

Faculté des bioingénieurs

**Effets de la prédation de la truite
arc-en-ciel déversée pour la pêche
de loisir sur la faune aquatique
d'un ruisseau ardennais**
Cas de l'Aisne à Erezée

Auteur :	Gary FRUTSAERT
Promoteur :	Dr. Ir. Xavier ROLLIN
Lecteurs :	Dr. Ir. Pierre GERARD Prof. Ir. Hans VAN DYCK
Année Académique :	2018 - 2019
Bioingénieur :	gestion des forêts et des espaces naturels

Table des matières

1	Remerciements	X
2	Introduction générale	1
3	Partie bibliographique	3
3.1	Écologie de la truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	3
3.1.1	Taxonomie et description	3
3.1.2	Répartition et habitat	4
3.1.3	Cycle de vie et reproduction	4
3.1.4	Régime alimentaire	5
3.2	Effets de la domestication sur la TAEC	6
3.2.1	Différence de comportement face à la prédation	6
3.2.2	Altération des capacités motrices et des comportements mo- teurs	7
3.3	Impact de l'introduction d' <i>O. mykiss</i> en eau douce en dehors de son aire naturelle de répartition	7
3.3.1	Impact des truites déversées en lac	8
3.3.2	Impact des truites déversées en rivière	10
4	Matériel et méthodes	13
4.1	Caractérisation du milieu	15
4.1.1	Pente, température et débit	15
4.1.2	Identification et quantification de l'ichtyofaune du milieu . .	15
4.1.3	Identification et quantification des macro-invertébrés ben- thiques présents dans le milieu	16
4.1.4	Identification et quantification des animaux présents dans la dérive	17
4.2	Empoisonnement des truites arc-en-ciel	18
4.2.1	Marquage	19
4.2.2	Quantités déversées	20
4.2.3	Prélèvement, mise à mort et analyse des TAEC	21
4.3	Analyse du contenu stomacal des poissons déversés	23
4.3.1	Descriptif	23
4.3.2	Comparaison des contenus stomacaux avec le milieu	25
4.4	Différence de comportement alimentaire entre truite fario sauvage et TAEC de pisciculture en ruisseau	29

5	Résultats	31
5.1	Caractérisation du milieu	31
5.1.1	Pente, température et débit	31
5.1.2	Abondance piscicole au sein de la zone d'étude	34
5.1.3	Répartition des poissons en classes de tailles	36
5.1.4	Abondance des invertébrés benthiques au sein de la zone d'étude	36
5.1.5	Abondance des invertébrés présents dans la dérive	41
5.2	TAEC recapturées	45
5.2.1	Temps de séjour	46
5.2.2	Perte de masse, survie et coefficient de Fulton	46
5.3	Contenus stomacaux et leurs relations avec le milieu	50
5.3.1	Généralités	50
5.3.2	Descriptif des contenus stomacaux	51
5.3.3	Comparaison des contenus stomacaux avec les proies pré- sentes dans le milieu	56
5.4	Différence de comportement alimentaire entre truite fario sauvage et TAEC de pisciculture en ruisseau	64
6	Discussion	65
6.1	Analyse qualitative des contenus stomacaux	65
6.1.1	Description générale	65
6.1.2	Contenu en invertébrés	65
6.1.3	Contenu en poissons	67
6.1.4	Contenu en particules non alimentaires	68
6.2	Relation entre prédation et abondance des proies dans le milieu . .	69
6.3	Évolution temporelle du poids, évolution de la prise alimentaire, temps de séjour et survie apparente des TAEC déversées dans l'Aisne	71
6.3.1	Évolution du poids et survie apparente	71
6.3.2	Aspects quantitatifs et temporels de la prise alimentaire . .	72
6.4	Politiques d'empoissonnement	73
7	Conclusion	75
8	Perspectives	77
9	Bibliographie	78
9.1	Références provenant de la littérature	78
9.2	Références provenant de sites internet	84
9.3	Communications personnelles	85

Annexes	86
A Liste des abréviations	86
B Annexe des matériels et méthodes	86
C Annexe des résultats	90

Table des figures

1	Truite arc-en-ciel (Source : wikipedia.org)	3
2	Maillons de la chaîne alimentaire consommés par la TAEC, synthèse d'après Tachet, 2010 et Reisinger et al. 2016	6
3	Ligne du temps reprenant les différentes manipulations effectuées sur le terrain	14
4	Epuisette de type surber (Merlet, 2009)	17
5	Dispositif de mesure permettant de récolter les invertébrés de la dérive	19
6	Injection d'un PIT tag dans la cavité abdominale d'une TAEC anes- thésiée	20
7	Profil altimétrique de l'Aisne à Erezée	31
8	Débit et température de l'Aisne à Erezée du 01/04/2018 au 30/06/2018	33
9	Répartition des chabots échantillonnés en classes de taille (longueur [cm]) lors de la pêche d'inventaire du 19 avril 2018 sur la zone d'étude (Aisne à Erezée)	36
10	Répartition des lamproies échantillonnées en classes de taille (lon- gueur [cm]) lors de la pêche d'inventaire du 19 avril 2018 sur la zone d'étude (Aisne à Erezée)	37
11	Répartition des saumons échantillonnés en classes de taille (lon- gueur [cm]) lors de la pêche d'inventaire du 19 avril 2018 sur la zone d'étude (Aisne à Erezée)	37
12	Densité [nombre/ha] des différents ordres et familles de macro-invertébrés benthiques capturés au sein de la zone d'étude (l'Aisne à Erezée à différentes dates)	40
13	Évolution de la densité d'invertébrés benthiques [nombre/ha] pré- sents au cours du temps au sein de la zone étudiée, toutes unités systématiques confondues	41
14	Évolution de la distribution par classe de taille des invertébrés ben- thiques, au cours du temps au sein de la zone d'étude (l'Aisne à Erezée), toutes unités systématiques confondues	42
15	Abondance horaire des différentes familles d'invertébrés capturées dans la dérive pour les dates suivantes : 21 avril, 28 avril et 12 mai	43
16	Abondance horaire des différentes familles d'invertébrés capturées dans la dérive pour les dates suivantes : 26 mai, 9 juin et 23 juin . .	44
17	Nombre d'invertébrés dérivant au gré du courant durant une journée au sein de la zone étudiée (Aisne à Erezée), classés selon leur taille, toutes unités systématiques confondues	45

18	Fréquence des différents temps de séjour des TAEC dans le ruisseau avant d'être repêchées (pêche électrique et pêche à la ligne)	46
19	Perte relative de masse des TAEC suite à leur empoissonnement en rivière	47
20	Perte de masse relative des TAEC pêchées via la pêche électrique en fonction du nombre de jours passés dans le ruisseau (Aisne à Erezée)	48
21	Différence relative de masse des TAEC repêchées dans l'Aisne à Erezée, comparées suivant le mode de pêche	48
22	Évolution du coefficient de condition de Fulton des TAEC en fonction de leur temps de séjours dans l'Aisne à Erezée, les catégories étant désignées par la même lettre n'ont pas de moyenne significativement différentes selon le test de Tuckey avec un niveau de confiance de 95%	49
23	Fréquence des différentes importances relatives du poids du contenu stomacal, rapporté au poids des TAEC	51
24	Graphique de dispersion reprenant l'importance relative de la masse des contenus stomacaux rapportée à la masse des TAEC selon le temps de séjours dans la rivière. Un outlayer à 2,1% pour le temps de séjour 33 n'est pas représenté pour une meilleure représentation graphique	52
25	Origine des aliments consommés par les poissons repêchés	52
26	Nombre d'invertébrés récupérés dans les contenus stomacaux des 119 TAEC recapturées dans l'Aisne à Erezée, à différentes dates après leur déversement	53
27	Abondance des invertébrés présents, classés par ordre, au sein du benthos, dans la dérive et dans les contenus stomacaux, selon différentes dates, dans l'Aisne à Erezée	57
28	Moyenne du nombre d'Ephéméroptères consommées par truite en fonction de la densité d'Ephéméroptères dans le benthos, les catégories étant désignées par la même lettre n'ont pas de moyenne significativement différentes selon le test de Tuckey avec un niveau de confiance de 95%	58
29	Analyse en composantes principales illustrant les corrélations entre les ordres présents dans le milieu et les ordres trouvés dans les contenus stomacaux	60
30	Analyse en composantes principales illustrant les corrélations entre les Ephéméroptères, les Trichoptères et les Plécoptères présents dans le milieu et les Ephéméroptères, les Trichoptères et les Plécoptères trouvés dans les contenus stomacaux	61

31	Analyse en composantes principales illustrant les corrélations entre les Ephéméroptères et les Trichoptères aux stades adulte et larvaire présents dans le milieu et les Ephéméroptères et les Trichoptères aux stades adulte et larvaire trouvés dans les contenus stomacaux .	61
32	Analyse en composantes principales illustrant les corrélations entre les Diptères et les Coléoptères présents dans le milieu et les Diptères et les Coléoptères trouvés dans les contenus stomacaux	62
33	Analyse en composantes principales illustrant les corrélations entre les Lépidoptères et les Décapodes présents dans le milieu et les Lépidoptères et les Décapodes trouvés dans les contenus stomacaux . .	62
34	Analyse en composantes principales illustrant les corrélations entre les différents ordres ingérés par les TAEC	63
35	Analyse en composantes principales illustrant les corrélations entre les tailles de proies présentes dans le milieu et la taille des proies trouvées dans les contenus stomacaux	63
36	Comparaison du nombre d'espèces pêchées avec les deux esches différentes	64
B.1	Secteurs d'empeusement	89
C.2	Profil altimétrique de l'Aisne depuis sa source jusqu'à sa confluence avec l'Ourthe (source : WalOnMap)	90
C.3	Débit et température de l'Aisne à Erezée du 03/07/2018 au 06/10/2018	91
C.4	Répartition des truites fario échantillonnées en classes de taille (longueur [cm]) lors de la pêche d'inventaire du 19 avril 2018 sur la zone d'étude (Aisne à Erezée)	92
C.5	Répartition des goujons échantillonnés en classes de taille (longueur [cm]) lors de la pêche d'inventaire du 19 avril 2018 sur la zone d'étude (Aisne à Erezée)	92
C.6	Répartition des loches échantillonnées en classes de taille (longueur [cm]) lors de la pêche d'inventaire du 19 avril 2018 sur la zone d'étude (Aisne à Erezée)	93
C.7	Répartition spatiale des différents micro-habitats du tiers amont de la zone étudiée (Aisne à Erezée)	94
C.8	Répartition spatiale des différents micro-habitats du tiers central de la zone étudiée (Aisne à Erezée)	95
C.9	Répartition spatiale des différents micro-habitats du tiers aval de la zone étudiée (Aisne à Erezée)	96
C.10	Graphique quantile-quantile pour les différences de masse relative des TAEC en fonction du type de pêche	97

C.11	Graphique quantile-quantile pour les masses des contenus stomacaux rapportées à la masse des TAEC en fonction du type de pêche	97
C.12	Graphique quantile-quantile pour les différentes catégories de données pour le coefficient de condition K	98
C.13	Graphique quantile-quantile pour le nombre d'Ephéméroptères consommés par truite en fonction du nombre d'Ephéméroptères benthiques	98

Liste des tableaux

1	Classification taxonomique de la truite arc-en-ciel	3
2	Effectifs et biométrie des poissons pêchés dans le secteur étudié (Aisne à Erezée). Source : Direction Nature et Eau (DEMNA - SPW ARNE - SPW), 2019	35
3	Surface des différents micro-habitats pour la zone d'étude	38
4	Moyenne des résultats de l'analyse génétique pour les familles dont le nombre de séquence observé est supérieur à 300, partie 1	54
5	Moyenne des résultats de l'analyse génétique pour les familles dont le nombre de séquence observé est supérieur à 300, partie 2	55
B.6	Articulation temporelle des différentes expériences ayant eu lieu en 2018	87
B.7	Différentes combinaisons substrat - vitesse possibles	88
C.8	Nombre moyen de séquences d'ADN retrouvées dans les contenus stomacaux des TAEC, partie 1	99
C.9	Nombre moyen de séquences d'ADN retrouvées dans les contenus stomacaux des TAEC, partie 2	100
C.10	Nombre moyen de séquences d'ADN retrouvées dans les contenus stomacaux des TAEC, partie 3	101
C.11	Nombre moyen de séquences d'ADN retrouvées dans les contenus stomacaux des TAEC, partie 4	102
C.12	Nombre moyen de séquences d'ADN retrouvées dans les contenus stomacaux des TAEC, partie 5	103
C.13	Nombre moyen de séquences d'ADN retrouvées dans les contenus stomacaux des TAEC, partie 6	104
C.14	Nombre moyen de séquences d'ADN retrouvées dans les contenus stomacaux des TAEC, partie 7	105
C.15	Nombre moyen de séquences d'ADN retrouvées dans les contenus stomacaux des TAEC, partie 8	106
C.16	Nombre moyen de séquences d'ADN retrouvées dans les contenus stomacaux des TAEC, partie 9	107
C.17	Nombre moyen de séquences d'ADN retrouvées dans les contenus stomacaux des TAEC, partie 10	108
C.18	Nombre moyen de séquences d'ADN retrouvées dans les contenus stomacaux des TAEC, partie 11	109
C.19	Matrice de corrélations des variables invertébrés "ingérés", "dérive" et "benthiques", partie 1	110

C.20	Matrice de corrélations des variables invertébrés "ingérés", "dérive" et "benthiques", partie 2	111
C.21	Matrice de corrélations des variables invertébrés "ingérés", "dérive" et "benthiques", partie 3	112
C.22	Matrice de corrélations des variables invertébrés "ingérés", "dérive" et "benthiques", partie 4	113
C.23	Matrice de corrélations des variables invertébrés "ingérés", "dérive" et "benthiques", partie 5	114
C.24	Matrice de corrélations des variables invertébrés "ingérés", "dérive" et "benthiques", partie 6	115
C.25	Matrice de corrélations des variables invertébrés "ingérés", "dérive" et "benthiques", partie 7	116
C.26	Matrice de corrélations des variables invertébrés "ingérés", "dérive" et "benthiques", partie 8	117
C.27	Matrice de corrélations des variables invertébrés "ingérés", "dérive" et "benthiques", partie 9	118
C.28	Matrice de corrélations des variables invertébrés "ingérés", "dérive" et "benthiques", partie 10	119
C.29	Matrice de corrélations des variables "taille" (ingérées et dans le milieu), partie 1	120
C.30	Matrice de corrélations des variables "taille" (ingérées et dans le milieu), partie 2	120
C.31	Matrice de corrélations des variables concernant les abondances d'Ephéméroptères et de Trichoptères à l'état larvaire et adulte dans les estomacs des poissons et dans le milieu, partie 1	121
C.32	Matrice de corrélations des variables concernant les abondances d'Ephéméroptères et de Trichoptères à l'état larvaire et adulte dans les estomacs des poissons et dans le milieu, partie 2	122
C.33	Matrice de corrélations des variables concernant les abondances d'Ephéméroptères et de Trichoptères à l'état larvaire et adulte dans les estomacs des poissons et dans le milieu, partie 3	122

1 Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier mon promoteur le Dr. Ir. Xavier Rollin, qui m'a permis de développer un sujet de mémoire très intéressant et avec des enjeux réels en Wallonie. J'aimerais également le remercier pour sa présence et son aide précieuse tout au long de mon travail, en particulier pour la réalisation des pêches électriques.

En deuxième lieu, j'aimerais adresser mes sincères remerciements au personnel du Conservatoire du Saumon Mosan (CoSMos) à Erezée : Bertrand Delbruyère, Daniel Gilson, Yvan Neus et Alexandre Sacré pour la production des truites arc-en-ciel expérimentales ainsi que leur marquage, pesée et mesure.

Je tiens à témoigner toute ma reconnaissance à mes lecteurs, le Dr. Ir. Pierre Gerard et le Prof. Ir. Hans Van Dyck, pour avoir accepté de lire et d'évaluer ce travail.

Aussi, je voudrais remercier mon ami Brice Cuvelier pour la construction du filet servant à quantifier les invertébrés présents dans la dérive.

En outre, un grand merci aux différents pêcheurs à la ligne pour leur participation à l'expérience : Baptiste Crombé, Arthur Gilles, Daniel Gilson, Alexis Harcq, Benjamin Martinez et Stéphane Pierre.

Je présente également mes remerciements au personnel au Service de la Pêche et du Département de l'Étude du milieu naturel et agricole (DEMNA) pour la pêche électrique d'inventaire.

J'aimerais aussi remercier le laboratoire de génétique de la conservation de l'ULiège et tout particulièrement le Prof. Dr. Johan Michaux et le Dr. Lise-Marie Pigneur pour les analyses génétiques des contenus stomacaux de truite.

Ma gratitude va également aux personnes ayant pris note durant les prélèvements des contenus stomacaux des truites arc-en-ciel : Baptiste Crombé, Arthur Gilles, Océane Hames et Alexis Harcq.

Merci au département de géomatique de l'UCLouvain pour le prêt des GPS nécessaires à la délimitation des micro-habitats.

Je tiens également à remercier Nicolas Feltz et Sébastien Gailliez pour le partage des données de température sur l'Aisne à Erezée.

Le Service en méthodologie et calcul statistique (SMCS), et tout particulièrement Vincent Bremhorst et Rebecca Marion m'ont été d'une grande aide pour le traitement de mes données, j'aimerais les en remercier.

Un tout grand merci au Service Public de Wallonie (SPW) Agriculture, Ressources naturelles et Environnement (ARNE) pour le financement des poissons et des analyses génétiques.

Enfin, mes remerciements vont à mes parents, qui m'auront fourni une aide précieuse, que ce soit lors de mes manipulations ou pour la relecture du travail en lui même.

2 Introduction générale

La pêche à la truite est une activité récréative fortement appréciée en Wallonie, tant par les wallons que par les touristes des régions et pays limitrophes. Ce sont plus de 62 500 permis de pêche qui ont été vendus en Wallonie en 2018 (L'avenir, 2019). Face à cette demande sociale importante, à la surpêche et de la dégradation de nombreux cours d'eau, des empoissonnements "directs" de truites d'élevage de taille pêchable (supérieure à la longueur minimale de prélèvement autorisée par la réglementation) ont vu le jour dès le début du XX^{ème} siècle.

En Wallonie, la truite indigène est la truite fario (*Salmo trutta fario*, Linné 1758). Elle est élevée par de nombreux pisciculteurs wallons ou des pays frontaliers (France, Allemagne, ...). C'est cette espèce qui a été traditionnellement utilisée pour répondre à la demande sociale des pêcheurs en Wallonie, en particulier au Sud du sillon Sambre et Meuse. Toutefois sa croissance en pisciculture est assez lente et son prix plutôt élevé (environ 10€ du kilo soit 2,5€ la truite "pêchable"), en particulier par rapport à celui d'une autre espèce de truite, la truite arc-en-ciel (TAEC) (*Oncorhynchus mykiss*, Walbaum 1792), originaire d'Amérique du Nord, qui est aussi élevée en pisciculture en Europe et en Wallonie. Cette espèce grandit environ deux fois plus rapidement que la truite fario dans les mêmes conditions d'élevage et est environ deux fois moins coûteuse (Karatat et al., 2017). D'où la tentation de l'utiliser d'avantage pour les empoissonnements récréatifs des pêcheurs en Wallonie, y compris au Sud du sillon Sambre et Meuse.

Bien que la TAEC ne soit pas naturalisée en Belgique, les empoissonnements de cette espèce pour la pêche récréative provoquent des débats passionnés et quelques fois animés entre les "pour" et les "contre" tant au sein même du monde de la pêche qu'entre pêcheurs et naturalistes. Les premiers invoquent son faible prix, sa "combativité" lors de la capture, son absence de reproduction naturelle et son manque d'adaptation à nos cours d'eaux wallons. Les seconds invoquent l'absence d'études portant sur les effets de la prédation de la truite arc-en-ciel sur la faune aquatique en Wallonie et en particulier sur les espèces protégées (chabots, ombre commun, lamproie de Planer, saumon atlantique, Odonates, etc.), les risques de naturalisation de l'espèce et le manque d'éthique de ce type de pratiques.

Dans ce contexte, le but de ce travail est d'apporter des bases scientifiques qui pourront fournir aux débats des éléments factuels plutôt que des craintes et affirmations plus ou moins péremptoires. Ainsi, la question de recherche est la suivante : Quels sont les effets de la prédation de la truite arc-en-ciel sur la faune

aquatique d'un ruisseau ardennais, en particulier sur les espèces qui bénéficient d'un statut de protection par le législateur wallon (Loi sur la conservation de la nature du 12 juillet 1973 et directive Faune Flore Habitats 92/43/CEE)? Pour répondre à cette question, des déversements TAEC ont été réalisés comme une société de pêche le ferait. Après recapture par pêche à l'électronarcose dans le milieu naturel, leur contenu stomacal a ensuite été analysé afin de le comparer avec la faune en place (poissons et macro-invertébrés). Les TAEC déversées ayant été préalablement marquées avec une marque individuelle, l'évolution de leurs poids post-empoissonnement et de leur survie a également été évaluée. Enfin, le comportement alimentaire des TAEC domestiques déversées a été comparé à celui des truites fario sauvages en réalisant des sessions de pêche à la ligne à l'aide d'appâts naturels versus artificiels.

3 Partie bibliographique

3.1 Écologie de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*)

3.1.1 Taxonomie et description

TABLE 1 – Classification taxonomique de la truite arc-en-ciel

Classe	Actinoptérygien
Ordre	Salmoniforme
Famille	Salmonidé
Genre	Oncorhynchus
Espèce	<i>Oncorhynchus mykiss</i>

Comme présenté dans la table 1, la truite arc-en-ciel est un poisson osseux de la famille des salmonidés. Elle est de forme allongée avec des colorations variant selon le type d'habitat qu'elle occupe, sa taille, son état de santé, son statut social (dominance) et son statut de reproduction. Deux écotypes existent : un écotype dont les individus sont anadromes amphihalins, appelés Steelhead et un autre dont les individus effectuent tout leur cycle de vie en rivière (sédentaire potamodrome). En rivière, la TAEC prête à se reproduire a une robe plus marquée alors que les individus lacustres sont plus grisâtres. Les TAEC qui grossissent en mer sont plus argentées. Lors de la reproduction de légers changements morphologiques surviennent, avec, pour le mâle, une déformation des mâchoires qui prendront alors la forme d'un "bec" caractéristique (bécard). Après la fraie, les mâchoires du mâle reprennent leur forme habituelle. En ce qui concerne les dimensions, c'est un poisson qui peut atteindre une taille maximale de 122 cm (Love et al., 2005) et un poids maximal d'environ 25 kg (Robins & Ray, 1986). Généralement, il s'agit d'un poisson qui mesure entre 50 à 70 cm pour un poids de 3,5 kg (National geographic, 2019). L'âge maximal observé fût de 11 ans (Hugg, 1996).



FIGURE 1 – Truite arc-en-ciel (Source : wikipedia.org)

3.1.2 Répartition et habitat

Répartition

La TAEC se retrouve naturellement au nord du continent américain ainsi qu'à l'est de la Russie et au Japon, essentiellement dans les régions côtières. Cependant, suite à de nombreuses introductions pour la pêche et/ou la pisciculture, il est possible de retrouver cette espèce naturalisée à de nombreux autres endroits du monde, notamment en Afrique, en Asie, en Europe, en Amérique du Sud ou encore en Australie (MacCrimmon, 1971).

Habitat

O. mykiss est un poisson d'eaux bien oxygénées, ne dépassant généralement pas 25°C en été. Il se retrouve depuis les têtes de bassin des cours d'eau (zone à truite et à ombre selon la classification de Huet, 1949) jusqu'aux rivières larges en passant par les lacs. Dans certains lacs, les truites remontent l'hiver dans les ruisseaux pour éviter le gel. (Page & Burr, 1991, 2011).

3.1.3 Cycle de vie et reproduction

Lorsque la TAEC effectue un cycle de vie anadrome, le mâle reste généralement deux ans en mer avant de remonter frayer en ruisseau. La femelle remonte après trois ans en moyenne. La fraie a lieu de novembre à mai dans l'hémisphère Nord et de août à novembre dans l'hémisphère Sud, lorsque l'eau atteint 10 - 15°C. La taille des oeufs est fonction de la taille de la femelle ; ils mesurent de 3 à 6 mm. La reproduction a lieu dans les têtes de bassins, proches des sources de manière à se prémunir du gel de l'eau durant l'hiver. Le courant de la rivière permettra l'oxygénation des oeufs lors du développement. La femelle se place, la tête faisant face au courant, au-dessus de graviers fins qu'elle creuse en se positionnant sur le côté et en donnant de grands coups de queue. Pendant ce temps, un mâle (dominant, de grande taille) lui fait la cour en glissant son corps contre le sien, en passant par dessus d'elle, ... Ou alors, il chasse les autres mâles à l'aide de son bec. Une fois le trou creusé ("nid"), les deux partenaires se placent à l'intérieur afin d'y déposer des oeufs et de la laitance. Lorsqu'ils sortent du trou, il arrive qu'un second mâle vienne arroser les oeufs de laitance. Après le premier acte de reproduction, la femelle creuse un second trou juste en amont du précédent, le bouchant et créant un nouveau nid pour y déposer d'autres oeufs. Ce processus continue plusieurs jours durant, jusqu'à ce que la femelle ait pondu l'entièreté de ses oeufs (4000 à 7000) (Gall & Crandell, 1992).

En fonction de la température de l'eau, les oeufs mettront entre 20 et 100

jours à éclore. Une fois éclos, les alevins sont encore parés d'une vésicule vitelline dont ils vont absorber et utiliser le contenu pour leur développement. A ce stade, ils restent au fond de la rivière, enfoncés dans le gravier. Cette période dure deux à trois semaines. Une fois la vésicule résorbée, les alevins émergent du gravier et commencent à se nourrir de zoo-plancton pour finalement adopter le régime alimentaire de la truite arc-en-ciel adulte (voir la section 3.1.4). Les truites adultes effectueront tout leur cycle en eau douce ou dévaleront en mer selon les cas. Lorsque les poissons dévalent pour rejoindre les côtes, ils subissent des modifications physiologiques qui leur permettent de s'adapter à la haute salinité du milieu marin. Il s'agit de la smoltification qui a généralement lieu au printemps, lorsque les poissons ont déjà passé un été en rivière. (Encyclopedia of New Zeland et Nevada department of Wildlife, date non spécifiée).

3.1.4 Régime alimentaire

La TAEC est un prédateur visuel obligatoire (Ware, 1972) qui se nourrit d'invertébrés (surtout d'insectes), de poissons, d'oeufs d'autres poissons (généralement de saumons du Pacifique), de plancton et dans certains cas de batraciens et de petits mammifères. Comme illustré à la figure 2, les taxons dont la TAEC se nourrit sont situés à différents maillons de la chaîne alimentaire. En eau douce, la truite s'alimente dans tous les étages de la colonne d'eau. Sur le fond, la truite se déplace pour trouver son alimentation et se nourrit principalement de larves d'insectes benthiques (Trichoptères, Ephéméroptères, Odonates, Diptères, Plécoptères, ...), de crustacés (écrevisses, gammarus, aselles) mais également de poissons se trouvant au fond des cours d'eau comme le chabot, le goujon, ... Lorsqu'elle se nourrit entre deux eaux, la TAEC se place face au courant pour se saisir des proies qui dérivent. Les dites proies sont alors diverses larves d'insectes entrain d'émerger ou non, d'insectes adultes (terrestres et aquatiques) et de petits poissons. Lorsque la TAEC se nourrit en surface, sa position est également face au courant, mais plus haut dans la colonne d'eau. Ici, les animaux consommés par *O. mykiss* sont plutôt des insectes terrestres (adultes ou à l'état larvaire) qui tombent dans l'eau. En mer, les Steelhead se nourrissent principalement de poissons et de céphalopodes (Scott & Crossman, 1973).

Les préférences alimentaires de la TAEC en termes de type de proies mais également en termes de localisation varient en fonction de sa taille. Pour Beauchamp (1990), en dessous de 25 cm, la TAEC se nourrit principalement de plancton, d'invertébrés et de poissons, mais au-delà de 25cm elle devient essentiellement piscivore. Pour Tippet & Moyle (1978), les juvéniles se nourriront plus dans la

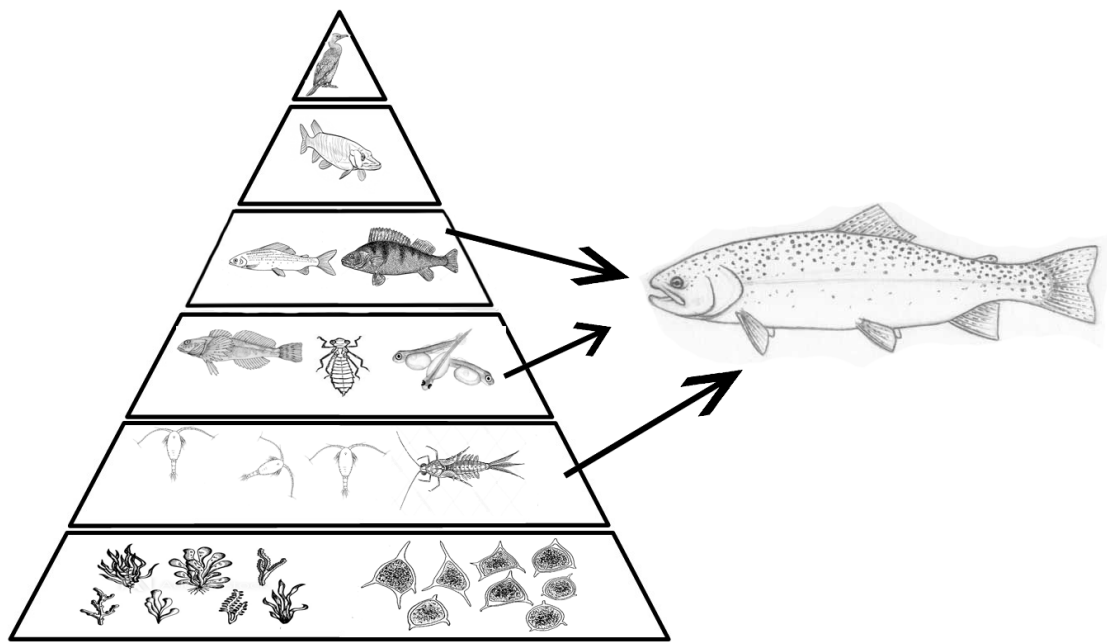


FIGURE 2 – Maillons de la chaîne alimentaire consommés par la TAEC, synthèse d'après Tachet, 2010 et Reisinger et al. 2016

colonne d'eau (insectes dérivant) et les adultes se nourriraient à la fois dans la colonne d'eau et sur le fond (invertébrés benthiques), en fonction de la turbidité et de la hauteur de l'eau.

Les TAEC sont des poissons qui se nourrissent et sont actifs durant la journée. Durant la nuit, elles cessent toute activité et se maintiennent haut dans la colonne d'eau. (Sanchez-Vazquez & Tabata, 1998). D'autres auteurs (Boujard & Leatherland, 1992) observent également une alimentation exclusivement diurne à la différence près qu'ils observent un pic de prise alimentaire à l'aube.

3.2 Effets de la domestication sur la TAEC

Selon Price (1999), la domestication est le processus (continu) par lequel une population d'animaux devient progressivement adaptée à l'homme et à un environnement de captivité par des changements génétiques survenant génération après génération.

3.2.1 Différence de comportement face à la prédation

Lorsque des TAEC de pisciculture sont introduites dans un plan d'eau naturel, Biro et ses collègues (2004) rapportent qu'elles ont tendance à conserver leur

comportement de compétition acquis dans les bassins d'élevage. En effet, dans les bassins, la première truite à se saisir d'un aliment grossit plus rapidement. Ainsi, en cours d'eau ou en lacs, elles ont tendance à prendre beaucoup plus de risques pour accéder à la nourriture que les TAEC sauvages (Johnsson, 2003, Biro et al., 2004 et Benhaïm, 2011). Dans certains cas, l'agitation autour des bassins a pour effet d'attirer les TAEC plutôt que d'activer un comportement de fuite (Begout & Lagardere, 2004). De ce fait, elles sont beaucoup plus sensibles aux attaques des prédateurs naturels tels que le héron ou la cigogne noire (observés sur le site d'étude à Erezée). Marchetti (2003), observe également que le cerveau des TAEC sauvages est plus grand, pour des individus de même taille que celui des TAEC domestiques. Enfin, selon Brokordt et al. (2006), la succession des générations en milieu artificiel aurait comme impact chez les téléostéens une perte de réaction face à des stimuli naturels, tels que la prédation.

3.2.2 Altération des capacités motrices et des comportements moteurs

Les TAEC déversées dans un milieu naturel vont avoir tendance à se sédentariser un maximum (Begout & Lagardere, 2004). Concernant les caractéristiques de nage, d'après Winz (1986), les TAEC domestiques seraient moins endurantes et deux fois moins rapides que les TAEC sauvages. Selon North et al. (2006), l'élevage des TAEC a pour conséquence une dégradation de toutes leurs nageoires. Ces auteurs montrent également une relation entre la densité des poissons dans les bassins et l'intensité de l'érosion des nageoires. L'alimentation artificielle peut également provoquer des carences. Ces carences sont à l'origine de diverses malformations chez les TAEC d'élevage, elles peuvent se manifester sous forme de scolioses (Halver et al., 1969 et Kloppel & Post, 1975), inhibition de la cicatrisation (Halver et al., 1969), lordoses (Halver et al., 1969),... Ces changements morphologiques pourraient être défavorables à l'adaptation des TAEC domestiques en milieu naturel.

3.3 Impact de l'introduction d'*O. mykiss* en eau douce en dehors de son aire naturelle de répartition

Quelques études visant à mesurer l'impact des empoissonnements de salmonidés sur le milieu naturel où ils sont introduits ont été trouvées et consultées dans le cadre de ce travail. Ces études, qui ont été menées principalement en lacs, mais également en rivières, analysent des paramètres biologiques (abondance et diversité de poissons, invertébrés, amphibiens), géochimiques et comportementaux.

3.3.1 Impact des truites déversées en lac

Selon Hanisch (2016), les truites déversées semblent se nourrir de manière généraliste, prélevant des animaux à différents niveaux de la chaîne alimentaire. Parmi les études portant sur l'impact des empoissonnements de truites en lac sur la faune aquatique, les sites étudiés sont des lacs avec ou sans populations de poissons déjà établies.

Impact sur les macro-invertébrés benthiques

Selon les différentes études portant sur le sujet (Eby et al., 2006, Wissinger et al., 2006, Epanchin et al., 2010 et Hanisch, 2016), en lacs, l'impact des empoissonnements est fonction de différents paramètres :

1. La présence de poissons inféodés au lac
2. La richesse minérale du lac
3. La présence de refuges pour les invertébrés

Pour le premier paramètre, quelle que soit l'étude concernée, l'existence de poissons dans les lacs avant l'introduction de salmonidés rend leur impact sur les invertébrés aquatiques faible (par exemple, diminution de la taille moyenne des Chironomidae) (Hanisch, 2016), négligeable (Wissinger et al., 2006), voir bénéfique pour certains taxons qui voient leur densité augmenter (Hanisch, 2016). Hanisch (2016) estime que cela peut s'expliquer par le fait que les insectes sensibles à la pression de prédation effectuée par les poissons ont déjà disparus des lacs où une ichtyofaune est présente naturellement. Il s'agit généralement de taxons nageant dans la colonne d'eau. Les invertébrés évoluant sur le fond sont moins sensibles à la prédation de par leur proximité et leur accessibilité à des caches (Hanisch, 2016). Par contre, dans des lacs au sein desquels les poissons sont initialement absents, une introduction peut avoir des conséquences désastreuses sur les invertébrés aquatiques. Certains lacs verraient leur population d'Ephéméroptères baisser de 98% (Epanchin et al., 2010).

Concernant la richesse minérale du lac (phosphates, nitrates), plus il est riche, plus sa productivité primaire sera grande (Thrane, 2016). Puisque les producteurs primaires sont à la base de la chaîne alimentaire, une augmentation de leurs effectifs aura comme effet une augmentation des effectifs des autres maillons. Il en résulte une plus grande abondance de nourriture dans le plan d'eau et donc une diminution de l'effet de compétition induit par les salmonidés introduits (Hanisch, 2016).

En troisième lieu, la présence de refuges tels que des racines ou des macrophytes diminue la sensibilité des macro-invertébrés à la prédation de salmonidés introduits. Ce paramètre est donc corrélé en partie à la richesse minérale du plan d'eau puisqu'une eau plus riche abritera plus de macrophytes (Eby et al., 2006). Selon certains auteurs (Wissigner et al., 2006), l'abondance de caches rend l'impact des déversements sur les invertébrés benthiques des TAEC déversées totalement négligeable.

Impact sur les poissons autochtones

L'impact des empoisonnements sur les poissons autochtones est fonction de différents paramètres, globalement assez similaires aux paramètres régissant l'impact sur les macro-invertébrés :

1. L'espèce de poisson sauvage concernée
2. La présence de refuges pour les poissons autochtones
3. La richesse minérale de la rivière

Pour ce qui est de l'espèce de poissons concernée, la plupart des espèces piscicoles présentent des effectifs stables ou légèrement en baisse suite à l'introduction de salmonidés. Une espèce échappe néanmoins à cette règle, puisque ses effectifs augmentent suite à l'introduction de salmonidés : il s'agit d'une espèce de vandoise nord-américaine (*Chromosomus spp.*) (Hanisch, 2016). En ce qui concerne la présence de refuges et la richesse minérale de l'eau, le raisonnement est similaire à celui effectué pour les macro-invertébrés : le poisson-proie change également de comportement suite à l'introduction d'un grand nombre de prédateurs. Dans ces conditions, il se retrouve plus fréquemment dans des zones de caches, lorsqu'elles existent (Hanisch, 2016).

Impact sur les amphibiens

L'étude (Joanna & McGarvie, 2007) porte sur des lacs où l'ichtyofaune est naturellement absente, et où la truite arc-en-ciel est introduite. Il en ressort que les larves de salamandres (*Ambystoma macrodactylum*) et de deux anoures (*Rana luteiventris*) et (*Pseudacris regilla*) sont 65% moins abondantes dans les lacs qui contiennent des truites. Cette diminution pourrait engendrer des conséquences négatives sur la dynamique de population des amphibiens. Par contre, il est possible que la baisse observée soit due, en partie, au fait que les grenouilles et les salamandres se cachent ou sont moins actives dans les lacs avec des truites, rendant difficile leur détection. Les larves de salamandres sont significativement plus petites dans les lacs avec truites, ce qui n'est pas le cas des larves d'anoures. Cela peut être expliqué par le fait que, contrairement aux larves de grenouilles, les larves de

salamandre se nourrissent d'invertébrés benthiques et entrent donc en compétition directe avec les TAEC.

3.3.2 Impact des truites déversées en rivière

La plupart des études se focalisent sur les effets possibles de l'introduction de salmonidés sur l'ichtyofaune peuplant les rivières (Vincent, 1987, Petrosky & Bjornn, 1988, Meyer et al., 2012, Pearsons & Temple, 2007 et 2010 et Kubin et al., 2018). Une étude aborde également les déséquilibres du cycle géochimique normal d'une rivière engendré par une surabondance de salmonidés introduits dans le cours d'eau (Eby et al., 2006).

Impact sur les poissons autochtones

Les études concernent généralement un seul type de poisson. Pour les salmonidés sauvages présents dans la rivière, Vincent (1987) observe une diminution des effectifs des populations de ces salmonidés suite aux empoissonnements de TAEC domestiques. Ces diminutions varient en amplitude en fonction de l'âge des poissons, de la rivière et de l'espèce de salmonidé. Après quelques années sans empoissonnements, cette étude note une augmentation du nombre de salmonidés sauvages.

Cependant, d'autres auteurs (Meyer et al., 2012) observent le contraire. Selon ceux-ci, la présence de TAEC de pisciculture dans la rivière n'a aucun effet sur les effectifs des populations de salmonidés sauvages. Cette absence d'impact serait due à la faible compétition exercée par les truites domestiques. En effet, le taux d'acide lactique dans les muscles des TAEC d'empoissonnement est en général plus élevé que chez leurs homologues sauvages, témoignant d'une moindre résistance à l'effort. Cette moindre résistance à l'effort est également mise en évidence par Winz (1986). Généralement les poissons introduits se dirigent vers l'aval (en moyenne après 30 jours 100 mètres de linéaire de rivière parcourus et, après une longue période, rarement plus de 1000 mètres) et ont un faible taux de survie qui est également une conséquence de leur comportement « inadapté » : ils sont généralement plus agressifs, utilisent moins leur énergie pour se trouver dans les meilleurs postes de nourrissage, se nourrissent moins, et sont moins prudents face aux prédateurs (Meyer et al., 2012). Pour Meyer et al. (2012), l'article de Vincent (1987) qui fait mention d'une diminution des populations de truites sauvages suite à l'introduction de TAEC se trompe sur la cause de cette diminution qu'il assimile aux empoissonnements. Selon eux, c'est l'effort de pêche qui aurait impacté négativement les effectifs des poissons autochtones. Ce qui expliquerait pourquoi seules

les grandes classes de taille de poissons ont été négativement impactées. Une autre observation qui conforte l'hypothèse des auteurs est l'absence de changement dans les statistiques vitales (croissance et recrutement) des truites sauvages durant les repeuplements (peut-être l'effet aurait été différent avec des densités de poissons plus élevées).

Ces aspects sont corroborés par Naman & Sharpe (2011) qui observent une faible prédation des TAEC de pisciculture sur les salmonidés sauvages. Selon, Petrosky & Bjornn (1988), l'introduction des TAEC de pisciculture n'influence pas les populations de salmonidés sauvages pour autant que les densités déversées ne soient pas trop importantes.

Par contre, il est possible que des effets cumulatifs créent des nuisances pour les populations de poissons sauvages à long terme. Pearsons & Temple (2007) notent qu'après cinq ans de pratiques d'empoissonnements, aucun changement n'a été observé sur certaines rivières. Par contre, après neuf ans d'empoissonnements consécutifs, un impact négatif est observé sur les populations de poissons sauvages, qui voient leurs effectifs diminuer (Pearsons et Temple, 2010).

Même si, pour Meyer et al., (2012), les poissons issus d'empoissonnement ne représentent pas une menace d'un point de vue de la prédation ou de la compétition alimentaire, ils peuvent poser des problèmes au niveau génétique. En effet, des cas de reproduction entre poissons sauvages et de pisciculture ont déjà été observés, créant une descendance moins adaptée aux conditions environnementales.

Il existe tout de même des études portant sur d'autres poissons, notamment du genre *Cottus* ; les chabots. Les seuls chabots présents en Wallonie sont *Cottus perifretum* et *Cottus Rhenanus* qui sont toutes deux des espèces prioritaires Natura 2000. Selon Kubin et al. (2018), l'introduction de salmonidés (ici la truite fario) impacte négativement toutes les classes d'âge (en particulier les juvéniles) de chabots de Sibérie, vraisemblablement via la compétition alimentaire et la prédation. Selon eux, cet effet est encore plus important après des fortes crues.

Effet sur le cycle géochimique de la rivière

D'après Simon & Townsend (2003) et Eby et al. (2006), la surabondance de prédateurs au sein d'une rivière peut altérer le comportement des macro-invertébrés. Ces derniers ont alors plus tendance à rester sous les pierres pour se cacher. De ce fait le périphyton (couche algale, bactérienne, fongique et de détritus à la surface d'un substrat) présent à la surface des enrochements ne serait plus consommé en

suffisance et proliférerait. Cette prolifération induirait un excès du prélèvement des nitrates présents dans l'eau par les organismes du périphyton.

Il est également possible, lorsque de grandes quantités de poissons sont introduites dans le milieu, d'induire des déséquilibres dans les concentrations de certains éléments présents dans l'eau, et notamment dans les concentrations en oxygène. Ces déséquilibres seraient causés par l'apport conséquent de matière organique fermentescible (nécromasse des poissons introduits qui ne s'adaptent pas et meurent) (Eby et al., 2006).

4 Matériel et méthodes

"Quels sont les effets de la prédation de la TAEC sur la faune aquatique d'un ruisseau ardennais, en particulier sur les espèces qui bénéficient d'un statut de protection par le législateur wallon (Loi sur la conservation de la nature du 12 juillet 1973 et directive Faune Flore Habitats 92/43/CEE)" ? Telle est la question de recherche qui nous occupe.

Afin d'y répondre, nous avons étudié en parallèle quatre aspects sur des TAEC domestiques introduites avec une densité similaire à celle d'une société de pêche dans un ruisseau ardennais.

1. Relevé du contenu des estomacs des TAEC domestiques introduites dans le ruisseau, analysé avec une approche taxonomique et génétique ;
2. Suivi de l'évolution du poids des TAEC avant et après avoir séjourné dans le ruisseau ;
3. Examen du comportement alimentaire des TAEC domestiques par rapport aux truites fario face à des appâts naturels versus artificiels ;
4. Étude de la survie des TAEC à moyen terme dans le ruisseau.

Une ligne du temps (figure 3) a été établie pour permettre la bonne appréhension du programme des différentes manipulations. Une table reprenant les mêmes informations est également disponible en annexe (annexe B).

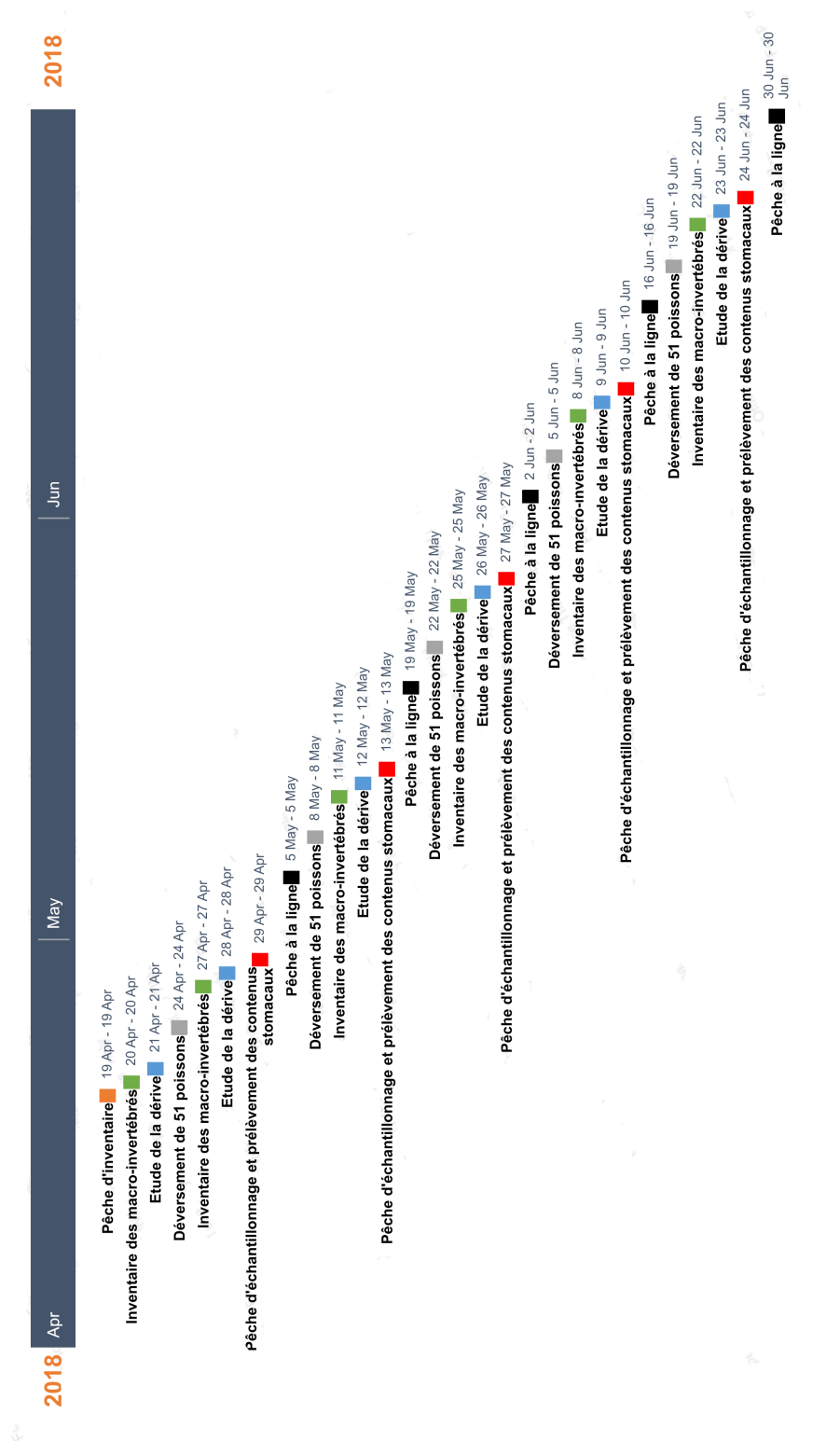


FIGURE 3 – Ligne du temps reprenant les différentes manipulations effectuées sur le terrain

4.1 Caractérisation du milieu

La zone d'étude se situe sur l'Aisne à Erezée, au niveau du Conservatoire du Saumon Mosan (province de Luxembourg, Belgique). La source du ruisseau est située sur le Plateau des Tailles à une altitude de 611 mètres. L'Aisne finit par se jeter dans l'Ourthe à Bomal-sur-Ourthe à une altitude 130 mètres (WalOnMap). La partie de la rivière étudiée mesure 431 mètres pour une largeur de cinq mètres en moyenne.

4.1.1 Pente, température et débit

La pente du cours d'eau a été estimée à l'aide de l'outil "profil altimétrique" de WalOnMap ([www.http://geoportail.wallonie.be/](http://geoportail.wallonie.be/)) afin de déterminer dans quel type de zone piscicole la masse d'eau se trouve selon la classification de Huet (Huet, 1949). Le débit, ainsi que la température ont été mesurées à la station Aqualim de Erezée, mise en place par le service public de Wallonie.

4.1.2 Identification et quantification de l'ichtyofaune du milieu

Une pêche d'inventaire a été réalisée le 19 avril 2018 par des agents du service de la pêche et de la Direction de la Nature et de l'Eau du Service Public de Wallonie Agriculture, Ressources naturelles et Environnement (SPW ARNE) afin de connaître les espèces de poissons présentes sur le site, leur abondance et leur taille. La pêche électrique s'est déroulée de la manière suivante. Trois pêcheurs orientés face au courant de la rivière ont plongé une anode dans l'eau, générant un courant électrique. Ce courant électrique est créé à partir d'un générateur se situant sur la rive. Il provoque un arrêt des mouvements volontaires du poisson (anesthésie motrice). A certaines valeurs d'intensité, le courant électrique peut également provoquer une nage forcée des poissons vers les électrodes (électrotaxie). Les poissons attirés par l'anode sont alors dirigés vers une seconde ligne de pêcheurs tous équipés d'une épuisette, ils sont situés en aval des premiers pêcheurs. Tous les pêcheurs progressent ainsi de l'aval vers l'amont. Le matériel utilisé est le suivant : Dream électronique Héron 2007 - 345 V - .45 kVA - DC, équipé de deux anodes circulaires d'un diamètre de 35cm, quatre épuisettes à mailles de 5 x 5 mm.

Chaque poisson pêché est transféré vers une station temporaire de biométrie située sur la rive. Dans cette station, les poissons sont mesurés à l'aide d'un mètre et pesés à l'aide d'une balance Ohaus Defender série 5000 avant d'être remis à l'eau

dans le secteur où ils ont été pêchés. La pêche électrique a couvert deux fois les 431 mètres du ruisseau étudié. Le deuxième passage a été effectué afin de capturer une partie des poissons qui ont échappé aux pêcheurs lors du premier passage.

4.1.3 Identification et quantification des macro-invertébrés benthiques présents dans le milieu

Préalablement, le site d'étude a été découpé en différents micro-habitats définis en termes de substrat-vitesse. Le substrat a été déterminé visuellement suivant une grille (Institut français de l'éducation, 1999) reprise dans l'annexe B.7. La vitesse du courant (m/s) a été mesurée à l'aide d'un courantomètre de la marque OTT (OTT HydroMet Group), Modèle MF pro, avec capteur à induction magnétique (S/N : 337394) et dispositif de commande (S/N : 336589) (France, Aix-En-Provence). Chaque combinaison de substrat vitesse existante est reprise dans l'annexe B.7. Ces combinaisons ont été inventoriées et leurs surfaces ont été déterminées en relevant les limites entre les micro-habitats avec un GPS Leica Base RTK Smart Rover Station Set. Les points relevés sur le terrain ont ensuite été exportés dans un système d'information géographique (ici QGIS Desktop 3.0.1). Sur QGIS des polygones ont été tracés pour délimiter les micro-habitats; la surface a été établie via l'outil "calculatrice de champs".

Un inventaire des macro-invertébrés a été réalisé pour chaque combinaison substrat-vitesse. Ces inventaires se basent sur des relevés effectués au sein de chaque micro-habitats identifiés. La position du relevé au sein d'un micro-habitat est aléatoire. Le micro-habitat dominant en termes de superficie a été divisé en trois parties qui ont chacune été relevées trois fois. Cette manipulation a été répétée toutes les deux semaines pendant la durée de l'expérience afin de rendre compte de la variabilité temporelle potentiellement importante de l'abondance des taxons dans le ruisseau. Cette variation est due aux émergences massives et aux pontes/éclosions des invertébrés benthiques. La surface d'inventaire d'un relevé est de 0,05 m². Les animaux ont été capturés à l'aide d'une épuisette de type « surber » (figure 4). La capture se déroule comme suit : le substrat présent dans le cadre de l'épuisette est gratté, en prenant le soin de décrocher les éventuels insectes pouvant rester accrochés (ex : Trichoptères) sur le substrat. Ensuite un tri est effectué dans le contenu de l'épuisette pour isoler les invertébrés et les conserver dans de l'alcool 98% en vue de leur identification ultérieure en laboratoire.

Pour l'identification elle-même, les invertébrés ont d'abord été rincés à l'eau puis mis en suspension dans une boîte de Petri. Leur assignation à une famille

taxonomique a été possible en les observant au binoculaire (marque : American optical Forty ; modèle : 41 THRU 48 ; New-York, U.S.A.) et en suivant les critères de clés de détermination (Tachet et al., 2010). Les invertébrés ont enfin été mesurés (à l'aide d'un mètre) et comptés. Des graphes ont été dressés (via Microsoft Excel, 2010), reprenant l'abondance des proies benthiques dans le ruisseau à un temps donné. Ces graphes permettent de rendre compte visuellement de la variation du nombre d'invertébrés dans le cours d'eau en fonction de la date.

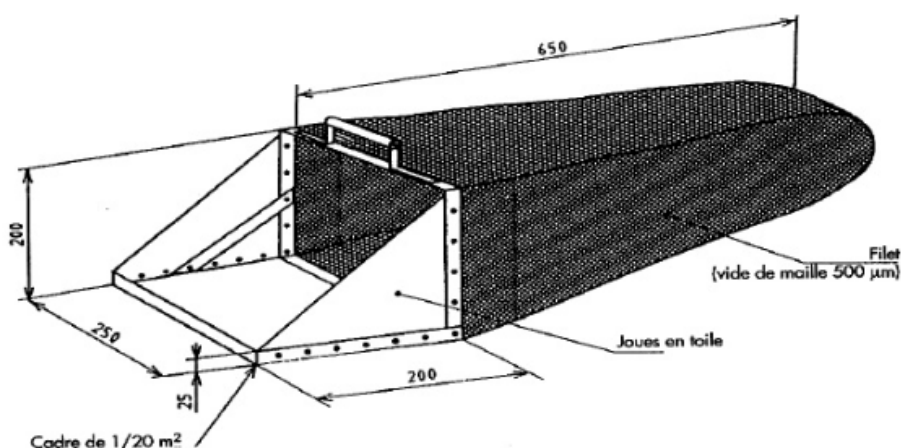


FIGURE 4 – Épuisette de type surber (Merlet, 2009)

La connaissance du nombre d'invertébrés présents dans la surface du cadre de l'épuisette surber permet d'évaluer leur densité au mètre carré et via cette densité, le nombre total d'invertébrés présents dans le cours d'eau.

4.1.4 Identification et quantification des animaux présents dans la dérive

Le terme "dérive" désigne ici l'ensemble des animaux dérivant au gré du courant dont se nourrissent certains poissons, et notamment les truites. Les mesures visant à caractériser qualitativement et quantitativement cette dérive ont été effectuées la veille des pêches électriques d'échantillonnage des TAEC pour ne pas perturber leur comportement de prédation. En effet, si ces deux manipulations étaient effectuées le même jour, les mouvements liés à la capture des animalcules auraient pu perturber les TAEC. Cette mesure rend bien compte de l'abondance des proies présentes dans la dérive le jour des pêches d'échantillonnage, puisque moins de 24h se sont déroulées entre les deux manipulations (figure 3).

La mesure a été effectuée au milieu de la zone d'étude selon le mode opératoire suivant : de 1h30 avant le lever du soleil (4h30 à 5h30 selon la date), jusqu'à 1h30 après le coucher du soleil (22h à 22h30 selon la date), un filet a été plongé toutes les heures et demi pendant 10 minutes dans l'eau. Selon les journées, un total de 12 à 13 mesures ont été possibles. Il est important de prendre des mesures tout au long de la journée afin de tenir compte de la différence d'activité des animaux en fonction de la température, de la luminosité,... Certains insectes ont une présence très hétérogène au cours de la journée dans la dérive. Par exemple, les Ephéméroptères émergent préférentiellement à la tombée de la nuit (Brittain, 1982).

Le dispositif expérimental était composé d'un filet de 8 mètres sur 1,3 mètres à maille de 1 mm (pour éviter d'offrir trop de résistance au courant tout en capturant la plupart des animaux) (figure 5) qui, tendu perpendiculairement au sens du courant, était traversé par l'entièreté du ruisseau. Il était ancré au niveau du fond du ruisseau à l'aide d'une pièce de tissu empli de rochers. Les animalicules dérivants furent plaqués sur le filet grâce au courant. Après les dix minutes d'immersion, le filet était relevé et les insectes récoltés et insérés dans des tubes à essai contenant de l'alcool en vue d'être identifiés ultérieurement en laboratoire. Les invertébrés aquatiques ont été identifiés à l'aide de clés spécifiques (Tachet et al., 2010) tandis qu'une méthode similaire a été appliquée aux invertébrés terrestres, à la différence près qu'il ne s'agit pas des mêmes clés de détermination (Chinery, 1986 et Borret et al, 1989). Les invertébrés ont également été comptés et mesurés (à l'aide d'un mètre). Enfin, des graphes, reprenant l'abondance des proies dans le ruisseau à un temps donné ont été dressés (via Microsoft Excel, 2010). Ces graphes permettent de rendre compte visuellement de la variation du nombre d'invertébrés dans la dérive en fonction de la date mais également en fonction de l'heure.

4.2 Empoisonnement des truites arc-en-ciel

Pour que l'expérimentation représente au mieux la réalité, les empoisonnements ont été réalisés comme le font les sociétés de pêche en Wallonie (280 kg/ha/an). Les statistiques d'empoisonnement proviennent de la société de pêche APPEN de Couvin sur l'Eau Noire (Croisier, 2015). En tenant compte de ces données, il a été décidé de réaliser un empoisonnement d'environ 250 kg/ha.an de TAEC de taille pêchable. 51 TAEC ont donc été déversées (voir développement au point 4.2.2) toutes les deux semaines entre début avril et mi-juin, tous les mardis précédents le dimanche de la pêche d'échantillonnage. Les déversements ont été réalisés à trois endroits situés respectivement à l'extrémité amont de chaque secteur d'empoison-



FIGURE 5 – Dispositif de mesure permettant de récolter les invertébrés de la dérive

nement (figure en annexe B.1). En général, les sociétés de pêche n’empoissonnent plus à partir du premier juillet car les températures sont alors peu propices à la survie du poisson. Tous les poissons déversés ont été marqués à l’aide d’une marque magnétique PIT tag (Passive Integrated Transponder) qui permet à tout moment de les identifier individuellement afin de savoir de quel lot d’empoissonnement ils proviennent (date et lieu d’empoissonnement).

4.2.1 Marquage

Le marquage individuel des TAEC a été réalisé, le jour de chaque empoissonnement, par le personnel du CoSMos de la manière suivante : les TAEC ont été anesthésiées à l’aide de phénoxyéthanol à une concentration de 0,5 mL/L. Elles ont ensuite été pesées au gramme près à l’aide d’une balance électrique et mesurées au demi centimètre près (depuis le bout de la mâchoire supérieure, jusqu’à l’extrémité caudale) à l’aide d’un mètre. Une fois ces données encodées, les poissons se sont vus injecter un PIT tag de 12 mm (marque : Biolog-ID ; modèle : FDX - B ; Bernay, France) qui porte un numéro unique. Cette injection a été effectuée latéralement, afin de ne percer aucun organe vital, à l’aide de pistolets spécifiques. Elle se pratique dans la cavité abdominale, entre les nageoires pelviennes, comme illustré à la figure 6. Une fois cette opération terminée, les TAEC ont été placées dans un bac de réveil contenant de l’eau fraîche et bien oxygénée. Aucune mortalité n’a été renseignée suite à ces marquages.



FIGURE 6 – Injection d'un PIT tag dans la cavité abdominale d'une TAEC anesthésiée

4.2.2 Quantités déversées

Sur l'Aisne au niveau d'Erezée, la largeur de la rivière est d'environ cinq mètres. Pour une longueur de 431 mètres, la surface obtenue mesurait près de 0,22 ha. Cela donnait donc, pour une densité de déversement de 250kg/ha, 63 kg de poissons à déverser sur l'ensemble de la durée expérimentale (saison de pêche de la plupart des sociétés de pêche). Les poissons qui ont été déversés étaient des TAEC de taille « portion » qui pesaient environ 250 - 300 g. Pour 63 kg de biomasse, cela fait 250 poissons à déverser. Étant donné que cinq empoissonnements ont été planifiés, 51 truites (soit 13 kg) ont été déversées à chaque empoissonnement. 17 truites ont été déversées par secteur d'empoissonnement (annexe B.1). Les salmonidés ont été introduits à la limite amont de chaque secteur étant donné leur propension à dévaler (Meyer et al., 2012). Les truites n'ont plus reçu de nourriture les deux jours précédents leur marquage et leur déversement dans l'Aisne. Il s'agissait d'une part de reproduire les conditions habituelles d'empoissonnement telles que les sociétés de pêche les pratiquent mais également de diminuer la consommation d'oxygène des poissons durant leur transport et donc d'augmenter le taux de survie.

Une autre expérimentation a consisté à étudier la survie des TAEC à moyen

terme dans le ruisseau : 42 TAEC ont été déversées le 3 juillet 2018. A compter de cette date, plus aucune TAEC n'a été prélevée jusqu'au 6 octobre 2018. Ce jour là, une pêche électrique, reprenant les mêmes modalités que la pêche "d'échantillonnage" (point 4.2.3), a été mise en oeuvre afin de capturer l'entièreté des TAEC déversées. La pêche a débuté 1,6 km en aval de la zone d'étude et s'est clôturée 150 mètres en amont de celle-ci afin de capturer les éventuels poissons qui auraient quitté la zone. Les distances (1,6 km et 150 mètres) ont été fixées suite à une pêche électrique menée hors de la zone d'étude le premier juillet 2018. Elle avait pour but d'observer le mouvement des TAEC déversées dans le ruisseau et plus précisément la limite de leurs déplacements afin de fixer le lieu de départ de la pêche électrique du 6 octobre. La pêche du premier juillet a été effectuée en amont et en aval de la zone étudiée. A partir de 150 mètres parcourus en pêche électrique sans retrouver de TAEC marquée, la pêche s'arrêtait, fixant géographiquement (à l'aide d'un GPS Garmin eTrex10) les limites amont et aval de la pêche du 6 octobre.

Les truites utilisées pour les empoissonnements ont été élevées juste à côté de la zone étudiée, au Conservatoire du Saumon Mosan. Ces poissons ont grandi en étangs creusés dans la terre, alimentés par l'eau non filtrée de l'Aisne. Les bassins ont une forme trapézoïdale et mesurent 50 mètres de long pour un volume d'environ 150 m³. Elles ont été nourries avec des granulés (marque : Alltech Coppens ; modèle : Royal Pigment (6 mm), Nettetal, Allemagne), pratique très utilisée en pisciculture. Cet aliment possède 44% de protéines, 18% de lipides, 8% de cendres et 1,5% de fibres. Le rapport énergie digestible sur énergie brute vaut 0,84. Avant le début des empoissonnements, les poissons ont été transférés dans des bassins extérieurs en PVC de 2 000 L, également alimentés par l'eau de l'Aisne. Ces bassins sont nettement plus petits que les étangs creusés ce qui permet de faciliter leur capture pour le marquage et leur déversement dans la rivière.

4.2.3 Prélèvement, mise à mort et analyse des TAEC

Dans le but de comprendre la prédation des TAEC de pisciculture en rivière et leur impact sur la faune aquatique, le contenu stomacal des TAEC a été prélevé et étudié. La première étape de cette manipulation a été de capturer une partie des truites arc-en-ciel déversées antérieurement dans l'Aisne. Pour ce faire, un agent du Service de la Pêche munit d'un groupe portable de pêche à l'électricité de la marque DEKA (Allemagne) a prospecté chaque secteur de la rivière pour attraper des TAEC marquées. Une anode était incorporée à une époussette et une cathode se trouvait dans l'eau derrière le pêcheur. Le pêcheur provoquait un champ électrique en créant une différence de potentiel (300 à 600 V). Les poissons paralysés/attirés

par l'anode se sont dirigés vers l'épuisette ou y ont été entraînés à cause du courant d'eau (la pêche se réalise d'aval en amont). Ce système était alimenté par une batterie qui se trouvait sur le dos du pêcheur. Les TAEC furent prélevées le dimanche suivant leur empoissonnement soit après avoir passé 5 jours dans le ruisseau, le but étant d'imiter la pratique de la plupart des sociétés de pêche en Wallonie. Afin de se rapprocher le plus possible d'une situation réelle, un seuil maximal de 60% des poissons déversés a été prélevé par pêche électrique, soit 33 TAEC. Il en restait donc pour la suite de l'expérience (point 4.4) et pour observer l'évolution des TAEC à moyen terme.

Une fois les poissons capturés, ils ont été mis à mort par un agent du Service de la Pêche par rupture de la colonne vertébrale. Ils ont été identifiés à l'aide d'un lecteur de PIT tag (marque : Biolog-ID ; modèle : RS-100 ; Bernay, France), mesurés au demi centimètre près à l'aide d'un mètre et pesés au gramme près à l'aide d'une balance de précision (marque : KERN ; modèle : PBS/PBJ ; Allemagne).

Plusieurs analyses ont été effectuées via les mesures de poids et longueur des poissons. La première analyse consiste à observer la différence de masse des poissons entre le moment du déversement et le jour de recapture en fonction du temps de séjour des TAEC dans le ruisseau mais également en fonction du mode de recapture (pêche électrique ou pêche à la ligne). La seconde analyse fait appel au coefficient de condition de Fulton K qui se calcule à l'aide des poids et des longueurs des TAEC, à l'aide de la formule suivante :

$$K = \frac{P}{L^3} \times 100 \quad (1)$$

- K = Coefficient de condition de Fulton
- P = Masse de la TAEC [g]
- L = Longueur de la TAEC [cm]

Le coefficient de condition donne une information sur l'embonpoint des TAEC. Dans le cadre de cette étude le coefficient K moyen des TAEC déversées sera comparé au coefficient des TAEC lors de leur recapture, pour différents temps de séjour dans le ruisseau.

Les données ainsi récoltées ont été soumises à différents test statistiques. Pour observer l'effet du temps de séjour sur la perte relative de masse des TAEC, une régression linéaire a été effectuée avec le programme Microsoft Excel 2010. Le caractère normal de leur perte de masse a été vérifié à l'aide du test de Shapiro-Wilk, effectué sur le programme Rx64 3.5.3 (version du 11/03/2019 - "Great Truth").

Pour observer les différences de perte de masse moyenne entre les TAEC capturées par pêche à la ligne et les TAEC capturées par pêche électrique, nous avons d'abord vérifié le caractère normal de la distribution des données via un QQ-plot, puis réalisé un test d'égalité des moyennes de Welch (niveau de confiance de 95%). Enfin, l'effet du temps de séjour sur le coefficient de Fulton a été testé via une ANOVA et un test croisé d'égalité des moyennes de Tuckey (niveau de confiance de 95%). Le caractère normal de la distribution des données a également été vérifié avec un QQ-plot. Ces analyses statistiques ont été réalisées avec le programme Rx64 3.5.3 (version du 11/03/2019 - "Great Truth") et une régression linéaire a également été effectuée avec le programme Microsoft Excel 2010 afin de prédire l'évolution du coefficient de Fulton en fonction du temps de séjour dans l'eau.

4.3 Analyse du contenu stomacal des poissons déversés

4.3.1 Descriptif

Approche visuelle, taxonomique et pondérale

Le contenu stomacal a été prélevé depuis l'oesophage jusqu'à la hanse du pilore. Le prélèvement a été pesé (au centième de gramme près) à l'aide d'une balance de précision (marque : KERN ; modèle : PBS/PBJ ; Allemagne) et conservé dans de l'alcool à 98% afin d'éviter la dégradation de l'échantillon.

Le poids du contenu stomacal a été rapporté à la masse de la TAEC lors de sa recapture dans le but d'effectuer deux analyses.

La première a pour but de comparer la prise alimentaire des TAEC en termes de masse à des références (Laird et Needham, 1988) afin de voir si les TAEC s'alimentent correctement quantitativement.

La seconde analyse cherche à mettre en évidence, ou non, un effet du mode de capture ou de temps sur la masse relative des contenus stomacaux. Pour cette seconde analyse, deux tests statistiques ont été effectués.

Le premier test a été effectué afin de mettre en évidence un effet temporel sur le poids des contenus stomacaux rapportés à la masse des truites par une régression linéaire avec le programme Microsoft Excel 2010. Le deuxième test statistique a été effectué afin de mettre en évidence un effet du mode de capture sur la masse du contenu stomacal des poissons. Après vérification du caractère normal de la distribution des données via un QQ-plot, il s'est avéré que la distribution n'était pas normale. Un test non paramétrique a donc été effectué pour comparer les médianes et mettre en évidence l'influence du mode de capture sur la masse des contenus stomacaux. Il s'agit du test de Kruskal et Wallis (niveau de confiance de 95%),

effectué avec le programme Rx64 3.5.3 (version du 11/03/2019 - "Great Truth").

Au niveau de l'analyse taxonomique du contenu stomacal, une première approche visuelle a été employée afin de déterminer, mesurer (à l'aide d'un mètre) et compter les différentes familles d'invertébrés consommées par les truites. La détermination a pu être effectuée au binoculaire (marque : American optical Forty ; modèle : 41 THRU 48 ; New-York, U.S.A.) à l'aide de clés (Chinery, 1986 ; Borror et al., 1989 ; Tachet et al., 2010).

Approche génétique

Pour vérifier l'approche taxonomique et d'identifier la présence de taxons qui auraient pu passer inaperçus pour cause de digestion trop avancée, une approche génétique a également été mise en oeuvre. Contrairement à l'approche visuelle qui se voulait quantitative, l'approche génétique ne donne qu'un aperçu qualitatif des proies consommées par l'ensemble des TAEC repêchées. Toutes les analyses génétiques ont été réalisées en sous-traitance par le laboratoire de Génétique de la conservation de l'Université de Liège (Prof. Dr. Michaux et Dr. Pigneur) avec l'aide financière du Service de la Pêche (SPW ARNE).

Les contenus stomacaux ont tous été regroupés et mixés. Trois échantillons du mélange obtenu ont été utilisés afin d'extraire de l'ADN. L'ADN a été extrait à l'aide du kit QIAmp DNA Mini kit (Qiagen) selon les instructions du fabricant. L'extraction s'est faite dans une salle « ADN rare » en surpression et avec un traitement aux UV. Chaque échantillon d'ADN a été amplifié par deux PCR successives, la première comprenant les amorces ciblant un fragment du gène COI et la seconde comprenant des adaptateurs («tags») spécifiques à chaque échantillon. Ces tags permettent d'identifier individuellement chaque échantillon lorsqu'ils sont regroupés avant d'être séquencés.

Une purification et une quantification ont également été effectuées après chaque étape de PCR afin de garantir la qualité du fragment qui sera séquencé et d'en vérifier la concentration. Les purifications d'ADN ont été réalisées grâce à un système de microbilles magnétiques Agencourt AMPure Xp (Beckman Coulter, USA) qui fixent les fragments d'ADN ciblés et éliminent les déchets. La quantification d'ADN s'est faite à l'aide du kit Quant-iT PicoGreen dsDNA Assay (ThermoFisher Scientific, USA) et de l'appareil Filter Max F3 (Molecular Devices, USA). De plus, des contrôles négatifs ont été systématiquement réalisés (eau ultra pure ayant subi un traitement UV ajoutée au mix PCR) traités et séquencés avec les échantillons afin de détecter de potentielles contaminations et éliminer les faux

positifs.

Après les étapes d'amplification, les échantillons ont été « poolés » ensemble de manière équimolaire et amenés par le personnel du laboratoire de génétique de la conservation de l'ULg à la plateforme de séquençage nouvelle génération du GIGA (Groupe Interdisciplinaire de Génoprotéomique Appliquée) de l'Université de Liège où une nouvelle purification et qPCR ont été réalisées avant le séquençage grâce à un séquenceur Illumina MiSeq (Illumina, USA) et un kit MiSeq Reagent Kit V2 (2x150bp) (Illumina, USA).

Les amorces ont été retirées et les séquences ont été filtrées pour ne garder que les séquences dont 90% des bases ont un indice de qualité supérieur à Q30. Le rassemblement des séquences en unités taxonomiques opérationnelles (OTU) a été effectué en utilisant la fonction Cluster-otusdu package "usearch" (Edgar, 2010). Les OTUs restants ont été assignés à leurs unités taxonomiques correspondantes en utilisant la fonction "usearch" couplée à une base de donnée extraite de BOLD (BARCODE OF LIFE DATA SYSTEM).

Pour présenter les résultats, des tables comprenant la moyenne des trois échantillons pour le niveau de confiance et pour le nombre de séquences observées ont été dressés.

4.3.2 Comparaison des contenus stomacaux avec le milieu

Des graphes ont été établis, représentant l'abondance en invertébrés dans le milieu comparée à celle des invertébrés dans les contenus stomacaux. Ceci permet d'observer rapidement la présence ou l'absence de similitudes entre les proies présentes dans le milieu et celles présentes dans les contenus stomacaux. Afin de donner une idée de l'importance de la consommation des truites par rapport aux ressources disponibles, la part de la consommation des invertébrés par une TAEC durant son séjour dans la rivière est calculée, pour un ordre donné, via les formules suivantes, en posant les hypothèses suivantes :

1. La consommation des TAEC augmente linéairement avec le temps de séjour
2. Au moment de l'empoissonnement $C_{i,j} = 0$
3. Les invertébrés retrouvés dans les contenus stomacaux sont représentatifs de l'alimentation d'une TAEC depuis le lever du soleil jusqu'au moment de la pêche électrique (16h). Selon la littérature, il reste plus de 50% d'un aliment ingéré après 15h dans l'estomac pour la TAEC à 15°C (From et Rasmusen, 1984) ; la température de l'Aisne valait en moyenne depuis le 29

avril (première pêche d'échantillonnage) jusqu'au 30 juin 15,1°C. Les contenus stomacaux représentent donc l'alimentation (supposée constante surant la journée) d'une TAEC depuis le lever du soleil jusqu'à 16h. Pour connaître l'alimentation totale journalière il faut appliquer un facteur correctif F_{t_k} , expliqué ci-dessous.

Le calcul de la consommation totale en invertébrés benthiques de l'ordre i par une TAEC j recapturée en t_k durant son temps de séjour dans la rivière peut alors s'écrire :

$$C_{tot_{i,j,t_k}} = \frac{C_{i,j} \times F_{t_k} \times T_{j,t_k}}{2} \quad (2)$$

Avec :

- $C_{tot_{i,j,t_k}}$: Consommation totale de l'ordre i d'une TAEC j repêchée en t_k durant son séjour dans la rivière
- $C_{i,j}$: Nombre d'invertébrés de l'ordre i retrouvés dans le contenu stomacal de la TAEC j capturée au temps t_k
- F_{t_k} : Facteur correctif qui permet de ramener le nombre d'invertébrés de l'ordre i retrouvés dans le contenu stomacal de la TAEC j capturée au temps t_k à une valeur de consommation journalière
- T_{j,t_k} : Temps de séjour de la TAEC j capturée au temps t_k dans le ruisseau

La valeur de F_{t_k} se calcule via l'équation ci dessous :

$$F_{t_k} = \frac{HC_{t_k} - HL_{t_k}}{16h - HL_{t_k}} \quad (3)$$

Avec :

- HL_{t_k} : Heure du lever du soleil au temps t_k
- HC_{t_k} : Heure du coucher du soleil au temps t_k

Les TAEC sont capturées soit le dimanche en pêche électrique (au temps t_k soit en pêche à la ligne au temps t_l . En $t_{k-1,k-8,k-15,\dots}$ des mesures de la dérive ont eu lieu et en $t_{k-2,k-9,k-16,\dots}$ des mesures du nombre d'invertébrés benthiques ont été effectuées. Afin de rendre compte de la variation temporelle des proies dans le milieu, le nombre moyen de proies d'ordre i dans le ruisseau lors du séjour d'une TAEC j capturée en t_k est calculé comme suit :

Pour les proies benthiques :

- Si le temps de séjour de la TAEC j est de 5 ou 11 jours :

$$B_{i,j,t_k} = B_{i,t_k-2} \quad (4)$$

- Si le temps de séjour de la TAEC j est de 19 ou 25 jours :

$$\bar{B}_{i,j,t_k} = \frac{B_{i,t_k-2} + B_{i,t_k-9}}{2} \quad (5)$$

- Si le temps de séjour de la TAEC j est de 33 ou 39 jours :

$$\bar{B}_{i,j,t_k} = \frac{B_{i,t_k-2} + B_{i,t_k-9} + B_{i,t_k-16}}{3} \quad (6)$$

- Et ainsi de suite

Afin de simplifier les équations, les TAEC capturées à la ligne six jours après les TAEC capturées en pêche électrique se voient assigner le même nombre moyen d'invertébrés dans le milieu. Mathématiquement, on pose donc $l = k$, c'est pourquoi les équations sont similaires pour les temps de séjour de 5 et 11 jours, 19 et 25 jours, ... Seuls les inventaires en invertébrés précédant la capture sont pris en compte.

Avec :

- $\bar{B}_{i,j,t_k}$: Nombre moyen d'invertébrés benthiques de l'ordre i présents dans le ruisseau durant le temps de séjour de la TAEC j capturée au temps t_k
- B_{i,t_k-2} : Nombre d'invertébrés benthiques d'ordre i capturés dans le ruisseau au temps t_{k-2}

Les équations suivantes sont obtenues en appliquant un raisonnement similaire pour calculer le nombre moyen d'invertébrés dérivant au gré du courant durant le temps de séjour d'une TAEC j capturée en t_k :

- Si le temps de séjour de la TAEC j est de 5 ou 11 jours :

$$D_{i,j,t_k} = D_{i,t_k-1} \times T_{j,t_k} \quad (7)$$

- Si le temps de séjour de la TAEC j est de 19 ou 25 jours :

$$\bar{D}_{i,j,t_k} = \frac{D_{i,t_k-1} + D_{i,t_k-8}}{2} \times T_{j,t_k} \quad (8)$$

- Si le temps de séjour de la TAEC j est de 33 ou 39 jours :

$$\bar{D}_{i,j,t_k} = \frac{D_{i,t_k-1} + D_{i,t_k-8} + D_{i,t_k-15}}{3} \times T_{j,t_k} \quad (9)$$

- Et ainsi de suite

Avec :

- $\bar{D}_{i,j,t_k}$: Nombre moyen d'invertébrés de l'ordre i dérivant dans le ruisseau durant le temps de séjour de la TAEC j capturée en t_k
- D_{i,t_k} : Nombre d'invertébrés capturés dans la dérive durant une journée au temps t_k

En utilisant les résultats des équations précédentes il est possible de connaître le pourcentage des invertébrés de l'ordre i présent dans le milieu que les TAEC j recapturées au temps t_k consomment en moyenne. Avec k qui, pour rappel, correspond aux différentes dates de pêche :

$$C\%_{j,i,t_k} = \sum_{j=1}^n \frac{1}{n} \left(\frac{C_{tot_{i,j,t_k}}}{\bar{B}_{i,j,t_k} + \bar{D}_{i,j,t_k}} \right) \times 100 \quad (10)$$

Avec :

- $C\%j_{i,t_k}$: Pourcentage moyen d'invertébrés d'ordre i présents dans le milieu consommé par les TAEC capturées au temps t_k
- n : Nombre de TAEC capturées au temps t_k

Enfin, il est possible de calculer le pourcentage moyen d'invertébrés d'ordre i présents dans le milieu consommé par une TAEC :

$$CTAEC_i = \sum_{t_k} \frac{C\%j_{i,t_k}}{N} \quad (11)$$

Avec :

- $CTAEC_i$: Pourcentage moyen d'invertébrés d'ordre i présents dans le milieu consommés par une TAEC
- N : Nombre de dates de capture

Enfin, il suffit de multiplier $CTAEC_i$ par le nombre de TAEC déversées (255) pour obtenir la consommation moyenne en invertébrés de 250 kg/ha de TAEC rapportée à l'abondance des proies disponibles (en pourcentage).

Pour établir les relations entre l'abondance des proies dans le milieu [nombre d'invertébrés/ha] et la prise alimentaire des truites [nombre d'invertébrés], deux analyses statistiques ont été réalisées.

La première analyse se concentre sur l'ordre le plus abondant dans le ruisseau (les Ephéméroptères). Le caractère normal de la distribution des données a été analysé avec un QQ-plot. Ensuite, une ANOVA à un facteur et un test croisé d'égalité de moyenne de Tuckey (niveau de confiance 95%) ont été effectués afin de mettre en évidence l'effet du facteur "quantité d'Ephéméroptères dans le benthos" sur la variable "Ephéméroptères ingérées par les TAEC". Ces opérations ont été réalisées avec le programme Rx64 3.5.3 (version du 11/03/2019 - "Great Truth").

La seconde analyse consiste en plusieurs analyses en composantes principales (ACP), mettant en relation la consommation d'un individu [nombre d'invertébrés] avec l'abondance des proies présentes dans le ruisseau [nombre d'invertébrés/ha] les jours précédents sa capture. Puisqu'il s'agit de données de comptage, la transformation Hellinger a été appliquée sur les données pour toutes les ACP, comme spécifié dans la littérature (Legendre & Gallagher, 2001).

Le programme Rx64 3.5.3 (version du 11/03/2019 - "Great Truth") a été utilisé pour effectuer les ACP. Une analyse en composantes principales reçoit comme entrée une matrice, dont les lignes représentent les individus et les colonnes les variables.

Les poissons sont ici les individus et les variables sont les ordres d'invertébrés pré-

sents tant dans le ruisseau (au niveau du benthos ou de la dérive) que dans les contenus stomacaux. L'analyse en composantes principales permet d'observer si des corrélations sont présentes entre les variables "proies disponibles" et les variables "proies consommées".

Une ACP supplémentaire a été réalisée de manière similaire pour identifier des corrélations entre la taille des proies consommées et les différentes tailles de proies disponibles dans le milieu. Enfin, une dernière ACP a été réalisée sur les deux ordres qui avaient une phase aquatique et une phase terrestre bien marquées dans les relevés (Trichoptères et Ephéméroptères). Le but était de mettre en exergue la présence ou l'absence de préférences alimentaires des truites arc-en-ciel, selon le stade de développement de l'insecte en différenciant les stades larvaires benthiques des stades adultes présents dans la dérive.

4.4 Différence de comportement alimentaire entre truite fario sauvage et TAEC de pisciculture en ruisseau

Cette expérience a pour but de mettre en évidence le caractère possiblement aberrant du comportement alimentaire des truites élevées en pisciculture par rapport aux poissons sauvages. Elle se base sur une différence d'esche (appât).

L'hypothèse est la suivante : les poissons de pisciculture devraient consommer tout type d'appâts, en ce compris des esches artificielles qui ne devraient pas éveiller leur appétit. Les truites inféodées à la rivière, devraient uniquement consommer des esches naturelles. L'esche naturelle utilisée fut le ver de terre de type "moyen" (*Dendrobaena sp.*) disponible en magasin de pêche ("Chez Thierry"). Les vers ont toujours été achetés au même magasin de pêche afin de garder une certaine constance dans les tailles, qualités, etc.

L'appât dit "aberrant" fût la pâte à truite pailletée couleur "bleu néon" (Berkley, Glitter néon bleu) achetée au même magasin de pêche que les vers de terre. Les pâtes à truites sont régulièrement utilisées en étang de pêche, pour pêcher des TAEC de pisciculture.

Esche mis à part, le matériel de pêche utilisé a été le plus similaire possible. Le bas de ligne était composé de nylon 20 centièmes, avec un hameçon de taille 8 dont l'ardillon a été écrasé pour remettre les poissons sauvages à l'eau dans les meilleures conditions. Les flotteurs étaient également identiques (2 grammes) avec une plombée compacte.

Pour éviter un effet induit par la dextérité des pêcheurs et la qualité des postes, chaque pêcheur (deux) a pêché chaque secteur avec chaque esche, par sessions

d'1h30. Enfin, dans le but d'éviter un effet temporel (avec des poissons plus actifs à certaines heures), les deux pêcheurs pêchaient simultanément, l'un avec les vers, l'autre à l'aide de pâte.

En termes d'effectifs, les prélèvements avaient pour but de simuler une pression de pêche typique d'une société de pêche. Nous avons choisi de simuler la pression de pêche de quatre pêcheurs "moyen" (deux sorties de trois heures avec un prélèvement de cinq truites par pêcheur et par jour, soit le maximum légal autorisé en termes de prélèvement des truites). Il ressort de cette pression de pêche un prélèvement objectif de 40 TAEC par quinzaine type soit 80% des effectifs déversés toutes les deux semaines. Comme 60% des TAEC sont déjà prélevées par pêche électrique, la pêche à la ligne, qui a lieu six jours après la pêche électrique à comme prélèvement objectif 20% des TAEC déversées par quinzaine soit 10 TAEC. En tenant compte de la mortalité de certains poissons, de la fuite d'autres poissons en dehors du secteur et des prélèvements, il devrait rester un faible nombre de truites à la fin de chaque quinzaine type.

5 Résultats

5.1 Caractérisation du milieu

5.1.1 Pente, température et débit

Il ressort de la figure 7 que sur les 431 mètres de la zone étudiée, l'altitude passe de 246 mètres à 241 mètres. Cela équivaut à une pente de 1,16%. Cette pente est plus faible que la pente moyenne de l'Aisne qui vaut 1,3%. Un profil altimétrique global de l'Aisne aux alentours de la zone d'étude est disponible en annexe C.2. Selon la classification de Huet (1949), la zone piscicole étudiée est, dès lors, une zone à truite. La superficie du bassin versant de l'Aisne est de 67,39 km² (SPW, 2019).

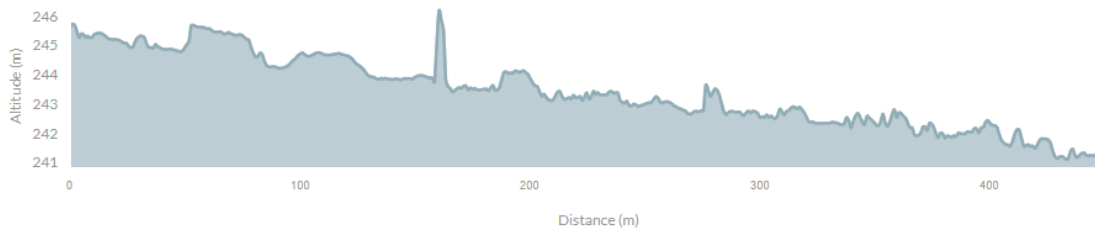


FIGURE 7 – Profil altimétrique de l'Aisne à Erezée

Débit et température

Selon le SPW (2019), le débit moyen de l'Aisne à Erezée est de 1,176 m³/s, avec des grandes variations en fonction de la pluviométrie. Le débit maximal enregistré à la station de mesure depuis 1998 est de 21,854 m³/s ; le débit minimal quant à lui atteint 0,037 m³/s. Durant la période étudiée, depuis la pêche d'inventaire (19 avril 2018), jusqu'à la dernière pêche à la ligne (30 juin 2018), le débit valait en moyenne 0,29 m³/s avec un minimum de 0,08 m³/s et un maximum de 2,39 m³/s (figure 8). Durant la seconde partie de l'expérience visant à observer la survie à moyen terme des TAEC dans le ruisseau (du 3 juillet 2018 au 6 octobre 2018), le débit moyen mesuré était de 0,083 m³/s, avec un maximum de 1,32 m³/s et un minimum de 0,037 m³/s (soit le débit le plus bas jamais mesuré par la station sur l'Aisne à Erezée) (annexe C.3).

Selon Nicolas Feltz (communication personnelle), durant la période étudiée, depuis la pêche d'inventaire (19 avril 2018) jusqu'à la dernière pêche à la ligne (30 juin 2018), la température valait en moyenne 14,8 °C avec un minimum de 7 °C et un maximum de 20,8 °C (figure 8). Pour la seconde partie de l'étude (03 juillet 2018 au 06 octobre 2018), la température valait en moyenne 15,8 °C avec

un minimum de 7,2 °C et un maximum de 22,5 °C (annexe C.3).

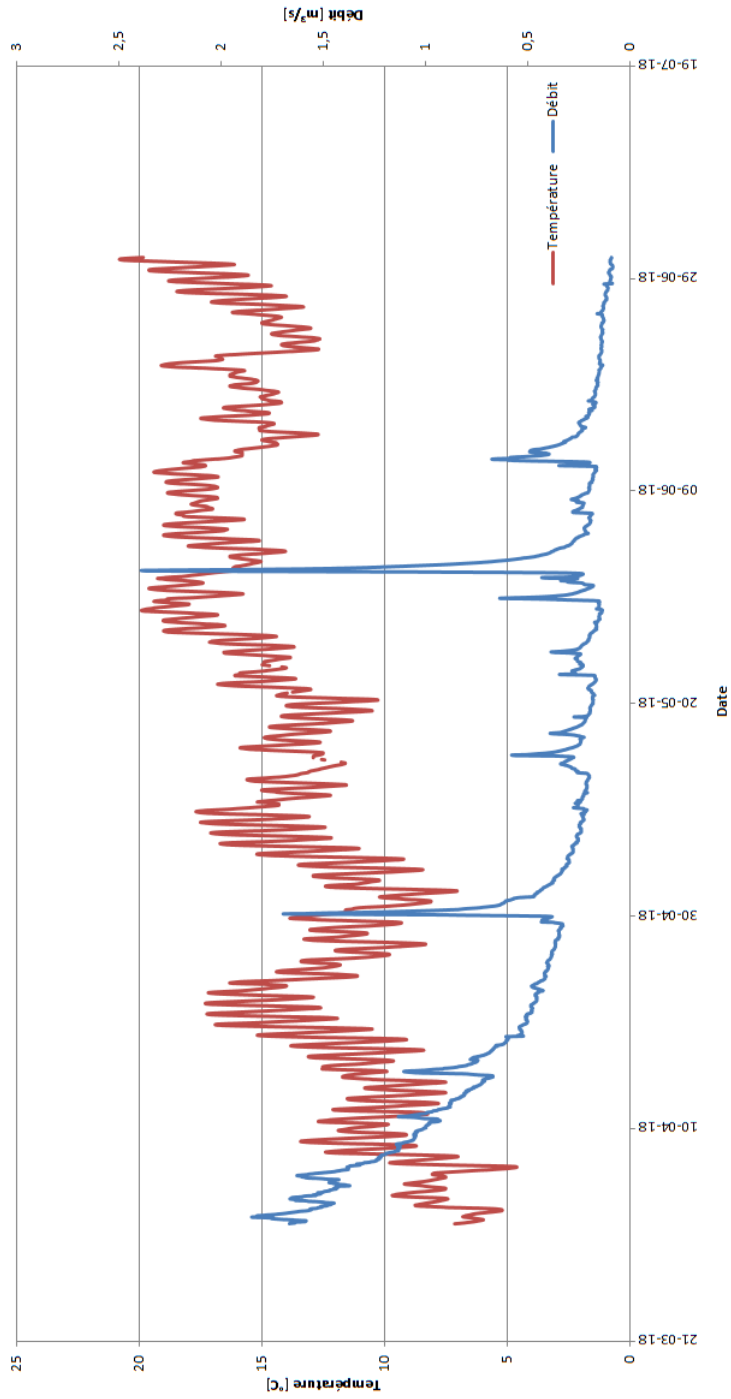


FIGURE 8 – Débit et température de l'Aisne à Erezée du 01/04/2018 au 30/06/2018

5.1.2 Abondance piscicole au sein de la zone d'étude

Comme illustré à la table 2, le ruisseau contient 10 espèces différentes de poissons avec une grande dominance en termes de biomasse de la truite fario (*Salmo trutta fario*) (environ 50 kg/ha). Suivent ensuite la TAEC (*Oncorhynchus mykiss*) (23kg/ha), le chabot (*Cottus sp.*) (9 kg/ha), le saumon atlantique (*Salmo salar*) (9 kg/ha) et le goujon (*Gobio gobio*) (6 kg/ha).

A l'exception du goujon (zone à ombre) et de la TAEC (espèce exotique), ces espèces sont typiques des zones à truite selon la classification de Huet (Huet, 1949). Il est important de noter que, selon la littérature (Page & Burr, 1991, 2011), la TAEC se retrouve, dans son aire naturelle de répartition, en tête de bassin, dans des eaux fraîches et oxygénées des cours d'eau à forte pente, ce qui correspondrait aux zones à truite et à ombre.

TABLE 2 – Effectifs et biométrie des poissons pêchés dans le secteur étudié (Aisne à Erezée). Source : Direction Nature et Eau (DEMNA - SPW ARNE - SPW), 2019

Espèce typiques de la zone	Espèce	Effectifs [nombre/ha]	Biomasse [kg/ha]	Poids moyen [g]	Taille minimale - maximale [cm]
Zone à truite	<i>Cottus sp.</i> (Chabot)	1383	8,89	6,4	4,0 - 10,2
	<i>Salmo trutta fario</i> (Truite fario)	831	51,75	62,3	2,5 - 47,3
	<i>Salmo salar</i> (Saumon atlantique)	631	8,8	13,9	7,5 - 18,0
	<i>Barbatula barbatula</i> (Loche franche)	589	1,2	2,0	4,3 - 11,0
	<i>Lampetra planeri</i> (Lamproie de Planer)	79	0,44	5,6	6,4 - 18,2
	<i>Phoxinus phoxinus</i> (Vairon)	5	0,04	8,0	9,6 - 9,6
Zone à ombre	<i>Gobio gobio</i> (Goujon)	394	6,18	15,7	8,0 - 15,5
	<i>Thymallus thymallus</i> (Ombre commun)	19	0,49	25,8	14,0 - 15,3
	<i>Squalius cephalus</i> (Chevesne)	5	0,16	32,0	15,5 - 15,5
Exotique	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (TAEC)	19	23,02	1211,6	25,8 - 53,0

5.1.3 Répartition des poissons en classes de tailles

En graphiques, seuls sont représentés les poissons dont les effectifs dépassaient 10 individus lors de la pêche d’inventaire.

Les histogrammes de répartition en classes de taille des espèces piscicoles bénéficiant d’un statut de protection (chabot, lamproie de Planer et saumon atlantique) sont présents dans cette section (figures 9, 10 et 11). Les histogrammes de répartition en classes de taille des autres espèces sont présents en annexe (annexes C.4, C.5 et C.6).

La taille des chabots varie de 4 à 10,2 cm (figure 9 et table 2) avec une majorité d’individus mesurant 6 cm. La taille des lamproies varie entre 6,4 et 18,2 cm (figure 10 et table 2). Un peu moins de 50% des individus inventoriés mesurent 15 et 16 cm. Concernant les saumons atlantiques, leur taille varie entre 7,5 cm et 18 cm (figure 11 et table 2). 40% des individus mesurent 10 cm.

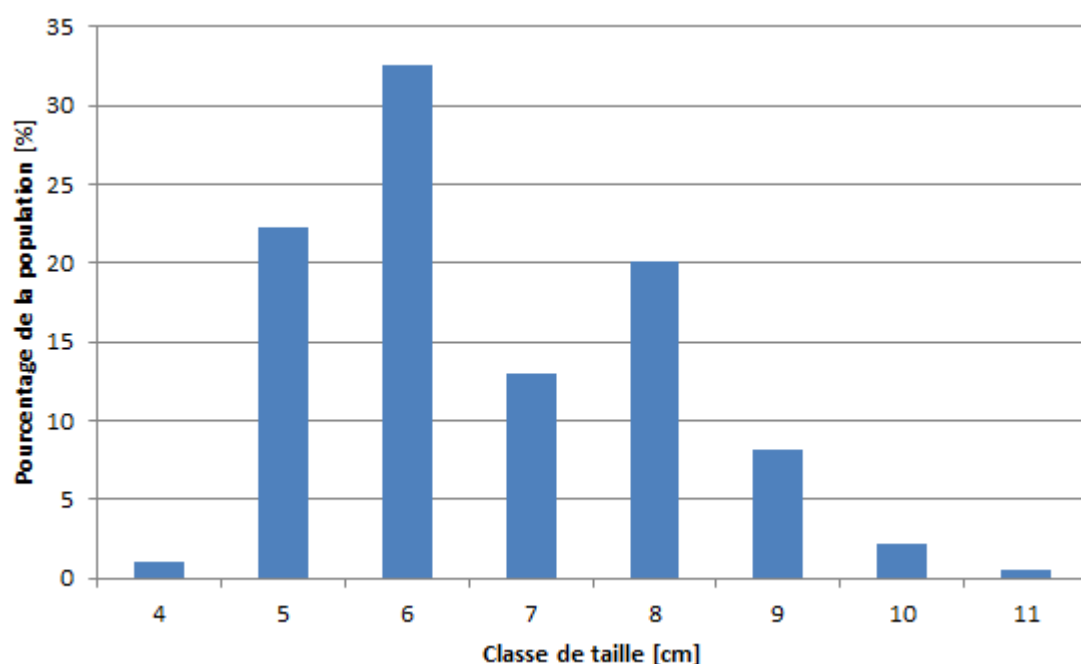


FIGURE 9 – Répartition des chabots échantillonnés en classes de taille (longueur [cm]) lors de la pêche d’inventaire du 19 avril 2018 sur la zone d’étude (Aisne à Erezée)

5.1.4 Abondance des invertébrés benthiques au sein de la zone d’étude

Répartition spatiale des micro-habitats

La caractérisation des micro-habitats révèle la dominance d’un certain type de

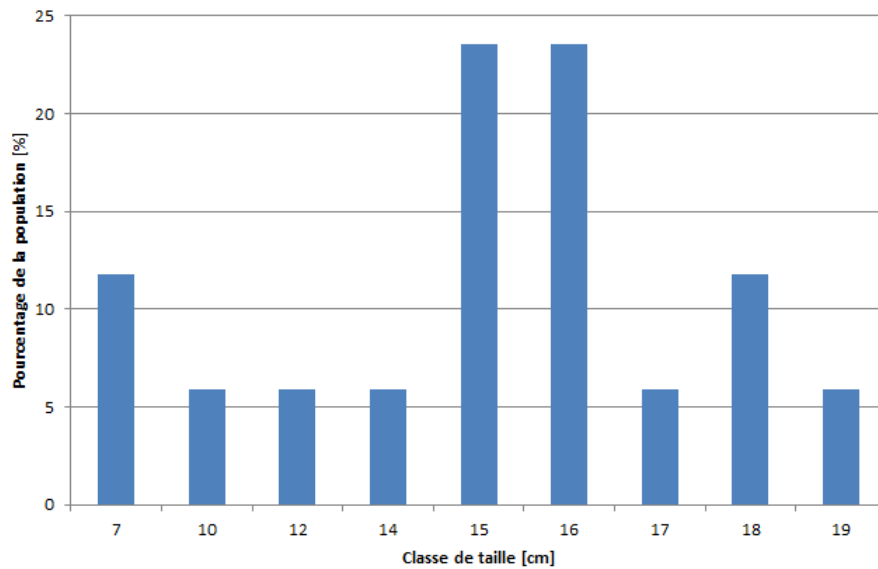


FIGURE 10 – Répartition des lamproies échantillonnées en classes de taille (longueur [cm]) lors de la pêche d’inventaire du 19 avril 2018 sur la zone d’étude (Aisne à Erezée)

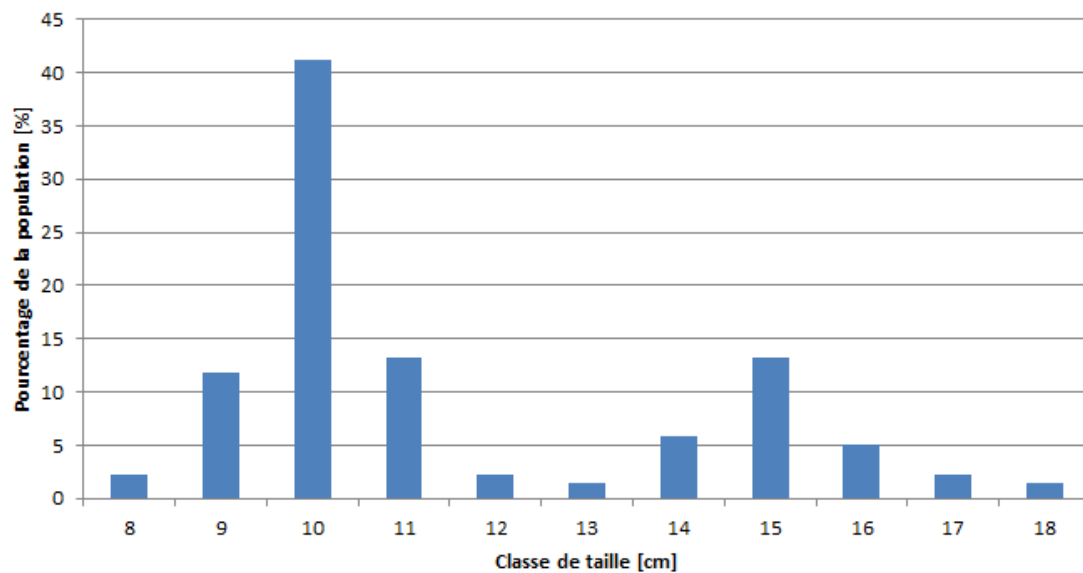


FIGURE 11 – Répartition des saumons échantillonnés en classes de taille (longueur [cm]) lors de la pêche d’inventaire du 19 avril 2018 sur la zone d’étude (Aisne à Erezée)

micro-habitat en termes de surface (plus de 90% de la surface totale). Comme illustré dans la table 3 et sur les figures en annexe C.7, C.8 et C.9, il s'agit de la combinaison "pierres, galets, taille>25mm" pour le substrat et "0,75 à 1,5 m/s" pour la vitesse. Les autres couples substrat-vitesse représentent moins de 5% de la superficie totale de la zone étudiée.

TABLE 3 – Surface des différents micro-habitats pour la zone d'étude

Vitesse	Substrat	Surface totale [m ²]	Pourcentage [%]
0 à 0,05 m/s	Branchages	21	1,21
0 à 0,05 m/s	Sédiments fins organiques	72	4,14
0,05 à 0,25 m/s	Granulats 25mm >X >2,5mm	36	2,07
0,75 à 1,5 m/s	Pierres, galets, taille>25mm	1586	91,37
> 1,5 m/s	Pierres, galets, taille>25mm	21	1,21
	Total	1736	100

Abondance des macro-invertébrés benthiques

Comme illustré à la figure 12, tout au long de l'expérience, les Ephéméroptères représentent 90% des effectifs d'invertébrés benthiques inventoriés. Leurs effectifs varient entre 700 000 et 2 500 000 individus à l'hectare.

Les autres ordres principaux faisant partie du benthos sont les Plécoptères, les Diptères, et les Trichoptères, qui sont plus ou moins abondants selon les dates d'inventaire.

Les derniers ordres présents (Odonates, Mégaloptères, Amphipodes, Coléoptères et Décapodes), sont présents en quantités très faibles, généralement échantillonnés épisodiquement sur de petits micro-habitats (en termes de surface).

Les familles prépondérantes au sein de Ephéméroptères varient au cours du temps. Depuis mi-avril jusque fin mai, les Heptageniidae représentent la famille la plus abondante. En juin, les familles dominantes sont les Ameletidae, les Ephemerellidae, les Heptageniidae et les Leptophlebiidae.

Concernant les Diptères, les familles dominantes en termes de proportion varient fortement au cours de l'expérience, passant des Tipulidae fin avril, aux Athricidae début mai, Chironomidae et Limoniidae fin mai et Chironomidae en juin.

Au sujet des Plécoptères, les Perlidae et les Perlodidae sont dominants en termes de proportion depuis avril jusqu'à début juin. A compter de cette date, la

famille des Chloroperlidae devient majoritaire.

Enfin, à propos des Trichoptères, les Hydropsychidae sont proportionnellement dominants début avril, laissant place aux Ecnomidae fin avril. Les Polycentropodidae sont, proportionnellement, les plus abondants en mai. En juin, les Ecnomidae sont à nouveau les plus nombreux.

Comme illustré à la figure 13, la densité d'invertébrés dans la zone étudiée varie en fonction de la période, tournant autour de 1,2 millions d'invertébrés/ha au début de l'expérience, avant de doubler (un peu plus de 2,7 millions d'invertébrés/ha) durant le mois de mai, puis diminuer à nouveau, pour revenir quasiment aux valeurs initiales en juin.

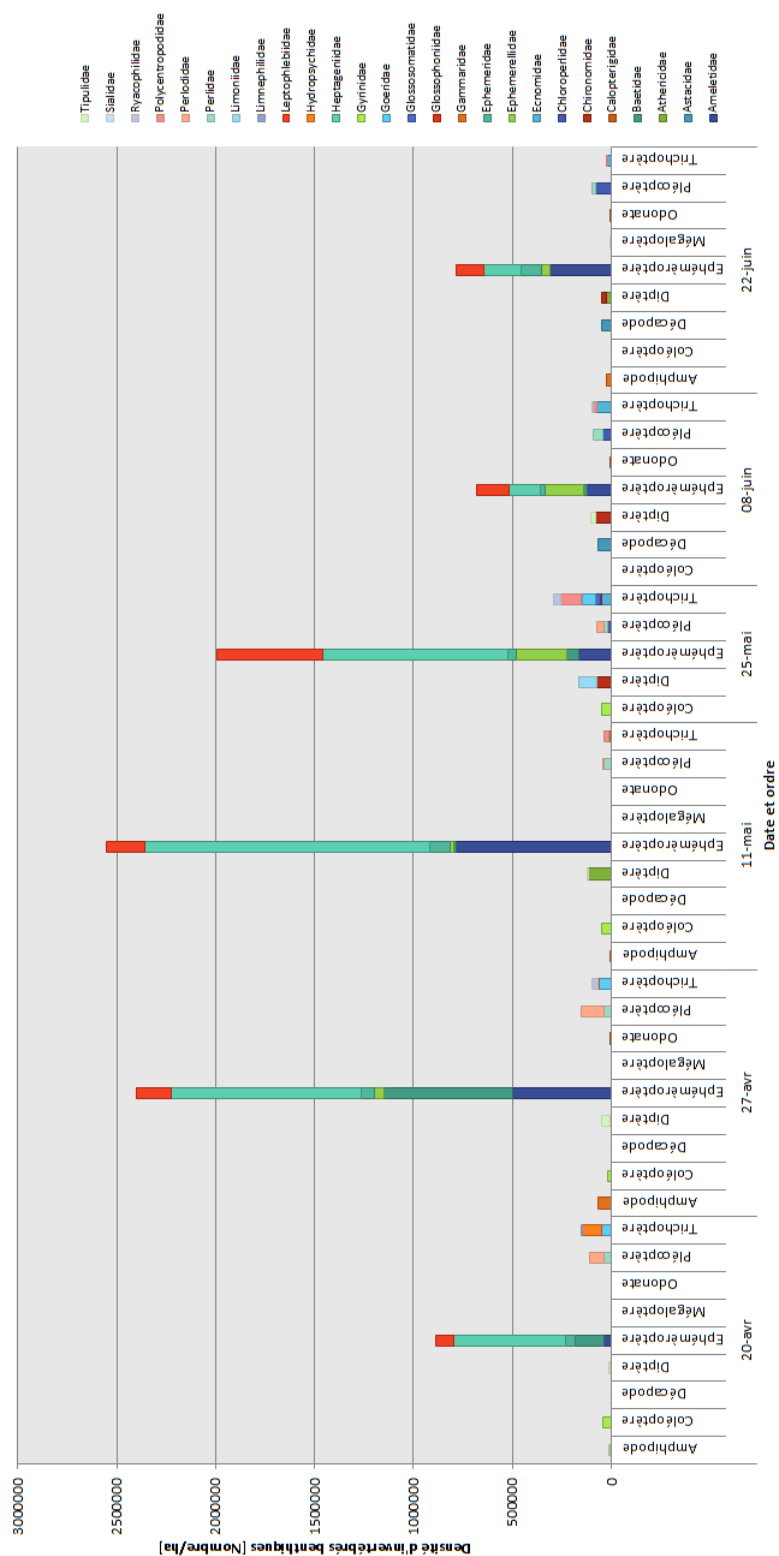


FIGURE 12 – Densité [nombre/ha] des différents ordres et familles de macro-invertébrés benthiques capturés au sein de la zone d'étude (l'Aisne à Erezée à différentes dates)

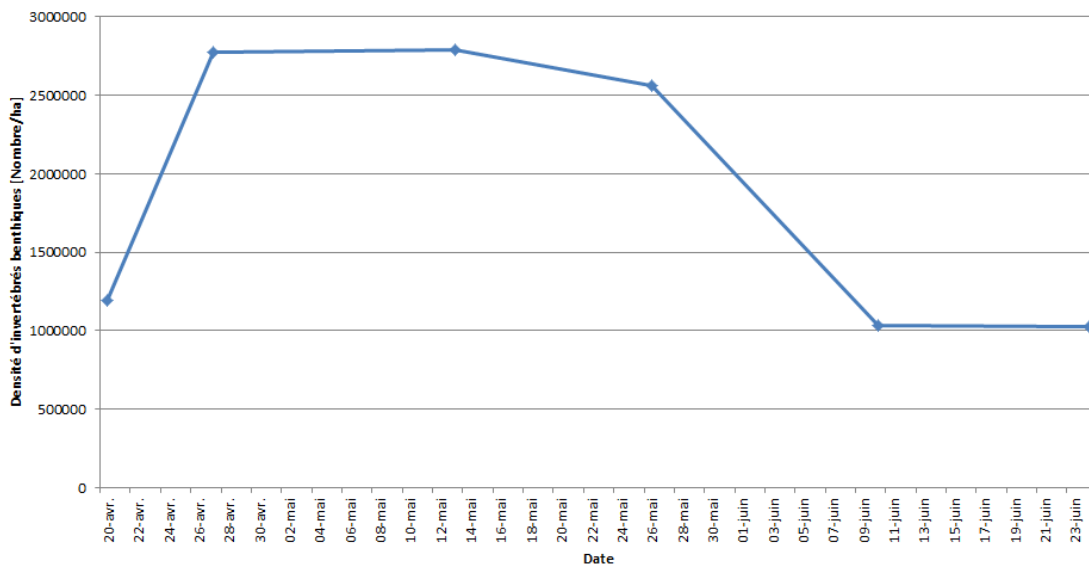


FIGURE 13 – Évolution de la densité d'invertébrés benthiques [nombre/ha] présents au cours du temps au sein de la zone étudiée, toutes unités systématiques confondues

Comme illustré à la figure 14, la répartition des invertébrés en fonction des différentes classes de taille a varié tout au long de l'expérience. Au début de celle-ci, la taille 2 (1 - 2 cm) était la plus importante, variant de 800 000 à 1 500 000 individus/ha. Par la suite, le nombre d'invertébrés benthiques de taille 2 a diminué alors que le nombre d'invertébrés de taille 1 (0 - 1 cm) a augmenté. Les effectifs d'invertébrés de taille 3 (2 - 4 cm) restent stables avec environ 200 000 individus/ha jusqu'à la deuxième quinzaine de mai, période qui marque le début d'une réduction des effectifs en macro-invertébrés dans la rivière. La taille 4 (> 4 cm) est très peu représentée et comprend uniquement les écrevisses.

5.1.5 Abondance des invertébrés présents dans la dérive

Les invertébrés sont nettement moins nombreux dans la dérive que dans le benthos (figure 27). Comme illustré sur les figures 15 et 16, les taxons les plus présents dans la dérive font partie de l'ordre des Ephéméroptères (Ephemeridae, Amaletidae, Leptophlebiidae, Baetidae, Heptageniidae, Ephemerellidae, ...) et des Diptères, représentés principalement ici par de petites mouches de la famille des Empididae.

Les Ephéméroptères sont plus abondantes dans la dérive au début de l'expérimentation, ce qui correspond aux périodes d'éclosion les plus massives. Il est d'ailleurs possible d'observer à la figure 15 (21 avril) l'émergence des Baetidae dans l'après midi, caractérisée par la présence d'exuvies. Ensuite, la figure illustre la mort de ces mêmes insectes le soir venu, après la reproduction, avec les Baetidae adultes

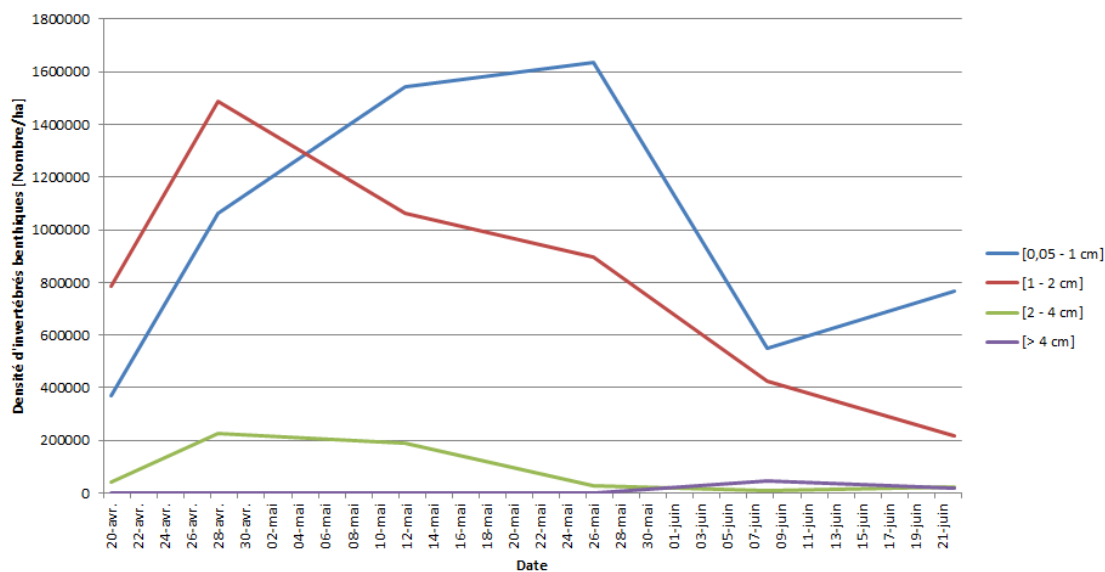


FIGURE 14 – Évolution de la distribution par classe de taille des invertébrés benthiques, au cours du temps au sein de la zone d'étude (l'Aisne à Erezée), toutes unités systématiques confondues

capturés dans le filet. Pour les dates suivantes, les Ephéméroptères sont toujours représentées mais en moindre nombre. La majorité des effectifs d'invertébrés dans la dérive est alors constitué d'Empididae.

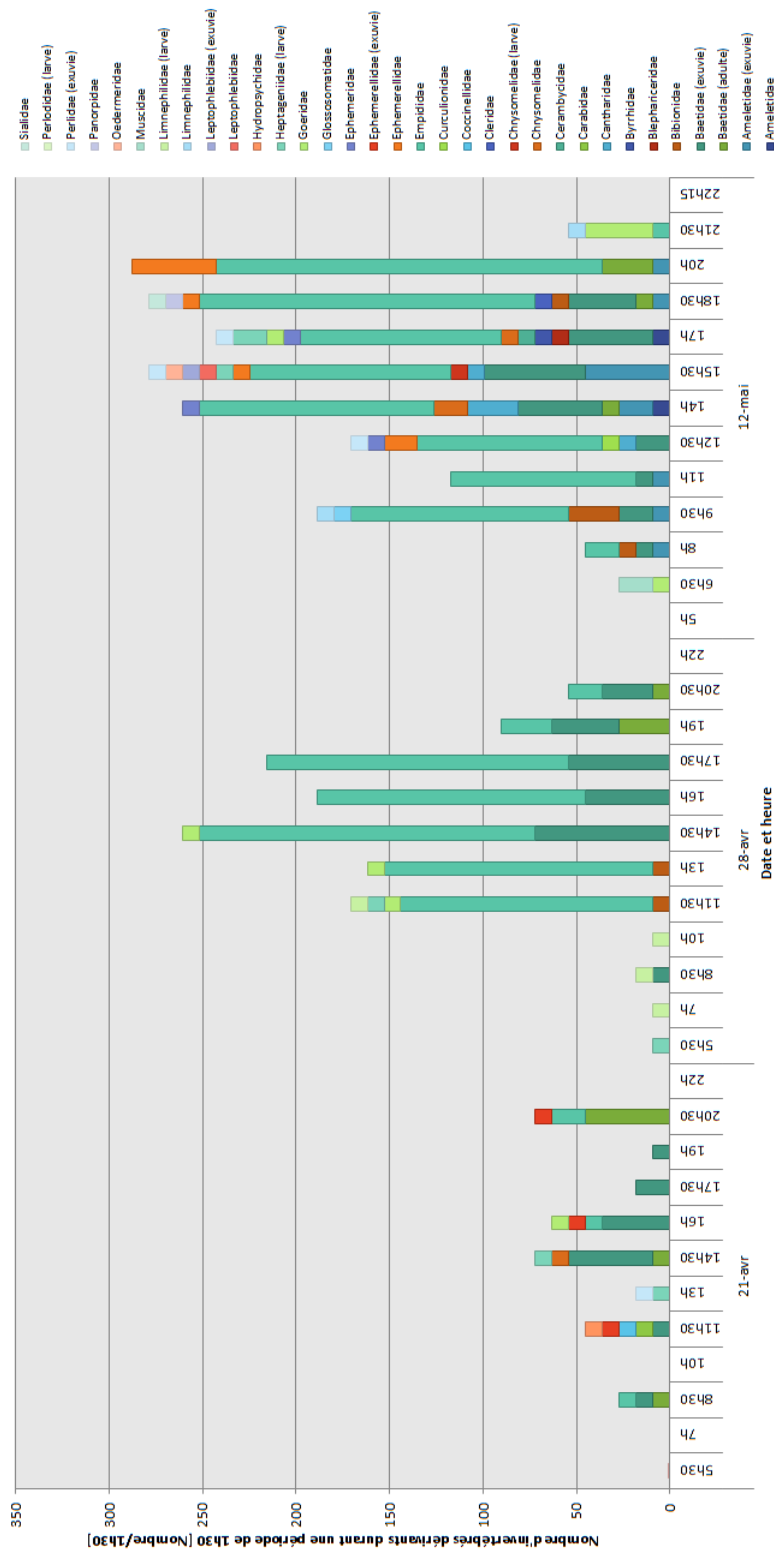


FIGURE 15 – Abondance horaire des différentes familles d'invertébrés capturées dans la dérive pour les dates suivantes : 21 avril, 28 avril et 12 mai

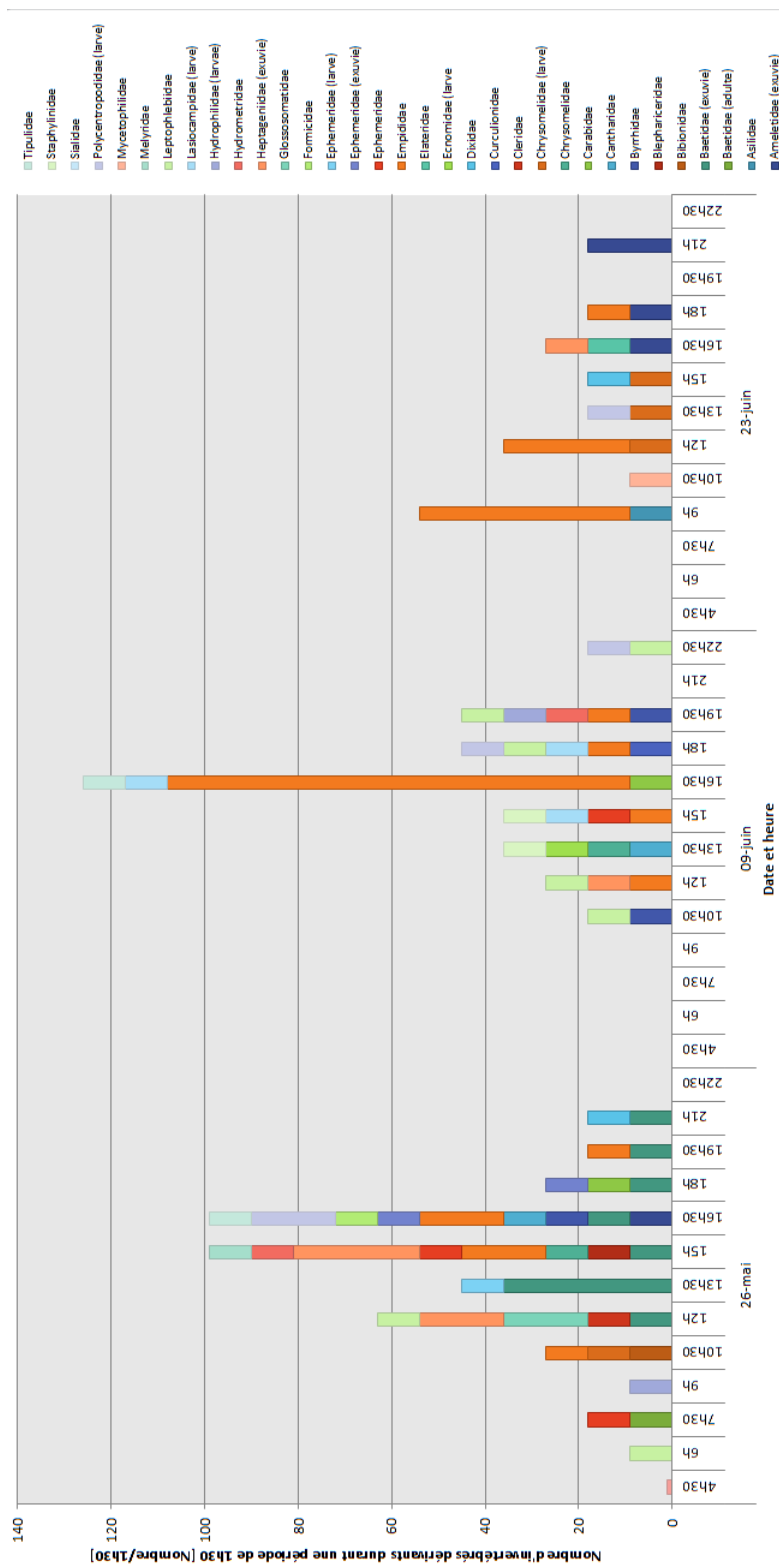


FIGURE 16 – Abondance horaire des différentes familles d'invertébrés capturées dans la dérive pour les dates suivantes : 26 mai, 9 juin et 23 juin

Comme illustré à la figure 17, la plupart des invertébrés présents dans la dérive ont une taille inférieure au centimètre. Cette figure illustre également l'évolution de l'abondance totale des invertébrés dérivant en une journée au sein de la zone d'étude. Il en ressort un pic d'abondance entre fin avril et mi-mai, où le nombre d'invertébrés dérivant en une journée dépasse 1 000 individus/jour en avril pour atteindre presque 2 000 individus/jour mi-mai. En dehors de cette période d'abondance, les effectifs restent assez similaires et sous les 500 individus/jour.

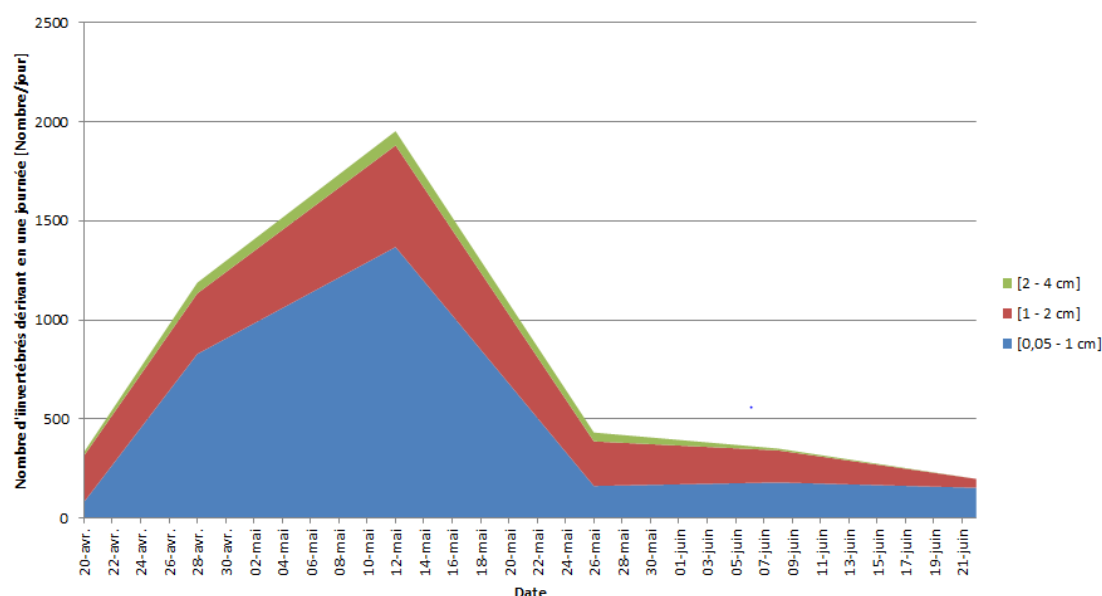


FIGURE 17 – Nombre d'invertébrés dérivant au gré du courant durant une journée au sein de la zone étudiée (Aisne à Erezée), classés selon leur taille, toutes unités systématiques confondues

5.2 TAEC recapturées

Sur les 255 TAEC déversées, 137 poissons ont été repêchés et parmi eux (137 TAEC), 120 TAEC possédaient un PIT tag. Parmi les 17 TAEC qui n'en disposaient pas, 13 possédaient des traces de l'injection du PIT tag ; dans ce cas, leur contenu stomacal a été pris en compte lors des analyses. Par contre, quatre TAEC présentes dans la rivière ne provenaient pas des empoisonnements effectués, leur poids dépassant le kilo. Ces poissons n'ont donc pas été pris en compte lors des analyses.

5.2.1 Temps de séjour

Les temps de séjour des TAEC dans le ruisseau ont été variables en fonction des individus. Bien que la majorité (70% des TAEC) ait été repêchées durant les 10 jours suivants leur déversement (figure 18), certaines TAEC ont passé plus de 50 jours dans le ruisseau avant d'être recapturées.

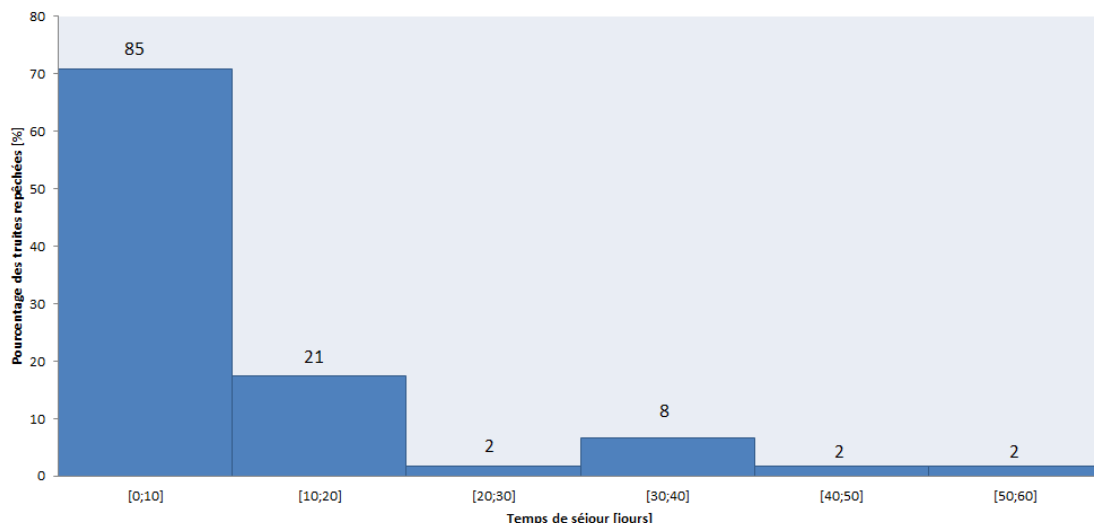


FIGURE 18 – Fréquence des différents temps de séjour des TAEC dans le ruisseau avant d'être repêchées (pêche électrique et pêche à la ligne)

5.2.2 Perte de masse, survie et coefficient de Fulton

Certaines TAEC ont perdu du poids alors que d'autres en ont gagné (figure 19). Les TAEC déversées ont perdu, en moyenne, 7% de leur masse initiale avec une distribution illustrée à la figure 19. Néanmoins, la plupart (93%) en ont perdu. Outre la distribution des résultats, il est possible d'observer que huit poissons (soit 7%) n'ont pas perdu de masse ou ont grossi suite à leur séjour dans la rivière. Pour ces quelques poissons, le gain de masse est d'en moyenne 4,5%. Le reste des poissons ont vu leur masse diminuer, jusqu'à 25%, pour une perte moyenne de 8%.

En ce qui concerne la perte de masse en fonction du temps, comme illustré à la figure 20, les mesures rendent compte d'une perte moyenne de masse relative plus ou moins importante, pour tous les temps de séjours dans le ruisseau. Une régression linéaire a été effectuée afin de voir si la variable "temps de séjour" expliquait une part significative de la variance. Le r^2 est de 0,45. La p-valeur du test F associé à cette régression est de 10^{-15} , le modèle explique donc bien une part

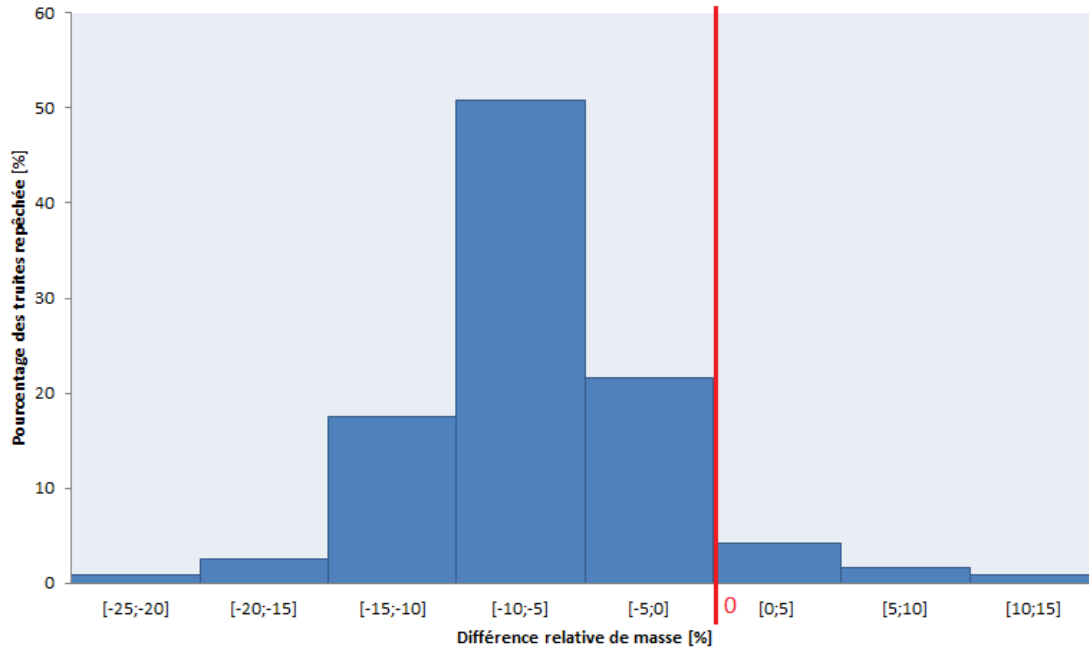


FIGURE 19 – Perte relative de masse des TAEC suite à leur empoissonnement en rivière

significative de la variance. L'équation obtenue est la suivante :

$$D = -0,392 \times T \quad (12)$$

Avec :

- D = Différence de masse relative [%]
- T = Temps de séjour dans la rivière [jours]

Tous les individus illustrés sur cette figure ont été capturés en pêche électrique, afin d'éviter un biais lié au mode d'échantillonnage. Néanmoins, lorsque les deux mode de capture sont comparés en termes de perte de masse relative (figure 21), la figure illustre des moyennes proches, statistiquement égales selon le test t de Welch (paramétrique) (p-valeur obtenue de 0,21 » > 0,05) (les données sont issues de populations qui suivent une loi normale comme illustré sur l'annexe C.10).

Concernant la survie à moyen terme, selon les résultats de la pêche électrique du 6 octobre, une seule TAEC a survécu sur plus de 2km de ruisseau parcourus ; elle y a séjourné 95 jours. Sur les 255 TAEC des déversements, 133 ont été récupérées d'avril à juin. Il en restait, à priori, 122 dans l'Aisne. En les additionnant aux 42 TAEC déversées en juillet, nous déduisons que 99,5% des effectifs ont disparu du cours d'eau de juillet à octobre.

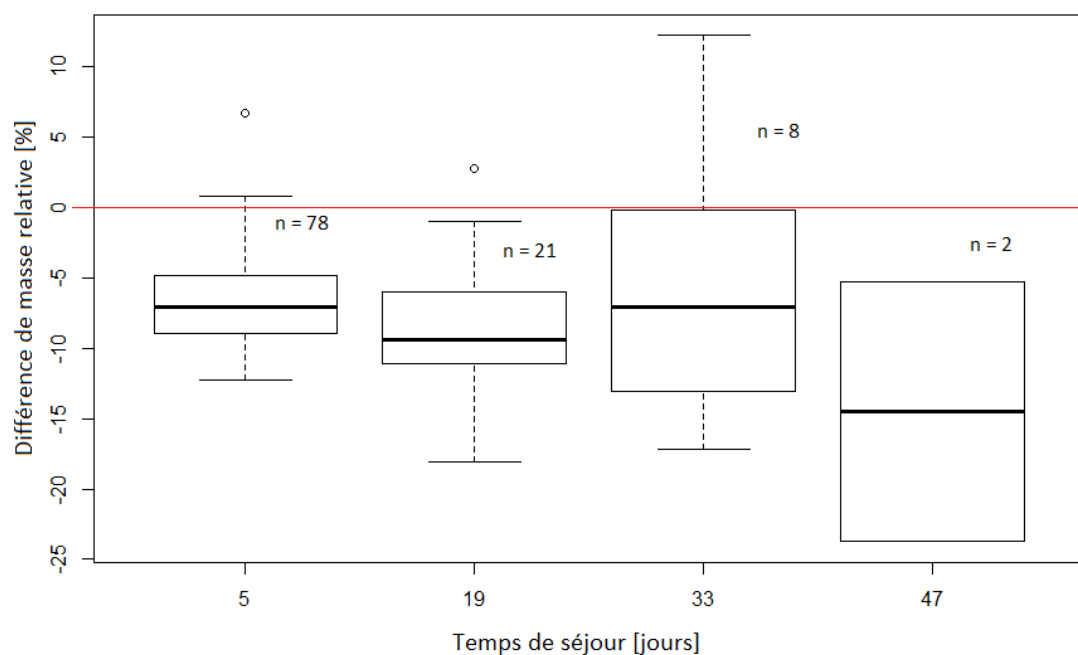


FIGURE 20 – Perte de masse relative des TAEC pêchées via la pêche électrique en fonction du nombre de jours passés dans le ruisseau (Aisne à Erezée)

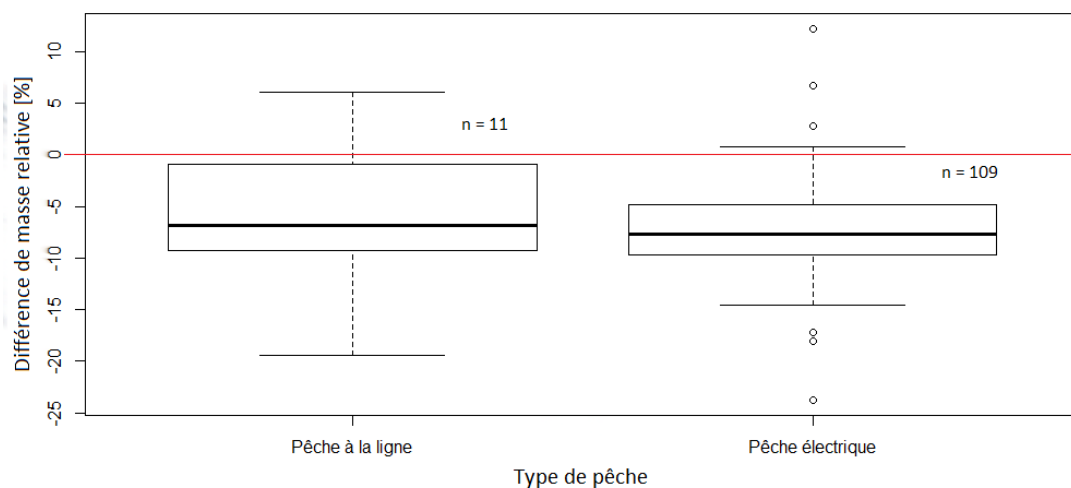


FIGURE 21 – Différence relative de masse des TAEC repêchées dans l'Aisne à Erezée, comparées suivant le mode de pêche

Enfin, le graphique présent à la figure 22 montre une tendance à la baisse des coefficients de condition de Fulton des TAEC en fonction de leur temps de séjour dans le ruisseau (les poissons pêchés à la ligne n'ont pas été pris en compte pour éviter tout biais dus à la méthode d'échantillonnage). En effet, les moyennes passent de 1,19 au temps 0 (moment de l'empoissonnement) à 1,13 pour le temps de séjour de 5 jours et 1,05 pour le temps de séjour de 19 jours. Les données se comportent comme une loi normale (annexe C.12), et sont considérées indépendantes. Dès lors, un ANOVA et un test de Tuckey peuvent être appliqués. Selon l'ANOVA le facteur temps de séjour est significatif ($p\text{-valeur} = 0,0006$). Les moyennes des temps de séjour 0, 5 et 19 sont significativement différentes entre elles (figure 22) selon le test de Tuckey. Une régression linéaire a également été effectuée. Le r^2 est de 0,15. La $p\text{-valeur}$ du test F associé à cette régression est de 10^{-9} , le modèle explique donc bien une part significative de la variance. L'équation obtenue est la suivante :

$$K = 1,177 - 0,007 \times T \quad (13)$$

Avec

- K : Coefficient de Fulton
- T : Temps de séjours dans le ruisseau [jours]

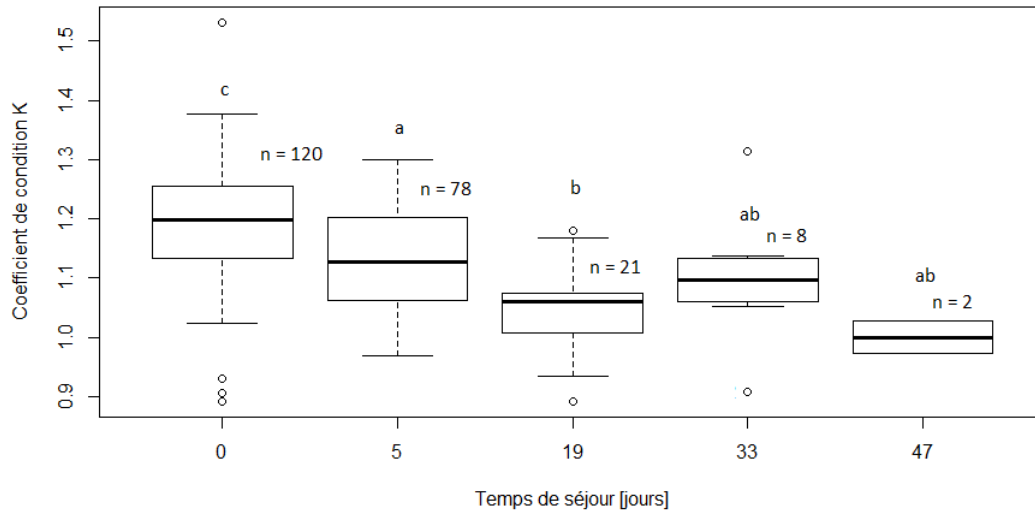


FIGURE 22 – Évolution du coefficient de condition de Fulton des TAEC en fonction de leur temps de séjours dans l'Aisne à Erezée, les catégories étant désignées par la même lettre n'ont pas de moyenne significativement différentes selon le test de Tuckey avec un niveau de confiance de 95%

5.3 Contenus stomacaux et leurs relations avec le milieu

5.3.1 Généralités

Sur les 133 TAEC pêchées provenant des empoissonnements expérimentaux, 14 contenus stomacaux se sont révélés non-exploitable pour des raisons techniques indépendantes de notre volonté. Il s'agit des TAEC capturées lors de la première pêche électrique.

Les 119 autres contenus stomacaux obtenus lors de cette expérience ne contenaient jamais de restes de poissons. C'est pourquoi, la suite des analyses ne comprennent que les invertébrés.

Masse des contenus stomacaux comparés à la masse des TAEC

Les contenus stomacaux révèlent une prise alimentaire assez faible. Neuf poissons sur 119 (soit 7% des individus analysés) ont été retrouvés avec leurs estomacs complètement vides.

La figure 23 indique que l'écrasante majorité des TAEC repêchées (presque 90% des effectifs totaux) ont une masse de contenus stomacaux valant moins de 0,5% de leur masse corporelle. Certains rares individus semblent mieux s'alimenter quantitativement. Ainsi, un peu moins de 2% des effectifs totaux en TAEC repêchées montrent un poids de contenu stomacal qui dépasse 1,25% de leur masse corporelle.

Par contre, comme observé à la figure 24, la masse des contenus stomacaux par rapport à la masse des TAEC semble augmenter en fonction de leur temps de séjour dans le ruisseau. Une régression linéaire a été effectuée afin de voir si la variable "temps de séjour" expliquait une part significative de la variance. Le r^2 est de 0,38. La p-valeur du test F associé à cette régression est de 10^{-11} , le modèle explique donc bien une part significative de la variance. L'équation obtenue est la suivante :

$$C = 0,013 \times T \quad (14)$$

Avec :

- C = Masse relative du contenu stomacal rapporté à la masse de la TAEC [%]
- T = Temps de séjour dans la rivière [jours]

Les TAEC pêchées à la ligne n'ont pas une masse relative de leur contenu stomacal

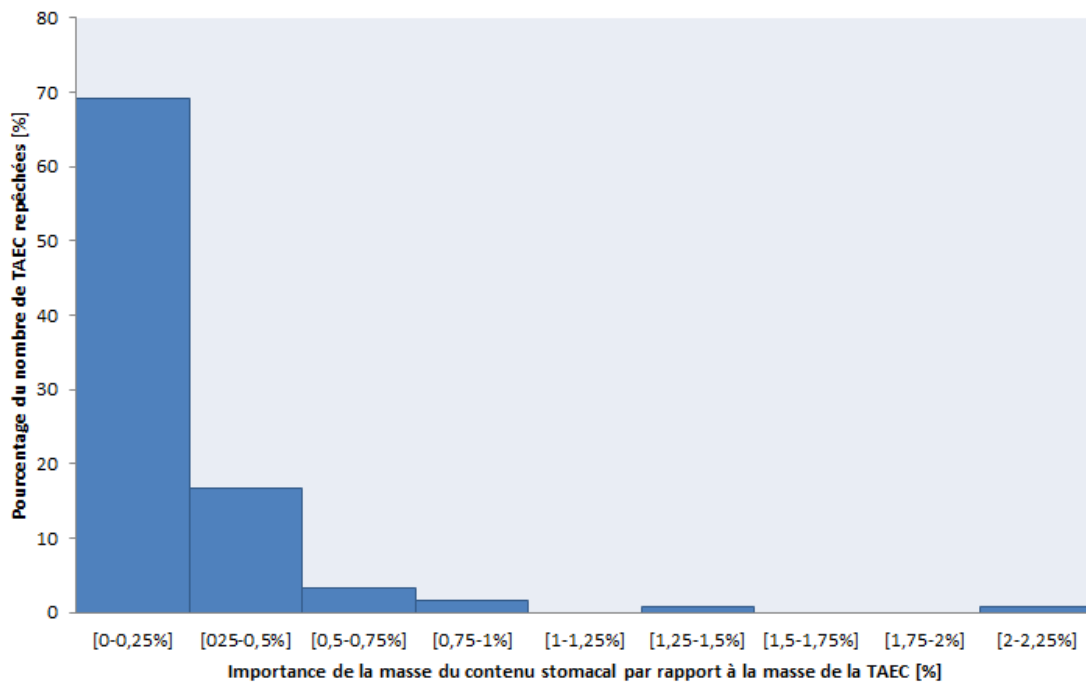


FIGURE 23 – Fréquence des différentes importances relatives du poids du contenu stomacal, rapporté au poids des TAEC

significativement différente de celles ayant été pêchées en pêche électrique, même si une tendance est tout de même présente (p -valeur = 0,075). Le test utilisé est le test d'égalité des médianes de Kruskal et Wallis, les données ne présentant pas une distribution normale.

5.3.2 Descriptif des contenus stomacaux

Analyse taxonomique des contenus stomacaux

Les 119 estomacs analysés ont recelé en tout 1477 particules alimentaires ou non, comprenant des invertébrés benthiques, des invertébrés provenant de la dérive et des particules non-alimentaires (bouts de bois, plumes, pierres,...). En observant la figure 25, nous voyons que les poissons déversés ingèrent majoritairement des aliments d'origine animale. De plus, les invertébrés représentent la totalité des aliments d'origine animale ingérés par les truites. Ils composent 94% de leur prise alimentaire pour une moyenne de 13 invertébrés ingérés par poisson.

Il ressort de la figure 26 que, quelque soit la date, les Ephéméroptères sont l'ordre dominant dans les contenus stomacaux (92% du nombre total d'invertébrés identifiés). De plus, le nombre de proies consommées par les poissons a varié au cours du temps. Il varie du quintuple au simple, ne faisant que décroître du début à

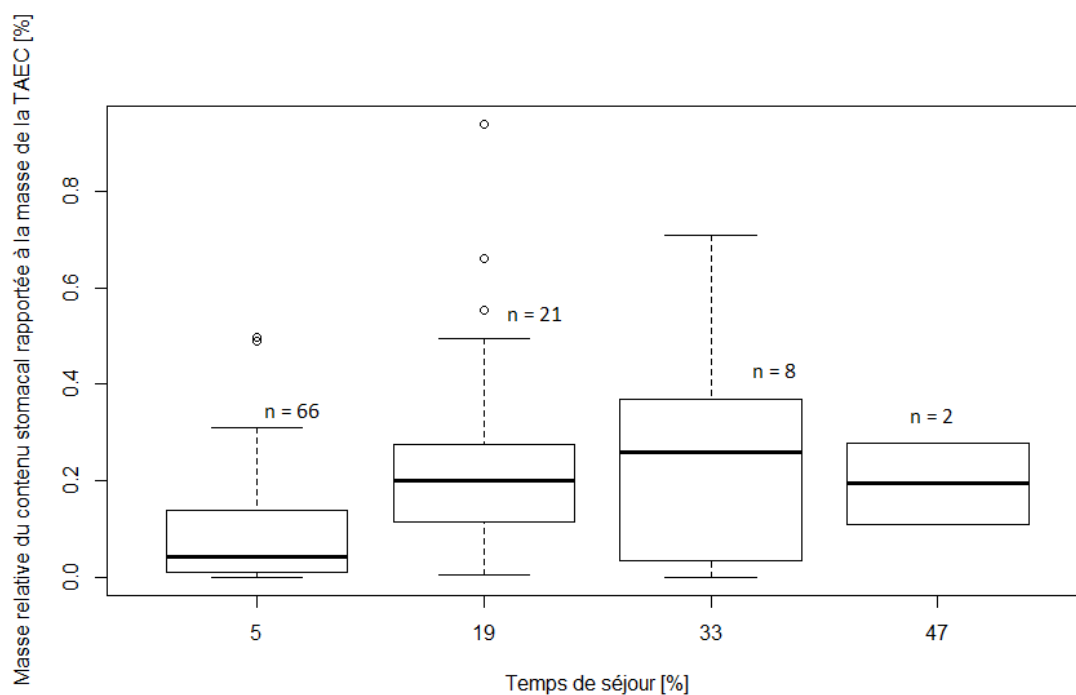


FIGURE 24 – Graphique de dispersion reprenant l'importance relative de la masse des contenus stomacaux rapportée à la masse des TAEC selon le temps de séjours dans la rivière. Un outlayer à 2,1% pour le temps de séjour 33 n'est pas représenté pour une meilleure représentation graphique

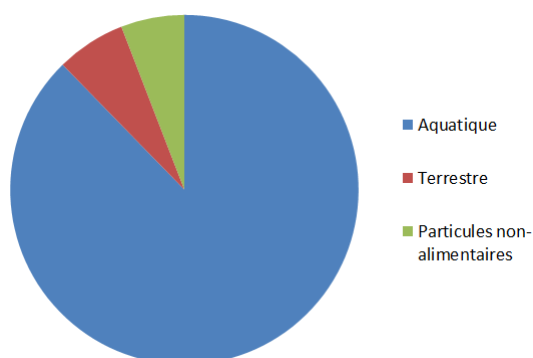


FIGURE 25 – Origine des aliments consommés par les poissons repêchés

la fin de l'expérience. Cependant, cette comparaison est biaisée puisque le nombre de poissons récupérés chaque semaine fut variable. Une analyse approfondie des contenus stomacaux où ce biais a été annulé est effectuée à la figure 28.

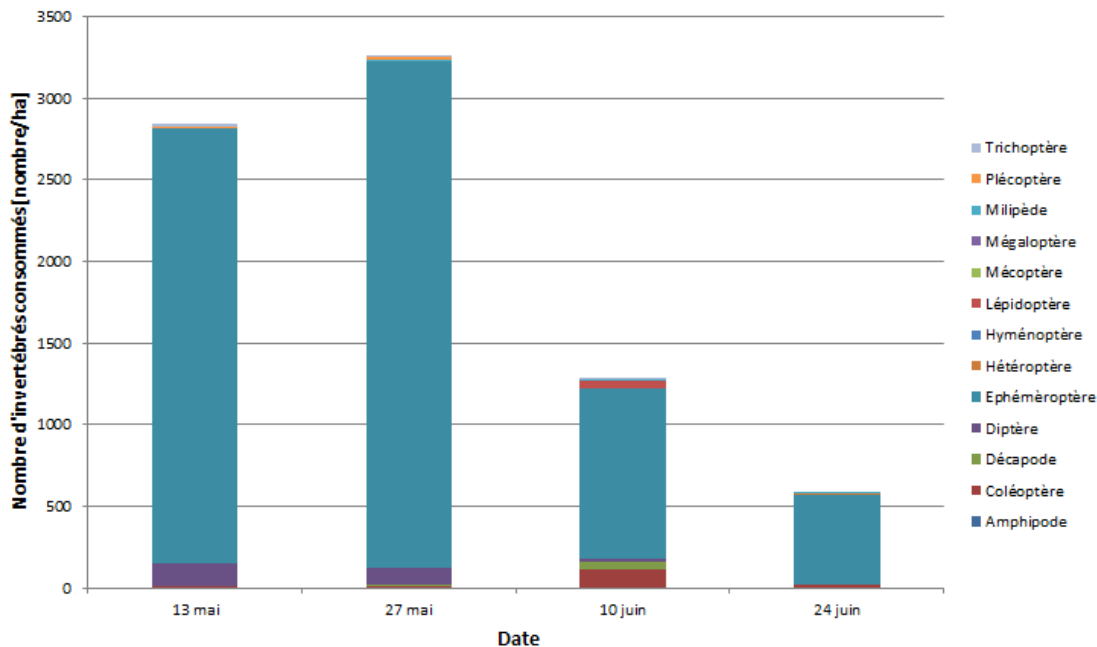


FIGURE 26 – Nombre d'invertébrés récupérés dans les contenus stomacaux des 119 TAEC recapturées dans l'Aisne à Erezée, à différentes dates après leur déversement

Analyse génétique des contenus stomacaux

Les résultats des analyses sont séparés en deux parties, une partie présente dans cette section, reprend les familles dont la séquence génétique, présente dans les contenus stomacaux, a été observée un grand nombre de fois (au dessus de 300). La seconde partie qui comprend les tables reprenant toutes les espèces identifiées via le Metabarcoding est présente en annexe C.8 et suivantes. Dans les deux cas, les tables présentées contiennent la moyenne des trois échantillons analysés.

Notons que les résultats obtenus donnent un nombre de séquences génétiques mesuré. Des animaux de plus grande taille sont plus représentés que les animaux de petite taille à effectifs égaux. Les résultats confirment l'approche taxonomique quant au grand nombre d'Ephéméroptères présents dans les contenus stomacaux (plus d'un million de séquences pour les trois familles d'éphéméroptères les plus abondantes). Il révèlent également la présence de beaucoup de séquences (près de 200 000) de Geotrupidae (bousiers), qui sont des Coléoptères de grande taille, également observés avec l'approche taxonomique. Les séquences de Salmonidae correspondent presque toutes au genre *Oncorhynchus*. Quelques séquences du genre

TABLE 4 – Moyenne des résultats de l'analyse génétique pour les familles dont le nombre de séquence observé est supérieur à 300, partie 1

Famille	Nombre moyen de séquences observées	Indice de fiabilité moyen
Baetidae	445091	0,90
Ephemeraidae	340759	0,90
Heptageniidae	298295	0,63
Geotrupidae	195431	0,77
Salmonidae	109602	0,93
Carabidae	102227	0,89
Elateridae	50247	0,84
Cantharidae	49448	0,96
Erebidae	48484	0,82
Lymantriidae	26581	0,99
Limnephilidae	22468	0,60
Hydropsychidae	20192	0,86
Gyrinidae	14577	0,73
Empididae	9920	0,61
Tachinidae	9335	0,90
Arionidae	8257	0,84
Pentatomidae	8251	0,92
Simuliidae	6057	0,75
Curculionidae	5809	0,88
Nemouridae	3605	0,94
Leiobunidae	3586	0,82
Goeridae	3581	0,99
Helicidae	3034	1,00
Leptophlebiidae	2839	1,00
Chironomidae	2810	0,64
Anyphaenidae	2801	0,99
Lumbricidae	2670	0,96

TABLE 5 – Moyenne des résultats de l'analyse génétique pour les familles dont le nombre de séquence observé est supérieur à 300, partie 2

Famille	Nombre moyen de séquences observées	Indice de fiabilité moyen
Psocidae	2271	0,52
Miridae	1735	0,95
Hepialidae	1564	0,23
Ephemerellidae	1356	0,98
Linyphiidae	1072	0,97
Julidae	1029	1,00
Gastrodontidae	1012	1,00
Cicadellidae	888	0,16
Aphididae	844	0,67
Philodromidae	837	0,99
Tetragnathidae	766	0,99
Sciaridae	751	0,52
Braconidae	645	0,28
Cochlicopidae	539	1,00
Scarabaeidae	506	0,97
Tenebrionidae	458	0,92
Perlidae	456	1,00
Tenthredinidae	454	0,88
Hybotidae	444	0,85
Leptoceridae	416	1,00
Araneidae	375	0,96
Phalangiidae	342	1,00
Astacidae	322	0,45
Cyprinidae	318	0,94

Salmo ont aussi été observées. Ces séquences sont sûrement dues aux manipulations, les contenus stomacaux étant prélevés dans le Conservatoire du Saumon Mosan avec du matériel utilisé fréquemment sur les saumons (*Salmo salar*). Les autres séquences de poisson observées sont au nombre de quatre : Cyprinidae (318 séquences), Nemachelidae (108 séquences), Esocidae (57 séquences) et Cottidae (11 séquences). Au sein de ces familles les séquences des espèces suivantes ont été observées : goujon et chevesne pour les Cyprinidae, loche franche pour les Nemachelidae, brochet pour les Esocidae et chabot pour les Cottidae.

5.3.3 Comparaison des contenus stomacaux avec les proies présentes dans le milieu

En analysant la figure 27, nous observons que les TAEC consomment une faible part de l'abondance totale en invertébrés.

En comparant le nombre d'Ephéméroptères présentes sur le benthos et dans les contenus stomacaux des TAEC individuellement (figure 28), il est clair que plus la ressource est abondante, plus les poissons en consomment. La distribution des données s'apparente à une distribution normale lorsqu'une transformation (racine cubique) est appliquée sur la variable de réponse (mis à part quelques points) (annexe C.13).

Une ANOVA et un test croisé d'égalité des moyennes (Tuckey) ont été effectués. Le facteur "densité d'Ephéméroptères benthique" explique une grande part de la variance puisque la p-valeur du test F de l'ANOVA vaut $10^{-9} \ll 0,05$.

Selon le test croisé d'égalité des moyennes de Tuckey, le nombre d'Ephéméroptères consommées à basse densité en Ephéméroptères dans le benthos (autour de 700 000/ha) est significativement différent du nombre d'Ephéméroptères consommées à haute densité dans le benthos (aux alentours de 2 000 000/ha).



FIGURE 27 – Abondance des invertébrés présents, classés par ordre, au sein du benthos, dans la dérive et dans les contenus stomacaux, selon différentes dates, dans l’Aisne à Erezée

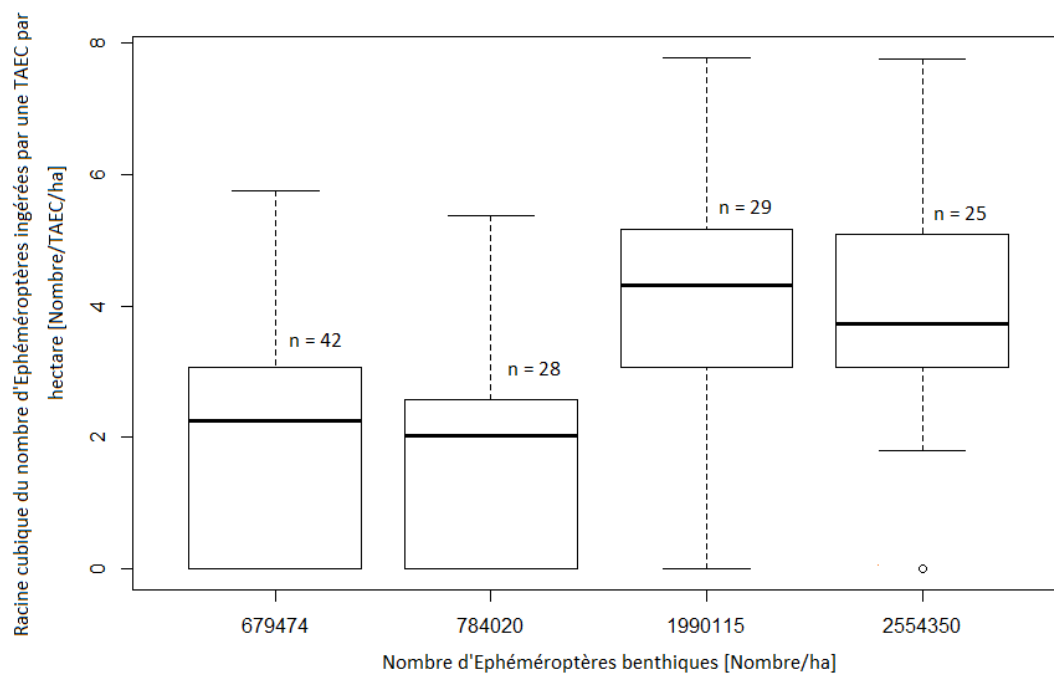


FIGURE 28 – Moyenne du nombre d'Ephéméroptères consommées par truite en fonction de la densité d'Ephéméroptères dans le benthos, les catégories étant désignées par la même lettre n'ont pas de moyenne significativement différentes selon le test de Tuckey avec un niveau de confiance de 95%

Selon les équations développées dans le matériel et méthode ((2) et suivantes), la proportion des ressources disponibles consommées par les poissons relâchés dans le milieu vaut, en moyenne par jour par poisson :

- $0,032\% \pm 0,058\%$ du nombre total d'Ephéméroptères
- $0,005\% \pm 0,021\%$ du nombre total de Trichoptères
- $0,007\% \pm 0,023\%$ du nombre total de Diptères
- $0,11\% \pm 0,48\%$ du nombre total de Coléoptères
- $0,003\% \pm 0,017\%$ du nombre total de Plécoptères
- $0,045\% \pm 0,18\%$ du nombre total de Décapodes
- $1,71\% \pm 5,49\%$ du nombre total de Lépidoptères

Concernant les ressources benthiques (Coléoptères et Lépidoptères étant essentiellement consommés dans la dérive), selon les ordres, un poisson déversé consommera entre $0,003\%$ et $0,032\%$ des effectifs d'insectes présents. Pour 250 kg/ha , soit 255 TAEC déversées (taux de mortalité estimé : nul), l'ordre le moins consommé est celui des Plécoptères ($0,64\%$ des effectifs totaux consommés avec un intervalle de confiance à 95% de $[0\% ; 9,15\%]$). L'ordre le plus consommé est celui des Ephéméroptères avec $8,25\%$ des effectifs totaux du ruisseau consommés avec un

intervalle de confiance à 95% de [0% ; 37,06%].

Analyse en composantes principales

Cette section contient les graphiques de sortie pour les variables des analyses en composantes principales ; cela permet d'avoir une interprétation visuelle des corrélations entre les variables. Pour rappel, le cosinus de l'angle entre deux vecteurs (qui représentent des variables) est égal à la corrélation entre ces deux variables. La longueur du vecteur reflète sa bonne représentation graphique, un vecteur court étant mal représenté et vice-versa. Les matrices de corrélation liées à ces graphes sont présentes en annexe C.19 et suivantes.

La figure 29 n'est pas très aisée à lire. C'est pourquoi, des analyses en composantes principales ont été réalisées sur moins de variable à la fois. Il s'agit des figures 30 à 34. Globalement, les proportions de la variance exprimées par les deux premières dimensions des ACP sont satisfaisantes avec 40% pour la plus mauvaise et 75% pour la meilleure.

Sur la première figure de cette série (figure 30), il apparaît que la présence d'Ephéméroptères et de Trichoptères dans la dérive (représentée par les variables "Ephéméroptères.dérive" et "Trichoptères.dérive") est très fortement corrélée. Les Plécoptères ingérés par les TAEC sont corrélés aux Plécoptères présents dans la dérive, mais la variable des Plécoptères ingérés est moins bien représentée par les dimensions du graphique, comme l'indique la courte longueur de son vecteur. Relativement indépendants des variables précédentes, les Trichoptères ingérés et Ephéméroptères ingérés sont corrélés, ce qui veut dire que les individus se nourrissant d'Ephéméroptères sont également ceux qui se nourrissent de Trichoptères.

La figure suivante (figure 31) plus en détails analyse des ordres qui ont été retrouvés, à la fois en forme larvaire aquatique et en forme adulte terrestre, en séparant les stades adultes (donc à priori ne se trouvant qu'à la surface de l'eau ou juste sous celle-ci) et les individus larvaires (se situant sur le fond). L'ingestion de Trichoptères à l'état larvaire semble bien corrélée à la présence de cet ordre dans le milieu. Idem pour l'ingestion des Ephéméroptères (larves et adultes) qui semble corrélée à la présence de cet ordre à l'état adulte dans le milieu.

Sur la troisième figure analysée (figure 32), il est possible d'observer une corrélation forte entre les Diptères et les Coléoptères ingérés par les TAEC. Ces deux variables sont également assez bien corrélées avec les Diptères dans la dérive mais relativement indépendantes des Coléoptères de la dérive.

La quatrième figure (figure 33) concerne les écrevisses (Décapodes) et les chenilles de papillons (Lépidoptères). Le graphe ne permet pas de mettre en évidence une quelconque corrélation entre le nombre de chenilles et d'écrevisses ingérées et leur abondance dans le milieu.

Le dernier graphe dérivé de la figure 29 reprend les corrélations entre les différents ordres ingérés (figure 34). Il est alors possible d'observer que les individus s'étant nourris de Diptères se sont également nourris d'Ephéméroptères et de Plécoptères et que les individus s'étant nourris de Coléoptères se sont également nourris de Décapodes, de Lépidoptères et de Trichoptères.

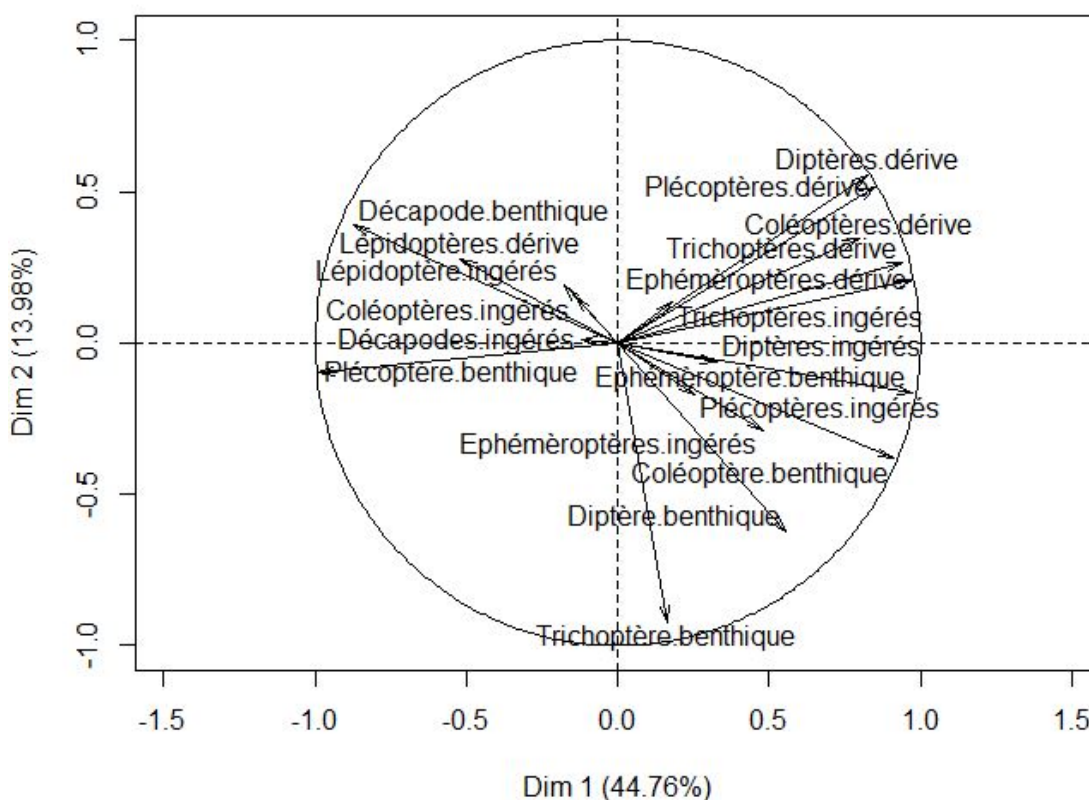


FIGURE 29 – Analyse en composantes principales illustrant les corrélations entre les ordres présents dans le milieu et les ordres trouvés dans les contenus stomacaux

Le dernier graphe des analyses en composantes principales met en lumière les relations entre les variables "taille", c'est à dire des variables donnant le nombre d'insectes d'une certaine taille dans les contenus stomacaux et dans l'environnement à un moment donné. Il en ressort que les tailles 1, 2, 3 et 4 ingérées sont corrélées, ce qui indique que les individus se nourrissant d'une taille d'invertébrés

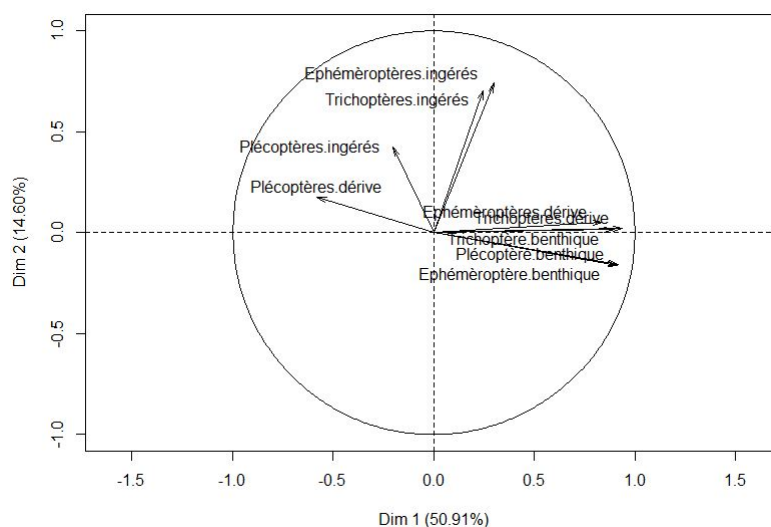


FIGURE 30 – Analyse en composantes principales illustrant les corrélations entre les Ephéméroptères, les Trichoptères et les Plécoptères présents dans le milieu et les Ephéméroptères, les Trichoptères et les Plécoptères trouvés dans les contenus stomacaux

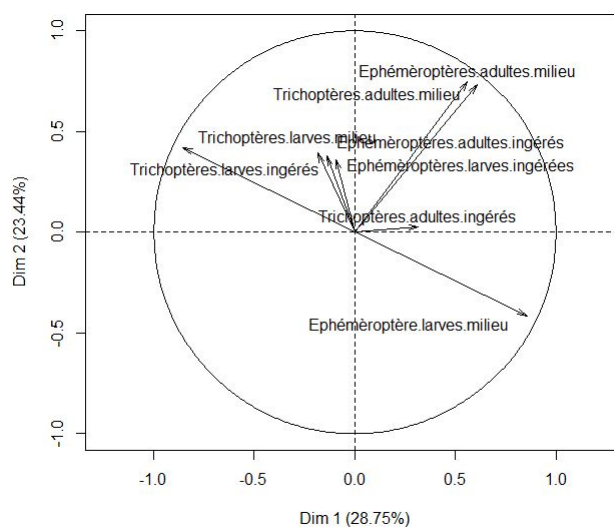


FIGURE 31 – Analyse en composantes principales illustrant les corrélations entre les Ephéméroptères et les Trichoptères aux stades adulte et larvaire présents dans le milieu et les Ephéméroptères et les Trichoptères aux stades adulte et larvaire trouvés dans les contenus stomacaux

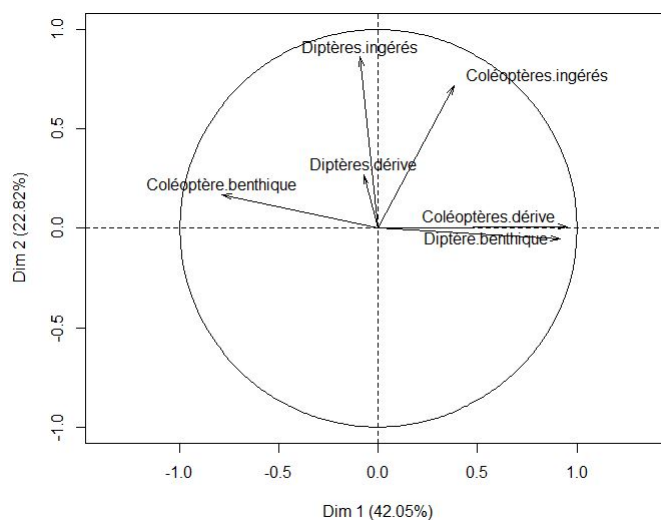


FIGURE 32 – Analyse en composantes principales illustrant les corrélations entre les Diptères et les Coléoptères présents dans le milieu et les Diptères et les Coléoptères trouvés dans les contenus stomacaux

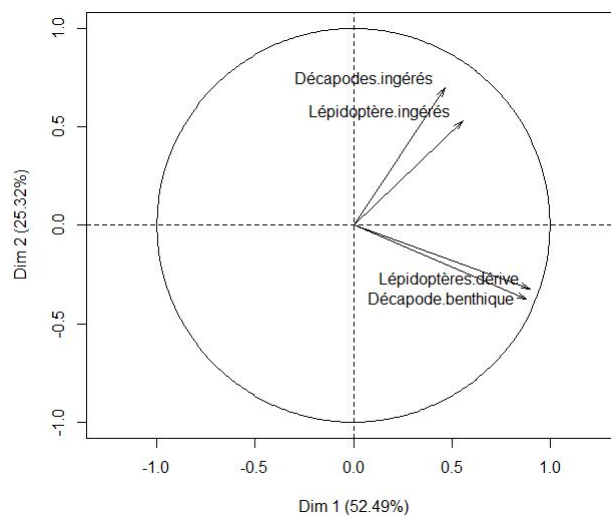


FIGURE 33 – Analyse en composantes principales illustrant les corrélations entre les Lépidoptères et les Décapodes présents dans le milieu et les Lépidoptères et les Décapodes trouvés dans les contenus stomacaux

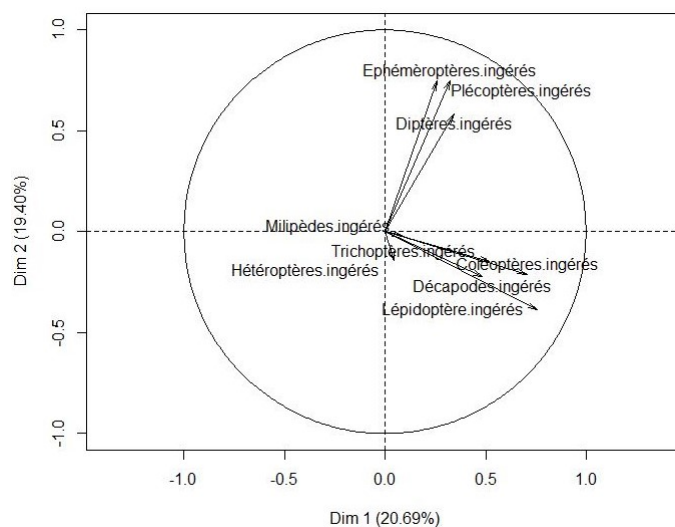


FIGURE 34 – Analyse en composantes principales illustrant les corrélations entre les différents ordres ingérés par les TAEC

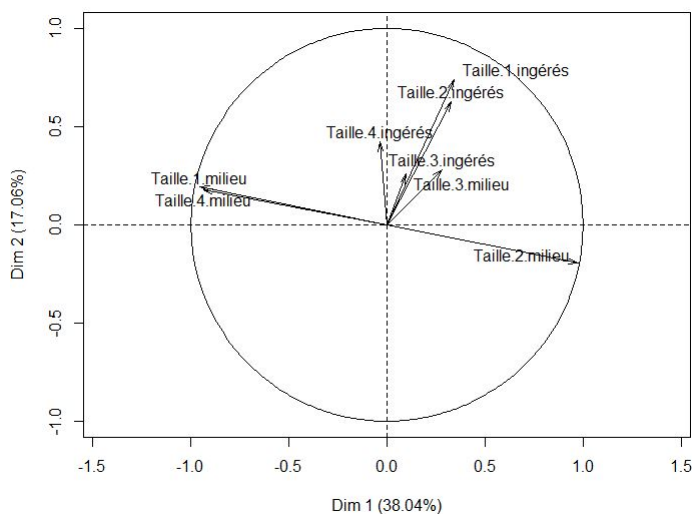


FIGURE 35 – Analyse en composantes principales illustrant les corrélations entre les tailles de proies présentes dans le milieu et la taille des proies trouvées dans les contenus stomacaux

se nourrissaient également dans les autres classes de taille.

Mis à part pour la taille 3, les variables des invertébrés ingérés sont relativement indépendantes de l'abondance des proies de différentes tailles disponibles dans le milieu, montrant une consommation indépendante de la taille des proies.

5.4 Différence de comportement alimentaire entre truite fario sauvage et TAEC de pisciculture en ruisseau

Il ressort des différentes pêches à la ligne effectuées durant la période étudiée que les esches naturelles, ou en tout cas le vers de terre, se révèlent attractives pour tous les salmonidés présents dans la rivière, aussi bien pour les poissons sauvages que pour les poissons introduits. L'esche artificielle, plus révélatrice d'un comportement vraisemblablement aberrant au niveau alimentaire, n'était consommée que par les truites arc-en-ciel introduites dans le cours d'eau. Cette esche fut tout de même moins efficace que le vers pour capturer des truites arc-en-ciel. Ces résultats sont visibles à la figure 36.

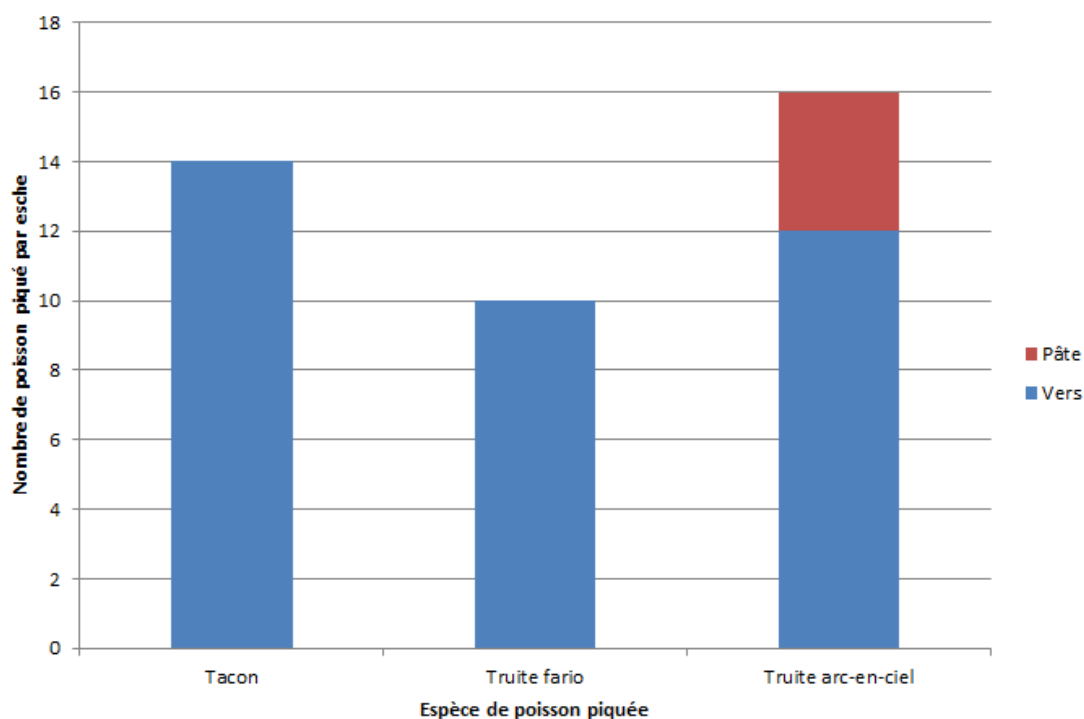


FIGURE 36 – Comparaison du nombre d'espèces pêchées avec les deux esches différentes

6 Discussion

6.1 Analyse qualitative des contenus stomacaux

6.1.1 Description générale

Nos résultats montrent que 94% de la prise alimentaire des TAEC telle que reflétée par les contenus stomacaux et exprimée en termes d'effectifs était d'origine animale, composée uniquement d'invertébrés (figure 25). Un régime alimentaire entièrement insectivore des TAEC de pisciculture déversées en milieu naturel a également été observé par Hassani et al. (2002). Ceci va à l'encontre d'une hypothèse parfois évoquée au sein du monde de la pêche selon laquelle les TAEC de pisciculture seraient incapables de trouver des proies en milieu naturel et se nourriraient essentiellement de particules non alimentaires ressemblant à des granulés d'élevage (morceaux de bois, graines d'aulnes, graviers,...). Seulement 6% des particules identifiées dans les estomacs des TAEC de notre étude sont des particules non-alimentaires, ce qui n'est pas spécialement révélateur d'une alimentation aberrante (voir point 6.1.4). Par conséquent, les TAEC de pisciculture déversées dans l'Aisne montrent bien un comportement de prédation sur la faune aquatique locale.

Les TAEC utilisées pour l'expérience ont grossi en étang puis ensuite en bassins extérieurs synthétiques, alimentés directement par l'eau non filtrée de l'Aisne. Elles étaient donc en contact de manière plus ou moins récurrente avec des proies naturelles (invertébrés benthiques et invertébrés tombant à la surface de l'eau). Selon Ware (1971), les TAEC sont capables d'apprendre à reconnaître leurs proies. Le fait que les contenus stomacaux soient composés majoritairement de particules d'origine animale pourrait provenir d'un apprentissage des TAEC à la reconnaissance des proies naturelles durant leur séjour en étang et/ou en bassin extérieur.

6.1.2 Contenu en invertébrés

Approche taxonomique

En termes méthodologiques, l'approche taxonomique a des avantages et des inconvénients. Parmi les avantages, il est possible de dénombrer les taxons présents dans les contenus stomacaux, ce qui permet ensuite de comparer quantitativement la "prise alimentaire" des TAEC avec l'abondance des proies dans le milieu. Néanmoins, elle est moins précise que l'approche génétique car, avec la digestion, l'identification des proies au-delà de l'ordre n'est pas souvent envisageable et certaines proies peuvent tout à fait passer inaperçues.

L'approche taxonomique révèle la présence dans les estomacs de divers taxons d'invertébrés terrestres mais surtout aquatiques (figure 26). Parmi ces invertébrés, les Ephéméroptères sont l'ordre largement le plus ingéré (92% du nombre total d'invertébrés ingérés). Les deux autres ordres les plus ingérés sont les Diptères (3%) et les Coléoptères (2%). Hassani et al. (2002) observent quant à eux une majorité de Diptères à l'état larvaire dans les estomacs des TAEC. Leur étude a eu lieu en lac, qui renferme vraisemblablement plus de larves de Diptères que l'Aisne.

Face à la pression des activités anthropiques, les populations d'insectes aquatiques et notamment les libellules ont subi un déclin au cours du siècle dernier en Wallonie (Goffart, 2006). Des mesures ont été mises en place pour préserver ces invertébrés et en particulier ceux bénéficiant d'un statut de conservation en vertu de la loi sur la conservation de la nature du 12 juillet 1973 et directive Faune Flore Habitats 92/43/CEE (Coléoptères et Odonates). Il est dès lors primordial de mesurer l'impact potentiel d'empoisonnements de TAEC sur ces taxons. Malgré la présence d'Odonates dans la zone étudiée, aucune larve de libellule n'a été retrouvée dans les contenus stomacaux. Concernant les Coléoptères, seul des Coléoptères terrestres dérivant au gré du courant ont été identifiés dans les contenus stomacaux.

Les espèces exotiques envahissantes sont de plus en plus présentes dans les cours d'eau wallons. Les écrevisses envahissantes posent des problèmes majeurs. Par exemple, en Espagne, selon Rodriguez et al. (2005), 99% du couvert en macrophytes, 71% des espèces de macro-invertébrés, 83% des espèces d'amphibiens et 52% des espèces d'oiseaux auraient disparus d'un plan d'eau suite à l'introduction de l'écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*). Dans l'Aisne, nous avons observé dans l'estomac de plusieurs TAEC la seule espèce exotique envahissante que nous avons pu identifier dans le cours d'eau, à savoir l'écrevisse de Californie ou écrevisse signal (*Pacifastacus leniusculus*).

Approche génétique

L'approche génétique est complémentaire à l'approche taxonomique puisqu'elle permet théoriquement une identification plus précise des taxons (potentiellement jusqu'à l'espèce). Néanmoins, elle ne permet pas une approche quantitative mais uniquement semi-quantitative avec des nombres de séquences observées plutôt que des nombres d'individus. De plus l'identification jusqu'à l'espèce est parfois hasardeuse (voir développement point 6.1.3). Le caractère éronné des identifications est vraisemblablement dû à un manque d'informations dans les bases de données disponibles actuellement.

Les résultats de l'approche génétique (table 4 et suivante et annexe C.8 et suivantes) confirment le plus souvent les résultats de l'approche taxonomique. Tout d'abord, l'ordre des Ephéméroptères est l'ordre le plus abondamment retrouvé en termes de nombre de séquences. Ensuite, nous n'avons observé aucune séquence génétique de famille d'invertébrés aquatiques comprenant des espèces bénéficiant d'un statut de conservation. Enfin, l'ADN d'écrevisses du genre *Pacifastacus* a également été observée.

6.1.3 Contenu en poissons

Approche taxonomique

Selon cette approche, aucun poisson n'a été observé dans les contenus stomacaux et ce malgré la densité de poissons présente dans cette portion de l'Aisne (environ 100 kg/ha, selon les résultats de la pêche électrique du 19 avril 2018). Cette biomasse est intermédiaire entre celle du ruisseau de Bilstain à Bilstain (31 kg/ha de en 2018) et le ruisseau de Vaux à Nessonvaux (429 kg/ha en 2018), deux cours d'eau wallons salmonicoles (Demol, 2019).

De plus, de nombreux poissons dans l'Aisne étaient de taille suffisamment petites pour être potentiellement ingérés par les TAEC. Par exemple, pour les chabots, 774 individus, soit 56% de la population, mesurant 6 cm ou moins étaient présents dans la zone d'étude (figure 9). Par conséquent, malgré l'abondance en proies potentielles, les TAEC déversées dans l'Aisne ne semblent pas se nourrir des poissons en place.

Approche génétique

Bien que les résultats de cette approche donnent une identification qui va jusqu'à l'espèce, les résultats n'ont été retenus que jusqu'au niveau du genre car de nombreuses erreurs dans l'identification des espèces sont à déplorer. Par exemple, l'approche génétique indique que 8428 séquences d'*Oncorhynchus gilae* seraient présentes en moyenne dans les échantillons avec un indice de fiabilité de 0,95 (table C.8). Cette espèce correspond à la truite apache dont l'aire de répartition est située en Arizona. L'ADN observé, en si grandes quantités appartient plutôt à *Oncorhynchus mykiss*, la TAEC dont les contenus stomacaux ont été prélevés. De telles erreurs concernent également les genres : *Esox* (*Esox flaviae* identifié, alors qu'il s'agit plutôt de *Esox lucius* ; *Salmo* (*Salmo ischchan* identifié, alors qu'il s'agit plutôt de *Salmo salar* ou *Salmo trutta* ; ou le genre *Onchorhynchus* (*Oncorhynchus chrysogaster*) identifié alors qu'il s'agit plutôt de *Oncorhynchus mykiss*).

Contrairement à l'approche taxonomique, l'approche génétique a débouché sur l'identification d'ADN de poisson et notamment d'ADN du chabot (*Cottus sp.*), une espèce protégée via la directive Faune Flore Habitats (92/43/CEE). Néanmoins seulement 11 séquences de *Cottus sp.* ont été observées. Ces séquences sont très probablement dues à une contamination croisée. En effet, lors des prélèvements des contenus stomacaux, il n'était pas prévu d'effectuer une analyse génétique. Aucune précaution n'a donc été prise pour éviter la contamination. Ainsi, l'ADN de chabot observée proviendrait vraisemblablement du matériel utilisé (bassines pour transporter les poissons) ou de l'eau de la rivière elle-même. Ce type d'analyse est extrêmement sensible : en filtrant l'eau d'une rivière, il est possible d'en connaître tous les habitants. De plus, selon L.M. Pigneur (communication personnelle) on ne peut définir un seuil de fiabilité qu'à partir de 300 séquences observées. Entre 150 et 300 séquences on doit parler de présence probable.

Les autres genres de poissons observés correspondent aux espèces suivantes : le goujon (314 séquences), la loche franche (108 séquences), le brochet (57 séquences) et le chevesne (14 séquences) (table C.8 et suivantes). Ces séquences sont présentes en faible nombre comparé aux genres les plus consommés par les TAEC (ex : 114 000 pour le genre *Takobia* (Baetidae)). Il est dès lors très probable que ces séquences soient présentes à cause de contaminations croisées (eau de la rivière, bassine pour le transport des poissons). C'est d'autant plus vrai que les poissons sont des animaux de taille plus importante que la plupart des invertébrés. Ils devraient dès lors être représentés par un grand nombre de séquences d'ADN. De plus, aucun reste de poisson n'a été observé visuellement.

Le brochet, absent dans le ruisseau au moment de la pêche électrique d'avril 2018, était bien présent sur le site du CoSMos. En effet, le conservatoire avait alloué un étang à la reproduction de brochets et à la production de brochetons. Il est dès lors possible que des brochets ou de l'ADN de ces poissons se soient retrouvés dans la rivière ou sur le matériel avec lequel les contenus stomacaux des TAEC ont été prélevés.

6.1.4 Contenu en particules non alimentaires

Il est difficile de mettre en évidence une possible alimentation inadaptée des TAEC déversées dans un milieu où elle ne sont pas naturellement présentes. Les 6% de particules non-alimentaires (figure 25) retrouvées dans les estomacs ne sont pas nécessairement le reflet d'une alimentation aberrante et sont peut-être sim-

plement liés à l'aspiration de substrats lors de l'ingestion d'une proie. Dans une étude de Tippet & Moyle (1978), jusqu'à la moitié du contenu stomacal de TAEC sauvages était composée de débris. Par contre, lorsque l'on observe les différences de comportement alimentaire entre TAEC domestiques et truites fario de rivière, les TAEC d'empoissonnement semblent avoir un comportement alimentaire différent de la truite fario sauvage. En effet, alors que cette dernière a été capturée exclusivement à l'aide de vers de terre, les TAEC ont été capturées à la fois à l'aide de pâte artificielle et de vers de terre. Nous en déduisons que les TAEC déversées ont tout de même une propension à se nourrir d'éléments "aberrants", n'ayant aucune valeur nutritive. Ce comportement vient vraisemblablement d'une part, de l'alimentation artificielle qu'elles ont connu la majeure partie de leur vie en pisciculture et d'autre part, de la compétition importante qui régnait dans les bassins durant l'élevage (Benhaïm, 2011). Même si les TAEC déversées ont montré une certaine propension à consommer des aliments n'ayant aucune valeur nutritive, les particules non-alimentaires ne représentaient qu'une minorité de leur alimentation.

6.2 Relation entre prédation et abondance des proies dans le milieu

Quantitativement, l'ingestion des invertébrés par les TAEC est faible en nombre comparativement aux invertébrés dans le milieu (figure 27). Une TAEC déversée consommera en moyenne en une journée, selon les ordres, entre 0,003% et 0,032% des effectifs d'invertébrés présents. Plus spécifiquement, dans le ruisseau, les 255 TAEC déversées (soit une densité de 250kg/ha), auraient consommé de 0,64% des Plécoptères à 8,25% des Ephéméroptères présents dans le ruisseau. Ces chiffres ne sont pas très élevés sans pour autant être négligeables. En effet, les TAEC consomment tout de même 8,25% des Ephéméroptères ce qui a deux conséquences. Primo, les TAEC déversées entrent en compétition avec les autres espèces se nourrissant d'Ephéméroptères. Cependant il est difficile, avec les résultats de cette étude, de quantifier l'importance de cet impact indirect de la prédation des TAEC sur la faune aquatique de la rivière (voir paragraphe suivant). Secundo, bien que ne comprenant aucune espèce protégée en Wallonie, de nombreuses espèces d'Ephéméroptères sont menacées en France (UICN, 2018). Certains genre retrouvés dans les estomacs des TAEC correspondent à des genres de certaines espèces menacées.

La disponibilité des proies fait référence à leur exposition possible à la prédation. Des proies cachées dans des graviers ne seront pas disponibles alors que des proies présentes sur la surface du substrat le seront. Selon Ware (1972), l'exposition des proies est un facteur primordial pour leur détection par les TAEC. Il

est donc impossible de nuancer ces résultats sans connaître la part de l'abondance des proies qui est réellement disponible pour les poissons dans le milieu. Si seulement 15% des invertébrés étaient effectivement disponibles, une consommation de 8,25% des invertébrés totaux correspondrait à 55% de la quantité d'invertébrés disponibles. Si 95% des proies étaient disponibles, alors la consommation des TAEC serait beaucoup plus faible, en termes relatifs.

Ces résultats laissent entendre que l'impact des empoissonnements de TAEC sur les invertébrés est fonction de la densité de TAEC déversée. Par exemple, si une limite arbitraire de perte de 10% des Ephéméroptères est fixée, les empoissonnements ne pourront pas excéder 295 kg/ha par an. Ce n'est pas le cas de tous les empoissonnements en Wallonie. Certaines sociétés de pêche (La Roche-Tangissart) empoissonnent sur la Thyle, jusqu'à 12,5 tonnes/ha de truites chaque année (Xavier Rollin, communication personnelle), ce qui, vu les chiffres énoncés ci-dessus, a un impact potentiellement très important sur les invertébrés aquatiques de la Thyle.

Pour certains ordres d'invertébrés, l'ingestion des TAEC semble bien corrélée avec l'abondance de ces invertébrés dans le milieu. Cette observation est mise en évidence pour les Ephéméroptères à la figure 28. Les ACP montrent également une corrélation entre la consommation de certains ordres et leur présence dans le milieu. Ce phénomène est observé sur les figures 32 et 30 avec la consommation en Diptères et Plécoptères corrélées à la présence respective de ces ordres dans la dérive. Cela suppose que la prise alimentaire des TAEC est fonction de la richesse alimentaire du milieu dans lequel elles sont déversées. En corollaire, l'ingestion volontaire devrait être plus élevée en milieu très riche que dans un milieu renfermant naturellement peu d'invertébrés.

Comme illustré à la figure 34, il arrive que les effectifs de certains ordres dans les contenus stomacaux soient fortement corrélés entre eux. La présence d'Ephéméroptères dans les estomacs est corrélée avec celle des Plécoptères et des Diptères. Pour les deux premiers ordres mentionnés, cette corrélation peut s'expliquer par le fait que ces deux ordres sont proches de par leur morphologie et leur localisation dans le cours d'eau (larves benthiques se déplaçant sur et sous les pierres du lit du ruisseau, Tachet et al., 2010). La présence de Décapodes dans les contenus stomacaux, est corrélée quant à elle à la présence de Coléoptères (tous terrestres) et de Lépidoptères. Ces deux "groupes de corrélations" contiennent à la fois des animaux provenant du benthos et de la dérive. Nous pouvons en déduire que les TAEC de pisciculture déversées dans l'Aisne se nourrissent à la fois sur le fond,

dans la colonne d'eau et/ou en surface.

Par contre, le vecteur qui représente des invertébrés ingérés de taille 3 étant petit (figure 35), aucune corrélation entre la taille des invertébrés et leur consommation par les TAEC n'a pu être observée. En effet, il aurait été possible que les TAEC préfèrent se nourrir de proies plus ou moins conséquentes, mais aucun résultat de cette expérience ne confirme cette hypothèse.

6.3 Évolution temporelle du poids, évolution de la prise alimentaire, temps de séjour et survie apparente des TAEC déversées dans l'Aisne

6.3.1 Évolution du poids et survie apparente

Le temps de séjour moyen des TAEC dans le cours d'eau était de 11 jours. 70% des poissons ont passé 5 jours dans le cours d'eau avant d'être recapturés. Lors de la pêche électrique du 6 octobre, la seule TAEC capturée avait séjourné 95 jours dans le cours d'eau. Il s'agit du temps de séjour le plus long observé. Il ressort de ces résultats que le temps de séjour des TAEC dans l'Aisne à Erezée fut relativement court pour la majorité des individus.

Les résultats montrent que plus de 90% des TAEC voient leur masse corporelle diminuer suite à leur séjour dans le ruisseau. Cette perte de masse, qui peut être importante dans certains cas (jusqu'à de 25%), n'est apparemment pas due à un milieu pauvre en ressources alimentaires. De nombreuses proies potentielles sont présentes sous la forme de divers poissons (table 2) et d'invertébrés (figure 12). Nous pouvons donc estimer la capacité biogénique de l'Aisne à Erezée à $\overline{VI}$ sur un maximum de $\overline{X}$ en suivant la méthodologie de Huet (1949), ce qui confirme la richesse nutritionnelle relative du cours d'eau à Erezée.

Cette perte de masse est également exprimée via une baisse du coefficient de Fulton qui passe de 1,19 à 1,05 suite au séjour dans l'eau. Ce coefficient est plus élevé que celui des truites fario sauvage de l'Aisne, qui tourne autour de 1,01. Plus le coefficient est grand pour un poisson de même taille, plus la surface de contact entre le poisson et le courant du ruisseau est grande et plus il perd d'énergie pour s'y maintenir. Les TAEC déversées dépensent donc plus d'énergie que les truites fario sauvages pour un même type de déplacement.

Par contre, les TAEC ayant grossi ou maintenu leur masse (7% des TAEC repêchées) semblent capables de s'adapter aux conditions de la rivière et de devenir des prédateurs de plus en plus performants. Néanmoins, de juillet à octobre 99,5% des poissons ont disparu du cours d'eau. Ces poissons sont pour la plupart morts. Ces résultats sont cependant à prendre avec précautions puisque l'été 2018 a été particulièrement chaud et sec, avec un débit minimal de $0,037 \text{ m}^3/\text{s}$ (débit le plus bas jamais enregistré depuis 1998) et une température maximale de l'eau de $22,5^\circ\text{C}$. La littérature (Casabon & Cuinat, 1963) confirme une mortalité importante (100% de mortalité en huit mois) pour des TAEC de pisciculture déversées en rivière.

Cette mortalité est due à plusieurs facteurs dont un est étudié dans ce travail, il s'agit de l'alimentation inadéquate des TAEC en termes quantitatifs (point 6.3.2). Les autres facteurs consistent tout d'abord en une prise de risques importante face aux prédateurs pour accéder à la nourriture (Biro et al., 2004 et Benhaïm, 2011). En second lieu, les TAEC ont, dans le ruisseau, de grandes dépenses énergétiques via leur coefficient de condition de Fulton élevé, ou via une faible efficacité de leurs performances de nage (Benhaïm, 2011). Les TAEC de pisciculture meurent alors d'épuisement (Meyer et al., 2012). Dans une étude de Ware (1972), il ressort que les TAEC qui ont faim augmentent leurs déplacements pour rester proche des sources de nourriture, ce qui augmente encore leurs dépenses en énergie.

6.3.2 Aspects quantitatifs et temporels de la prise alimentaire

Les poids relatifs des contenus stomacaux ont été comparés avec une référence (Laird & Needham, 1988). Il en ressort que pour une eau à 14°C (la température du ruisseau valant en moyenne de 15°C sur la durée de l'expérience, depuis la première pêche électrique), les besoins journaliers en matière sèche d'une truite arc-en-ciel pesant entre 150 et 600g sont de 1,7% de sa masse. Selon Rodehutsord & Pfeffer (1999), les besoins d'entretien représentent 30% de l'énergie digestible. Les besoins journaliers en masse d'une TAEC pour répondre à ses besoins énergétiques d'entretien sont donc de 0,51% de sa masse. Les résultats (figure 23) montrent que près de 90% des TAEC recapturées ont une masse du contenu stomacal inférieure à 0,5% de leur masse corporelle. Or, il ne s'agit pas de matière sèche. Concernant les apports en matière sèche, il est possible qu'encore plus de TAEC se retrouvent sous le seuil de 0,51%. En sachant que la faim déclenche un comportement de prédation chez la TAEC (Ware, 1972), des poissons maigrissant devraient avoir faim et se nourrir en conséquence. Or, Les TAEC de l'expérience ne se nourrissent pas assez, vraisemblablement à cause de leur inefficacité à s'alimenter plutôt qu'à

cause d'une absence de comportement de prédation.

Toutefois, la figure 24 indique que les poids des contenus stomacaux rapportés à la masse des TAEC augmentent au cours du temps. Ce phénomène est dû à deux choses. La première est que le fait que les poissons présents dans l'eau après un grand temps de séjour sont ceux qui sont capables de se maintenir sans mourir durant cette période. Il s'agit vraisemblablement des poissons capables de s'alimenter en plus grandes quantités. Les poissons repêchés après 5 jours comprennent des TAEC s'alimentant et d'autres pas du tout. La deuxième est peut être un effet d'apprentissage. Selon Ware (1971), les TAEC sont capables d'apprendre visuellement à reconnaître de nouvelles proies à partir de quatre jours d'exposition à ces proies.

6.4 Politiques d'empoissonnement

En tenant compte des résultats de cette étude, il est possible d'émettre quelques préconisations quant à la modalité des déversements de salmonidés en Wallonie.

Les empoissonnements devraient rester sujets à une autorisation pour éviter de déverser des truites dans des zones problématiques comme des ruisseaux contenant encore l'écrevisse à pattes rouge (indigène et protégée), ou d'autres espèces protégées pour lesquelles l'impact des empoissonnements n'a pas encore été quantifié. Cette autorisation éviterait également de déverser des poissons en trop grande quantité par rapport à la capacité d'accueil de l'habitat.

Les poissons déversés devraient, pour bien faire, être des individus triploïdes, et donc stériles. Car bien qu'aucun cas de reproduction réussie n'ait été observé en Belgique, il n'est pas impossible que cet événement arrive un jour. En effet, en France, des reproductions ont déjà eu lieu (Conti et al., 2016), et en Belgique, des tentatives de fraie ont déjà été observées (Neus, communication personnelle).

Enfin, les empoissonnements en truites fario devraient être remplacés par des empoissonnements de TAEC triploïdes. Les truites fario déversées actuellement en Wallonie s'hybrident avec les truites fario sauvages posant des problèmes d'introgression génétique (Flamand, 2015). Le fait de remplacer les truites fario d'élevage par des truites arc-en-ciel d'élevage permettrait également aux pêcheurs de reconnaître quel poisson est à prélever (TAEC) et quel poisson est au contraire à relâcher.

Cette solution permettrait de répondre à la demande sociale des pêcheurs tout réduisant un maximum l'impact des déversements pour la pêche de loisir sur la faune aquatique des rivières.

7 Conclusion

Au terme de ce travail il est pertinent de se demander en quoi est ce que les résultats répondent à la question générale de recherche : "Quels sont les effets de la prédation de la truite arc-en-ciel sur la faune aquatique d'un ruisseau ardennais, en particulier sur les espèces qui bénéficient d'un statut de protection par le législateur wallon (Loi sur la conservation de la nature du 12 juillet 1973 et directive Faune Flore Habitats 92/43/CEE)" ?

Premièrement, les résultats ont montré que les estomacs sont souvent vides ou contiennent peu d'éléments. 94% des éléments ingérés par les TAEC étaient d'origine animale. Toutefois, aucune ingestion de poisson n'a été observée. La totalité des particules animales identifiées étaient des invertébrés. Par conséquent, le régime alimentaire des TAEC déversées n'est nullement piscivore dans nos conditions. De plus, aucune espèce bénéficiant d'un statut de conservation n'a pu être identifiée dans les contenus stomacaux.

L'ordre le plus consommé par les TAEC était celui des Ephéméroptères (92% des animaux ingérés). Cette ingestion est proportionnelle au nombre d'insectes de cet ordre présents dans le ruisseau. Pour la première fois en Wallonie le nombre d'invertébrés ingérés par les TAEC de déversement a été calculé et comparé à l'abondance de ces invertébrés dans le milieu tant sur le fond que dans la dérive. Il en ressort que, pour 250 kg/ha de TAEC déversées, selon les ordres, entre 0,64% et 8,25% des invertébrés du cours d'eau ont été consommés par les TAEC durant leur séjour assez court dans le ruisseau. Néanmoins, sur base de nos données il est difficile d'estimer si cela représente une concurrence alimentaire faible, modérée ou importante pour les espèces en place se nourrissant d'invertébrés dans l'Aisne à Erezée.

La prise alimentaire globale des poissons estimée sur une base pondérale a généralement été faible : 70% des contenus stomacaux contenaient une masse inférieure à 0,25% de la masse des TAEC capturées. Ce rapport semble toutefois augmenter avec le temps de séjour des truites dans le ruisseau, sans pour autant atteindre des valeurs pour laquelle les TAEC pourraient satisfaire leurs besoins nutritionnels de croissance et d'entretien en particulier sur un plan énergétique.

C'est donc sans surprise que les TAEC déversées ont montré un amaigrissement notable entre lâcher et recapture (-0,4% de masse par jour). Néanmoins 6% des individus n'ont pas perdu de masse ou en ont gagné durant leur séjour dans

l'Aisne.

Le coefficient de Fulton des TAEC (qui indique leur niveau d'embonpoint) a baissé également suite au temps de séjour dans le ruisseau et ce d'autant plus que ce séjour était long. Le temps de séjour des TAEC dans le ruisseau était en moyenne de 11 jours avec 70% des poissons ayant passés seulement 5 jours dans le ruisseau. En ce qui concerne la survie à moyen terme des TAEC, 99,5% des effectifs de TAEC déversées présents dans l'Aisne en juillet 2018 (164 TAEC) avaient disparu le 6 octobre. Ce qui indique que leur taux de mortalité est très élevé.

En conclusion, l'impact direct de la prédation des truites arc-en-ciel déversées dans le ruisseau Aisne semble faible et ne semble pas concerner les poissons en place et les espèces à statut de conservation. Cependant, les TAEC déversées dans l'Aisne consomment 8,25% des Ephéméroptères dans le cours d'eau. Or ces insectes représentent l'ordre prépondérant du ruisseau. Il en résulte une concurrence alimentaire qui est un impact indirect de la prédation des TAEC, et dont l'intensité n'a pas pu être déterminée dans ce travail.

8 Perspectives

Quelques idées d'expérimentations supplémentaires afin de pouvoir affiner ou généraliser les résultats obtenus dans la présente étude :

- Pooler les contenus stomacaux par date de capture des TAEC plutôt que tous ensemble avant l'analyse génétique pour pouvoir mieux comparer les nombres de séquences trouvées avec l'abondance des proies dans le milieu à un moment donné ;
- Prélever le contenu stomacal des TAEC de manière non létale (tubage gastrique comme effectué par exemple par Gaudin, 1981 et 1984) pour observer l'évolution temporelle de la prise alimentaire d'un individu sous réserve des autorisations des comités d'éthique ad hoc ;
- Effectuer la même expérience dans des cours d'eau de capacités biogéniques différentes afin de voir si le nombre d'invertébrés consommés par rapport à leur abondance dans le milieu change en fonction de la richesse du cours d'eau ;
- Effectuer la même expérience dans d'autres types de cours d'eau ou de masses d'eau (lacs, ruisseaux avec barrage de castors) ;
- Effectuer la même expérience avec des densités de poissons déversés différentes pour voir dans quelle mesure la consommation totale des TAEC évolue avec la densité de poissons déversés ;
- Effectuer la même expérience avec des TAEC et des truites fario d'élevage pour comparer leurs contenus stomacaux entre espèces et avec ceux des truites fario sauvages ;
- Peser les invertébrés du milieu et ceux des contenus stomacaux pour avoir un aperçu de la biomasse consommée par rapport à la biomasse du milieu ;
- Quantifier l'impact de la compétition alimentaire induite par les TAEC en comparant les contenus stomacaux de truites fario dans une zone contenant des TAEC déversées avec les contenus stomacaux de fario dans une zone sans déversement.

9 Bibliographie

9.1 Références provenant de la littérature

Barton, B., Pennel, W. Principles of salmoniculture. Developments in Aquaculture and Fisheries Science, n°29. pp 183 - 188.

Beauchamp, D. A. 1990. Seasonal and Diel Food Habits of Rainbow Trout Stocked as Juveniles in Lake Washington. Transactions of the American Fisheries Society, n° 119. pp. 475 - 482.

Begout Anras, M. L., Lagardere, J.P. 2004. Domestication et comportement chez les poissons téléostéens. INRA Prod. Anim., 2004, n°17. pp. 211 - 215.

Benhaïm, D. 2011. Caractérisation de l'adaptation comportementale des téléostéens en élevage : plasticité et effets de la domestication. Sciences agricoles. Université de La Rochelle.

Biro, P.A., Abrahams, M.V., Post, J.R., Parkinson, V.A. 2004. Predators select against high growth rates and risk-taking behaviour in domestic trout populations. Royal Society of London. Series B : Biological Sciences n°271. pp. 2223 - 2237

Boujard, T., Leatherland, J. F. 1992. Circadian rhythms and feeding time in fishes. Environmental Biology of Fishes, n°35. pp. 109 - 131.

Borror, D, Johnson, N., Tipplehorn, C. 1989. An introduction to the study of Insects - Sixth édition. Saunders College Publishing.

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

Brittain, J. E. 1982. Biology of Mayflies. Annual Review of Entomology, n°27(1), pp. 119 - 147.

Brokordt, K. B., Fernández, M., Gaymer, C. F. 2006. Domestication reduces the capacity to escape from predators. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, n°329. pp. 11 - 19.

Casaubon, J., Cuinat, R. 1963. Résultats des empoissonnements de truites d'élevage marquées dans quelques rivières du Puy-De-Dome, de 1958 à 1960. Bulletin

français de pisciculture, n°209. pp. 8 - 31.

Chinery, M. 1986. Insecte d'Europe occidentale. Arthaud.

Croisier, L. 2014-2015. Efficacité halieutique et impact génétique des empoissonnements de truite de rivière (*Salmo trutta fario*) sur l'Eau Noire en Belgique.

Demol, T. 2019. Synthèse des résultats des inventaires piscicoles réalisées par ou pour le Service de la Pêche (SPW – DGO3 - DNF) et la Direction Nature et Eau (SPW – DGO3 - DEMNA) en 2018.

Direction Nature et Eau (DEMNA - DGO3 - SPW), 2019.

Direction générale opérationnelle Agriculture, Ressources naturelles et Environnement (DGARNE), Département de la Ruralité et des Cours d'Eau (DRCE), Direction des Cours d'eau non navigables, 2019. Réseau de surveillance hydrométrique : Aqualim. Station : L6690 (Erezée). Cours d'eau : Aisne.

Eby, L.A., Roacj, J.W., Crowder B.C., Stanford, J.A. 2006. Effect of stocking-up freshwater food webs. Trends in Ecology and Evolution, n°21. pp. 576 - 584.

Epanchin, P.N., Knapp, R.A., Lawler, S.P. 2010. Nonnative trout impact an alpine nesting bird by altering aquatic insect subsidies. Ecology. Volume 89, n°8. pp. 2406 - 24015.

Filbert, R. B., Hawkins, C. P. 1995. Variation in Condition of Rainbow Trout in Relation to Food, Temperature, and Individual Length in the Green River, Utah. Transactions of the American Fisheries Society, n°124. pp. 824 - 835.

Flamand, M. C. 2015. Rapport truites.

From, J., Rasmussen, G. 1984. A growth model, gastric evacuation, and body composition in rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson, 1836. Dana, n°3. pp. 61 - 139.

Gall, G.A.E. and P.A. Crandell, 1992. The rainbow trout. Aquaculture n°100.

Gaudin, P., Georges, J.P. 1984. Le tubage gastrique chez les poissons : expérimentation chez la truitelle (*Salmo trutta*). Arch. Hydrobiol. pp 453 - 460.

Gaudin, P., Martin, E., Caillere L. 1981. Le tubage gastrique chez les poissons : mise au bien d'un équipement de test chez le chabot (*Cottus gobio*). Laboratoire d'Etude des Rythmes et Comportement. Structures et Mécanismes. E.R.A. - C.N.R.S. n° 849. pp. 8 -15.

Goffart, P. 2006. La conservation des libellules et la gestion de leurs habitats. Conservation et gestion. pp. 293 - 318.

Halver, J. E., Ashley, L. M., Smith, R. R. 1969. Ascorbic Acid Requirements of Coho Salmon and Rainbow Trout. Transactions of the American Fisheries Society, n°98. pp. 762 - 771.

Hanisch, J.R. 2016. Effect of stocked trout on native fauna of productive lakes. Departement of biological sciences. University of Alberta.

Huet, M. 1949. Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. Schweizerische Zeitschrift Für Hydrologie, N°11. pp. 332 - 351.

Huet, M. 1949. Appréciation de la valeur piscicole des eaux douces. Station de Recherches de Groenendaal Travaux - Série D. n°10. p. 1 - 55.

Huet, M. 1954. Biologie, profils en long et en travers des eaux courantes. Bulletin français de pisciculture. n° 175. pp. 42.

Hugg, D.O., 1996. MAPFISH georeferenced mapping database. Freshwater and estuarine fishes of North America. Life Science Software.

Ibn Majdoub Hassani, L., Khodari, M., Alaoui-Mhamdi, M. 2002. Étude du régime alimentaire de deux souches de truite arc-en-ciel marocaine et bulgare dans deux plans d'eau du Moyen-Atlas Amghass I et Amghass II. Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science n°15. pp. 165 - 176.

Jacob-Remaël, A. 1997. Insectes protégés de Wallonie. Insectes n°84. pp. 7 - 8.

Joanna, L., McGarvie, H., Sen P.C. 2007. Effects of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) on amphibians in productive recreational fishing lakes of British Columbia. Fisheries and aquatic sciences. NRC Research. pp. 1770 - 1780.

Johnsson, J. I. 2003. Group size influences foraging effort independent of predation risk : an experimental study on rainbow trout. *Journal of Fish Biology*, n°63. pp. 863–870.

Karataş, B., Arabaci, M., Önalın, S. 2017. Comparison of Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) and Brown Trout (*Salmo trutta* ssp) Dual Culture in Different Ratios and Growth Performances. Aquaculture Department, Faculty of Fisheries, Yüzüncü Yıl University, Van, Turkey.

Kubin, M., Rulik, M., Lusk, S., Závorka, L. 2018. Habitat degradation and trout stocking can reinforce the impact of flash floods on headwaert specialist Apline bullhead *Cottus poecilopus* - A case study from the Carpathians mountains. *Journal of applied ichthyology*. Volume 34, N° 4.

Kloppel, T. M., Post, G. 1975. Histological Alterations in Tryptophan-deficient Rainbow Trout. *The Journal of Nutrition*, n°105. pp. 861 - 866.

Laird, L., Needham, T. 1988. Salmon and trout farming. E. Horwood publ. Chichester. pp 66.

Legendre, P., Gallagher, E. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* n°121. pp. 271 - 280.

Love, M.S., C.W. Mecklenburg, T.A. Mecklenburg and L.K. Thorsteinson, 2005. Resource inventory of marine and estuarine fishes of the West Coast and Alaska : A checklist of North Pacific and Arctic Ocean species from Baja California to the Alaska-Yukon border. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey, Biological Resources Division.

MacCrimmon, H. 1971. World Distribution of Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. pp 663 - 704.

MacNeil, C., Elwood, R., W., Dick, J., T., A. 2001. BRIEF COMMUNICATIONS Persistence times of four amphipod species in the stomachs of brown trout. *Journal of Fish Biology*.

Marchetti, M. P. 2003. Effects of hatchery rearing on brain structures of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Environmental Biology of Fishes*, n°66. pp. 9 - 14.

Merlet, F. 2009. La qualité de l'eau du marais du Curnic : Evaluation par IBGN et

estimation des apports issus du bassin versant. Expertise et Gestion l'Environnement Littoral.

Meyer, A.K., High, B., Elle, F.S. 2012. Effects of Stocking Catchable-Sized Hatchery Rainbow Trout on Wild Rainbow Trout Abundance, Survival, Growth, and Recruitment. American fisheries society. Volume 141, n° 1. pp. 224 - 237.

Naman, S., Sharpe, C. 2011. Predation by hatchery yearling salmonids on wild subyearling salmonids in the freshwater environment : A review of studies, two case histories, and implication for management. Ecological interaction between Wild and Hatchery salmonids. pp. 21 - 27.

Nevada department of wildlife. Date non spécifiée. The life cycle of rainbow trout.

North, B. P., Turnbull, J. F., Ellis, T., Porter, M. J., Migaud, H., Bron, J., Bromage, N. R. 2006. The impact of stocking density on the welfare of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Aquaculture, n°255. pp. 466 - 479.

Page, L.M. and B.M. Burr, 1991. A field guide to freshwater fishes of North America north of Mexico. Houghton Mifflin Company. pp. 432.

Page, L.M. and B.M. Burr, 2011. A field guide to freshwater fishes of North America north of Mexico. Houghton Mifflin Harcourt. pp. 663.

Pearsons, T.M., Temple, G.M. 2007. Impacts of early stages of salmon supplementation and reintroduction programs on three trout species. North American Journal of Fisheries Management. Volume 27, n° 1. pp. 1 - 20.

Pearsons, T.M., Temple, G.M. 2010. Changes to rainbow trout abundance and salmonid biomass in a Washington watershed as related to hatchery salmon supplementation. Transactions of the American Fisheries Society. Volume 139, n° 2. pp. 502 - 520.

Price EO.. 1999. Behavioral development in animals undergoing domestication. Appl Anim Behav Sci n°65. pp. 245 - 271

Reisinger, W., Bauernfeind, E., Loidl, E. 2016. Guide entomologique du pêcheur à la mouche, de l'insecte naturel à son imitation. Les références Delachaux.

Richard, L. Bontron, J. O'Rourke, F. Cattaneo. 2014. Projet PIT tag : Efficacité du repeuplement en estivaux de truite dans deux rivières vaudoises.

Robins, C.R. and G.C. Ray, 1986. A field guide to Atlantic coast fishes of North America. Houghton Mifflin Company. pp. 354.

Rodehutsord, M., Pfeffer, E. 1999. Maintenance requirement for digestible energy and efficiency of utilisation of digestible energy for retention in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. Aquaculture n°179. pp. 95 - 107.

Rodríguez, C. F., Bécares, E., Fernández-aláez, M., Fernández-aláez, C. 2005. Loss of diversity and degradation of wetlands as a result of introducing exotic crayfish. Biological Invasions n°7. pp. 75 - 85.

Rollin, X. 2011. Politique des rempoissonnements du Service de la Pêche. Parcs & réserves n°. pp. 11 - 23.

Sanchez-Vazquez, F. J., Tabata, M. 1998. Circadian rhythms of demand-feeding and locomotor activity in rainbow trout. Journal of Fish Biology, n°52. pp. 255 - 267.

Scott, W.B., Crossman, E.J. 1973. Freshwater Fishes of Canada. Fisheries Research Board of Canada. Bulletin 184. pp. 184 - 191.

Simon, K.S., Townsend, C.R. 2003. Impacts of freshwater invaders at different levels of ecological organisation, with emphasis on salmonids and ecosystem consequences. Freshwater Biology. Department of Zoology, University of Otago, Dunedin, New Zealand. pp. 982 - 994.

Thrane, J.E. 2016. Light, temperature, and nutrients as drivers for primary productivity in phytoplankton. Institute of Biosciences. University of Oslo.

Tippets, W. E., Moyle, P. B. 1978. Epibenthic Feeding by Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*) in the McCloud River, California. The Journal of Animal Ecology, n°47. pp. 549 - 559.

UICN France, MNHN et Opie. 2018. La liste rouge des espèces menacées en France métropolitaine. Ephémères de France métropolitaine. Paris, France.

Vinatier, S. 2007. Tests non paramétriques. Complément de mathématiques. Faculté des sciences et techniques de Limoges.

Vincent, E.R. 1987. Effect of stocking catchable size of rainbow trout on two wild trout species in the Madison river and O'Ddell Creek, Montana. Montana department of fish, wildlife and parks.pp. 91 - 105.

Ware, D. M. 1971. Predation by Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*) : the Effect of Experience. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, n°28. pp. 1847 - 1852.

Ware, D. M. 1972. Predation by Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*) : the Influence of Hunger, Prey Density, and Prey Size. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, n°29. pp. 1193 - 1201.

Winz, R. 1985. A genetic basis for swim stamina differences between strains of the rainbow trout, *Salmo gairdneri*. Departement of zoology. University of British Colombia.

Wissinger, S. A., McIntosh, A. R., Greig, H. S. 2006. Impacts of introduced brown and rainbow trout on benthic invertebrate communities in shallow New Zealand lakes. Freshwater Biology, n°51. pp. 2009 - 2028.

9.2 Références provenant de sites internet

Biologie de la truite arc-en-ciel. Disponible sur : <https://www.fishbase.de/summary/oncorhynchus-mykiss.html>, consulté le 17/03/2019.

Conti, C., Desvignes, T., Didierlaurent, S. 2016. DORIS : *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792). Disponible sur : <https://doris.ffessm.fr/ref/specie/2308>

Cycle de vie de la truite arc-en-ciel. Disponible sur : <https://teara.govt.nz/en/diagram/19589/rainbow-trout-life-cycle> consulté le 17/03/2019.

Dimensions de la truite arc-en-ciel. Disponible sur : <https://www.nationalgeographic.com/animals/fish/r/rainbow-trout/>, consulté le 18/03/2019.

Energie renouvelable et environnement. Disponible sur : <http://hmf.enseeiht.fr/travaux/bei/beiere/content/2012-g05/libgn-definition-et-methode>, consulté le 26/12/17.

Life Pays Mosan. Disponible sur : <https://www.lifepaysmosan.eu/index.php?id=3323>, consulté le 10/08/2019

Matériel de pêche électrique. Disponible sur : <http://www.emaed.com/definition/peche-electrique-materiel-de-peche/>, consulté le 01/01/2018.

Nombre de permis de pêche vendus en Wallonie en 2018. Disponible sur : https://www.lavenir.net/cnt/dmf20190121_01284540/le-nombre-de-permis-de-peche-vendus-en-hauss, consulté le 17/07/2019.

Réalisation d'un IBGN. Diponible sur : <http://eduterre.ens-lyon.fr/thematiques/hydro/travail-coop/protocoles/ibgn/ibgntxt>, consulté le 24/12/2017.

Répartition de la truite arc-en-ciel. Disponible sur : https://www.aquamaps.org/receive.php?type_of_map=regular#, consulté de 16/03/2019.

Statut du protection des espèces en Wallonie. Disponible sur : [www.http://biodiversite.wallonie.be](http://www.biodiversite.wallonie.be), consulté le 17/03/2019.

9.3 Communications personnelles

Feltz Nicolas, 2019.

Neus Yvan, 2018 et 2019.

Pigneure Lise-Marie. 2019.

Rollin Xavier, 2018 et 2019.

Annexes

A Liste des abréviations

- ACP : Analyse en composantes principales
- ARNE : Agriculture, Ressources naturelles et Environnement
- BOLD : Barcode Of Life Data system
- CoSMos : Conservatoire du Saumon Mosan
- DEMNA : Département de l'Étude du milieu naturel et agricole
- OTU : Unité Taxonomique Opérationnelle
- SMCS : Service en méthodologie et calcul statistique
- SPW : Service public de Wallonie
- TAEC : Truite arc-en-ciel

B Annexe des matériels et méthodes

TABLE B.6 – Articulation temporelle des différentes expériences ayant eu lieu en 2018

Jeudi 19 avril	Pêche d’inventaire sur l’ensemble des secteurs
vendredi 20 avril	Inventaire des macro-invertébrés
Samedi 21 avril	Etude de la dérive
Mardi 24 avril	empoissonnement de 51 poissons soit 17 truites par secteur
vendredi 27 avril	Inventaire des macro-invertébrés
Samedi 28 avril	Etude de la dérive
Dimanche 29 avril	Pêche d’échantillonnage et prélèvement des contenus stomacaux
Samedi 5 mai	Pêche à la ligne
Mardi 8 mai	empoissonnement de 51 poissons soit 17 truites par secteur
vendredi 11 mai	Inventaire des macro-invertébrés
Samedi 12 mai	Etude de la dérive
Dimanche 13 mai	Pêche d’échantillonnage et prélèvement des contenus stomacaux
Samedi 19 mai	Pêche à la ligne
Mardi 22 mai	empoissonnement de 51 poissons soit 17 truites par secteur
vendredi 25 mai	Inventaire des macro-invertébrés
Samedi 26 mai	Etude de la dérive
Dimanche 27 mai	Pêche d’échantillonnage et prélèvement des contenus stomacaux
Samedi 2 juin	Pêche à la ligne
Mardi 5 juin	empoissonnement de 51 poissons soit 17 truites par secteur
vendredi 8 juin	Inventaire des macro-invertébrés
Samedi 9 juin	Etude de la dérive
Dimanche 10 juin	Pêche d’échantillonnage et prélèvement des contenus stomacaux
Samedi 16 juin	Pêche à la ligne
Mardi 19 juin	empoissonnement de 51 poissons soit 17 truites par secteur
vendredi 22 juin	Inventaire des macro-invertébrés
Samedi 23 juin	Etude de la dérive
Dimanche 24 juin	Pêche d’échantillonnage et prélèvement des contenus stomacaux
Samedi 30 juin	Pêche à la ligne

TABLE B.7 – Différentes combinaisons substrat - vitesse possibles

Vitesse superficielle V (m/s)	V	V > 1,5	1,5 > V > 0,75	0,75 > V > 0,25	0,25 > V > 0,05	V < 0,05
Support	S					
Bryophytes	9					
Spermaphytes immergés	8					
Éléments organiques grossiers (litière, branchages, racines)	7					
Sédiments minéraux de grande taille (pierres, galets) taille > 25mm	6					
Granulats grossiers 25mm > taille > 2,5mm	5					
Spermaphytes émergents de strate basse	4					
Sédiments fins organiques, "vases" < 0,1mm	3					
Sables et limons grains < 2,5mm	2					
Surfaces naturelles et artificielles (roches, dallessols) Blocs > 250mm	1					
Algues ou à défaut, marne et argile	0					

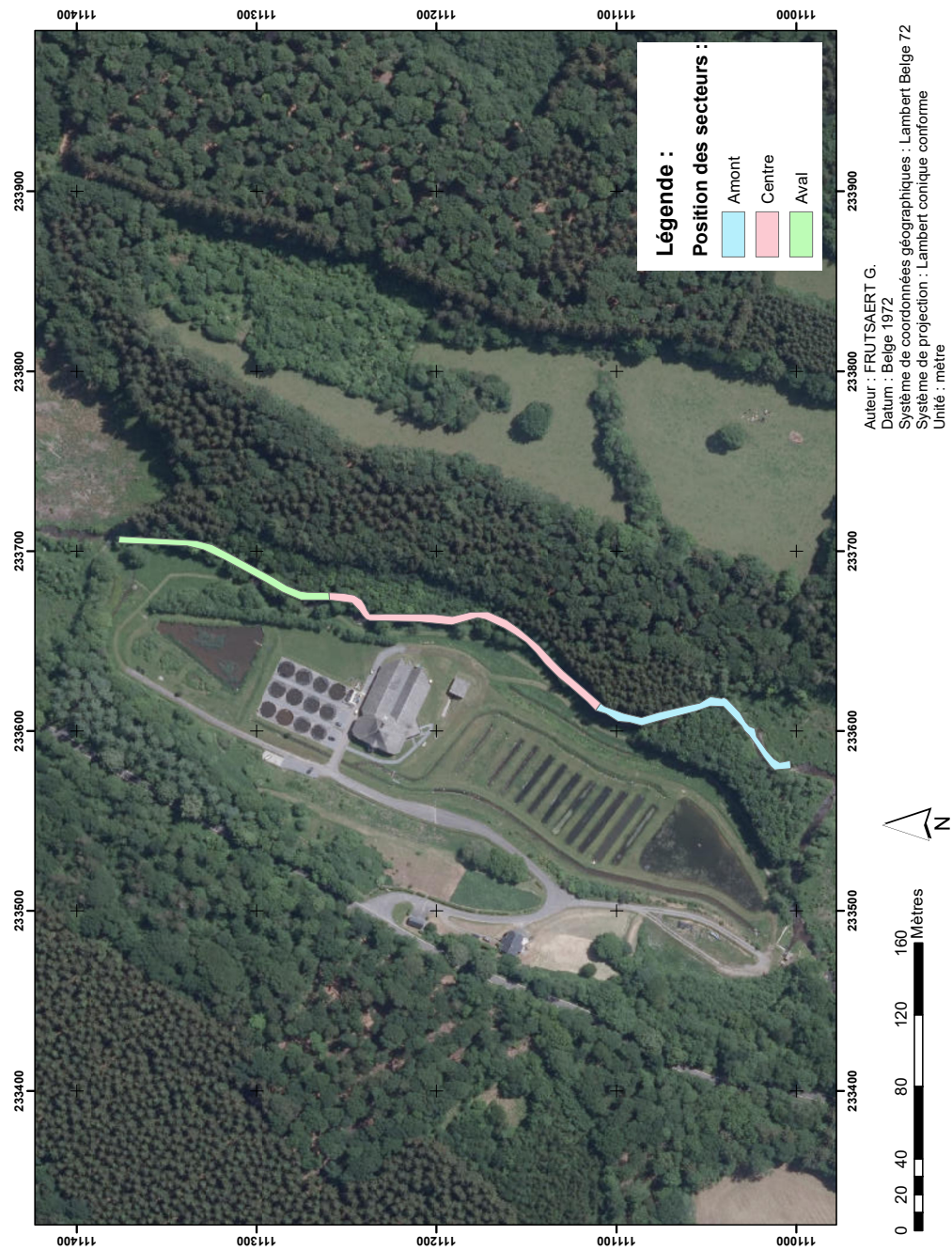


FIGURE B.1 – Secteurs d'empoisonnement

C Annexe des résultats

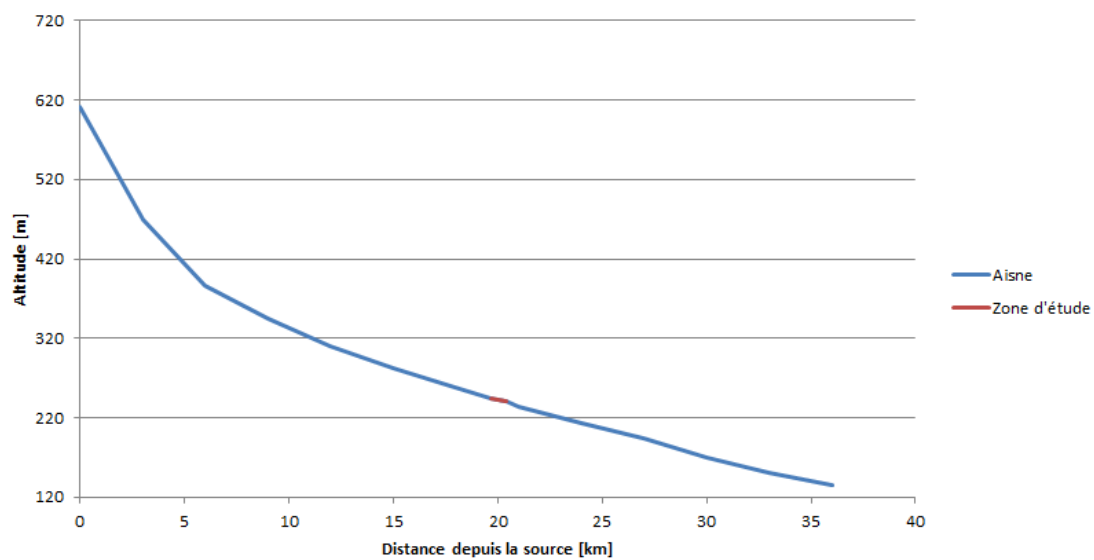


FIGURE C.2 – Profil altimétrique de l'Aisne depuis sa source jusqu'à sa confluence avec l'Ourthe (source : WalOnMap)

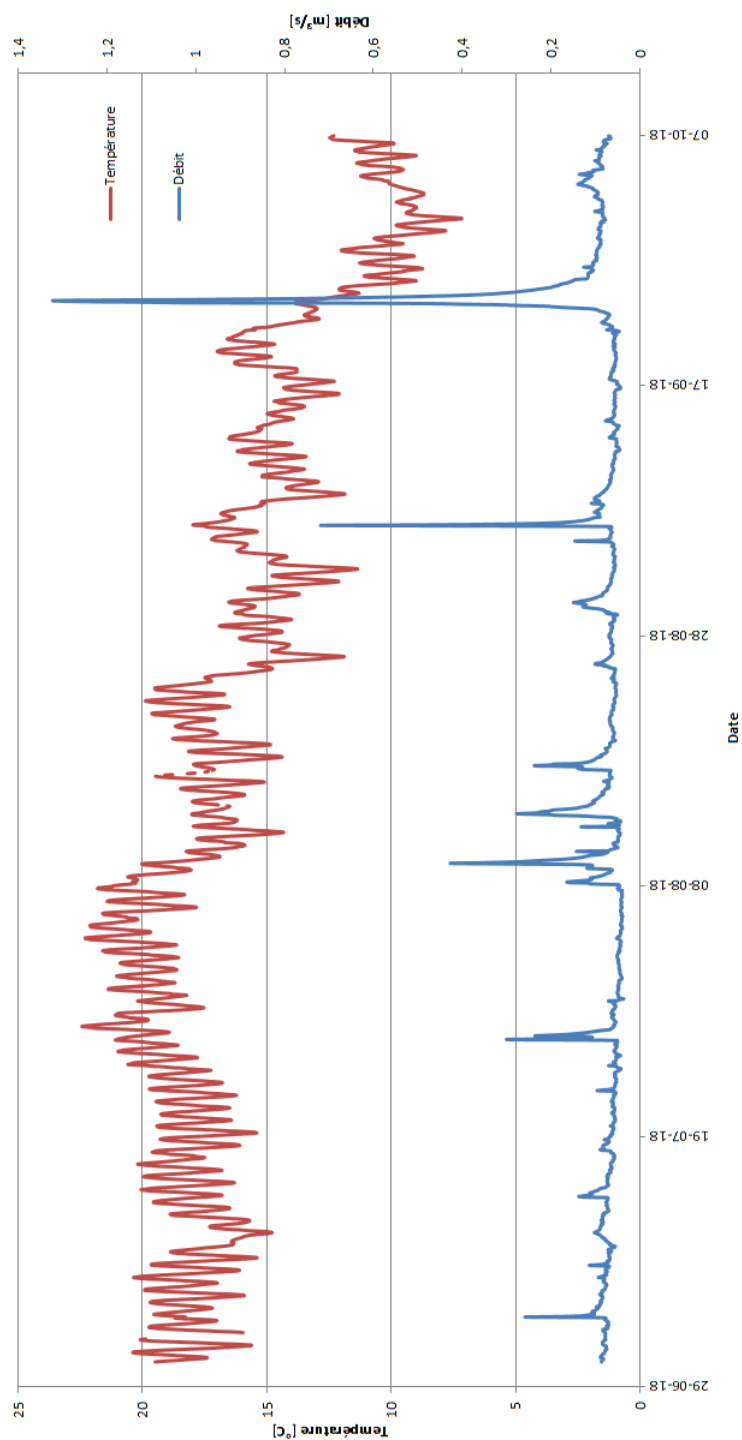


FIGURE C.3 – Débit et température de l'Aisne à Erezée du 03/07/2018 au 06/10/2018

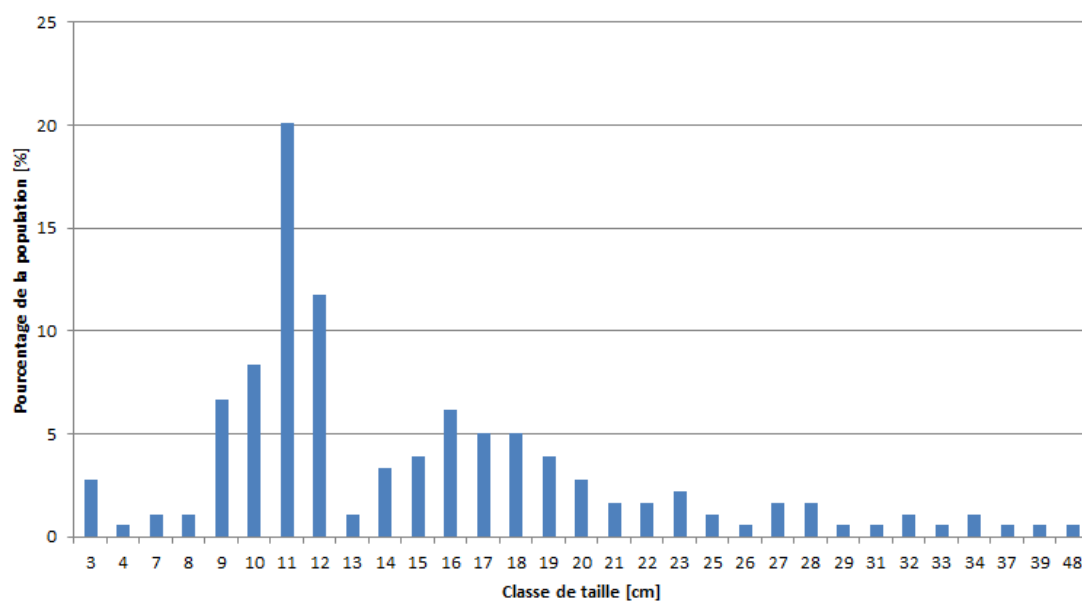


FIGURE C.4 – Répartition des truites fario échantillonnées en classes de taille (longueur [cm]) lors de la pêche d’inventaire du 19 avril 2018 sur la zone d’étude (Aisne à Erezée)

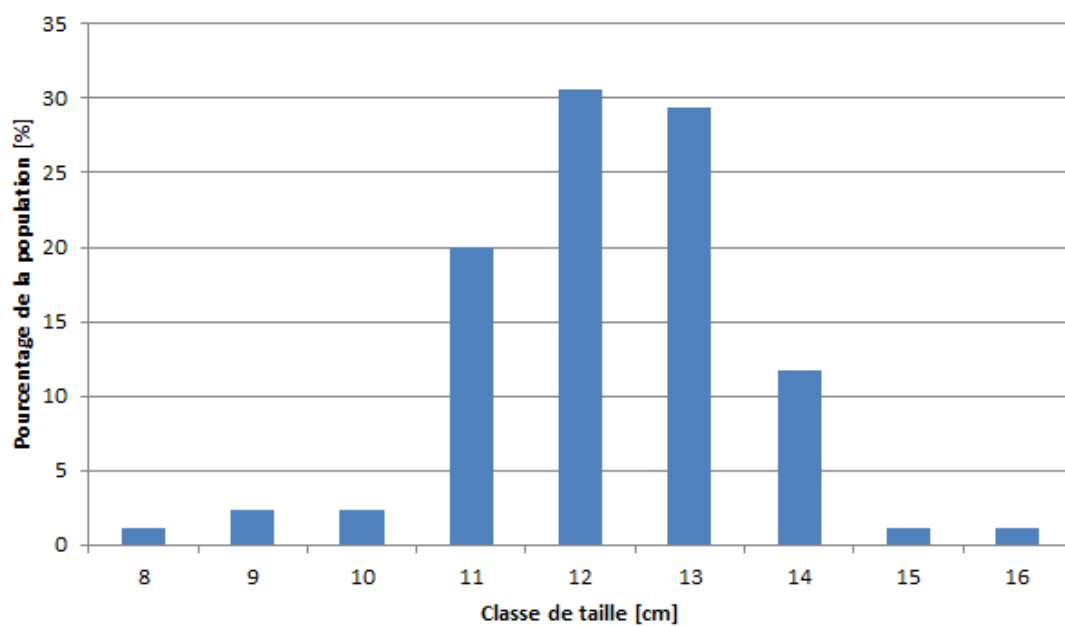


FIGURE C.5 – Répartition des goujons échantillonnés en classes de taille (longueur [cm]) lors de la pêche d’inventaire du 19 avril 2018 sur la zone d’étude (Aisne à Erezée)

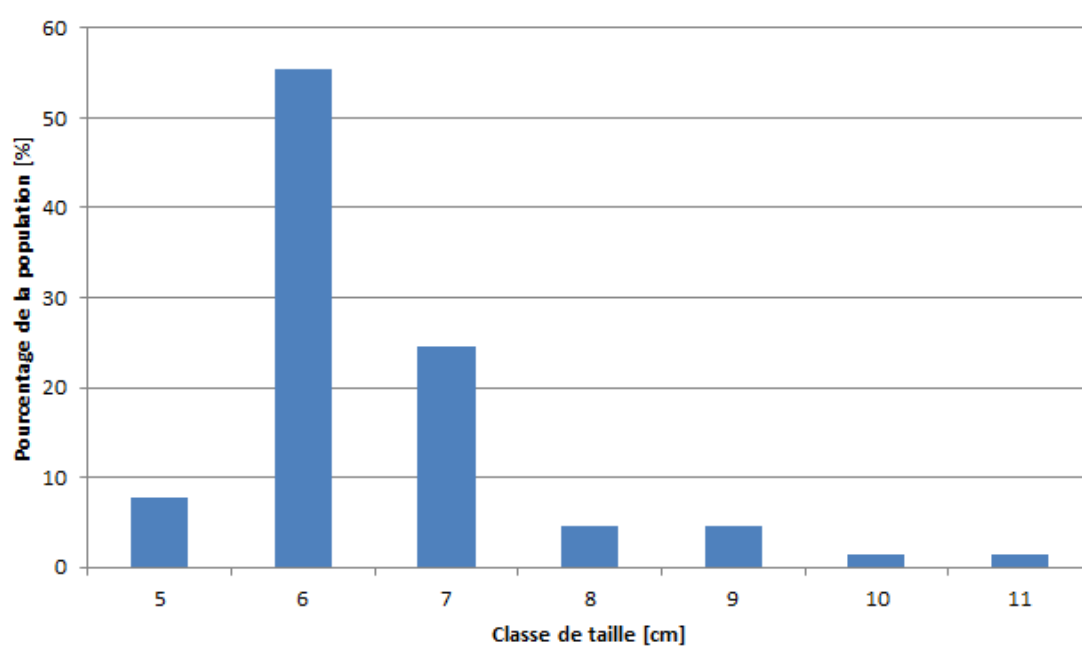


FIGURE C.6 – Répartition des loches échantillonnées en classes de taille (longueur [cm]) lors de la pêche d’inventaire du 19 avril 2018 sur la zone d’étude (Aisne à Erezée)

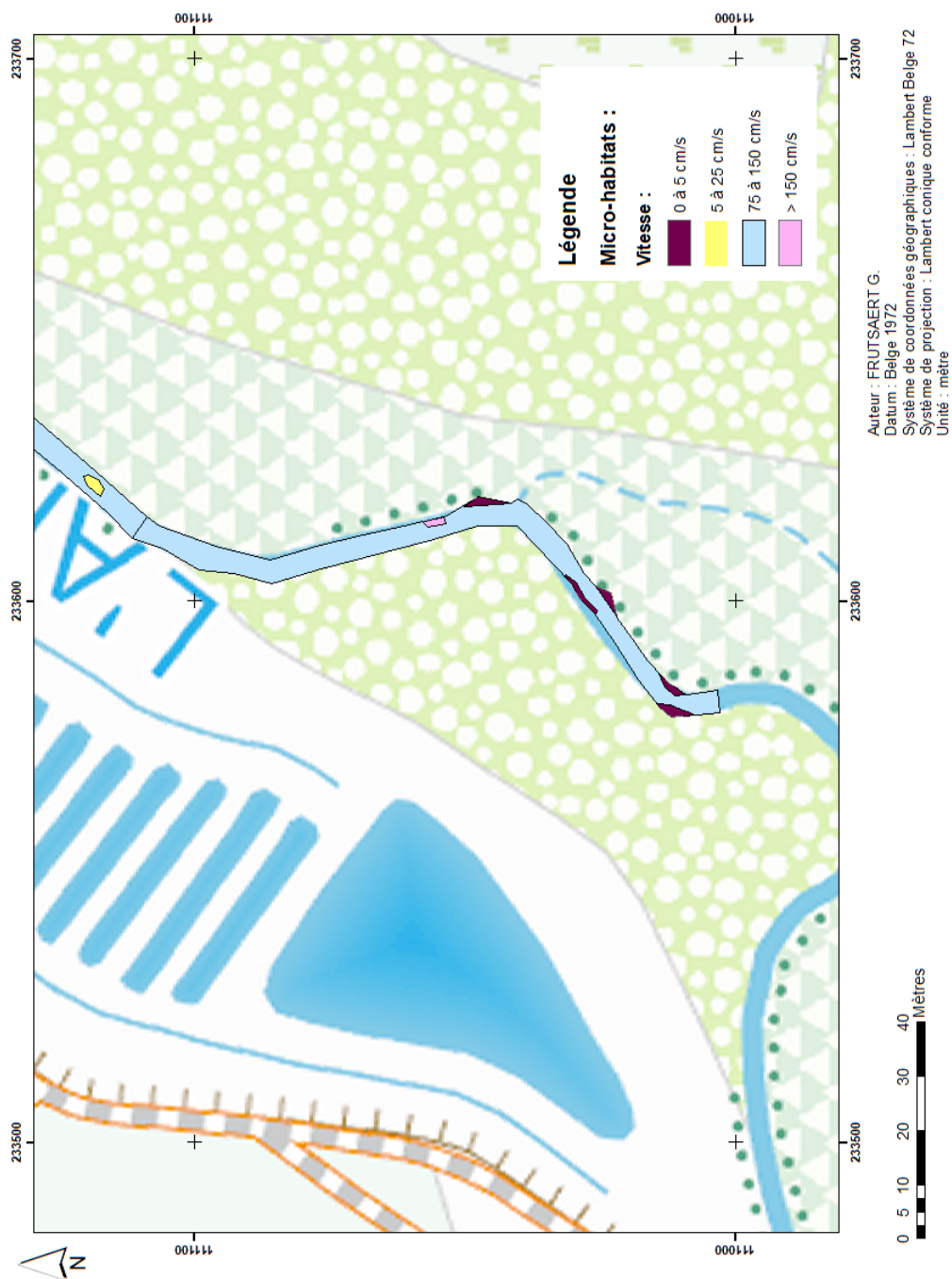


FIGURE C.7 – Répartition spatiale des différents micro-habitats du tiers amont de la zone étudiée (Aisne à Erezée)

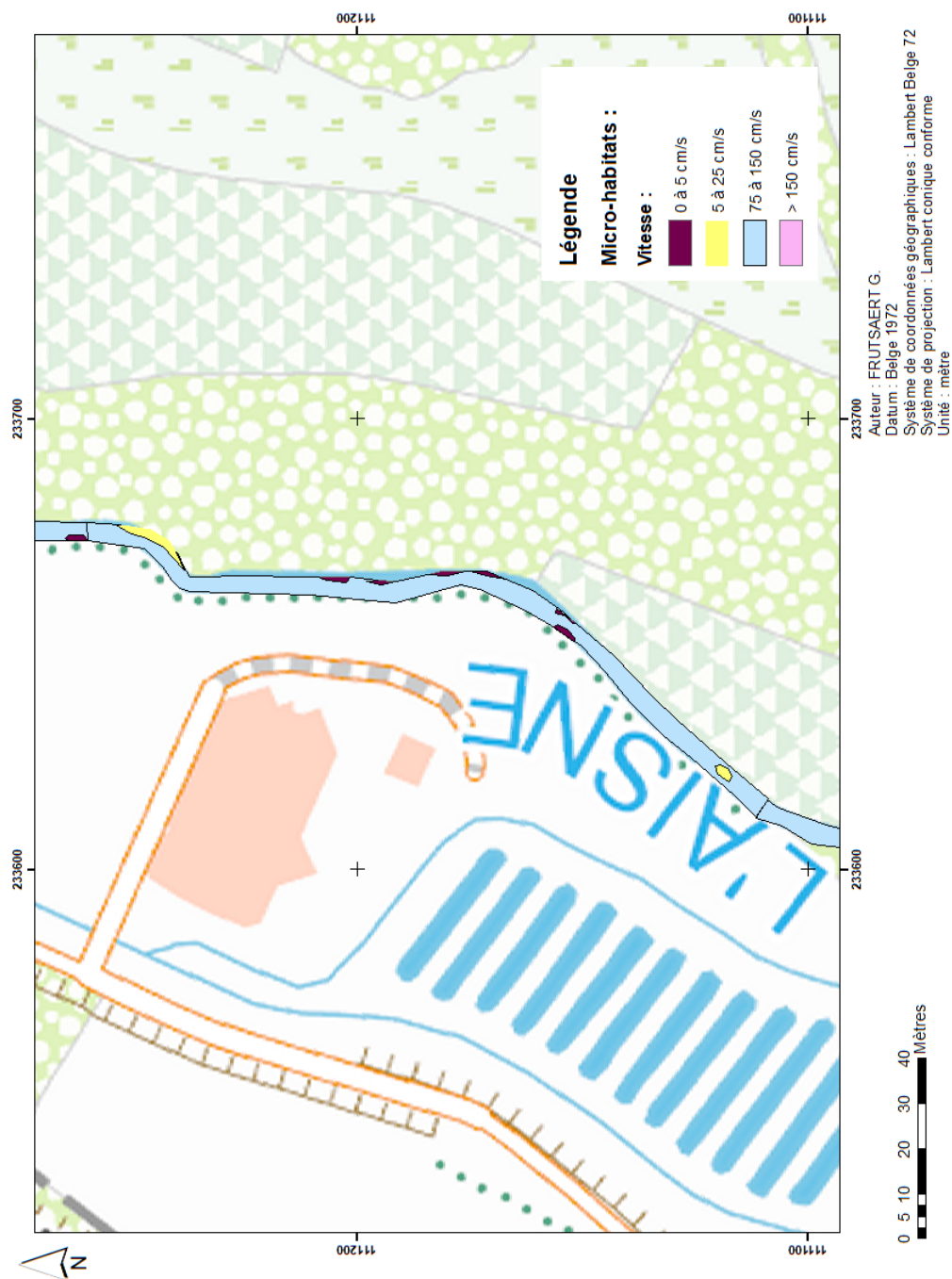


FIGURE C.8 – Répartition spatiale des différents micro-habitats du tiers central de la zone étudiée (Aisne à Erezée)

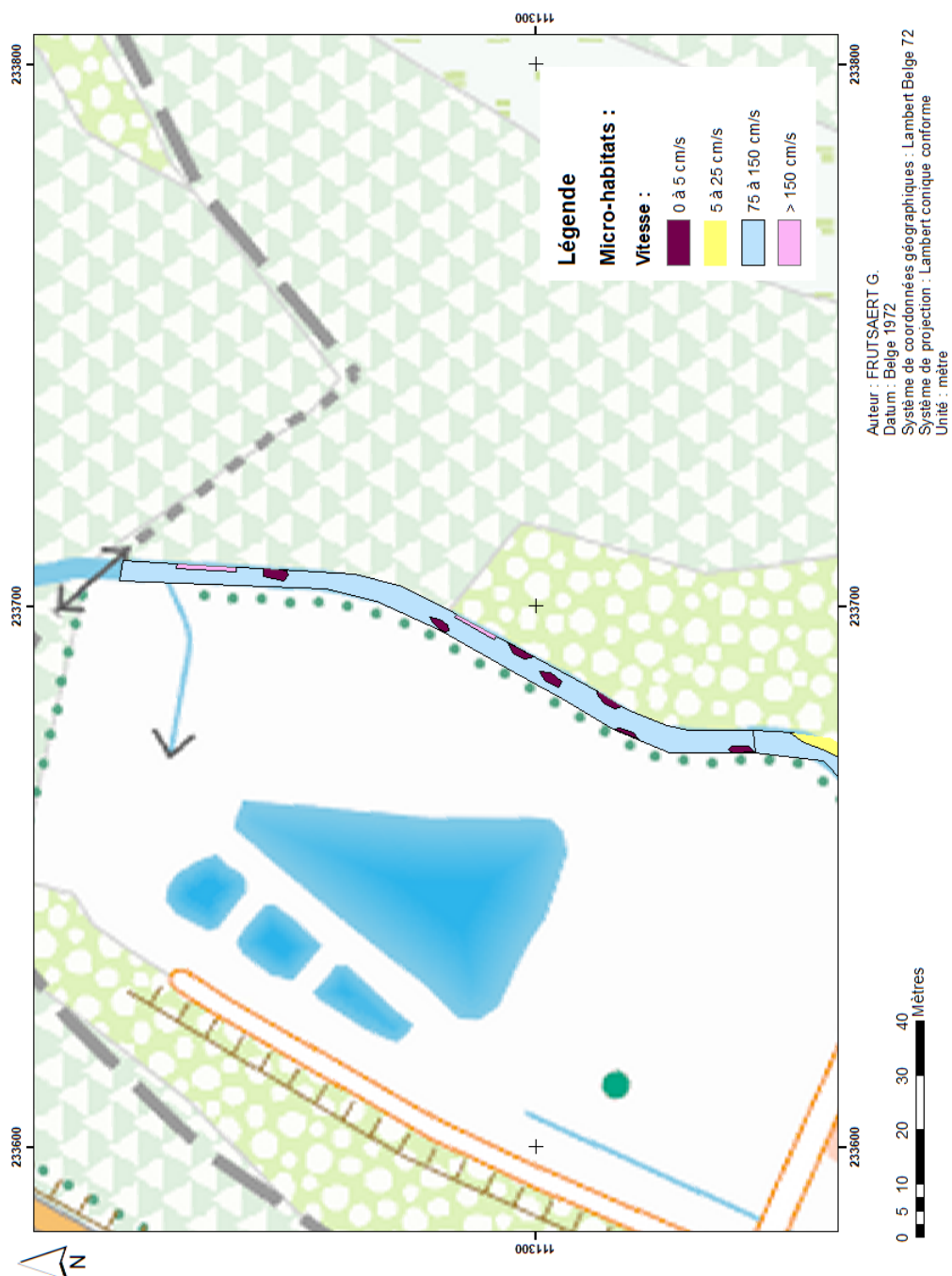


FIGURE C.9 – Répartition spatiale des différents micro-habitats du tiers aval de la zone étudiée (Aisne à Erezée)

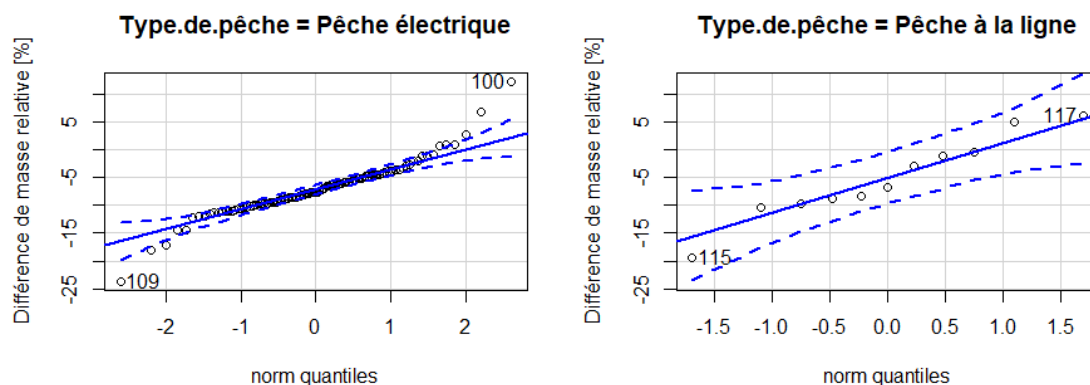


FIGURE C.10 – Graphique quantile-quantile pour les différences de masse relative des TAEC en fonction du type de pêche

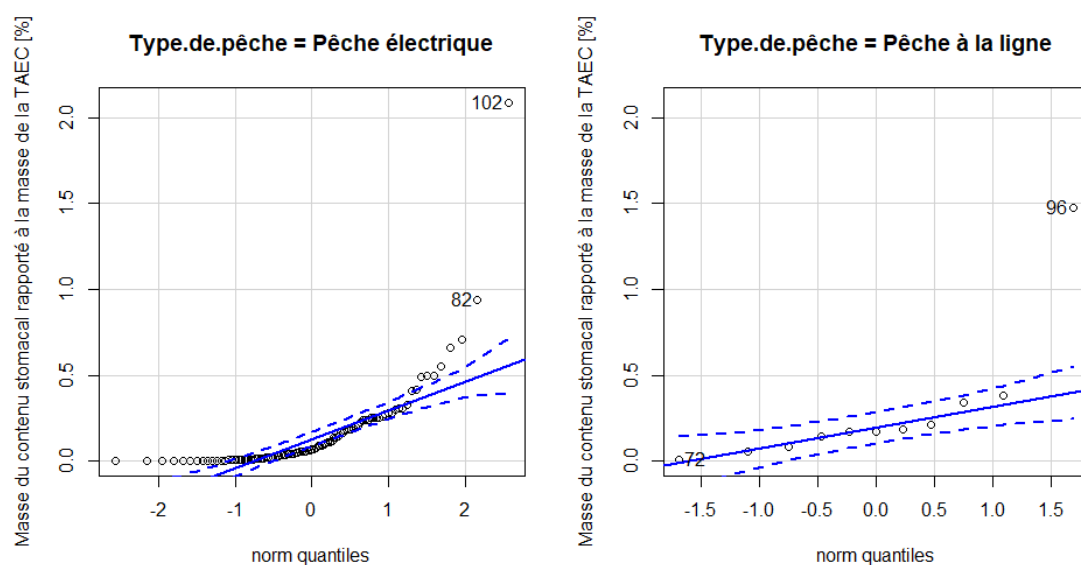


FIGURE C.11 – Graphique quantile-quantile pour les masses des contenus stomacaux rapportées à la masse des TAEC en fonction du type de pêche

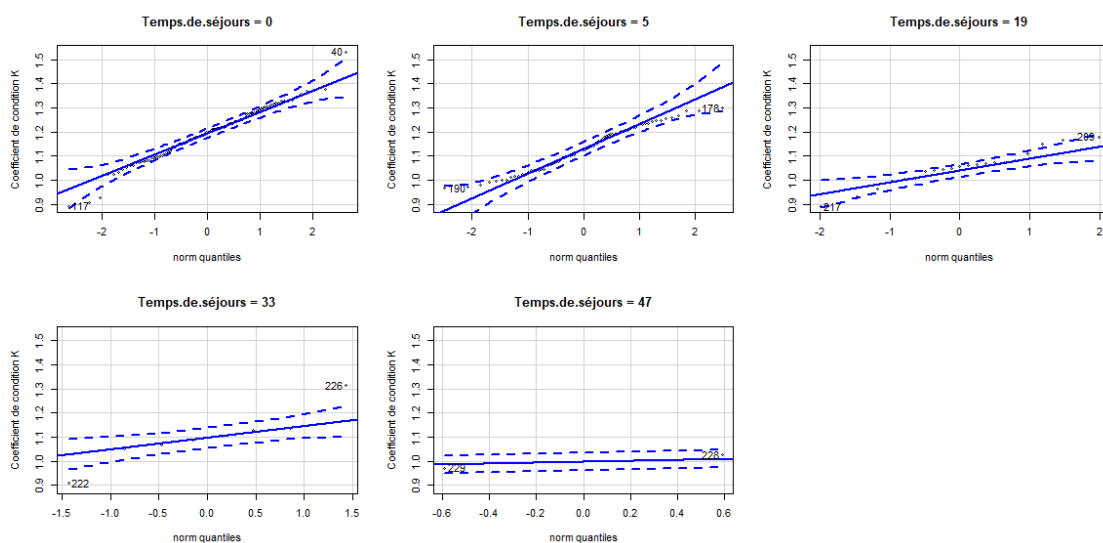


FIGURE C.12 – Graphique quantile-quantile pour les différentes catégories de données pour le coefficient de condition K

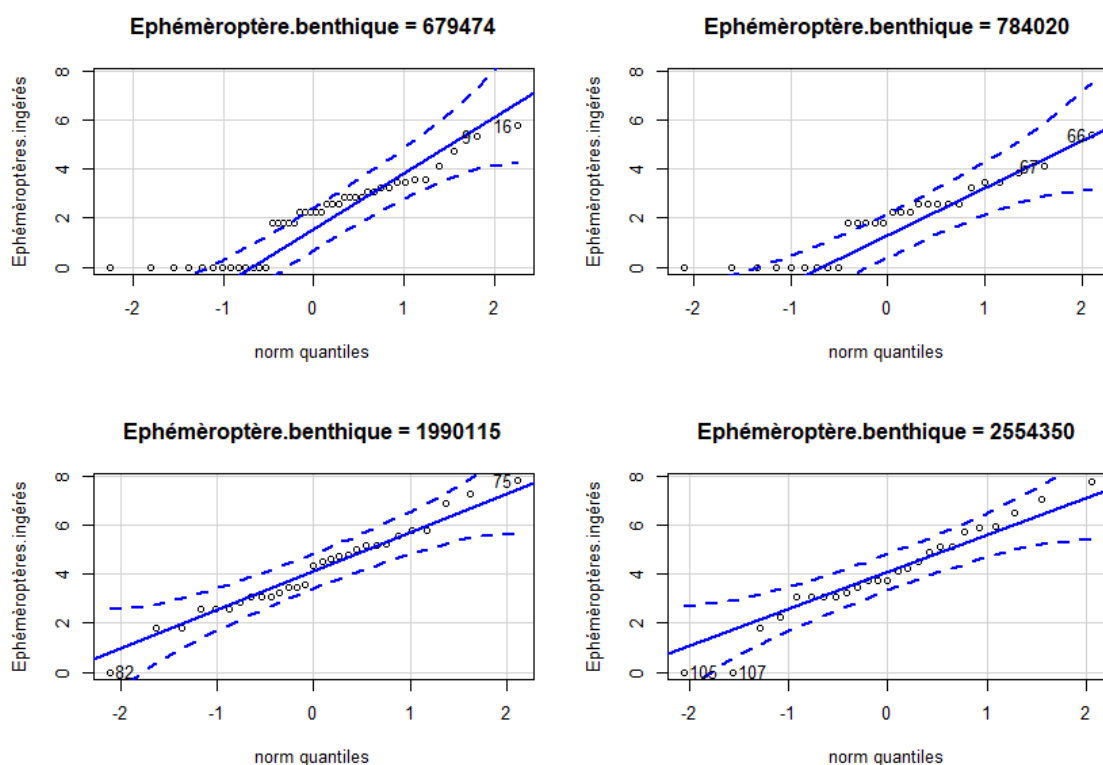


FIGURE C.13 – Graphique quantile-quantile pour le nombre d'Ephemeroptères consommés par truite en fonction du nombre d'Ephemeroptères benthiques

TABLE C.8 – Nombre moyen de séquences d'ADN retrouvées dans les contenus stomacaux des TAEC, partie 1

Famille	Espèce	Nombre moyen de séquences observées	Indice de fiabilité moyen
Baetidae	<i>Takobia muticus</i>	114741	0,81
Heptageniidae	<i>Rhithrogena semicolorata</i>	13803	0,76
Ephemeraidae	<i>Ephemera danica</i>	8587	0,89
Salmonidae	<i>Oncorhynchus gilae</i>	8428	0,95
Limnephilidae	<i>Halesus digitatus</i>	8415	0,58
Geotrupidae	<i>Anoplotrupes stercorosus</i>	7614	0,77
Cantharidae	<i>Cantharis decipiens</i>	7262	0,98
Carabidae	<i>Abax parallelepipedus</i>	6013	0,89
Lymantriidae	<i>Euproctis similis</i>	5682	0,99
Baetidae	<i>Baetis scambus</i>	4921	0,89
Erebidae	<i>Eilema depressum</i>	4692	0,82
Arionidae	<i>Arion lusitanicus</i>	4125	0,82
Elateridae	<i>Athous subfuscus</i>	4037	0,85
Hydropsychidae	<i>Hydropsyche siltalai</i>	3836	0,97
Empididae	<i>Empis bicuspidata</i>	3715	0,59
Goeridae	<i>Silo piceus</i>	3551	0,99
Helicidae	<i>Cepaea hortensis</i>	3034	1
Anyphaenidae	<i>Anyphaena accentuata</i>	2801	0,99
Baetidae	<i>Baetis rhodani</i>	2452	0,9
Heptageniidae	<i>Ecdyonurus torrentis</i>	2451	1
Psocidae	<i>Longivalvus hyalospilus</i>	2254	0,61
Pentatomidae	<i>Palomena prasina</i>	2250	0,92
Leptophlebiidae	<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	2071	1
Empididae	<i>Hilara hybrida</i>	1834	0,98

TABLE C.9 – Nombre moyen de séquences d’ADN retrouvées dans les contenus stomacaux des TAEC, partie 2

Famille	Espèce	Nombre moyen de séquences observées	Indice de fiabilité moyen
Nemouridae	<i>Protonemura intricata</i>	1802	0,94
Heptageniidae	<i>Rhithrogena picteti</i>	1709	0,57
Chironomidae	<i>Hydrobaenus sikhotealinensis</i>	1702	0,29
Tachinidae	<i>Phasia hemiptera</i>	1692	0,89
Elateridae	<i>Athous vittatus</i>	1617	0,9
Tachinidae	<i>Carcelia puberula</i>	1497	0,96
Miridae	<i>Stenotus binotatus</i>	1482	0,99
Hepialidae	<i>Oxycanus perditus</i>	1407	0,04
Heptageniidae	<i>Epeorus sylvicola</i>	1176	0,95
Curculionidae	<i>Polydrusus impar</i>	1091	1
Julidae	<i>Tachypodoiulus niger</i>	1029	1
Gastrodontidae	<i>Zonitoides nitidus</i>	1012	1
Simuliidae	<i>Simulium armoricanum</i>	883	0,82
Curculionidae	<i>Phyllobius pomaceus</i>	867	0,94
Cicadellidae	<i>Texananus extremus</i>	820	0,11
Simuliidae	<i>Simulium ornatum</i>	815	0,62
Simuliidae	<i>Simulium argyreatum</i>	811	0,7
Leptophlebiidae	<i>Habrophlebia lauta</i>	768	1
Hydropsychidae	<i>Hydropsyche nsp</i>	694	0,18
Cantharidae	<i>Cantharis pallida</i>	666	1
Linyphiidae	<i>Drapetisca socialis</i>	634	0,96
Aphididae	<i>Uroleucon taraxaci</i>	601	0,58
Ephemerellidae	<i>Serratella ignita</i>	599	0,98
Cochlicopidae	<i>Cochlicopa lubrica</i>	539	1
Gyrinidae	<i>Orectochilus villosus</i>	514	0,73

TABLE C.10 – Nombre moyen de séquences d'ADN retrouvées dans les contenus stomacaux des TAEC, partie 3

Famille	Espèce	Nombre moyen de séquences observées	Indice de fiabilité moyen
Leiobunidae	<i>Leiobunum rotundum</i>	512	0,82
Curculionidae	<i>Stereonychus fraxini</i>	467	1
Empididae	<i>Empis tessellata</i>	453	0,74
Hybotidae	<i>Platypalpus agilis</i>	417	1
Leptoceridae	<i>Athripsodes bilineatus</i>	416	1
Philodromidae	<i>Philodromus albidus</i>	412	1
Braconidae	<i>Peristenus dayi</i>	384	0,32
Sericostomatidae	<i>Sericostoma personatum</i>	374	0,96
Araneidae	<i>Araniella cucurbitina</i>	371	0,98
Perlidae	<i>Perla marginata</i>	342	1
Hydropsychidae	<i>Hydropsyche pellucidula</i>	320	1
Simuliidae	<i>Simulium petricolum</i>	320	1
Cyprinidae	<i>Gobio gobio</i>	314	0,96
Baetidae	<i>Baetis atlanticus</i>	254	1
Scarabaeidae	<i>Aphodius pusillus</i>	253	0,97
Tenthredinidae	<i>Empria tridens</i>	247	0,29
Drosophilidae	<i>Leucophenga bellula</i>	232	0,04
Tetragnathidae	<i>Tetragnatha obtusa</i>	231	0,98
Curculionidae	<i>Barypeithes pellucidus</i>	228	0,71
Tenebrionidae	<i>Lagria atripes</i>	226	0,91
Lumbricidae	<i>Dendrodrilus rubidus</i>	224	0,95
Oniscidae	<i>Oniscus asellus</i>	207	0,97
Phalangidae	<i>Platybunus pinetorum</i>	205	1
Simuliidae	<i>Simulium velutinum</i>	191	0,97
Elateridae	<i>Agriotes pilosellus</i>	189	0,76

TABLE C.11 – Nombre moyen de séquences d'ADN retrouvées dans les contenus stomacaux des TAEC, partie 4

Famille	Espèce	Nombre moyen de séquences observées	Indice de fiabilité moyen
Cantharidae	<i>Cantharis nigricans</i>	188	1
Taeniopterygidae	<i>Brachyptera risi</i>	167	1
Cantharidae	<i>Cantharis pellucida</i>	165	0,99
Ephemerellidae	<i>Torleya major</i>	158	1
Sciaridae	<i>Bradysia fungicola</i>	157	0,29
Tetragnathidae	<i>Tetragnatha montana</i>	153	1
Astacidae	<i>Pacifastacus fortis</i>	152	0,52
Tipulidae	<i>Tipula lateralis</i>	151	0,62
Ephemeridae	<i>Ephemera vulgata</i>	148	1
Miridae	<i>Phylus coryli</i>	145	0,99
Staphylinidae	<i>Drusilla canaliculata</i>	139	1
Lumbriculidae	<i>Stylodrilus heringianus</i>	129	1
Noctuidae	<i>Agrochola macilenta</i>	120	1
Staphylinidae	<i>Aleochara bipustulata</i>	119	1
Uropodidae	<i>Uropoda orbicularis</i>	113	0,97
Chironomidae	<i>Tanytarsus eminulus</i>	108	1
Nemacheilidae	<i>Barbatula barbatula</i>	108	0,89
Sciaridae	<i>Bradysia flavipila</i>	104	1
Aphididae	<i>Macrosiphum sileneum</i>	102	0,57
Astacidae	<i>Pacifastacus gambelii</i>	102	0,41
Tenthredinidae	<i>Euura scutellata</i>	102	1
Formicidae	<i>Lasius niger</i>	99	0,84
Sciaridae	<i>Bradysia alpicola</i>	99	0,32
Leuctridae	<i>Leuctra albida</i>	89	0,62
Heptageniidae	<i>Rhithrogena carpatoalpina</i>	87	0,39

TABLE C.12 – Nombre moyen de séquences d'ADN retrouvées dans les contenus stomacaux des TAEC, partie 5

Famille	Espèce	Nombre moyen de séquences observées	Indice de fiabilité moyen
Pamphiliidae	<i>Cephalcia erythrogaster</i>	86	0,9
Brachycentridae	<i>Micrasema burksi</i>	83	0,49
Caenidae	<i>Caenis horaria</i>	83	1
Miridae	<i>Harpocera thoracica</i>	83	1
Elateridae	<i>Agriotes pallidulus</i>	82	0,82
Lachnidae	<i>Cinara piceae</i>	80	0,66
Cerambycidae	<i>Molorchus minor</i>	78	1
Chironomidae	<i>Paratrichocladius rufiventris</i>	76	0,65
Hepialidae	<i>Hepialus humuli</i>	74	0,4
Phasianidae	<i>Gallus sonneratii</i>	72	0,97
Tenthredinidae	<i>Empria liturata</i>	71	0,96
Curculionidae	<i>Polydrusus formosus</i>	70	0,99
Hybotidae	<i>Platypalpus caucasicus</i>	70	0,23
Polydesmidae	<i>Polydesmus angustus</i>	70	0,19
Psychidae	<i>Psyche casta</i>	70	1
Tenthredinidae	<i>Monsoma pulveratum</i>	70	1
Chironomidae	<i>Tanypus punctipennis</i>	68	0,55
Chironomidae	<i>Micropsectra pallidula</i>	66	1
Chironomidae	<i>Tanytarsus brundini</i>	66	0,95
Lymantriidae	<i>Lymantria monacha</i>	64	1
Saprolegniaceae	<i>Aphanomyces astaci</i>	61	1
Caenidae	<i>Caenis rivulorum</i>	59	1
Aphididae	<i>Aphis fabae</i>	58	0,73
Aphididae	<i>Sitobion fragariae</i>	57	0,82
Esocidae	<i>Esox flaviae</i>	57	0,99

TABLE C.13 – Nombre moyen de séquences d'ADN retrouvées dans les contenus stomacaux des TAEC, partie 6

Famille	Espèce	Nombre moyen de séquences observées	Indice de fiabilité moyen
Aphrophoridae	<i>Philaenus spumarius</i>	55	0,96
Coccinellidae	<i>Aphidecta oblitterata</i>	55	0,99
Empididae	<i>Neoplasta scapularis</i>	52	0,11
Lumbricidae	<i>Dendrobaena octaedra</i>	52	1
Tenthredinidae	<i>Pristiphora pallidiventrifera</i>	52	1
Noctuidae	<i>Conistra vaccinii</i>	51	0,84
Chironomidae	<i>Tokunagaia rectangularis</i>	50	0,25
Glossosomatidae	<i>Agapetus ochripes</i>	48	0,96
Tubificidae	<i>Nais bretscheri</i>	48	0,38
Limacidae	<i>Malacolimax tenellus</i>	47	1
Ligiidae	<i>Ligidium hypnorum</i>	46	0,97
Chironomidae	<i>Synorthocladius semivirens</i>	45	0,68
Chaetonotidae	<i>Lepidodermella squamata</i>	44	0,62
Baetidae	<i>Baetis lutheri</i>	43	1
Chironomidae	<i>Limnophyes pentaplastus</i>	43	0,62
Anthomyiidae	<i>Pegomya rugulosa</i>	41	0,76
Tenthredinidae	<i>Empria japonica</i>	39	0,48
Tubificidae	<i>Nais alpina</i>	39	0,99
Aphididae	<i>Aphis ruborum</i>	38	0,93
Sciaridae	<i>Bradysia vagans</i>	34	1
Tipulidae	<i>Tipula oleracea</i>	33	0,97
Cicadellidae	<i>Thamposia dansaiensis</i>	31	0
Lampyridae	<i>Lamprohiza splendidula</i>	31	1
Sciaridae	<i>Cratyna vagabunda</i>	31	1
Theridiosomatidae	<i>Theridiosoma gemmosum</i>	31	0,88

TABLE C.14 – Nombre moyen de séquences d'ADN retrouvées dans les contenus stomacaux des TAEC, partie 7

Famille	Espèce	Nombre moyen de séquences observées	Indice de fiabilité moyen
Cicadellidae	<i>Scaphoideus melanotus</i>	30	0,05
Goeridae	<i>Silo pallipes</i>	30	0,99
Lumbricidae	<i>Eiseniella tetraedra</i>	29	1
Baetidae	<i>Baetis fuscatus</i>	28	1
Salmonidae	<i>Salmo ischchan</i>	28	0,99
Ichneumonidae	<i>Trachyarus fuscipes</i>	27	0,88
Simuliidae	<i>Simulium cryophilum</i>	27	0,49
Cambaridae	<i>Orconectes eupunctus</i>	26	0,12
Sphaeroceridae	<i>Coproica ferruginata</i>	26	1
Rhyacophilidae	<i>Rhyacophila dorsalis</i>	25	0,74
Staphylinidae	<i>Quedius fuliginosus</i>	24	0,97
Saprolegniaceae	<i>Saprolegnia parasitica</i>	23	1
Geometridae	<i>Ectropis crepuscularia</i>	22	0,72
Limnephilidae	<i>Halesus tessellatus</i>	22	0,65
Linyphiidae	<i>Oedothorax fuscus</i>	22	1
Nitidulidae	<i>Brassicogethes aeneus</i>	22	1
Noctuidae	<i>Hoplodrina octogenaria</i>	22	0,6
Arionidae	<i>Arion subfuscus</i>	21	1
Cambaridae	<i>Procambarus luxus</i>	21	0,07
Chironomidae	<i>Chironomus melanescens</i>	21	0,87
Sciaridae	<i>Sciara hebes</i>	21	1
Cantharidae	<i>Podistra rufotestacea</i>	20	0,61
Chironomidae	<i>Cricotopus bicinctus</i>	20	0,89
Philodromidae	<i>Philodromus aureolus</i>	20	0,96
Tortricidae	<i>Epinotia solandriana</i>	19	0,9

TABLE C.15 – Nombre moyen de séquences d'ADN retrouvées dans les contenus stomacaux des TAEC, partie 8

Famille	Espèce	Nombre moyen de séquences observées	Indice de fiabilité moyen
Chironomidae	<i>Tanytarsus ejuncidus</i>	18	0,97
Sciaridae	<i>Corynoptera subtilis</i>	18	0,05
Tenthredinidae	<i>Empria sexpunctata</i>	18	1
Braconidae	<i>Parapanteles complexus</i>	17	0,06
Psocidae	<i>Psococerastis albimaculata</i>	17	0,42
Staphylinidae	<i>Ocalea picata</i>	17	1
Chironomidae	<i>Chaetocladius laminatus</i>	16	0,03
Elmidae	<i>Elmis rioloides</i>	16	0,93
Tachinidae	<i>Medina separata</i>	16	0,86
Chironomidae	<i>Micropsectra atrofasciata</i>	15	0,99
Cottidae	<i>Cottus sp.</i>	15	0,09
Curculionidae	<i>Ceutorhynchus floralis</i>	15	0,99
Micronectidae	<i>Micronecta poweri</i>	15	1
Oxytrichidae	<i>Laurentiella strenua</i>	15	0,42
Rhyparochromidae	<i>Scolopostethus affinis</i>	15	0,99
Saprolegniaceae	<i>Saprolegnia eccentrica</i>	15	0,54
Chrysomelidae	<i>Linaeidea aenea</i>	14	1
Cicadellidae	<i>Limotettix urnura</i>	14	0,07
Cyprinidae	<i>Squalius cephalus</i>	14	0,86
Tenthredinidae	<i>Periclista albida</i>	14	1
Thomisidae	<i>Pistius truncatus</i>	14	1
Chironomidae	<i>Chironomus muratensis</i>	13	0,21
Chloroperlidae	<i>Siphonoperla torrentium</i>	13	1
Formicidae	<i>Polyrhachis bicolor</i>	13	0,12
Simuliidae	<i>Simulium trifasciatum</i>	13	0,43

TABLE C.16 – Nombre moyen de séquences d'ADN retrouvées dans les contenus stomacaux des TAEC, partie 9

Famille	Espèce	Nombre moyen de séquences observées	Indice de fiabilité moyen
Curculionidae	<i>Phyllobius calcaratus</i>	12	1
Hybotidae	<i>Bicellaria vana</i>	12	1
Leuctridae	<i>Leuctra geniculata</i>	12	1
Araneidae	<i>Araniella proxima</i>	11	0,9
Ceratopogonidae	<i>Schizohela leucopeza</i>	11	1
Cicadellidae	<i>Chlorotettix similis</i>	11	0,05
Drosophilidae	<i>Leucophenga neoangusta</i>	11	0,1
Helophoridae	<i>Helophorus aequalis</i>	11	1
Pythiaceae	<i>Pythium periplocum</i>	11	0,11
Salamandridae	<i>Lissotriton helveticus</i>	11	1
Tephritidae	<i>Trypeta flaveola</i>	11	0,17
Tubificidae	<i>Chaetogaster diastrophus</i>	11	0,95
Cicadellidae	<i>Chlorotettix meriscus</i>	10	0,06
Cicadellidae	<i>Oncopsis monticola</i>	10	0,51
Culicidae	<i>Anopheles claviger</i>	10	0,99
Heptageniidae	<i>Ecdyonurus dispar</i>	10	1
Lymantriidae	<i>Orgyia antiqua</i>	10	1
Olindiidae	<i>Craspedacusta sowerbyi</i>	10	1
Tenebrionidae	<i>Lagria hirta</i>	10	0,97
Aphididae	<i>Dysaphis aucupariae</i>	9	0,14
Aphididae	<i>Myzus ascalonicus</i>	9	0,75
Branchiobdellidae	<i>Xironogiton victoriensis</i>	9	0,97
Delphacidae	<i>Javesella pellucida</i>	9	0,4
Gammaridae	<i>Gammarus pulex</i>	9	1
Hydrophilidae	<i>Anacaena globulus</i>	9	1

TABLE C.17 – Nombre moyen de séquences d'ADN retrouvées dans les contenus stomacaux des TAEC, partie 10

Famille	Espèce	Nombre moyen de séquences observées	Indice de fiabilité moyen
Fanniidae	<i>Fannia serena</i>	8	0,99
Formicidae	<i>Prenolepis emmae</i>	8	0,18
Gammaridae	<i>Gammarus fossarum</i>	8	0,95
Lumbricidae	<i>Octolasion tyrtaeum</i>	8	1
Miridae	<i>Miris striatus</i>	8	1
Pythiaceae	<i>Pythium brachiatum</i>	8	0,43
Salmonidae	<i>Oncorhynchus chrysogaster</i>	8	0,46
Baetidae	<i>Procloeon bifidum</i>	7	0,93
Cottidae	<i>Cottus bairdii</i>	7	0,55
Limnephilidae	<i>Halesus gritatus</i>	7	0,45
Limnephilidae	<i>Limnephilus lunatus</i>	7	1
Psychomyiidae	<i>Psychomyia pusilla</i>	7	0,89
Silphidae	<i>Phosphuga atrata</i>	7	1
Tubificidae	<i>Chaetogaster diaphanus</i>	7	0,99
Cicadellidae	<i>Streptanus marginatus</i>	6	0,16
Drosophilidae	<i>Leucophenga albiceps</i>	6	0,31
Geometridae	<i>Operophtera brumata</i>	6	0,96
Hepialidae	<i>Ahamus yunnanensis</i>	6	0,16
Miridae	<i>Neolygus viridis</i>	6	0,59
Nemouridae	<i>Protonemura auberti</i>	6	1
Saprolegniaceae	<i>Achlya heterosexalis</i>	6	0,99
Simuliidae	<i>Simulium intermedium</i>	6	0,97
Siphonuridae	<i>Siphonurus croaticus</i>	6	0,92
Chironomidae	<i>Cricotopus yatabensis</i>	5	0,19
Cochliopodiidae	<i>Cochliopodium larifeili</i>	5	0,78

TABLE C.18 – Nombre moyen de séquences d'ADN retrouvées dans les contenus stomacaux des TAEC, partie 11

Famille	Espèce	Nombre moyen de séquences observées	Indice de fiabilité moyen
Elmidae	<i>Esolus parallelepipedus</i>	5	0,98
Formicidae	<i>Myrmica ruginodis</i>	5	0,45
Hepialidae	<i>Andeabatis chilensis</i>	5	0,08
Pemphigidae	<i>Forda marginata</i>	5	1
Pythiaceae	<i>Pythium splendens</i>	5	0,13
Staphylinidae	<i>Lesteva longolytrata</i>	5	1

TABLE C.19 – Matrice de corrélations des variables invertébrés "ingérés", "dérive" et "benthiques", partie 1

	Amphipodes. benthiques	Coléoptères. benthiques	Coléoptères. dérive
Amphipode.benthique	1	-0,413945195	-0,680351431
Coléoptère.benthique	-0,413945195	1	0.57387736
Coléoptères.dérive	-0,680351431	0.57387736	1
Coléoptères.ingérés	-0,086682775	-0.15597871	0.007831967
Décapode.benthique	0.2101111580	-0.97650100	-0,436072481
Décapodes.ingérés	-0.0858615925	-0.10982233	-0,024204806
Diptère.benthique	-0.8328393748	0.74535083	0.486722365
Diptères.dérive	-0.1615965574	0.53721339	0.829756102
Diptères.ingérés	-0.1223671343	0.26152975	0.218910874
Ephéméroptère.benthique	-0.3330593735	0.97161981	0.668238272
Ephéméroptères.dérive	-0,30804182	0.81753397	0.831701785
Ephéméroptères.ingérés	-0,210093014	0.45943975	0.272625413
hétéroptères.dérive	-0.7156256129	-0,06725406	-0,018887443
hétéroptères.ingérés	0.1657099815	-0.07919301	-0.127487679
Hymenoptères.dérive	-0.3416109890	0.62419335	-0.108498934
Lépidoptère.ingérés	-0.1310779464	-0.18619774	0.022897389
Lépidoptères.dérive	-0,442499063	-0.62857503	0.077298076
Mécoptères.dérive	-0.1519600848	0.57724927	0.819065764
Mégaloptère.benthique	0.9925322422	-0.47433242	-0.763596923
Mégaloptères.dérive	-0.4146018494	0.99998053	0.570138796
Milipèdes.ingérés	-0.0006325715	0.01863916	-0.062956227
Odonate.benthique	0.9510886197	-0.66448159	-0.797478728
Plécoptère.benthique	0.4327227459	-0.87209255	-0.856984502
Plécoptères.dérive	-0.1519600848	0.57724927	0.819065764
Plécoptères.ingérés	-0.0840471307	0.20799403	0.130864096
Trichoptère.benthique	-0.5347501093	0.51718707	-0.045745096
Trichoptères.dérive	-0,492361399	0.75318361	0.941937476
Trichoptères.ingérés	-0.1336917903	0.13115572	0.200518050

TABLE C.20 – Matrice de corrélations des variables invertébrés "ingérés", "dérive" et "benthiques", partie 2

	Coléoptères. ingérés	Décapodes. benthiques	Décapodes. ingérés
Amphipode.benthique	-0,086682775	0.2101111580	-0.0858615925
Coléoptère.benthique	-0.15597871	-0.97650100	-0.10982233
Coléoptères.dérive	0.007831967	-0,436072481	-0,024204806
Coléoptères.ingérés	1	0.188526778	0.080398916
Décapode.benthique	0.188526778	1	0.13651534
Décapodes.ingérés	0.080398916	0.13651534	1
Diptère.benthique	-0.028979774	-0,61551571	0.01721150
Diptères.dérive	-0.073801146	-0,51254166	-0.10864406
Diptères.ingérés	0.113619296	-0.24917119	-0.02813384
Ephéméroptère.benthique	-0.158553088	-0.95797947	-0.12832364
Ephéméroptères.dérive	-0,118643221	-0.78746428	-0,121957
Ephéméroptères.ingérés	-0.008899067	-0.44405905	0.09803589
hétéroptères.dérive	0.131818493	0.22191019	0.15248196
hétéroptères.ingérés	-0,024273578	0.04567189	0.23681644
Hymenoptères.dérive	-0.101628514	-0.61428581	-0,01843521
Lépidoptère.ingérés	0.598196715	0.23146010	0.25397905
Lépidoptères.dérive	0.228684160	0.78137382	0.17587576
Mécoptères.dérive	-0.085578145	-0.55870903	-0.11577425
Mégaloptère.benthique	-0.073848077	0.27355516	-0,06932175
Mégaloptères.dérive	-0.156009760	-0.97652001	-0.10941995
Milipèdes.ingérés	0.051735058	-0.02317564	-0,03415497
Odonate.benthique	-0.021837499	0.48790529	-0.03019437
Plécoptère.benthique	0.110824200	0.81969997	0.10739251
Plécoptères.dérive	-0,085578145	-0,55870903	-0,11577425
Plécoptères.ingérés	0.063713287	-0.20298907	-0,04206287
Trichoptère.benthique	-0.041703420	-0.45430518	0.03114029
Trichoptères.dérive	-0.068790013	-0.67357639	-0.08394561
Trichoptères.ingérés	0.116840598	-0.10554451	0.29074711

TABLE C.21 – Matrice de corrélations des variables invertébrés "ingérés", "dérive" et "benthiques", partie 3

	Diptères. benthiques	Diptères. dérives	Diptères. ingérés
Amphipode.benthique	-0.8328393748	-0.1615965574	-0.1223671343
Coléoptère.benthique	0.74535083	0.53721339	0.26152975
Coléoptères.dérive	0.486722365	0.829756102	0.218910874
Coléoptères.ingérés	-0.028979774	-0.073801146	0.113619296
Décapode.benthique	-0,61551571	-0,51254166	-0.24917119
Décapodes.ingérés	0.01721150	-0.10864406	-0.02813384
Diptère.benthique	1	0.07967625	0.17262757
Diptères.dérive	0.07967625	1	0.21767628
Diptères.ingérés	0.17262757	0.21767628	1
Ephéméroptère.benthique	0.60524180	0.71539701	0.27376973
Ephéméroptères.dérive	0.39711844	0.92480448	0.26677257
Ephéméroptères.ingérés	0.35589538	0.24321806	0.33225218
hétéroptères.dérive	0.61268301	-0.57252087	-0.05824230
hétéroptères.ingérés	-0.13752340	-0,04684306	-0,0245289
Hymenoptères.dérive	0.77839511	-0.32315725	0.09248534
Lépidoptère.ingérés	-0,0165182	-0,09165655	0.02178723
Lépidoptères.dérive	-0,05576291	-0.30941846	-0,14359832
Mécoptères.dérive	0.10295280	0.99833880	0.22492460
Mégaloptère.benthique	-0,82370663	-0,28056999	-0,14691768
Mégaloptères.dérive	0.74783732	0.53194394	0.26095953
Milipèdes.ingérés	0.04501472	-0,07863338	-0.04032970
Odonate.benthique	-0.89503271	-0.37745166	-0.19304364
Plécoptère.benthique	-0,53325504	-0,86930799	-0.27422537
Plécoptères.dérive	0.10295280	0.99833880	0.22492460
Plécoptères.ingérés	0.14731158	0.12796403	0.29248486
Trichoptère.benthique	0.85025011	-0,40152028	0.06815938
Trichoptères.dérive	0.46508320	0.91871093	0.25839713
Trichoptères.ingérés	0.10579060	0.17033321	0.06370121

TABLE C.22 – Matrice de corrélations des variables invertébrés "ingérés", "dérive" et "benthiques", partie 4

	Ephéméroptère. benthique	Ephéméroptère. dérive	Ephéméroptère. ingérés
Amphipode.benthique	-0.3330593735	-0,30804182	-0,210093014
Coléoptère.benthique	0.97161981	0.81753397	0.45943975
Coléoptères.dérive	0.668238272	0.831701785	0.272625413
Coléoptères.ingérés	-0.158553088	-0,118643221	-0.008899067
Décapode.benthique	-0.95797947	-0.78746428	-0.44405905
Décapodes.ingérés	-0.12832364	-0,121957	0.09803589
Diptère.benthique	0.60524180	0.39711844	0.35589538
Diptères.dérive	0.71539701	0.92480448	0.24321806
Diptères.ingérés	0.27376973	0.26677257	0.33225218
Ephéméroptère.benthique	1	0.925660223	0.444169726
Ephéméroptères.dérive	0.925660223	1	0.37341543
Ephéméroptères.ingérés	0.444169726	0.37341543	1
hétéroptères.dérive	-0.255762939	-0.41171310	-0,011578009
hétéroptères.ingérés	-0.069598075	-0.06947747	-0.058960731
Hymenoptères.dérive	0.425714417	0.06117279	0.290752660
Lépidoptère.ingérés	-0.191982172	-0.14368868	-0.073004864
Lépidoptères.dérive	-0.648102398	-0,48507096	-0.272149988
Mécoptères.dérive	0.749798037	0.94133907	0.261058318
Mégaloptère.benthique	-0,416862837	-0.41614049	-0.236802680
Mégaloptères.dérive	0.970157220	0.81393109	0.459462542
Milipèdes.ingérés	-0.005056353	-0.04547131	0.079557312
Odonate.benthique	-0.607888538	-0.56636894	-0.321320385
Plécoptère.benthique	-0.949551511	-0.98799404	-0.401168824
Plécoptères.dérive	0.749798037	0.94133907	0.261058318
Plécoptères.ingérés	0.206545662	0.18110993	0.486333557
Trichoptère.benthique	0.301012301	-0.03737858	0.247305073
Trichoptères.dérive	0.857245037	0.96971070	0.348786068
Trichoptères.ingérés	0.148971154	0.17658742	0.095357237

TABLE C.23 – Matrice de corrélations des variables invertébrés "ingérés", "dérive" et "benthiques", partie 5

	hétéroptères. dérive	hétéroptères. ingérés	Hymenoptères. dérive
Amphipode.benthique	-0.7156256129	0.1657099815	-0.3416109890
Coléoptère.benthique	-0,06725406	-0.07919301	0.62419335
Coléoptères.dérive	-0,018887443	-0.127487679	-0.108498934
Coléoptères.ingérés	0.131818493	-0,024273578	-0.101628514
Décapode.benthique	0.22191019	0.04567189	-0.61428581
Décapodes.ingérés	0.15248196	0.23681644	-0,01843521
Diptère.benthique	0.61268301	-0.13752340	0.77839511
Diptères.dérive	-0.57252087	-0,04684306	-0.32315725
Diptères.ingérés	-0.05824230	-0,0245289	0.09248534
Ephéméroptère.benthique	-0.255762939	-0.069598075	0.425714417
Ephéméroptères.dérive	-0.41171310	-0.06947747	0.06117279
Ephéméroptères.ingérés	-0,011578009	-0.058960731	0.290752660
hétéroptères.dérive	1	-0.104361109	0.477359925
hétéroptères.ingérés	-0.104361109	1	-0.04981781
Hymenoptères.dérive	0.477359925	-0.04981781	1
Lépidoptère.ingérés	0.183165532	-0,01911536	-0.117131091
Lépidoptères.dérive	0.618338772	-0.06453052	-0.395416616
Mécoptères.dérive	-0.581625778	-0.04531060	-0.277644838
Mégaloptère.benthique	-0.625078611	0.16695677	-0.298387479
Mégaloptères.dérive	-0.063105026	-0.07919455	0.629056040
Milipèdes.ingérés	0.053167945	-0.01336724	0.093206766
Odonate.benthique	-0.514085713	0.16246064	-0.418004295
Plécoptère.benthique	0.271080911	0.08863946	-0.176832054
Plécoptères.dérive	-0,581625778	-0.04531060	-0.277644838
Plécoptères.ingérés	-0.026786426	-0.01646216	0.114786949
Trichoptère.benthique	0.699942414	-0.07936298	0.960250253
Trichoptères.dérive	-0.248070867	-0.09909567	0.001636705
Trichoptères.ingérés	-0.009627562	-0.02522434	-0.007698611

TABLE C.24 – Matrice de corrélations des variables invertébrés "ingérés", "dérive" et "benthiques", partie 6

	Lépidoptère. ingérés	Lépidoptères. dérive	Mécoptères. dérive
Amphipode.benthique	-0.1310779464	-0,442499063	-0.1519600848
Coléoptère.benthique	-0.18619774	-0.62857503	0.57724927
Coléoptères.dérive	0.022897389	0.077298076	0.819065764
Coléoptères.ingérés	0.598196715	0.228684160	-0.085578145
Décapode.benthique	0.23146010	0.78137382	-0.55870903
Décapodes.ingérés	0.25397905	0.17587576	-0.11577425
Diptère.benthique	-0,0165182	-0,05576291	0.10295280
Diptères.dérive	-0,09165655	-0.30941846	0.99833880
Diptères.ingérés	0.02178723	-0,14359832	0.22492460
Ephéméroptère.benthique	-0.191982172	-0.648102398	0.749798037
Ephéméroptères.dérive	-0.14368868	-0,48507096	0.94133907
Ephéméroptères.ingérés	-0.073004864	-0.272149988	0.261058318
hétéroptères.dérive	0.183165532	0.618338772	-0.581625778
hétéroptères.ingérés	-0,01911536	-0.06453052	-0.04531060
Hymenoptères.dérive	-0.117131091	-0.395416616	-0.277644838
Lépidoptère.ingérés	1	0.29622198	-0.10653380
Lépidoptères.dérive	0.29622198	1	-0.359641770
Mécoptères.dérive	-0.10653380	-0.359641770	1
Mégaloptère.benthique	-0.11449286	-0.386510341	-0,27139123
Mégaloptères.dérive	-0.18620136	-0,628587266	0.57214295
Milipèdes.ingérés	0.09035811	-0.027787880	-0.07449836
Odonate.benthique	-0.04843415	-0.163506262	-0.38018586
Plécoptère.benthique	0.13078645	0.441515002	-0.88754190
Plécoptères.dérive	-0.10653380	-0.359641770	1
Plécoptères.ingérés	-0.03870565	-0.130664344	0.13578553
Trichoptère.benthique	-0.03768005	-0.127202076	-0.36767880
Trichoptères.dérive	-0.07724554	-0.260769106	0.92443699
Trichoptères.ingérés	0.24711328	-0.003177968	0.16932127

TABLE C.25 – Matrice de corrélations des variables invertébrés "ingérés", "dérive" et "benthiques", partie 7

	Mégaloptère. benthique	Mégaloptères. dérive	Milipèdes. ingérés
Amphipode.benthique	0.9925322422	-0.4146018494	-0.0006325715
Coléoptère.benthique	-0.47433242	0.99998053	0.01863916
Coléoptères.dérive	-0.763596923	0.570138796	-0.062956227
Coléoptères.ingérés	-0.073848077	-0.156009760	0.051735058
Décapode.benthique	0.27355516	-0.97652001	-0.02317564
Décapodes.ingérés	-0,06932175	-0.10941995	-0,03415497
Diptère.benthique	-0,82370663	0.74783732	0.04501472
Diptères.dérive	-0,28056999	0.53194394	-0,07863338
Diptères.ingérés	-0,14691768	0.26095953	-0.04032970
Ephéméroptère.benthique	-0,416862837	0.970157220	-0.005056353
Ephéméroptères.dérive	-0.41614049	0.81393109	-0.04547131
Ephéméroptères.ingérés	-0.236802680	0.459462542	0.079557312
hétéroptères.dérive	-0.625078611	-0.063105026	0.053167945
hétéroptères.ingérés	0.16695677	-0.07919455	-0.01336724
Hymenoptères.dérive	-0.298387479	0.629056040	0.093206766
Lépidoptère.ingérés	-0.11449286	-0.18620136	0.09035811
Lépidoptères.dérive	-0.386510341	-0,628587266	-0.027787880
Mécoptères.dérive	-0,27139123	0.57214295	-0.07449836
Mégaloptère.benthique	1	-0.474341649	0.008578294
Mégaloptères.dérive	-0.474341649	1	0.01929027
Milipèdes.ingérés	0.008578294	0.01929027	1
Odonate.benthique	0.973070095	-0.66449453	0.0022308524
Plécoptère.benthique	0.530912608	-0.86914034	0.0355751035
Plécoptères.dérive	-0.271391228	0.57214295	-0.0744983594
Plécoptères.ingérés	-0.098601330	0.20786985	-0.0270665981
Trichoptère.benthique	-0,47535048	0.52226783	0.0896194583
Trichoptères.dérive	-0.593540852	0.74942729	-0.0540172811
Trichoptères.ingérés	-0.151083047	0.13043785	-0.0414731131

TABLE C.26 – Matrice de corrélations des variables invertébrés "ingérés", "dérive" et "benthiques", partie 8

	Odonate. benthique	Plécoptère. benthique	Plécoptères. dérive
Amphipode.benthique	0.9510886197	0.4327227459	-0.1519600848
Coléoptère.benthique	-0.66448159	-0.87209255	0.57724927
Coléoptères.dérive	-0.797478728	-0.856984502	0.819065764
Coléoptères.ingérés	-0.021837499	0.110824200	-0,085578145
Décapode.benthique	0.48790529	0.81969997	-0,55870903
Décapodes.ingérés	-0.03019437	0.10739251	-0,11577425
Diptère.benthique	-0.89503271	-0,53325504	0.10295280
Diptères.dérive	-0.37745166	-0,86930799	0.99833880
Diptères.ingérés	-0.19304364	-0.27422537	0.22492460
Ephéméroptère.benthique	-0.607888538	-0.949551511	0.749798037
Ephéméroptères.dérive	-0.56636894	-0.98799404	0.94133907
Ephéméroptères.ingérés	-0.321320385	-0.401168824	0.261058318
hétéroptères.dérive	-0.514085713	0.271080911	-0,581625778
hétéroptères.ingérés	0.16246064	0.08863946	-0.04531060
Hymenoptères.dérive	-0.418004295	-0.176832054	-0.277644838
Lépidoptère.ingérés	-0.04843415	0.13078645	-0.10653380
Lépidoptères.dérive	-0.163506262	0.441515002	-0.359641770
Mécoptères.dérive	-0.38018586	-0.88754190	1
Mégaloptère.benthique	0.973070095	0.530912608	-0.271391228
Mégaloptères.dérive	-0.66449453	-0.86914034	0.57214295
Milipèdes.ingérés	0.0022308524	0.0355751035	-0.0744983594
Odonate.benthique	1	0.678251364	-0.380185855
Plécoptère.benthique	0.678251364	1	-0.88754190
Plécoptères.dérive	-0.380185855	-0.88754190	1
Plécoptères.ingérés	-0.138128381	-0.19044683	0.13578553
Trichoptère.benthique	-0.540260972	-0.10207512	-0.36767880
Trichoptères.dérive	-0.700068675	-0.97537886	0.92443699
Trichoptères.ingérés	-0.162403547	-0.18196581	0.16932127

TABLE C.27 – Matrice de corrélations des variables invertébrés "ingérés", "dérive" et "benthiques", partie 9

	Plécoptères.ingérés	Trichoptère.benthique
Amphipode.benthique	-0.0840471307	-0.5347501093
Coléoptère.benthique	0.20799403	0.51718707
Coléoptères.dérive	0.130864096	-0.045745096
Coléoptères.ingérés	0.063713287	-0.041703420
Décapode.benthique	-0.20298907	-0.45430518
Décapodes.ingérés	-0,04206287	0.03114029
Diptère.benthique	0.14731158	0.85025011
Diptères.dérive	0.12796403	-0,40152028
Diptères.ingérés	0.29248486	0.06815938
Ephéméroptère.benthique	0.206545662	0.301012301
Ephéméroptères.dérive	0.18110993	-0.03737858
Ephéméroptères.ingérés	0.486333557	0.247305073
hétéroptères.dérive	-0.026786426	0.699942414
hétéroptères.ingérés	-0.01646216	-0.07936298
Hymenoptères.dérive	0.114786949	0.960250253
Lépidoptère.ingérés	-0.03870565	-0.03768005
Lépidoptères.dérive	-0.130664344	-0.127202076
Mécoptères.dérive	0.13578553	-0.36767880
Mégaloptère.benthique	-0.098601330	-0,47535048
Mégaloptères.dérive	0.20786985	0.52226783
Milipèdes.ingérés	-0.0270665981	0.0896194583
Odonate.benthique	-0.138128381	-0.540260972
Plécoptère.benthique	-0.19044683	-0.10207512
Plécoptères.dérive	0.13578553	-0.36767880
Plécoptères.ingérés	1	0.09186387
Trichoptère.benthique	0.09186387	1
Trichoptères.dérive	0.16820274	-0.0297982429
Trichoptères.ingérés	-0.05107539	0.0004999494

TABLE C.28 – Matrice de corrélations des variables invertébrés "ingérés", "dérive" et "benthiques", partie 10

	Trichoptères.dérive	Trichoptères.ingérés
Amphipode.benthique	-0,492361399	-0.1336917903
Coléoptère.benthique	0.75318361	0.13115572
Coléoptères.dérive	0.941937476	0.200518050
Coléoptères.ingérés	-0.068790013	0.116840598
Décapode.benthique	-0.67357639	-0.10554451
Décapodes.ingérés	-0.08394561	0.29074711
Diptère.benthique	0.46508320	0.10579060
Diptères.dérive	0.91871093	0.17033321
Diptères.ingérés	0.25839713	0.06370121
Ephéméroptère.benthique	0.857245037	0.148971154
Ephéméroptères.dérive	0.96971070	0.17658742
Ephéméroptères.ingérés	0.348786068	0.095357237
hétéroptères.dérive	-0.248070867	-0.009627562
hétéroptères.ingérés	-0.09909567	-0.02522434
Hymenoptères.dérive	0.001636705	-0.007698611
Lépidoptère.ingérés	-0.07724554	0.24711328
Lépidoptères.dérive	-0.260769106	-0.003177968
Mécoptères.dérive	0.92443699	0.16932127
Mégaloptère.benthique	-0.593540852	-0.151083047
Mégaloptères.dérive	0.74942729	0.13043785
Milipèdes.ingérés	-0.0540172811	-0.0414731131
Odonate.benthique	-0.700068675	-0.162403547
Plécoptère.benthique	-0.97537886	-0.18196581
Plécoptères.dérive	0.92443699	0.16932127
Plécoptères.ingérés	0.16820274	-0.05107539
Trichoptère.benthique	-0.0297982429	0.0004999494
Trichoptères.dérive	1	0.194932382
Trichoptères.ingérés	0.194932382	1

TABLE C.29 – Matrice de corrélations des variables "taille" (ingérées et dans le milieu), partie 1

	Taille.1. ingéré	Taille.1. milieu	Taille.2. ingéré	Taille.2. milieu
Taille.1.ingérés	1	0.24290137	0.35113684	0.31576291
Taille.1.milieu	0.24290137	1	0.3500702	0.8938751
Taille.2.ingérés	0.35113684	0.3500702	1	0.36353712
Taille.2.milieu	0.31576291	0.8938751	0.36353712	1
Taille.3.ingérés	0.22326216	0.2509979	0.51629972	0.2490581
Taille.3.milieu	0.36401937	0.5916734	0.21954797	0.7132476
Taille.4.ingérés	0.03783894	-0.1043297	0.01097175	-0,1138588
Taille.4.milieu	-0.17722415	-0.3281118	-0.23067249	-0.6648782

TABLE C.30 – Matrice de corrélations des variables "taille" (ingérées et dans le milieu), partie 2

	Taille.3. ingéré	Taille.3. milieu	Taille.4. ingéré	Taille.4. milieu
Taille.1.ingérés	0.22326216	0.36401937	0.03783894	-0.17722415
Taille.1.milieu	0.2509979	0.5916734	-0.1043297	-0.3281118
Taille.2.ingérés	0.51629972	0.21954797	0.01097175	-0.23067249
Taille.2.milieu	0.2490581	0.7132476	-0,1138588	-0.6648782
Taille.3.ingérés	1	0.02342721	-0.08646068	-0.22456556
Taille.3.milieu	0.02342721	1	-0.06740404	-0.22077400
Taille.4.ingérés	-0.08646068	-0.06740404	1	0.08096040
Taille.4.milieu	-0.22456556	-0.22077400	0.08096040	1

TABLE C.31 – Matrice de corrélations des variables concernant les abondances d'Ephéméroptères et de Trichoptères à l'état larvaire et adulte dans les estomacs des poissons et dans le milieu, partie 1

	Ephéméroptère. larves.milieu	Ephéméroptères. adultes.ingérés	Ephéméroptères. adultes.milieu
Ephéméroptères. larves.milieu	1	-0.01774652	0.73430554
Ephéméroptères. adultes.ingérés	-0.01774652	1	-0.06499670
Ephéméroptères. adultes.milieu	0.73430554	-0.06499670	1
Ephéméroptères. larves.ingérées	0.44673529	0.19209221	0.34650611
Trichoptères. adultes.ingérés	0.19108257	-0.03362413	0.24673464
Trichoptères. adultes.milieu	0.77652285	-0.05778876	0.99776141
Trichoptères. larves.ingérés	0.06319469	-0.06423505	0.05845731
Trichoptères. larves.milieu	0.30071577	0.20486837	-0.30597601

TABLE C.32 – Matrice de corrélations des variables concernant les abondances d'Ephéméroptères et de Trichoptères à l'état larvaire et adulte dans les estomacs des poissons et dans le milieu, partie 2

	Ephéméroptères. larves.ingérées	Trichoptères. adultes.ingérés	Trichoptères. adultes.milieu
Ephéméroptères. larves.milieu	0.44673529	0.19108257	0.77652285
Ephéméroptères. adultes.ingérés	0.19209221	-0.03362413	-0.05778876
Ephéméroptères. adultes.milieu	0.34650611	0.24673464	0.99776141
Ephéméroptères. larves.ingérées	1	0.06370266	0.36701877
Trichoptères. adultes.ingérés	0.06370266	1	0.24632918
Trichoptères. adultes.milieu	0.36701877	0.24632918	1
Trichoptères. larves.ingérés	0.07488055	-0.03131779	0.06195360
Trichoptères. larves.milieu	0.24360293	-0.09369759	-0.24590096

TABLE C.33 – Matrice de corrélations des variables concernant les abondances d'Ephéméroptères et de Trichoptères à l'état larvaire et adulte dans les estomacs des poissons et dans le milieu, partie 3

	Trichoptères. larves.ingérés	Trichoptères. larves.milieu
Ephéméroptère.larves.milieu	0.06319469	0.30071577
Ephéméroptères.adultes.ingérés	-0.06423505	0.20486837
Ephéméroptères.adultes.milieu	0.05845731	-0.30597601
Ephéméroptères.larves.ingérées	0.07488055	0.24360293
Trichoptères.adultes.ingérés	-0.03131779	-0.09369759
Trichoptères.adultes.milieu	0.06195360	-0.24590096
Trichoptères.larves.ingérés	1	0.05170228
Trichoptères.larves.milieu	0.05170228	1

Effets de la prédation de la truite arc-en-ciel déversée pour la pêche de loisir sur la faune aquatique d'un ruisseau ardennais

Cas de l'Aisne à Erezée

Gary FRUTSAERT

Les déversements de truites arc-en-ciel en milieu naturel sont couramment réalisés en Europe occidentale pour la pêche récréative. Pourtant cette pratique est controversée, en particulier à propos de ses possibles effets sur la faune aquatique, et plus précisément sur les espèces protégées. Dans cette étude, 255 truites arc-en-ciel d'environ 300 g ont été déversées tous les 15 jours durant deux mois et demi dans une portion de l'Aisne d'une superficie de 0,22 ha. Les truites arc-en-ciel ont ensuite été régulièrement capturées par pêche électrique afin d'analyser leurs contenus stomacaux à l'aide d'approches taxonomique et génétique (analyse de Metabarcoding). Les résultats montrent que les estomacs des truites sont souvent vides ou avec peu d'éléments principalement composés d'invertébrés. Aucun poisson n'a été observé dans les contenus stomacaux. Aucune espèce à statut de conservation présente sur le site n'a été retrouvée dans les estomacs. Environ la moitié des truites arc-en-ciel déversées ont été recapturées avant fin juin (45,5%) tandis qu'une seule truite arc-en-ciel a été retrouvée vivante lors de la pêche de contrôle du 6 octobre. En conclusion, l'impact de la prédation directe des truites arc-en-ciel déversées dans le ruisseau Aisne semble peu important et ne semble pas concerner d'espèces à statut de conservation. Cependant, l'impact indirect de la prédation des truites arc-en-ciel via la compétition alimentaire interspécifique n'a pas pu être évalué dans la présente étude faute de données sur la prise alimentaires des espèces en place.

UNIVERSITÉ CATHOLIQUE DE LOUVAIN

Faculté des bioingénieurs

Croix du Sud, 2bte L7.05.01, 1348 Louvain-La-Neuve, Belgique | www.uclouvain.be/agro