements de durée et d'étendue spatiale variables (Cid et al., 2017; Datry et al., 2014; Leigh et al., 2015 cités par Mathers et al., 2019). Si certains sites subissent régulièrement des épisodes de sécheresse depuis longtemps, les milieux temporaires font partie des thèmes d'actualité de la recherche ; en effet, les milieux qui s'assèchent sont aujourd'hui voués à devenir de plus en plus nombreux et à subir des épisodes de dessiccation de plus en plus fréquents du fait du réchauffement climatique. C'est notamment le cas dans les Alpes – et plus généralement les zones montagneuses – où les cours d'eaux sont davantage impactés que la moyenne. Ainsi, des variations de précipitations et d'évaporation auront nécessairement une influence sur le nombre de jours d'assèchement de certains habitats (Piano et al., 2019).

La sécheresse en tant que perturbation écologique est notamment étudiée par Lake (2000), qui définit une perturbation comme un dérangement (*disturbance*) et la réponse (*response*) de la faune benthique à ce dernier. Il classe les dérangements des milieux aquatiques en trois catégories en fonction de leur modèle temporel : les *pulses*, *presses* et *ramps*. Les *pulses* sont décrits comme des dérangements à court terme, parfois prévisibles, de l'hydrologie du cours d'eau. À la fin de l'épisode, la force du dérangement disparaît. Au contraire, les *presses* représentent un dérangement soudain qui induit durablement de nouvelles conditions de vie dans le cours d'eau (p. ex. la mise en place d'un barrage). Finalement, les dérangements peu brusques mais dont la force croît dans le temps sont qualifiés de *ramps*. Lake (2003) inclut les sécheresses cycliques dans les *presses* prévisibles et les sécheresses imprévisibles et de durée variable dans les *ramps* liées à une absence de précipitations toujours plus conséquente au fil du temps.

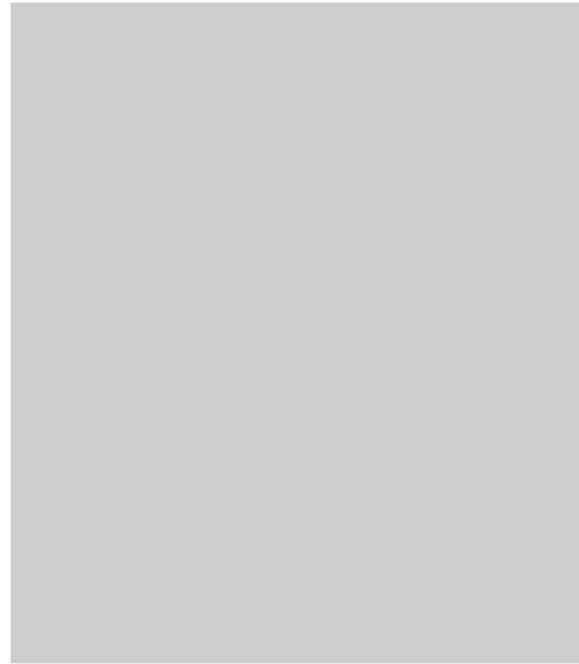


Figure 4 : Bisse de Tsa Crêta.

La réponse du système au dérangement peut elle aussi prendre la forme de *pulse*, *press* ou *ramp*, en fonction du degré de résistance (capacité à supporter) et résilience (capacité à se remettre) au dérangement de l'écosystème (Lake et Barmuta, 1986 cités par Lake, 2000).

### 1.3.1. Les caractéristiques physiques des milieux temporaires

Sur les sites pérennes, la présence de courant s'explique par une arrivée d'eau équivalente à la perte en eau. Si le niveau de l'eau varie en fonction des précipitations et des variables climatiques, celui-ci reste toutefois présent et ses variations relativement prévisibles. Au contraire, certains milieux peuvent connaître un gain en eau inférieur à la perte, induisant des périodes sans flux. La durée, la fréquence et l'amplitude de ces événements dépendent des conditions hydrologiques locales (Williams, 1987), des aléas climatiques ainsi que de la lithologie et géologie de la zone (Day, 1980; Jaeger et al., 2007; Whiting et Godsey, 2016; Jensen et al., 2017 cités par Jensen et al., 2019). Une différenciation peut toutefois être faite entre les cours d'eau occasionnellement à sec – p.ex. en cas d'année caniculaire – et ceux qui s'assèchent de manière cyclique. Il est à noter que ces cycles ne sont pas nécessairement annuels, mais peuvent couvrir des durées diverses (Williams, 1987).

Les milieux temporaires possèdent plusieurs caractéristiques typiques. Premièrement, ces systèmes sont majoritairement peu profonds, puisque leur eau tend à disparaître facilement. Ils se réchauffent donc plus rapidement que d'autres types de cours d'eau. Si l'eau est turbide, cette chaleur se concentrera sur les premiers centimètres de surface ; au contraire, si elle est claire, la température sera absorbée vers le fond, créant une uniformité thermique dans le chenal (Williams, 1987). Ensuite, les cours d'eau temporaires présentent des caractéristiques très variables au fil du temps, passant d'un continuum aquatique amont – aval à un stade de bassins stagnants isolés, puis éventuellement à un milieu terrestre. Ce dynamisme particulier influence notamment les processus de production de biomasse (Williams, 1987), de stockage de sédiments ou encore de minéralisation (Jensen et al., 2019). Finalement, ils offrent des habitats diversifiés pour la faune aquatique, semi-aquatique et terrestre (Williams, 1987).

Les fluctuations dans leurs paramètres hydrologiques bien plus élevées que celles des cours d'eau permanents forment toutefois un milieu particulier auquel les espèces doivent s'adapter.

### 1.3.2. La faune des eaux temporaires

Deux processus majeurs permettent à certains macroinvertébrés de passer toute ou une partie de leur vie dans des milieux temporaires : des caractéristiques physiologiques particulières et/ou la capacité à émigrer et immigrer facilement (Williams, 1987).

#### 1.3.2.1 Les adaptations/caractéristiques physiologiques

Si l'espèce n'a pas les moyens de quitter facilement la zone asséchée, elle doit posséder une forte capacité d'adaptation et une grande tolérance physiologique aux nouvelles caractéristiques du milieu pour espérer survivre pendant la période de dessiccation ou compléter son cycle de vie avant l'arrivée du dérangement. Cette réponse de la faune est uniquement attendue en cas de cyclicité de l'événement de sécheresse.

Mondy (2012), d'après une liste de onze traits biologiques dérivés de ceux de Tachet (2010), suggère que plusieurs traits apparaissent comme particulièrement importants dans le cadre de l'adaptation aux milieux temporaires :

- *La taille maximale potentielle* : il existe une prépondérance significative des organismes de petite taille dans les sites à écoulement non pérenne, cet attribut étant associé à une croissance moins longue (Piano et al., 2019). La courbe de croissance des individus peut également marquer une diapause pendant un certain temps correspondant à une perte d'eau trop importante dans les tissus (anhydrobiose). La croissance recommence ensuite lors du retour du courant (Williams, 1987).

- *Le voltinisme* : les organismes vivant dans des milieux temporaires ont tendance à compléter leur cycle de vie en moins d'une année en émergeant juste avant l'assèchement (Piano et al., 2019).
- *Les formes de résistance* : certains taxons de milieux temporaires possèdent des cocons ou des formes de résistance augmentant leur capacité à résister à la sécheresse (Mathers et al., 2019). D'autres sont en mesure de se réfugier dans la zone hyporhéique, si celle-ci reste humide tout au long de l'épisode de dessiccation (Lake, 2000).
- *Les modes de respiration* : une respiration tégumentaire ou des systèmes de respiration atmosphérique sont caractéristiques des espèces adaptées aux sites intermittents (Mathers et al., 2019).
- *Le mode d'alimentation* : les groupes trophiques présents dans les milieux temporaires sont bien distincts de la distribution typique dans les cours d'eau permanents. Les prédateurs, les broyeurs et les racleurs sont très sensibles à la sécheresse et leur proportion décroît significativement dans les milieux temporaires. Les collecteurs-filtreurs sont quant à eux plus abondants dans ce type d'habitat. Les filtreurs connaissent une abondance similaire dans les deux milieux (Piano et al., 2019).

Toutefois, posséder l'une des adaptations ou caractéristiques susmentionnées ne garantit pas forcément la survie de l'individu ; c'est en effet une combinaison de traits biologiques qui lui sera nécessaire pour atteindre cet objectif (Piano et al., 2019). De plus, rappelons que certains milieux temporaires ne connaissent pas de cyclicité et sont sujets à des sécheresses inopinées. Dans ce cas de figure, les espèces ne sont probablement pas adaptées et risquent d'en subir les conséquences si elles ne sont pas en mesure de se déplacer (Bêche et al., 2009; Chessman, 2015 cités par Mathers et al., 2019). Dans les Alpes, certaines périodes sans eau induites par l'humain peuvent causer de tels effets, la concordance entre les cycles de vie et les moments de sécheresse n'étant pas forcément réalisée (Piano et al., 2019).

### 1.3.2.2. *La capacité de dispersion et de colonisation*

Certains invertébrés aquatiques cherchent quant à eux à quitter le milieu qui s'assèche à destination d'autres sites encore en eau. Pour réussir ce type « d'évitement comportemental » (Williams, 1987), l'individu doit posséder une capacité de dispersion efficace, être capable de répondre facilement à la variation des conditions environnementales (température, absence de nourriture, etc.) et pouvoir concurrencer d'autres espèces (Lewontin, 1964 cité par Williams, 1987). La dispersion peut se faire dans le cadre d'épisodes de sécheresse cycliques intégrés par l'individus ou en réponse à un dérangement inopiné.

La composition fonctionnelle des communautés, expliquée en grande partie par les variables croisées du site et du régime d'écoulement (Mathers et al., 2019), peut varier au fil du temps selon les caractéristiques hydrologiques du milieu. Cette idée se retrouve dans d'autres études qui démontrent une diminution en invertébrés de milieux lotiques lorsque le courant vient à disparaître, au profit d'espèces de régimes lentiques qui colonisent le milieu (Piano et al., 2019) ; le retour du débit est ensuite synonyme du retour des espèces lotiques les plus résistantes (Rolls et al., 2016; Vander Vorste et al., 2016 cités par Mathers et al., 2019). En fonction de la durée de l'assèchement, la distinction lotique/lentique n'est toutefois pas toujours aussi tranchée puisque s'il y a peu de jours à sec, la communauté dans le cours d'eau temporaire contiendra des espèces d'eaux permanentes qui peuvent tolérer quelques jours sans eau. Par contre, si le cours d'eau s'assèche pendant de longues périodes, il n'y aura que des communautés d'espèces hautement adaptées et limitées aux eaux temporaires (Williams, 1987).

En Amérique du Nord, Williams (1987) montre que la colonisation des milieux intermittents se fait par trois types de faune associées à des saisons : la faune d'automne/hiver, qui apparaît en automne peu après que le courant ait repris et se reproduit avant que le courant ne disparaisse au printemps ; la faune d'été, qui attend que le courant disparaisse et qu'il ne reste que des petits bassins peu profonds pour pondre (l'année T ou T+1, selon l'espèce) ; enfin, la faune d'été, terrestre, constituée d'espèces ripariennes qui colonisent le lit du cours d'eau quand il est sec.

À la fin de la période de dessiccation du milieu intermittent, les invertébrés ayant migré peuvent revenir ou la zone peut être colonisée par d'autres individus. La colonisation par capacité de dispersion peut se faire de trois manières différentes (Lake, 2000) : un déplacement vers l'amont, une migration vers l'aval (notamment par la dérive), ou une recolonisation aérienne par des adultes ou *via* la ponte (Williams et Hynes, 1976 cités par Lake, 2000).

### *1.3.2.3. Le temps de récupération et les valeurs faunistiques*

Plusieurs études se sont penchées sur une comparaison entre la faune de milieux intermittents après un épisode de sécheresse et celle de milieux pérennes de contrôle. Réalisées à différentes échelles temporelles, dans des contextes géographiques distincts et sur des cours d'eau qui connaissent des épisodes de dessiccation d'intensités variables, les résultats de ces recherches convergent vers l'idée selon laquelle des différences faunistiques existent entre les cours d'eau permanents et les milieux intermittents. Selon les capacités de résilience des organismes, les dérangements liés à l'épisode de sécheresse auront des conséquences de durées très diverses pour le cours d'eau, de l'ordre de quelques semaines à plusieurs années (Rincon et Cressa, 2000; Fritz et Dodds, 2004; Vander Vorste et al., 2016 cités par Piano et al., 2019).

Globalement, les cours d'eau avec des phases temporaires semblent abriter des richesses taxonomique et fonctionnelle plus basses que les chenaux à écoulement pérenne. Dans les Alpes italiennes, la richesse taxonomique des stations et la diversité gamma des zones sujettes à des épisodes réguliers de sécheresse estivale étaient toutes deux inférieures aux niveaux atteints par les milieux pérennes – et ce même si les relevés ont été réalisés en avril et que les sites de contrôle permettaient une recolonisation des zones intermittentes de par leur position de « réservoirs d'espèces » en aval (Piano et al., 2019). La composition faunistique variait également, avec 12 taxons indicateurs des milieux de contrôle contre un seul pour les milieux temporaires. L'étude souligne toutefois que ces changements dans la diversité des communautés pourraient n'être que temporaires ; dans les milieux devenus intermittents récemment, la faune peut ne pas encore être adaptée au nouveau régime hydrologique du site (Calapez et al., 2014; Elias et al., 2015 cités par Piano et al., 2019).

L'évaluation sur 26 ans de l'impact de l'absence irrégulière de débit dans plusieurs bras d'une rivière d'Angleterre permet elle aussi de constater que la richesse taxonomique, comme la diversité fonctionnelle, est supérieure dans les sites pérennes (Mathers et al., 2019). L'échelle temporelle employée montre que les sites intermittents étaient caractérisés par des taxons possédant certaines formes de résistance à la dessiccation et que ces milieux possédaient des assemblages faunistiques différents.

Ces résultats vont dans le sens de ceux de Williams (1987), qui concluait que peu de similitudes existent entre les types de communautés des deux milieux, même en cas de proximité spatiale ou de connexion directe entre les sites.

D'autres études ont toutefois constaté que la composition taxonomique des milieux temporaires et pérennes pouvait rapidement converger après le retour de l'eau de surface dans le milieu intermittent. Ainsi, dans deux rivières de Nouvelle-Zélande, le 95% de la liste des taxons étaient présent 7 jours après la fin de l'épisode de sécheresse (Fowler, 2004). Selon les stations, le courant avait cessé pendant 6 à 14 semaines. Des récupérations de la quasi-totalité des taxons en quelques mois après des épisodes de sécheresse non cycliques ont également été documentés en Angleterre (Wood et Petts, 1994, 1999; Wright et Symes, 1999; Wright et al., 2001 cités par Lake, 2003).

La période d'assèchement favorise souvent à court terme certains types de taxons colonisateurs (Fowler, 2004) tels que des Simuliidae et des Chironomidae (Lake, 2003), qui peuvent être remplacés plus tard par d'autres types de faune au cycle de vie plus long (Lake, 2000). L'élimination de certaines espèces semble toutefois caractéristique de la dynamique de la faune après une sécheresse et il faut parfois attendre plus d'une année pour que l'espèce réintègre le site (Hynes, 1958, 1961 cité par Lake, 2000).



## 1.4. Les canaux artificiels – l'exemple des fossés de drainage

Présents en larges réseaux dans plusieurs pays, les fossés de drainage sont des canaux créés artificiellement pour évacuer l'eau superflue des terres agricoles, ou au contraire en fournir lorsqu'elle vient à manquer pendant les périodes sèches. Entretien régulièrement pour plus d'efficacité dans le transport de l'eau, ces fossés font l'objet de nombreuses études et sont aujourd'hui reconnus comme des habitats d'intérêt peuplés par les macroinvertébrés aquatiques.

### 1.4.1. Contexte géographique et caractéristiques hydrologiques

Aux Pays-Bas, 300'000km de fossés de drainage quadrillent les zones agricoles, parfois avec une grande densité par hectare (Verdonschot, 2012). Ils s'étendent également sur 128'000km en Grande-Bretagne (Verdonschot et al., 2011) ainsi que sur d'autres continents, drainant jusqu'à 65'000ha de cultures en Amérique et 58'000ha en Asie (Leslie et al., 2012).

Considérés comme des plans d'eau artificiels ou fortement modifiés par la *Directive-cadre sur l'eau* de l'Union européenne, les fossés ne sont pas obligatoirement sujets à monitoring et leur qualité n'est pas soumise à l'objectif de « bon statut écologique » requis pour d'autres types de cours d'eau (Hill et al., 2016). Toutefois, les Pays-Bas ont, par exemple, choisi de les intégrer au programme de surveillance des eaux de surface et de les échantillonner en conséquence. Puisque les fossés de drainage sont artificiels, il n'est toutefois pas possible de les comparer avec des sites de référence ou naturels, ce qui rend difficile l'obtention de variables discriminantes pour les analyses de ce milieu (Verdonschot et al., 2012).



Figure 5 : un fossé de drainage en Grande-Bretagne.

Présents majoritairement aux alentours de terres agricoles, les fossés de drainage sont de petits canaux de forme linéaire (Verdonschot et al., 1989) se situant majoritairement à basse altitude, suivant les bordures des champs et tournant régulièrement à angle droit (Hill et al., 2016). Ils se trouvent parfois dans des zones de tourbières ou de marécages, ce qui complique les comparaisons de leurs compositions faunistiques respectives en ajoutant des spécificités relatives à ces types d'habitats. La variabilité spatiale et temporelle des conditions des fossés de drainage étant élevée, tant au sein d'un même fossé qu'entre les fossés, les études réalisées sur ces milieux sont souvent éparpillées et relatives à une zone bien précise (Higler et al., 1989). Les paramètres principaux de cette variabilité sont :

- *Les dimensions du chenal* : la taille des fossés de drainage diffère, avec des largeurs comprises entre quelques dizaines de centimètres de largeur à plusieurs mètres (Verdonschot et al., 2011; Verdonschot, 2012) et des surfaces en coupe de moins d'1m<sup>2</sup> à presque 7m<sup>2</sup> (Leslie et al., 2012). Le lit du cours d'eau présente une faible relation avec la topographie naturelle (Hill et al., 2016).
- *La hauteur d'eau et le débit* : généralement, la hauteur d'eau varie entre quelques centimètres et un mètre (Leslie et al., 2012; Verdonschot et al., 2011). Sauf exception (Leslie et al., 2012), les fossés de drainage sont des milieux permanents à l'hydrologie totalement artificialisée, ne suivant pas les courbes des fluctuations naturelles du niveau des eaux mais répondant aux besoins agricoles (Verdonschot, 2012). Ainsi, une hauteur d'eau fixe est maintenue dans le système, basse en hiver (évacuation rapide du surplus) et haute au printemps et en été (réserves d'eau pour compenser les périodes de sécheresse) (Higler et al., 1989; Hill et al., 2016). La vitesse du courant reste quant à elle bien souvent faible (entre 0 et 5cm/s (Verdonschot, 2012)), pouvant toutefois atteindre 20m/s dans certains fossés équivalant à des canalisations (Leslie et al., 2012), ou des pics lors de périodes de drainage intense lié aux conditions météorologiques

(Verdonschot, 2012). L'absence de dénivelé confère cependant un caractère quasiment stagnant à une majorité de fossés de drainage.

- *La composition du substrat* : de nombreux fossés présentent une abondance en matière organique grossière dans le chenal (Leslie et al., 2012). En effet, les fossés de drainage procèdent à de nombreux échanges de matière organique et inorganique avec les terres agricoles environnantes, avec pour conséquence leur eutrophisation ou dégradation en cas de trop-plein (Janse et Van Puijenbroeck, 1998 cités par Verdonschot et al., 2011).
- *Les travaux d'entretien du canal* : la plupart des fossés de drainage sont entretenus afin de maintenir leur efficacité lors du transport de l'eau, notamment *via* la taille de la végétation riparienne ou le dragage de leur lit pour éliminer les sédiments accumulés (**Figure 6**) (Hill et al., 2016). Si certains canaux sont soumis à des régimes d'entretien particuliers, comme les fossés du Sedge Fen (Grande-Bretagne) déblayés sur de courtes étendues sur des cycles de 4 à 12 ans (Painter, 1999), la plupart de ces plans d'eau sont entretenus une fois par année, tard dans l'été ou en automne (Verdonschot et al., 2011).
- *La distribution de l'eau* : dans les fossés d'une certaine largeur, l'eau est transportée par gravité ou pompage. Au contraire, l'eau des petits fossés est distribuée à l'aide de déversoirs, après que l'eau a rejoint un canal secondaire (Hill et al., 2016).



Figure 6 : Travaux d'entretien sur un fossé de drainage en Grande-Bretagne.

Les fossés de drainage sont donc des milieux très variés pouvant être considérés comme présentant de multiples habitats pour la macrofaune aquatique (Verdonschot, 2012), notamment du fait de leur entretien fréquent qui autorise des modifications des conditions de vie du milieu.

#### 1.4.2. Les macroinvertébrés aquatiques des fossés de drainage

Les études sur les macroinvertébrés des fossés de drainage ont en commun des conclusions faisant état de hautes valeurs de diversité biologique, avec des niveaux comparables à ceux d'autres milieux d'eau douce (Verdonschot et al., 2011).

Cette diversité s'exprime au niveau individuel des sites d'étude (diversité alpha), mais aussi à l'échelle d'ensembles plus vastes, Verdonschot et al. (2011) attestant d'une diversité gamma supérieure des fossés par rapport à des petits lacs semi-artificiels. Si les valeurs de la diversité alpha sont tout de même souvent inférieures aux valeurs d'autres habitats aquatiques plus naturels (Leslie et al., 2012), elles n'en restent pas moins étonnantes dans des milieux artificiels entretenus régulièrement et soumis à de fortes contraintes liées aux pratiques agricoles (Verdonschot, 2012). À titre d'exemple, environ 30% de la faune des eaux courantes des Pays-Bas a pu être retrouvée dans les fossés de drainage de ce même pays entre 1980 et 2010 (Verdonschot, 2012). De plus, plusieurs études menées en Grande-Bretagne et aux Pays-Bas ont découvert des taxons rares à très rares dans les fossés de drainage (Leslie et al., 2012; Verdonschot et al., 2011), même si leurs communautés étaient moins diverses que dans d'autres types de milieux tels que les étangs ou les rivières (Vaikre et al., 2015).

##### 1.4.2.1. Les traits spécifiques à la faune des fossés de drainage

Alors que plusieurs traits biologiques spécifiques semblaient récurrents pour la faune aquatique des eaux temporaires, les communautés des fossés de drainage semblent présenter moins de singularité vis-à-vis des autres types de milieux aquatiques permanents.

- *Le voltinisme* : un pourcentage similaire de taxons avec un temps de développement long est présent dans les canaux de drainage et les lacs, contrairement à ce qui pouvait être attendu en raison des perturbations liées à l'entretien des fossés (Verdonschot et al., 2011).
- *Les modes de respiration* : Verdonschot et al. (2011) font état d'une proportion très importante d'individus utilisant l'air atmosphérique pour respirer par rapport aux résultats obtenus dans d'autres milieux.
- *Le mode de dispersion* : les caractéristiques physiques et hydrologiques des fossés étant changeantes, la capacité de dispersion semble importante pour les taxons de ce type d'habitat (Verdonschot, 2012). Verdonschot et al (2011) rapportent toutefois ne pas avoir trouvé de différence de proportion entre les invertébrés ayant des modes de dispersion actifs ou passifs, aquatiques ou aériens.

#### 1.4.2.2. Les variables de milieu déterminantes

Brown et al. (1988 cités par Verdonschot et al., 2011) suggèrent une relation positive entre l'hétérogénéité de la végétation des plans d'eau et leur richesse taxonomique. Ces résultats ne semblent pas se confirmer pour les fossés de drainage, ceux-ci contenant souvent une grande diversité taxonomique malgré leur pauvreté en espèces de macrophytes (Verdonschot et al., 2012). La présence de plantes aquatiques semble toutefois jouer un rôle essentiel pour déterminer les assemblages de macroinvertébrés, mais davantage par leur seule présence que selon leur type ou leur abondance (Higler et al., 1989; Verdonschot et al., 2011). La structuration de l'habitat procurée par les macrophytes a également une influence sur la diversité taxonomique (Verdonschot, 2012).

La taille des fossés de drainage se révèle aussi un indicateur déterminant, avec des études attestant que les sites ayant des sections transversales plus petites correspondent en moyenne à des habitats hébergeant moins de taxons que des fossés plus grands (Leslie et al., 2012), ou encore que la taille fait partie des variables les plus explicatives de la diversité des canaux de drainage (Verdonschot et al., 1989). Les fossés de petite taille pourraient toutefois jouer un rôle essentiel de refuge pour certaines espèces (Leslie et al., 2012). Du fait de leur taille relativement faible, les fossés sont fortement influencés par les changements de température journaliers et saisonniers (Verdonschot, 2012).

Le débit témoigne lui aussi d'une relation positive avec le nombre de taxons par fossé, laissant à penser qu'il offre davantage d'habitats qu'un environnement exclusivement stagnant (Leslie et al., 2012; Verdonschot et al., 1989).

Verdonschot et Higler (1989) concluent à un lien important entre la charge organique et en nutriments du fossé et la composition des communautés de macroinvertébrés aquatiques. Leslie et al. (2012) les contredisent sur ce point, attestant d'une relation non significative entre ces deux composantes.

L'emplacement spatial du fossé trouve lui aussi sa place dans les variables explicatives de la distribution des espèces dans certaines études, davantage dans une dimension transversale que longitudinale. En effet, les canaux principaux semblent contenir significativement plus de diversité taxonomique et d'espèces rares que les fossés secondaires (Hill et al., 2016), alors qu'il ne semble pas y avoir de changement des espèces dans la dimension longitudinale des fossés (Higler, 1976 cité par Verdonschot, 2012).

Finalement, la question des travaux d'entretien comme déterminants de la diversité des fossés mérite d'être posée, puisque ceux-ci représentent potentiellement une forte source de perturbation pour l'habitat. Effectivement, l'excavation mécanique du substrat a des conséquences directes en modifiant les conditions physiques du fossé, en délogeant les invertébrés benthiques (Painter, 1995 cité par Painter, 1999) ou encore en modifiant la composition en macrophytes (Beltman, 1987 cité par Verdonschot, 2012). Si elle peut provoquer la disparition de certaines espèces, il est toutefois possible d'amoindrir ses effets en excavant successivement de petits tronçons, en curant un versant du lit après l'autre (Kirby, 1992 cité par Painter, 1999), ou encore en limitant l'intensité et la fréquence des travaux d'entretien (Twisk et al., 2000 cités par Verdonschot, 2012). Les effets de la gestion des fossés sont également

indirects, puisqu'aucun arbre ou arbuste n'est planté aux abords des canaux pour laisser de la place aux machines utilisées pour la tonte de la végétation ou le dragage (Verdonschot, 2012). Globalement, les conséquences de l'entretien apparaissent cependant mineures et de court terme (Beltman, 1984 cité par Verdonschot et al., 2011), avec parfois des effets positifs sur les assemblages d'invertébrés. Hill et al. (2016) en font état en constatant que le curage des fossés influence positivement la présence de certains taxons et qu'une gestion des sites selon une logique de rotation permet une grande variété des stades de végétation sur un même canal, et donc une grande diversité des habitats pour les macroinvertébrés. D'autres études arrivent aux mêmes observations sur les communautés (Vaikre et al., 2015), certaines concluant même que plusieurs taxons et éléments de végétation ne seraient pas présents dans la zone sans ces travaux de gestion (Painter, 1999). Le management régulier des fossés de drainage ne semble donc pas avoir d'impact négatif majeur sur la faune benthique, même en cas de cycle de vie long de certains taxons (Verdonschot et al., 2011).

#### 1.4.3. L'avenir des fossés de drainage

Ajoutant une véritable plus-value à la diversité des zones dans lesquelles ils se trouvent, les fossés de drainage sont bien souvent gérés uniquement à des fins agricoles (Verdonschot et al., 2011) malgré leur rôle de refuge pour la faune aquatique soumise aux pressions liées à l'exploitation des terres agricoles (Painter, 1999; Armitage et al., 2003; Herzon et Helenius, 2008 cités par Verdonschot, 2012).

Il convient toutefois de se demander si les fossés de drainage peuvent réellement remplacer des habitats détruits ou si leurs valeurs de diversité ne sont pas liées, justement, à leur proximité avec des milieux naturels intacts nécessaires à la survie de certaines populations des fossés de drainage (Verdonschot et al., 2011). Quoiqu'il en soit, ces canaux fournissent aujourd'hui des habitats essentiels à certains taxons sans pour autant être systématiquement inclus dans des programmes de monitoring des eaux ou sous la protection d'une loi garantissant un management répondant à des objectifs de conservation du milieu (Hill et al., 2016).

Des stratégies de « réconciliation », déjà employées dans certains systèmes aquatiques (Moyle, 2014 cité par Hill et al., 2016), pourraient répondre à cette demande en considérant tant la fonction agricole des fossés que la volonté de préservation de la faune et la flore locales. La valeur écologique des fossés n'est toutefois pas reconnue pour le moment par tous les acteurs en présence et les sites de grande importance demeurent sans protection légale (Hill et al., 2016).

## 2. Méthodes

### 2.1. Sélection des sites d'étude

Une sélection des stations à échantillonner a été réalisée parmi les 188 bisses en eau de plus d'un kilomètre présents à l'échelle du Valais (RTS, 2018). Pour une question d'accessibilité, la priorité a été mise sur les bisses du Valais central par rapport à ceux du Haut-Valais. Grâce à l'inventaire de 2018 du centre de compétence géomatique du canton du Valais, à l'aide du livre « Bisses de légende » (Gerber, 2009) et des informations présentes sur le site de l'association des Bisses du Valais, il a été possible d'écartier directement les bisses sous tuyaux et ceux difficiles d'accès.

Afin de pouvoir comparer la faune benthique des bisses avec celle des cours d'eau pérennes associés, nous avons également choisi de réaliser des prélèvements dans les rivières dont provient l'eau des bisses. Ce principe est souvent adopté dans les études des eaux temporaires (p.ex. Piano et al., 2019; Mathers et al., 2019).

Les bisses encore en lice selon les critères précédents ont été regroupés par rivière de captage. Après visite des trois bassins versants qui présentaient encore plusieurs bissets potentiels, nous avons sélectionné deux bissets par rivière. Les six bissets ont été choisis pour leur substrat adéquat pour des relevés à l'aide de la méthode du kick dans les premières centaines de mètres en aval de leur prise d'eau et en fonction de leur accessibilité. Avec les trois rivières dont partent les six bissets sélectionnés, le nombre total de stations s'élevait à neuf (**Figure 7**).

### 2.2. Description des zones d'étude

#### *Bassin versant de la Sionne*

La Sionne est une rivière qui prend sa source à près de 2000m d'altitude aux environs du sommet du Chamossaire (Valais), sur la rive droite de la vallée du Rhône. Elle possède un régime nival et n'est alimentée par aucun glacier (Reynard, 2012). La prise d'eau du Bisse de Bitaila (ou Bisse de Taillaz) se situe à 1'510 mètres et celle du Bisse de Grimisuat (ou Siphon du Prabé) à 1214 mètres d'altitude, toutes deux sur la commune d'Arbaz (Bisses du Valais, n.d.).

#### *Bassin versant de la Printze*

La Printze (ou Printse) prend naissance à partir d'un Firn<sup>2</sup> et ses eaux alimentent le barrage de Cleuson. Totalement déconnectée de son alimentation amont par ce lac artificiel, elle sillonne ensuite la commune de Nendaz en rive gauche du Rhône. Le Grand bisse de Vex s'en détache à 1'520 mètres et le Bisse d'En-Bas à 1'385 mètres d'altitude (Bisses du Valais, n.d.).

#### *Bassin versant de la Raspille*

La Raspille est la rivière qui sépare officiellement le Haut et le Bas-Valais sur la rive droite de la vallée du Rhône. Son eau provient du glacier de la Plaine-Morte dans le canton de Berne (Réseau des parcs suisses, n.d.). La prise d'eau du Bisse du Bénou (ou Bisse de Planige) se situe à 1'094 mètres et celle du Bisse des Marais (MAR) à 646 mètres d'altitude (Bisses du Valais, n.d.).

---

<sup>2</sup> Névé qui a survécu à une saison complète d'ablation.

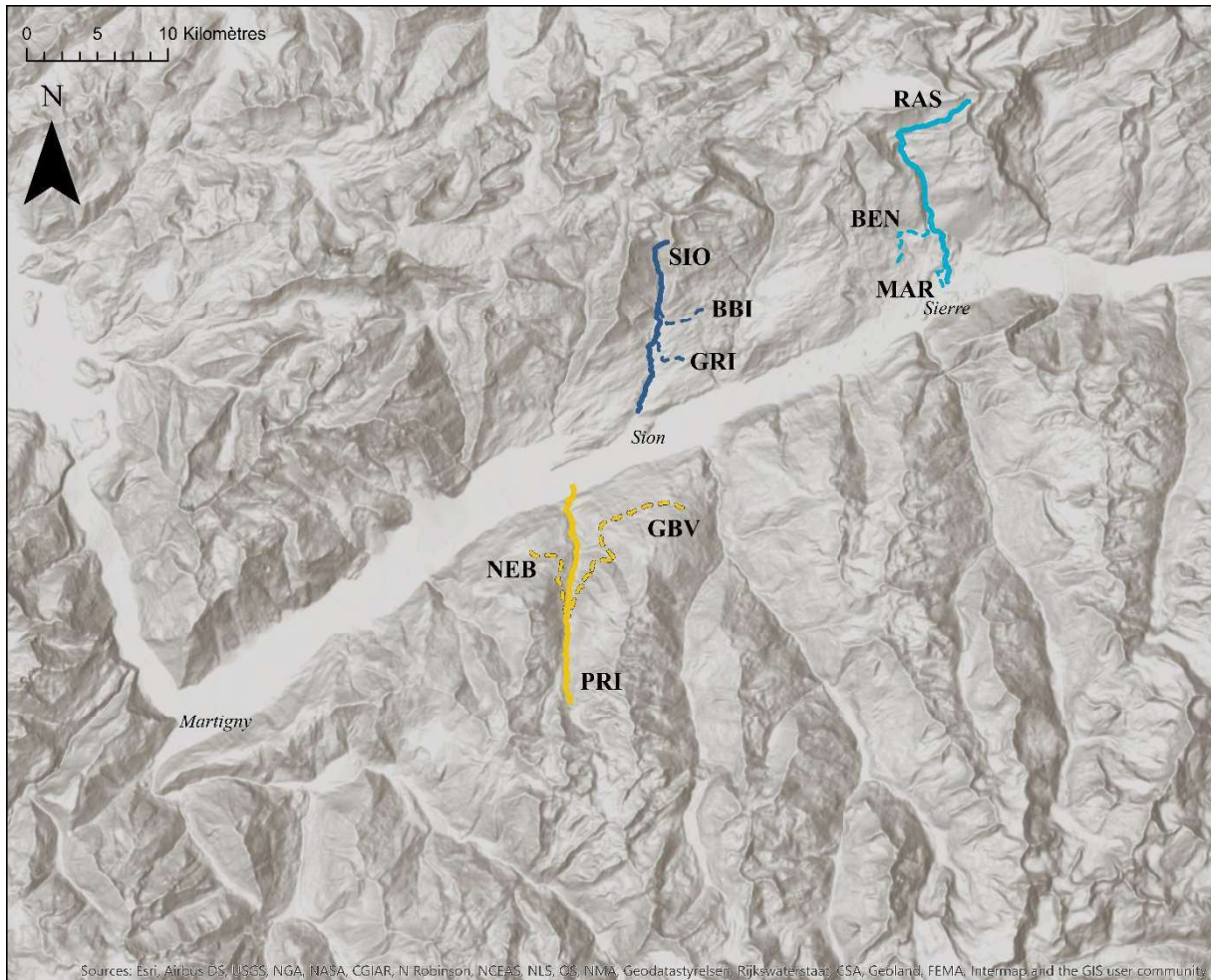


Figure 7 : Emplacement géographique des neuf bisses et rivières sélectionnés pour ce travail. En bleu foncé, la Sionne (SIO), le Bisse de Bitailla (BBI) et le Bisse de Grimisuat (GRI). En jaune, la Printze (PRI), le Bisse d'En-Bas (NEB) et le Grand bisse de Vex (GBV). En bleu clair, la Raspille (RAS), le Bisse du Bénou (BEN) et le Bisse des Marais (MAR). (Source : carte réalisée à l'aide des données du CCGEO Valais)

Lors de la campagne de relevés faunistiques, les informations à notre disposition ont été complétées par une mesure de l'altitude des points de prélèvement et de leur localisation GPS (**Tableau 1**). Les communes, associations ou gardes responsables de la mise en eau des bisses ont été contactés par téléphone pour connaître les dates de mise en eau des bisses en 2020 et les éventuels travaux d'entretien réalisés.

Nom	Abréviation	Altitude des stations	Coordonnées GPS (CH1903 / LV03)		Mise en eau des bisses en 2020
Sionne	SIO	1220	595113	125497	
Bisse de Grimisuat	GRI	1197	595105	125344	15.04.2020 <sup>3</sup>
Bisse de Bitailla	BBI	1361	595504	125691	Permanent
Printze	PRI	1522	590667	110711	
Bisse d'En-Bas	NEB	1384	590659	111853	23.04.2020
Grand bisse de Vex	GBV	1483	590649	111290	08.05.2020
Raspille	RAS	626	609291	128978	
Bisse du Bénou	BEN	1099	608521	130839	16.04.2020
Bisse des Marais	MAR	639	609203	128802	Mi-avril 2020

Tableau 1 : Résumé des différentes informations obtenues lors de la campagne de prélèvement et par le biais d'entretiens téléphoniques auprès des communes, associations et gardes du bisse.

<sup>3</sup> Un filet d'eau est toutefois laissé dans le bisse en hiver (voir précisions page 19).

Ainsi, le lit du **Bisse de Grimisuat** a été nettoyé au début du mois d'avril 2020 afin d'y ôter les branches et feuilles. Des contrôles réguliers ont ensuite été réalisés au cours de l'année, avec de petits travaux au besoin. En hiver, la commune prévient l'accumulation de feuilles en laissant un filet d'eau dans le bisse. Le **Bisse de Bitailla** présente lui aussi une spécificité hivernale, cette fois par le biais d'un débit relativement conséquent. Puisqu'il est connu sous l'appellation de bisse malgré son caractère permanent, qu'il connaît une gestion artificialisée de son débit et qu'il a été créé par l'humain, nous avons jugé pertinent de l'intégrer à l'analyse, en gardant évidemment en mémoire qu'il se distingue des autres bisses. Ce bisse est entretenu régulièrement. Les branches qui obstruaient son lit ont été ôtées au printemps 2020 et son lit a été renforcé ; il n'a toutefois pas connu de gros travaux récemment. Son écluse est fixée au  $\frac{1}{3}$  ou  $\frac{1}{4}$  de son ouverture l'hiver pour éviter que le bisse ne déborde. En ce qui concerne le **Bisse d'En-Bas**, des travaux d'entretien (avec pelles et râteau, mais aucun engin mécanique) ont été réalisés juste avant la mise en eau pour enlever les feuilles, cailloux et branches. Chaque semaine, le garde-bisse surveille le lit en enlevant les gros cailloux qui pourraient gêner le passage de l'eau. L'écluse du bisse est régulièrement fermée pendant quelques jours à la suite de fortes pluies et le débit est adapté continuellement en fonction des besoins en eau. L'entrée d'eau du **Grand bisse de Vex** est également coupée en cas de gros orages. Elle a de plus été interrompue en juillet 2020 le temps de travaux de débroussaillage et fauchage. En avril 2020, des bénévoles ont nettoyé le bisse (ôté les feuilles, branches et cailloux). Le fond du **Bisse du Bénou** a été curé entre le 30 mars et le 6 avril 2020 à l'aide de petites pelles mécaniques. Un contrôle de l'écoulement a ensuite eu lieu deux fois par semaine pendant la période d'utilisation du bisse ; si besoin, les branches et cailloux ont été sortis du lit. Le débit de ce bisse est adapté régulièrement en fonction des besoins en eau des zones agricoles desservies. Finalement, un entretien du **Bisse des Marais** a eu lieu pendant une semaine mi-mars pour élaguer et couper les branches aux abords du bisse et enlever les gros cailloux du lit. La végétation environnante a été débroussaillée et fauchée à la fin mai, à la mi-juillet et la fin septembre 2020.

### 2.3. Relevés de terrain

La campagne de prélèvement s'est déroulée les 3 et 4 juin 2020. Ces dates interviennent globalement plus tardivement que les périodes préconisées par l'OFEV (Stucki et al., 2019) pour des cours d'eau de ces altitudes ; elles ont toutefois été choisies pour laisser un délai entre la mise en eau des bisses et les prélèvements, et compte-tenu du contexte sanitaire particulier du printemps 2020 qui ne permettait pas de l'organiser avant. Les thermomètres enregistreurs laissés sur place ont été relevés le 17 juillet 2020 et le 16 octobre 2020 (relevé final). Lors de cette deuxième date, une seconde campagne de mesures de variables de milieu a été faite.

Nous avons réalisé des prélèvements de faune à trois points de chaque bisse, séparés de plusieurs dizaines de mètres chacun dans la dimension longitudinale. Ces points ont été numérotés de 1 (point le plus en amont) à 3 (point le plus en aval), le premier point mesuré étant le 3 pour ne pas risquer de perturber les variables et la faune des points en aval. Trois prélèvements de faune ont également été réalisés dans les rivières ; ils n'étaient toutefois pas aussi distants que dans les bisses, mais plutôt répartis dans la dimension transversale du lit dans une section longitudinale de quelques mètres (**Figure 8**).

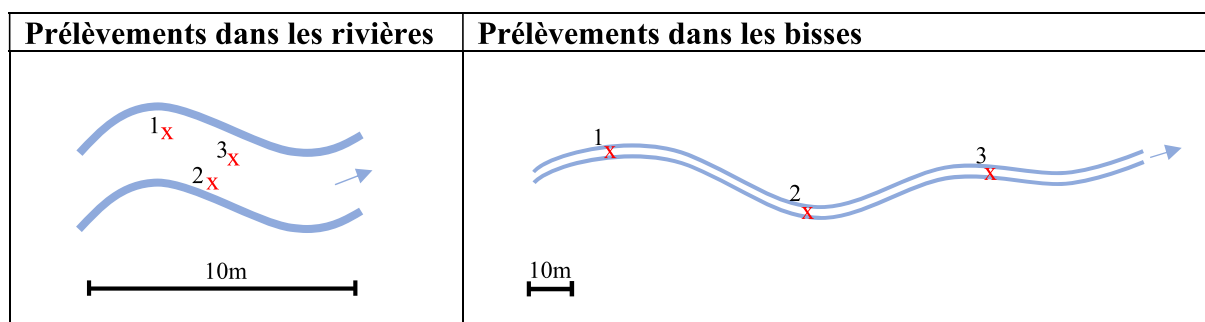


Figure 8 : Schéma de prélèvement pour les rivières et les bisses.

Ce sont ainsi 27 prélèvements qui ont été réalisés dans les 9 stations présentées précédemment.

### 2.3.1. Variables environnementales

La conductivité de l'eau et sa turbidité ont été mesurées sur le terrain en juin et octobre à l'aide d'un conductimètre portatif WTW 3210 et d'un turbidimètre Hach 2100Q. La température a également été mesurée à l'aide du conductimètre lors de ces deux échéances. De plus, les températures de l'eau ont été enregistrées en continu (loggers de température HOBO UTBI-001 TidbiT, intervalle de 2h) de juin à octobre au point de prélèvement numéro 3 de chaque bisse ou rivière.

Dans chacun des 27 points de prélèvements de la faune, cinq mesures de la profondeur ont été réalisées en juin à l'aide d'une règle (aux quatre angles et au centre du carré de 25cm x 25cm choisi, voir paragraphe 2.3.2 ci-dessous), tout comme cinq mesures de la vitesse du courant grâce à un courantmètre Schitknecht MiniAir20. Nous avons finalement fait une estimation au toucher et visuellement du type de substrat (blocs (> 20cm), graviers grossiers (5-20cm), graviers fins (0,2-5cm), sables (0,01-0,2cm) ou limons (< 0,01cm)) ainsi qu'un constat de présence/absence de la végétation et de la litière.

Ces variables ont été choisies puisqu'elles sont classiquement utilisées dans l'étude des cours d'eau alpins afin d'identifier notamment l'origine des eaux et les contraintes s'exerçant sur la faune (Ilg, 2001; Lods-Crozet, 2012). De plus, les résultats obtenus dans les études sur les fossés de drainage nous ont encouragés à quantifier la présence de macrophytes et à mesurer la vitesse du courant.

### 2.3.2. Macroinvertébrés

La faune benthique a été récoltée avec la technique de prélèvement « kick-sampling » : un filet Kicknet présentant une ouverture de 25cm sur 25cm et un vide de maille de 500 microns est placé dans le lit de la rivière ou du bisse. À l'amont immédiat du filet, une zone d'environ 25cm x 25cm est perturbée pendant une durée de 20 secondes et les blocs éventuels sont brossés afin de déloger les organismes benthiques. Le contenu du filet est ensuite déposé dans une bassine préalablement remplie d'eau, puis tamisé (vide de maille de 500 microns) et transféré dans un contenant. Il est ensuite conservé dans de l'éthanol en attendant l'étape du tri et de l'identification des différents taxons.

Après le tri des prélèvements sous loupe binoculaire, nous avons procédé à l'identification des macroinvertébrés au niveau taxonomique le plus précis possible à l'aide des clés de détermination de Tachet (2010), de Bauernfeind et al. (2001) pour l'ordre des Ephéméroptères, de Lubini et al. (2012) pour l'ordre des Plécoptères, de Waringer et al. (2011) pour celui des Trichoptères et de Sundermann et al. (2007) pour celui des Diptères. Les individus appartenant à des taxons terrestres ont été écartés de notre analyse.

## 2.4. Analyse des données

Ces résultats, ainsi que les valeurs des variables environnementales, ont été consignés dans un fichier Excel, puis traités et analysés à l'aide de la version 1.4.1103 de R Studio (packages *ade4*, *indicspecies*, *lsmmeans* et *vegan*).

Nous avons utilisé les données environnementales pour calculer la relation entre la température de l'eau des bisses et rivières et les températures de l'air (relevées par les stations au sol de MétéoSuisse, obtenues par le biais du portail IDAweb), comparer les types de milieu « bisse » et « rivière » et établir une analyse en composantes principales (ACP) des variables de milieux. À l'aide des données taxonomiques, nous avons calculé l'abondance totale en macroinvertébrés par prélèvement, la richesse par prélèvement et par station, la richesse raréfiée des différentes stations et réalisé une analyse factorielle des correspondances (AFC) de la faune, avec pour objectif la comparaison entre les différents types de stations. La hiérarchie des groupes faunistiques indicateurs de l'indice biotique IBCH (Stucki et al., 2019) a été utilisée pour évaluer les différentes stations.



Les stations, les bassins versants et les types de milieu ont de plus été caractérisés par certains taxons qui leur sont propres. La valeur de ces taxons indicateurs du milieu a été calculée à l'aide de la fonction *multipatt* du package *indicspecies* selon la définition de Dufrêne et Legendre (1997 cités par Castella, 2020) comme le produit de a) le rapport de l'abondance moyenne de l'espèce dans les sites du groupe considéré et de son abondance moyenne dans l'ensemble des relevés, et de b) la fréquence de l'espèce dans les relevés du groupe considéré.

Finalement, une analyse de la coinertie entre les variables de milieu et les variables taxonomiques a été effectuée (Dolédec et Chessel, 1994).

Nous avons utilisé le test de la somme des rangs de Wilcoxon pour les différents tests de comparaison entre les stations, les bassins versants et les milieux et le seuil de significativité retenu était fixé à 5%.

### 3. Résultats

#### 3.1. Variables environnementales

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) effectuée pour la date D1 (juin 2020) montre une corrélation positive entre la turbidité et la conductivité le long de l'axe horizontal (**Figure 9a**). La température est quant à elle fortement corrélée avec l'axe vertical. Les deux premiers axes de l'ACP expriment respectivement 55 et 36% de l'information. Il y a une forte logique par bassin versant, celui de la Printze présentant une grande homogénéité dans ses variables environnementales (**9b** et **9c**). Seules les stations SIO et BEN s'éloignent de leurs zones respectives par des températures respectivement plus et moins élevées que les autres stations du même bassin. Le regroupement des stations par type de cours d'eau (bisse vs. rivière, **9d**) permet de constater une plus faible discrimination qu'entre bassins versants.

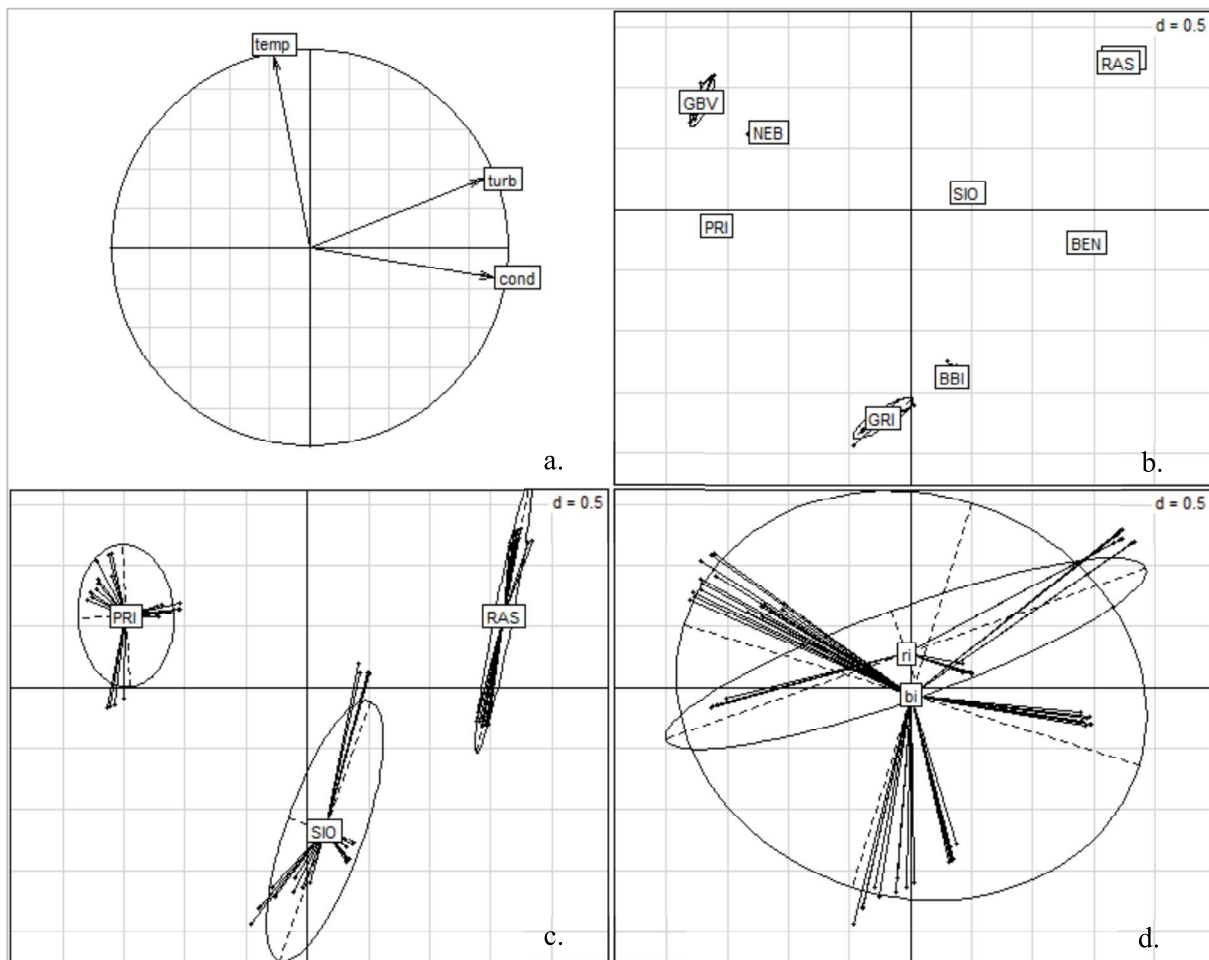


Figure 9 : ACP de trois variables de milieu (température, conductivité et turbidité) en  $\log(x+1)$  en juin 2020 (date D1). a. Cercle des corrélations. b. Ordination des stations. c. Ordination des stations par bassin versant. d. Ordination des stations par type de milieu.

Les valeurs de conductivité mesurées en octobre 2020 (D2) dans les différentes stations n'étaient dans l'ensemble que faiblement plus élevées que celles de juin (D1) (**Figure 10**). Il est à noter un changement important de la conductivité de la station MAR entre les deux dates ; lors de la deuxième campagne de mesure (D2), cette station était déconnectée de la rivière qui l'alimentait en juin (RAS) mais recevait de l'eau par le biais de ruissellements le long de parois rocheuses couvertes de mousse. Le bassin versant de la Printze (PRI, NEB, GBV) présente des conductivités légèrement inférieures à celles des autres bassins versants, et il n'y a pas de différence perceptible entre les bisses et les rivières.

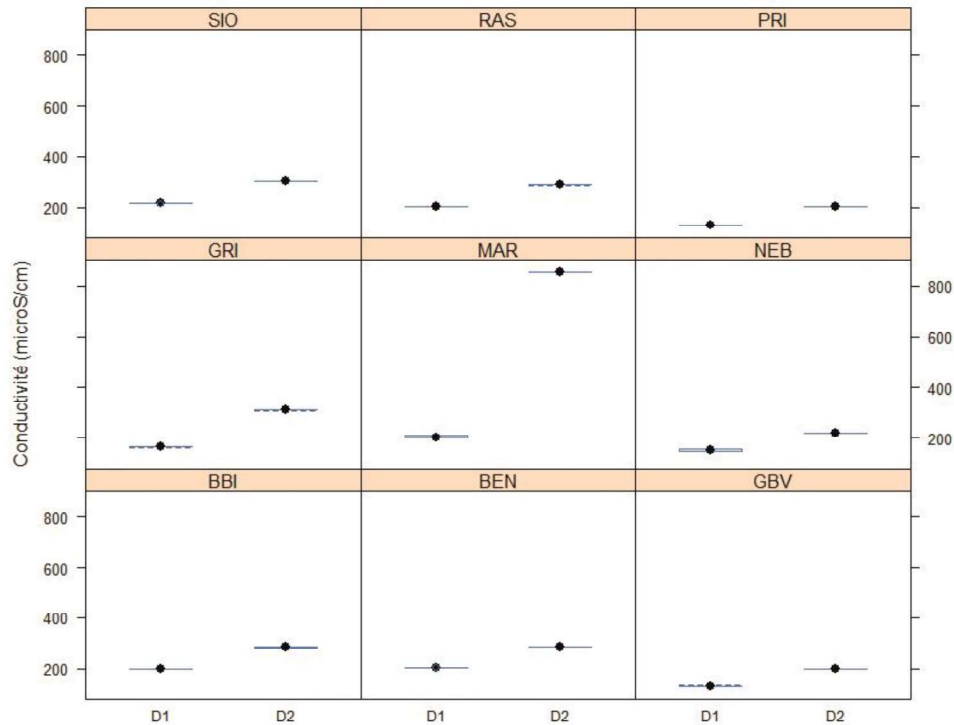


Figure 10 : Conductivité par station, mesurée en juin (D1) et octobre (D2) 2020.

Ce constat se confirme également pour la mesure de la turbidité, qui ne varie pas spécifiquement entre les bisces et les rivières (**Figure 11**). La turbidité de RAS, MAR et BEN -qui possèdent tous les trois un régime hydrologique à composante glaciaire-, est plus élevée que celles des stations des autres bassins versants, particulièrement en juin. Pour ces trois stations, la turbidité a connu une forte diminution entre juin et octobre.

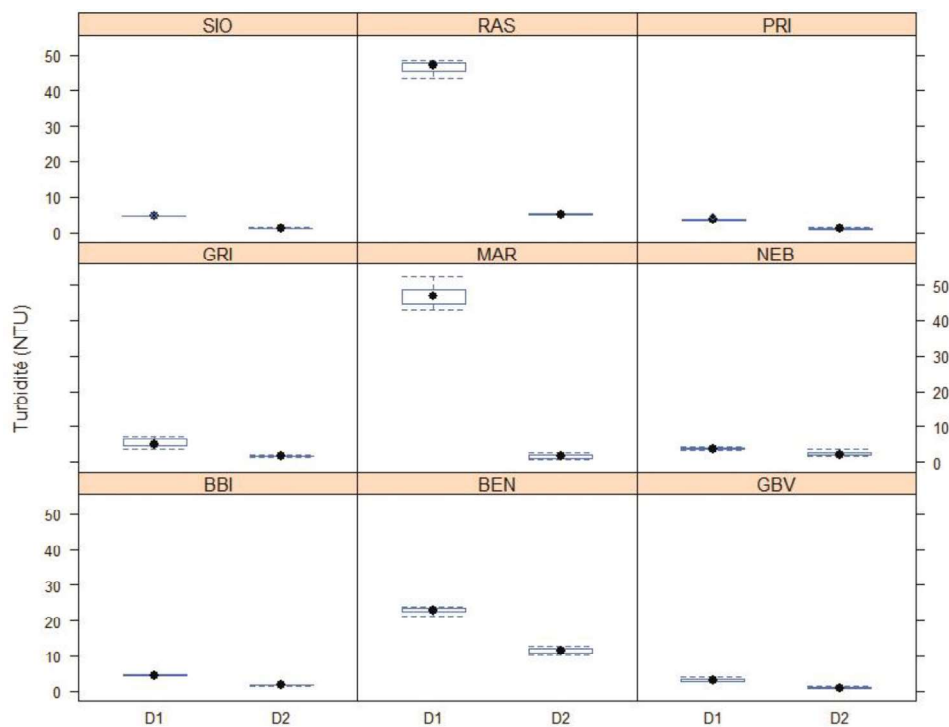


Figure 11 : Turbidité par station, mesurée en juin (D1) et octobre (D2) 2020.

La comparaison entre les températures de l'eau relevées dans les bisses et les rivières et les températures de l'air mesurées à Sion et Venthône témoigne de degrés de sensibilité différents de la température de l'eau aux variations de la température de l'air, selon les milieux (**Figure 12**).

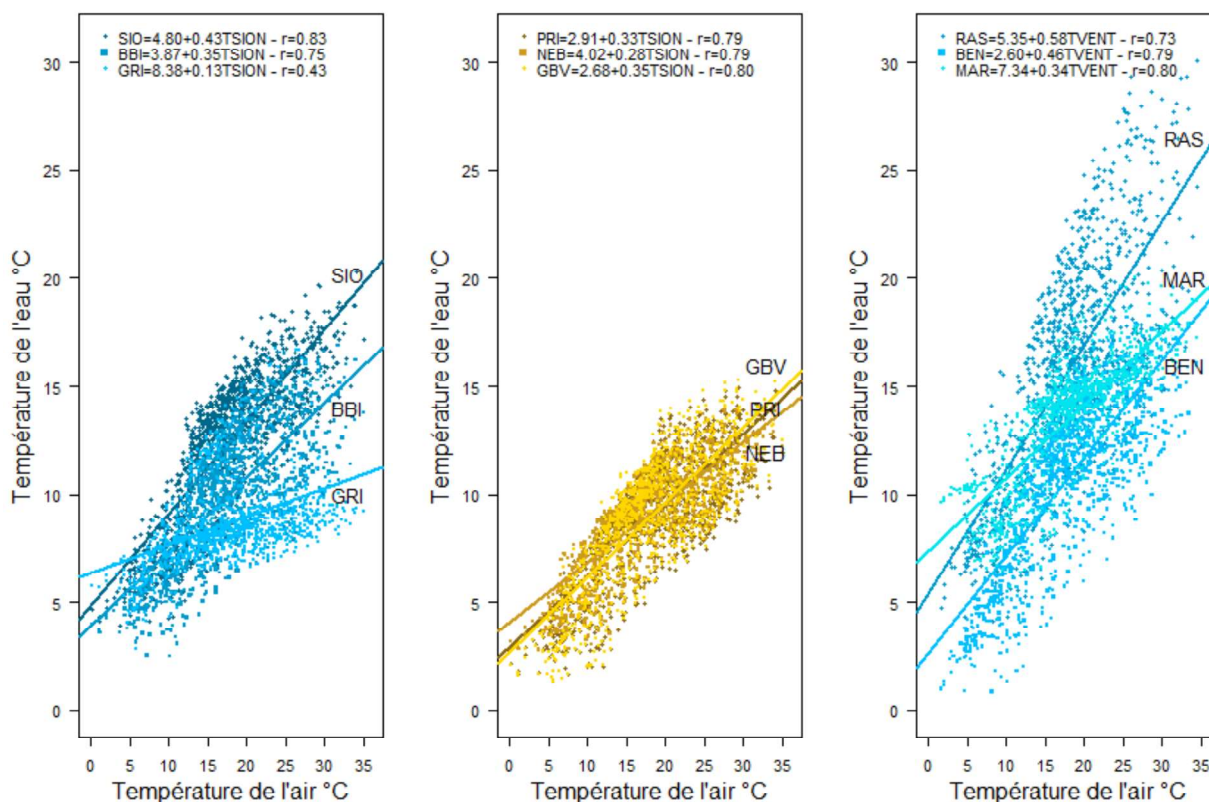


Figure 12 : Relations entre les températures de l'air et de l'eau (°C) des différentes stations, par bassin versant (TSION : Température de l'air à Sion, TVENT : Température de l'air à Venthône) pour la période juillet – octobre 2020.

Dans cinq des six bisses, la droite de la relation entre la température de l'air et de l'eau a une plus faible pente que celle de la rivière du même bassin versant. La pente de la droite du sixième bisse, GBV, n'est pas significativement différente de la pente de la droite de la rivière PRI (**Tableau 2**).

Station	Coefficient de corrélation (Pearson) Teau ~ Tair	p-value	Pente de la relation Teau ~ Tair	Intervalle de confiance à 95%	Significativité de la différence de pentes (p-value)	
					SIO	GRI
SIO	0,83	< 2,2e-16	0,430	0,412 - 0,447		
GRI	0,43	< 2,2e-16	0,130	0,113 - 0,147	<,0001	
BBI	0,75	< 2,2e-16	0,346	0,329 - 0,363	<,0001	<,0001
					PRI	GBV
PRI	0,79	< 2,2e-16	0,329	0,315 - 0,344		
GBV	0,80	< 2,2e-16	0,350	0,335 - 0,364	0,1276	
NEB	0,79	< 2,2e-16	0,276	0,261 - 0,291	<,0001	<,0001
					RAS	BEN
RAS	0,73	< 2,2e-16	0,577	0,553 - 0,601		
BEN	0,79	< 2,2e-16	0,454	0,430 - 0,478	<,0001	
MAR	0,80	< 2,2e-16	0,341	0,317 - 0,365	<,0001	<,0001

Tableau 2 : Coefficient de corrélation et pente des relations température de l'eau – température de l'air pour les trois rivières (SIO, PRI, RAS) et leurs bisses (juillet – octobre 2020) et test de la significativité des différences de pentes par bassin.

Le bisse GRI se distingue par sa plus faible réaction aux variations de la température de l'air, formant ainsi un milieu aux températures de l'eau plus homogènes au fil de la période mesurée que dans les autres stations. Sa température est moins corrélée à celle de l'air à Sion ( $r = 0,43$ ) que la température de SIO ( $r = 0,83$ ) ou celle de BBI ( $r = 0,75$ ) avec cette même température de l'air.

En observant les données de plus près, nous constatons que la température de l'eau de GRI se met à être très proche de celle de SIO et de celle de l'air peu après le 14 septembre 2020. La séparation des données en deux périodes temporelles (avant et après cette date) permet de constater que les deux modèles linéaires de comparaison entre la température de l'eau de BBI et celle de SIO, puis celle de l'air à Sion, n'ont en effet pas le même comportement, laissant présager que le capteur n'était plus dans l'eau pendant un certain temps après le 14 septembre (**Annexe 1**). Le thermomètre a par ailleurs été découvert à sec et remis dans l'eau le 11 octobre 2020. Le capteur de la rivière RAS était quant à lui hors de l'eau le 16 octobre 2020, et la forte diminution du niveau de l'eau entre les dates d'observation du 4 juin et du 17 juillet 2020 n'exclut pas que le thermomètre ait pu se retrouver hors de l'eau, ou immergé mais hors du débit principal, pendant certaines périodes.

Une observation des valeurs absolues de la température au fil du mois d'août 2020 permet de noter que dans le cadre du bassin versant de la Sionne, la station SIO (1220m d'altitude) présente des températures d'eau plus élevées que BBI (1361m d'altitude), GRI arrivant en dernière position (1197m d'altitude) (**Figure 13**). Les températures de la rivière et des bisses du bassin versant de la Printze, toutes mesurées entre 1380 et 1530m d'altitude, se confondent pendant le mois d'août 2020. En ce qui concerne le bassin versant de la Raspille, les courbes de température des deux bisses (MAR et BEN) sont parfaitement corrélées entre elles, même si MAR présente des températures plus élevées d'environ 4-5°C que BEN. Les températures relevées dans la rivière RAS sont supérieures à celles des deux bisses du même bassin versant. Le bisse MAR s'illustre avec une température de l'eau mesurée à 9,6°C lorsque la température de l'air était au plus froid à Venthône (1,7°C). Il est toutefois à noter que l'altitude des points de mesure varie fortement entre les stations (**Tableau 1**, chapitre 2.2.) : la température de l'eau de RAS a été mesurée à 626m, celle de MAR à 639m, celle de BEN à 1099m et la température de l'air à Venthône à 740m d'altitude. Ainsi, les différences d'altitude pourraient expliquer une partie de cet particularité thermique, tout comme l'absence d'eau en provenance de RAS en fin de saison (voir ci-dessus, p. 22).

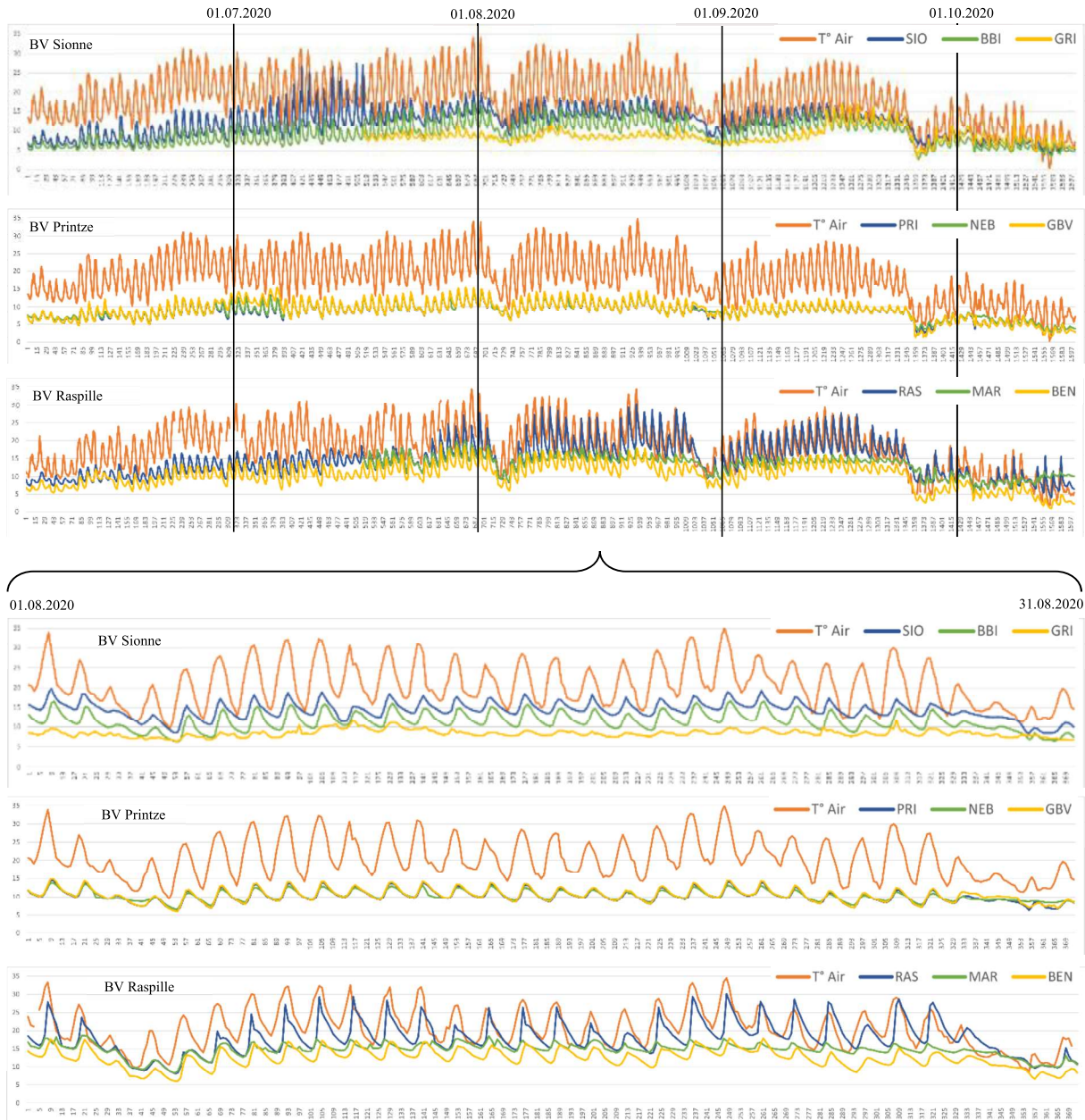


Figure 13 : Température (°C) de l'air et de l'eau dans les différents bassins versants, du 4 juin au 16 octobre 2020, puis pour le mois d'août 2020. Pour les bassins versants de la Sionne et de la Printze, la température de l'air est mesurée à Sion. Pour le bassin de la Raspille, c'est la température de l'air à Venthône qui est utilisée.

À l'exception de la station GBV (présence de bryophytes aquatiques), le fond des bisses et rivières était largement dépourvu de végétation. La profondeur mesurée dans les différents points de prélèvement de la faune aquatique variait entre 3 (BEN) et 27cm (BBI). À l'échelle des stations, RAS se distingue par son hétérogénéité et BBI par ses profondeurs plus importantes (**Figure 14a**). Les rivières PRI et RAS sont plus profondes que leurs bisses respectifs, contrairement à SIO dont la médiane des profondeurs se trouve en dessous de celles de GRI et BBI. Aucune tendance par bassin n'est perceptible. Les vitesses de courant mesurées varient entre 0,4 (PRI) et 1,5m/s (GBV) de moyenne par point mais ne montrent pas de différences systématiques entre bassins ou entre rivières et bisses (**Figure 14b**).

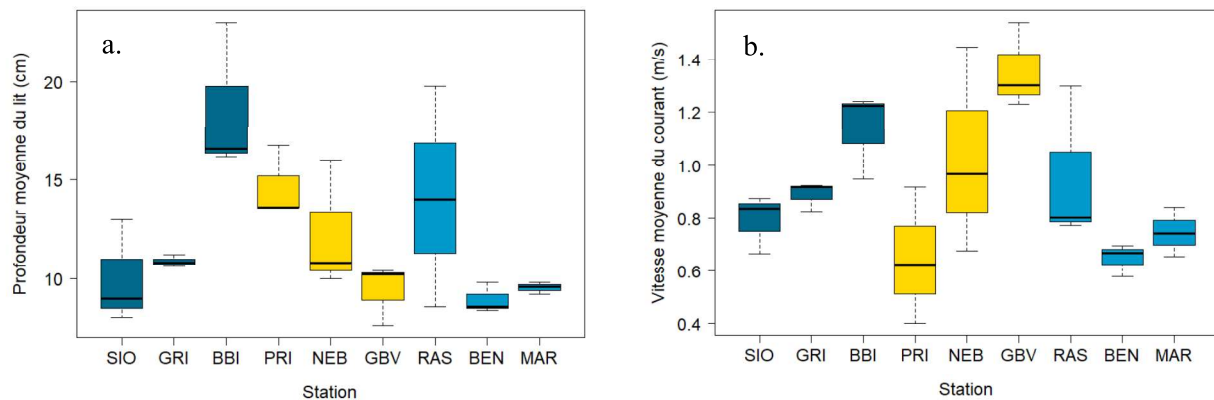


Figure 14 : a. Profondeur moyenne des points de prélèvement de la faune dans les différentes stations (cm). b. Vitesse moyenne du courant (m/s) dans les mêmes points. Le bleu foncé représente les bisses et rivières du bassin versant de la Sionne, le jaune est employé pour le bassin versant de la Printze et le bleu clair pour celui de la Raspille.

Le substrat des différents bisses et rivières est majoritairement fait de blocs (> 20cm), de galets et de graviers (**Figure 15**), sans nette différence entre les bassins ou entre les rivières et les bisses. La station RAS se distingue par son lit entièrement constitué de gros blocs alors que les bisses du même bassin versant ont une prédominance de graviers fins.

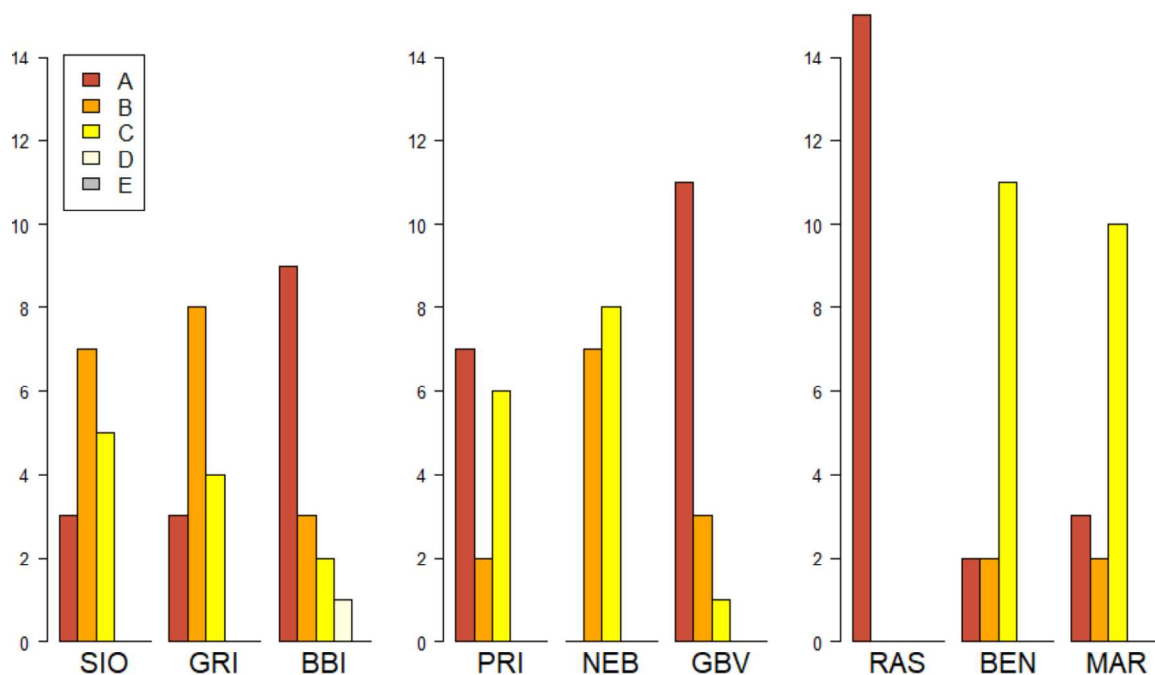


Figure 15 : Distribution des types de substrat dans les différents points de prélèvement de chaque station (A = blocs de plus de 20cm, B = galets (5-20cm), C = graviers (0,2-5cm), D = sables (0,01-0,2cm), E = limons (<0,01cm)).

## 3.2. Analyse faunistique - Macroinvertébrés

### 3.2.1. Composition taxonomique

Au total, 6'574 individus ont été recensés dans les 27 prélèvements, avec une abondance minimale de 85 (RAS) et maximale de 1319 (BBI) macroinvertébrés par station (cumul de trois prélèvements) (**Annexe 2**). Les groupes taxonomiques dominants sont les Chironomidae (30,9% de l'abondance totale), les Baetidae (25,1%), les Nemouridae (13,2%), les Oligochaeta (8,4%) et les Simuliidae (7,4%). Les macroinvertébrés identifiés appartiennent à 64 groupes taxonomiques (taxons dans la suite du texte) qui ont été considérés dans l'analyse. Quatorze de ceux-ci ne sont représentés que par un seul individu.

Parmi les organismes qui ont pu être déterminés à l'espèce, un seul est présent sur la liste rouge des espèces menacées de Suisse (Lubini, Knispel, Sartori, et al., 2012). Il s'agit de *Metanoea flavipennis* (famille des Trichoptères Limnephilidae), qui a un statut de « potentiellement menacé » et dont 9 individus étaient présents dans la Printze (PRI) et 19 dans le Bisse d'En-Bas (NEB).

L'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) sur les logarithmes des abondances (**Figure 16**) permet de constater que la composition taxonomique varie notablement entre les différentes stations à l'exception de SIO et GRI qui sont très similaires (**16a**). Cette distinction est d'autant plus marquée entre les bassins versants (**16b**), alors qu'il n'y a que peu de différence entre la composition taxonomique des bisses et celle des rivières considérés globalement (**16c**). En singularisant le bisse permanent (BBI), celui-ci se différencie des deux autres types de milieux (**16d**).

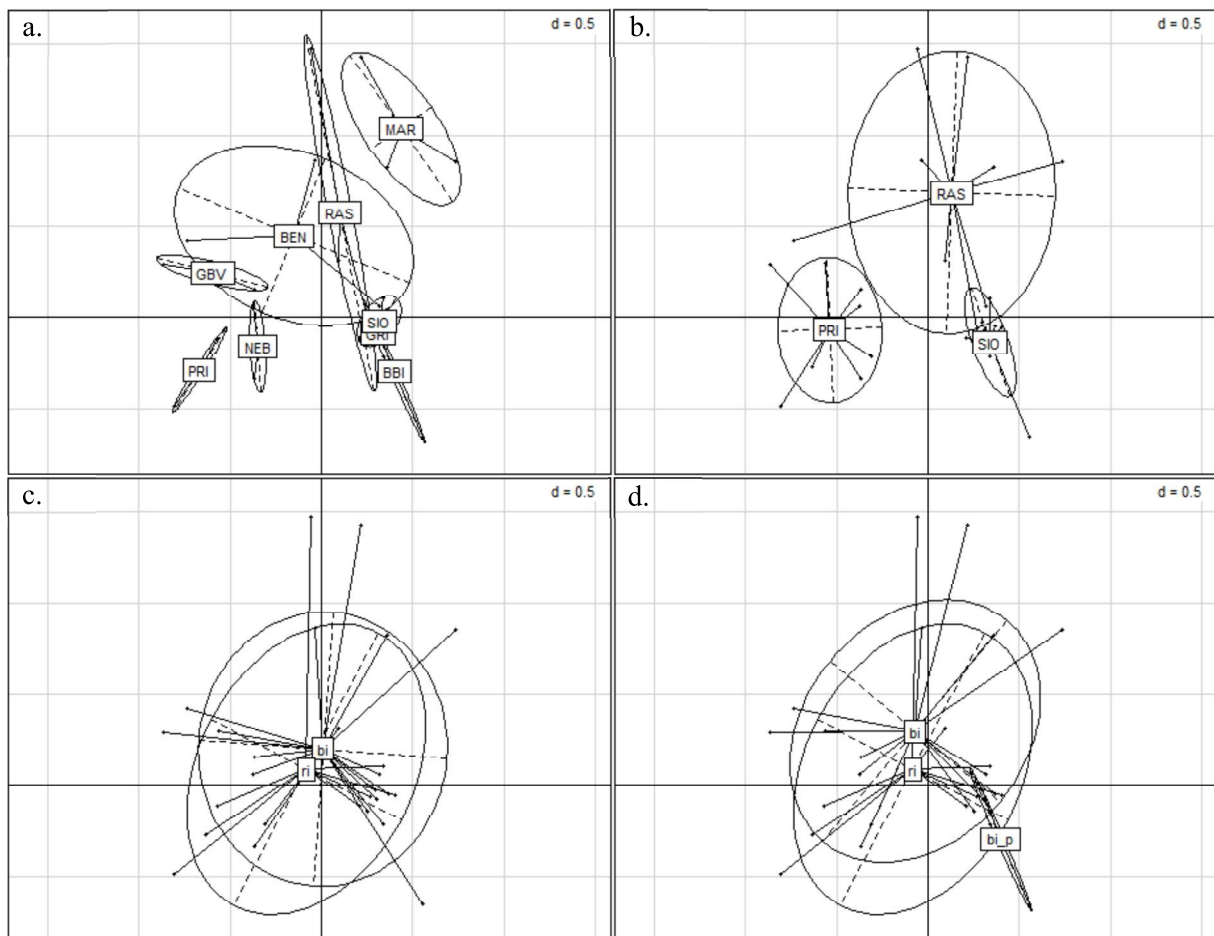


Figure 16 : AFC du tableau contenant l'abondance (en  $\log(x+1)$ ) de 64 taxons dans 27 prélèvements appartenant à 9 stations. a. Ordination globale des stations. b. Ordination des stations par bassin versant. c. Ordination des stations par type (rivière ou bisse). d. Ordination des stations par type (rivière, bisse ou bisse permanent). Les deux premiers axes de l'AFC expriment respectivement 13,1% et 10,6% de l'information.



### 3.2.2. Richesses taxonomiques par prélèvement et par station

La richesse taxonomique par prélèvement (**Figure 17a**) varie entre 6 (GBV3) et 32 (BBI1) pour une moyenne de 18,9 alors que la richesse taxonomique cumulée par station s'élève au minimum à 21 (GBV) et au maximum à 34 (BBI) pour une moyenne de 28,2 (**17b**).

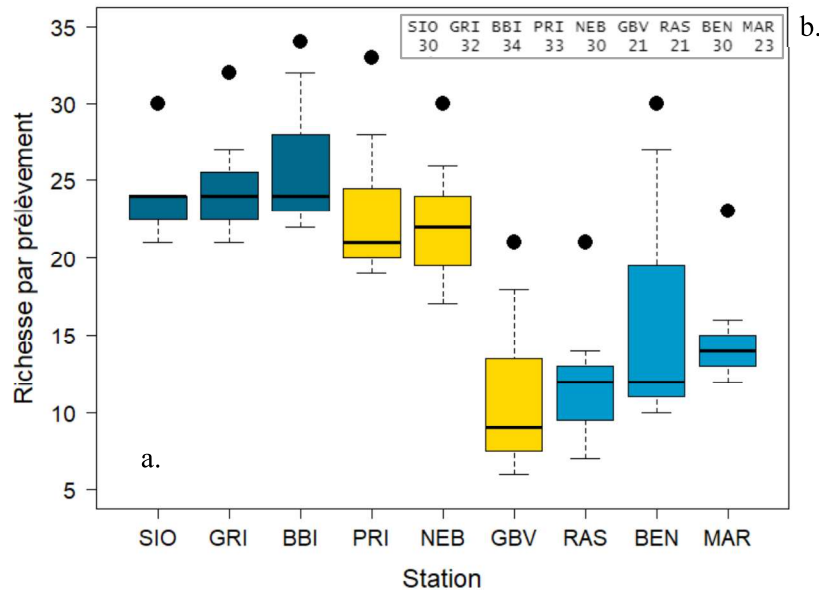


Figure 17 : a. Richesse taxonomique par prélèvement (boxplots) et richesse cumulée par station. Le bleu foncé représente les bisses et rivières du bassin versant de la Sionne, le jaune est employé pour le bassin versant de la Printze et le bleu clair pour celui de la Raspille. Les points noirs représentent la richesse cumulée. b. Richesse taxonomique cumulée par station.

Un effet de bassin se distingue nettement, avec des richesses par prélèvement plus élevées dans le bassin de la Sionne que dans celui de la Printze, puis de la Raspille (**Figure 18a**). La différence entre le bassin versant de Raspille et celui de la Sionne est significative au seuil  $p < 0,05$ . La différence entre le bassin versant de la Printze et celui de la Sionne frôle le seuil de la significativité ( $p = 0,056$ ), contrairement aux bassins versants de la Printze et de la Raspille ( $p = 0,132$ ) qui ne peuvent être distingués à l'aide d'une comparaison par paires (test de la somme des rangs de Wilcoxon). Le bisse GBV se différencie des résultats de son bassin versant avec une richesse cumulée bien inférieure et la médiane de la richesse par prélèvement la moins élevée de toutes les stations. Les différents prélèvements de la station BEN présentent quant à eux une grande hétérogénéité et la richesse cumulée de ce bisse est plus élevée que celle de la rivière RAS et que celle du bisse MAR. Il n'y a pas de différence significative de la richesse taxonomique entre les bisses et les rivières ( $p = 1$ ) (**Figure 18b**).

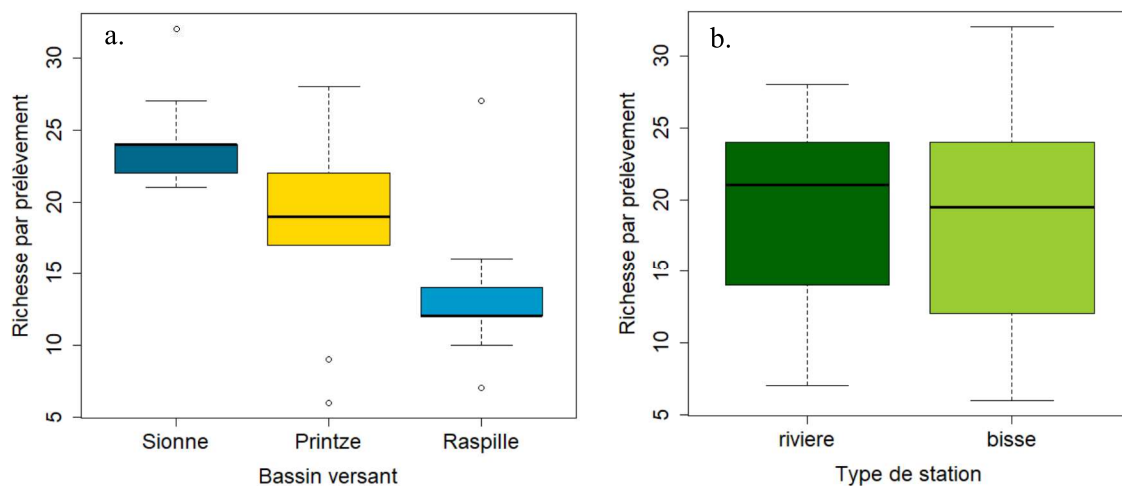


Figure 18 : Richesses par prélèvement regroupées par bassin versant (a) et par type de station (b).

### 3.2.3. Richesse raréfiée

La richesse raréfiée par station pour un tirage aléatoire de 200 individus dans le macrobenthos de chaque station varie entre 13,3 taxons pour GBV et 27 taxons pour BEN (**Figure 19**). La station RAS, ne contenant que 85 individus au total, ne possède pas d'intervalle de confiance à 95%.

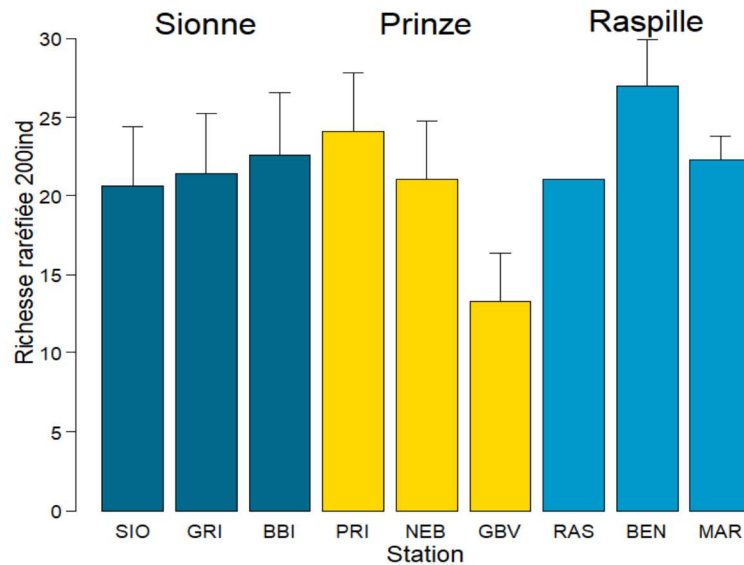


Figure 19 : Richesse raréfiée par station pour 200 individus, avec intervalles de confiance à 95%.

L'effet par bassin versant, bien visible dans le cadre de l'analyse de la richesse taxonomique par station, n'est pas déterminant lorsque l'observation porte sur la richesse raréfiée (**Figure 20a**). La comparaison par paires (test de la somme des rangs de Wilcoxon) confirme cette intuition, puisqu'aucune différence entre les bassins n'est significative au seuil  $p < 0,05$ . La paire qui s'en approche le plus est celle constituée par les bassins versants de la Raspille et de la Sionne ( $p = 0,081$ ).

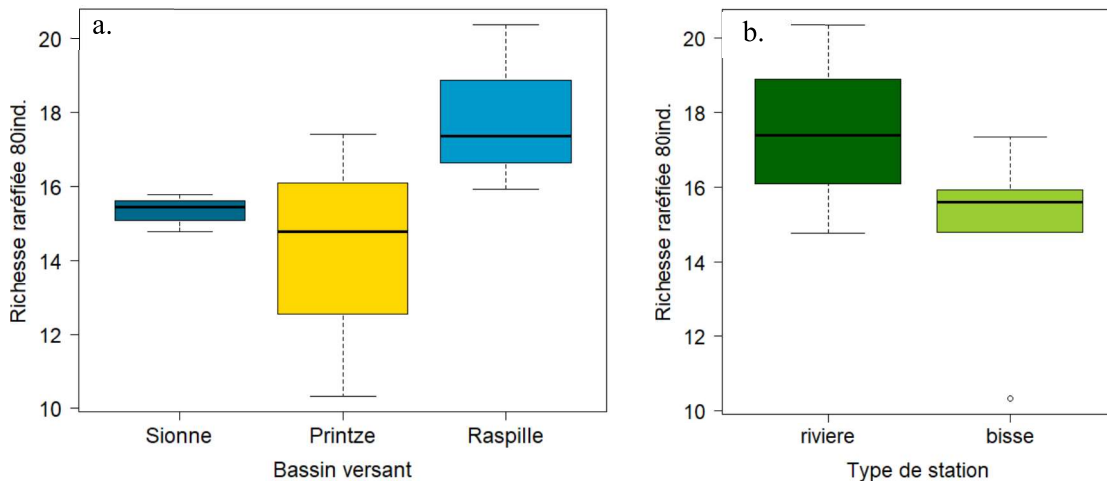


Figure 20 : Richesses raréfiées par prélèvement regroupées par bassin versant (a) et par type de station (b).

La richesse raréfiée par prélèvement pour 80 individus est plus élevée dans les rivières que dans les bisse (**Figure 20b**).

### 3.2.4. Qualité du milieu indiquée par la faune

Bien que la méthode d'échantillonnage standardisée visant au calcul de l'indice biotique IBCH (Stucki et al., 2019) n'ait pas été utilisée, nous avons repris la hiérarchie des groupes faunistiques indicateurs (GI) de l'IBCH afin de comparer l'occurrence dans les stations des taxons indicatifs des niveaux de qualité les plus élevés (GI6 – « bon », GI7, GI8 et GI9 – « Très bon ») (**Tableau 3**).

		GI	station	SIO	BBI	GRI	PRI	NEB	GBV	RAS	BEN	MAR
Plecoptera	Perlidae	9	<i>Perla grandis</i>		1							
Plecoptera	Perlidae	9	<i>Perla sp</i>				1					
Plecoptera	Perlodidae	9	<i>Isoperla rivulorum</i>		24		1					
Trichoptera	Philopotamidae	8	<i>Philopotamus ludificatus</i>		1							
Trichoptera	Glossosomatidae	7	<i>Glossosoma conformis boltoni</i>	3	2							
Trichoptera	Glossosomatidae	7	<i>Glossosoma sp</i>					1				
Trichoptera	Goeridae	7	<i>Lithax niger</i>									1
Trichoptera	Odontoceridae	7	<i>Odontocerum albicorne</i>		2							
Plecoptera	Leuctridae	6	<i>Leuctra sp</i>	19	14	14	21	16	5		2	
Trichoptera	Sericostomatidae	6	<i>Sericostoma personatum flavicorne</i>	1	15			1				

Tableau 3 : Abondance par station des taxons appartenant aux groupes indicateurs (GI) des niveaux de qualité supérieurs du système d'indice biotique suisse (IBCH ; Stucki et al., 2019).

Le résultat de cet examen coïncide avec celui des richesses taxonomiques. Avec 5 taxons appartenant aux groupes GI7 à GI9 (qualité « très bonne »), le bassin de la Sionne est indiqué par la faune comme possédant globalement une meilleure qualité que celui de la Printze (3 taxons appartenant à ces groupes) et de la Raspille (1 taxon). Parmi les sites échantillonnés dans le bassin de la Sionne, le bisse permanent BBI est indiqué comme ayant la meilleure qualité avec notamment 2 taxons de Plécoptères appartenant au groupe GI9 et un total de 5 taxons appartenant aux groupes GI7 à GI9. Notons également que les abondances cumulées de ces taxons indicateurs de qualité sont les plus élevées dans le bassin de la Sionne, alors que ces taxons sont très peu abondants pour les sites de la Raspille.

### 3.2.5. Taxons indicateurs du milieu

L'analyse des taxons indicateurs du milieu permet de constater que les bassins versants de la Sionne et de la Printze en possèdent plusieurs chacun, contrairement au bassin versant de la Raspille (**Tableau 4**). Seules quatre stations (GRI, BBI, PRI et NEB) possèdent des taxons indicateurs qui leur sont propres et un seul taxon (*Hydracarina*) est indicateur du type de milieu « rivière », contre aucun pour « bisse ». Une version plus détaillée du **Tableau 4** est disponible en annexe (**Annexe 3**).

				BV			TYPE		STATION										
				BV Sionne	BV Printze	BV Raspille	Rivière	Bisse	Sionne	Grainistat	Bianlla	Printze	Et-Bas	Grand Bisse de Vex	Raspille	Bénoir	Marais		
				BY1	BY2	BY3	ri	bi	SIO	GRI	BB1	PRI	NEB	GBV	RAS	BEN	MAR		
<b>Annelida</b>	Oligochaeta	Oligochaeta	Ann01																
<b>Coleoptera</b>	Elmidae	<i>Limnius</i>	Col03																
<b>Coleoptera</b>	Elmidae	<i>Riolus</i>	Col04																
<b>Coleoptera</b>	Hydraenidae	<i>Hydraena</i>	Col05																
<b>Diptera</b>	Athericidae	<i>Atherix</i>	Dip01																
<b>Diptera</b>	Chironomidae	Chironominae	Dip06																
<b>Diptera</b>	Chironomidae	Orthocladinae	Dip08																
<b>Diptera</b>	Chironomidae	Tanytopinae	Dip09																
<b>Diptera</b>	Limoniidae	Limoniini	Dip17																
<b>Diptera</b>	Limoniidae	Pedicini	Dip18																
<b>Diptera</b>	Psychodidae	Psychodidae	Dip20																
<b>Diptera</b>	Simuliidae	Simuliidae	Dip22																
<b>Diptera</b>	Stratiomyidae	Stratiomyidae	Dip23																
<b>Ephemeroptera</b>	Heptageniidae	<i>Ecdyonurus gr. helveticus</i>	Eph02																
<b>Ephemeroptera</b>	Heptageniidae	<i>Rhithrogena</i>	Eph04																
<b>Hydracarina</b>	Hydracarina	Hydracarina	Hyd01																
<b>Plecoptera</b>	Leuctridae	<i>Leuctra</i>	Ple01																
<b>Plecoptera</b>	Nemouridae	<i>Amphinemura cf. sulcicollis</i>	Ple02																
<b>Plecoptera</b>	Perlodidae	<i>Isoperla rivulorum</i>	Ple06																
<b>Trichoptera</b>	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i>	Tri03																
<b>Trichoptera</b>	Limnephilidae	<i>Drusus biguttatus</i>	Tri04																
<b>Trichoptera</b>	Limnephilidae	Limnephilinae	Tri05																
<b>Trichoptera</b>	Limnephilidae	<i>Metanoea flavipennis</i>	Tri06																
<b>Trichoptera</b>	Rhyacophilidae	<i>Rhyacophila gr. dorsalis</i>	Tri11																
<b>Trichoptera</b>	Rhyacophilidae	<i>Rhyacophila intermedia</i>	Tri12																
<b>Trichoptera</b>	Rhyacophilidae	<i>Rhyacophila torrentium</i>	Tri13																
<b>Trichoptera</b>	Sericostomatidae	<i>Sericostoma personatum flavicorne</i>	Tri14																
<b>Turbellaria</b>	Turbellaria	Turbellaria	Tur01																

Tableau 4 : Taxons indicateurs des différents bassins versants, types de cours d'eau et stations. Les cases en gris foncé signifient que le taxon est spécifique à une seule colonne, alors que les cases en gris clair représentent les taxons significatifs pour plusieurs colonnes. Les groupes composés de plus de deux stations ont été ignorés dans ce schéma pour éviter une certaine redondance avec les bassins versants et leurs trois bisces et rivière.

Le lien des taxons indicateurs avec les groupes de relevés qui leur sont associés peut également être visualisé en représentant leur abondance (en  $\log+1$ ) par station, bassin versant ou type de milieu (**Figure 21**). Parmi les exemples choisis, *Sericostoma personatum/flavicorne* est indicateur de la station BBI (**21a**), *Atherix* du bassin versant de la Printze (**21b**) et *Hydracarina* du milieu « rivière » (**21c**).

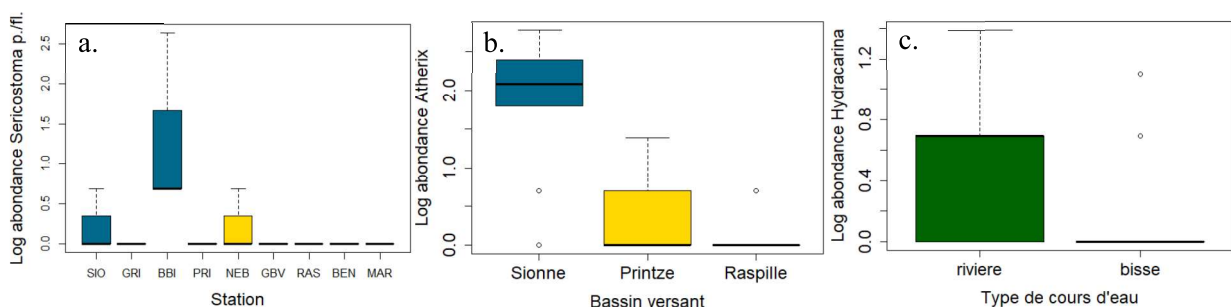


Figure 21 : Abondance (en  $\log+1$ ) par prélèvement des taxons *Sericostoma personatum/flavicorne* (a), *Atherix* (b) et *Hydracarina* (c), indicateurs pour trois niveaux de regroupement des prélèvements, respectivement la station BBI, le bassin de la Sionne et les rivières.

### 3.3. Analyse de la relation entre les variables de milieu et les données faunistiques

L'analyse de co-inertie réalisée à partir de l'ACP normée des variables de milieu (conductivité, température, turbidité) et de l'AFC des données faunistiques présente une co-structure à la limite de la significativité ( $p = 0,053$ ) (**Figure 22d**). Compte tenu de la très bonne coïncidence des relevés

faunistiques et environnementaux (**Figure 22a**), ce résultat peut être associé au faible nombre de stations.

L'ordination conjointe des stations par la faune et par les variables de milieu (**Figure 22a**) souligne donc une très forte coïncidence entre les deux « points de vue ». En effet, les différences entre stations apparaissent bien plus grandes que les différences entre le point de vue des variables et le point de vue de la faune, à tel point que les segments reliant ces deux points sont à peine visibles sous les noms des stations sur la **Figure 22a**. La structure inter-bassin apparaît forte sur cette même figure avec une bonne séparation des bassins versants, celui de la Printze (quadrant inférieur droit) s'opposant à celui de la Raspille (quadrant supérieur gauche) et la Sionne occupant une position intermédiaire. Dans le bassin de la Sionne, le chevauchement des points indique une forte ressemblance entre rivière et bisses. En ce qui concerne le bassin versant de la Printze, les deux bisses (NEB, GBV) s'éloignent de la rivière avec des températures relativement plus élevées lors des prélèvements de juin (axe vertical). Dans le bassin de la Raspille, les deux bisses (BEN, MAR) s'éloignent de la rivière avec des turbidités et conductivités plus élevées que dans la rivière (axe horizontal).

L'ordination des taxons (**22b**) est décomposée par ordre (coléoptères, diptères, éphéméroptères, plécoptères, trichoptères, divers) en **Annexe 4**.

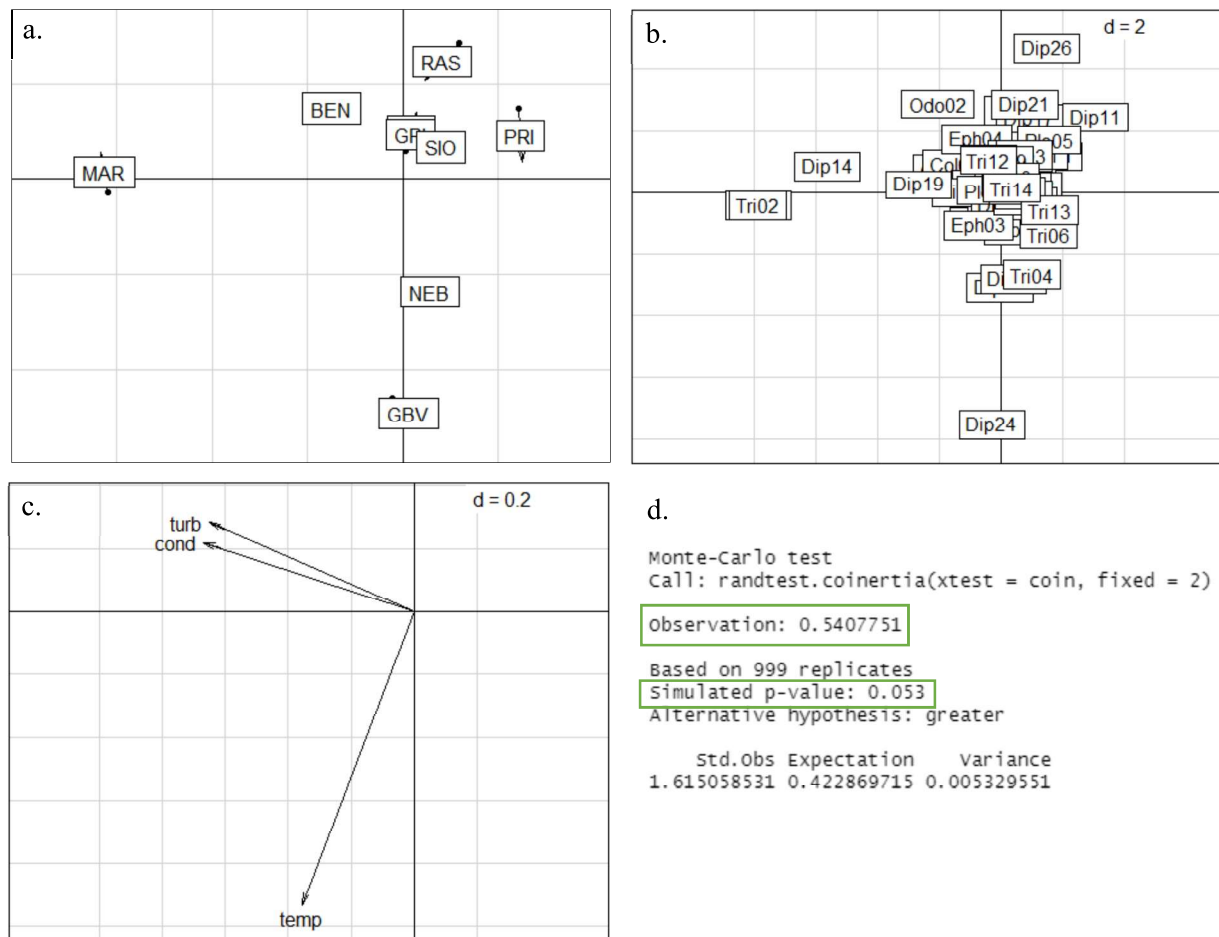


Figure 22 : Analyse de la co-inertie entre une ACP normée des trois variables de milieu et l'AFC de la distribution des 64 taxons. a. Ordination des stations par les variables de milieu (origine des flèches) et par les taxons (pointes des flèches). b. Ordination des taxons. c. Ordination des variables de milieu (X). d. Test de permutation de Monte-Carlo.

## 4. Discussion

L'objectif premier de ce travail consistait à explorer le benthos des bisses pour tester l'hypothèse selon laquelle le caractère temporaire, l'origine artificielle et l'entretien des bisses ne constituaient pas des obstacles à la présence de macroinvertébrés aquatiques. Contrairement à ce qu'affirmait la seule source à ce propos, nos résultats ne semblent pas établir que l'absence de débit permanent « limite, voire élimine, la vie aquatique » et que les macroinvertébrés vivant dans les bisses ne sont que « des individus isolés se déplaçant sans parcours fixe ni constant » (Perraudin Kalbermatter, 1995). Nos relevés attestent davantage que les bisses étudiés sont des milieux possédant des caractéristiques d'habitat permettant une colonisation par de nombreux invertébrés aquatiques en dépit de leur régime hydrologique artificialisé.

### 4.1. Variables environnementales

#### 4.1.1. Caractéristiques physico-chimiques

Les différentes stations témoignent d'un fort effet de bassin versant en matière de paramètres physico-chimiques (conductivité, turbidité, température) et se démarquent nettement les unes des autres. La Raspille, rivière à origine glaciaire, et ses deux bisses présentent un niveau de turbidité plus élevé en juin que les autres stations. Ils s'éloignent toutefois des autres caractéristiques typiques des milieux glaciaires (Ilg, 2001) avec une conductivité et une température dans les mêmes ordres de grandeur que la Sionne et son régime nival et la Printze avec ses eaux issues d'un Firn.

Au contraire, les variables environnementales mesurées sur les bisses ne s'écartent pas significativement de celles des rivières y relatives ; que ce soit en matière de conductivité ou de turbidité, il n'est pas possible d'attribuer spécifiquement certains paramètres à l'un ou l'autre type de milieu. La végétation, la profondeur du lit et la vitesse du courant, mesurées de façon trop locale pour pouvoir en tirer des généralisations, laissent toutefois paraître la même tendance. Seules la différence de largeur - qui suppose une plus grande hétérogénéité des microhabitats dans les rivières - et la température de l'eau font exception, puisque pour cinq des six bisses étudiés, cette dernière réagit plus faiblement aux variations de la température de l'air que l'eau des rivières. Nous pouvons donc formuler, avec prudence, l'hypothèse selon laquelle les bisses pourraient constituer un « habitat frais » pendant la période estivale. Ces résultats apparaissent en contradiction avec ceux de Verdonshot (2012), qui mentionnait une grande adaptation aux variations journalières et saisonnières dans les fossés de drainage du fait de leur lit étroit, et avec ceux de Crook et al. (1999) et Perraudin Kalbermatter (1995), qui soulignaient les températures élevées de l'eau des bisses. Si un gradient de réchauffement de l'eau lors d'un déplacement vers l'aval n'est pas perceptible entre nos trois relevés par station, qui demeurent peu distants spatialement, une analyse plus approfondie de l'évolution de la température dans la dimension longitudinale des bisses serait nécessaire pour espérer élargir ces conclusions.

#### 4.1.2. Influence humaine

Les bisses étudiés possèdent également des caractéristiques liées à leur usage agricole et touristique. Le régime hydrologique revêt un caractère unique et totalement artificiel et la mise en eau des bisses s'est déroulée à différentes dates comprises entre le 15 avril et le 8 mai 2020 (voir chapitre 2.2.), à l'exception du bisse BBI qui est en eau toute l'année et du bisse GRI qui demeure alimenté par un filet d'eau hors de sa saison d'utilisation active. Le printemps 2020 ayant été chaud, les bisses ont été mis en eau plus tôt qu'habituellement (fin avril/mai, d'après les informations reçues des communes et gardes du bisse). Lors des relevés effectués les 3 et 4 juin 2020, BEN recevait donc de l'eau depuis plus d'un mois et demi alors que GBV n'était en fonction que depuis moins de quatre semaines. Puisque les bisses sont mis en fonction chaque printemps et asséchés en automne, ces *dérangements* (disturbance) au sens de Lake (2000) possèdent une certaine cyclicité. Ils interviennent toutefois de façon brutale par le biais de l'ouverture et de la fermeture de l'écluse, sans arrivée ou absence d'eau progressive. Ainsi, nous

évaluons la perturbation comme un dérangement de type *press*, l'eau injectée dans le lit du bisse créant rapidement un milieu aux nouvelles conditions de vie.

Comme appris lors des interviews téléphoniques, la majeure partie des travaux d'entretien des bisses en 2020 consistait en une remise en l'état avant la mise en eau pour la saison, à l'exception de BEN dont le fond a été curé à l'aide de pelles mécaniques. Puisque notre campagne de terrain a eu lieu au début du mois de juin 2020, seul cet entretien avait été réalisé sur les bisses de notre étude et nous avons constaté une certaine homogénéité dans les méthodes d'entretien de BBI, GRI, NEB, GBV et MAR.

D'après nos résultats, seules les caractéristiques anthropiques (durée de mise en eau et travaux d'entretien) différencient donc les paramètres environnementaux des bisses de ceux de leur rivière-source, en plus des caractéristiques physiques citées au chapitre précédent (largeur du lit et température de l'eau). Ce constat nous permet d'ancrer définitivement cette recherche dans la lignée de la littérature sur les milieux temporaires en offrant une comparaison entre la faune de deux types de milieux très proches, l'un étant toutefois à sec une partie de l'année.

## 4.2. Relation macroinvertébrés / variables environnementales

### 4.2.1. La contribution des bisses à la diversité biologique des bassins versants

Comme mentionné dans notre synthèse bibliographique, de nombreuses études témoignent qu'une plus grande variété des habitats favorise la cohabitation des espèces en accroissant la diversité gamma de la zone (Ilg et al., 2001; Lods-Crozet, 2012; Leslie et al., 2012; Verdonshot et al., 2011). Nous formulons donc au début de ce travail l'hypothèse selon laquelle les bisses, du fait de leurs caractéristiques environnementales que nous imaginions très différentes de celles des rivières, possédaient une faune présentant peu de ressemblances avec celle des cours d'eaux environnants et augmentaient ainsi la diversité globale. Or, les variables environnementales des rivières et des bisses ne semblent pas diverger suffisamment pour que nous puissions affirmer, à l'aide de nos résultats, que les bisses accroissent significativement la diversité gamma de l'ensemble de la zone étudiée. En effet, nos relevés faunistiques soulignent la présence d'une faune benthique des bisses très similaire à celle des rivières et dépendant davantage de son bassin versant ou de sa station que du type de milieu. Le milieu « bisse » ne possède d'ailleurs aucun taxon indicateur, c'est-à-dire aucun taxon qui lui est propre, contre un seul pour le milieu « rivière ». Si le nombre de bisses étudiés est trop faible pour en tirer des conclusions généralisables, il est à noter qu'à l'échelle des stations, trois bisses (GRI, BBI, NEB) possèdent un ou deux taxons indicateurs.

Les bisses contribuent toutefois à la multiplication des habitats pour la faune de la zone, puisque nos résultats font état d'abondances systématiquement plus élevées dans les bisses que dans les rivières y relatives. Cette augmentation était de l'ordre de 19 et 27% pour GRI et BBI par rapport à SIO, de 42 et 67% pour GBV et NEB par rapport à PRI et de 155 et 211% pour MAR et BEN par rapport à RAS. Le bassin versant de la Raspille ne contenait que 8,6% de l'abondance totale (tous bassins confondus) en macroinvertébrés ; un chiffre potentiellement explicable par l'origine glaciaire de son eau (Milner et al., 2001; Ilg et al., 2001), bien que son caractère ne soit pas très marqué (voir chapitre 4.1.1.).

L'ordination conjointe des stations par la faune et par les variables de milieu témoigne d'une très forte relation entre ces deux points de vue. La présence des différents taxons découverts n'est donc pas le fruit du hasard puisqu'ils constituent des assemblages explicables par les variables physiques et hydrologiques des différentes stations étudiées. Ainsi, le caractère temporaire des bisses ne semble pas avoir fortement préterité leur utilisation par de nombreux taxons, puisque les communautés d'invertébrés n'y diffèrent pas fondamentalement de celles des rivières.

#### 4.2.2. Une faune de milieux temporaires ?

Pour la plupart des bisses, la richesse taxonomique par prélèvement élémentaire et la richesse cumulée par station atteignent des niveaux très comparables à celles des rivières, se distinguant de fait des milieux temporaires dans de nombreuses études. Nous observons une possible corrélation entre le temps écoulé depuis la mise en eau des bisses et la richesse taxonomique, la richesse cumulée par station la plus faible étant celle du dernier bisse mis en eau en 2020 (GBV), qui se détache d'ailleurs largement de la richesse des autres cours d'eau de son bassin versant. Cette différence de la richesse cumulée n'est toutefois ni perceptible dans le bassin versant de la Sionne, ni dans celui de la Raspille. En revanche, les médianes de la richesse par

prélèvement des bisses mis en eau entre le 15 (GRI, BEN, MAR) et le 23 avril 2020 (NEB) atteignent toutes un niveau équivalent ou plus élevé que celle de la rivière du bassin versant relatif, contrairement à GBV et sa mise en eau différée. Finalement, les richesses raréfiées de GRI et BBI dépassent celle de SIO et celles de BEN et MAR dépassent celle de RAS. La richesse raréfiée du bisse GBV, mis en eau le 8 mai, est quant à elle inférieure à celle du bisse NEB, elle-même légèrement inférieure à celle de la rivière PRI. Si NEB avant été mis en eau une semaine plus tôt, comme GRI, BEN et MAR, sa richesse raréfiée atteindrait-elle celle de RAS ? Si ces observations ne sont que des hypothèses du fait du faible nombre de stations étudiées, en matière de richesse, la macrofaune des bisses pourrait donc proposer une réponse de type *ramp* au dérangement causé par la mise en eau du milieu (**Figure 23**).

Les bisses et les rivières de notre étude ne possèdent pas d'assemblages faunistiques distincts, contrairement aux sites étudiés par Mathers et al. (2019) ou encore par Piano et al. (2019). Huit des douze taxons cités comme indicateurs des milieux pérennes dans cette deuxième recherche, conduite dans les Alpes italiennes, ont d'ailleurs été découverts en nombre dans les bisses non permanents, sans différence notable avec leur présence dans les rivières. Il s'agit de *Rhyacophilidae*, *Epeorus sp.*, *Ecdyonurus spp.*, *Leuctra spp.*, *Protonemura spp.*, *Sericostomatidae*, *Blephariceridae* et *Amphinemura spp.* Notons toutefois qu'en excluant le bisse BBI et les rivières, ce dernier taxon a uniquement été observé dans le bisse GRI, irrigué par un filet d'eau en hiver et ne pouvant donc pas totalement être considéré comme un milieu non permanent. L'étude de Mathers et al. (2019), bien que conduite dans un contexte géographique différent, évaluait la famille des *Elmidae* comme le taxon le plus indicateur des milieux pérennes ; dans nos résultats, les *Elmidae* sont plutôt des taxons indicateurs de la station GRI, et ils sont présents à hauteur de neuf individus dans le bisse MAR.

Les traits fonctionnels des individus découverts dans les bisses et les rivières n'ont pas été comparés. Toutefois, au vu des résultats susmentionnés, et puisque les bisses sont sujets à une mise en eau et un arrêt inopinés, nous pensons pouvoir supposer que leur macrofaune benthique n'est pas un assemblage constitué d'individus vivant dans leur lit en continu et ayant développé des moyens de survivre aux sécheresses hivernales par les moyens cités dans le chapitre 1.3.2.1., mais plutôt des taxons ayant dérivé depuis la rivière principale (colonisation mécanique) ou migré activement par les airs, *via* leurs stades adultes, après leur mise en eau. Ainsi, les bisses ne semblent pas constituer uniquement un habitat pour certains macroinvertébrés possédant des caractéristiques typiques des milieux temporaires, mais bien un milieu viable et accessible pour la majeure partie des taxons présents dans la rivière principale.

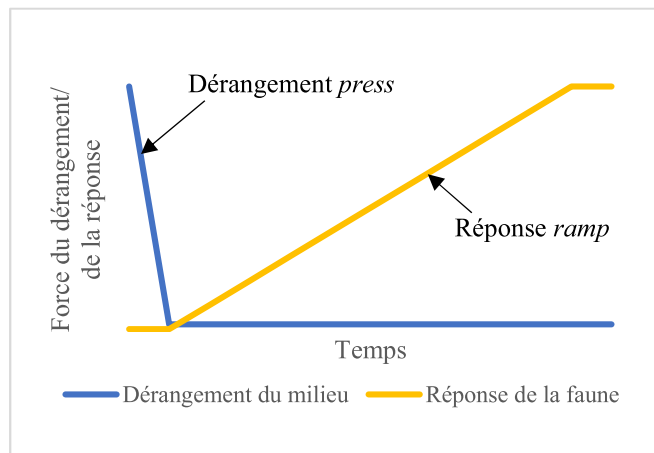


Figure 23 : Schéma de la perturbation engendrée par le retour de l'eau dans les bisses, dérivé de Lake (2003). Lors de l'ouverture des écluses au printemps, la force du dérangement « absence d'eau » diminue soudainement, laissant place à une recolonisation progressive du milieu par les macroinvertébrés aquatiques.



### 4.2.3. La recolonisation après un épisode de sécheresse

Nos résultats corroborent la littérature attestant d'une recolonisation rapide des cours d'eau temporaires (Fowler, 2004) en argumentant que sous la condition d'avoir une source d'eau aux caractéristiques environnementales analogues, la colonisation d'un milieu « aval » par la macrofaune benthique d'un milieu « amont » peut se faire en l'espace d'un ou deux mois et en atteignant des niveaux de richesse élevés. Notons toutefois que les recherches habituelles sur les milieux temporaires concernent des milieux asséchés pendant la période estivale, avec un retour de l'eau plus tard dans la saison ou en automne. Dans notre cas, l'absence d'eau a lieu pendant la période froide et durant la première moitié du printemps ; ainsi, il y a fort à parier que les possibilités de colonisation divergeaient entre notre étude et la littérature du fait de stades de vie différents de la macrofaune benthique des environs au moment du retour de l'eau.

Lake (2003) et Fowler (2004) estiment que la période d'assèchement favorise souvent à court terme certains types de taxons colonisateurs tels que les *Simuliidae* et les *Chironomidae*. S'il ne nous est pas possible d'arriver à une conclusion de ce type pour les *Simuliidae*, présents en très petit nombre dans l'ensemble de nos stations, les *Chironomidae* représentent le 40,8% de la faune du bisse « semi-permanent » GRI (contre 10,8% pour la rivière SIO et 12,74% pour le bisse permanent BBI). Cette tendance s'étend également à GBV, le dernier bisse mis en eau (69,2% de la faune) ; la différence avec la rivière de la Printze (61,8% de la faune) est néanmoins plus subtile. Les *Chironomidae* représentent toutefois 21,3% de l'effectif de NEB, 20% de RAS, 18,9% de BEN et 10,6% de MAR, ne nous permettant pas de conclure systématiquement à une plus forte colonisation des bisses par ce taxon.

Il convient finalement de revenir sur le calendrier des recherches menées par Piano et al. (2019) et Mathers et al. (2019) ; alors que les relevés de la première ont été effectués en avril de l'année suivant la sécheresse estivale et que les mesures de la deuxième ont été faites sur le long terme (26 ans), notre analyse portait sur les mois suivant la remise en eau des bisses. Ainsi, les assemblages faunistiques de ces deux études bénéficiaient d'un plus grand temps de récupération après l'épisode de perturbation. Nous nous questionnons donc comme suit : si les bisses échantillonnés en juin 2020 étaient restés irrigués dès lors, leur composition faunistique serait-elle aujourd'hui toujours la même que celle constatée dans notre analyse, ou est-ce que certaines espèces colonisatrices auraient disparu au profit d'espèces plus pérennes, comme c'était le cas dans les résultats obtenus par Piano et al. (2019) ?

### 4.2.4. Une influence humaine qui péjore la diversité taxonomique ?

La conclusion selon laquelle la faune aquatique des bisses colonise la zone lorsqu'elle est en eau plutôt que d'y subsister pendant la période sèche, par exemple dans la zone interstitielle ou sous des formes de résistance, nous permet également d'estimer que les travaux d'entretien de début de saison réalisés sur les bisses n'ont que peu d'influence sur les macroinvertébrés puisque ceux-ci sont probablement absents du lit à ce moment-là. Les bisses contenaient d'ailleurs tous des taxons indicateurs d'une « bonne » ou « très bonne » qualité du milieu d'après l'indice biotique IBCH (Stucki et al., 2019), même lorsque ce n'était pas le cas de la rivière de leur bassin versant (MAR et BEN, contrairement à RAS). Il semble toutefois pertinent de souligner que le fait d'enlever régulièrement les branches et gros cailloux du passage de l'eau homogénéise les conditions physiques du milieu, réduisant l'hétérogénéité du substrat et les possibilités de refuge.

La question de l'entretien au cours de l'année ayant été bien documentée sur les fossés de drainage, il serait intéressant d'en étudier les conséquences sur les bisses, notamment dans le cadre du fauchage de la végétation des rives ; malheureusement, l'absence d'une deuxième campagne de terrain ne nous permet pas de tirer de conclusions à ce sujet.

L'origine artificielle des bisses et la présence de structures de contrôle du courant ne semblent quant à elles pas avoir péjoré significativement la macrofaune benthique, comme en témoignent la grande diversité taxonomique et l'abondance dans le bisse permanent BBI ainsi que sa très bonne qualité selon l'indice biotique IBCH. En effet, les médianes de la richesse par prélèvement de SIO (rivière), GRI

(bisse semi-permanent) et BBI (bisse permanent) présentent des niveaux similaires alors que leur richesse cumulée est respectivement de 30, 32 et 34 taxons. Ces résultats sont en concordance avec ceux de Leslie et al. (2012) : ces auteurs n'ont pas trouvé que les structures de contrôle de courant étaient particulièrement associées avec l'absence de certains taxons, même si elles pourraient tout de même influencer la composition taxonomique en réduisant la vitesse du courant (passage d'espèces rhéophiles à des espèces lénitophiles). D'après nos observations, les écluses ne réduisaient toutefois pas la vitesse de courant par rapport aux rivières, réfutant l'idée d'une influence de ce type sur la faune benthique des bisses. La question de l'absence de variation naturelle du débit d'eau au fil de la saison, engendrée par la gestion de l'ouverture de l'écluse en fonction des besoins en eau pour l'agriculture, n'a en revanche pas été étudiée.

### 4.3. Limites du travail

Cette recherche comporte plusieurs limites, notamment liées à des contraintes de l'ordre de la faisabilité dans le cadre d'un travail de Master. En effet, une seule campagne de terrain a été organisée alors que la réalisation d'une ou deux campagnes de terrain supplémentaires plus tard dans l'année aurait permis de donner une dimension temporelle à notre analyse et permis de comprendre comment évoluent la richesse taxonomique et l'abondance des différents bisses une fois l'étape de la colonisation passée. Nous aurions ainsi pu espérer donner plus de poids à l'hypothèse selon laquelle tous les types de taxons présents dans notre milieu « amont » étaient en mesure de se développer rapidement et de demeurer dans notre milieu « aval » nouvellement irrigué. Une caractérisation plus précise des différents milieux aurait également pu être envisagée, par exemple en prenant en compte leur degré d'anthropisation, en caractérisant davantage les bassins versants (urbanisation, forêts, etc.) ou encore en élargissant la gamme des paramètres physico-chimiques étudiés.

Le dérangement créé par la fermeture de l'écluse des bisses en automne et la réponse des macroinvertébrés présents dans le lit à ce moment-là ont de plus été mis de côté dans cette recherche : ce point mériterait d'être traité dans des recherches ultérieures pour apporter une réponse plus exhaustive à la question de la contribution des bisses à la vie faunistique de la zone, tout comme le point de l'apport d'eau par d'autres sources (écoulements, torrents, etc.) que la rivière.

L'ajout de stations et de points de prélèvements – par exemple plus en aval des bisses – permettrait également de consolider les différentes conclusions de ce travail, puisque nous n'avons étudié que trois bassins versants et six bisses sur l'ensemble du Valais. De plus, les données faunistiques du bisse permanent BBI n'étaient que peu exploitables telles quelles ; pour en tirer totalement profit – notamment dans des réflexions sur l'influence de l'origine anthropique des cours d'eau sur le benthos –, il aurait fallu réaliser des prélèvements dans d'autres milieux pouvant être intégrés à la catégorie « bisse permanent ». L'influence de la présence d'un filet d'eau dans le lit du bisse GRI hors de la saison d'utilisation active du bisse n'a pas non plus été pleinement exploitée par manque de points de comparaison : en effet, l'absence de bisse complètement à sec en hiver dans le bassin versant de la Sionne ne nous a pas permis de mesurer le rôle joué par ce filet d'eau pour la faune benthique de ce bisse.

Compte tenu de la situation sanitaire particulière du printemps 2020, les relevés de terrain ont été effectués les 3 et 4 juin. Ils interviennent ainsi globalement plus tardivement que les fenêtres d'échantillonnage prioritaires recommandées en fonction de l'altitude par l'Office fédéral de l'environnement (Stucki et al., 2019). D'après ces recommandations, MAR et RAS (catégorie 601-1000m d'altitude) auraient dû être échantillonnés en avril (jusqu'à mi-mai en incluant les dates tampons pour situations hydrologiques exceptionnelles), BEN, BBI, GRI, NEB et SIO (catégorie 1001-1400m d'altitude) entre mi-avril et mi-mai (au maximum jusqu'à fin mai) et GBV et PRI (catégorie 1401-1800m d'altitude) en mai (au maximum jusqu'à mi-juin). Ces fenêtres d'échantillonnage semblent toutefois compliquées à respecter dans le cadre de l'étude des bisses, puisque ceux-ci sont mis en activité au fil du printemps.

Finale­ment, l'absence de littérature four­nissant des points de comparaison directs constituait l'une des difficultés rencontrées, puisque les bisses demeurent très peu documentés sous l'angle de la faune aquatique et que notre recherche se distinguait de la littérature sur les eaux temporaires par des périodes à sec hivernales. Ainsi, seuls des points de comparaison indirects nous ont permis de mener cette recherche à terme, éclipsant la possibilité de baser certains de nos choix de recherche sur des protocoles couramment employés.

## Conclusion

Les bisses ont aujourd'hui une valeur historique et touristique largement reconnue. Véritables témoins du passé, ils ne manquent pas d'attirer les promeneurs et promeneuses sur leurs sentiers au faible dénivelé et sont souvent rénovés dans la logique des savoir-faire ancestraux. Bien que leur rôle pour l'agriculture, par l'ajout d'itinéraires horizontaux de l'eau sur les côteaux du Valais, soit bien établi, leur caractère temporaire les exclut des programmes de monitoring des eaux courantes du canton. Notre recherche a permis d'établir que l'absence d'eau pendant plusieurs mois et leur gestion dédiée à l'agriculture et au tourisme ne représentaient pas des obstacles à la colonisation de ces milieux par les macroinvertébrés aquatiques de la rivière qui les alimente et qu'ils offraient un terrain d'étude intéressant sur les milieux temporaires. Si les bisses mériteraient d'être mieux documentés sous l'angle de la biodiversité benthique, différentes questions se posent déjà, ouvrant le champ des possibles sur la suite à donner à ce travail.

Premièrement, le canton du Valais subit un réchauffement climatique légèrement supérieur à la moyenne suisse (Nauser, 2016) ; dans ce cadre-là, la thématique de la gestion de l'eau revêt un caractère bien particulier. Le Valais entend d'ailleurs miser entre autres sur les bisses pour parer aux pénuries locales d'eau et encourage ainsi les communes à entreprendre le renouvellement des infrastructures d'approvisionnement telles que les bisses (Nauser, 2016). La faune des eaux courantes est elle aussi sujette à de fortes pressions climatiques et anthropiques. Si les bisses sont dépendants de la santé de leur rivière « amont », nous nous permettons toutefois de suggérer, avec prudence, qu'ils pourraient être amenés à jouer un rôle de plus en plus important en tant que refuge ou habitat supplémentaire pour les macroinvertébrés aquatiques face à un réchauffement des eaux des rivières alpines. Dès lors, nous joignons nos réflexions à celles formulées par Hill et al. (2016) dans le contexte des fossés de drainage, en nous projetant dans des questions de monitoring de la faune et de gestion des cours d'eau alpins : compte-tenu de leur composition benthique fournie, les bisses ne devraient-ils pas être sous la protection de lois garantissant un management répondant à des objectifs de conservation – autres que culturelles, agricoles et touristique - du milieu, dans la lignée des stratégies de « réconciliation » (voir chapitre 1.4.3.) ?

Nous ouvrons de plus le débat des débits résiduels, largement étudiés et reconnus indispensables pour la faune et la flore dans le cadre des centrales hydrauliques ; quels sont/seraient leur effet pour le benthos des bisses ? Une ouverture, même faible, des écluses en hiver a-t-elle/aurait-elle de grandes conséquences (positives, dans l'exemple des fossés de drainage) pour la faune aquatique de ces milieux ?

Finalement, en plus de leur importance agricole et de leur plus-value touristique, les bisses fournissent une multitude de services écosystémiques socioculturels ou de l'ordre de l'aménité environnementale. Ils se déclinent notamment sous la forme de services récréatifs, esthétiques et éducatifs. Parmi ces derniers, nous soulignons au début de ce travail la présence de panneaux didactiques le long du tracé de certains bisses, et nous questionnons maintenant : serviront-ils, dorénavant, également à présenter la diversité biologique représentée par les macroinvertébrés qui habitent le fond des bisses ?

Tant de questions qu'il reste à éclaircir et documenter dans ce champ de recherche, nouveau, de l'hydrobiologie des bisses.

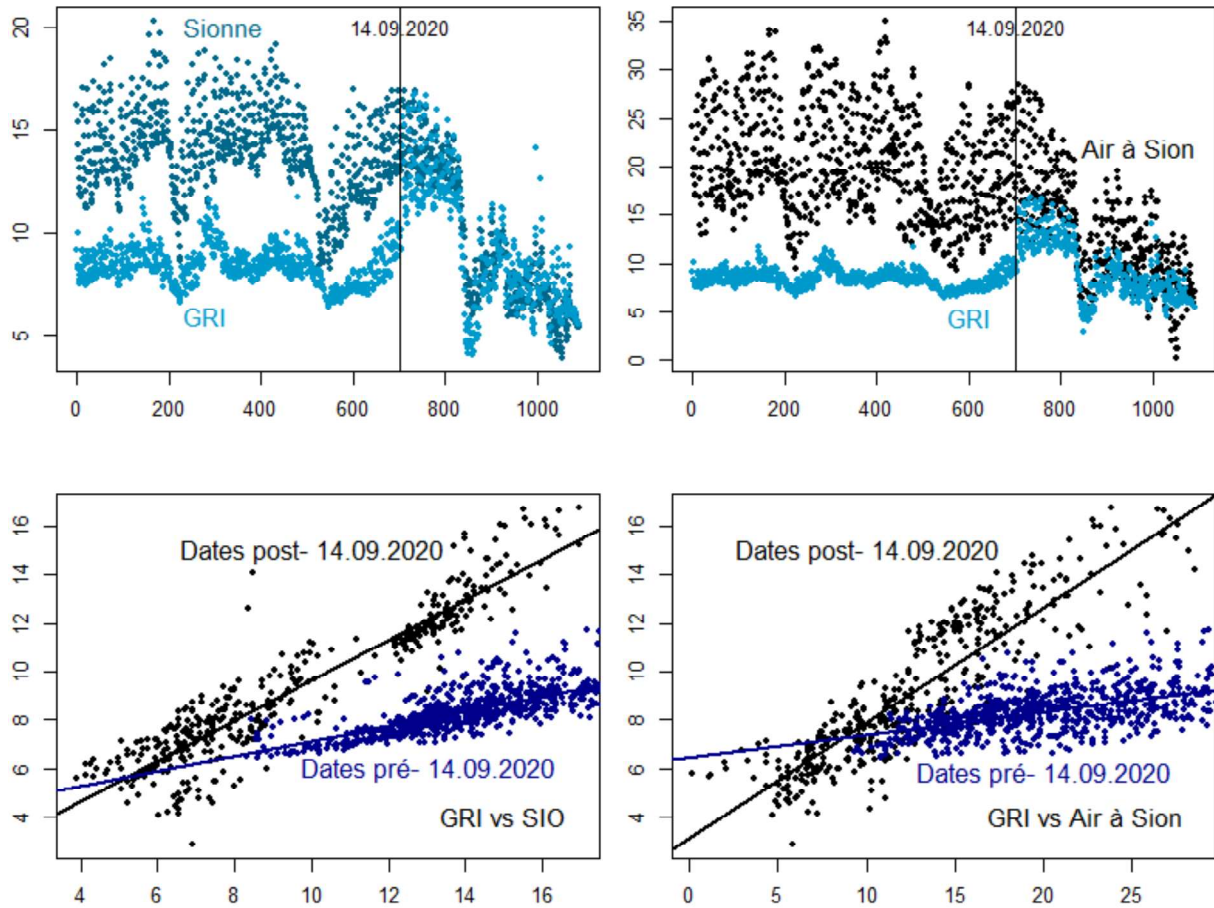
## Remerciements

Mes remerciements chaleureux vont au Dr. Emmanuel Castella pour sa grande disponibilité, ses conseils avisés et son précieux soutien tout au long de la réalisation de ce mémoire, ainsi qu'à Mme Hélène Mayor pour le partage de ses nombreuses connaissances et son enthousiasme débordant au sujet de cette thématique. Un grand merci également à Mme Sandra Knispel, M. Mario Sartori, M. Stéphane Goyette, M. Pierre Marle, Mme Régine Bernard, au Musée des Bisses du Valais et à toutes les communes et gardes du bisse qui ont accepté de répondre à mes questions.

Je termine en remerciant mon papa, pour son scepticisme quant à l'existence des macroinvertébrés aquatiques dans les bisses qui a peu à peu fait place à un esprit scientifique rigoureux au fil des visites sur le terrain ; Florent, pour son soutien inconditionnel et son « c'est déjà fini ? » après une journée de relevés bien remplie ; ma maman, pour ses nombreux encouragements ; ainsi que toutes les personnes qui m'ont de près ou de loin permis de réaliser ce travail.

## Annexes

**Annexe 1** : Comparaison entre les données de température de GRI et celles de la Sionne, puis de l'air à Sion. La ligne verticale permet de constater une augmentation inexplicable de la température de l'eau de GRI à partir du 14 septembre 2020. La séparation des données en deux périodes temporelles souligne le caractère différent de la relation pré- et post-14 septembre entre les températures de GRI et celles de la Sionne, puis de l'air à Sion.

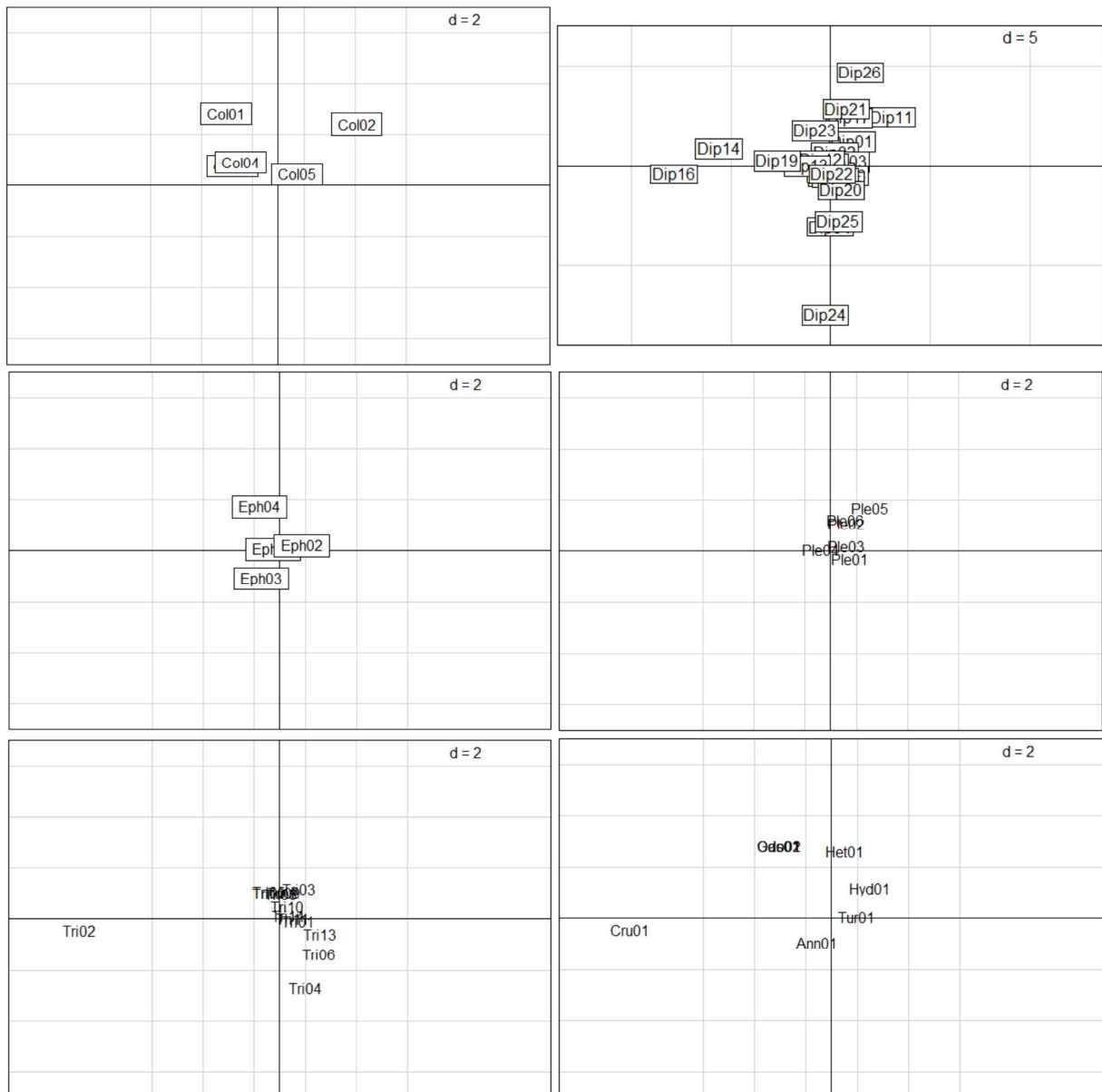








**Annexe 4 :** Ordination des taxons par ordre (coléoptères, diptères, éphéméroptères, plécoptères, trichoptères, divers).



## Bibliographie

- Bauernfeind, E., Humpesch, U. H., & Pleskot, G. (2001). *Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie*. Wien: Verl. des Naturhistorischen Museums.
- Bernard, R. (2001). Traitement statistique des données hydrobiologiques acquises en Valais entre 1990 et 1997. *Bulletin de la Murithienne*, 119.
- Bernard, R., Straub, F., Brocard, A., Vuataz, L., & Balet, M. (2017). *La Printse - Observation de la qualité des eaux de surface*. biol conseils SA.
- Bisses du Valais. (n.d.). *Inventaire des bisses valaisans*. Retrieved from <https://bisses-valais.ch/inventaire/>
- Bollati, I., Reynard, E., Cagnin, D., & Pelfini, M. (2018). The enhancement of cultural landscapes in mountain environments: An artificial channel history (Torrent-Neuf, Canton Valais, Switzerland) and the role of trees as natural archives of water flow changes. *Acta Geographica Slovenica*, 58(2).
- Brittain, J. E., & Eikeland, T. J. (1988). Invertebrate drift? A review. *Hydrobiologia*, 166(1).
- Castella, E. (2020). *Mesures de la diversité* [Support de cours]. Université de Genève.
- Cordonier, A., Straub, F., Bernard, R., & Bernard, M. (2003). Bilan de la qualité de l'eau des rivières valaisannes à l'aide des diatomées. *Bulletin de la Murithienne*, 121.
- Crook, D.S. (2001). The Historical Impacts of Hydroelectric Power Development on Traditional Mountain Irrigation in the Valais, Switzerland. *Mountain Research and Development*, 21(1).
- Crook, D.S., & Jones, A. M. (1999). Design Principles from Traditional Mountain Irrigation Systems (Bisses) in the Valais, Switzerland. *Mountain Research and Development*, 19(2).
- Doledec, S., & Chessel, D. (1994). Co-inertia analysis: an alternative method for studying species-environment relationships. *Freshwater Biology*, 31(3).
- Fagot, J., & Dethier, M. (1998). Estimation de la dérive faunistique : progrès et limites. *Notes Fauniques de Gembloux*, 35.
- Filliez, P. (2004). *Les améliorations foncières en Valais. Cent ans d'activités*. Service de l'agriculture du canton du Valais.
- Fowler, R. T. (2004). The Recovery of Benthic Invertebrate Communities Following Dewatering in Two Braided Rivers. *Hydrobiologia*, 523(1–3).
- Gerber, J. (2009). *Bisses de légende* (2ème édition). Sierre: Éditions Monographic.
- Herzon, I., & Helenius, J. (2008). Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning. *Biological Conservation*, 141(5).
- Higler, L. W. G., & Verdonschot, P. F. M. (1989). Macroinvertebrates in the Demmerik ditches (The Netherlands): The role of environmental structure. *Hydrobiological Bulletin*, 23(2).
- Hill, M. J., Chadd, R. P., Morris, N., Swaine, J. D., & Wood, P. J. (2016). Aquatic macroinvertebrate biodiversity associated with artificial agricultural drainage ditches. *Hydrobiologia*, 776(1).
- Ilg, C., Castella, E., Lods-Crozet, B., & Marmonier, P. (2001). Invertebrate drift and physico-chemical variables in the tributaries of the Mutt, a Swiss glacial stream. *Archiv Für Hydrobiologie*, 151(2).

- Jensen, C.K., McGuire, K. J., McLaughlin, D. L., & Scott, D. T. (2019). Quantifying spatiotemporal variation in headwater stream length using flow intermittency sensors. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(4).
- Keizer-Vlek, H. E., & Verdonschot, P. F. M. (2012). Development of a multimetric index based on macroinvertebrates for drainage ditch networks in agricultural areas. *Ecological Indicators*, 13(1).
- Lake, P. S. (2000). Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 19(4).
- Lake, P. S. (2003). Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters: Effects of drought in streams. *Freshwater Biology*, 48(7).
- Leslie, A.W., Smith, R. F., Ruppert, D. E., Bejleri, K., Mcgrath, J. M., Needelman, B. A., & Lamp, W. O. (2012). Environmental Factors Structuring Benthic Macroinvertebrate Communities of Agricultural Ditches in Maryland. *Environmental Entomology*, 41(4).
- Liechti, K. (2015). *Die Niwärc h und die Suonen in Ausserberg. Die Suonen des Wallis. Gouvernanz und Nachhaltigkeit, gestern und heute*. IDHEAP.
- Liechti, P. (2010). Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau. In *Analyses physico-chimiques, nutriments* (p. 44). Berne: Office fédéral de l'environnement.
- Lods-Crozet, B. (2012). Les insectes méconnus des torrents alpins. Diversité des Chironomidés (Insecta : Diptera) dans le système glaciaire du Haut-Rhône valaisan. *Bulletin de la Murithienne*, 129.
- Lubini, V., Knispel, S., Sartori, M., Vicentini, H., & Wagner, A. (2012). *Listes rouges Ephémères, Plecoptères, Trichoptères. Espèces menacées en Suisse, état 2010*. Office fédéral de l'environnement et Centre suisse de cartographie de la faune.
- Lubini, V., Knispel, S., & Vinçon, G. (2012). *Die Steinfliegen der Schweiz: Bestimmung und Verbreitung - Les plécoptères de Suisse : identification et distribution*. Neuchâtel: Schweizerische Entomologische Gesellschaft.
- Mathers, K.L., Stubbington, R., Leeming, D., Westwood, C., & England, J. (2019). Structural and functional responses of macroinvertebrate assemblages to long-term flow variability at perennial and nonperennial sites. *Ecohydrology*, 12(6).
- Michelet, P. (1995). Les techniques d'entretien des bisses. *Annales valaisannes*.
- Milner, A. M., Brittain, J. E., Castella, E., & Petts, G. E. (2001). Trends of macroinvertebrate community structure in glacier-fed rivers in relation to environmental conditions: a synthesis: Conceptual model for glacier-fed rivers. *Freshwater Biology*, 46(12).
- Milner, A. M., & Petts, G. E. (1994). Glacial rivers: physical habitat and ecology. *Freshwater Biology*, 32(2), 295–307.
- Mondy, C. (2012). *De la communauté à l'individu : apport des traits des invertébrés benthiques dans la bio-évaluation des cours d'eau*. Université de Lorraine.

- Morard, G. (2014). Les bisses au service de la biodiversité (Version intermédiaire). *Revue Du Musée Des Bisses*.
- Muller, H. (1946). De quelques solutions nouvelles du problème de l'irrigation: résumé d'une conférence donnée en séance de la Murithienne du 17 mai 1946. *Bulletin de la Murithienne*, 63.
- Nausser, M. (2016). *Le Valais face aux changements climatiques. Effets et options d'adaptation dans les domaines de la gestion des eaux et des dangers naturels*. Service des forêts et du paysage du canton du Valais.
- Needham, P. R. (1928). A Net For the Capture of Stream Drift Organisms. *Ecology*, 9(3).
- Nickel, G. (Ed.). (2016). *Projet Qualité du Paysage Valais Central*. Service de l'agriculture du canton du Valais.
- Painter, D. (1999). Macroinvertebrate distributions and the conservation value of aquatic Coleoptera, Mollusca and Odonata in the ditches of traditionally managed and grazing fen at Wicken Fen, UK. *Journal of Applied Ecology*, 36(1).
- Pardé, M. (1920). Le régime des cours d'eau suisses. *Revue de géographie alpine*, 8(3).
- Perraudin Kalbermatter, R. (1995). *Perspectives pour une recherche sur la perception du cours d'eau, aujourd'hui et autrefois* (p. 14).
- Piano, E., Doretto, A., Falasco, E., Fenoglio, S., Gruppuso, L., Nizzoli, D., Viaroli, P., & Bona, F. (2019). If Alpine streams run dry: the drought memory of benthic communities. *Aquatic Sciences*, 81(2).
- Présence Suisse. (2021, February 19). *Lacs et rivières*. Admin.Ch. Retrieved from <https://www.eda.admin.ch/aboutswitzerland/fr/home/umwelt/geografie/seen-und-fluesse.html>
- Réseau des parcs suisses. (n.d.). *La Raspille*. Retrieved from <https://www.parks.swiss/fr/carte.php?offer=4940>
- Reynard, D. (2012). Conflits et procès autour de l'utilisation de l'eau de la Sionne (Valais, Suisse), du xve au xxe siècle. In P. Fournier & S. Lavaud (Eds.), *Eaux et conflits*. Presses universitaires du Midi. doi: 10.4000/books.pumi.9499
- Reynard, E. (1995). L'irrigation par les bisses en Valais. Approche géographique. *Annales valaisannes*, 70.
- Reynard, E. (2005a). Les conditions naturelles et la construction des bisses du Valais. *Institut de géographie*, 10.
- Reynard, E. (2005b). L'utilisation touristique des bisses du Valais. *Institut de géographie*, 12.
- Reynard, E. (2015). Les bisses du Valais, un réseau pluri-centenaire d'irrigation de montagne. *Maisons Paysannes de France*, 195.
- Robinson, C. T., & Uehlinger, U. (2002). Glacial streams in Switzerland: a dominant feature of alpine landscapes. *EAWAG News*, 54.
- Rodewald, R. (2012). *Die Suonen des Wallis. Gouvernanz und Nachhaltigkeit, gestern und heute. Die Grossa und die Suonen des Gredetschtales*. IDHEAP.

- Rolke, D., Jaenicke, B., Pfaender, J., & Rothe, U. (2018). Drainage ditches as important habitat for species diversity and rare species of aquatic beetles in agricultural landscapes (Insecta: Coleoptera). *Journal of Limnology*.
- RTS. (2018, December 21). *Le Valais compte 188 bisses en eau de plus d'un kilomètre selon un inventaire*. Retrieved from <https://www.rts.ch/info/regions/valais/10090553-le-valais-compte-188-bisses-en-eau-de-plus-dun-kilometre-selon-un-inventaire.html>
- Schweizer, R. (2014). Accessibility, equity and the sharing of water resources: A critical analysis of community governance models based on a case study of the irrigation channels of the Valais. *Revue de Géographie Alpine*.
- S.I.G.A.L.E.S. (2007). *Etude des terroirs viticoles valaisans. Partie générale. Géologie, méthodologie*. Canton du Valais.
- Stucki, P., Martinez, N., Roth, T., & Küry, D. (2019). *Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau (IBCH\_2019). Macrozoobenthos – niveau R*. Office fédéral de l'environnement.
- Sundermann, A., Lohse, S., Beck, L. A., & Haase, P. (2007). Key to the larval stages of aquatic true flies (Diptera), based on the operational taxa list for running waters in Germany. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 43(1).
- Tachet, H. (Ed.). (2010). *Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie*. Paris: CNRS Éditions.
- Vaikre, M., Remm, L., & Rannap, R. (2015). Macroinvertebrates in woodland pools and ditches and their response to artificial drainage in Estonia. *Hydrobiologia*, 762(1).
- Verdonschot, P. F. M., & Higler, L. W. G. (1989). Macroinvertebrates in Dutch ditches: A typological characterization and the status of the Demmerik ditches. *Hydrobiological Bulletin*, 23(2).
- Verdonschot, R.C.M. (2012). *Drainage ditches, biodiversity hotspots for aquatic invertebrates: defining and assessing the ecological status of a man-made ecosystem based on macroinvertebrates*. Alterra.
- Verdonschot, R.C.M., Keizer-vlek, H. E., & Verdonschot, P. F. M. (2011). Biodiversity value of agricultural drainage ditches: a comparative analysis of the aquatic invertebrate fauna of ditches and small lakes: BIODIVERSITY VALUE OF DITCHES. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21(7).
- Verdonschot, R.C.M., Keizer-Vlek, H. E., & Verdonschot, P. F. M. (2012). Development of a multimetric index based on macroinvertebrates for drainage ditch networks in agricultural areas. *Ecological Indicators*, 13(1).
- Ward, J. V. (1994). Ecology of alpine streams. *Freshwater Biology*, 32(2).
- Waringer, J., & Graf, W. (2011). *Atlas der mitteleuropäischen Köcherfliegenlarven - Atlas of Central European Trichoptera Larvae*. Dinkelscherben: Mauch.

- Weingartner, R., Schädler, B., & Reynard, E. (2014). *MontanAqua: Wasserbewirtschaftung in Zeiten von Knappheit und globalem Wandel Wasserbewirtschaftungsoptionen für die Region Crans-Montana-Sierre im Wallis: Forschungsbericht des Nationalen Forschungsprogramms NFP 61.*
- Werner, Ph. (1995). Les bisses et leur environnement naturel en Valais : utilité des observations de la végétation actuelle pour les reconstitutions historiques. *Annales Valaisannes.*
- Williams, D.D. (1987). *The ecology of temporary waters.* Londres: Croom Helm.
- Wohl, E. (2006). Human impacts to mountain streams. *Geomorphology*, 79(3–4).