

Épisode de fortes crues d'été : quel impact sur la faune aquatique (macroinvertébrés et poissons) des cours d'eau en Wallonie ?

Auteur : Van Keer, Pauline

Promoteur(s) : Caparros Megido, Rudy; Benitez, Jean-Philippe

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master en bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels, à finalité spécialisée

Année académique : 2021-2022

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/16099>

Avertissement à l'attention des usagers :

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

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

Épisode de fortes crues d'été : quel impact sur la faune aquatique (macroinvertébrés et poissons) des cours d'eau en Wallonie ?

PAULINE VAN KEER

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORETS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNEE ACADEMIQUE 2021-2022

CO-PROMOTEURS: RUDY CAPARROS ET JEAN-PHILIPPE BENITEZ

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

Épisode de fortes crues d'été : quel impact sur la faune aquatique (macroinvertébrés et poissons) des cours d'eau en Wallonie ?

PAULINE VAN KEER

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORETS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNEE ACADEMIQUE 2021-2022

CO-PROMOTEURS: RUDY CAPARROS ET JEAN-PHILIPPE BENITEZ

Remerciements

J'aimerais tout d'abord remercier mes deux co-promoteurs Rudy Caparros et Jean-Philippe Benitez pour leur temps investi à m'apprendre, à me conseiller et pour m'avoir accompagnée sur le terrain. Comme a dit Jean-Philippe Benitez le dernier jour de terrain : « Maintenant que tu ne vas plus être dans la rivière, tout ce que à quoi tu penses, c'est d'y retourner. » Il avait raison.

J'aimerais aussi remercier toute l'équipe du Laboratoire de Démographie des Poissons et d'Hydroécologie (LDPH) pour les journées de pêches électriques. Merci à Arnaud Dierckx pour avoir vérifié les calculs d'indice IBIP que j'ai réalisés.

Je remercie également l'équipe du Laboratoire d'Entomologie de la Faculté de Gembloux Agro-Bio Tech pour l'encadrement lors de ce travail de fin d'études.

Merci à Monsieur Frédéric Chérot pour avoir partagé le protocole du SPW-DEMNA pour les inventaires des macroinvertébrés et pour l'emprunt du matériel.

Merci à Frédéric Darchambeau pour nous avoir permis à Jean-Philippe Benitez et à moi-même d'accompagner le SPW-DEMNA lors de la pêche électrique de la Lhomme et pour avoir proposé de m'aider à trier mon dernier échantillon de macroinvertébrés.

Merci à Hugues et Frédéric du Laboratoire d'Hydrobiologie du SPW-DEMNA pour avoir trié avec moi un échantillon de macroinvertébrés, de m'avoir montré et expliqué leur méthode et d'avoir pris le temps de répondre à mes questions.

Ensuite, j'aimerais remercier Catherine Généreux et Emmanuel Combe du SPW-DEMNA pour avoir répondu à toutes mes questions sur les analyses physiques et chimiques de l'eau réalisées par la Région Wallonne.

Je remercie également Sabine Vergaelen pour toutes les corrections de langue, comme elle l'avait fait pour le premier travail de fin d'étude de bachelier. J'ai pu compter sur elle du début à la fin.

Merci à mes parents de m'avoir permis de continuer un master et d'avoir toujours été derrière moi pour que je sois curieuse et que je continue à apprendre.

Merci à mon amie Lavena d'avoir été là pour moi pendant la rédaction de ce mémoire, d'être venue avec moi le samedi au laboratoire et d'avoir cru en moi. Merci aussi à mon amie Joséphine de m'avoir soutenue durant toutes ces années d'études, d'avoir toujours relu mes travaux en anglais et pour les sessions de coaching avant les examens.

Enfin, je remercie mon compagnon qui a dû, une nouvelle fois, me supporter pendant un second travail de fin d'études, qui m'a rassurée pendant mes moments de doute et qui m'a toujours encouragée depuis maintenant presque six ans.

Résumé

Ce travail consistait à étudier l'impact de la crue de juillet 2021 en Wallonie sur les populations de poissons et de macroinvertébrés sur huit stations réparties au sein de quatre bassins versants : Vesdre, Meuse-Aval, Meuse-Amont et Lesse. Par le biais des indices biotiques, IBGN pour les macroinvertébrés et IBIP pour les poissons, les différents relevés ont été analysés par un test de Student ainsi que par une analyse en composantes principales sur les classes de tolérance à la qualité de l'eau pour les poissons et une analyse factorielle des correspondances sur les groupes indicateurs de la pollution pour les macroinvertébrés. De plus, des indices de diversité (Shannon-Weaver, Équitabilité de Pielou et Richesse spécifique) ont été calculés afin de mieux comprendre la structure des peuplements. Enfin, l'analyse SPEAR a été testée sur les inventaires macroinvertébrés avant crue et en 2022 afin de voir s'il y avait d'autres facteurs qui influençaient les résultats de l'IBGN. L'ensemble des tests ont été réalisés en séparant les stations en deux classes : classe de crue faible et classe de crue forte. Le test de Student a permis de mettre en avant qu'il y avait une différence significative de l'évolution de l'IBIP en fonction des crues faibles et fortes mais aucune différence significative pour l'IBGN. Il est très probable que d'autres facteurs comme l'hydromorphologie et la pollution sont responsables de la réponse des espèces après la crue. Les résultats ont montré des tendances différentes pour les stations au niveau des indices de diversité. Enfin, l'analyse SPEAR n'a pas montré d'effet significatif des différentes molécules dangereuses et des pesticides sur les variations de l'indice IBGN. En conclusion, les stations de la Moline et du Ruisseau de Leignon ont vu leur qualité s'améliorer depuis le dernier inventaire avant crue. Les stations de la Mehaigne, du Wayai, du Ruisseau de Biran et du Petit Bocq ont varié différemment en fonction de la population étudiée. Par contre, les stations de la Lhomme et de la Hoëgne ont vu leur qualité se dégrader depuis les derniers inventaires avant crue. L'ensemble des résultats de cette étude sont à prendre avec beaucoup de précautions étant donné le faible taux d'échantillonnage (huit stations).

Abstract

This work aims at studying the impact of the July 2021 flooding on the fishes population and the macroinvertebrates in Wallonia. It targets eight streams spread across four watersheds: Vesdre, Meuse downstream, Meuse upstream and Lesse. Through biotic indices, IBGN for the macroinvertebrates and IBIP for the fishes, the different records were analysed by a Student test as well as a principal component analysis on water quality tolerance classes for fish and a correspondences analysis on pollution indicator groups for macroinvertebrates. Furthermore, diversity indices (Shannon-Weaver, Pielou Evenness and Species Richness) were calculated to better understand the structure of the stands. In the end, the SPEAR analysis was used on the macroinvertebrates inventories from before the 2021 flooding and in 2022 as a way to conclude if there were other impacts influencing the IBGN results. The tests were realised by separating the streams in two classes: lower flooding class and high flooding class. The Student test shed light on a significative difference in the IBIP evolution whether the floodings were high and low. No such thing was noticed for the IBGN. It is very likely that other factors such as hydromorphology and pollution are responsible for the post-flood response of species. The results of the diversity indices demonstrated different tendencies for the streams. Finally, the SPEAR analysis did not show significant effect of dangerous molecules and pesticides on the IBGN indices variation. To conclude, the Moline stream and the Leignon stream witnessed a quality improvement in comparison to the last inventory performed before the 2021 floodings. The Mehaigne, Wayai, Biran and Petit Bocq streams showed different variation according to the studied population. On the other hand, the Lhomme and Hoëgne streams saw a quality degradation since the last inventory before the 2021 floodings. The overall results of the study should be taken with caution given the low sampling rate (eight).

Table des figures

Figure 1: Diversité des habitats de l'amont vers l'aval dans un cours d'eau (Tachet et al. 2002)	12
Figure 2: Districts (en couleur) et bassins hydrographiques (écriture bleue) en Wallonie (SPGE s. d.)	16
Figure 3 : Etat chimique des masses d'eau de surface hors PBT ubiquistes en Wallonie (2013-2018) (SPW 2020b)	19
Figure 4: Etat écologique des masses d'eau de surface en Wallonie (SPW 2020b)	20
Figure 5 : Localisation des stations étudiées dans ce travail	28
Figure 6 : Filet haveneau et filet de protection sur l'image de gauche et échantillonnage du substrat sur l'image de droite lors de l'inventaire macroinvertébrés (Van Keer P. 2022).....	30
Figure 7 : Récupération de l'échantillon dans un seau lors de l'inventaire macroinvertébré (Van Keer P. 2022).....	31
Figure 8 : Déversement dans la colonne de 4 tamis sur l'image de gauche et tri et identification des individus sur l'image de droite lors de l'inventaire macroinvertébré (Van Keer P. 2022)	31
Figure 9 : Disposition des opérateurs lors de la pêche électrique à une anode (Van Keer P. 2022)	34
Figure 10 : Table de tri des poissons sur l'image de gauche et disposition des individus des deux passages dans les viviers sur l'image de droite (Van Keer P. 2022)	34
Figure 11 : Mesure des individus poisson sur l'image de gauche et pesage de l'ensemble des individus d'une même espèce sur l'image de droite (Van Keer P. 2022)	35
Figure 12 : Graphique permettant de calculer le score sur 5 de l'étape 1, qui lie le nombre d'espèces natives capturées à la classe de superficie du bassin versant du cours d'eau étudié	36
Figure 13 : Graphique permettant de calculer un score sur 5 de l'étape 2, qui lie le nombre d'espèces benthiques capturées à la classe de superficie du bassin versant du cours d'eau étudié	36
Figure 14 : Graphique permettant de calculer un score sur 5 de l'étape 3, qui lie le pourcentage d'individus intolérants à la classe de superficie du bassin versant du cours d'eau étudié.....	37
Figure 15 : L'évolution de l'indice IBIP depuis 2006 sur les huit stations étudiées	42
Figure 16 : Evolution de l'indice IBIP avant et après crue de juillet 2021 en Wallonie.....	43
Figure 17 : Evolution des indices IBGN depuis 2004 sur les huit stations étudiés	44
Figure 18 : Evolution des indices IBGN avant et après crue de juillet 2021 en Wallonie	45
Figure 19 : Graphe de l'ACP représentant les stations par rapport aux deux classes de crue pour les données poissons (haut), Graphe de l'ACP reprenant les stations dans les ellipses de corrélations pour chaque classe de crue (bas)	48
Figure 20 : Graphe des variables de l'ACP sur les données poissons	49
Figure 21 : Graphe de corrélation de l'AFC sur les données macroinvertébrés	50
Figure 22 : Graphe des variables quantitatives étudiées dans l'AFC sur les données macroinvertébrés	50

Table des tableaux

Tableau 1 : Typologie des rivières Wallonnes (Thiry 2020).....	17
Tableau 2 : Données générales des stations étudiées dans ce travail	29
Tableau 3 : Ensemble des couples substrats/vitesses pour l'inventaire IBGN (« L'indice biologique global normalisé (IBGN) » s. d.).....	29
Tableau 4 : Détermination de la variété taxonomique pour le calcul de l'IBGN (Archaimbault 2010) 32	
Tableau 5: Groupes faunistiques indicateurs pour le calcul de l'IBGN (Archaimbault 2010).....	32
Tableau 6 : Tableau final pour déterminer la note de l'IBGN (Benhalima 2020) :.....	32
Tableau 7 : Critères de cotation pour le rapport chabot/loche dans le calcul de l'IBIP	37
Tableau 8: Critères de cotation pondérés spécialisés pour le calcul de l'IBIP	38
Tableau 9 : Critère de cotation pour la présence des différents stades de développement pour le calcul de l'IBIP	38
Tableau 10: Scores final pour l'IBIP et détermination de la classe d'intégrité.....	38
Tableau 11 : Caractérisation des stations en fonction de leur pic de hauteur et débit en juillet 2021 ...	39
Tableau 12: Indices IBIP et IBGN sur les huit stations étudiées en 2022	41
Tableau 13 : Indices IBIP avant et après crue de juillet 2021 sur les huit stations étudiées	42
Tableau 14 : Evolutions des classes de tolérance des poissons en fonction des stations étudiées en 2022 (un « _av » signifie la situation la avant crue de juillet 2021, un « _ap » signifie la situation en 2022)43	
Tableau 15 : Indices IBGN avant et après crue de juillet 2021 en Wallonie.....	44
Tableau 16 : Evolution entre l'avant et l'après crue de juillet 2021 des groupes indicateurs (GI) par station étudiés.....	45
Tableau 17 : Evolution des indices de diversité pour les deux groupes faunistiques sur les différentes stations étudiées (delta_H_pois : variation entre l'avant et l'après crue pour l'indice de diversité de Shannon sur les données poissons, delta_E_pois : variation entre l'avant et l'après crue pour l'indice d'Equitabilité sur les données poissons, delta_R_pois : variation entre l'avant et l'après crue pour la richesse spécifique sur les données poissons, delta_H_insect : variation entre l'avant et l'après crue pour l'indice de diversité de Shannon sur les données macroinvertébrés, delta_E_insect : variation entre l'avant et l'après crue pour l'indice d'Equitabilité sur les données macroinvertébrés, delta_R_insect : variation entre l'avant et l'après crue pour la richesse spécifique sur les données macroinvertébrés) .	46
Tableau 18 : Evolution des probabilités d'impact de différents paramètres de l'analyse SPEAR (delta_MO : variation entre l'avant et l'après crue des probabilités d'impact de la matière organique, delta_PO : variation entre l'avant et l'après crue des probabilités d'impact de la matière phosphorée, delta_N : variation entre l'avant et l'après crue des probabilités d'impact de la matière azotée, delta_NO : variation entre l'avant et l'après crue des probabilités d'impact des nitrates, delta_HAP : variation entre l'avant et l'après crue des probabilités d'impact des HAP, delta_pest : variation entre l'avant et l'après crue des probabilités d'impact des pesticides).....	46

Table des matières

Résumé	5
Abstract	5
Table des figures	6
Table des tableaux	7
1. Introduction	10
2. Contexte de l'étude	10
2.1 Le cours d'eau et les pressions anthropiques.....	10
A. Caractéristiques du cours d'eau.....	10
B. Les modifications hydromorphologiques anthropiques et les sources de pollution	13
2.2 Cadre réglementaire et état des masses d'eau de surface en Wallonie	15
A. Directive Européenne Cadre sur l'Eau (DCE)	15
B. Plan de Gestion des Districts Hydrographiques (PGDH).....	17
C. Directive sur les Normes de Qualité Environnementale (NQE).....	18
D. État des masses d'eau de surface en Wallonie	18
E. Natura 2000	20
2.3 Indices de mesure de la qualité des cours d'eau	21
A. Indices abiotiques	21
B. Indices biotiques	22
C. Indice Biotique Global Normalisé (IBGN)	24
D. Indice d'Intégrité Biotique Poisson (IBIP).....	24
2.4 Impacts des crues exceptionnelles sur la qualité des cours d'eau	25
A. Impact des crues sur l'environnement.....	25
B. Impact des crues sur les macroinvertébrés et les poissons.	26
C. Cas des inondations en Wallonie l'été 2021	26
D. Comment étudier cet impact aujourd'hui ?	26
3. Matériels et méthodes.....	27
3.1 Stations étudiées	27
3.2 Protocole macroinvertébrés (IBGN).....	29
A. Echantillonnage	29
B. Calcul de l'indice.....	31
3.3 Protocole poissons (IBIP).....	33
A. Echantillonnage	33
B. Calcul de l'indice.....	35
3.4 Analyses statistiques.....	39
4. Résultats	41
A. Description générale.....	41

B. Analyses statistiques.....	45
5. Discussion.....	51
A. Qualité des données récoltées et méthode d'acquisition	51
B. Résultats généraux.....	52
C. Résultats des groupes indicateurs de la qualité de l'eau.....	53
D. Contribution personnelle de l'étudiant	54
6. Conclusions et perspectives	55
Bibliographie.....	56
ANNEXES.....	Erreur ! Signet non défini.
Annexe 1	Erreur ! Signet non défini.
Annexe 2	Erreur ! Signet non défini.
Annexe 3	Erreur ! Signet non défini.
Annexe 4	Erreur ! Signet non défini.

1. Introduction

En juillet 2021, la Wallonie connaît de grosses inondations sur une grande partie de son territoire. Plusieurs bassins-versants ont été très fortement impactés, tels le bassin Vesdre, le bassin Meuse-Amont, le bassin Meuse-Aval, le bassin Dyle-Gette, etc. Ces inondations ont eu énormément de retombées sur les citoyens riverains des cours d'eau mais aussi sur les milieux environnants. Les crues extrêmes peuvent entraîner des modifications de l'hydromorphologie, des paramètres physiques et de la composition chimique au sein des cours d'eau. Ces altérations entraînent des modifications des conditions abiotiques et biotiques du milieu, ce qui peut entraîner une perte au niveau de la composition et des effectifs des populations de la faune et la flore aquatique qui ne rencontrent plus les conditions nécessaires à leur développement. Afin de mieux identifier l'impact de ces modifications, un paramètre essentiel à prendre en compte est la qualité de l'eau. Pour cela, il est possible d'utiliser des indices abiotiques et biotiques qui permettent de caractériser la qualité de l'eau en fonction de différents paramètres. Les indices biotiques se basent sur la composition et l'abondance des populations indicatrices (macrophytes, diatomées, macroinvertébrés et poissons). Ils permettent une meilleure intégration des perturbations du milieu et mettent en évidence d'autres indicateurs de perturbations, comme la présence d'espèce invasives par exemple. Ce travail a pour objectif de mieux comprendre et d'identifier si ces inondations extrêmes de juillet 2021 ont eu un impact sur la faune aquatique et plus particulièrement sur les macroinvertébrés et sur les poissons par le biais des indices IBGN (Indice Biotique Global Normalisé) et IBIP (Indice Biotique Intégré Poisson). Nous avons étudié huit stations réparties au sein de quatre bassins-versants. Ce travail est organisé en 5 parties : (i) tout d'abord, une synthèse du contexte de l'étude reprend les éléments importants à connaître, (ii) ensuite, la partie matériels et méthodes explique le protocole utilisé sur le terrain et en laboratoire, ainsi que l'explication des calculs et analyses réalisés dans le travail, (iii) par après, une analyse des résultats obtenus, puis (iv) la discussion de ceux-ci mettent en évidence les particularités de l'étude et enfin (v) une conclusion termine ce travail de fin d'études et évoque des perspectives possibles.

2. Contexte de l'étude

2.1 Le cours d'eau et les pressions anthropiques

A. Caractéristiques du cours d'eau

L'écosystème cours d'eau peut être défini par (Philippart 2008) :

- un biotope qui reprend les éléments physiques comme l'hydromorphologie (lit, substrat, débit, etc.) et les éléments qui constituent l'eau (paramètres physico-chimiques comme l'oxygène, la température, les sels minéraux, etc.) qui sont le support de la vie aquatique,
- et la biocénose qui regroupe l'ensemble des espèces faunistiques et floristiques qui interagissent entre elles et qui dépend de tous les paramètres physiques pour son bon fonctionnement.

Un cours d'eau est caractérisé par le courant unidirectionnel, la forme linéaire, les débits fluctuants et la morphologie instable du lit et des berges, ce qui permet de le distinguer des autres milieux aquatiques. Les cours d'eau se forment et se maintiennent par eux-mêmes et ils évoluent en fonction des facteurs climatiques, géologiques, météorologiques et des forces liées aux courants. L'érosion, le transport et la sédimentation des éléments des berges et du lit entraînent un changement permanent de l'environnement physique (Barnes et Mann 1991). Ce sont des milieux très dynamiques étant donné qu'ils dépendent d'une multitude de facteurs. Un cours d'eau peut être caractérisé par trois principales composantes : physico-chimique, hydromorphologie et biologique.

1. Physico-chimique :

Température

La température est un facteur important car elle influence les processus cinétiques des réactions physico-chimiques et biologiques qui se déroulent dans l'eau (Kalam 2017). La température des cours d'eau peut varier rapidement sur une journée avec un maxima pendant l'après-midi et une minima pendant la nuit (Hynes 1970). Mais la caractéristique qui va déterminer le plus l'impact du rayonnement solaire est le volume : plus celui-ci sera faible, plus la température fluctuera (Macan 1963). Des différences sont aussi observées entre le centre et les côtés en fonction de la morphologie du cours d'eau (largeur et profondeur) (Hynes 1970).

Acidité (pH)

Le pH mesure la concentration en ions hydrogène (H^+) dans l'eau, il peut aller de 0 (très acide) à 14 (très basique). Le pH des eaux naturelles oscille entre 4 et 10 en fonction du type de sol que le cours d'eau rencontre sur son chemin (Squilbin et Yourassowsky 2005). L'acidité de l'eau est liée aux carbonates provenant des sols calcaires et au CO_2 qui provient de l'atmosphère ou de la respiration des organismes dans l'eau (Hynes 1970). Les eaux de pluie qui arrivent par ruissellement des tourbières, de la litière des forêts denses et de substrats équivalents dans le cours d'eau ont tendance à avoir un pH faible dû aux ions hydrogène produits par la dissociation de l'acide carbonique et la perte de cations causée par les échanges de base avec la matière organique (Hynes 1970).

Turbidité et luminosité

La turbidité est un paramètre qui décrit la quantité de matière en suspension dans l'eau (Kalam 2017). Une turbidité importante signifie une teneur importante des matières en suspension, ce qui influence la capacité du rayonnement lumineux à traverser la colonne d'eau et donc la possibilité pour les organismes de faire plus ou moins de photosynthèse. La quantité et la nature des matières en suspension dépendent de la nature des sols traversés par le cours d'eau, des conditions météorologiques, de la nature des rejets d'eaux par les industries et par les ménages et du régime d'écoulement (Kalam 2017).

Oxygène et dioxyde de carbone

La concentration en oxygène dans l'eau est directement liée à la température de celle-ci. Plus la température augmente, plus rapidement la matière organique se décompose, ce qui réduit drastiquement la quantité d'oxygène disponible pour les organismes (Macan 1963). L'oxygène et le dioxyde de carbone sont inversement proportionnels en concentration dans l'eau à cause de l'activité photosynthétique et respiratoire des organismes (Hynes 1970).

Les sels minéraux

La quantité et la concentration en sels minéraux des cours d'eau varient en fonction de la région et du climat. L'eau de pluie peut être composée de plusieurs éléments : sodium, potassium, calcium, magnésium, chlorure, sulfate, ainsi que des gaz dissous comme le dioxyde de carbone (CO_2), l'oxygène (O_2) et l'azote (N) qui proviennent de l'atmosphère (Hynes 1970). En fonction de la qualité de la masse d'air (pollution), de la poussière, du type de sol sur lequel la pluie va percoler et/ou ruisseler et de la quantité de végétation sur laquelle va ruisseler l'eau, la concentration en divers sels minéraux sera différente dans le cours d'eau. Par exemple, la pollution de l'air influence la quantité de sulfate alors que le sodium et le chlorure ainsi qu'une grande partie du magnésium proviennent des embruns de la mer. Le calcium, une partie du magnésium, le potassium ou encore certains sulfates, nitrates ou phosphates proviennent de la poussière environnante. Cette poussière contribue également à la charge globale en matières organiques présentes dans le cours d'eau. De façon plus locale, la morphologie du cours d'eau, sa température, l'activité des organismes (faune et flore) et le débit peuvent influencer les concentrations des sels minéraux (Hynes 1970).

2. Hydromorphologie :

L'hydromorphologie d'un cours d'eau est la structuration spatiale et temporelle de sa profondeur, de sa vitesse de courant et de son substrat (composition, granulométrie, agencement des matériaux du fond) (Philippart 2008). L'hydromorphologie considère le cours d'eau comme un milieu physique constitué

d'un ensemble de facteurs abiotiques qui sont la base des habitats des organismes vivants (Beaufrère, Dabos et Rebillard 2007). Un cours d'eau caractérisé par une bonne hydromorphologie possède les propriétés suivantes : une diversité de faciès d'écoulement, des berges naturelles, des bancs alluviaux, une ripisylve variée, un corridor fluvial boisé, des annexes hydrauliques et surtout, une dynamique fluviale la plus libre possible (Malavoi et Adam 2007). Le cours d'eau va toujours évoluer de l'amont vers l'aval par les phénomènes d'érosion, de sédimentation, de changements de méandres, d'exhaussement ou d'encaissement (Souchon et Chandesris 2008) et entraîner par cette dynamique des changements de conditions au sein des habitats et créer une diversité de milieu (Figure 1). Cette dynamique entraîne un accroissement de la diversité d'espèces vers l'aval.

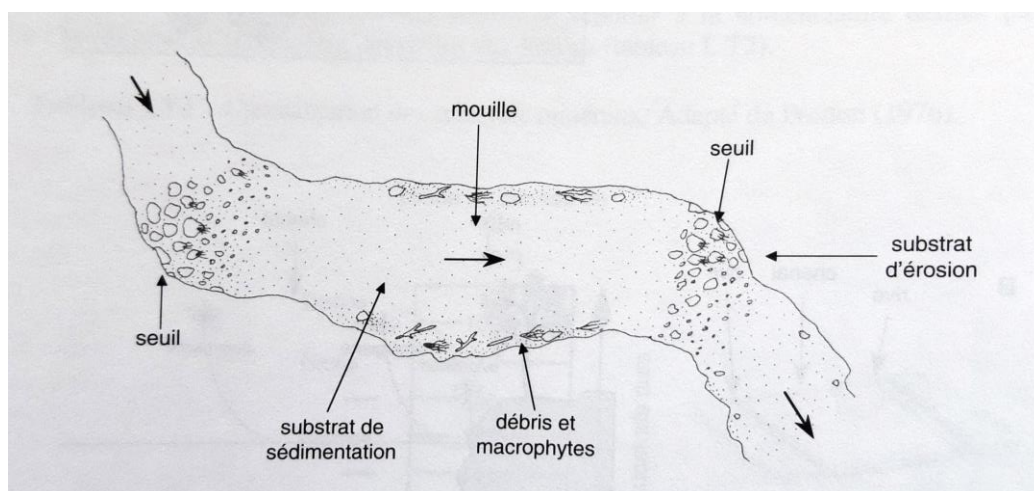


Figure 1: Diversité des habitats de l'amont vers l'aval dans un cours d'eau (Tachet et al. 2002)

La combinaison des variables profondeur-vitesse-substrat détermine une multitude de différents habitats et microhabitats qui se trouvent entre deux extrêmes (Philippart 2008) :

- L'habitat à courant rapide : profondeur faible à moyenne, constitué d'un substrat à matériaux grossiers tels que des cailloux. Il est défini comme le milieu lotique et est caractérisé par une biocénose où les espèces rhéophiles (qui vivent dans les eaux torrentielles) dominent. Ces espèces sont inféodées aux substrats caillouteux et sont exigeantes en eau froide ($<18^{\circ}\text{C}$) et bien oxygénée. Ces milieux se retrouvent surtout dans les parties supérieures des cours d'eau à forte pente dans le bassin de la Meuse.
- L'habitat à courant lent : possède une profondeur de moyenne à grande, avec un substrat de matériaux fins (gravier, sable). Il est défini comme le milieu lentique caractérisé par une biocénose où ce sont les espèces limnophiles (qui vivent dans les parties calmes) qui dominent car inféodées aux substrats fins et assez tolérantes à une eau peu oxygénée relativement chaude (max 26°C). Ces milieux se retrouvent surtout dans les plaines à faible pente comme dans le bassin de l'Escaut et dans la partie moyenne et inférieure des grands affluents de la Meuse.

3. Biologique :

La composante biologique du cours d'eau peut être définie par l'ensemble des espèces qui vivent en relation dans le milieu.

La végétation aquatique

Les végétaux aquatiques représentent la base de l'écosystème étant donné qu'ils sont les producteurs primaires de biomasse (Verniers 1996). Grâce à la photosynthèse, ils transforment le CO_2 qui se trouve dissout dans l'eau en molécules organiques. Cette matière organique est l'alimentation des organismes hétérotrophes qui peuvent être soit décomposeurs soit consommateurs au sein de la chaîne trophique. Il existe différents types de végétaux que l'on retrouve dans les cours d'eau. Tout d'abord, il y a les algues

microscopiques qui sont attachées au substrat (cailloux, roches, autres, etc.) et qui constituent le périphyton. Ces algues n'ont leur développement optimal que dans les eaux peu profondes et limpides. D'autres algues sont en suspension dans des eaux plus profondes et constituent le phytoplancton. Ensuite, il y a les bryophytes (mousses aquatiques) qui sont des végétaux non vascularisés souvent fixés à un support, qui sont constitués d'une seule tige sans système racinaire et se reproduisent par sporulation. Enfin, il y a les végétaux de grande taille appelés macrophytes, ce sont des plantes à fleurs aquatiques qui peuvent être totalement immergées, flottantes ou émergentes (Verniers 1996).

Le développement des végétaux aquatiques est lié à plusieurs facteurs (Verniers 1996):

- La profondeur du cours d'eau et le balancement des eaux
- La nature du substrat
- La concentration en éléments nutritifs dans l'eau
- La vitesse et la turbulence de l'eau
- L'éclairement
- La pente de la berge

La faune

La faune aquatique des cours d'eau est composée d'un ensemble d'organismes différents (Verniers 1996). En premier lieu, il y a les invertébrés qui sont consommateurs de végétaux, petits animaux et de résidus organiques mais ils sont également la nourriture de nombreuses espèces animales de plus grandes tailles. Ensuite, il y a le zoobenthos vivant dans le substrat du fond du lit du cours d'eau. Le zoobenthos est composé d'invertébrés : Embranchement des Mollusques (Bivalves ou Gastéropodes), Sous-Embranchement des Crustacés (Gammaridae, Asellidae, etc.), Classe des Insectes (Ephéméroptères, Trichoptères, Diptères, etc.), Embranchement des Annélides (Glossophoniidae, Erpobdellidae, etc.) et autres. Ces animaux peuvent passer une partie de leur cycle dans l'eau ou la totalité. Certains insectes ont un stade larvaire aquatique avant leur émergence et leur vie adulte aérienne est dépendante de la présence de macrophytes le long des berges pour l'émergence et l'oviposition. Les espèces sont distribuées dans le cours d'eau en fonction de la vitesse du courant et en fonction du substrat. Certaines espèces sont liées aux eaux rapides, d'autres aux eaux calmes alors que certaines sont indifférentes à la vitesse. Enfin, il y a aussi les populations piscicoles qui constituent le sommet de la chaîne trophique. La pente influence la répartition des populations de poissons au sein du cours d'eau par son influence sur différents paramètres tels que la température, la nature du fond, la vitesse du courant ou encore la flore et la faune aquatique. Ainsi, plusieurs zones piscicoles peuvent être décrites en fonction des conditions écologiques optimales d'une espèce (Verniers 1996). De l'amont vers l'aval, on trouve : la zone à Truite, la zone à Ombre, la zone à Barbeau et la zone à Brème (Huet 1962). Il est possible de distinguer ces zones en fonction des familles de poissons et de n'avoir plus que deux régions : la région salmonicole (Truite et Ombre) et la région cyprinicole (Barbeau et Brème). Enfin, afin d'aller plus dans le détail, il est aussi possible de nuancer en distinguant les eaux salmonicoles qui regroupent la zone à Truite et Ombre, les eaux mixtes qui correspondent au type supérieur de la zone à Barbeau et enfin les eaux cyprinicolas qui correspondent au type inférieur de la zone à Barbeau avec la zone à Brème (Huet 1962).

B. Les modifications hydromorphologiques anthropiques et les sources de pollution

1. Les modifications hydromorphologiques

L'hydromorphologie du cours d'eau peut se voir modifier drastiquement par l'homme pour son usage ou de manière beaucoup plus lente avec, par exemple, l'extraction progressive des granulats (Loumagne et Tallec 2013). Les modifications hydromorphologiques peuvent être de différentes sortes : couverture des cours d'eau, déplacement, rectification, recalibrage, suppression de la ripisylve, protection des berges, endiguement, étangs implantés sur le cours d'eau, extractions de granulats, etc. (Beaufrère, Dabos et Rebillard 2007). Ces modifications entraînent des changements des conditions abiotiques qui perturbent les conditions initiales des habitats de la faune et flore aquatique.

Les modifications hydromorphologiques du cours d'eau comme l'érosion des sols et l'ensablement des rivières par l'apport de matières peuvent avoir des conséquences importantes sur l'ichtyofaune et les macroinvertébrés (Hynes 1970). De même, la suppression de la végétation des berges entraîne une diminution des populations de poissons qui ont besoin de ces plantes pour se cacher. L'ensablement entraîne un colmatage du lit de la rivière ce qui empêche certaines espèces de salmonidés, comme la truite par exemple, de déposer leurs œufs dans les interstices du lit. Certaines espèces ont disparu ou ont vu leurs aires de distribution diminuées drastiquement à cause du phénomène d'érosion. Par ailleurs, les barrages, les retenues d'eau, les déviations du cours d'eau perturbent le flux naturel saisonnier de l'eau vers la mer (Barnes et Mann 1991). Ils peuvent transformer un cours d'eau peu profond à courant rapide en un milieu profond à courant faible, ce qui entraîne une modification totale de la faune aquatique (Philippart 2008). Les modifications de débit, de largeur, de profondeur, de hauteur d'eau entraînent des modifications importantes sur les habitats, avec des variations de conditions physiques parfois sur une même journée, ce qui impacte les conditions de vie des espèces et entraînent une modification des populations initialement présentes (Philippart 2008).

2. Les sources de pollution

Selon Genin, Chauvin, et Ménard (2003), une pollution est décrite comme : « Une dégradation ou une perturbation du milieu, qui résulte en général de l'apport de matières ou de substances exogènes. Ses effets peuvent être modificateurs ou destructeurs vis-à-vis du fonctionnement du milieu, selon la nature ou quantité de polluant ». Une pollution peut être injectée dans l'environnement de manière diffuse ou ponctuelle selon l'ampleur de l'impact du polluant. La qualification d'une pollution diffuse sera attribuée à un rejet de polluant qui se dissémine sur de grandes superficies alors qu'une pollution ponctuelle agira localement et est souvent liée à un accident (Protecteau 2022). Les sources de pollution peuvent être distinguées en fonction de leur origine (industrielle, agricole, etc.) ou de leur composition (agent polluant organique ou minéral). Les pollutions organiques peuvent se produire de manière naturelle par les végétaux et animaux ou par le biais de l'homme (déversement par les élevages et industries) (Assaad 2014). Les matières organiques dans le cours d'eau vont être dégradées par les micro-organismes et entraîner une consommation de l'oxygène dissous dans l'eau (Minet 2005). Si la quantité de matière organique est très importante, il y aura une diminution drastique de l'oxygène de l'eau qui peut conduire à une asphyxie du milieu et à la production de substances toxiques telles que l'ion ammonium (NH_4^+), le dioxyde de soufre (SO_2^-) et le sulfure d'hydrogène (H_2S) (Minet 2005). Le premier impact d'une pollution organique sera la disparition des organismes ayant une demande en oxygène élevée (salmonidés, plécoptères, etc.) et par la suite une diminution générale de la richesse en espèces (Minet 2005). Les pollutions minérales sont induites par la présence de métaux lourds (cadmium, plomb, chrome, mercure, zinc, etc.) qui proviennent de déversements d'industries, d'entreprises agricoles ou des déversements domestiques. Ils sont très dangereux car, même à de faibles concentrations, ils sont cancérigènes, tératogènes et peuvent impacter le système nerveux et respiratoire. De plus, ce sont des éléments bioaccumulables dans la chaîne trophique (Assaad 2014). Les pollutions liées à l'excès d'azote et de phosphate proviennent des eaux usées domestiques, des effluents industriels, du lessivage d'engrais et des effluents d'élevage. Dans ces rejets, l'azote est sous forme ammoniacale (NH_4^+) et est transformé en nitrate (NO_3^-) dans le milieu naturel par les bactéries nitrifiantes (Minet 2005).

Les premiers impacts visibles de la pollution sur l'écosystème aquatique, qu'elle soit minérale ou organique, porte sur l'abondance et la diversité des populations qui le composent (Flammarion, Devaux et Garric 2001). Certains organismes prolifèrent suite à certaines pollutions dans l'eau et provoquent l'eutrophisation du milieu. L'eutrophisation est un phénomène d'asphyxie progressive de l'écosystème due à la prolifération de plantes aquatiques qui consomment une grande partie de l'oxygène dissous dans l'eau (Assaad 2014). Cette prolifération est due à un apport trop riche en éléments nutritifs que l'on retrouve plutôt dans les eaux stagnantes mais également dans les rivières à courant lentique. L'eutrophisation aura pour conséquence une diminution de la diversité d'espèces et de la qualité de l'eau. Les composés toxiques tels que les hydrocarbures, l'excès d'azote et de phosphates entraînent une

dégradation et l'empoisonnement de la flore et faune aquatique (Assaad 2014). Les rejets d'eaux usées des industries sont souvent à une température plus élevée que la température à laquelle l'eau a été prélevée ce qui entraîne des perturbations des organismes aquatiques (Assaad 2014) mais permet aussi la prolifération d'organismes pathogènes et une diminution de l'oxygène dissous (Minet 2005).

2.2 Cadre réglementaire et état des masses d'eau de surface en Wallonie

A. Directive Européenne Cadre sur l'Eau (DCE)

Face à l'augmentation des pressions anthropiques sur les masses d'eau de façon globale, l'Europe a mis en place dans les années 2000 la Directive européenne Cadre sur l'Eau. L'Europe et la Commission européenne partent du principe que l'eau est un bien commun, un patrimoine qu'il faut protéger (Protecteau s. d.) et cherche alors à harmoniser la qualité et la surveillance des masses d'eau. Cette directive est rentrée en application en 2003 et oblige les autorités nationales des états membres de l'Europe à atteindre un bon état de l'ensemble des masses d'eaux de surface et souterraines. Cela concerne la protection de toutes les formes d'eau (surface, souterraine, intérieure et de transition), la restauration des écosystèmes à l'intérieur et autour des masses d'eau, la réduction de la pollution dans les masses d'eau et la garantie d'une utilisation durable de l'eau par les particuliers et les entreprises (Commission européenne 2021).

Les points clés de la directive sont les suivants :

- « Recenser les bassins hydrographiques qui sont sur le territoire national, à savoir les zones environnantes qui drainent certains réseaux hydrographiques ;
- Désigner les autorités pour gérer les bassins selon les règles de l'UE ;
- Analyser les caractéristiques de chaque bassin hydrographique et fixer des conditions de références pour chaque type de masse d'eau afin de qualifier leur état ;
- Analyser l'impact de l'activité humaine et une analyse économique de l'utilisation de l'eau et produire une analyse économique de cette utilisation ;
- Surveiller l'état de l'eau de chaque bassin ;
- Établir un registre des zones protégées, comme celles utilisées pour l'eau potable, qui nécessitent une attention particulière ;
- Élaborer et mettre en œuvre des Plans de Gestion des Districts hydrographiques (PGDH) afin d'empêcher la détérioration des eaux de surface, de protéger et d'améliorer les eaux souterraines et de préserver les zones protégées ;
- Garantir la récupération des coûts des services liés à l'utilisation de l'eau pour une utilisation efficace des ressources et conformément au principe de « pollueur-payeur » ;
- Veiller à l'information et à la consultation du public sur les plans de gestion des bassins hydrographiques. » (Commission européenne 2021).

La directive a par la suite été complétée par d'autres directives toujours dans le thème de la protection des masses d'eaux : directive « Eaux souterraines » (2006), directive « Eaux de baignade » (2006), directive « Inondation » (2007), directive « Normes de qualité environnementales » (2008) et la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (2008) (European Commission 2014).

L'annexe 5 de la DCE précise le cadre commun qui doit être utilisé par rapport aux méthodes pour qualifier les masses d'eau de surface (Chauvin *et al.* 2014). Le développement et l'utilisation des indices biotiques doivent répondre aux exigences suivantes :

- Les résultats doivent démontrer les pressions anthropiques listées dans la directive et les identifier
- Les résultats doivent décrire l'ensemble des espèces recensées et leur abondance relative

- Les résultats doivent préciser l'écart par rapport à une situation de référence (non perturbé) sous forme de ratio
- Une typologie des masses d'eau doit être établie afin de pouvoir évaluer la qualité en fonction de chaque type de masse d'eau

En respectant ce cadre, les résultats sont alors comparables entre les différents pays membres de l'UE.

La DCE définit une masse d'eau comme une unité élémentaire qui caractérise un milieu aquatique (SPW Géoportail 2021). La notion de masse d'eau permet de mieux adapter la gestion des ressources en eau à l'intérieur des bassins hydrographiques à large échelle qu'on nomme les districts hydrographiques internationaux comme réalisés pour la Wallonie (Figure 2).



Figure 2: Districts (en couleur) et bassins hydrographiques (écriture bleue) en Wallonie (SPGE s. d.)

Selon la DCE, une masse d'eau de surface est définie comme « une partie distincte et significative des eaux de surface telles un lac, un réservoir, une rivière, un fleuve, un canal ou une partie de ces derniers, les eaux de transition ou une portion d'eaux côtières » (SPW Géoportail 2021). Les masses d'eau de surfaces courantes ou stagnantes sont donc des unités territoriales appartenant à des bassins versants qui possèdent des caractéristiques uniformes et qui sont constituées pour le suivi des objectifs de la DCE au niveau wallon et européen (SPW Géoportail 2021). La Wallonie est constituée de 352 masses d'eau de surface dont 75% sont naturelles, 20% sont considérées comme fortement modifiées et 5% sont artificielles (SPW 2020b). Les masses d'eau fortement modifiées sont composées de cours d'eau très fortement anthropisés (rectification, enrochement des berges, etc.) (Gerard s. d.). Les masses d'eau fortement modifiées et artificielles sont surtout situées au sein des sous-bassins de l'Escaut-Lys, de la Dendre, de la Haine, de la Sambre et de la Meuse aval (SPW 2020c). Les masses d'eau de surface sont caractérisées selon 3 critères : la région naturelle, la classe de pente et la zonation piscicole, et la taille du bassin versant (Gerard s. d.). Les régions naturelles sont définies au nombre de 5 et sont déterminées selon les territoires écologiques ; Région limoneuse, Condroz, Famenne, Ardenne et Lorraine belge (Thiry 2020).

Le second critère prend en compte la pente moyenne du cours d'eau et la zonation piscicole (Thiry 2020) :

- Zones salmonicoles à pentes fortes (>7,5%)
- Zones mixtes à pentes moyennes (entre 0,5% et 7,5%)
- Zones cyprinicoles à pentes faibles (<0,5%)

Enfin, la taille du bassin versant se base sur les classes suivantes (Thiry 2020) :

- Petite (<100km²)
- Moyenne (entre 100 et 1000 km²)
- Grande (entre 1000 et 10 000 km²)
- Très grande (≥10 000 km²)

A partir de ces 3 critères, il est possible de déterminer une typologie des masses d'eau de surface et des rivières à l'échelle de la Wallonie (Tableau 1):

Tableau 1 : Typologie des rivières Wallonnes (Thiry 2020)

Typologie	Code	Numéro	Typologie européenne correspondante
Ruisseaux lorrains à pente moyenne	LOR_RUI_MOY	RIV_01	RC6
Ruisseaux lorrains à pente forte	LOR_RUI_FOR	RIV_02	RC6
Rivières lorraines à pente moyenne	LOR_RIV_MOY	RIV_03	RC4
Ruisseaux ardennais à pente moyenne	ARD_RUI_MOY	RIV_04	RC3
Ruisseaux ardennais à pente forte	ARD_RUI_FOR	RIV_05	RC3
Rivières ardennaises à pente moyenne	ARD_RIV_MOY	RIV_06	RC3
Rivières ardennaises à pente forte	ARD_RIV_FOR	RIV_07	RC3
Grandes rivières ardennaises à pente moyenne	ARD_GRI_MOY	RIV_08	RC5
Ruisseaux famenniens à pente moyenne	FAM_RUI_MOY	RIV_09	RC6
Ruisseaux famenniens à pente forte	FAM_RUI_FOR	RIV_10	RC6
Rivières famenniennes à pente moyenne	FAM_RIV_MOY	RIV_11	RC4
Grandes rivières famenniennes à pente moyenne	FAM_GRI_MOY	RIV_12	RC5
Ruisseaux condrusiens à pente moyenne	CDZ_RUI_MOY	RIV_13	RC6
Ruisseaux condrusiens à pente forte	CDZ_RUI_FOR	RIV_14	RC6
Rivières condrusiennes à pente moyenne	CDZ_RIV_MOY	RIV_15	RC4
Rivières condrusiennes à pente forte	CDZ_RIV_FOR	RIV_16	RC4
Grandes rivières condrusiennes à pente faible	CDZ_GRI_FAI	RIV_17	RC5
Grandes rivières condrusiennes à pente moyenne	CDZ_GRI_MOY	RIV_18	RC5
Très grandes rivières condrusiennes à pente faible	CDZ_TGR_FAI	RIV_19	RC5
Ruisseaux limoneux à pente moyenne	LIM_RUI_MOY	RIV_20	RC1
Rivières limoneuses à pente faible	LIM_RIV_FAI	RIV_21	RC4n
Rivières limoneuses à pente moyenne	LIM_RIV_MOY	RIV_22	RC4n
Grandes rivières limoneuses à pente faible	LIM_GRI_FAI	RIV_23	RC5
Ruisseaux fagnards à pente forte	FAG_RUI_FOR	RIV_24	RC3
Voies d'eau artificielles	ARTIFICIEL	RIV_25	-

B. Plan de Gestion des Districts Hydrographiques (PGDH)

Les principes et éléments de la DCE ont été transposés au niveau Wallon dans le Code de l'Eau dont l'annexe 6 de la partie réglementaire définit le principe et le contenu des PGDH. Ceux-ci reprennent l'ensemble des mesures et des grandes orientations mises en place pour atteindre les objectifs de la DCE et se font à l'échelle des districts hydrographiques (Figure 1) sur une période de six ans (CSDingénieur 2015). Leur objectif direct est une amélioration de la qualité des eaux de surface et souterraines. A la fin de chaque plan de gestion, si les objectifs n'ont pas été atteints, une dérogation peut être demandée et justifiée auprès de la Commission européenne (SPW 2018a). Il y a déjà eu deux périodes de PGDH en 2009-2015 et 2016-2021. La Wallonie a à nouveau demandé un report en 2021 et se trouve maintenant dans les 3èmes plans de gestion (2022-2027).

C. Directive sur les Normes de Qualité Environnementale (NQE)

La Directive sur les Normes de Qualité Environnementale répond aux objectifs de la DCE, elle existe depuis 2008 et est d'application depuis 2009 (Commission européenne 2018). Elle a pour objet de fixer des limites de concentration pour les 53 substances (45 substances prioritaires et 8 substances dangereuses persistantes, bioaccumulables et toxiques (PBT) ubiquistes comme le mercure, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), la dioxine, etc.) qui se trouvent dans les eaux de surface. Les listes de ces substances sont reprises dans la DCE, dans la NQE et ont été par la suite à nouveau précisées dans la directive 2013/39/UE qui a été transposé dans l'annexe Xbis du Code de l'Eau en Wallonie. La liste des substances est unique pour tous les Etats Membres. Cette liste et les normes de ces substances sont réexaminées tous les quatre ans par la Commission européenne (Commission européenne 2012). Ces substances doivent être contrôlées étant donné qu'elles présentent un risque pour l'environnement aquatique et que leur surveillance permet d'assurer la qualité et le bon fonctionnement des écosystèmes (Commission européenne 2018).

La directive reprend deux types de normes applicables :

- Une concentration moyenne calculée à partir de mesures sur un an qui permet de garantir une protection contre une exposition à long terme d'un polluant.
- Une concentration maximale approuvable, c'est-à-dire la valeur maximale que peut atteindre la concentration d'un polluant dans une seule mesure. Cela permet d'offrir une protection contre une exposition à court terme, comme les pics de pollution.

Les normes NQE sont différentes pour les eaux de surface intérieures et les eaux de surface de transition, côtières et territoriales (Commission européenne 2018).

D. État des masses d'eau de surface en Wallonie

L'état des masses d'eau de surface est évalué au niveau écologique et chimique grâce au réseau de surveillance de la Région Wallonne (SPW-AQUABIO) qui permet de classer les masses d'eau en cinq classes (très bon, bon, moyen, médiocre et mauvais) (SPW 2020a) dont les deux premières classes (très bon et bon) représentent les objectifs de la DCE (Chauvin *et al.* 2021a). Il y a une distinction pour l'objectif et l'évaluation entre les masses d'eaux de surface naturelles et artificielles ou fortement modifiées. L'objectif des masses d'eau naturelles est d'atteindre un bon état alors que pour les masses d'eau fortement modifiées ou artificielles, on parle de bon potentiel (Gerard s. d.). L'état écologique se base sur des indicateurs biologiques, physico-chimiques et hydromorphologiques (SPW 2020b) alors que l'état chimique se base sur les normes de qualité environnementale relative aux 53 substances prioritaires de la directive 2013/39/UE. Les analyses des paramètres physico-chimique et chimique sont effectuées généralement treize fois par an sur les sites de contrôle de surveillance de la Région Wallonne (Cuvelier 2018). Les sites de contrôle sont des sites définis qui peuvent garantir que l'ensemble des éléments contrôlés représentent correctement l'état qualitatif de la masse d'eau, ceux-ci ne peuvent pas être influencés par un affluent ou une pression extérieure (Thiry 2020). Parmi les bassins hydrographiques, celui de l'Escaut possède le plus mauvais état écologique et chimique, avec un état écologique mauvais ou médiocre pour 70% de ses masses d'eau et un état chimique mauvais pour 65%. Il est suivi par les sous-bassins mosans (Sambre, Meuse amont et aval et Vesdre) où de fortes pressions anthropiques sont constatées (SPW 2020b).

Situation chimique

Pour la période 2013-2018, l'état chimique des masses d'eau, prenant en compte les huit substances dangereuses PBT ubiquistes, est considéré comme mauvais sur l'ensemble du territoire wallon. Si l'on ne considère pas les PBT ubiquistes (Figure 3), 68% des masses d'eau sont en bon état chimique (SPW 2020b). La distinction entre l'état avec et hors PBT ubiquistes est faite car l'utilisation de ces substances a été strictement restreinte, voire interdite depuis 2013. Malheureusement, ces substances étant très stables, elles peuvent rester très longtemps dans l'environnement à des concentrations plus élevées que

celles prescrites par la directive NQE (SPW 2020b). La liste des substances chimiques a été modifiée entre 2008 et 2013, il est donc difficile de comparer l'état chimique par rapport aux données précédentes.

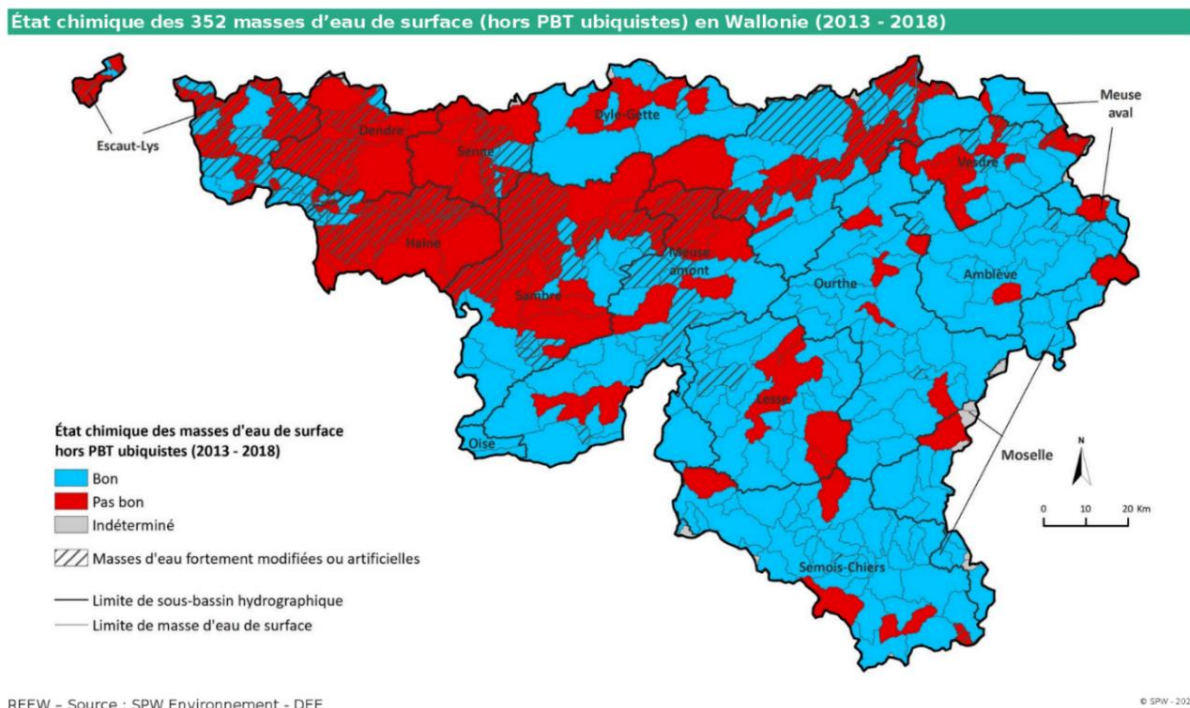


Figure 3 : Etat chimique des masses d'eau de surface hors PBT ubiquistes en Wallonie (2013-2018) (SPW 2020b)

Situation écologique

Il existe un clivage pour l'état écologique entre le Nord et le Sud du sillon Sambre et Meuse (Figure 4), lié aux faibles débits de certains cours d'eau qui renforcent l'impact négatif des rejets d'eaux usées, de même qu'une grande partie des cours d'eau sont canalisés, modifiés, fragmentés ou impactés par des espèces exotiques envahissantes (SPW 2020a). Cependant, une amélioration de l'état écologique des masses d'eau de surface a quand même pu être constatée depuis la dernière période d'étude datant de 2008-2013. Au total, 44% des masses d'eau ont atteint un bon ou très bon état écologique, sachant qu'un grand nombre de masses d'eau était classé en « non déterminées » pendant la période précédente (SPW 2020b).

Etat écologique des 352 masses d'eau de surface en Wallonie (2013 - 2018)

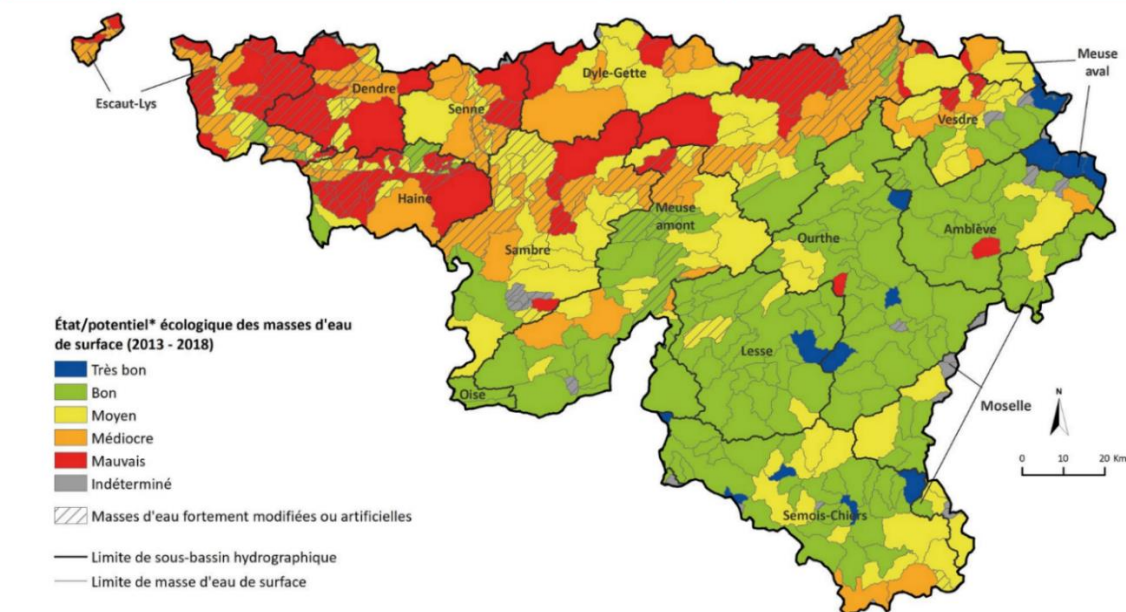


Figure 4: Etat écologique des masses d'eau de surface en Wallonie (SPW 2020b)

Chaque composante de l'état écologique peut être précisée :

- L'état biologique est bon à très bon pour 49% des masses d'eaux (AQUAWAL ; SPW ; ULiègeGxABT s. d.) celui-ci évalue la composition en espèces et l'abondance des populations des groupes indicateurs (poissons, macroinvertébrés, macrophytes et diatomées) (SPW 2020a). L'impact des fertilisants azotés, pesticides, rejets d'eaux usées, canalisations, fragmentation des cours d'eau et les espèces exotiques envahissantes (EEE) est la cause du mauvais état biologique (AQUAWAL ; SPW ; ULiègeGxABT s. d.).
- L'état physico-chimique des masses d'eau est bon à très bon pour 57% d'entre elles. Ce sont surtout les facteurs comme l'azote, le phosphore, la Demande Chimique en Oxygène (DCO) et la Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours (DBO5) et les pesticides qui sont la cause d'un mauvais état (AQUAWAL ; SPW ; ULiègeGxABT, s. d.).
- L'état hydromorphologique est considéré comme bon à très bon pour 55% des masses d'eau. La nature du cours d'eau impacte fortement ce chiffre étant donné qu'il y a une distinction entre les masses d'eau naturelle, fortement modifiées ou artificielles. 71% des masses d'eau naturelle sont en bon ou très bon état alors que ce chiffre est de 0% pour les masses d'eau fortement modifiées ou artificielles (AQUAWAL ; SPW ; ULiègeGxABT s. d.).

L'ensemble des indices utilisés pour évaluer la qualité de l'eau seront expliqués en détails dans le chapitre 3.

E. Natura 2000

La DCE et ses objectifs permettent une amélioration des habitats et des espèces qui sont liés aux masses d'eau. Cette amélioration est un des objectifs de la Directive Habitat qui, avec la Directive Oiseaux, représente les piliers du réseau Natura 2000. Le réseau Natura 2000 est un réseau écologique mis en place à l'échelle européenne qui a pour but de conserver un état favorable, voire de restaurer l'état des habitats naturels et des populations de faune et flore sauvages d'intérêt communautaire. Il comprend des zones spéciales de conservation mises en place par la Directive Habitat et des zones spéciales de protection mises en place par la Directive Oiseaux (Commission européenne 2017).

Le réseau Natura 2000 en Wallonie compte 241 sites avec une superficie totale de 221 000 ha (SPW 2018b), il a été construit sur base du réseau oro-hydrographique et est donc fortement composé d'habitats aquatiques (Delmarche *et al.* 2021). Une partie des cours d'eau de Wallonie possède une grande partie de leur superficie sous statut de protection, comme par exemple l'Ourthe, la Semois et la Lesse qui ont un peu plus des trois quarts de leur linéaire en zones protégées (Delmarche *et al.* 2021). Trois habitats d'intérêt communautaire qui sont liés aux eaux courantes sont recensés en Wallonie : l'habitat 3260 « végétations des eaux courantes », l'habitat 3270 « bancs alluvions » et l'habitat 7220 « sources pétrifiantes et travertins ». Les habitats d'eaux stagnantes peuvent aussi être pris en compte car ils dépendent directement ou indirectement du cours d'eau comme les prairies humides de fauche, les mégaphorbiaies, les bas marais et les forêts alluviales. Outre les habitats d'intérêt communautaire, il y a aussi les espèces végétales et animales protégées qui sont liées aux cours d'eau comme par exemple : la Corrigiole des rives (*Corrigiola litoralis* L.), la Sagittaire (*Sagittaria sagittifolia* L.), la Moule perlière (*Margaritifera margaritifera* L. 1758), la Lamproie fluviatile (*Lampetra fluviatilis* (L. 1758)), le Saumon atlantique (*Salmo salar* L. 1758), l'Hirondelle de rivage (*Riparia riparia* (L. 1758)), le Cincle plongeur (*Cinclus cinclus* (L. 1758)), la Loutre d'Europe (*Lutra lutra* (L. 1758)), etc. (Delmarche *et al.* 2021).

2.3 Indices de mesure de la qualité des cours d'eau

A. Indices abiotiques

1. Paramètres physico-chimiques

L'état physico-chimique des masses d'eau est évalué selon les paramètres suivants : température, pH, oxygène dissous, matières en suspension, chlorures, sulfates, matières azotées (azote ammoniacal, azote Kjeldahl, nitrate et nitrite), phosphore et phosphorées orthophosphates, carbone organique dissous, Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours (DBO5), Demande Chimique en Oxygène (DCO) et détergent anionique (SPW 2020b). L'état se base aussi sur une liste d'une cinquantaine de polluants spécifiques décrits dans la DCE et qui reprend les substances chimiques décidées pour chaque état membre (en Belgique, par Régions). Cette liste de polluants est décrite dans l'annexe Xter du Code de l'eau en Wallonie. Si une seule de ces substances dépasse les normes fixées en concentration moyenne annuelle et/ou en concentration maximale admissible, alors l'état physico-chimique est directement classé comme mauvais, même si l'ensemble des autres substances reste dans des concentrations admissibles (SPW 2020b).

2. Paramètres hydromorphologiques

La méthode Qualphy provient de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse en France et a pour but d'évaluer la qualité physique du cours d'eau en regardant l'écart entre l'état actuel et une situation de référence (Walphy - LIFE+ 2015). Cette méthode permet de réaliser un état des lieux de la situation et de prévoir des aménagements possibles et/ou d'adapter la gestion du cours d'eau afin d'améliorer la qualité physique. La méthode s'appuie sur plusieurs éléments :

- Une typologie des cours d'eau en fonction du type géomorphologique
- Un découpage en tronçons selon les critères géomorphologiques
- Une fiche standardisée unique comprenant la description de 40 paramètres effectués à partir de cartes et d'observations de terrain
- Un traitement informatique des données avec une pondération des paramètres par une analyse multicritère qui fournit un indice global propre à un secteur.

La méthode permet aussi de fournir trois sous-indices pour le lit majeur, les berges et le lit mineur avec des valeurs d'indice sur une échelle de 0 (qualité nulle) à 100 (valeur maximale) avec une distinction en 5 classes (Walphy - LIFE+ 2015). Par la suite, la Wallonie a adapté la méthodologie par rapport à son contexte avec le programme PIRENNE et a changé le nom pour « méthode Walphy » (MTBE sa 2016).

3. Substances chimiques

A nouveau, comme pour l'état physico-chimique, si une seule substance dépasse en concentration moyenne annuelle ou en concentration maximale, l'état de la masse d'eau est considéré comme mauvais. L'organisme en charge de réaliser les prélèvements et de contrôler les concentrations des différents éléments est l'Institut Scientifique de Service Public (ISSeP), le laboratoire de référence de la Wallonie (ISSeP s. d.).

B. Indices biotiques

Les paramètres physico-chimiques ne suffisent pas à décrire la complexité et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques (Lévêque 1997). Les paramètres biologiques permettent une meilleure évaluation des effets individuels et cumulatifs des sources de pollution et de mieux observer leurs effets qualitatifs et quantitatifs sur le long terme. Ils sont de meilleurs intégrateurs des perturbations de par leur permanence dans le système aquatique que les éléments physiques et chimiques qui ne sont observables qu'à un moment précis. Ils mettent mieux en évidence certaines substances présentes dans l'eau qui sont à de trop faible dose pour être détectées ou qui ne sont simplement pas recherchées car leur présence n'a pas été signalée. De plus, ils permettent de mettre en évidence l'impact des espèces invasives qui peuvent se développer dans l'environnement sans perturber les conditions abiotiques du milieu. Ils permettent aussi une meilleure indication de l'évolution de la qualité du système et jouent un rôle dans le système de surveillance et d'alerte par le biais des indices biotiques. Enfin, les paramètres biologiques permettent de prendre en compte le phénomène de bioaccumulation. La bioaccumulation est le phénomène d'accumulation d'une substance dans les organismes qui peut atteindre des concentrations bien plus importantes que celles retrouvées dans l'environnement car les molécules ne sont pas dégradées ou éliminées par les organismes vivants comme les métaux lourds ou les pesticides. La bioaccumulation d'une substance peut entraîner un phénomène de bioamplification au sein de la chaîne trophique car la concentration en substance augmente de plus en plus à chaque maillon de la chaîne (Lévêque 1997).

L'évaluation biologique des masses d'eau se base sur la composition et l'abondance des différentes populations indicatrices. Par cette analyse, il est possible de mettre en évidence les conditions du milieu dans lequel les populations vivent et de les comparer à un système de référence non perturbé (Chauvin *et al.* 2021). La Wallonie se base sur quatre groupes de populations indicatrices ; les diatomées benthiques, les macrophytes aquatiques, les macroinvertébrés benthiques et les poissons (Thiry 2020). En premier lieu, les indices diatomées et macroinvertébrés sont utilisés pour évaluer l'état et, en cas de mauvais résultat, alors les indices poissons et macrophytes ne sont pas réalisés (SPW 2020a). L'évaluation des indices diatomées et macroinvertébrés se fait donc sur plus de sites que les indices poissons et macrophytes.

1. Diatomées –Indice de Polluo-Sensibilité (IPS)

Les diatomées sont des algues brunes microscopiques unicellulaires planctoniques et benthiques (Minet 2005) qui ont une taille entre 5 µm et 500 µm et qui appartiennent à l'embranchement de Chromophytes (Boissonneault 2006). Elles possèdent une paroi cellulaire en silice dénommée frustule qui a des caractéristiques différentes en fonction du taxon permettant une différenciation des espèces (Boissonneault 2006). Les diatomées sont capables de coloniser tous les milieux aquatiques et sont par conséquent les organismes aquatiques les plus répandus après les bactéries (Vizinet et de Revers 1995). Ce sont des organismes photosynthétiques avec des cycles de vie très courts et qui sont à la base de la chaîne alimentaire (Vizinet et de Revers 1995). Elles sont utilisées en bioindication car elles sont présentes dans tous les milieux aquatiques et humides, elles se multiplient très rapidement et sont capables d'intégrer les changements physico-chimiques brusques qui se passent dans leur environnement (Vizinet et de Revers 1995). Elles sont influencées par le pH, le changement de température, la salinité, les nutriments (Lavoie et Saulnier-Talbot 2016) et la matière organique (Boissonneault 2006). Certains taxons sont plus sensibles que d'autres à la pollution (Vizinet et

de Reviers 1995). En fonction des conditions environnementales du milieu, certaines se développent plus que d'autres et c'est par le biais de l'analyse des assemblages de diatomées que l'on peut déterminer la qualité du cours d'eau (Lavoie et Saulnier-Talbot 2016). Il existe différents indices biotiques qui se basent sur les diatomées : en Wallonie, c'est l'indice de polluo-sensibilité (IPS) qui est utilisé. Cet indice prend en compte l'ensemble des espèces identifiées, leur abondance relative, leur sensibilité et leur valeur indicatrice.

2. Macrophytes-Indice Biologique Macrophytes en Rivière (IBMR)

Les macrophytes sont des grands végétaux à la base des écosystèmes aquatiques qui constituent, dans la majorité des eaux courantes, la principale biomasse végétale (Adam 2010). Les végétaux peuvent être émergents, flottant libres, submergés et flottants ou juste submergés (Thiry 2020). La production de biomasse végétale est à la base de la chaîne trophique (Chauvin *et al.* 2014). L'analyse de cette biomasse permet de renseigner sur l'ensemble des flux de matière et d'énergie du système aquatique. Étant à la base du réseau trophique, les macrophytes permettent d'évaluer les caractéristiques de l'eau (nutriments et température) et la morphologie du biotope (éclairage, dynamique des substrats, etc.) (Chauvin *et al.* 2014) et peuvent être utilisés en bioindication lors de perturbations mécaniques, physiques ou chimiques (Daniel et Hauray 1996). L'indice utilisé en Wallonie est l'Indice Biologique Macrophytes en Rivière (IBMR) qui est un indice biocénotique floristique se basant sur un inventaire exhaustif de l'ensemble des taxons qui constituent les peuplements macrophytiques avec une estimation de leur recouvrement sur la station étudiée (Chauvin *et al.* 2014). Il s'agit d'une description des végétaux visibles à l'œil nu par une approche biocénotique (c'est-à-dire qu'on prend en compte tout le peuplement ainsi que les relations interspécifiques). L'avantage de prendre en compte les différents groupes floristiques est d'augmenter le domaine d'application de l'indice, il est alors possible de comparer n'importe quel type de végétation aquatique (Chauvin *et al.* 2014).

3. Macroinvertébrés benthiques-Indice Biotique Global Normalisé (IBGN)

Les macroinvertébrés benthiques sont des organismes qui ne possèdent pas de colonne vertébrale et qui font une partie ou la totalité de leur cycle de vie dans le cours d'eau. Ils restent suffisamment longtemps dans le milieu (entre plusieurs mois à 1an) pour permettre une représentation de celui-ci (Boissonneault 2006). Ils sont très abondants, taxonomiquement hétérogènes et ils sont ubiquistes au sein du réseau hydrographique. Les macroinvertébrés les plus utilisés sont les insectes aquatiques sous forme larvaire ou adulte, les mollusques et les crustacés. Ils sont utilisés en bioindication car ils sont très sédentaires et ne se déplacent que très peu par rapport à d'autres espèces. Ils indiquent ainsi par leur présence/absence l'état du milieu actuel (Boissonneault 2006). C'est grâce à la sensibilité différente à la pollution des différents taxons qu'il est possible de déterminer l'état de la qualité de la rivière et d'observer un certain gradient de réponse en fonction de la pollution et de son intensité (Archambault 2010). Les espèces appartenant à la familles des Plécoptères, Trichoptères à fourreau et Ephéméroptères sont les plus sensibles à la pollution car elles ont besoin d'une eau bien oxygénée (Touzin 2008). De l'autre côté, il y a les Tubificidés, les Chironomidés et les Syrphidés qui sont des espèces plus tolérantes à la pollution car elles ne sont pas perturbées par une eau peu oxygénée et une température plus élevée (Touzin 2008). En analysant l'ensemble des familles et le nombre d'individus récoltés, il est possible de déterminer un indice de qualité appelé Indice Biotique Globale Normalisé (IBGN) (Boissonneault 2006).

4. Poissons-Indice Biotique d'Intégrité Piscicole (IBIP)

Les poissons d'eau douce représentent une composante structurelle majeure des écosystèmes aquatiques. De par leur distribution linéaire liée au réseau hydrographique, ils dépendent beaucoup des événements hydriques et des aménagements urbains (Philippart 2007). Certains d'entre eux font une migration vers la mer à un certain moment de leur cycle, d'autres montrent un certain évitement à la pollution, ce qui ne rend pas leur étude la plus aisée. Enfin, leur échantillonnage requiert une mise en place technique assez importante en matériel et en main-d'œuvre. Les poissons sont les populations les moins utilisées dans les indices biotiques à cause de leur grande mobilité malgré le fait qu'ils

représentent de bons indicateurs par rapport aux effets à long terme sur un large panel d'habitats grâce justement à leur longévité et leur mobilité (Knoben *et al.* 1995). Ils sont sensibles à la qualité de l'eau et aux perturbations de par leurs besoins en différents milieux pour leur reproduction, leur croissance, leur zone de repos et leur zone de refuge. De par leur niveau le plus élevé dans la chaîne trophique, ils sont aussi sensibles aux perturbations des autres populations (Pont 2010).

C. Indice Biotique Global Normalisé (IBGN)

La méthode vient de la norme française AFNOR 1992 (révisé en 2004) et évalue l'aptitude globale d'un milieu à héberger des organismes vivants en prenant en compte la diversité des macroinvertébrés et la représentativité des habitats sur la station étudiée accessible à pied. Le principe de l'indice est de prélever les macroinvertébrés sur huit couples substrats/vitesses différents afin de maximiser la diversité d'habitats et d'espèces recensés (Wasson *et al.* 2006) sur un tronçon de rivière, d'identifier l'ensemble des individus et par la suite de donner un indice entre 0 et 20 par station. La note entre 0 et 20 doit correspondre aux cinq classes de qualité demandées par la DCE (Archaimbault 2010):

- Une note inférieure ou égale à 4 représente un très mauvais état
- Une note entre 5 et 8 représente un état mauvais
- Une note entre 9 et 12 représente un état moyen
- Une note entre 13 et 16 représente un bon état
- Et une note égale ou supérieure à 17 représente un très bon état.

L'indice se base sur deux grandeurs, une partie comprenant la variété taxonomique (VT) répartie en 14 classes et une partie comprenant une quarantaine de taxons divisés en 9 groupes faunistiques indicateurs (GFI) en fonction de leur sensibilité aux altérations de toute nature afin d'avoir une représentation globale (pollution organique, chimique ou dégradations de l'habitat) (Wasson *et al.* 2006). Lorsque la pollution est suffisamment marquée, certaines familles disparaissent du cours d'eau et il est alors plus facile d'identifier l'agent responsable de la pollution (Wasson *et al.* 2006). L'indice IBGN est calculé selon la formule $IBGN = GFI + (VT - 1)$ et donne une valeur entre 0 et 20.

Le calcul de l'indice présente des limites par rapport au cadre demandé par la DCE (Reyjol *et al.* 2020) :

- Il ne prend pas en compte l'abondance et la diversité des taxons tolérants.
- Il ne prend pas en compte la typologie du cours d'eau étudié.
- Il ne permet pas de réaliser un calcul d'écart par rapport à un état de référence.
- L'échantillonnage permet d'obtenir une évaluation moyenne des populations d'une station.

D'autre part, en fonction des opérateurs qui réalisent l'échantillonnage et des microhabitats qu'ils choisissent, les résultats peuvent varier. Il a été montré qu'en fonction des microhabitats choisis, le résultat de l'IBGN pouvait varier de 1 à 3 points (Wiederkehr 2015). La phase de laboratoire peut aussi entraîner des variations en fonction de méthodes utilisées pour le tri des macroinvertébrés ainsi qu'en fonction de l'opérateur et de son expérience (Wiederkehr 2015). Enfin, l'indice entraîne également un biais lorsqu'il est réalisé sur des cours d'eau de plaine, étant donné que les conditions du milieu (faible vitesse, température plus élevée, etc.) entraînent nécessairement une présence majoritaire de taxons polluo-tolérants et ne peuvent pas affirmer une dégradation du cours d'eau (Beauger et Lair 2014).

D. Indice d'Intégrité Biotique Poisson (IBIP)

L'Indice d'Intégrité Biotique Poisson dérive de l'Indice d'Intégrité Biotique (IBI) de Karr (1981), mis en place lors des mesures de protection des eaux naturelles aux Etats-Unis (Pont 2010). L'IBI est un indice multimétrique qui se base sur la structure et le fonctionnement des communautés de poissons afin d'identifier les conditions du milieu en attribuant un score au cours d'eau pour le comparer à une situation non perturbée (Goffaux 2005). Par la suite, cet indice a été adapté au contexte Wallon et plus particulièrement au district hydrographique de la Meuse par notamment les travaux de Didier en 1997, Kestemont *et al.* en 2000 et le projet Life IBIP qui a débuté en 1998 (Goffaux 2005). L'IBIP est un indice multimétrique qui se base sur 6 métriques regroupées en 3 catégories : richesse spécifique, qualité

de l'eau et qualité de l'habitat. L'indice permet une comparaison entre une population de poissons relevés lors de l'échantillonnage et une population théorique attribuée au type de milieu non perturbé (Minet 2005). Chaque critère vaut pour 5 points et la somme de chaque critère fait varier l'indice de 0 à 30 qui doit valoir pour les 5 classes définies par la DCE :

- De 6 à 10 : Mauvais
- De 11 à 14 : Médiocre
- De 15 et 18 : Moyenne
- De 19 à 20 : Bonne
- De 23 à 30 : Très bonne

2.4 Impacts des crues exceptionnelles sur la qualité des cours d'eau

La Wallonie subit régulièrement des inondations depuis 1967 avec plus de 60% des communes qui en ont déjà subi au moins quatre à cause de pluies abondantes de forte intensité ou de longue durée. A partir de ces données, la période de retour d'un sinistre peut être évaluée à 10 ans, sauf pour près de 15% des communes qui ont connu depuis 1967 au moins sept inondations, ce qui réduit cette période à six ans pour celles-ci. Ce sont les communes de la vallée de la Meuse et de l'Ourthe et le bassin versant de l'Escaut qui sont les plus souvent touchées (Michel et Van Dijck 2010).

A. Impact des crues sur l'environnement.

Les inondations entraînent un débordement des rejets des eaux usées induisant l'utilisation des by-pass des stations d'épuration qui rejettent directement le trop plein dans la rivière pour éviter le débordement des eaux dans les habitations et entraîner des perturbations dans la station d'épuration (Flipo *et al.* 2018). Les pluies extrêmes peuvent également augmenter l'apport et le dépôt de déchets urbains au niveau du cours d'eau (Mishra, Alnahit et Campbell 2021). Les citernes de combustibles dérivés du pétrole des particuliers ou des stations-services peuvent être endommagées et induire un déversement d'hydrocarbure dans l'environnement. De plus, dans les entreprises ou dans les foyers, des produits ménagers ou de synthèse peuvent être emportés avec la crue et être également déversés dans l'environnement (Agence Belga 2021b). Pendant un épisode de crue, la concentration en matière en suspension (MES) est plus importante en raison de l'érosion importante au sein du bassin versant et de la remobilisation des matières qui étaient sédimentées dans le lit du cours d'eau. En parallèle, les crues engendrent également une augmentation de la concentration en carbone organique dissous (COD) dans l'eau, celui-ci permet le transfert de polluant hydrophile. L'augmentation de COD et MES dans le cours d'eau entraîne alors un flux plus important de polluants, tels que les pesticides ou des polluants qui contiennent des métaux (El Azzi 2012). Certaines études ont montré des impacts aussi bien négatifs que positifs au niveau de certaines molécules sur la qualité de l'eau. La crue peut entraîner une augmentation ou une diminution des taux de phosphore et de la concentration en oxygène dissous dans l'eau. Cela montre bien que chaque inondation et chaque cas peuvent avoir des impacts très différents (Mishra, Alnahit et Campbell 2021). Par ailleurs, les inondations entraînent la mobilisation des sédiments ; dès lors, dans une rivière qui est déjà fortement polluée et dont les polluants sont liés avec le temps aux sédiments, ces polluants peuvent être remobilisés lors des phénomènes de crues (Hilscherova *et al.* 2007). Enfin, lors de la décrue, des boues d'eau usées peuvent s'accumuler et le seul moyen pour les riverains de l'évacuer rapidement est de déverser la boue vers le cours d'eau, alors qu'elle peut contenir des polluants (Flipo *et al.* 2018).

Les inondations n'ont pas que de mauvais côtés, certains aspects positifs peuvent être mis en évidence. Certaines zones humides dépendent des crues pour leur bon fonctionnement, elles en ont besoin pour recharger la concentration en eau dans le sol (Wydoski et Wick 2010). De plus, la crue permet une meilleure communication entre les cours d'eau, plans d'eau et autres mais cela peut aussi permettre aux

espèces invasives des milieux aquatiques ou hydrochores de se répandre plus facilement (Flipo *et al.* 2018).

B. Impact des crues sur les macroinvertébrés et les poissons.

Les crues ont pour impact de réduire les peuplements de macroinvertébrés aquatiques mais tous les taxons ne sont pas tous touchés de la même façon, étant donné qu'une crue n'impacte pas de la même manière les différents faciès du cours d'eau (Gaschnard 1984). Lors de grande variation de débit, il est possible que l'ensemble de la faune benthique soit emporté voir broyé par le retournement des roches, pierres et galets qui constituent le fond du lit du cours d'eau (Gaschnard 1984). De plus, selon la période de crue (hiver ou été), certains taxons seront plus touchés que d'autres en fonction de leur cycle de reproduction : certains peuvent se reproduire deux fois sur l'année et d'autres une seule fois. Lors de la décrue, il est souvent possible que des poissons se retrouvent coincés dans des poches d'eau et cette situation entraîne une certaine mortalité de ceux-ci mais cela reste minime. Le plus gros impact peut être observé lorsque la crue entraîne des polluants dans des situations où l'effet de dilution n'est pas possible, comme dans un plan d'eau par exemple où l'apport de polluants en continu fait augmenter sa concentration et entraîne une mortalité importante (Flipo *et al.* 2018). Par ailleurs, les poissons sont souvent déplacés de force vers l'aval en raison de la force du courant : on parle de dérive passive ou semi-active dans ces cas particuliers. Leur retour est possible si les conditions le permettent et qu'il n'y a pas d'obstacles qui empêchent la remontée (Baudoin *et al.* 2014). D'autre part, la crue permet d'augmenter les milieux de reproduction des poissons par la reconnexion de certains bras des cours d'eau en améliorant la continuité écologique de ceux-ci (Flipo *et al.* 2018). Il est donc possible d'observer une augmentation de population de poissons après des crues liée à de meilleures conditions d'habitat dans le cours d'eau.

C. Cas des inondations en Wallonie l'été 2021

Le 14 et 15 juillet 2021, la Wallonie subit de grosses inondations sur une grande partie de son territoire. Les bassins versants les plus impactés sont l'Amblève, la Lesse, l'Ourthe, la Meuse, la Dyle-Gette et la Vesdre avec 8500 ha inondés dont 30 % en zone Natura 2000 (Parlement de Wallonie 2022). Cela correspond à 72 masses d'eau de surface qui ont subi des crues exceptionnelles et 41 d'entre elles possédaient avant la crue un bon état écologique. Parmi les superficies impactées, 45 sites Natura 2000 ont été touchés en partie, dont environ 1 000 ha d'Habitat d'Intérêt Communautaire. Le cabinet de la ministre Tellier, ministre de l'environnement, de la nature, de la forêt, de la ruralité et du bien-être animal, a rapporté la liste des espèces patrimoniales (y compris les espèces N2000) qui ont été potentiellement impactées : 12 espèces d'amphibiens et reptiles, 15 espèces de libellules, 22 espèces de papillons de jour, plus de 50 espèces d'oiseaux, 2 espèces de mollusques et plusieurs dizaines d'espèces végétales. 26 sites sous statut de protection (réserve naturelle, cavité souterraine d'intérêt scientifique) et 150 Sites de Grand Intérêt Biologique (SGIB) ont été également potentiellement impactés et doivent être surveillés (Parlement de Wallonie 2022). Lors des inondations de juillet, 15 stations d'épuration sur 428 ont été arrêtées et certaines d'entre elles ne sont toujours pas réhabilitées aujourd'hui (Agence Belga 2021a).

D. Comment étudier cet impact aujourd'hui ?

Afin d'étudier l'impact des crues de 2021 sur la qualité des cours d'eau un an après le phénomène, deux échantillonnages ont été réalisés. Ces échantillonnages portent sur la faune aquatique et plus particulièrement sur les populations de poissons et de macroinvertébrés en utilisant les indices IBIP et IBGN. Les échantillons ont eu lieu sur 8 stations qui ont subi un pic de crues importantes entre le 14 et le 17 juillet 2021. A partir de ces indices, il sera possible de comparer leurs valeurs par rapport aux indices calculés pré-crue et d'observer s'il y a une différence négative ou positive ou aucune différence par rapport à ceux-ci.

3. Matériels et méthodes

3.1 Stations étudiées

Le travail de fin d'études porte sur les données de huit stations, ces stations ont été choisies avec le SPW-DEMNA et présentaient l'intérêt d'avoir des données historiques pour les indices IBGN et IBIP afin de pouvoir comparer avant l'évènement extrême de crue du 14 et 15 juillet 2021 et après. Parmi ces stations, quatre sont des stations utilisées dans le cadre de la directive cadre sur l'eau qui consiste à évaluer régulièrement l'état des masses d'eau. Les quatre autres stations concernent des stations où des pêches post crues ont été demandées après les inondations de 2021 par la ministre en charge de la qualité des cours d'eau. Parallèlement aux inventaires piscicoles programmés au printemps 2021 réalisées par le Laboratoire de Démographie des Poissons et d'Hydroécologie de l'Université de Liège et par le SPW-DEMNA, nous avons effectué les huit échantillonnages pour la réalisation des indices IBGN sur ces huit mêmes stations.

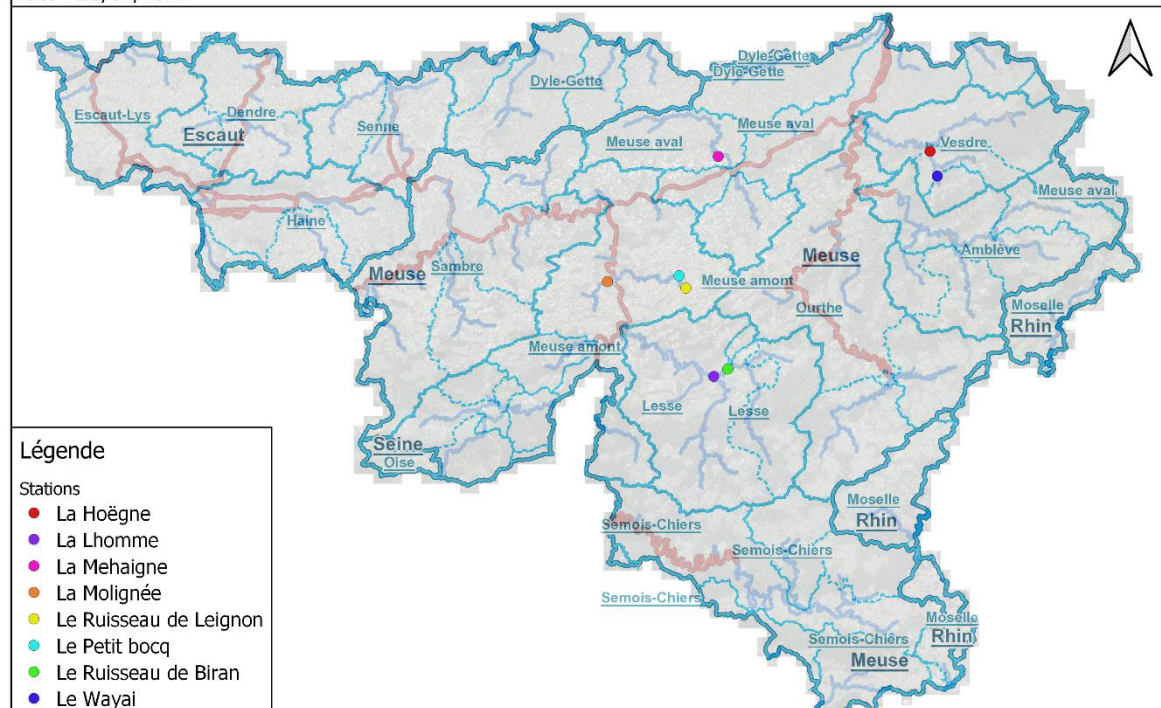
Les stations étudiées ont toutes subi une augmentation de débit à partir du 13-14 juillet 2021 et font toutes partie du district hydrographique de la Meuse (Figure 5).

SCR : Belge Lambert 72 (EPSG : 31370)

Fond de carte : Orthophotoplans 2019/ Limites des bassins versants/ Réseau hydrographique wallon

Auteur : Pauline Van Keer

Date : 03/07/2022



SCR : Belge Lambert 72 (EPSG : 31370)

Fond de carte : Orthophotoplans 2019/ Limites des bassins versants/ Réseau hydrographique wallon

Auteur : Pauline Van Keer

Date : 03/07/2022

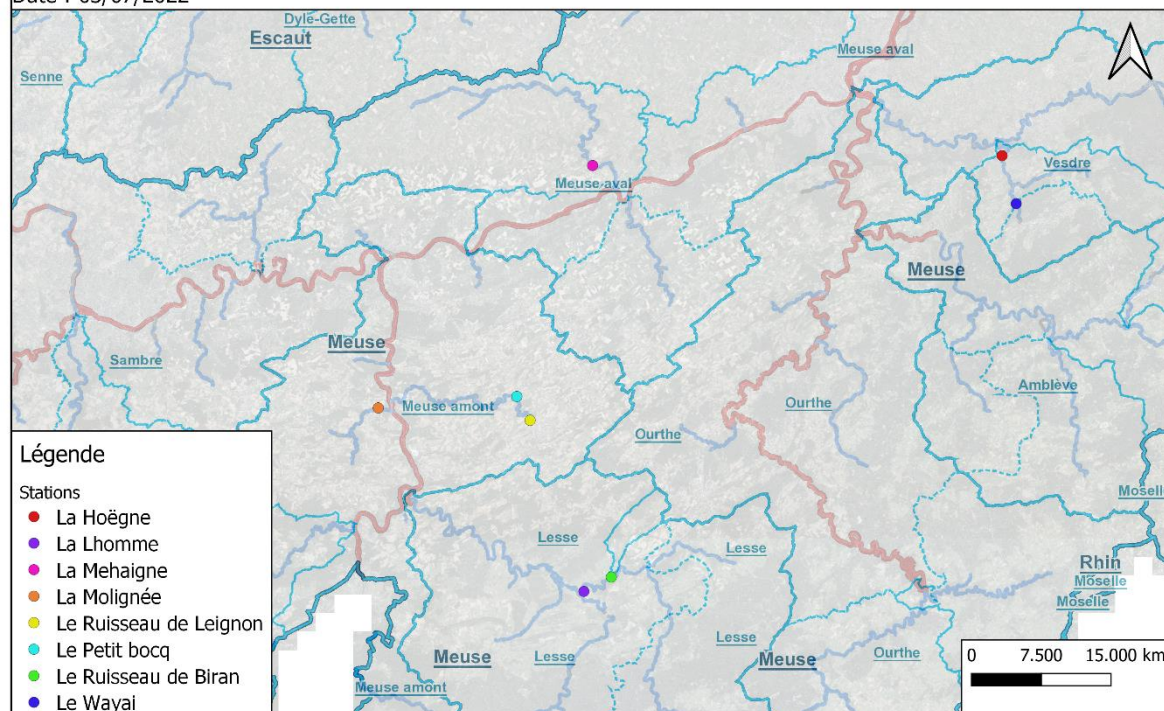


Figure 5 : Localisation des stations étudiées dans ce travail

Le tableau 2 reprend l'ensemble des informations pour les stations étudiées lors de ce travail de fin d'études. Le code du site est le code DCE donné à chaque station d'échantillonnage pour l'étude de la qualité de l'eau.

Tableau 2 : Données générales des stations étudiées dans ce travail

Code site	Cours d'eau	Bassins versant	Localisation	Date de prélèvement IBGN	Date de prélèvement IBIP	Anode	Date du pic de crue
BERW_40193	Ruisseau de Biran	Lesse	Rochefort	05-05-22	19-05-22	1	15-07-21
BERW_03850	Molignée	Meuse amont	Anhée	29-04-22	25-05-22	1	15-07-21
BERW_04130	Mehaigne	Meuse aval	Moha	26-04-22	01-06-22	2	17-07-21
BERW_15057	Hoëgne	Vesdre	Pepinster	14-06-22	07-06-22	2	14-07-21
BERW_40255	Wayai	Vesdre	Entre Spa et Theux	26-04-22	08-06-22	2	14-07-21
BERW_03820	Lhomme	Lesse	Eprave	05-05-22	21-06-22	3	15-07-21
BERW_15050	Ruisseau de Leignon	Meuse amont	Ciney	29-04-22	29-06-22	1	15-07-21
BERW_50054	Petit Bocq	Meuse amont	Ciney	29-04-22	30-06-22	1	15-07-21

3.2 Protocole macroinvertébrés (IBGN)

A. Echantillonnage

La méthode utilisée pour l'échantillonnage des macroinvertébrés sur les différents cours d'eau est basée sur le protocole du SPW-DEMNA, qui est lui-même basé sur le protocole de la norme AFNOR française NF T 90-350.

En premier lieu, une fiche (Annexe 1) qui caractérise la station est remplie afin de mieux identifier l'habitat global du cours d'eau où l'échantillonnage est réalisé. Cette fiche reprend les caractéristiques générales du cours d'eau telles que la largeur, la profondeur, le débit, une caractérisation générale du substrat du lit et des berges et de la végétation environnante.

La station étudiée est caractérisée par un tronçon de 10 fois la largeur du cours d'eau, sauf pour les petits cours d'eau où l'on prend 20 à 30 m en plus en amont ou en aval afin d'être sûr de rencontrer une variété de microhabitats différents. Pour les cours d'eau larges, il n'y a pas besoin de prendre de longue distance car une distance de 50 m suffit généralement. Le tronçon est échantillonné de l'aval vers l'amont afin d'éviter les perturbations de milieux en dérangeant le substrat.

L'échantillonnage se fait sur huit microhabitats caractérisés par un couple substrat/vitesse (Tableau 3). Pour caractériser les différents microhabitats, le tableau de la norme AFNOR a été repris et adapté :

Tableau 3 : Ensemble des couples substrats/vitesses pour l'inventaire IBGN (« L'indice biologique global normalisé (IBGN) » s. d.)

Vitesse superficielle v (cm/s)	v>150	150>v>75	75>v>25	25>v>5	v<5
Support/substrat					
Bryophytes					
Spermaphytes immergés					
Éléments organiques grossiers					

(litières, branchages, racines)					
Taille (pierres, galets) 250 mm > o > 25 mm					
Granulats grossiers 25 mm > o > 2,5 mm					
Spermaphytes émergents de la strate basse					
Sédiments fins ± organiques "vases" o < 0,1mm					
Sables et limons o < 2,5 mm					
(Roches, dalles, sols, parois) blocs > o 250 mm					
Algues ou, à défaut, marne et argile					

Les échantillonnages ont été réalisés avec un filet haveneau de 50-65cm de long composé de mailles de 500µm qui est protégé par un filet métallique de 25cm de large et de 20cm de haut (Figure 6). Pour les substrats tels que les sédiments, granulats, vases, sables, etc., les filets sont placés face au courant sur le sol. L'opérateur place le pied en amont du filet et remue le substrat sur une surface de 1/20m² (Figure 6). L'effort d'échantillonnage est réalisé sur au moins trois surface de 1/20m². Pour les substrats tels que les spermaphytes émergents, la litière, les racines, etc., ceux-ci sont secoués manuellement en plusieurs endroits. Les blocs (>250mm), les spermaphytes immergés et les bryophytes sont nettoyés à la main dans le filet.



Figure 6 : Filet haveneau et filet de protection sur l'image de gauche et échantillonnage du substrat sur l'image de droite lors de l'inventaire macroinvertébrés (Van Keer P. 2022)

Après chaque microhabitat, l'échantillon est placé dans un seau, le filet haveneau est bien rincé afin d'être sûr d'avoir récupéré tous les individus (Figure 7). Tous les microhabitats sont récoltés dans le même seau et celui-ci est ensuite placé au congélateur jusqu'au tri et à l'identification des individus.



Figure 7 : Récupération de l'échantillon dans un seau lors de l'inventaire macroinvertébré (Van Keer P. 2022)

Au laboratoire, chaque seau est décongelé et déversé sur une colonne de 4 tamis de tailles différentes, allant de 150 μ m à 500 μ m (Figure 8). Les gros éléments, tels que les feuilles et branches, sont triés et analysés à part dans un bac afin d'être sûr de ne pas manquer les organismes qui y seraient accrochés. Les organismes sont triés par ordre et puis par famille. Le tri et l'identification des individus se fait au binoculaire. Lorsqu'il y avait beaucoup de matières dans l'échantillon, chaque tamis était divisé en 8 afin de sous-échantillonner ; ainsi, une estimation du nombre d'individus a été faite par tamis. Les individus sont ensuite disposés dans des piluliers avec de l'éthanol à 70% afin de les conserver (Figure 8). L'identification a été réalisée avec la clé de Tachet (Tachet *et al.* 2002).



Figure 8 : Déversement dans la colonne de 4 tamis sur l'image de gauche et tri et identification des individus sur l'image de droite lors de l'inventaire macroinvertébré (Van Keer P. 2022)

B. Calcul de l'indice

L'indice se calcule en plusieurs étapes (Archambault 2010):

1. Détermination de la classe de variété taxonomique (VT) (Tableau 4)

En fonction du nombre de taxons identifiés dans l'échantillon, des classes de variétés sont déterminées selon le tableau suivant :

Tableau 4 : Détermination de la variété taxonomique pour le calcul de l'IBGN (Archambault 2010)

Nombre de taxons	> 50	49 à 45	44 à 41	40 à 37	36 à 33	32 à 29	28 à 25	24 à 21	20 à 17	16 à 13	12 à 10	9 à 7	6 à 4	3 à 1
Classe de variété	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

2. Détermination du groupe faunistique indicateur (GFI) (Tableau 5)

Sur base d'une liste de 152 taxons (Annexe 2), 38 taxons sont identifiés comme indicateurs et sont regroupés en 9 groupes en fonction de leur sensibilité à la pollution. Les familles en gras doivent être au nombre de 10 minimum et les autres au nombre de 3 minimum. Le groupe faunistique indicateur sera le groupe le plus haut dans le tableau et qui correspond aux groupes d'espèces les plus sensibles à une perturbation de la qualité de l'eau.

Tableau 5: Groupes faunistiques indicateurs pour le calcul de l'IBGN (Archambault 2010)

GFI	Taxons
9	Chloroperlidae, Perlidae, Perlodidae, Taeniopterygidae
8	Capniidae, Brachycentridae, Odontoceridae, Philipotamidae
7	Leuctridae, Glossosomatidae, Beraeidae, Goeridae, Leptoplebiidae
6	Nemouridae, Lepidostomatidae, Sericostomatidae, Ephemeridae
5	Hydroptilidae, Heptageniidae, Polymitarcidae, Potamanthidae
4	Leptoceridae, Polycentropodidae, Psychomyidae, Rhyacophilidae
3	Limnephilidae, Hydropsychidae, Ephemerellidae , Aphelocheiridae
2	Baetidae, Caenidae, Elmidae, Gammaridae , Mollusques
1	Chironomidae, Asellidae, Achètes, Oligochètes

3. Calcul de l'indice IBGN

En déterminant le groupe faunistique indicateur, le nombre d'individus de ce groupe (minimum 3 ou 10 en fonction du taxon) et en connaissant la classe de variété dans laquelle l'échantillonnage se trouve, il est alors possible de calculer l'IBGN par la formule suivante :

$$IBGN = GFI + (VT - 1)$$

Ce calcul peut être résumé dans un tableau :

Tableau 6 : Tableau final pour déterminer la note de l'IBGN (Benhalima 2020) :

Classe de variété			14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
Taxons	GI	Σ	>50	49-45	44-41	40-37	36-33	32-29	28-25	24-21	20-17	16-13	12-10	09-07	06-04	03-01
Chloroperlidae	9		20	20	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9
Perlidae																
Perlodidae																
Taeniopterygidae																
Capniidae	8		20	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8
Brachycentridae																
Odontoceridae																
Philopotamidae																
Leuctridae	7		20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7
Glossosomatidae																
Beraeidae																
Goeridae																
Leptophlebiidae	6		19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6
Nemouridae																
Lepidostomatidae																
Sericostomatidae																
Ephemeridae	5		18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5
Hydroptilidae																
Heptageniidae																
Polymitarcidae																
Potamanthidae	4		17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4
Leptoceridae																
Polycentropodidae																
Psychomyidae																
Rhyacophilidae	3		16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3
Limnephilidae																
Hydropsychidae*																
Ephemerellidae*																
Aphelochetidae*	2		15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2
Baetidae*																
Caenidae*																
Elmidae*																
Gammaridae*	1		14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
Mollusques																
Chironomidae*																
Asellidae*																
Achète																
Oligochètes*																

(* Taxons qui doivent être au nombre de 10 minimum, les autres doivent être au nombre de 3 minimum)

3.3 Protocole poissons (IBIP)

A. Echantillonnage

Les inventaires poissons sont réalisés par pêche électrique à pied. Deux passages successifs sont réalisés sur une distance de 100 à 150m. En fonction de la taille du cours d'eau, une ou plusieurs anodes sont utilisées, elles sont alimentées par un groupe électrogène. En aval des anodes, un ou deux opérateurs sont munis d'épuisettes à fines mailles (5mm). A chaque capture effectuée, les poissons sont disposés dans des bassines portées par des opérateurs placés en aval des opérateurs équipés d'épuisettes (Figure 9).



Figure 9 : Disposition des opérateurs lors de la pêche électrique à une anode (Van Keer P. 2022)

Une fois le tronçon terminé, l'ensemble des captures est disposé dans un vivier en bord de cours d'eau en attendant l'identification et les mesures (Figure 10). Lorsque les deux passages sont terminés, les viviers sont vidés dans des bassines. L'ensemble des poissons sont triés par espèces sur la table de tri (Figure 10) et regroupés dans un seau. Chaque seau est ensuite amené à la table de mesure où les individus sont d'abord anesthésiés dans un bac avec de l'eau et du phénoxyéthanol (0,2ml/l) afin de faciliter la prise de mesures. Les individus sont ensuite mesurés en longueur (en mm à la fourche) et pesés (en g) (Figure 11). Les grandes espèces de poissons sont mesurées et pesées individuellement alors que les petites espèces sont mesurées pour un total de 100 individus puis pesées ensemble, le reste est compté et pesé séparément. Lors du second passage, pour les petites espèces, seul le poids total et le nombre de poissons est pris en compte. A la fin des deux passages et des mesures, les poissons sont remis à l'eau.



Figure 10 : Table de tri des poissons sur l'image de gauche et disposition des individus des deux passages dans les viviers sur l'image de droite (Van Keer P. 2022)



Figure 11 : Mesure des individus poisson sur l'image de gauche et pesage de l'ensemble des individus d'une même espèce sur l'image de droite (Van Keer P. 2022)

La station est caractérisée par une fiche reprenant les informations demandées dans le cadre de la directive cadre sur l'eau (Annexe 3).

B. Calcul de l'indice

Le calcul de l'indice s'effectue en six étapes dont chacune d'entre elle vaut pour cinq points. L'indice peut donc varier de 0 à 30. Avant de commencer le calcul, seuls les individus du premier passage sont considérés. En sont exclus :

- les alevins (individus de moins de 10cm) de grandes espèces (adultes de taille supérieure à 10 cm) sauf pour la 6^{ème} étape,
- les espèces non indigènes,
- les espèces capturées en dehors de leur zonation piscicole (cfr. point 2.1.A.3).

Si l'inventaire n'a pas été réalisé sur un tronçon de 150m alors le nombre d'individus capturé doit être corrigé en fonction de la distance effectué (Dierckx *et al.* 2018). Pour l'ensemble des étapes, un tableau reprenant les espèces les plus retrouvées de Wallonie permet de connaître l'ensemble des critères qui qualifient chaque espèce (Annexe 4).

1. Etape 1 : Calculer le nombre d'espèces natives

En fonction de la superficie du bassin versant et le nombre d'espèces natives recensées lors du premier passage, il est possible de déterminer un score sur 5 avec le graphique en figure 12:

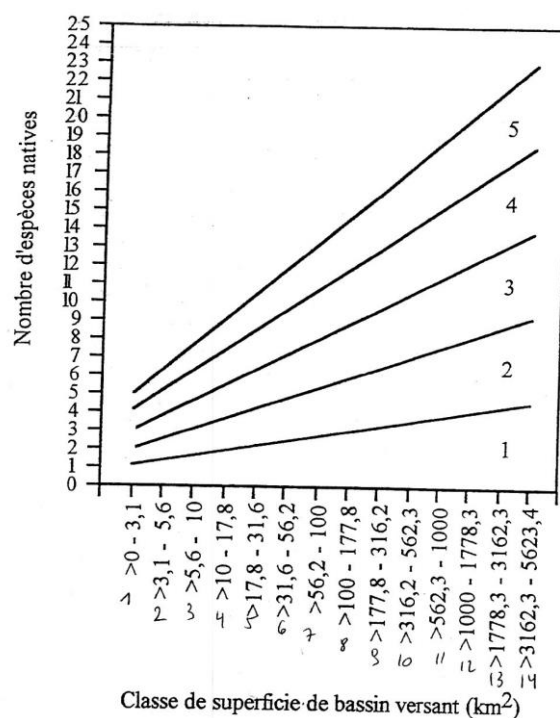


Figure 12 : Graphique permettant de calculer le score sur 5 de l'étape 1, qui lie le nombre d'espèces natives capturées à la classe de superficie du bassin versant du cours d'eau étudié

2. Etape 2 : Calculer le nombre d'espèces benthiques (espèces qui vit en relation avec le fond des eaux, sur les surfaces)

En fonction de la superficie du bassin versant et du nombre d'espèces benthiques, il est possible de déterminer un score sur 5 grâce au graphique en figure 13 :

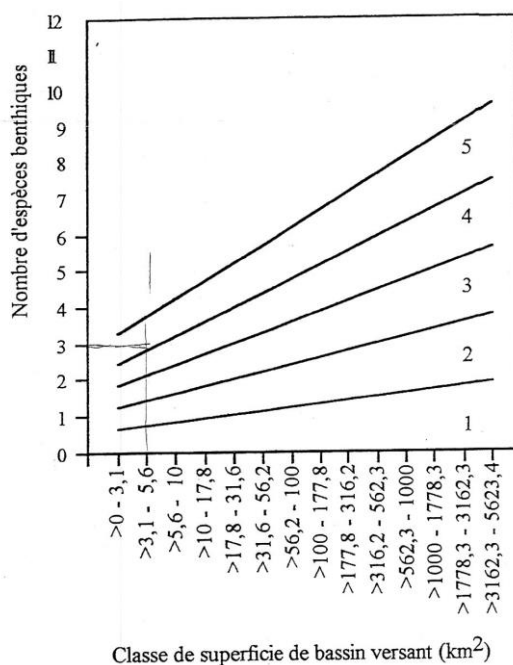


Figure 13 : Graphique permettant de calculer un score sur 5 de l'étape 2, qui lie le nombre d'espèces benthiques capturées à la classe de superficie du bassin versant du cours d'eau étudié

3. Etape 3 : Calculer le pourcentage d'individus intolérants à la qualité de l'eau

Chaque espèce peut être qualifiée selon une classe d'intolérance à la qualité de l'eau. Les espèces les plus sensibles seront dans une classe de 5 et les espèces les moins sensibles seront dans une classe de 1. Pour ce calcul, seules les espèces de classes 4 et 5 sont considérées. Le nombre d'individus de classe 4 est multiplié par 0,8 et ceux de la classe 5 par 1. La somme des deux multiplications est ensuite divisée par le nombre total d'individus capturés au premier passage et enfin multipliée par 100 pour obtenir un pourcentage.

En fonction de ce pourcentage obtenu et de la superficie du bassin versant, il est possible de déterminer un score sur 5 selon le graphique en figure 14 :

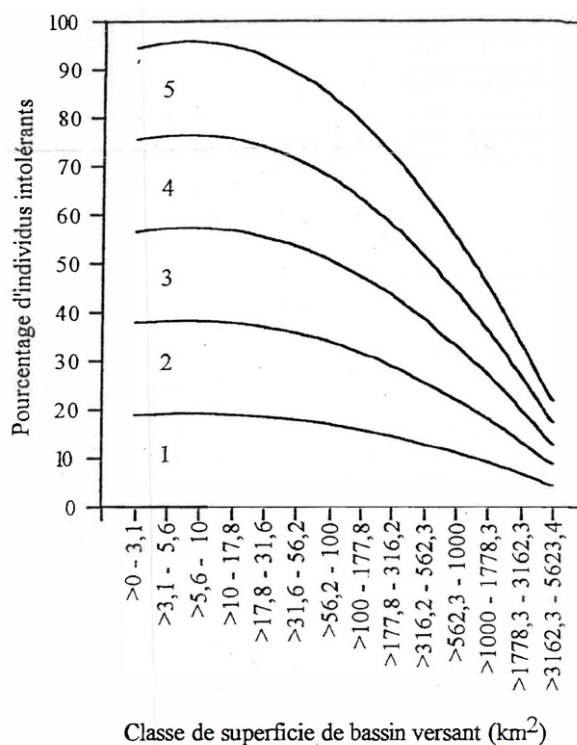


Figure 14 : Graphique permettant de calculer un score sur 5 de l'étape 3, qui lie le pourcentage d'individus intolérants à la classe de superficie du bassin versant du cours d'eau étudié

4. Etape 4 : Calculer le rapport chabot/loche

La formule à réaliser est la suivante : nombre de chabot / (nombre de chabots + nombre de loches). Ensuite, à partir du tableau 7, il est possible de déterminer un score sur 5 :

Tableau 7 : Critères de cotation pour le rapport chabot/loche dans le calcul de l'IBIP

Indicateurs de la richesse spécifique	Critères de cotation				
	5	4	3	2	1
Rapport chabot/loche	≥ 0,8	0,6 - <0,8	0,4 - <0,6	0,2 - <0,4	< 0,2

5. Etape 5 : Calculer le pourcentage d'individus pondérés spécialisés

La formule à réaliser est la suivante : Σ de tous les individus spécialisés / Σ totale des individus capturés au premier passage. Ensuite, à partir du tableau 8, il est possible de déterminer un score sur 5 :

Tableau 8: Critères de cotation pondueurs spécialisés pour le calcul de l'IBIP

	Critères de cotation				
Indicateurs de la richesse spécifique	5	4	3	2	1
% Individus pondueurs spécialisés	> 67		33 - 67		< 33

6. Etape 6 : Présence/absence d'alevins, de juvéniles ou d'adultes chez l'espèce intolérante dominante

Pour la dernière étape, il faut connaître les espèces des classes 4 ou 5, la zonation piscicole de l'endroit de recensement du cours d'eau et le nombre d'individus à chaque stade de développement de l'espèce la plus intolérante recensé.

Pour les différentes zonations, une espèce domine :

- Zone à truite : truite fario
- Zone à ombre : truite fario ou ombre
- Zone à barbeau : truite fario, ombre, barbeau ou hotu

Les différents stades de développement d'une espèce sont déterminés selon les tailles suivantes : les alevins font moins de 10cm, les juvéniles entre 10 et 20 cm et les adultes plus de 20 cm.

Une fois l'ensemble de ces paramètres connu, un score sur 5 peut être déterminé selon le tableau 9 :

Tableau 9 : Critère de cotation pour la présence des différents stades de développement pour le calcul de l'IBIP

Nombre de classes représentées	Nombre d'individus capturés dans l'échantillon	Catégorie	Score
Alevins-juvéniles-adultes	>50	a	5
Alevins-juvéniles-adultes	<50	b	4
Absence d'une classe	>50	c	4
Absence d'une classe	<50	d	3
Absence d'une classe	<10	e	2
Absence de deux classes	>50	f	2
Absence de deux classes	<50	g	1
Aucune espèce intolérante		h	1

Pour terminer, l'ensemble des scores de chaque étape sont additionnés et une cote sur 30 peut être donnée. Selon le tableau 10, l'indice IBIP détermine une classe d'intégrité de l'écosystème rivière :

Tableau 10: Scores final pour l'IBIP et détermination de la classe d'intégrité

Valeur totale de l'indice	Classe d'intégrité de l'écosystème
6 à 10	Mauvaise
11 à 14	Médiocre
15 à 18	Moyenne
19 à 22	Bonne
23 à 30	Très bonne

3.4 Analyses statistiques

Les données utilisées lors de ce travail correspondent à des inventaires poissons et macroinvertébrés prélevés sur les huit stations étudiées en 2022. Pour pouvoir comparer ces indices, les listes d'inventaires du SPW-DEMNA des derniers recensements en date effectués avant crue 2021 ont été utilisées et, également pour les stations de la Hoëgne et du Wayai, les listes des recensements d'octobre 2021 ont été prises en compte afin de voir l'évolution sur une année complète pour ces deux stations. Les données acquises disponibles en ligne (Aqualim¹ et le nouveau site Hydrométrie² du SPW) ont été utilisées pour calculer les différents paramètres caractérisant les stations. Pour le ruisseau du Biran, il n'existe pas de station limnimétrique, la station de la Hédrée à Hargimont a donc été utilisée car les cours d'eau sont de même morphologie et très proches géographiquement. Pour la Hoëgne, il n'y avait plus de station limnimétrique ; les données de pic de crue ainsi que les modules des stations de la Hoëgne à Polleur et du Wayai ont été alors sommées afin d'estimer les valeurs sur la Hoëgne à Pépinster, lieu de la station étudiée.

Un cours d'eau peut être défini par son débit moyen annuel (module) qui est la moyenne de l'ensemble des débits journaliers de l'année ou la somme des débits de chaque jour divisée par 365 (Pardé 1933). Pour pouvoir caractériser le cours d'eau par rapport à l'importance de la crue qu'il a subie, le rapport entre le débit maximal de la crue enregistré en juillet 2021 et le module a été calculé ainsi que le rapport du pic de hauteur enregistré en juillet 2021 sur la hauteur moyenne de la rivière (Tableau 11).

Tableau 11 : Caractérisation des stations en fonction de leur pic de hauteur et débit en juillet 2021

Code site	Cours d'eau	Bassins versants	Module du cours d'eau (m³/s)	Pic crue juillet 2021 (m³/s)	Rapport pic/module	Hauteur max au pic	Hauteur moyenne	Rapport Hauteur	Importance de la crue
BERW_50054	Petit Bocq	Meuse-Amont	0,19	1,80	9,33	1,34	0,50	2,68	faible
BERW_03850	Molignée	Meuse-Amont	1,34	21,95	16,42	1,82	0,48	3,79	faible
BERW_04130	Mehaigne	Meuse-Aval	2,52	37,24	14,77	2,68	0,67	4,00	faible
BERW_15050	Ruisseau de Leignon	Meuse-Amont	0,39	6,21	16,13	1,37	0,28	4,89	faible
BERW_15057	Hoëgne	Vesdre	2,73	258,94	94,85	6,5	1,02	6,37	fort
BERW_03820	Lhomme	Lesse	6,94	212,22	30,60	2,88	0,36	8,00	fort
BERW_40193	Ruisseau de Biran	Lesse	0,54	57,49	107,05	3,01	0,36	8,36	fort
BERW_40255	Wayai	Vesdre	1,35	108,86	80,70	3,23	0,38	8,50	fort

Les analyses statistiques ont été réalisées sur la variation des indices. Pour cela, des valeurs « deltaIBGN » et « deltaIBIP » ont donc été calculées sur le logiciel Excel de la suite Microsoft 2013 en réalisant la différence entre la situation après moins avant. L'ensemble des tests statistiques ont été réalisés avec le logiciel Rstudio 4.1.2 (2021-11-01).

Par ailleurs, d'autres indices ont été utilisés afin de donner plus d'informations sur les compositions spécifiques des relevés :

- La richesse spécifique : le nombre d'espèces recensées par relevé

¹ Réseau de mesure limnimétrique de la Direction des cours d'eau non navigables : <http://aqualim.environnement.wallonie.be/>

² L'hydrométrie en Wallonie : <https://hydrometrie.wallonie.be/home.html>

- L'indice de Shannon-Weaver

L'indice de diversité de Shannon-Weaver est l'indice le plus souvent utilisé pour analyser la diversité d'espèces au sein d'un relevé de population. Sa formule est la suivante :

$$H' = - \sum_{i=1}^S \left(\left(\frac{n_i}{N} \right) * \ln \left(\frac{n_i}{N} \right) \right)$$

La valeur de l'indice varie entre 0 et $\ln S$. S est la richesse spécifique du relevé, n_i représente l'abondance d'une espèce et N représente le nombre total d'individus recensés. Il permet de donner la distribution des abondances relatives des espèces du relevé.

- L'indice d'équitabilité de Pielou

$$E = \frac{H'}{H_{max}} = \frac{H'}{\ln S}$$

L'indice d'équitabilité accompagne régulièrement l'indice de Shannon, il permet d'identifier le degré d'homogénéité de l'inventaire. H' représente l'indice de Shannon-Weaver, H_{max} représente la valeur maximale que peut prendre l'indice de Shannon qui peut être calculé par $\ln S$ et S représente la richesse spécifique du relevé. La valeur varie entre 0 et 1, la valeur 0 est atteinte lorsqu'une espèce domine et la valeur de 1 signifie que les espèces sont réparties équitablement.

Afin d'étudier les résultats de ces indices, des nouvelles variables, ΔH et ΔE et ΔR ont été calculées sur Excel afin de prendre l'évolution de ces valeurs entre les deux situations (avant et après crue). Etant donné que l'indice de Shannon varie entre 0 et $\ln S$, le calcul suivant a été réalisé afin d'avoir une proportion :

$$\frac{H'_{après} - H'_{avant}}{H'_{avant}}$$

La même formule a été utilisée pour calculer l'évolution de la richesse spécifique, alors que pour l'équitabilité, qui est déjà une proportion, le calcul consistait en la différence entre la situation après moins avant.

D'autre part, une analyse SPEcies At Risque (SPEAR) a été réalisée à partir des inventaires macroinvertébrés avant crue et 2022. L'analyse SPEAR est un outil développé à partir de métriques qui sont influencées uniquement par les pressions de types « pesticides », elle se base sur des indices de diversité fonctionnelle. La méthode provient d'Allemagne et est spécifique aux macroinvertébrés benthiques (Reyjol *et al.* 2020). Les calculs se basent en classant les taxons en fonction de leur sensibilité aux pesticides et de leurs différents traits biologiques et écologiques (Reyjol *et al.* 2020). La France a déjà adapté la méthode pour son territoire et utilise les listes de molécules décrites dans leur paramètre SEQ-eau v2 qui est l'équivalent des indices abiotiques physiques et chimiques de la Région Wallonne pour décrire la qualité de l'eau (Reyjol *et al.* 2020). L'analyse a été réalisée sur le portail d'évaluation des eaux françaises³, à partir de la liste des taxons et de leur abondance, grâce à un algorithme, le site calcule des probabilités d'impact par différentes molécules : Matière organique (MO), Nitrates (NO), Matière Azotée (N), Matière Phosphorée (PO), Molécule d'Hydrocarbure Aromatique Polycyclique (HAP) et Pesticides. Une différence entre les probabilités d'impact avant et 2022 a été calculée afin d'observer si cette probabilité augmente, varie peu ou diminue entre les deux inventaires.

Par la suite, des analyses différentes ont été faites en fonction du groupe faunistique étudié. Tout d'abord, une analyse en composante principale (ACP) a été réalisée sur les variations des effectifs des classes de tolérance des poissons à la qualité de l'eau. En second lieu, une analyse factorielle des correspondances (AFC) a été réalisée sur un tableau de présence/absence des groupes indicateurs des

³ <https://seee.eaufrance.fr/>

macroinvertébrés ainsi que sur les résultats de l'analyse SPEAR. Le choix d'une AFC pour les macroinvertébrés s'explique par le fait qu'une ACP sur la variation des groupes faunistiques n'était pas possible à cause de l'impossibilité de faire un rapport entre les deux situations en raison de la quantité de 0 au sein du tableau reprenant les effectifs des groupes indicateurs macroinvertébrés.

4. Résultats

A. Description générale

Suite aux inventaires effectués durant le printemps 2022 et par rapport aux classes décrites dans la DCE, la Lhomme, la Mehaigne, le Petit Bocq, la Molinee et le Wayai sont dans un bon état alors que la Hoëgne et le ruisseau de Leignon sont dans un état moyen et que le ruisseau de Biran est dans un mauvais état au niveau de l'indice IBGN (Tableau 12).

Pour l'indice IBIP, la Molinee, le Petit Bocq, la Mehaigne et la Hoëgne sont dans un très bon état, seul le Wayai est dans un bon état, le ruisseau du Leignon et la Lhomme sont dans un état moyen et le ruisseau de Biran est dans un état médiocre (Tableau 12).

Tableau 12: Indices IBIP et IBGN sur les huit stations étudiées en 2022

Stations/Indices	IBGN 2022	IBIP 2022
Lhomme	14	18
Mehaigne	13	27
Petit Bocq	13	26
Molinee	16	27
Hoëgne	10	22
Wayai	15	20
Ruisseau de Leignon	10	15
Ruisseau de Biran	8	12

1. Au niveau des poissons

Au niveau de l'évolution des indices IBIP au cours du temps (Figure 15), les stations de la Molinee et du Petit Bocq varient de la même manière, elles présentaient une diminution de la valeur d'IBIP entre 2007 et 2016 et tendent à remonter depuis avec les inventaires de cette année. Pour les stations du ruisseau du Biran, du Wayai et de la Lhomme, il y a une diminution de l'indice depuis les derniers recensements. La même tendance est également observée pour la Mehaigne et la Hoëgne. Malgré une amélioration ces dernières années, l'indice diminue pour la Mehaigne et reste stable pour la Hoëgne. Le ruisseau du Leignon, quant à lui, montre de très fortes variations depuis 2008, avec une remontée en 2014 et puis une chute jusque 2021.

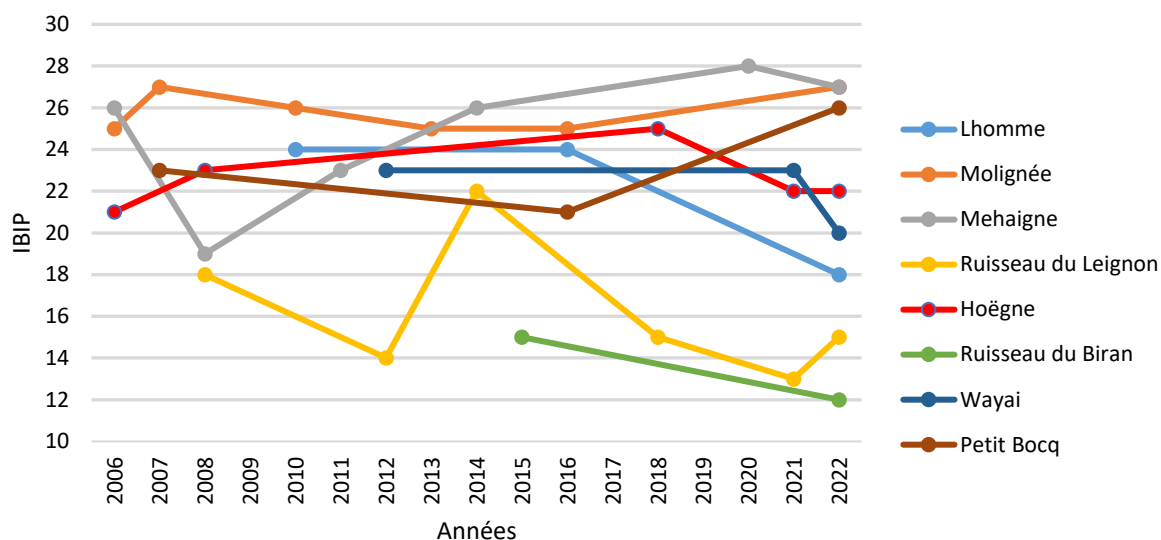


Figure 15 : L'évolution de l'indice IBIP depuis 2006 sur les huit stations étudiées

Pour la comparaison entre la situation avant et après crue, on remarque les mêmes tendances pour les stations faisant partie des mêmes bassins versants (Tableau 13). Les stations du bassin versant de la Meuse Amont ont un meilleur indice IBIP après crue qu'avant crue. Au contraire, pour les stations des bassins versants de la Meuse Aval, la Lesse et de la Vesdre, on observe une diminution.

Tableau 13 : Indices IBIP avant et après crue de juillet 2021 sur les huit stations étudiées

Stations	IBIP				
	Bassins versants	Avant crue	Post-crue octobre	Post-crue printemps	Evolution
Mehaigne	Meuse-Aval	28	-	27	↓
Ruisseau du Leignon	Meuse-Amont	13	-	15	↑
Petit Bocq	Meuse-Amont	21	-	26	↑
Molignée	Meuse-Amont	25	-	27	↑
Hoëgne	Vesdre	25	22	22	↓
Wayai	Vesdre	23	23	20	↓
Lhomme	Lesse	24	-	18	↓
Ruisseau de Biran	Lesse	15	-	12	↓

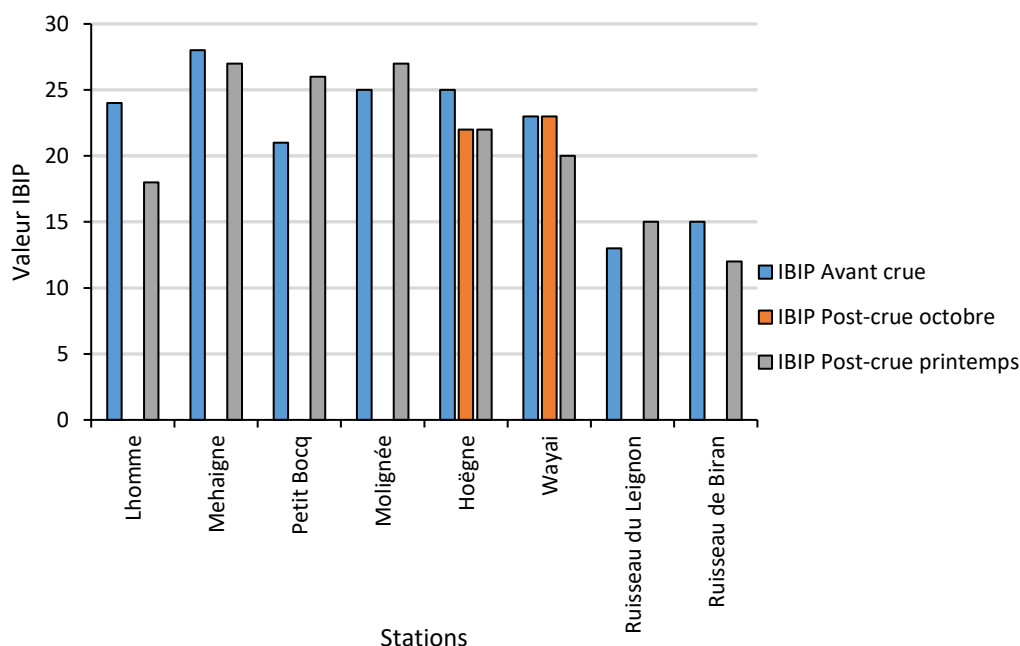


Figure 16 : Evolution de l'indice IBIP avant et après crue de juillet 2021 en Wallonie

Ensuite, l'analyse de chaque classe de tolérance des poissons à la qualité de l'eau a été étudiée (Tableau 14). Les poissons peuvent être répartis en 5 classes : la classe 1 représente la classe la plus tolérante à la qualité de l'eau alors que la classe 5 représente la classe la plus intolérante. En analysant l'évolution avant et après crue, on peut voir que deux stations évoluent de façon similaire dans toutes les classes. La Molinee évolue favorablement dans l'ensemble des classes alors que la Mehaigne a une diminution de façon générale. En se focalisant sur la classe 5, qui est la classe la plus intolérante à la qualité de l'eau, on observe une diminution pour les stations du Leignon, de la Mehaigne, du Petit Bocq et du Wayai. Par contre, on observe une augmentation pour les stations de la Lhomme et de la Hoëgne alors que ce sont les cours d'eau ayant eu une crue plus importante.

Tableau 14 : Evolutions des classes de tolérance des poissons en fonction des stations étudiées en 2022 (un « _av » signifie la situation la avant crue de juillet 2021, un « _ap » signifie la situation en 2022)

Stations	Classe1_av	Classe1_ap	Classe2_av	Classe2_ap	Classe3_av	Classe3_ap	Classe4_av	Classe4_ap	Classe5_av	Classe5_ap
Ruisseau du Leignon	196	356	2	1	0	0	3	4	47	14
Mehaigne	42	8	184	145	375	100	145	40	1275	954
Molinee	2	8	1	16	4	111	17	24	282	319
Petit Bocq	0	4	25	70	0	0	4	7	300	109
Hoëgne	1	1	253	296	170	150	167	15	1128	3705
Lhomme	4	10	987	2166	1771	1630	99	56	1202	1496
Ruisseau de Biran	279	279	1878	579	3794	208	21	1	0	0
Wayai	1	8	49	107	52	11	184	461	175	131

2. Au niveau des macroinvertébrés

De manière générale, l'évolution des IBGN depuis 2004 est très fluctuante sur chaque station (Figure 17). Les stations les plus fluctuantes sont : la Molinee, la Mehaigne et la Hoëgne. La Hoëgne a quand même une tendance à la diminution depuis 2012. Le Petit Bocq, quant à lui, a une tendance à l'augmentation depuis 2010.

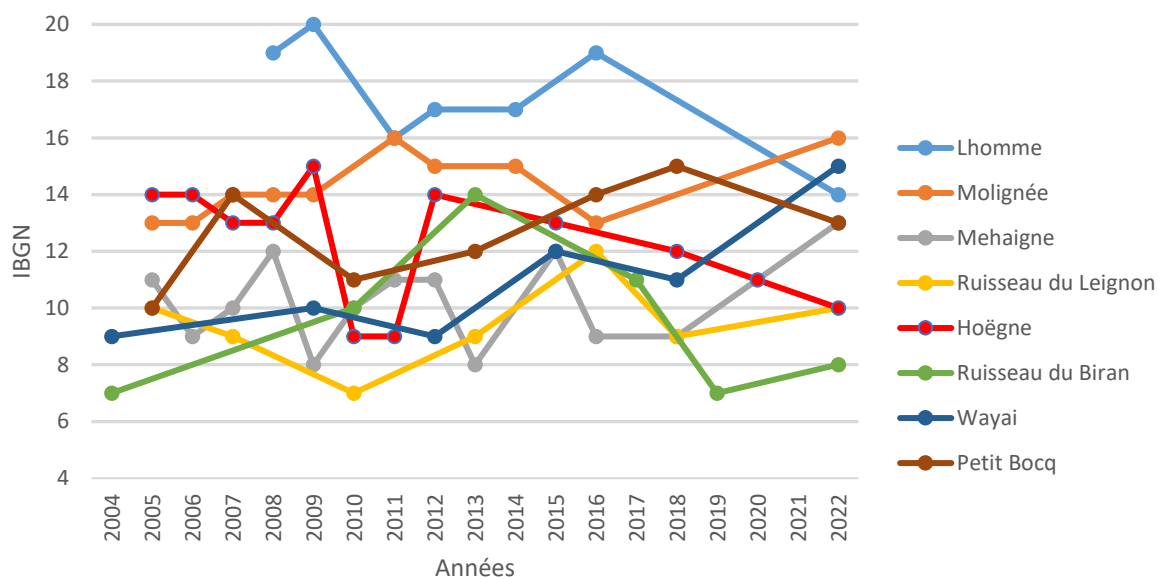


Figure 17 : Evolution des indices IBGN depuis 2004 sur les huit stations étudiées

Entre les dernières valeurs avant crue et les valeurs du printemps 2022, une augmentation des indices IBGN peut être observée pour les stations de la Mehaigne, la Molinee, le Wayai, le ruisseau du Leignon et le ruisseau du Biran (Tableau 15). Les stations de la Lhomme, du Petit Bocq et de la Hoëgne ont, pour leur part, diminué depuis les derniers inventaires. Pour les stations de la Hoëgne et du Wayai, grâce aux inventaires d'octobre 2021, il est possible d'observer l'évolution sur une année entière. Ils montrent tous les deux une diminution importante en octobre, ce qui peut s'expliquer par le fait qu'une grande quantité de larves sont très peu visibles en raison de leur faible taille à cette période.

Les indices montrent des tendances différentes au sein même d'un bassin versant. Pour le bassin de la Lesse, le ruisseau du Biran a eu un IBGN meilleur qu'avant alors que, pour la Lhomme, on observe une diminution de l'indice. C'est le même cas pour le bassin de la Meuse amont avec les stations de la Molinee et du ruisseau de Leignon qui ont un indice plus élevé qu'avant alors que le Petit Bocq voit son indice diminuer. Les macroinvertébrés ont donc été impactés de manière différente au sein même d'un bassin versant.

Tableau 15 : Indices IBGN avant et après crue de juillet 2021 en Wallonie

Stations	IBGN				
	Bassins versants	Avant crue	Post-crue octobre	Post-crue printemps	Evolution
Mehaigne	Meuse-Aval	9	-	13	↑
Ruisseau de Leignon	Meuse-Amont	9	-	10	↑
Petit Bocq	Meuse-Amont	15	-	13	↓
Molinee	Meuse-Amont	13	-	16	↑
Hoëgne	Vesdre	11	6	10	↓
Wayai	Vesdre	11	8	15	↑
Lhomme	Lesse	19	-	14	↓
Ruisseau de Biran	Lesse	7	-	8	↑

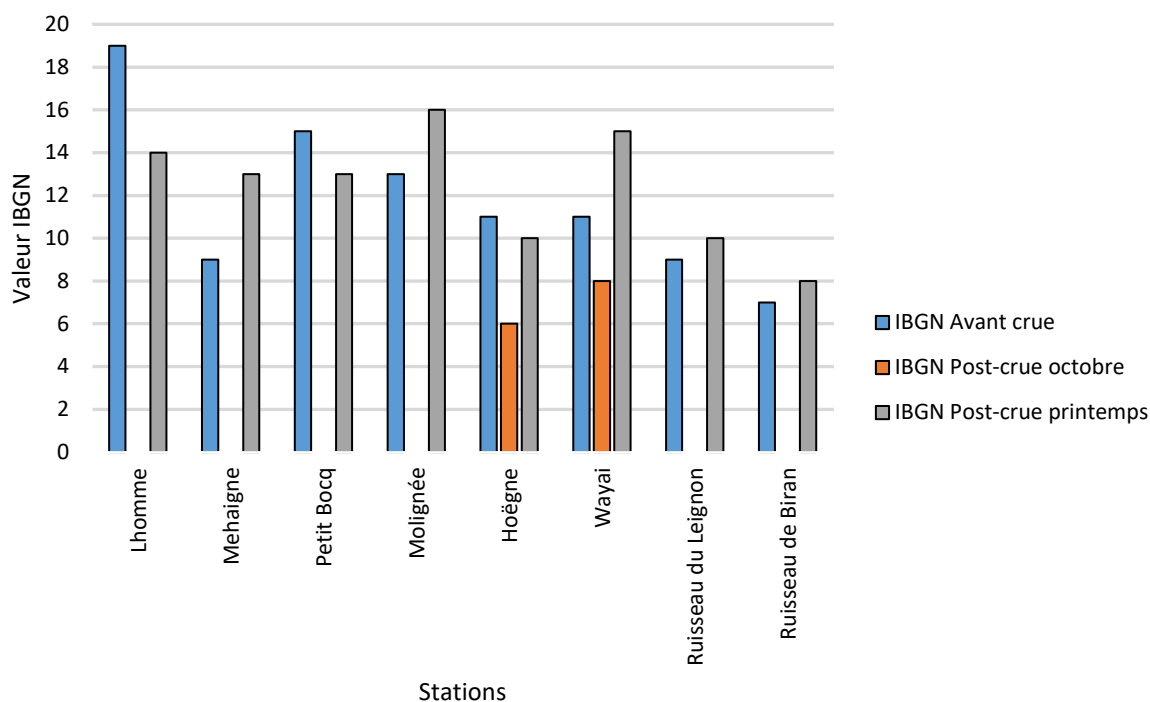


Figure 18 : Evolution des indices IBGN avant et après crue de juillet 2021 en Wallonie

Par la suite, un tableau de présence/absence a été créé afin de voir l'évolution des groupes indicateurs (Tableau 16). Une valeur de 1 signifie une disparition du groupe, une valeur de 2 signifie qu'il n'y a pas eu de changement par rapport à la situation précédente et une valeur de 3 signifie une apparition du groupe. On observe que les stations du ruisseau de Leignon et du Biran n'ont eu aucun changement dans la composition de leur groupe indicateur. La station de la Lhomme est celle qui ne fait que perdre en groupes indicateurs (3). Si l'on observe les deux groupes les plus intolérants à la pollution, on remarque que la station du Wayai voit ces deux groupes apparaître malgré une crue importante.

Tableau 16 : Evolution entre l'avant et l'après crue de juillet 2021 des groupes indicateurs (GI) par station étudiés

Stations	delta_GI9	delta_GI8	delta_GI7	delta_GI6	delta_GI5	delta_GI4	delta_GI3	delta_GI2	delta_GI1
Ruisseau de Leignon	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Mehaigne	2	2	2	3	3	1	2	2	2
Molignée	2	2	2	2	3	2	2	2	2
Petit Bocq	2	2	2	1	3	2	2	2	2
Hoëgne	2	2	1	2	1	2	3	2	2
Lhomme	2	1	2	2	1	1	2	2	2
Ruisseau de Biran	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Wayai	3	3	2	1	2	2	1	2	2

B. Analyses statistiques

1. Variation des indices biotiques

Tout d'abord, les conditions d'application (normalité et homoscedasticité) ont été vérifiées sur l'évolution des indices (deltaIBGN et deltaIBIP). Ils ont tous les deux une distribution normale selon le test de normalité de Shapiro-Wilk avec une pvalue supérieure à 0,05. Le test d'homoscedasticité de Bartlett a montré également que la variance de ceux-ci était similaire entre les rivières ayant subi une forte et une faible crue, avec une pvalue supérieure à 0,05.

Pour le deltaIBGN, le test de Student ne montre pas de différence significative entre les moyennes des deux classes de crue ($t(6,000)=0,759$; $pvalue=0,476$) alors que pour l'indice IBIP, les données montrent une différence significative entre les classes ($t(6,000)=4,003$; $pvalue=0,007$). Les données montrent que la moyenne de deltaIBIP a tendance à augmenter pour les cours d'eau ayant eu une plus

faible crue alors que la moyenne du deltaBIP a tendance à diminuer pour les cours d'eau ayant eu une crue importante.

2. Variation des indices de diversité

L'analyse des indices a montré qu'ils suivaient des distributions normales ($p\text{valeur} > 0,05$) et les résultats du test de Student ne montrent aucune différence significative entre les classes de crues ($p\text{valeur} > 0,05$).

Néanmoins, il est possible de mettre en avant certains éléments :

- Il y a une diminution de l'équitabilité générale des stations pour les populations de macroinvertébrés, excepté pour le ruisseau de Leignon.
- Pour les populations de poissons, il y a une diminution de l'équitabilité pour les stations du Leignon, de la Mehaigne, de la Lhomme, du Wayai et de la Hoëgne et une meilleure équitabilité pour les stations de la Molignée, du Petit Bocq et du Ruisseau de Biran.
- Les stations du Petit Bocq et du Ruisseau de Biran ont une augmentation de la richesse spécifique poissons alors que le Leignon et la Hoëgne ont une diminution.
- Les stations de la Mehaigne, de la Molignée, de la Hoëgne, du Ruisseau de Biran et le Leignon ont une augmentation de la richesse spécifique en macroinvertébrés alors que le Petit Bocq et la Lhomme ont une diminution de richesse.

Tableau 17 : Evolution des indices de diversité pour les deux groupes faunistiques sur les différentes stations étudiées (delta_H_pois : variation entre l'avant et l'après crue pour l'indice de diversité de Shannon sur les données poissons, delta_E_pois : variation entre l'avant et l'après crue pour l'indice d'Equitabilité sur les données poissons, delta_R_pois : variation entre l'avant et l'après crue pour la richesse spécifique sur les données poissons, delta_H_insect : variation entre l'avant et l'après crue pour l'indice de diversité de Shannon sur les données macroinvertébrés, delta_E_insect : variation entre l'avant et l'après crue pour l'indice d'Equitabilité sur les données macroinvertébrés, delta_R_insect : variation entre l'avant et l'après crue pour la richesse spécifique sur les données macroinvertébrés)

Stations	delta_H_pois	delta_E_pois	delta_R_pois	delta_H_insect	delta_E_insect	delta_R_insect
Ruisseau de Leignon	-0,630	-0,190	-0,333	0,370	0,110	0,211
Mehaigne	-0,280	-0,122	-0,059	-0,230	-0,230	0,722
Molignee	0,970	0,220	0,111	-0,350	-0,290	0,591
Petit Bocq	2,520	0,449	0,333	-0,010	0,020	-0,194
Lhomme	-0,650	-0,339	0,083	-0,780	-0,460	-0,395
Hoegne	-0,570	-0,286	-0,143	-0,320	-0,240	0,600
Ruisseau de Biran	0,310	0,010	0,714	-0,370	-0,190	0,316
Wayai	0,240	0,150	0,000	-0,150	-0,100	0,095

3. Analyse SPEAR

L'importance de la crue sur les paramètres pris en compte dans l'analyse SPEAR a été étudiée à l'aide d'un test de Student car les distributions étaient toutes normales ($p\text{valeur} > 0,05$). Les analyses n'ont montré aucune différence significative entre les classes de crue pour les probabilités de perturbation ($p\text{valeur} > 0,05$). Les probabilités d'impact ont une variation généralement faible entre l'avant et l'après crue (Tableau 18).

Tableau 18 : Evolution des probabilités d'impact de différents paramètres de l'analyse SPEAR (delta_MO : variation entre l'avant et l'après crue des probabilités d'impact de la matière organique, delta_PO : variation entre l'avant et l'après crue des probabilités d'impact de la matière phosphorée, delta_N : variation entre l'avant et l'après crue des probabilités d'impact de la matière azotée, delta_NO : variation entre l'avant et l'après crue des probabilités d'impact des nitrates, delta_HAP : variation entre l'avant et l'après crue des probabilités d'impact des HAP, delta_pest : variation entre l'avant et l'après crue des probabilités d'impact des pesticides)

Stations/Paramètres	delta_MO	delta_PO	delta_N	delta_NO	delta_HAP	delta_pest
Ruisseau de Leignon	0,190	0,115	0,049	0,099	0,088	0,180
Mehaigne	-0,055	-0,068	-0,035	-0,007	0,035	0,300
Molignee	-0,006	-0,007	0,112	-0,046	0,056	0,045
Petit Bocq	-0,068	-0,055	0,059	-0,129	0,004	0,184
Lhomme	-0,019	0,175	0,241	0,011	0,015	0,067
Hoegne	0,014	0,100	0,089	0,071	0,190	0,322
Ruisseau de Biran	-0,096	-0,057	-0,071	-0,028	0,024	-0,108
Wayai	0,017	0,210	0,185	-0,060	-0,025	0,094

La diminution d'IBGN en 2022 pour la Lhomme, la Hoëgne et le Petit Bocq pourrait être en partie expliquée par certains paramètres de l'analyse SPEAR :

- La Lhomme : augmentation de la probabilité d'impact au niveau des matières phosphorées et des matières azotées.
- La Hoëgne : augmentation de la probabilité d'impact au niveau des matières phosphorées, des molécules HAP et des pesticides.
- Le Petit Bocq : augmentation des probabilités d'impact par les pesticides.

4. Analyse en composante principale pour les données poissons

L'analyse en composantes principales (ACP) prend en compte plusieurs variables :

- La variation des classes de tolérance des poissons (delta_class): rapport entre l'effectif de la classe après la crue moins la valeur d'avant, divisé par la valeur avant la crue afin de visualiser l'évolution de la classe.
- La force de la crue (force_crue) : rapport du pic de débit lors de la crue, divisé par le module du cours d'eau
- Le rapport de la hauteur (rapp_hauteur) : hauteur au pic de la crue, divisée par la hauteur moyenne du cours d'eau
- Le deltaIBIP : valeur de l'indice IBIP après moins la valeur d'avant la crue
- La classe de crue (crue): faible ou forte

Tout d'abord, les valeurs propres calculées par l'ACP ont pu déterminer que les deux premières dimensions permettent d'expliquer ensemble 68,54% de l'information dont la première explique 44,08% et la seconde 24,46%. Le premier graphe produit par l'ACP montre où se situent les stations par rapport aux deux classes de crue (Figure 19). On peut noter que les stations 2 et 8 sont corrélées à la dimension 2 alors que les autres sont plutôt corrélées à la dimension 1.

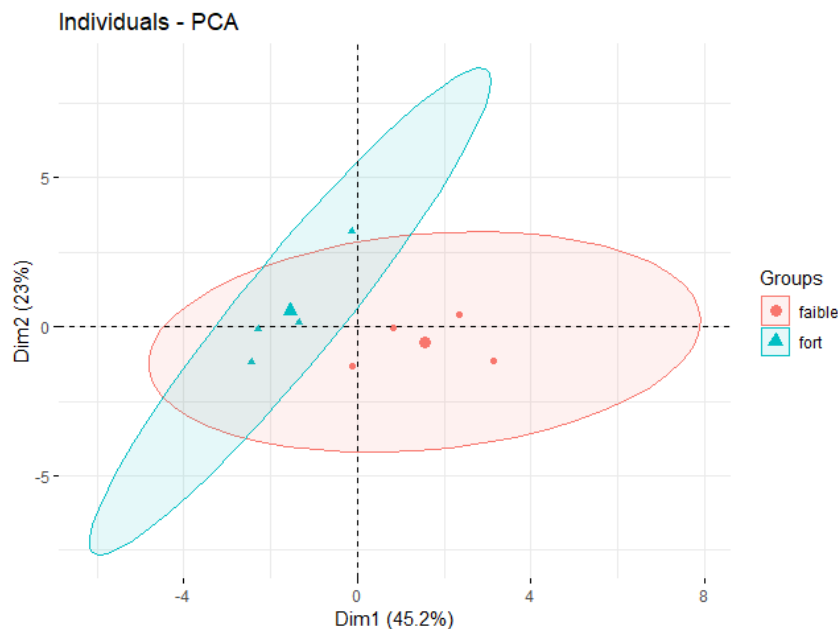
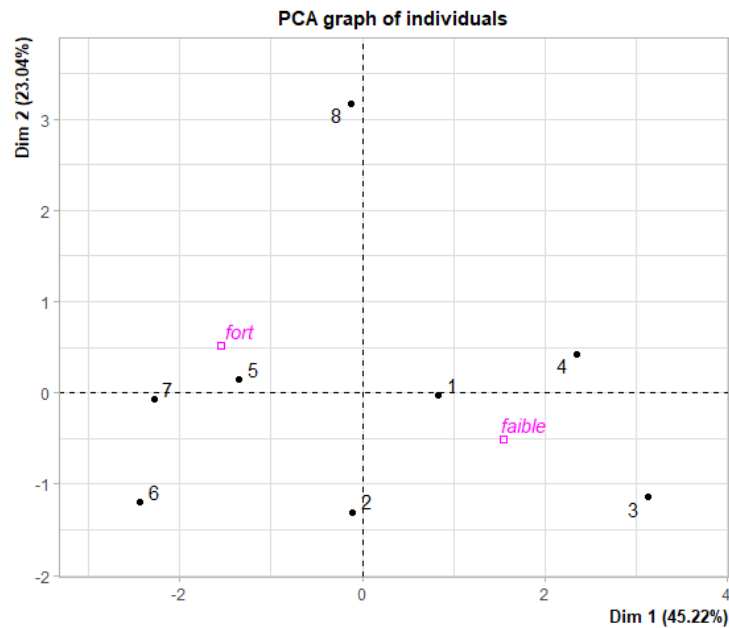


Figure 19 : Graphe de l'ACP représentant les stations par rapport aux deux classes de crue pour les données poissons (haut), Graphe de l'ACP reprenant les stations dans les ellipses de corrélations pour chaque classe de crue (bas)

Ensuite, le graphe de corrélation de l'ACP (Figure 20) permet de mettre en évidence que les variables deltaIBIP, delta_class2 et 3 sont positivement corrélées à la dimension 1, au contraire de delta_class5, rapp_hauteur et crue_size qui sont négativement corrélés à la dimension 1. Enfin, delta_class1 et 4 sont positivement corrélés à la dimension 2. L'opposition des variables deltaIBIP avec rapp_hauteur et crue_size montre que plus la crue a été importante, plus l'indice IBIP a diminué par rapport à la situation avant crue. Un test de corrélation a été fait pour vérifier cette tendance. Le coefficient de corrélation est de -0,59 ce qui signifie bien que la variation de l'indice IBIP varie dans le sens inverse de l'effet crue. La pvalue du test est de 0,12, le test n'est pas significatif mais cela peut s'expliquer par le fait qu'il y ait seulement huit stations.

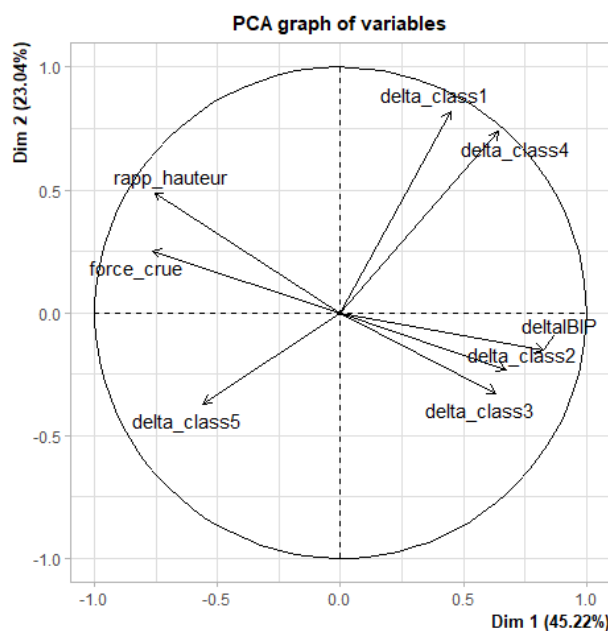


Figure 20 : Graphe des variables de l'ACP sur les données poissons

On remarque que les classes de poissons n'évoluent pas toutes de la même manière. Les classes 1 et 4 sont corrélées ensemble, ainsi que les classes 2 et 3 entre elles. La classe 5 montre qu'elle varie dans le même sens que l'effet de crue, ce qui signifie que, pour les rivières ayant eu une crue importante, on retrouve plus d'espèces de classe 5. C'est ce qui avait été remarqué pour les stations de la Lhomme et de la Hoëgne dans l'analyse du tableau d'évolution des classes (Tableau 14). Par contre, en regardant un peu plus en détail pour les chiffres de la classe 5 par station, on remarque en réalité que c'est uniquement le nombre de chabots qui fait augmenter ce nombre, pour la Lhomme et pour la Hoëgne. Cette tendance ne peut donc pas être assimilée aux autres rivières et pour toutes les autres espèces de la classe 5.

5. Analyse factorielle des correspondances pour les macroinvertébrés

Le jeu de données utilisées pour l'analyse factorielle des correspondances est un tableau de présence/absence des groupes faunistiques indicateurs retrouvés au sein de chaque cours d'eau (tableau 16). A ce tableau ont été ajoutées les variables précédemment présentées (crue, force_crue, rapp_hauteur et deltaIBGN) et les éléments provenant de l'analyse SPEAR.

Les valeurs propres calculées par l'AFC ont déterminé que les deux premières dimensions expliquent ensemble 74,46% de l'information, avec 43,96% pour la dimension 1 et 29,88% pour la dimension 2. On peut observer que les stations sont plus ou moins regroupées par classe de crue (Figure 21). Par ailleurs, on remarque que la plupart des groupes indicateurs se trouvent au centre du graphe, proches de l'intersection des deux dimensions. Ce sont les groupes qui ne varient que très peu et de manière semblable entre les différentes stations. Seuls les groupes 5 et 6 s'éloignent fortement du centre, ce sont les groupes qui varient le plus entre l'avant et l'après crue sur les stations.

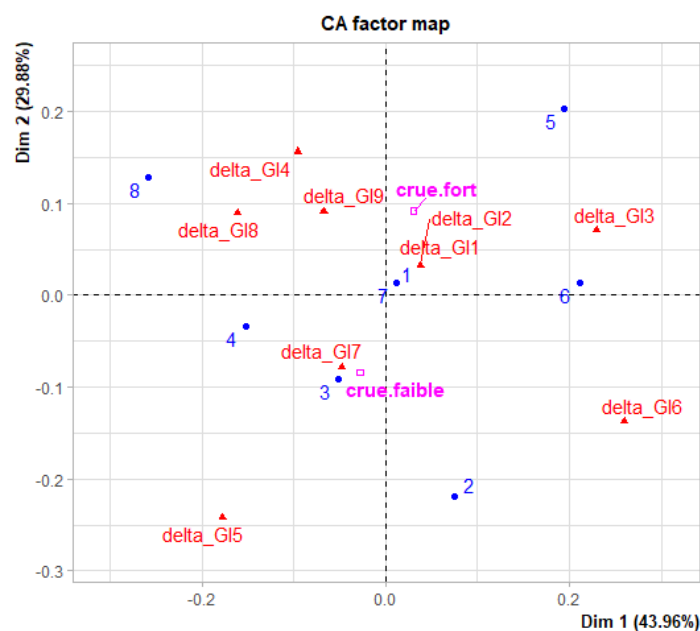


Figure 21 : Graphe de corrélation de l'AFC sur les données macroinvertébrés

Le graphe en figure 22 prend en compte les variables quantitatives supplémentaires de l'AFC. Les variables sont toutes plutôt corrélées à la dimension 2, sauf la variable nitrates (NO) et la variable HAP qui sont plutôt corrélées à la dimension 1. Comme pour l'ACP, on observe que les variables qui permettent de quantifier l'importance de la crue (force_crue et rapp_hauteur) sont dans le sens opposé au delta IBGN. La corrélation entre le deltaIBGN et la force de la crue n'est pas significative (pvalue = 0,87) et le coefficient de corrélation montre qu'il n'y a pas de relation linéaire entre elles ($r=0,06$). Le graphe montre que les variables delta_PO, delta_N, delta_MO sont corrélées aux variables qui quantifient la crue.

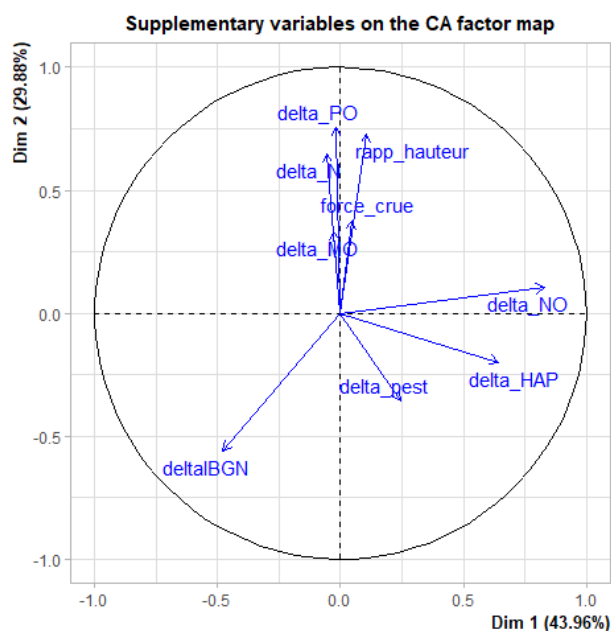


Figure 22 : Graphe des variables quantitatives étudiées dans l'AFC sur les données macroinvertébrés

5. Discussion

A. Qualité des données récoltées et méthode d'acquisition

Ce travail consistait en l'étude de huit stations impactées de manière variable par les crues de juillet 2021, réparties au sein de quatre bassins versants (Vesdre, Meuse-Aval, Meuse-Amont et Lesse) et faisant partie du réseau de suivis du SPW (Aquabio/Hydrométrie). Ces stations ont été choisies car elles respectaient deux critères : elles possédaient des indices IBGN et IBIP avant l'épisode de crue de juillet 2021 et elles étaient dans la liste des inventaires poissons de 2022 par le SPW-DEMNA. Bien que ces inventaires représentent un travail conséquent, le nombre de huit stations constitue un faible effectif en vue d'analyses statistiques robustes et d'une extrapolation des résultats à d'autres situations. Les inventaires poissons nécessitant beaucoup de main-d'œuvre et de matériel et les inventaires macroinvertébrés nécessitant une phase de tri très longue en laboratoire, il était difficile d'en sélectionner davantage dans le cadre d'un travail de fin d'études. Les résultats doivent donc être pris avec beaucoup de précaution étant donné ce faible taux d'échantillonnage, lequel peut expliquer les p-values non significative de certains tests. Par ailleurs, dans ce travail, les analyses considèrent que toutes les stations sont de même type, alors que chacune d'entre elles se situe dans un contexte bien particulier avec ses atteintes spécifiques, son contexte géomorphologique, son contexte historique, etc. Étant donné le faible nombre de stations, il n'était pas réalisable de les rassembler en fonction de leur ressemblance : il a donc été décidé de les étudier toutes ensemble et de ne pas les répartir dans des sous-groupes liés à leurs caractéristiques hydromorphologiques ou leur contexte environnant (urbain ou rural par exemple). D'autre part, les tests de Student réalisés comparent des moyennes pour chaque classe de crue. Le défaut d'utiliser un calcul de moyennes est qu'il est influencé par les valeurs extrêmes, surtout sur un effectif faible. Les conclusions de ces tests ont donc été fortement influencées par un ou deux cours d'eau qui ont eu des variations plus importantes. Enfin, la différence temporelle entre certains inventaires étant longue, d'autres perturbations ou événements extrêmes ont pu avoir lieu et ainsi impacter la faune aquatique. Pour les macroinvertébrés, les derniers inventaires en date se sont faits entre 2016 et 2020 et, pour les poissons, entre 2012 et 2021. Il est donc plus difficile de comparer des situations avant et après crue car on ne connaît pas l'état dans lequel était la population juste avant l'inondation.

Au niveau de la méthode utilisée pour la réalisation des inventaires macroinvertébrés, la méthode de tri au laboratoire utilisée dans ce travail n'est pas la même que celle utilisée par le SPW-DEMNA, ce qui entraîne une variation. Comme expliqué au point 2.3.C, l'IBGN est une méthode qui entraîne certains biais. Pourtant, il existe d'autres méthodes qui pourraient être plus adaptées que l'IBGN pour répondre aux objectifs de la DCE, telle que la méthode française l'Indice Multimétrique Macroinvertébrés (I_2M_2). Cette méthode permet de répondre aux lacunes de l'IBGN présentées au point 2.3.C. La force des indices multimétriques est qu'ils évaluent la réponse des communautés à différentes catégories de pression en prenant en compte, par leurs différentes métriques, les caractéristiques des communautés (Mondy *et al.* 2012). L'indice se base sur 5 métriques : l'indice de diversité de Shannon, la valeur de l'Average Score Per Taxon (ASPT, le score moyen par taxon), la fréquence relative des espèces qui sont plurivoltines (plusieurs générations par an), la fréquence relative des espèces ovovivipares (l'œuf éclot au sein de la femelle avant la ponte) et la richesse taxonomique (Cédric *et al.* 2021). L' I_2M_2 permet en lui-même de mieux comprendre la situation de la rivière alors que l'IBGN n'apporte que deux informations : le taxon le plus polluo-sensible et la richesse spécifique. L' I_2M_2 prend mieux en compte les catégories de pression hydromorphologique et chimique, ce qui permet de mieux cibler les actions de restauration du cours d'eau (Reyjol *et al.* 2020). De plus, avec l'IBIP, la Wallonie utilise déjà un indice multimétrique pour les inventaires poissons. La Flandre a également développé son indice multimétrique macroinvertébré : l'Indice Multimétrique Macroinvertébrés Flandre (IMMF). Étant donné la quantité d'articles prônant les indices multimétriques et le fait qu'il en existe déjà pour la France et pour la Flandre, il serait intéressant dans l'avenir de mettre en place un indice multimétrique pour la Wallonie.

Au niveau de la méthode de capture pour les inventaires poissons, la pêche électrique avec anode est une méthode efficace qui permet d'échantillonner dans des milieux difficiles, comme les petites rivières avec des radiers peu profonds et des berges enherbées (Lévêque et Paugy 2006). Elle permet la capture d'espèces de petite taille qui ne seraient pas capturées avec une méthode comme le filet maillant (Lévêque et Paugy 2006). Cependant, certaines espèces sont moins réactives au courant électrique que d'autres : par exemple, la truite est mieux attirée que l'anguille (Lamarque et Cuinat 1960), certains individus pourraient ne pas être capturés au premier passage et donc avoir une influence directe sur la valeur de l'indice IBIP.

B. Résultats généraux

Une partie des analyses a été réalisée en séparant les cours d'eau en deux classes de crue : faible et forte, et en testant les classes par rapport aux variations des indices biotiques. Seule la variation de l'indice IBIP a montré une différence significative entre les classes. Une étude a montré que la taille de modification de débit n'était pas corrélée à une réponse des écosystèmes et que cette réponse variait notamment en fonction du groupe taxonomique étudié (Piniewski *et al.* 2017). Ce serait donc d'autres éléments que le débit, comme par exemple les modifications hydromorphologiques ou l'apparition d'une pollution, qui entraînerait une réponse des espèces à la crue. Certaines études ont montré l'importance de l'hydromorphologie du cours d'eau sur la réponse des écosystèmes à un événement extrême (Piniewski *et al.* 2017). Une étude a montré que les rivières les plus impactées lors d'une crue au niveau de l'abondance d'espèces étaient les rivières qui avaient eu le plus de modification morphologique (déplacement du lit et forte sédimentation) comparé aux rivières qui ont eu des débits plus importants (Nislow *et al.* 2002). Par ailleurs, la typologie du cours d'eau peut aussi influencer sur la réponse des espèces. Un cours d'eau canalisé et rectiligne qui possède peu de microhabitat pourrait avoir un impact de crue plus important sur les espèces, qu'un cours d'eau peu modifié qui possède une diversité de faciès procurant des refuges pour la faune aquatique. Un autre exemple est un cours d'eau qui possède un pourcentage de végétation élevé sur son lit majeure permet de ralentir la vitesse du courant et donc de diminuer l'impact de la crue sur les microhabitats (Vennetier *et al.* 2003).

IBIP

Les inventaires poissons ont montré que les espèces étaient bien présentes en quantité après la crue de juillet 2021, ils ont pu trouver des zones refuges ou sont revenus après avoir été emportés avec la crue (Baudoin *et al.* 2014) pour recoloniser les milieux. Les résultats ont montré une augmentation de l'indice IBIP pour les stations de faible crue (excepté la Mehaigne) et une diminution de l'indice IBIP pour les stations qui ont eu une crue importante. On peut donc supposer qu'une crue plus faible a profité aux poissons alors que, sur les stations ayant eu une crue importante, les poissons ont été plus impactés. La crue est un phénomène naturel qui permet de stimuler la production de la faune aquatique (Hickey et Salas 1995), d'avoir une meilleur hétérogénéité de l'habitat et une plus grande diversité d'espèces (Poff 2002). Chez les poissons, elle permet plus de reproduction car elle prodigue de nouveaux habitats pour se nourrir ou frayer (Hickey et Salas 1995). Lors des inventaires poissons effectués dans ce travail, de nombreux juvéniles de différentes espèces ont été capturés : cela montre que la crue estivale de juillet 2021 n'a pas complètement inhibé la reproduction de l'automne 2021 pour la truite et du printemps 2022 et pour d'autres espèces, comme le chabot ou le vairon. D'autre part, la force de la crue ainsi que le nombre de zones refuges pour les poissons sont deux variables importantes qui jouent un rôle dans l'impact de la crue (George *et al.* 2015). On peut supposer que, sur les cours d'eau ayant eu une crue plus faible, les poissons ont pu se réfugier dans certaines zones et n'ont pas été emportés avec la crue par le biais d'un déplacement passif (Baudoin *et al.* 2014). Par contre, les crues importantes ont pu drastiquement modifier l'hydromorphologie du cours d'eau et induire une destruction d'habitats utilisés par les poissons (Hickey et Salas 1995). L'impact des inondations d'été 2021 sur les espèces poissons peut également varier en fonction du cycle de vie de chaque espèce. Il y aura un impact très important sur les espèces qui viennent juste de se reproduire et dont les alevins sont encore très petits avec des capacités de nage moindres ou sur les espèces qui commencent seulement à frayer et qui ne trouvent pas de milieux de frai adéquats (George *et al.* 2015). Cela ne modifiera pas les changements directs de

population mais cela peut avoir des conséquences de diminution d'effectifs sur les années suivantes (Hickey et Salas 1995). En fonction du degré d'altération du cours d'eau, la population va mettre plus ou moins de temps à se reformer (Yoon, Jang et Joo 2011). Enfin, la diminution de l'indice IBIP sur les stations ayant eu une crue importante peut aussi s'expliquer par d'autres paramètres liés à la force de la crue. Certaines stations d'épuration ont été totalement détruites lors de la crue de juillet 2021, notamment sur la Hoëgne, ce qui peut entraîner une augmentation de matières organiques dans le cours d'eau, l'eutrophisation de celui-ci et donc une diminution de l'oxygène dissous, dommageable pour la faune aquatique (Assaad 2014).

IBGN

Les inventaires macroinvertébrés ont montré que les espèces étaient bien présentes également. Au niveau de l'évolution de l'indice IBGN, il n'y a pas de différence significative entre les classes de crues. On peut supposer que la crue a impacté de la même manière les populations de macroinvertébrés sur chacune des stations, même si certaines études ont montré une diminution significative des macroinvertébrés juste après une crue (Piniewski *et al.* 2017). Il est possible que pour certains cours d'eau, la crue a eu un impact très important qui n'a pas été mesuré dans cette étude vu le manque d'inventaire en août-septembre. Les macroinvertébrés sont connus pour présenter une forte résilience par rapport aux inondations modérées et, même dans les cas extrêmes, ils peuvent recoloniser le milieu rapidement (Hussain 2012). Etant donné un laps de temps plus long entre le moment de la crue et cette étude, il est fortement possible qu'il y ait eu recolonisation des macroinvertébrés, que ce soit par l'apport extérieur par les pontes d'adultes ailés ou par les déplacements vers l'amont, phénomènes possibles dans un cours d'eau plutôt stable (Gaschnard 1984). D'autres modes de colonisation comme la dérive, les mouvements verticaux dans les sédiments et les mouvements latéraux sont également possibles dans des cours d'eau qui ont eu un impact plus faible et où certaines zones de ceux-ci auraient eu moins de perte d'individus, ce qui permettrait une recolonisation plus rapide. D'autre part, lorsqu'une crue est morphogène (modification hydromorphologique du cours d'eau) et que cela entraîne un décolmatage du lit, cela peut favoriser la recolonisation par la suite (Morel *et al.* 2015).

Indices de diversité

Les résultats des variations des indices de diversité n'ont pas montré de différence significative entre les classes de crue. Par contre, l'analyse de ces indices a mis en évidence qu'ils variaient fortement entre les stations et en fonction de la population étudiée. Dans la littérature, certaines études montrent que huit mois après une inondation, les compositions piscicoles étaient similaires à la situation d'avant (Matthews 1986), tandis que d'autres expriment que l'on peut observer autant une augmentation qu'une diminution (Piniewski *et al.* 2017). Les résultats peuvent donc varier en fonction de chaque situation. Néanmoins, toutes les stations, à l'exception du Ruisseau de Leignon, ont vu leur équitabilité diminuer pour les inventaires macroinvertébrés suite à l'augmentation de la dominance de certaines espèces. Cette tendance peut être liée à la technique de tri des échantillons étant donné que, dans ce travail, les échantillons ont été vérifiés au binoculaire en entier et en faisant du sous-échantillonnage pour compter, alors qu'au SPW-DEMNA, le tri se fait de manière visuelle. Il y a donc une grande différence d'abondance pour certaines familles comme les Chironomidés et Simulidés par exemple.

C. Résultats des groupes indicateurs de la qualité de l'eau

Poissons

L'inconvénient majeur d'étudier huit stations a été fortement remarqué dans l'analyse des résultats de l'ACP, avec notamment la classe 5 des poissons qui montre un effet positif pour la classe de crue forte alors qu'il n'y a qu'une seule station, la Hoëgne, où les effectifs de la classe 5 augmentent fortement par rapport à la situation avant crue. En effet, on observe que le nombre de chabots augmente drastiquement pour cette station. Une cause possible à cette augmentation d'effectifs de chabot est la modification de l'hydromorphologie de la rivière due à la crue, qui dans le cas de la Hoëgne, aurait engendré un plus grand pourcentage de radier, fond rocailleux avec un substrat grossier et ouvert (MNHN et OFB 2003). Cela ne peut pas être affirmé car les modifications hydromorphologiques des stations n'ont pas été prises

en compte dans le cadre de cette étude. Par ailleurs, c'est le cas également pour les classes 2 et 3 qui évoluent négativement pour une crue importante et positivement pour une crue faible. Cependant, lorsque l'on regarde les valeurs, on s'aperçoit que la station de la Molinee influence les résultats de la classe de crue faible car elle présente une nette augmentation en nombre de vairons pour la classe de tolérance 3 et en nombre de loches pour la classe de tolérance 2, alors que les autres stations montrent peu d'évolution ou une diminution des effectifs capturés. D'autre part, la classe 1 évolue positivement dans les stations de la Molinee, de la Lhomme, du Petit Bocq et du Wayai. Les espèces de la classe 1 ont été favorisées après la crue, étant donné leur meilleure adaptation à une eau de plus mauvaise qualité, il est possible qu'ils se soient mieux développés là où les espèces plus intolérantes ont eu plus de mal. Enfin, la classe 4 varie de la même manière que les classes 2 et 3. Néanmoins, les résultats de l'ACP montraient les mêmes conclusions que le test de Student : la variation de l'indice IBIP est corrélée à la force de la crue : plus la crue est forte, plus l'indice a diminué.

Macroinvertébrés

Pour l'analyse des macroinvertébrés, il n'existe pas de réelle tendance au niveau des groupes indicateurs. Il est difficile de pouvoir conclure à un impact ou non réel sur les communautés de macroinvertébrés sur l'ensemble des stations. Seuls les groupes indicateurs 5 et 6 sont ceux qui varient le plus parmi les différentes stations. Au sein des cours d'eau ayant eu une crue faible, le groupe 5 apparaît après la crue pour trois des quatre stations, alors que pour les crues importantes, deux stations ont perdu ce groupe. Lorsque l'on regarde un peu plus les familles qui composent le groupe 5, il est composé de trois familles d'Ephéméroptères. Les Ephéméroptères sont connus pour se disperser préférentiellement via une dérive larvaire, les adultes ne vivent que très peu pour permettre une dispersion efficace (Tachet *et al.* 2002). Dès lors, si l'ensemble des stocks larvaires a été détruit ou emporté lors d'une crue importante, il y a une perte de cet ordre sur cette station vu la difficulté de recolonisation des adultes. Par contre, dans le cas d'une faible crue où certains faciès du cours d'eau ont été moins perturbés que d'autres, une recolonisation est possible par les différents modes de dispersion (Gaschnard 1984). Pour les familles du groupe 6, elles sont composées d'un Ephéméroptère, de deux Trichoptères et d'un Plécoptère. Il n'y a pas de tendance entre les stations ayant eu des amplitudes de crue différentes. Une apparition du groupe pourrait s'expliquer par une meilleure qualité générale du cours d'eau (c'est le cas de la Meuse).

Au niveau de l'analyse SPEAR, les résultats n'ont pas montré de différence significative pour les probabilités d'impact selon la classe de crue. On peut supposer que la force de la crue n'a pas eu d'effet sur les paramètres de probabilité d'impact. Les diminutions d'IBGN pour les stations de la Lhomme, de la Hoëgne et du Petit Bocq pourraient être en partie expliquées par les résultats de l'analyse mais les valeurs obtenues ne permettent pas de le certifier. Par ailleurs, les pesticides et éléments nutritifs tels que le phosphore et l'azote ont souvent une concentration plus élevée lors de la première averse qui suit l'application du produit phytosanitaire (Hébert et Lègare 2000). Lors des inondations de juillet 2021, les pluies étaient déjà abondantes depuis plusieurs jours (IRM s. d.), on peut supposer que cela a permis une dilution de ces produits et dès lors une diminution de l'impact sur les macroinvertébrés. Dans cette étude, l'outil a été testé afin d'observer s'il y avait eu un impact lié aux pesticides et autres molécules étant donné que l'analyse de Student et l'analyse des groupes indicateurs n'ont pas montré de tendance spécifique liée à la crue. Dans notre cas, il n'a pas été possible de sortir de conclusions certaines. L'outil créé par le portail français d'évaluation des eaux est très intéressant et mériterait d'être adapté à la Wallonie. L'analyse SPEAR est un outil qui permet d'observer directement les relations entre le recensement et les différents paramètres qui peuvent expliquer la composition de la communauté recensée. Il permet de donner des pistes de réflexion pour des études plus détaillées en fonction du résultat donné. Une étude a conclu que l'analyse SPEAR est un outil d'évaluation biologique efficace et qu'il devrait être implémenté au sein des évaluations biologiques des différentes régions d'Europe ainsi qu'au sein de la Directive Cadre Eau (Beketov *et al.* 2009).

D. Contribution personnelle de l'étudiant

Lors de ce travail de fin d'études, j'ai réalisé les huit inventaires macroinvertébrés avec mes co-promoteurs, le tri et l'identification ont été réalisés en grande partie par moi-même de début mai à fin

juin 2022. Monsieur Caparros m'a aidée pour identifier certains individus. J'ai participé à sept des huit pêches électriques des stations étudiées lors de ce travail de fin d'étude, six avec le LDPH et une avec le SPW-DEMNA. J'ai également participé à d'autres pêches électriques réalisées par le LDPH entre mars et juin 2022. Enfin, j'ai encodé les données poissons pour l'inventaire de la Lhomme et calculé l'IBIP pour les stations de la Lhomme et de la Hoëgne. J'ai aussi encodé l'ensemble des données macroinvertébrés sur Excel, calculé les IBGN des huit stations et traité l'ensemble des données et analyses statistiques.

6. Conclusions et perspectives

Ce travail de fin d'études avait pour but d'étudier l'évolution des populations de poissons et de macroinvertébrés entre les inventaires avant crue de juillet 2021 en Wallonie et l'impact huit mois après sur huit stations. Les résultats ont permis de mettre en évidence plusieurs éléments :

- De manière générale, la faune aquatique était bien présente en quantité dans chacun des cours d'eau inventoriés, quel que soit son impact de crue.
- Il y a eu une différence significative de la force de la crue sur l'évolution de l'indice IBIP mais ce n'est pas le cas pour l'indice IBGN.
- La taille de fluctuation du débit n'est pas le seul paramètre qui ait entraîné une réponse des groupes faunistiques à la crue.
- Certains cours d'eau ont vu leur qualité globale s'améliorer après la crue : c'est le cas de la Molignée et du Ruisseau de Leignon dont les deux indices biotiques augmentent depuis le dernier recensement. Les deux stations ont eu une augmentation d'équitabilité des populations de poissons et une augmentation de la richesse spécifique en macroinvertébrés.
- Certains cours d'eau ont eu des impacts différents en fonction de la population étudiée : c'est le cas de la Mehaigne, du Ruisseau de Biran, du Wayai et du Petit Bocq.
- Certains cours d'eau ont vu leur qualité se dégrader après la crue de façon générale : c'est le cas de la Lhomme et de la Hoëgne qui ont eu une diminution des indices biotiques et d'équitabilité des populations de macroinvertébrés et poissons, ainsi qu'une diminution de richesse spécifique.

L'ensemble des résultats de cette étude est à prendre avec beaucoup de précautions étant donné le faible taux d'échantillonnage. Les perspectives de cette étude seraient d'étudier et de contrôler si les modifications hydromorphologiques des cours d'eau liées à la crue ont eu un effet ou non sur les réponses des poissons et des macroinvertébrés. Une analyse de l'évolution des paramètres physiques et chimiques serait également intéressante afin d'observer les relations entre leur évolution et la réponse des espèces faunistiques étudiées. Enfin, étant donné le fort impact sur les stations de la Lhomme et de la Hoëgne, il serait intéressant d'approfondir l'étude de manière plus détaillée en étudiant l'ensemble des paramètres qui déterminent la qualité de l'eau et de suivre avec attention l'évolution de ces stations dans l'avenir. Dans un second temps, il serait également intéressant d'étudier les perturbations engendrées par l'arrêt des stations d'épuration (STEP) et par les restaurations hydromorphologiques du cours d'eau qui impliquent l'utilisation d'engins de chantier qui travaillent au sein de celui-ci.

Bibliographie

Adam C. 2010. « Réponse aux perturbations des communautés de macrophytes en cours d'eau. Application au Vistre (30) et au Luzou (40) », 64p. Sciences de l'environnement. hal-02593461

Agence Belga. 2021a. « 15 stations d'épuration sur 428 sont toujours à l'arrêt en Wallonie ». La Libre.be. <https://www.lalibre.be/planete/environnement/2021/09/07/15-stations-depuration-sur-428-sont-toujours-a-larret-en-wallonie-H4WWAQ2HARAGJLX2QPPYI7GHTQ/>.

———. 2021b. « Inondations: les cours d'eau wallons mieux analysés pour détecter la pollution ». Metrotime. <https://fr.metrotime.be/belgique/inondations-les-cours-deau-wallons-mieux-analyses-pour-detecter-la-pollution>.

AQUAWAL ; SPW Environnement - DEE ; SPW Environnement - DEMNA ; SPW Mobilité et Infrastructures - DEHE ; ULiègeGxABT - Unité BIOSE (modèle EPICgrid). s. d. « Eau ». <http://etat.environnement.wallonie.be/home/Infographies/eau.html>.

Archaimbault V. 2010. « L'indice Biologique Global Normalisé français (IBGN, Norme AFNOR NF T90 –350, 2004) : ses principes et son évolution dans le cadre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau », 4p.

Assaad A. 2014. « Pollution anthropique de cours d'eau: caractérisation spatio-temporelle et estimation des flux », 227p. Autre. Université de Lorraine, Français. NNT : 2014LORR0054. tel-01750762

Barnes R.S.K, et Mann K.H. 1991. *Fundamentals of aquatic ecology*. Blackwell Publishing.

Baudoin J.M., Burgun, V., Chanseau M., Larinier M., Ovidio M., Sremski W., Steinbach P. et Voegtle B. 2014. « Evaluer le franchissement des obstacles par les poissons. Principes et méthodes. » Onema. 200p.

Beaufrère C., Dabos P. et Rebillard J-P. 2007. « Évaluation de l'état de l'hydromorphologie des cours d'eau: retour d'expérience sur le bassin Adour-Garonne (France) ». *Géographie physique et Quaternaire* 61 (1): 55-74. <https://doi.org/10.7202/029570ar>.

Beauger A. et Lair N. 2014. « Analyse des principales méthodes de bio-évaluation basées sur les macroinvertébrés benthiques ». *Publications de la Société Linnéenne de Lyon* 4 (1): 15-33. <https://doi.org/10.3406/linly.2014.13891>.

Beketov M. A., Foit K., Schäfer R. B., Schriever C. A., Sacchi A., Capri E., Biggs J., Wells C. et Liess M. 2009. « SPEAR Indicates Pesticide Effects in Streams – Comparative Use of Species- and Family-Level Biomonitoring Data ». *Environmental Pollution* 157 (6): 1841-48. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.01.021>.

Benhalima A. 2020. « Contribution à l'étude des macroinvertébrés benthiques et évaluation de la qualité de l'eau de quelques cours d'eau de la région de Biskra ». Mémoire. Faculté des sciences exactes et sciences de la nature et de la vie. Université Mohamed Khider de Biskra. http://archives.univ-biskra.dz/bitstream/123456789/16595/1/Aicha_BENHALIMA.pdf.

Boissonneault Y. 2006. « Le suivi écologique des rivières au Québec : comparaison des bioindicateurs basés sur les invertébrés et les diatomées benthiques. » Mémoire. Université du Québec. <https://depot-e.uqtr.ca/id/eprint/1664/1/030000409.pdf>.

Chauvin C., Bertrin C., Boutry S., Feret T., Lorient S. et Dutartre A. 2014. « Des méthodes basées sur les peuplements de macrophytes pour évaluer l'état écologique des milieux aquatiques ». *Sciences Eaux Territoires* 15 (3): 54-59.

Chauvin C., Lepage M. et Hette-Tronquart N. 2021. « Indicateurs biologiques et méthodes d'évaluation pour la directive cadre européenne sur l'eau: un contexte cadré, des approches novatrices, des enjeux

essentiels », Sciences Eaux & Territoires, INRAE, pp.22-29. 10.14758/SETREVUE.2021.4.05. hal-03576698

Commission européenne. 2012. « Document de travail des services de la commission, résumé de l'analyse d'impact. Accompagnant le document : Proposition de Directive du Parlement Européen et du Conseil, modifiant les directives 2000/60/CE et 2008/105/CE en ce qui concerne les substances prioritaires pour le politique dans le domaine de l'eau ». <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:52011SC1546&from=GA>.

———. 2017. « Protéger la Biodiversité en Europe (Natura 2000), synthèse de la Directive 92/43/CEE du Conseil concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages ». <https://eur-lex.europa.eu/FR/legal-content/summary/protecting-europe-s-biodiversity-natura-2000.html>.

———. 2018. « Normes de qualité environnementale applicables aux eaux de surface, synthèse de la Directive 2008/15/CE établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de la politique de l'eau ». <https://eur-lex.europa.eu/FR/legal-content/summary/environmental-quality-standards-applicable-to-surface-water.html>.

———. 2021. « Directive 92/43/CEE du Conseil, du 21 mai 1992, concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et flore sauvages ». Journal officiel n° L 206 du 22/07/1992 p. 0007 - 0050; OPOCE. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:31992L0043&from=FR>.

CSDIngénieur. 2015. « Projets de deuxièmes plans de gestion “eau” des 4 districts hydrographiques (PGDH)- Rapport d'indidences sur l'environnement ». <http://eau.wallonie.be/IMG/pdf/riefr.pdf>.

Cuvelier C. 2018. « Notice méthodologique; Micropolluants dans les eaux de surface ». http://etat.environnement.wallonie.be/files/indicateurs/EAU/EAU%208/Notice%20methodo_Micropolluants%20dans%20les%20eaux%20de%20surface.pdf.

Daniel H. et Haury J. 1996. « Les macrophytes aquatiques : une métrique de l'environnement en rivière ». Cybium 1996, 20(3) suppl.:129-142. <https://sfi-cybium.fr/sites/default/files/pdfs-cybium/10-Daniel%5b203s%5d129-142.pdf>.

Delmarche C., Keulen C., Couvreur J-M. et Delescaille L-M. 2021. « Les Habitats d'Intérêt Communautaire en Wallonie. Les habitats aquatiques ». Publication du Département de l'Étude du Milieu Naturel et Agricole. érie « Faune – Flore – Habitats », n°10. [calameo.com. https://www.calameo.com/read/0058492774fed156aaaea](https://www.calameo.com/read/0058492774fed156aaaea).

Dierckx A., Benitez J-P., Rimbaud G., Matondo B.N., Poncin P. et Ovidio M. 2018. « Evaluation de la qualité biologique des rivières Wallonnes sur base des indices biologiques poissons. Support technique aux inventaires 2018 ». UR Focus, Laboratoire Démographique des Poissons et d'Hydroécologie.

El Azzi D. 2012. « Transfert de Polluants Organiques et Inorganiques Dans Les Hydrosystèmes En Période de Crue : Interactions Avec Les Matières En Suspension et La Matière Organique ». Phd, Université de Toulouse, Université Toulouse III - Paul Sabatier. <http://thesesups.ups-tlse.fr/1885/>.

European Commission. Directorate General for the Environment. 2014. « La Directive-cadre européenne sur l'eau ». LU: Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/75396>.

Flammarion P., Devaux A. et Garric J. 2001. « Marqueurs biochimiques de pollution dans les écosystèmes aquatiques continentaux. Exemples d'utilisation et perspectives pour le gestionnaire. » *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, n° 357-360: 209-26. <https://doi.org/10.1051/kmae/2001045>.

Flipo N., Mouchel J-M., Fisson C., Wang S., Le Gall M., Ayrault S., Labadie P. et al. 2018 « Les effets de la crue de juin 2016 sur la qualité de l'eau du bassin de la Seine ». Édité par Nicolas Flipo, Jean-Marie Mouchel, et Cédric Fisson. Programme Interdisciplinaire de Recherche sur l'eau et l'environnement du bassin de la Seine (PIREN Seine). 978-2-490463-05-03. hal-01897066 <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01897066>.

Fournier C. 2011. « Analyse des peuplements en macroinvertébrés benthiques dans le cadre de la demande de renouvellement d'autorisation d'exploitation de la pisciculture Bidondo ». <https://www.pyrenees-atlantiques.gouv.fr/index.php/content/download/31237/201734/file/Etude%20IBGN%202011.pdf>.

Gaschignard O. 1984. « Impact of a flood on the macroinvertebrates in an arm of the Rhône River (France) ». *SIL Proceedings*, 1922-2010 22 (3): 1997-2001. <https://doi.org/10.1080/03680770.1983.11897607>.

Genin B., Chauvin C. et Ménard F. 2003. *Cours d'eau et indices biologiques: pollution, méthodes, IBGN*. Educagri Editions. 221p.

George S. D., Baldigo B. P., Smith A. J. et Robinson G. R.. 2015. « Effects of Extreme Floods on Trout Populations and Fish Communities in a Catskill Mountain River ». *Freshwater Biology* 60 (12): 2511-22. <https://doi.org/10.1111/fwb.12577>.

Gerard P., s. d. « Critère d'évaluation de l'état des eaux de surface », 3p. DEMNA-DGARNE-SPW. <http://eau.wallonie.be/spip.php?article97>

Goffaux D. 2005. « Etude de la structure et du fonctionnement des assemblages ichtyologiques en grands cours d'eau en appui au développement de méthodes d'évaluation de leur qualité écologique ». Thèse. Faculté des Sciences. Université Notre-Dame de la Paix de Namur.

Hébert S. et Légaré S. 2000. *Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau*, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, envirodoq no ENV-2001-0141, rapport n° QE-123, 24 p.

Hickey J. et Salas J. 1995. « Environmental effects of extreme floods ». U.S. - Italy Research Workshop on the Hydrometeorology, Impacts, and Management of Extreme Floods Perugia (Italy).

Hilscherova K., Dusek L., Kubik V., Cupr P., Hofman J., Klanova J. et Holoubek I. 2007. « Redistribution of Organic Pollutants in River Sediments and Alluvial Soils Related to Major Floods ». *Journal of Soils and Sediments* 7 (3): 167-77. <https://doi.org/10.1065/jss2007.04.222>.

Huet M. 1962. « Influence du courant sur la distribution des poissons dans les eaux courantes ». *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 24 (2): 412-32. <https://doi.org/10.1007/BF02503050>.

Hussain Q.A. et Pandit A.K. 2012. « Macroinvertebrates in Streams: A Review of Some Ecological Factors ». *International Journal of Fisheries and Aquaculture* 4 (7). <https://doi.org/10.5897/IJFA11.045>.

Hynes H.B.N. 1970. *The ecology of running waters*. Liverpool University Press. Liverpool.

IRM. s. d. « IRM - Juillet ». KMI. <https://www.meteo.be/fr/climat/climat-de-la-belgique/bilans-climatologiques/2021/juillet>.

Issep. « Qualité des eaux ». s. d. *ISSeP* (blog). <https://www.issep.be/qualite-des-eaux/>.

Kalam W -N. 2017. « Estimation d'indices de qualité biologique des eaux de surface basés sur la mesure et la modélisation de la qualité physico-chimique », 75p. Mémoire. Faculté de Sciences. Université de Liège. <http://hdl.handle.net/2268.2/3316>

- Knoben R.A.E, Roos C. et van Oirschot M.C.M. 1995. « Biological assessment methods for watercourses ». https://unece.org/DAM/env/water/publications/documents/biological_assessment_methods_watercourses.pdf.
- Lamarque P. et Cuinat R. 1960. « Notions élémentaires sur la pêche électrique. Les appareils français et leur utilisation ». *Bulletin Français de Pisciculture*, n° 198: 5-14. <https://doi.org/10.1051/kmae:1960003>.
- Lavoie I. et Saulnier-Talbot E. 2016. « Les diatomées : petits chefs d'œuvre de la nature et microtechnologie 100 % naturelle au service du biosuivi des écosystèmes aquatiques ». *In Vivo* 36 (janvier): 10-12.
- Lévêque C. 1997. « Etat de santé des écosystèmes aquatiques : l'intérêt des variables biologiques », 17p.
- Lévêque C. et Paugy D. 2006. *Les poissons des eaux continentales africaines: diversité, écologie, utilisation par l'homme*. IRD Editions.
- « L'indice biologique global normalisé (IBGN) ». s. d. http://www.donnees.paca.developpement-durable.gouv.fr/docHTML/bilan-labo/IBGN.html?fbclid=IwAR22uozedzZtae0X1SZc1dlg4kd4bPxH1GiG0OG-4_vb9m8z0TNvdpsap0k.
- Loumagne C. et Tallec G. 2013. *L'observation long terme en environnement: Exemple du bassin versant de l'Orgeval*. Quae.
- Macan T.T. 1963. *Freshwater ecology*. Longmans. London.
- Malavoi J-R. et Adam P. 2007. « Les interventions humaines et leurs impacts hydromorphologiques sur les cours d'eau » *ingénieries* (50): 14.
- Matthews, W.J. 1986. « Fish Faunal Structure in an Ozark Stream: Stability, Persistence and a Catastrophic Flood ». *Copeia* 1986 (2): 388-97. <https://doi.org/10.2307/1444997>.
- MeryTherm Bureau d'Etude (MTBE sa). 2016. « Analyse de l'état hydromorphologique de la Senne, du Canal et de la Woluwe en Région de Bruxelles-Capitale et inventaire des obstacles à la migration des poissons – 2015B0627 ». https://document.environnement.brussels/opac_css/elecfile/Rapport1.pdf.
- Michel R. et Van Dijck F. 2010. « Les risques naturels en région Wallonne ». *BSGLg*, n° 54: 157-76.
- Minet L. 2005. « Evaluation de l'état écologique de la Vesdre », 63p. Thèse. Faculté des Sciences de l'Université Notre-Dame de la Paix de Namur.
- Mishra A., Alnahit A. et Campbell B. 2021. « Impact of Land Uses, Drought, Flood, Wildfire, and Cascading Events on Water Quality and Microbial Communities: A Review and Analysis ». *Journal of Hydrology* 596 (mai): 125707. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125707>.
- MNHN, et OFB. 2003. « Cottus gobio Linnaeus, 1758 - Chabot, Chabot commun ». Inventaire National du Patrimoine Naturel. 2003-2022. https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/69182.
- Mondy C., Villeneuve B., Archaimbault V. et Usseglio-Polatera P. 2012. « A New Macroinvertebrate-Based Multimetric Index (I2M2) to Evaluate Ecological Quality of French Wadeable Streams Fulfilling the WFD Demands: A Taxonomical and Trait Approach ». *Ecological Indicators* 18 (juillet): 452-67. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.013>.
- Mondy C., Villeneuve B., Archaimbault V., et Usseglio-Polatera P. 2021. « Une nouvelle génération d'indicateurs : l'exemple de l'indice multimétrique invertébrés I2M2 ». <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2021.4.06>.

Morel, A., B. Dumont, A. Pujol, G. Archambaud-Suard, et L. Bêche. 2015. « Dynamique de recolonisation des macro-invertébrés benthiques suite au décolmatage par une crue en Durance régulée ». In *2ème Conférence Internationale I.S. Rivers*, 3p. Lyon, France. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01253621>.

Nislow K. H., Magilligan F. J., Folt C. L. et Kennedy B. P. 2002. « Within-Basin Variation in the Short-Term Effects of a Major Flood on Stream Fishes and Invertebrates ». *Journal of Freshwater Ecology* 17 (2): 305-18. <https://doi.org/10.1080/02705060.2002.9663899>.

Pardé M. 1933. « L'abondance des cours d'eau ». *Revue de Géographie Alpine* 21 (3): 497-542. <https://doi.org/10.3406/rga.1933.5370>.

Parlement de Wallonie. 2022. « L'impact des récentes inondations sur la biodiversité ». <http://www.parlement-wallonie.be>.

Philippart J-C. 2007. « L'érosion de la biodiversité : les poissons. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon ». https://orbi.uliege.be/bitstream/2268/218709/1/dossier_FFH_philippart_1:3.pdf.

———. 2008. « Biodiversité et caractéristiques physiques des cours d'eau ». In . DGRNE Région Wallonne. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/97951>.

Piniewski M., Prudhomme C., Acreman M. C., Tylec L., Oglęcki P. et Okruszko T. 2017. « Responses of Fish and Invertebrates to Floods and Droughts in Europe ». *Ecohydrology* 10 (1): e1793. <https://doi.org/10.1002/eco.1793>.

Poff N. L. 2002. « Ecological Response to and Management of Increased Flooding Caused by Climate Change ». *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, juillet. <https://doi.org/10.1098/rsta.2002.1012>.

Pont D. 2010. « Bio-indication et peuplement piscicole dans les cours d'eau : une approche fonctionnelle et prédictive ». *Sciences Eaux & Territoires*, n° 1: 40-45. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2010.1.09>.

Protecteau. s.d. « Directive-cadre Eau ». <https://protecteau.be/fr/nitrate/agriculteurs/legislations/directive-cadre-eau>.

———. 2022 « Sources de pollution ». <https://protecteau.be/fr/nitrate/agriculteurs/qualite-eau/etat-eau-region-wallonne/doc-12111>.

Reyjol Y., Spyrtos V., Basilico L., Archambault V., Argillier C., Bertrin V., Boutry S., et al. 2020. « Bioindication: des outils pour évaluer l'état écologique des milieux aquatiques - Perspectives en vue du 2e cycle DCE - Eaux de surface continentales », 32. Onema, pp.56, 2013. hal-02598686

Souchon Y. et Chandesris A. 2008. « Bien connaître le fonctionnement hydromorphologique des cours d'eau : une étape incontournable pour une restauration efficace », 4p. hal-02591510. <https://doi.org/10/document>.

SPGE. s.d. « Mon bassin, ma rivière | Société Publique de la Gestion de l'Eau ». <http://www.spge.be/de/cartographie-de-l-assainissement.html?IDC=176>.

SPW. 2018a. « Plans de gestion des districts hydrographiques ». <http://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicator sheets/EAU%2021.html>.

———. 2018b. « Réseau Natura 2000 ». <http://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicator sheets/FFH%2015.html>.

———. 2020a. « État biologique des masses d'eau de surface ». <http://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorsheets/EAU%203.html>.

———. 2020b. « État des masses d'eau ». <http://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorsheets/EAU%201.html>.

SPW Géoportail. 2021. « Bassins Versants Hydrographiques Des Masses d'eau de Surface (BV_MESU) ». <http://geoportail.wallonie.be/catalogue/eff69ef8-e426-43b5-82da-def09cdf4c5d.html>.

Squilbin M. et Yourassowsky C. 2005. « 2. Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface: cadre général », 16. Les données de l'IBGE : "L'eau à Bruxelles".

Tachet H., Richoux P., Bournaud M. et Usseglio-Polatera P. 2002. *Les invertébrés d'eau douces : systématique, biologie et écologie*. CNRS Editions. Paris

Thiry V. 2020. « Notice méthodologique, État biologique des masses d'eau de surface, Édition 2020 ». http://etat.environnement.wallonie.be/files/indicateurs/EAU/EAU%203/Notice%20m%c3%a9thodologique_%c3%89tat%20biologique%20des%20masses%20d'eau%20de%20surface_%c3%89dition%202020.pdf.

Touzin D. 2008. « Utilisation des macroinvertébrés benthiques pour évaluer la dégradation de la qualité de l'eau des rivières au Québec. », 41p. Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation. Université Laval.

Vennetier M., Chandioix O., Ripert C. et Esteve R. Bases de la gestion de la végétation des berges et digues sous contrainte de sécurité. Forêt Méditerranéenne, Forêt Méditerranéenne, 2003, XXIV (3), pp.263-274. fahal-03564583f

Verniers G. 1996. « Le cours d'eau : rôles écologiques et paysagers ». *Journées de l'hydraulique* 24 (1): 195-203.

Vizinet J. et de Reviers B. 1995. « Les utilisations des Diatomées », 15p. Vie et Milieu / Life & Environment, Observatoire Océanologique - Laboratoire Arago, pp.301-314. hal-03052760

« Walphy - LIFE+ - Evaluation de la qualité physique ». 2015. https://www.walphy.eu/index.php?page=cont_evaluation.

Wasson J.G., Villeneuve B., Mengin N., Pella H. et Chandesris A. 2006. « Quelle limite de " bon état écologique " pour les invertébrés benthiques en rivières ? Apport des modèles d'extrapolation spatiale reliant l'indice biologique global normalisé à l'occupation du sol ». *Ingénieries eau-agriculture-territoires*, n° 47: 3-15.

Wiederkehr J. 2015. « Estimation des incertitudes associées aux indices macroinvertébrés et macrophytes pour l'évaluation de l'état écologique des cours d'eau », 214p. Sciences de la Terre. Université de Strasbourg. Français. NNT : 2015STRAH001. tel-01222065

Wydoski R.S., et Wick E.J. 2010. « Flooding and Aquatic Ecosystems (Chapter 9) - Inland Flood Hazards ». Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511529412.010>

Yoon Ju-Duk, Min-Ho Jang, et Gea-Jae Joo. 2011. « Effect of Flooding on Fish Assemblages in Small Streams in South Korea ». *Limnology* 12 (2): 197-203. <https://doi.org/10.1007/s10201-010-0337-x>.