



HAL
open science

Modification des paramètres abiotiques et biotiques du Rizzanese : impact de l'aménagement hydroélectrique et/ou des conséquences du changement climatique

Sophie Orsini

► To cite this version:

Sophie Orsini. Modification des paramètres abiotiques et biotiques du Rizzanese : impact de l'aménagement hydroélectrique et/ou des conséquences du changement climatique. Hydrologie. Université Pascal Paoli, 2020. Français. NNT : 2020CORT0001 . tel-03670551

HAL Id: tel-03670551

<https://theses.hal.science/tel-03670551>

Submitted on 17 May 2022

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



UNIVERSITE DE CORSE-PASCAL PAOLI
ECOLE DOCTORALE ENVIRONNEMENT ET SOCIETE UMR
CNRS 6134 SPE



Thèse présentée pour l'obtention du grade de
DOCTEUR en Physiologie et biologie des organismes –
Populations – Interactions

Mention : Biologie des populations et écologie

Soutenue publiquement par

Sophie ORSINI

Le 10 janvier 2020

Modification des paramètres abiotiques et biotiques du
Rizzanese : Impact de l'aménagement hydroélectrique et/ou des
conséquences du changement climatique

Directeur :

M. ORSINI Antoine, Dr-HDR, Université de Corse

Rapporteurs :

M. DELIEGE Jean-François, Professeur, Université de Liège

M. LEJEUNE Pierre, Dr HDR, Université de Liège

Jury :

M. LE TREUT Hervé, Professeur, Ecole Polytechnique, Paris

M. DELIEGE Jean-François, Professeur, Université de Liège

M. PERGENT Gérard, Professeur, Université de Corse

M. LEJEUNE Pierre, Dr HDR, Université de Liège

M. ORSINI Antoine Dr HDR, Université de Corse

M. MORI Christophe Dr, Université de Corse

Remerciements

L'élaboration de cette thèse a été menée à bien grâce à un certain nombre de personnes à qui je souhaite témoigner toute ma gratitude.

Mes premiers mots sont adressés à mon directeur de thèse, Monsieur Antoine ORSINI, mais avant tout mon père, sans qui ce mémoire de recherche n'aurait pas pu aboutir. Je ne le remercierai jamais assez pour sa patience, sa confiance et ses conseils avisés. Outre la concrétisation de cette thèse, il m'a transmis sa passion pour l'Hydrobiologie. Il est pour moi un exemple, a toujours eu foi en moi, m'a toujours encouragée et épaulée dans ma vie professionnelle. Sans son aide, je ne serai pas là où je suis aujourd'hui.

J'adresse mes sincères remerciements aux membres du jury qui m'ont fait l'honneur de juger ce travail. J'ajouterai une mention particulière pour mes rapporteurs, Messieurs Jean-François DELIEGE, Professeur à l'Université de Liège et Pierre LEJEUNE, Docteur HDR à l'Université de Liège, qui ont accepté d'endosser ce rôle sans aucune hésitation.

Je suis très honorée par la présence de Monsieur Hervé LE TREUT, Professeur à l'Ecole Polytechnique de Paris, qui malgré un emploi du temps bien rempli par ses nombreuses responsabilités, a daigné être présent. Qu'il trouve ici l'expression de toute ma reconnaissance.

Je remercie chaleureusement Monsieur Gérard PERGENT, Professeur à l'Université de Corse, pour l'honneur qu'il me fait par sa présence à ce jury.

Je ne pourrai oublier d'exprimer ma gratitude envers Monsieur Christophe MORI, Docteur à l'Université de Corse, qui n'a cessé d'être présent tout au long de mon parcours, pour ses encouragements, le suivi de mes recherches et ses enseignements de qualité.

Je remercie vivement EDF Corse et particulièrement Monsieur Patrick BRESSOT, Directeur du Centre EDF Corse et Madame Amandine BONO, attachée de production hydraulique, pour leur confiance durant toutes ces années, ainsi que toutes les personnes qui, de près ou de loin, ont contribué à la partie opérationnelle durant tout ce suivi.

J'adresse également un grand merci à Monsieur Patrick REBILLOUT, climatologue et Directeur du centre régional Météo-France, pour la production des données météorologiques et

Monsieur Antoine FOLACCI, Professeur à l'Université de Corse, pour les calculs mathématiques.

Je remercie également l'ensemble de l'équipe de l'Ecole Doctorale pour son accompagnement durant ces années de thèse.

Je voudrais remercier l'ensemble des personnes qui ont participé aux nombreuses pêches électriques dans le cadre de cette étude. Leur aide, leur efficacité et leur bonne humeur malgré le rythme intensif des journées de terrain, ont grandement contribué à leur bon déroulement.

Je remercie de tout cœur ma famille, ma mère pour tout ce qu'elle fait pour moi, mes sœurs ainsi que ma belle-famille. Leur soutien inestimable et leurs encouragements m'ont toujours accompagnée tout au long de ces années.

Je tiens à remercier tout particulièrement François pour sa confiance en moi, sa patience, ses attentions et son soutien quotidien indéfectible à l'égard de mes travaux comme dans tout ce que je peux entreprendre.

Au terme de ce parcours, je remercie enfin celles et ceux qui me sont chers, mes amis, et que j'ai quelque peu délaissé ces derniers mois pour achever cette thèse. Je leur promets de revenir plus en forme que jamais !

Table des matières

Chapitre I	Introduction générale.....	9
1.1.	Problématique.....	9
1.2.	Le changement climatique : bilan des connaissances et tendances futures.....	11
1.3.	L'hydroélectricité : définition et chiffres-clés.....	16
1.4.	Le barrage du Rizzanese	21
1.5.	Impact des barrages sur les cours d'eau : état de l'art.....	23
Chapitre II	Matériel et méthodes	25
2.1.	Présentation du Rizzanese	25
2.1.1.	Géographie et topographie	25
2.1.2.	Géologie	25
2.1.3.	Climatologie	26
2.1.4.	Hydrologie.....	28
2.1.5.	Végétation du bassin versant et des ripisylves	30
2.2.	Situation et caractéristiques générales des stations d'étude	33
2.2.1.	Choix des stations.....	33
2.2.2.	Choix des tronçons	35
2.2.3.	Caractéristiques des stations d'étude.....	37
2.2.4.	Profils en long et en travers.....	37
2.3.	Compartiments étudiés	40
2.3.1.	Paramètres abiotiques.....	40
2.3.1.1.	Climatologie.....	40
2.3.1.1.1.	La chaîne SAFRAN-ISBA-MODCOU	40
2.3.1.1.2.	Le système d'analyse SAFRAN	42
2.3.1.1.3.	Le logiciel Mathematica	44
2.3.1.2.	Température de l'eau	46
2.3.1.3.	Physico-chimie des eaux.....	46
2.3.1.4.	Macroinvertébrés benthiques	47
2.3.1.5.	Faune piscicole.....	50
2.3.1.6.	Analyses multivariées	52
2.3.1.6.1.	Analyse en Composantes Principales	52
2.3.1.6.2.	Analyse Factorielle des Correspondances	54

Chapitre III	Résultats et discussion	57
3.1.	Paramètres abiotiques.....	57
3.1.1.	Climatologie	57
3.1.2.	Hydrologie.....	67
3.1.3.	Température de l'eau.....	71
3.1.3.1.	Température moyenne annuelle	71
3.1.3.2.	Températures minimales et maximales.....	72
3.1.3.3.	Amplitude thermique annuelle.....	72
3.1.3.4.	Evolution des températures journalières au cours d'un cycle annuel	72
3.1.3.5.	Evolution de la température moyenne mensuelle au cours d'un cycle annuel	76
3.1.3.6.	Evolution de la température en fonction du débit turbiné.....	79
3.1.4.	Physico-chimie des eaux	85
3.1.4.1.	pH.....	85
3.1.4.2.	Conductivité.....	86
3.1.4.3.	Oxygène dissous	87
3.1.4.4.	Ammonium	88
3.1.4.5.	Nitrites.....	89
3.1.4.6.	Nitrates	89
3.1.4.7.	Orthophosphates	90
3.1.4.8.	Demande biologique en oxygène.....	91
3.1.4.9.	Traitement statistique des données par analyse multivariée	93
3.2.	Paramètres biotiques	97
3.2.1.	Macroinvertébrés benthiques	97
3.2.1.1.	Inventaire faunistique global	97
3.2.1.2.	Richesse taxonomique des groupements faunistiques par station.....	105
3.2.1.3.	Variations de la richesse taxonomique par année	108
3.2.1.4.	Variations saisonnières moyennes de la richesse taxonomique	109
3.2.1.5.	Espèces endémiques	114
3.2.1.6.	Structure des peuplements.....	120
3.2.1.6.1.	Variations de la densité par année.....	122
3.2.1.6.2.	Variations de la densité moyenne saisonnière.....	124
3.2.1.7.	Comparaison aux données de la typologie des cours d'eau de Corse.....	132
3.2.1.8.	Suivi de l'état écologique des eaux des stations.....	134

3.2.1.9. Traitement statistique des données par analyse multivariée	138
3.2.2. Faune piscicole	146
3.2.2.1. Structure des peuplements	148
3.2.2.1.1. Evolution des densités et biomasses.....	148
3.2.2.1.3. Détermination et évolution des classes d'âge	157
3.2.2.2. Traitement statistique des données par analyse multivariée	167
Chapitre IV Conclusion générale et perspectives	173
Références bibliographiques	179
Annexes	211
Annexe 1	212
Localisation des six stations du système d'analyses SAFRAN sur le bassin versant du Rizzanese	
Annexe 2	213
Paramètres physico-chimiques des eaux	
Annexe 3	214
Inventaire global et comptages des invertébrés	
Annexe 4	232
Inventaires piscicoles	
Annexe 5	251
Zonation ROCHE (1987) et Typologie COLONNA (2018)	

Liste des figures

Figure 1 : Répartition de la production hydroélectrique française (SER, 2012).....	20
Figure 2 : La retenue de barrage du Rizzanese (Crédit photo : © 2019 EDF).....	21
Figure 3 : Carte géologique simplifiée de la Corse (d’après MAGOTT, 2016)	25
Figure 4 : Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen (2010 à 2018).....	27
Figure 5 : Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen (2000 à 2018).....	28
Figure 6 : Evolution des débits moyens annuels du Rizzanese de 1969 à 2010	28
Figure 7 : Evolution des moyennes mensuelles du débit du Rizzanese de 1969 à 2010	29
Figure 8 : Localisation des stations d’étude	34
Figure 9 : Clé de détermination des faciès d’écoulement (MALAVOI & SOUCHON, 2002).....	35
Figure 10 : Schéma de principe de la méthode des microhabitats (POUILLY <i>et al.</i> , 1995) ...	36
Figure 11 : Profil en long du Rizzanese	38
Figure 12 : Profil en travers de la station de Saint Antoine	38
Figure 13 : Profil en travers de la station de Zoza	39
Figure 14 : Profil en travers de la station de Spin’ à Cavallu.....	39
Figure 15 : Diagramme de la chaîne SIM	41
Figure 16 : Diagramme de fonctionnement de SAFRAN (adapté de QUINTANA-SEGUI, 2008).....	43
Figure 17 : Diagramme ombrothermique de la station à 100 m pour la période 1970 - 1984 .	57
Figure 18 : Diagramme ombrothermique de la station à 100 m pour la période 1985 - 2018 .	58
Figure 19 : Diagramme ombrothermique de la station à 200 m pour la période 1970 - 1984 .	58
Figure 20 : Diagramme ombrothermique de la station à 200 m pour la période 1985 – 2018	59
Figure 21 : Diagramme ombrothermique de la station à 600 m pour la période 1970 - 1984 .	59
Figure 22 : Diagramme ombrothermique de la station à 600 m pour la période 1985 - 2018 .	60
Figure 23 : Diagramme ombrothermique de la station à 950 m pour la période 1970 - 1984 .	60
Figure 24 : Diagramme ombrothermique de la station à 950 m pour la période 1985 - 2018 .	61
Figure 25 : Diagramme ombrothermique de la station à 1 100 m pour la période 1970 - 1984	61
Figure 26 : Diagramme ombrothermique de la station à 1 100 m pour la période 1985 – 2018	62
Figure 27 : Diagramme ombrothermique de la station à 1 400 m pour la période 1970 - 1984	62
Figure 28 : Diagramme ombrothermique de la station à 1 400 m pour la période 1985 - 2018	63
Figure 29 : Variation spatio-temporelle des aires ombrothermiques	65
Figure 30 : Evolution des écarts entre les deux périodes en fonction de l’altitude.....	66

Figure 31 : Evolution des débits moyens mensuels du Rizzanese [4]	67
Figure 32 : Evolution des températures du Rizzanese en 2014 (en orange : Saint Antoine, en bleu : Zoza et en gris : Spin'à Cavallu)	73
Figure 33 : Evolution de la température moyenne mensuelle des trois stations sur une année	76
Figure 34 : Evolution de la température moyenne mensuelle des trois stations pendant les mois de turbinage	77
Figure 35 : Evolution des températures moyennes mensuelles pendant les mois sans turbinage	78
Figure 36 : Evolution de la température (T°C) et du débit turbiné (Q) au mois de février.....	79
Figure 37 : Evolution de la température (T°C) et du débit turbiné (Q) au mois de mars.....	79
Figure 38 : Evolution de la température (T°C) et du débit turbiné (Q) au mois d'avril	80
Figure 39 : Evolution de la température (T°C) et du débit turbiné (Q) au mois de mai	80
Figure 40 : Evolution de la température (T°C) et du débit turbiné (Q) au mois de juin	80
Figure 41 : Evolution de la température (T°C) et du débit turbiné (Q) au mois de juillet.....	81
Figure 42 : Evolution de la température (T°C) et du débit turbiné (Q) au mois de novembre	81
Figure 43 : Evolution de la température (T°C) et du débit turbiné (Q) au mois de décembre.	81
Figure 44 : Variations mensuelles de la température de l'eau	82
Figure 45 : Projection des variables (paramètres physico-chimiques) sur le plan F1/F2.....	93
Figure 46 : Projection des individus (campagnes par stations) sur le plan F1/F2 (en rouge, saison « chaude » et en bleu, saison « froide »)	93
Figure 47 : Relation entre température moyenne et oxygène dissous.....	94
Figure 48 : Projection des individus (stations et périodes) sur le plan F1/F2 (avec Zoza en rouge)	95
Figure 49 : Richesse spécifique des groupements faunistiques des trois stations d'étude.....	105
Figure 50 : Répartition du nombre de taxons par groupes faunistiques.....	106
Figure 51 : Richesse spécifique des groupements faunistiques à Saint Antoine en mai.....	110
Figure 52 : Richesse spécifique des groupements faunistiques à Saint Antoine en septembre	110
Figure 53 : Richesse spécifique des groupements faunistiques à Zoza en mai	111
Figure 54 : Richesse spécifique des groupements faunistiques à Zoza en septembre	111
Figure 55 : Richesse spécifique des groupements faunistiques à Spin'à Cavallu en mai.....	112
Figure 56 : Richesse spécifique des groupements faunistiques à Spin'à Cavallu en septembre	113
Figure 57 : Evolution du nombre d'espèces endémiques en fonction de l'altitude (modifié d'après A. ORSINI, non publié).....	118
Figure 58 : Evolution du nombre d'espèces endémiques par groupe faunistique en fonction de l'altitude (modifié d'après A. Orsini, communication personnelle, 2019)	119

Figure 59 : Evolution des débits moyens journaliers du Taravo (non régulé) pendant l'année 2017.....	123
Figure 60 : Structure du peuplement benthique de Saint Antoine en mai.....	127
Figure 61 : Structure du peuplement benthique de Saint Antoine en septembre	127
Figure 62 : Structure du peuplement benthique de Zoza en mai.....	128
Figure 63 : Structure du peuplement benthique de Zoza en septembre	128
Figure 64 : Structure du peuplement benthique de Spin' à Cavallu en mai.....	129
Figure 65 : Structure du peuplement benthique de Spin' à Cavallu en septembre	129
Figure 66 : Projection des individus (campagnes par station) sur le plan F1/F2	139
Figure 67 : Projection des individus (campagnes par station) sur le plan F1/F2	139
Figure 68 : Projection des variables (taxons) sur le plan F1/F2.....	140
Figure 69 : Projection des individus (campagnes par station) sur le plan F1/F3	142
Figure 70 : Projection des individus (campagnes par station) sur le plan F1/F3	142
Figure 71 : Projection des variables (taxons) sur le plan F1/F3.....	143
Figure 72 : Evolution de la densité du peuplement piscicole.....	148
Figure 73 : Evolution de la biomasse du peuplement piscicole	148
Figure 74 : Polygones des fréquences cumulées croissantes des tailles de truite fario à Saint Antoine en 2016	157
Figure 75 : Pourcentage des classes d'âge du peuplement de truites fario à Saint Antoine ..	158
Figure 76 : Pourcentage des classes d'âge du peuplement de truites fario à Zoza	160
Figure 77 : Pourcentage des classes d'âge du peuplement d'anguilles à Zoza	160
Figure 78 : Polygones des fréquences cumulées croissantes des tailles de blennie fluviatile à Spin' à Cavallu en 2017	162
Figure 79 : Pourcentage des classes d'âge du peuplement de blennie fluviatile à Spin' à Cavallu	162
Figure 80 : Polygones des fréquences cumulées croissantes des tailles d'anguille à Spin' à Cavallu en 2017.....	163
Figure 81 : Pourcentage des classes d'âge du peuplement d'anguille à Spin' à Cavallu.....	163
Figure 82 : Pourcentage des classes d'âge du peuplement de <i>S. trutta fario</i> à Spin' à Cavallu	164
Figure 83 : Projection des variables (classes d'âge, densités et biomasses) sur le plan F1-F2	167
Figure 84 : Projection des individus (campagnes par station) sur le plan F1-F2.....	167
Figure 85 : Evolution des classes d'âge de truites (en gris) et d'anguilles (en rouge).....	169

Liste des tableaux

Tableau I : Classification française des barrages [1].....	17
Tableau II : Caractéristiques principales des trois stations étudiées	37
Tableau III : Planning des investigations de terrain par année	45
Tableau IV : Paramètres étudiés et méthodes d'analyse	46
Tableau VI : Ecart observés entre les précipitations moyennes, les températures moyennes, minimales et maximales des deux périodes	63
Tableau VII : Evolution des aires ombrothermiques.....	65
Tableau VIII : Evolution des températures minimales, maximales, moyenne et amplitude annuelle des 3 stations d'étude.....	71
Tableau IX : Caractéristiques géographiques des stations	76
Tableau X : Ecart de température entre les trois stations pendant les mois de turbinage.....	77
Tableau XI : Ecart de températures entre les trois stations pendant les mois sans turbinage.	78
Tableau XII : Valeurs de la fonction affine.....	82
Tableau XIII : Débits turbinés ($m^3.s^{-1}$).....	83
Tableau XIV : Variation de la température ($^{\circ}C$) par $m^3.s^{-1}$ turbiné	83
Tableau XV : Caractéristiques physico-chimiques des eaux	85
Tableau XVI : Inventaire faunistique global.....	97
Tableau XVII : Nombre de taxons par groupes faunistiques	105
Tableau XVIII : Evolutions annuelles de la richesse taxonomique par station	108
Tableau XIX : Variations saisonnières de la richesse taxonomique de la faune des stations prospectées	109
Tableau XX : Inventaire des espèces endémiques	114
Tableau XXI : Pourcentage d'endémisme des stations prospectées	117
Tableau XXII : Nombre d'espèces théorique vs nombre d'espèces observé (modifié d'après A. ORSINI, non publié)	118
Tableau XXIII : Comparaison de la répartition du nombre d'espèces endémiques par groupe faunistique	119
Tableau XXIV : Abondance relative (en %) des groupes faunistiques.....	120
Tableau XXV : Variations annuelles des densités d'invertébrés ($ind.m^{-2}$)	122
Tableau XXVI : Variations saisonnières de la densité de la faune des stations prospectées .	124
Tableau XXVII : Comparaison des données obtenues avec la typologie des cours d'eau de Corse.....	132
Tableau XXVIII : Etat écologique de la station de Saint Antoine (645 m)	134
Tableau XXIX : Etat écologique de la station de Zoza (272 m)	135
Tableau XXX : Etat écologique de la station de Spin'à Cavallu (23 m).....	135

Tableau XXXI : Notes IBG-DCE et variétés taxonomiques médianes	136
Tableau XXXII : Recensements piscicoles à Saint Antoine de 1996 à 2011 (A.F.B., compilation de 16 années, non publié).....	152
Tableau XXXIII : Recensements piscicoles à Zoza en 2003 et 2008 (A.F.B., compilation de 2 années, non publié).....	152
Tableau XXXIV : Recensements piscicoles à Spin' à Cavallu en 1988, 2003, 2008 et 2010 (A.F.B., compilation de 4 années, non publié).....	152

Chapitre I Introduction générale

1.1. Problématique

Les modifications des paramètres abiotiques et biotiques des hydrosystèmes engendrées par les actions anthropiques directes (barrage, dragage, endiguement...) et les conséquences du changement climatique (anthropisation indirecte) ont fait l'objet de nombreuses recherches.

La croissance démographique et l'augmentation constante des besoins énergétiques qu'elle induit, entraînent d'importants bouleversements du milieu naturel et des écosystèmes associés.

Les cours d'eau sont en butte à de multiples perturbations générées par la construction d'aménagements hydroélectriques influençant leur cycle hydrologique.

L'existence d'un dérèglement climatique est un fait reconnu par le plus grand nombre de scientifiques à travers le monde. Son effet sur les hydrosystèmes constitue un enjeu majeur.

Même si aujourd'hui la compréhension du phénomène et ses conséquences sont acquises, ces dernières restent néanmoins difficiles à quantifier, de surcroît, combinées avec les effets des infrastructures hydroélectriques.

Le développement de la réflexion globale sur les effets des barrages au cours des dernières décennies a démontré la nécessité de considérer ce réchauffement planétaire, au centre de toutes les problématiques.

Face à la raréfaction de la ressource en eau, la nécessité de concilier tous les usages tout en préservant la qualité de la ressource est fondamental, objectif essentiel de la Directive cadre sur l'eau édictée par l'Union européenne.

Les enjeux liés à l'hydroélectricité sont importants. D'une part, elle constitue une source d'énergie renouvelable, s'inscrivant au cœur de la résilience au problème du changement climatique. Par ailleurs, elle joue un rôle majeur dans la gestion et la qualité de la ressource en eau, dans la continuité écologique et la biodiversité.

L'influence des barrages ne se limite pas à leur seule emprise sur le lit d'un cours d'eau, mais entraîne des bouleversements en amont et en aval de l'ouvrage. Le fonctionnement des barrages hydroélectriques engendre une modification des régimes hydrologiques en aval engendrée par

des lâchers d'eau appelés éclusées hydroélectriques, se traduisant par des variations de débit généralement importantes, brutales et variables selon les besoins en énergie. En outre, la portion de rivière comprise entre le barrage et la centrale, portant le nom de tronçon court-circuité, doit s'accommoder d'une réduction artificielle de débit, parfois très sévère, appelé débit réservé.

Ces modifications peuvent avoir des effets directs et indirects sur les compartiments biotiques et abiotiques du milieu.

Le courant et le substrat sont les facteurs abiotiques principaux qui déterminent, dans les cours d'eau, la distribution des invertébrés benthiques (MORI, 1997). Mais les recherches sur le rôle respectif de ces deux facteurs montrent l'importance de l'hydrologie sur la structure des peuplements aquatiques (HYNES, 1970 ; STATZNER & HIGLER, 1986 ; STATZNER *et al.*, 1988 ; POFF & WARD, 1989 ; GROWNS & DAVIS, 1994 ; DOISY & RABENI, 2001 ; RICE *et al.*, 2001 ; LAMOUREUX *et al.*, 2004).

En écologie, la température est un des facteurs les plus importants. Elle a une influence directe ou indirecte sur de nombreux paramètres physiques, chimiques ou biologiques (STEVENS & GREEN, 1978 ; EATON *et al.*, 1995). Son rôle est prépondérant dans la répartition, la structure et la diversité des communautés aquatiques (GRENOUILLET *et al.*, 2001 ; EBERSOLE *et al.*, 2003 ; DAUFRESNE & BOET, 2007).

L'analyse des réponses des peuplements aux perturbations affectant le fonctionnement des cours d'eau est fondamentale (VERNEAUX, 1976). Les communautés de macroinvertébrés benthiques jouent un rôle primordial au sein des écosystèmes d'eau courante occupant une place essentielle dans les réseaux trophiques (RESH, 2008). Ils constituent un outil majeur à l'identification des différents facteurs de perturbation des milieux (STATZNER & BECHE, 2010). Ils permettent également d'étudier les effets sur le long terme (DAVIES, 2012) de facteurs globaux comme le changement climatique (BONADA *et al.*, 2007 ; FLOURY *et al.*, 2013).

Evaluer la gravité de l'impact implique nécessairement une approche écosystémique, reliant les modifications du milieu physique à leurs conséquences biologiques.

L'objectif de ces recherches consiste à appréhender la vulnérabilité des communautés aquatiques aux conditions induites par la présence du barrage sur le Rizzanese, cours d'eau du sud de la Corse, dans un contexte de changement climatique.

La première partie de ce mémoire fait état des connaissances sur le changement climatique et des scénarios attendus, ainsi que de l'hydroélectricité de l'échelle mondiale à régionale.

Dans un deuxième chapitre, nous présentons le site du Rizzanese ainsi que les stations retenues pour la réalisation de notre étude ; le site amont servant de référence pour quantifier les effets du réchauffement climatique. Le matériel et les méthodes employés sont ensuite exposés.

Les résultats obtenus sont traités et discutés au sein d'une troisième partie, nous permettant de conclure quant à l'impact du barrage du Rizzanese et/ou du changement climatique sur le cours d'eau.

1.2. Le changement climatique : bilan des connaissances et tendances futures

Le réchauffement climatique est un phénomène global, d'origine anthropique, de modification du climat caractérisé par une augmentation générale des températures moyennes modifiant considérablement les équilibres météorologiques et les écosystèmes. Le changement climatique se caractérise par une amplification des événements météorologiques extrêmes, bouleversant les modèles climatiques globaux avec davantage de tempêtes, d'inondations, de cyclones et de sécheresses. Outre cela, l'élévation de la température moyenne globale accroît l'évaporation de l'eau et modifie l'équilibre chimique et biologique des hydrosystèmes, impactant la disponibilité de la ressource en eau potable ainsi que les écosystèmes aquatiques. Ces modifications ont des effets dommageables sur le cycle hydrologique des cours d'eau.

Depuis les années 90, on assiste à une plus grande variabilité et une accentuation des extrêmes, notamment une augmentation du volume des crues et des débits maximaux, ainsi qu'à une diminution généralisée des débits provoquant un allongement des périodes d'étiage et une modification du régime d'écoulement annuel (GIEC, 1992).

Dans certaines régions, les risques de crues et de sécheresses devraient augmenter simultanément (BATES *et al.*, 2008). Les études réalisées par CHRISTENSEN & CHRISTENSEN (2003), GIORGI *et al.* (2004), KJELLSTRÖM (2004) et KUNDZEWICZ *et al.* (2006) ont toutes révélé une hausse sensible de l'intensité des épisodes de précipitations journalières. Ces conclusions concernent même les régions où les précipitations moyennes diminuent, telles que l'Europe centrale et la Méditerranée. L'incidence de ce changement sur

la région méditerranéenne en été n'est pas claire en raison de la forte composante des pluies de convection et de sa grande variabilité spatiale (LLASAT, 2001).

Dès son premier rapport d'évaluation, le Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (GIEC, 1992) affirmait que le réchauffement climatique entraînerait une diminution du nombre d'espèces mais également un appauvrissement de la diversité génétique.

Les zones de montagnes sont particulièrement vulnérables. En altitude, le climat change, en raison de la diminution de la température mais également de la réduction de la pression atmosphérique, de la diminution de l'humidité et de l'augmentation de l'intensité du rayonnement solaire et de la force du vent. La végétation se raréfie, rendant plus difficile les conditions de vie de la faune (UICN France, 2014). Les écosystèmes montagnards participent directement au cycle de l'eau en tant que larges réservoirs d'eau, zones de transit ou de sortie des eaux souterraines. A l'échelle planétaire, les écosystèmes montagnards abritent 25 % de la biodiversité terrestre connue et la moitié des hotspots de biodiversité (MYERS *et al.*, 2000).

Le GIEC, lors de son analyse sur le changement climatique et l'eau, attirait déjà l'attention sur le danger qui pèse sur ces écosystèmes (BATES *et al.*, 2008). En effet, les travaux menés par WILLIAMS *et al.* (2003), POUNDS & PUSCHENDORF (2004), ANDREONE *et al.* (2005) et POUNDS *et al.* (2006) ont signalé le danger considérable qui pèse sur les écosystèmes de montagne quant au risque d'extinction, en particulier d'espèces endémiques, sensibles aux changements climatiques actuels et à venir qui altèrent leurs niches écologiques.

Ces modifications sont difficilement quantifiables du fait des interactions avec les activités humaines, influençant considérablement le système climatique. Cette influence se détecte dans le réchauffement de l'atmosphère et de l'océan, dans les changements du cycle global de l'eau, dans le recul des neiges et des glaces et dans l'élévation du niveau moyen des mers du globe (GIEC, 2014).

Le cinquième rapport du GIEC (2014) a estimé les actions humaines responsables à plus de moitié du réchauffement observé depuis le milieu du XIX^{ème} siècle. STOCKER *et al.* (2013) précisent que les éléments de forçage naturel limitent ce phénomène mais ne compensent pas les effets des activités anthropiques. En outre, les recherches de ZHANG *et al.* (2013) ont mis en évidence la contribution humaine à l'intensification généralisée observée des extrêmes de précipitations.

Dans son cinquième rapport d'évaluation, le GIEC (2014) souligne les risques d'incidences néfastes sur les écosystèmes augmentant avec le rythme et l'ampleur du réchauffement climatique. Il observe chez de nombreuses espèces une évolution de l'aire de répartition, des mouvements migratoires, de l'abondance et des interactions interspécifiques découlant du changement climatique en cours. Il relève également l'incapacité des espèces à s'adapter au niveau local ou de se déplacer suffisamment vite au cours du XXI^{ème} siècle pour trouver des climats propices dans le cas de changements climatiques à rythme moyen ou élevé.

Les nombreuses modifications liées au climat telles que le réchauffement, les variations de précipitations, la baisse des débits des cours d'eau, l'acidification des océans et la diminution du taux d'oxygène dans l'océan seront à l'origine d'extinctions d'un nombre considérable d'espèces qui verront leurs habitats bouleversés, auxquels s'ajoutent la surexploitation des stocks, la pollution, l'eutrophisation et les espèces envahissantes (GIEC, 2014).

Selon le bilan réalisé par AUBE (2016), à l'échelle nationale, au cours du XX^{ème} siècle, la tendance moyenne de l'augmentation des températures est de 0,1°C par décennie. L'analyse d'un nouveau jeu de données homogénéisé sur la période 1959-2009 montre une accélération du phénomène à la fin du XX^{ème} siècle avec un réchauffement moyen sur la période de 0,3 °C par décennie. Cette tendance est principalement expliquée par une augmentation des températures printanières et estivales et une accélération du réchauffement depuis les années 70 (GIBELIN *et al.*, 2014). En Corse, selon le bilan de PELTE (2017), l'augmentation des températures depuis 1950 est confirmée par Météo France (Météo France / climatHD) qui observe sur la période 1959-2009, une tendance des températures moyennes annuelles proche de +0,2°C par décennie.

Les différents scénarios climatiques réalisés sur la France s'accordent sur une augmentation généralisée des températures (PEINGS *et al.*, 2011 ; OUZEAU *et al.*, 2014). En Corse, l'évolution annoncée par les approches modélisées est semblable à ce qui est annoncé par OUZEAU *et al.* (2014) à l'échelle française avec une augmentation de 1 à 1,5°C de la température moyenne annuelle à un horizon proche (2021-2050) et de 1,5 à 2,5°C à un horizon lointain (2071-2100).

A l'échelle européenne, une synthèse des études montre une tendance à l'intensification des phénomènes extrêmes (MADSEN *et al.*, 2014 ; JACOB *et al.*, 2014 ; LANG *et al.*, 2014 ; OUZEAU *et al.*, 2014).

D'après VAUTARD *et al.* (2015), la région méditerranéenne ressort comme une zone plus marquée par l'intensification des précipitations. En Corse, la variabilité saisonnière marquée des précipitations se traduit sur l'hydrologie ; en effet, la Corse comporte des spécificités, notamment avec des débits hivernaux exceptionnellement élevés et des débits d'étiage particulièrement faibles (MORI *et al.*, 2017 ; ORSINI *et al.*, 2017).

L'analyse des projections du CMIP5¹ sur la France réalisée par TERRAY & BOE (2013) montre une tendance marquée à la diminution des précipitations estivales. En hiver, les projections montrent une tendance à une augmentation progressive des précipitations au cours du XXI^{ème} siècle. En Corse, Météo France constate sur son site climatHD une grande variabilité des précipitations d'une année à l'autre. Une tendance à une diminution faible des précipitations annuelles peut néanmoins être observée sur la période 1959-2009, correspondant à une diminution des cumuls hivernaux. En été, les résultats des projections fournies par DRIAS² pour la Corse ne donnent pas d'évolution marquée. Concernant les pluies extrêmes, la Corse peut s'attendre à une légère tendance à l'intensification des précipitations extrêmes sur le territoire. Mais les incertitudes sont fortes du fait de la difficulté de modéliser ces phénomènes et du manque de tendance marquée par le passé (LANG *et al.*, 2014 ; JACOB *et al.*, 2014 ; OUZEAU *et al.*, 2014).

CASTEBRUNET *et al.* (2014) projettent une modification de la nature des précipitations entraînant une diminution de la part des précipitations neigeuses de 30 à 50 % et une augmentation des précipitations neigeuses humides qui apparaîtraient plus tôt dans la saison.

Une tendance à l'augmentation de l'évapotranspiration est mise en évidence. Le GIEC montre des tendances à la diminution de la vitesse moyenne du vent, notamment en Europe, mais la confiance est jugée faible du fait des fortes incertitudes sur les données (GIEC, 2013). Les projections du GIEC montrent une augmentation de l'évaporation de surface quasi généralisée à la surface des océans. En Corse, MORI *et al.* (2017) ont observé une augmentation des moyennes annuelles de l'évapotranspiration.

De nombreuses projections confirment la tendance dégagée par SOUBEYROUX *et al.* (2015) en montrant une tendance à l'augmentation au cours du XXI^{ème} siècle de toutes les caractéristiques des sécheresses (intensité, durée, fréquence, sévérité) quel que soit le scénario

¹ Phase five of the Coupled Model Intercomparison Project.

² Service de projections climatiques pour l'adaptation de nos sociétés.

climatique. En Corse, le site climatHD de MétéoFrance ne montre pas d'évolution nette dans la fréquence des sécheresses mais précise néanmoins que la sécheresse peut soit se prolonger vers les saisons automnales voire hivernales, soit être précoce dès les saisons printanières.

Ces modifications ont des conséquences sur la température des cours d'eau, impactant également les usages anthropiques (HANNAH & GARNER, 2015).

C'est là qu'apparaît la question des barrages hydroélectriques, ouvrages qui, dans un contexte de changement climatique, font l'objet de nombreux débats car ils constituent un enjeu majeur, en termes de gestion du partage de l'eau, de la protection contre les inondations et de leur impact à l'échelle locale.

L'un des impacts attendus du changement climatique sur la qualité de l'eau est le risque d'eutrophisation via l'augmentation de la température et la diminution des débits (ROMERO *et al.*, 2013 ; MOLINA-NAVARRO *et al.*, 2014).

Depuis la synthèse de FABRE (2012), deux travaux à l'échelle nationale ont projeté l'impact du changement climatique sur l'hydrologie. Les projections d'évolution des débits au droit de 1 522 points sur le réseau hydrographique national montrent de façon générale : (i) une diminution significative globale des débits moyens annuels à l'échelle du territoire de -10 à -40 % ; (ii) une diminution prononcée des débits d'étiages pour une majorité des cours d'eau ; (iii) une évolution hétérogène et globalement moins marquée des crues. En Corse, MORI *et al.* (2017) et ORSINI *et al.* (2017) ont constaté un allongement de la période d'étiage qui commence plus tôt (en juin) et se prolonge jusqu'au mois d'octobre pour certains cours d'eau, un fort abaissement des débits d'étiage, illustré par une baisse de 16 % en moyenne sur huit stations de suivis hydrologiques disposant de 40 ans de données (Barchetta, Bivincu, Vechju, Fium'altu, Liamone, Taravu, Rizzanese, avant la mise en service du barrage et Fangu) ainsi qu'une diminution significative des modules, illustrée par une baisse de 6 % en moyenne sur ces huit cours d'eau.

C'est durant la période estivale que les changements seront les plus marqués, avec une diminution générale des débits sur tout le territoire (DAYON, 2015). Sur le bassin de Corse, la diminution des débits moyens correspond à la tendance nationale de l'ordre de 10 à 40 %.

De nombreux auteurs ont mis en évidence un avancement du pic du débit printanier (ZAMPIERI *et al.*, 2015 ; RAHMAN *et al.*, 2015). D'autres études projettent également une

avancée et une diminution du pic de crue printanier sous l'effet du changement climatique (SCHNEIDER *et al.*, 2013 ; VAN VLIET *et al.*, 2013).

Sur la Durance, impactée par le barrage de Serre-Ponçon, HINGRAY *et al.* (2012) montrent un changement de saisonnalité des débits via un avancement du début de la période de fonte entraînant un pic printanier plus précoce mais avec une moindre amplitude et une augmentation des débits d'étiage hivernaux.

En Méditerranée, les cours d'eau deviendraient plus intermittents avec une augmentation des assecs à l'horizon 2050, principalement induite par une diminution des précipitations de 23 % (SCHNEIDER *et al.*, 2013).

Le GIEC (2014) rapporte que le changement climatique met en péril le développement équitable et durable mais aussi que l'adaptation, l'atténuation et le développement durable sont étroitement liés et offrent des perspectives de synergies et de compromis.

1.3. L'hydroélectricité : définition et chiffres-clés

L'énergie hydraulique, fournie par le mouvement de l'eau, est l'une des plus vieilles énergies qui existent. Les plus grands barrages du monde nous démontrent qu'elle est la plus importante source d'énergie renouvelable. Dans cette logique, les barrages, chargés de stocker l'eau et d'approvisionner les centrales pour produire de l'électricité, jouent un rôle crucial.

Une installation destinée à la production d'énergie hydroélectrique est composée d'une prise d'eau ou d'une retenue d'eau (créée par un barrage) et d'une centrale de production électrique, reliées entre elles par un canal ou une conduite.

L'hydroélectricité ou énergie hydroélectrique exploite l'énergie potentielle des flux d'eau (fleuves, rivières, chutes d'eau, courants marins, etc.). L'énergie cinétique du courant d'eau est transformée en énergie mécanique par une turbine, puis en énergie électrique par un alternateur.

On distingue plusieurs types d'installations hydroélectriques en fonction de la durée de remplissage de leur réservoir :

- Les installations dites « au fil de l'eau », qui turbinent tout ou partie du débit d'un cours d'eau en continu. Leur capacité de modulation est très faible et leur production dépend du débit des cours d'eau.

- Les installations dites par « éclusées », qui disposent d'une petite capacité de stockage, typiquement comprise entre 2 et 400 heures de production. Ces installations permettent une modulation journalière ou hebdomadaire de la production en accumulant dans leurs retenues des volumes d'eau qui seront turbinés pendant les pics de consommation. Dans ce cas, l'aire d'influence d'un barrage et de son réservoir s'étend des limites supérieures du réservoir jusqu'à l'embouchure du cours d'eau. Elle englobe le réservoir, les barrages et la vallée fluviale en aval du barrage et, le cas échéant, l'estuaire et les secteurs côtiers.
- Les installations dites « centrale de lac » disposant d'une retenue plus importante. Ces installations accumulent des volumes d'eau dans des retenues de taille conséquente nécessitant le plus souvent des barrages de grande taille, généralement à l'aval des moyennes et hautes montagnes. Ces installations permettent de diminuer l'exposition aux conditions hydrologiques.
- Les « stations de transfert d'énergie par pompage » ou STEP, utilisées pour le stockage de l'énergie électrique. Ces installations permettent de pomper pendant les périodes de moindre consommation d'électricité vers un réservoir haut des volumes d'eau pour les turbiner pendant les pics de consommation.

La Commission Internationale des Grands Barrages (C.I.G.B.) définit un « grand barrage » comme un barrage dont la hauteur par rapport au point le plus bas des fondations est supérieure à 15 mètres. En France, le décret du 11 décembre 2007 répartit les barrages en quatre classes (tableau I) en fonction des risques qu'ils font courir à l'aval.

Tableau I : Classification française des barrages [1]

Classe de l'ouvrage	Caractéristiques géométriques
A	$H \geq 20$
B	Ouvrage non classé en A et pour lequel : $H \geq 10$ et $H^2 \times \sqrt{V} \geq 200$
C	Ouvrage non classé en A ou B et pour lequel : $H \geq 5$ et $H^2 \times \sqrt{V} \geq 20$
D	Ouvrage non classé en A, B ou C et pour lequel : $H \geq 2$

Avec : H la hauteur de l'ouvrage, exprimée en mètres et définie comme la plus grande hauteur mesurée verticalement entre le sommet de l'ouvrage et le terrain naturel à l'aplomb de ce sommet ; V le volume retenu exprimé en millions de mètres cubes et défini comme le volume qui est retenu par le barrage à la cote de retenue normale.

Cadre réglementaire

La gestion durable de l'eau repose sur un grand nombre de textes internationaux, européens et nationaux. Le développement des centrales hydrauliques est encadré par des textes réglementaires dont la loi n° 2005-781 du 13 juillet 2005 de programme fixant les orientations de la politique énergétique (POPE) et la loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'Eau et les Milieux Aquatiques (LEMA). Ainsi l'article L.214-17 du Code de l'Environnement instaure :

- « Une liste de cours d'eau, parties de cours d'eau ou canaux parmi ceux qui sont en très bon état écologique ou identifiés par les schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux comme jouant le rôle de réservoir biologique nécessaire au maintien ou à l'atteinte du bon état écologique des cours d'eau d'un bassin versant ou dans lesquels une protection complète des poissons migrateurs vivant alternativement en eau douce et en eau salée est nécessaire, sur lesquels aucune autorisation ou concession ne peut être accordée pour la construction de nouveaux ouvrages s'ils constituent un obstacle à la continuité écologique ».
- « Une liste de cours d'eau dans lesquels il est nécessaire d'assurer le transport suffisant des sédiments et la circulation des poissons migrateurs ».

L'article L.214-18 mentionne que « tout ouvrage à construire dans le lit d'un cours d'eau doit comporter des dispositifs maintenant dans ce lit un débit minimal garantissant en permanence la vie, la circulation et la reproduction des espèces vivant dans les eaux au moment de l'installation de l'ouvrage ».

Le SDAGE prend en compte les orientations de la politique énergétique nationale définie par la loi de programme du 19 juillet 2005, notamment celles visant le développement de la production hydroélectrique. Ce développement doit rester compatible avec les objectifs de la Directive cadre européenne sur l'eau (DCE) et les prescriptions de la loi sur l'eau et les milieux aquatiques du 30 décembre 2006.

L'hydroélectricité dans le monde (SER, 2012)

L'hydroélectricité constitue la première source renouvelable et la troisième source générale de production électrique au monde.

Avec 16 % de la production électrique mondiale, l'hydroélectricité constitue la troisième source de production électrique mondiale, derrière le charbon (40 %) et le gaz (19 %).

Chaque année, dans le monde, environ 3 000 TWh (soit 3 000 milliards de KWh) d'électricité sont produits à partir de l'énergie hydraulique. L'hydroélectricité représente près de 20 % des capacités électriques mondiales avec 715 000 MW (soit 715 millions de kW).

Une dizaine de pays, dont quatre en Europe, produisent plus de la moitié de leur électricité grâce à l'hydraulique. La Norvège arrive en tête avec 98 %, suivie par le Brésil avec 86 %, la Colombie, l'Islande, le Venezuela, le Canada, l'Autriche, la Nouvelle Zélande et la Suisse.

L'hydroélectricité en Europe [2]

Le parc hydraulique des pays membres de l'ENTSO-E (European Network of Transmission System Operators for Electricity) s'élève au 31 décembre 2014 à près de 202 GW. La Norvège et la France représentent à elles seules 28 % du parc de l'ENTSO-E, avec des puissances raccordées respectives de plus de 31 GW et 25 GW.

17 % de l'électricité produite en Europe est d'origine hydraulique, ce qui en fait la première des énergies renouvelables en Europe et la troisième source de production d'électricité derrière l'électricité thermique fossile (charbon, fuel, gaz) et le nucléaire. Ce chiffre masque cependant une grande hétérogénéité entre les différents producteurs : l'hydroélectricité représente 99 % de la production électrique en Norvège contre 0,07 % au Danemark ou 0,1 % aux Pays-Bas.

L'hydroélectricité en France (RTE FRANCE, 2018)

Dans le cadre du Grenelle de l'environnement, la filière hydroélectrique se développe en France en vue d'atteindre à l'horizon 2020 une amélioration de 10 % de ses performances énergétiques. L'hydroélectricité est la deuxième source de production d'électricité en France après le nucléaire, et représente environ 12 % de la production.

La France est le deuxième pays européen producteur d'hydroélectricité, derrière la Norvège.

Au troisième trimestre 2017, le parc hydroélectrique s'élevait à 25 519 MW de puissance installée pour une production de 48,6 TWh en un an.

La production en année moyenne (68 TWh) correspond à la consommation domestique moyenne annuelle d'environ 27 millions d'habitants, soit de l'ordre de 40 % de la population française. Elle représente 12 à 14 % de la production totale d'électricité et un tiers de l'énergie électrique renouvelable française.

Le parc hydraulique français compte plus de 2 500 installations, dont plus de 90 % sont des centrales au fil de l'eau.

La puissance totale des installations est de 25,5 GW en France continentale fin 2017 et se décompose comme suit :

- Centrales au « fil de l'eau » : 26 % ;
- Centrales de type « éclusée » : 16 % ;
- Centrales de « lac » : 40 % ;
- STEP : 18 %.

L'énergie productible annuelle moyenne à partir des apports naturels est de 68,1 TWh. La figure 1 présente la répartition de la production hydroélectrique française.

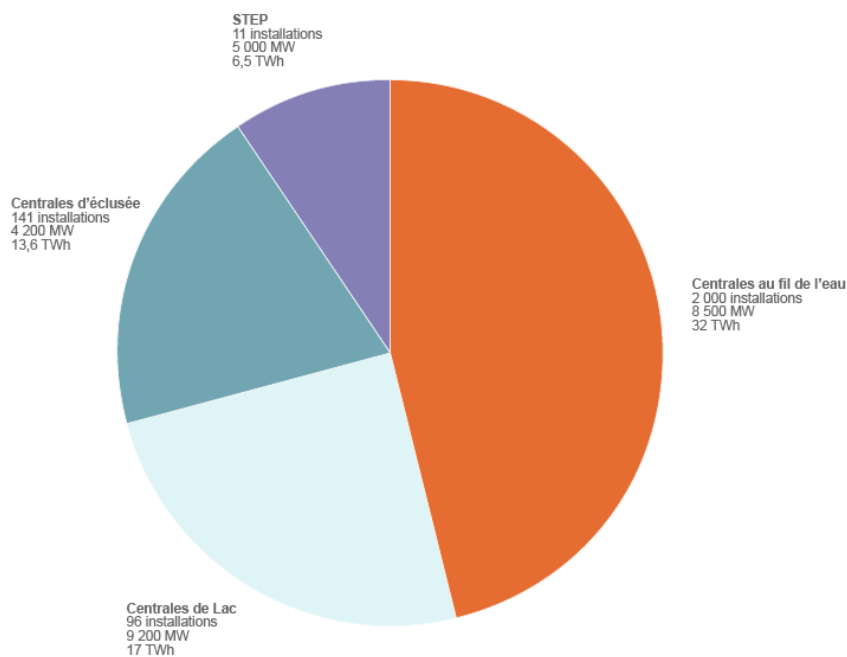


Figure 1 : Répartition de la production hydroélectrique française (SER, 2012)

Électricité de France est le premier producteur et le premier fournisseur d'électricité en France et en Europe. EDF possède 640 barrages et 447 centrales de production. Son parc hydraulique français comporte 1 500 km de galeries d'adduction d'eau, 580 km de canaux de dérivation, 270 km de conduites forcées et 6 300 vannes.

L'hydroélectricité en Corse

En Corse, l'hydroélectricité représente 200 MW, soit 25 % de la capacité électrique totale installée dans l'île. Cette production, gérée par EDF, est issue de quatre sites :

- L'aménagement hydroélectrique du Golo (Haute-Corse) d'une puissance totale de 60 MW, constitué des barrages de Calacuccia et de Corscia et des usines hydroélectriques de Sovenzia (utilisant l'eau du Tavignano), de Corscia et de Castirla ;
- L'aménagement hydroélectrique du Fium'Orbo (Haute-Corse) d'une puissance totale de 43 MW, constitué du barrage de Sampolo et de l'usine hydroélectrique de Trevadine ;
- L'aménagement hydroélectrique du Prunelli (Corse du Sud) d'une puissance totale de 44 MW, constitué du barrage de Tolla et des usines hydroélectriques de Tolla, Ocana et Pont de la Vanna ;
- L'aménagement hydroélectrique du Rizzanese (Corse du Sud) d'une puissance totale de 55 MW, constitué du barrage du Rizzanese et de l'usine hydroélectriques de Sainte-Lucie-de-Tallano.

1.4. Le barrage du Rizzanese

Le Rizzanese (figure 2), quatrième grand barrage d'EDF en Corse, a été conçu et mené avec la volonté de contribuer au développement de la région. C'est l'aménagement le plus important de l'île en matière de puissance de par sa hauteur de chute, jouant un rôle essentiel dans l'approvisionnement énergétique de la Corse.



Figure 2 : La retenue de barrage du Rizzanese (Crédit photo : © 2019 EDF)

Avec ses 60 m d'épaisseur en fondation, pour 40 m de hauteur, l'aménagement hydroélectrique du Rizzanese est un ouvrage de type « barrage-poids » et de « classe A ». Le Rizzanese est mobilisé en période de pointe, quand la consommation d'électricité est la plus forte (de 9h à 13h et de 19h à 22h).

Le barrage, d'une hauteur de 40,5 mètres environ pour une longueur de crête de 140 mètres, est réalisé en béton.

La retenue d'eau, située sur les communes de Levie et de Sorbollano, occupe une superficie de 11 ha environ et a une capacité totale de 1,3 million de m³, pour une capacité utile de 1 million de m³. La galerie d'amenée d'eau souterraine a une longueur de 5 800 mètres et un diamètre de 3,5 mètres.

La cheminée d'équilibre, d'une hauteur de 89 mètres et d'un diamètre de 6 mètres, permet de limiter les effets de surpression dans la galerie et la conduite, lors des manœuvres de la vanne de pied située dans la centrale.

La conduite d'amenée d'eau, d'un diamètre de 1,75 mètre et d'une longueur 1 245 mètres, amène l'eau jusqu'à la centrale de Sainte-Lucie-de-Tallano. Elle est enfouie sur une distance d'environ 560 mètres, au voisinage de la chapelle Saint Jean-Baptiste.

La centrale hydroélectrique de Sainte-Lucie-de-Tallano, située en bordure du Rizzanese, est équipée de deux turbines de type « Pelton », d'une puissance nominale de 27,5 MW chacune.

Le bassin de démodulation, situé à proximité immédiate de la centrale, a une capacité de 15 000 m³. Il permet de restituer de façon progressive, dans le lit du Rizzanese, l'eau ayant servi à la production d'électricité.

L'entrée en production du barrage en 2013 confirme l'importance, en Corse, de l'énergie hydraulique comme première source d'énergie renouvelable. Avec le Rizzanese, les énergies renouvelables en Corse contribuent en moyenne pour 30 % aux besoins de la population et du secteur économique. La chute hydroélectrique du Rizzanese est en effet la plus puissante de Corse. Elle augmente de près de 40 % la capacité de production hydraulique du territoire.

Elle représente, en période de pointe (de 9h à 13h et de 17h à 22h), l'équivalent des besoins d'une agglomération de 60 000 habitants comme Bastia ou Ajaccio [3].

Les chiffres-clés du barrage

55 MW : La puissance électrique installée du barrage du Rizzanese.

80 GWh : La production annuelle de la centrale électrique de l'aménagement du Rizzanese.

60 000 tonnes de CO₂ en moins.

Les dates clés du barrage

Mi-2008 : Lancement de la construction du barrage, de la conduite d'eau et de l'usine.

15 octobre 2010 : Fin du percement de la galerie destinée à amener l'eau du barrage jusqu'à la centrale hydroélectrique de Sainte-Lucie-de-Tallano.

23 mai 2012 : Début de la première mise en eau de la retenue du Rizzanese.

13 décembre 2012 : Production des premiers kWh.

21 février 2013 : Mise en service de la première des deux turbines : le barrage du Rizzanese alimente officiellement le réseau électrique corse.

Mi-septembre 2013 : Mise en service complète.

1.5. Impact des barrages sur les cours d'eau : état de l'art

MALAVOI (2003) identifie trois types d'effets des barrages et des seuils : effets dus à la modification des flux, effets dus à la retenue, effets dus au point dur constitué par le seuil. Ces effets peuvent parfois être perçus comme positifs pour certains usages mais il s'agit malgré tout de modifications qui perturbent le fonctionnement naturel de l'écosystème.

Les travaux de SOUCHON & NICOLAS (2011) ont démontré que l'influence des barrages ne se limite pas à leur seule emprise sur le lit d'un cours d'eau, mais entraînent des modifications en amont et en aval de l'ouvrage.

Dans la littérature scientifique, de nombreuses études démontrent ces effets.

Un grand nombre d'auteurs ont mis en évidence l'impact des barrages sur l'hydrologie des cours d'eau (CADIER & DUBREUIL, 1986 ; HIGGS & PETTS, 1988 ; SHERRARD & RESKINE, 1991 ; MAGILLIGAN & NISLOW, 2005 ; BRANDT, 2005 ; GRAF, 2006 ; XU, 2013).

Les effets des aménagements hydroélectriques sur l'hydromorphologie des cours d'eau ont été étudiés par WOLMAN (1967), PETTS (1979), GALAY (1983), WILLIAMS ET WOLMAN (1984), CHIEN (1985), BARROW (1987), KELLERHALS & CHURCH (1989), BENN &

ERSKINE (1994), KLINGEMAN *et al.* (1994), FERGUS (1997), KONDOLF (1997), RINALDI & SIMON (1998), SHIELDS *et al.* (2000), GORDON & MEENTEMEYER (2006), STEVAUX *et al.* (2008), PETTS & GURNELL (2013), CASADO *et al.* (2016).

De nombreuses recherches ont également porté sur l'impact des barrages sur la qualité physico-chimique de l'eau (BYREN & DAVIES, 1989 ; BAYRAM *et al.*, 2012 ; CHANUDET *et al.*, 2016).

WEBB & WALLING (1997), PREECE & JONES (2002), KEDRA & WIEJACZKA (2018) ont affirmé l'impact des barrages sur le régime thermique des cours d'eau.

De nombreuses études ont constaté les effets des barrages sur le transit sédimentaire (BRUNE, 1953 ; PICKUP, 1975 ; OLIVE & OLLEY, 1977 ; BESCHTA & JACKSON, 1979 ; GRAF, 1980 ; CARLING, 1988 ; LEEKS & NEWSON, 1989 ; LYONS *et al.*, 1992 ; CRISPIM & WATANABE, 2001 ; VÖRÖSMARTY *et al.*, 2003 ; VERICAT & BATALLA, 2006 ; WALLING, 2006 ; LI *et al.*, 2011 ; ROLLET *et al.*, 2014).

L'impact des ouvrages hydroélectriques sur les communautés d'invertébrés benthiques des cours d'eau a été démontré dans de nombreux travaux : en France (CHAMPEAU *et al.*, 1982 ; GALVIN, 1989 ; IVOL *et al.*, 1997 ; MORI, 1997 ; CEREGHINO & LAVANDIER, 1997, 1998a et 1998b ; CAZAUBON & GIUDICELLI, 1999 ; CEREGHINO *et al.*, 2002 et 2004 ; ORSINI, 2008), en Italie (WARD *et al.*, 1999), en Espagne (CASAS *et al.*, 2000 ; BOYERO, 2005), au Portugal (CORTES *et al.*, 2002), en Angleterre (BOON, 1993), en Pologne (DUMNICKA, 1996 ; KRODKIEWSKA, 2005), aux USA (VOELZ & WARD, 1996 ; VINSON, 2001 ; TIEMANN *et al.*, 2005), au Canada (RICE *et al.*, 2001), dans le monde (WANG *et al.*, 2019).

L'impact des barrages sur la continuité écologique et la faune piscicole a été confirmé par BAYLEY (1995), POFF *et al.* (1997), ACORNLEY & SEAR (1999), LAGARRIGUE (2001), LESSARD & HAYES (2003), YI *et al.* (2010), WANG *et al.* (2011), FRANCHI *et al.* (2014), BARAN *et al.* (2015).

Les travaux de BAKER (1989), INBAR (1990), CHURCH (1995), SCOTT *et al.* (1996), JOHNSON (1997), MERRITT & COOPER (2000), AZAMI *et al.* (2004) et VERICAT & BATALLA (2004, 2005) ont démontré les déséquilibres de la végétation et des ripisylves causés par le fonctionnement des aménagements hydroélectriques.

Chapitre II Matériel et méthodes

2.1. Présentation du Rizzanese

2.1.1. Géographie et topographie

Le Rizzanese est un fleuve qui coule dans la région montagneuse du Sud de la Corse. Il prend sa source à 1 800 mètres d'altitude et, après un parcours de 53 kilomètres et une pente moyenne de 4 %, se jette dans la mer Méditerranée, sur la côte Ouest près de Propriano. Il draine un bassin versant de 396 km². Ses principaux affluents sont : l'Asinao, le Chiuvone, le Fiumicicoli, l'Erbajo, le Codi et le Saint Antoine.

2.1.2. Géologie

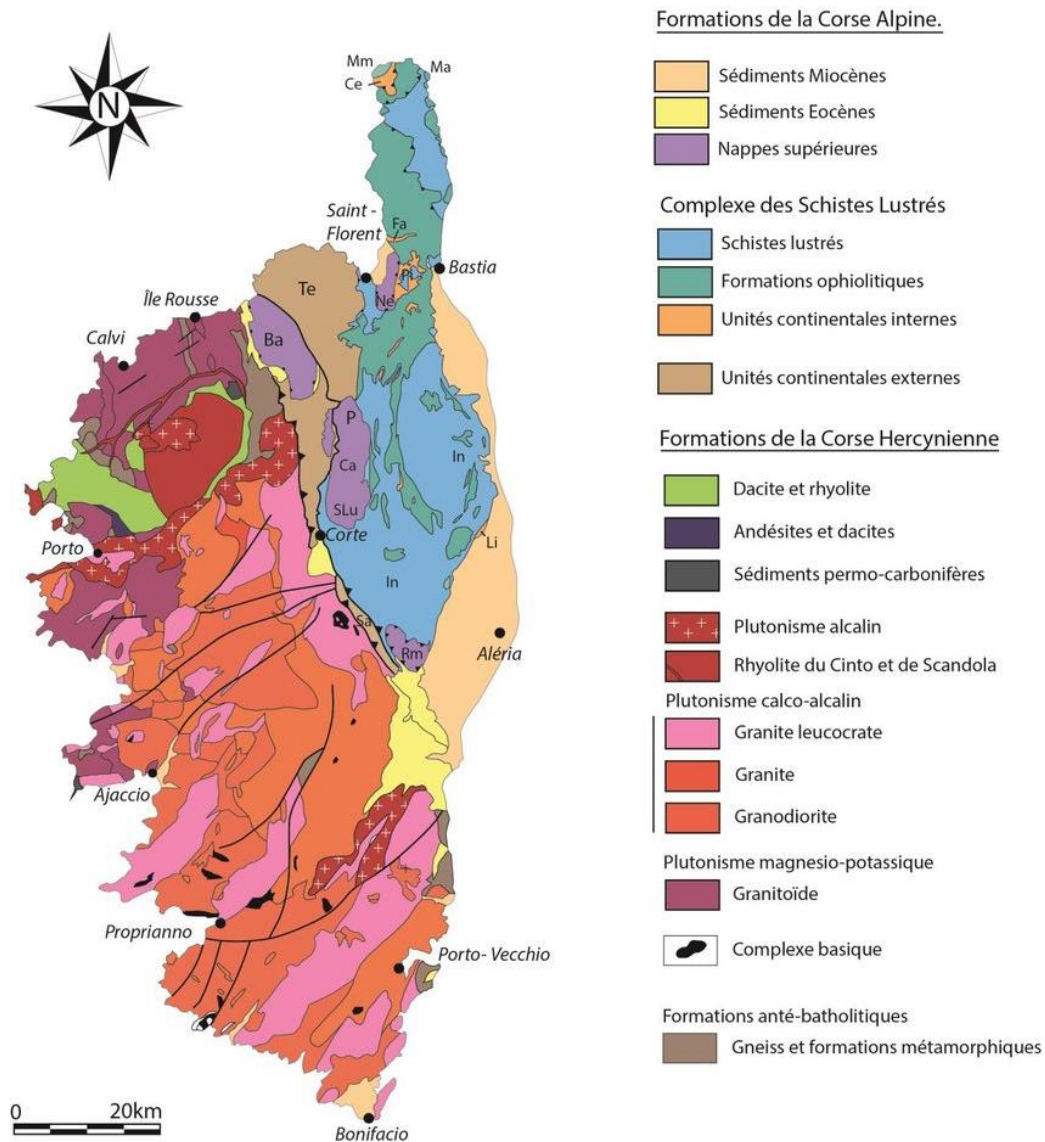


Figure 3 : Carte géologique simplifiée de la Corse (d'après MAGOTT, 2016)

CONCHON (1975) affirme que la Corse est remarquable par la diversité et la complexité de sa nature géologique (figure 3).

On distingue quatre unités géologiques principales séparées les unes des autres par d'importants accidents tectoniques :

- La plus ancienne (ère primaire) et la plus étendue couvre les deux tiers Sud-Ouest de l'île : il s'agit de la « Corse hercynienne » ou « Corse ancienne » constituée essentiellement de roches plutoniques (granites, diorites, gabbros) et d'un complexe volcanique rhyolitique dans les massifs du Cintu et d'Osani.
- Le tiers Nord-Est de l'île est appelé « Corse alpine » du fait de l'âge tertiaire de la nappe des schistes lustrés qui la constitue. On y retrouve des ophiolites (laves basiques) et un cortège très diversifié de roches métamorphiques : schistes sériciteux, parasinites, cipolins, quartzites, serpentinites, gneiss...
- La dépression centrale ou zone de Corté jalonne le contact entre les deux ensembles précédents. Cette zone présente des faciès très divers, hachés par de nombreux et profonds accidents tectoniques déterminant des structures en écailles.
- Une dernière unité est formée par les terrains sédimentaires tertiaires et quaternaires des plaines orientales et des bassins calcaire-gréseux de saint Florent et de Bonifacio.

Le bassin versant du Rizzanese appartient dans sa totalité à la Corse hercynienne constituée principalement de granites, de granitoïdes à gros cristaux, de felthpaths, de granodiorites, de monzogranites et de roches volcaniques ignimbricitiques.

2.1.3. Climatologie

La température de l'eau et le régime hydrologique sont principalement sous l'action indirecte de deux facteurs climatiques : la température atmosphérique et les précipitations. Ces facteurs climatiques agissent directement sur la biologie de la faune aquatique invertébrée et piscicole, ou indirectement en modifiant les caractéristiques physiques de l'eau, l'ensoleillement influence la température de l'eau et la pluviosité influence le régime hydrologique.

Le régime thermique et pluviométrique de ce bassin fluvial a été étudié à partir de données fournies par les stations climatologiques de Quenza pour la période de 2010 à 2018 et de Sartène de 2000 à 2018.

Températures

Comme sur tout le pourtour circumméditerranéen, les températures sont maximales en août et minimales de décembre à février.

Précipitations

Elles atteignent leur maximum pendant le mois de janvier et leur minimum durant la période estivale. En montagne, les précipitations hivernales se présentent essentiellement sous forme de neige. Les précipitations automnales sont caractéristiques du climat méditerranéen, c'est-à-dire importantes et brutales. L'altitude est un facteur déterminant dans la hauteur d'eau tombée ; RONDEAU (1964) signale que « les précipitations en Corse sont en grande partie orographiques », en effet, les sommets de la Corse cristalline, comme dans de nombreuses régions montagneuses, forment un écran aux nuages ce qui provoque une condensation sur les reliefs.

Synthèse bioclimatique

Pour GAMISANS (1991), la Corse apparaît nettement marquée climatiquement par un creux estival important des précipitations, ce qui autorise l'attribution d'un label général de climat méditerranéen.

Le diagramme ombrothermique de BAGNOULS & GAUSSEN (1953) met en évidence une période biologiquement sèche pendant la saison chaude, phénomène caractéristique d'un climat méditerranéen.

Quenza

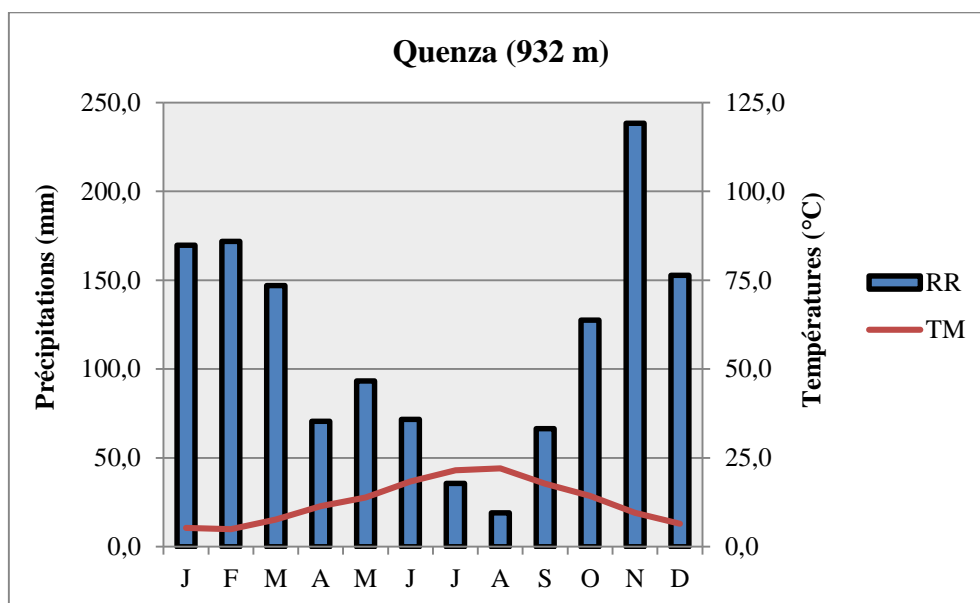


Figure 4 : Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausсен (2010 à 2018)

Sartène

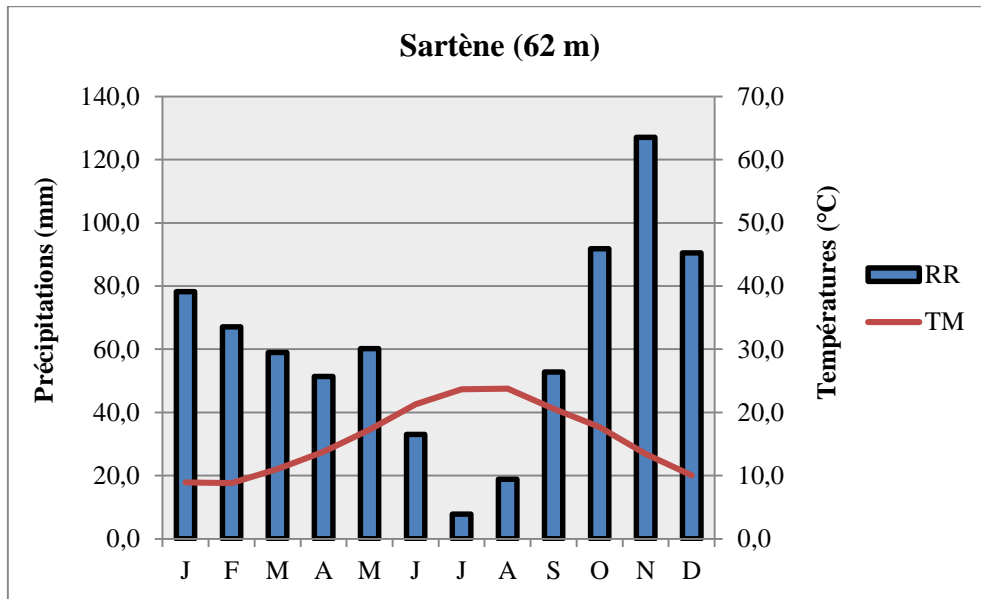


Figure 5 : Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausсен (2000 à 2018)

A Quenza (figure 4), on observe une période biologiquement sèche de deux mois, juillet et août, avec ce dernier plus sec. A Sartène (figure 5), la période de sécheresse est plus marquée car elle comprend également le mois de juin, avec juillet le moins arrosé. Dans la haute vallée du Rizzanese, l'influence du climat méditerranéen est moins marquée.

2.1.4. Hydrologie

Les données hydrométriques ont été établies à partir de la station limnigraphique située au pont de Zoza (altitude 300 m) et collectées à partir de la Banque Hydro (2019).

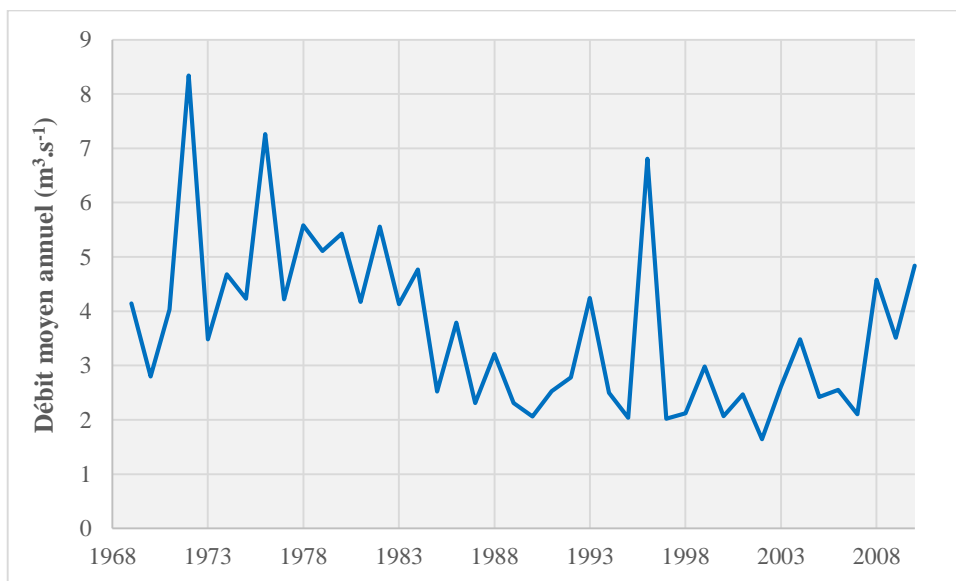


Figure 6 : Evolution des débits moyens annuels du Rizzanese de 1969 à 2010

L'évolution des débits moyens annuels du Rizzanese de 1969 à 2010 (figure 6) met en évidence d'importantes variations interannuelles, avec des maximales enregistrées à $8,34 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en 1972, $7,26 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en 1976 et $6,81 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en 1996. On constate également une tendance à la baisse à partir des années 80.

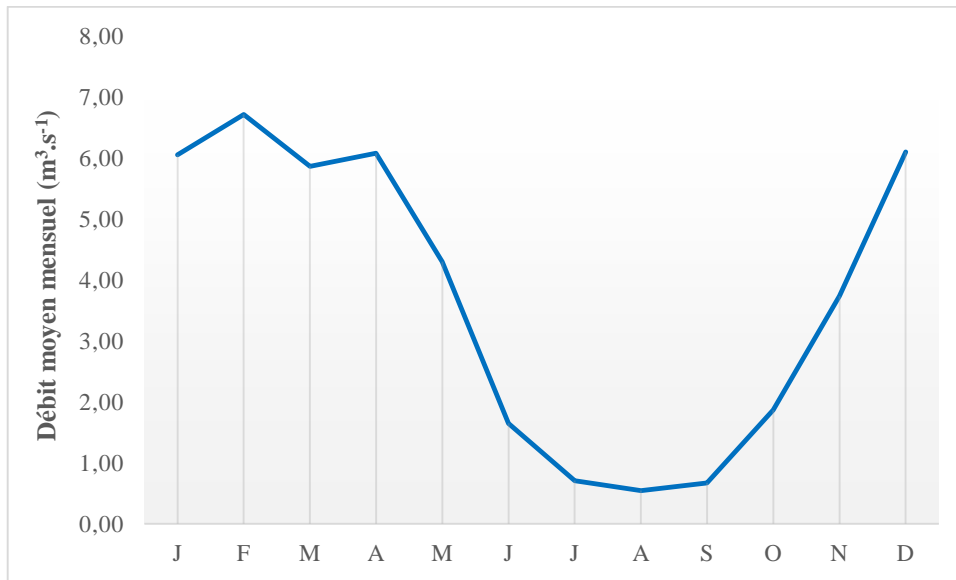


Figure 7 : Evolution des moyennes mensuelles du débit du Rizzanese de 1969 à 2010

L'évolution des débits moyens mensuels (Figure 7) montre que le débit est étroitement lié à la pluviométrie. Le Rizzanese est un cours d'eau à régime pluvio-nival méditerranéen et présente deux périodes de basses eaux :

- Un étiage peu marqué en hiver, les précipitations hivernales en montagne, s'effectuant surtout sous forme neigeuse ce qui entraîne un stockage de l'eau ;
- Un étiage très sévère en été, correspondant au minimum pluviométrique estival.

La période des hautes eaux se situe de février à avril, conséquence des précipitations élevées puis de la fonte des neiges et, d'octobre à décembre, période marquée par de violents orages.

Le caractère méditerranéen est défini par la présence de variations considérables et très brusques du débit, entraînant ainsi des crues soudaines et violentes.

Les facteurs du régime hydrologique des cours d'eau sont essentiellement le relief et le climat, le relief exerçant une influence décisive sur les phénomènes météorologiques (RONDEAU, 1964 ; PARDE, 1968).

Le mécanisme des crues résulte de l'intensité des averses, tandis que le relief, le couvert végétal et la nature du sol règlent la vitesse de propagation.

2.1.5. Végétation du bassin versant et des ripisylves

Végétation du bassin versant

La végétation et le type de sol sont intimement liés et leurs actions combinées influencent singulièrement l'écoulement en surface.

Le couvert végétal retient, selon sa densité, sa nature et l'importance de la précipitation, une proportion variable de l'eau atmosphérique. Cette eau d'interception est en partie soustraite à l'écoulement.

Une végétation dense, par exemple, intercepte une partie de l'averse par sa frondaison. Elle exerce une action limitatrice importante sur le ruissellement superficiel. Elle va régulariser le débit des cours d'eau et amortir les crues de faibles et moyennes amplitudes. Par contre, son action sur les débits extrêmes causés par des crues catastrophiques est réduite. A l'inverse, le sol nu, de faible capacité de rétention favorise un ruissellement très rapide.

En hydrobiologie, la prise en compte des ripisylves est indispensable car la végétation riveraine a un impact sur les composantes thermiques, chimiques et biologiques des cours d'eau. Les feuilles en décomposition issues de la ripisylve constituent l'alimentation de base des invertébrés aquatiques détritivores comme les fragmenteurs.

Le bassin versant du Rizzanese correspond à une des régions de Corse où les groupements forestiers sont encore caractérisés par leur vaste étendue et leur forte densité.

L'existence d'un climat méditerranéen caractérisé par des précipitations importantes d'origine orographique favorise la régénération rapide des différentes strates végétales.

Quatre étages de végétation peuvent être distingués sur ce bassin versant (GAMISANS, 1991) :

- L'étage thermoméditerranéen à l'adret, de 0 à 100 m d'altitude. La température moyenne est supérieure ou égale à 16°C. Les espèces caractéristiques sont l'euphorbe arborescente (*Euphorbia dendroides*), la germandrée arbustive (*Teucrium fruticans*), l'asperge blanche (*Asparagus albus*), la clématite à vrilles (*Clematis cirrhosa*), le lentisque (*Pistacia lentiscus*) et le genévrier de Phénicie (*Juniperus phoenicea*).

Cet étage est matérialisé par (i) des formations à lentisque dominant, (ii) des maquis et des bois de chêne vert et (iii) divers autres groupements.

- L'étage mésoméditerranéen où la température moyenne est comprise entre 13 et 16°C. Le passage du thermoméditerranéen au mésoméditerranéen est marqué par la disparition

des espèces thermophiles telles que la clématite à vrilles (*Clematis cirrhosa*), l'asperge blanche (*Asparagus albus*), la germandrée arbustive (*Teucrium fruticans*), l'euphorbe arborescente (*Euphorbia dendroides*).

Cet étage est matérialisé par (i) des maquis à bruyère (*Erica arborea*) et arbousier (*Arbutus unedo*), (ii) des forêts de chêne vert (*Quercus ilex*), de chêne liège (*Quercus suber*), de pin maritime (*Pinus pinaster subsp. hamiltonii*), de chêne pubescent (*Quercus pubescens*), et de châtaignier (*Castanea sativa*), (iii) des fruticées basses à lavande des îles d'Hyères (*Lavandula stoechas*), à romarin (*Rosmarinus officinalis*), à genêt corse (*Genista corsica*), à épiaire poisseeuse (*Stachys glutinosa*), à herbe aux chats (*Teucrium marum*), (iv) de cistaies à ciste de Montpellier (*Cistus monspeliensis*), à ciste à feuilles de sauge (*C. salviifolius*), à ciste velu (*C. creticus*).

Dans l'étage mésoméditerranéen on distingue deux horizons :

- L'horizon inférieur (de 100 à 600 m, à l'adret et de 0 à 400 m, à l'ubac) est caractérisé par l'abondance du chêne vert (*Quercus ilex*), du myrte (*Myrtus communis*), du lentisque (*Pistacia lentiscus*), du cytise de Montpellier (*Teline monspessulana*), et du calycotome velu (*Calycotome villosa*).
 - L'horizon supérieur (de 600 à 1 000 m, à l'adret et de 400 à 700 m, à l'ubac) est marqué par la disparition des espèces précédentes et l'apparition ou l'augmentation d'importance du chêne pubescent (*Quercus pubescens*), du charme-houblon (*Ostrya carpinifolia*), du buis (*Buxus sempervirens*), du genêt à balai (*Cytisus scoparius*), du genêt de Salzmann (*Genista lobelii* var. *salzmannii*), du peucedan en panicule (*Peucedanum paniculatum*).
- L'étage supraméditerranéen (de 1 000 à 1 300 m, à l'adret et de 700 à 1 000 m, à l'ubac) ; la température moyenne varie de 10 à 13°C.

Le passage du mésoméditerranéen supérieur au supraméditerranéen est marqué par la disparition de l'arbousier (*Arbutus unedo*), du ciste de Montpellier (*Cistus monspeliensis*), du romarin (*Rosmarinus officinalis*), de la lavande des îles d'Hyères (*Lavandula stoechas*). On note l'apparition ou l'augmentation d'importance du chêne sessile (*Quercus petraea*), du pin laricio (*Pinus nigra subsp. laricio*), de l'aulne cordé (*Alnus cordata*), du tremble (*Populus tremula*), du thym corse (*Thymus herba-barona*)...

Cet étage est matérialisé par (i) des chênaies caducifoliées de chêne sessile et chêne pubescent, (ii) des yeuseraies (chêne vert et houx), (iii) des forêts de pin laricio, (iv) des châtaigneraies, (v)

des bois mixtes à aulne cordé, (vi) des formations à if et houx, (vii) des maquis à bruyère arborescente, (viii) des fruticées naines à genêt de Salzman.

- L'étage montagnard (de 1 300 à 1 800 m, à l'adret et de 1 000 à 1 600 m, à l'ubac) où la température moyenne oscille entre 7 et 10°C.

Le passage du supraméditerranéen au montagnard est marqué par la disparition du chêne vert (*Quercus ilex*), du chêne pubescent (*Quercus pubescens*), du pin maritime (*Pinus pinaster*), du châtaignier (*Castanea sativa*), des bruyères (*E. arborea* et *E. scoparia*). On note l'apparition ou l'augmentation de l'importance du sapin (*Abies alba*), du hêtre (*Fagus sylvatica*), de l'érable sycomore (*Acer pseudoplatanus*), du genévrier nain (*Juniperus communis subsp. alpina*), de l'épine-vinette de l'Etna (*Berberis aetnensis*), du genêt faux-lobel (*Genista lobelii* var. *lobelioides*), de la rue corse (*Ruta corsica*), du thym corse (*Thymus herba-barona*).

Cet étage est matérialisé par (i) des hêtraies, (ii) des sapinières, (iii) des forêts de pin laricio, (iv) des bosquets d'if et houx, (v) des fruticées naines à genévrier nain, épine-vinette de l'Etna, genêt faux-lobel, (vi) des pelouses où dominant les espèces vivaces.

Végétation des ripisylves

En hydrobiologie, la prise en compte des ripisylves est indispensable car la végétation riveraine a un impact sur les composantes thermiques, chimiques et biologiques des cours d'eau.

Les feuilles en décomposition constituent l'alimentation de base des invertébrés aquatiques détritivores (les fragmenteurs). EGGLISHAW (1968), MACAN (1974) et ORSINI (1986) ont mis en évidence des relations entre l'abondance des invertébrés aquatiques et l'accumulation des feuilles mortes.

En Corse, GAMISANS (1991) a décrit l'évolution altitudinale de la composition floristique des ripisylves.

Elle est constituée par quatre ensembles dynamiques se succédant en fonction de l'altitude :

- Le cours inférieur (de 0 à 400 m d'altitude) est bordé d'une végétation pouvant être rapportée à la série du peuplier blanc constituée par : *Populus alba*, *P. nigra*, *Fraxinus oxycarpa*, *Alnus glutinosa*, *A. cordata*, *Salix purpurea*, *Ulmus campestris*.
- Entre 400 et 1 300 m d'altitude, se répartit la série de l'aulne glutineux qui succède à la précédente, elle est caractérisée par *Alnus glutinosa* et *A. cordata*.

- Au-dessus de 1 300 m d'altitude, l'aulne glutineux et l'aulne cordé se raréfient tandis que domine l'aulne odorant sous forme de strate arbustive souvent très rare.
- Au-dessus de 1 800 m d'altitude, les bords des sources et des ruisselets sont colonisés par une association végétale herbacée caractérisée par *Ranunculus marschlinii* et *Saxifraga stellaris*.

2.2. Situation et caractéristiques générales des stations d'étude

2.2.1. Choix des stations

Trois secteurs répartis le long du cours d'eau en amont et en aval du barrage ont été étudiés :

La station de **Saint Antoine** en amont du barrage, servant de référence. Le ruisseau de Saint Antoine, alimentant le barrage, est un affluent rive droite du Rizzanese. D'une longueur de 19,2 kilomètres, le ruisseau de Saint Antoine prend sa source sur la commune de Quenza à 1 800 mètres d'altitude, à un kilomètre environ à l'Est de l'Incudine (2 134 m), entre les lieux-dits crête de Concatellu et Bocca d'Asinau. Dans sa partie haute, dans l'IGN, il s'appelle également ruisseau de Criviscia puis le ruisseau d'Asinau. La station se situe sur la RD20, au niveau de la station de mesure de débit DTG.

La station de **Zoza**, correspondant au tronçon court-circuité en débit réservé. Elle est localisée au niveau du pont de Zoza, sur la RD20 entre le village de Zoza et le barrage. Elle est située dans le cours moyen du Rizzanese.

La station de **Spin'à Cavallu**, correspondant à la restitution et donc soumise au régime des écluses. Elle est localisée à 9 kilomètres en aval de l'usine au niveau du pont génois sur la RD69. Elle est située dans le cours inférieur du Rizzanese.

Les stations sont localisées et illustrées dans la figure 8.

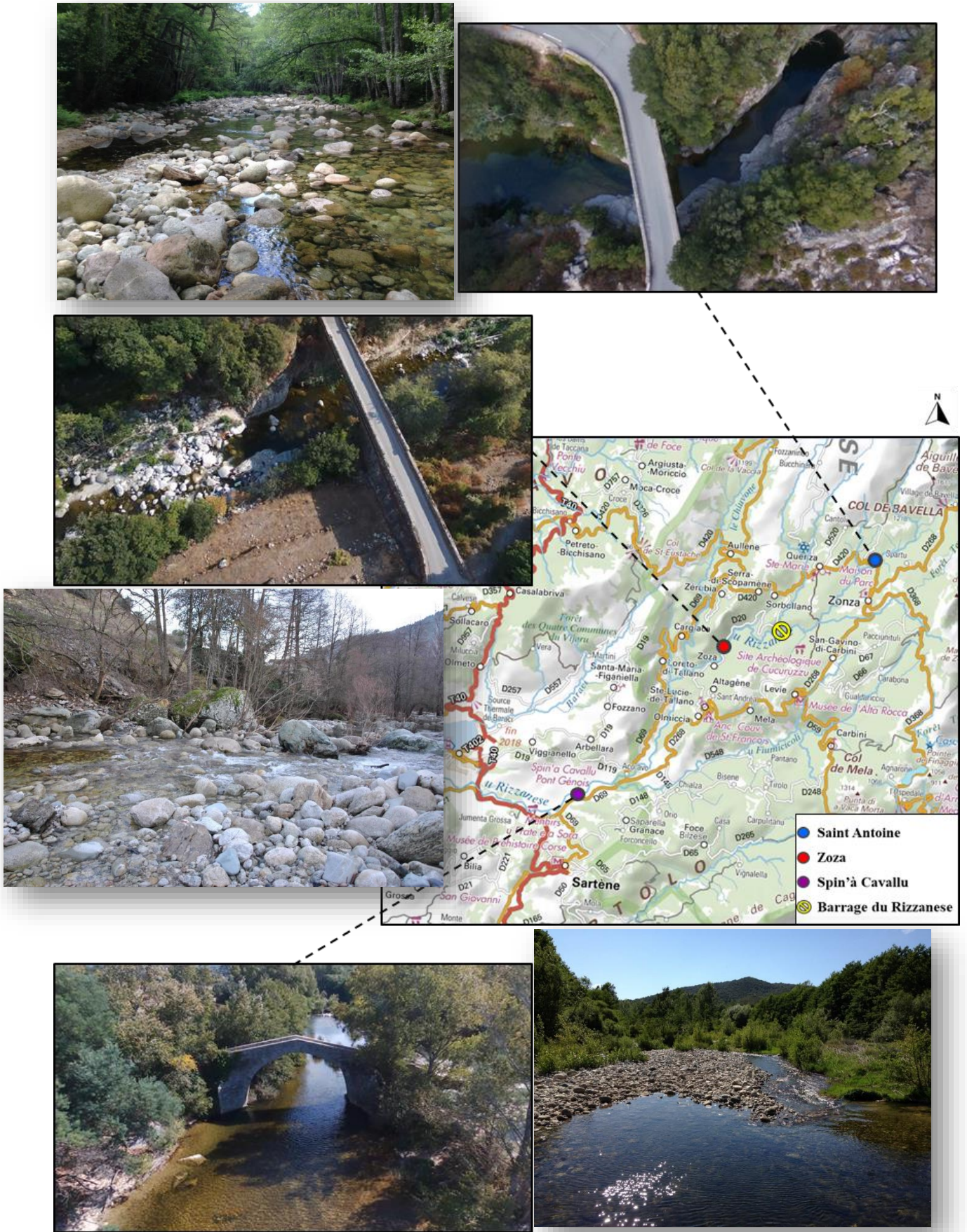


Figure 8 : Localisation des stations d'étude

2.2.2. Choix des tronçons

Des tronçons d'étude ont été choisis au sein des trois stations. La sectorisation géomorphologique des cours d'eau a pour but de distinguer, au sein d'un cours d'eau entier, des entités spatiales emboîtées présentant un fonctionnement naturel homogène.

L'emplacement de ces tronçons est déterminé à la suite d'une description des différents faciès d'écoulement (figure 9) définis par MALAVOI (1989). Les tronçons choisis sont représentatifs de la diversité des écoulements.

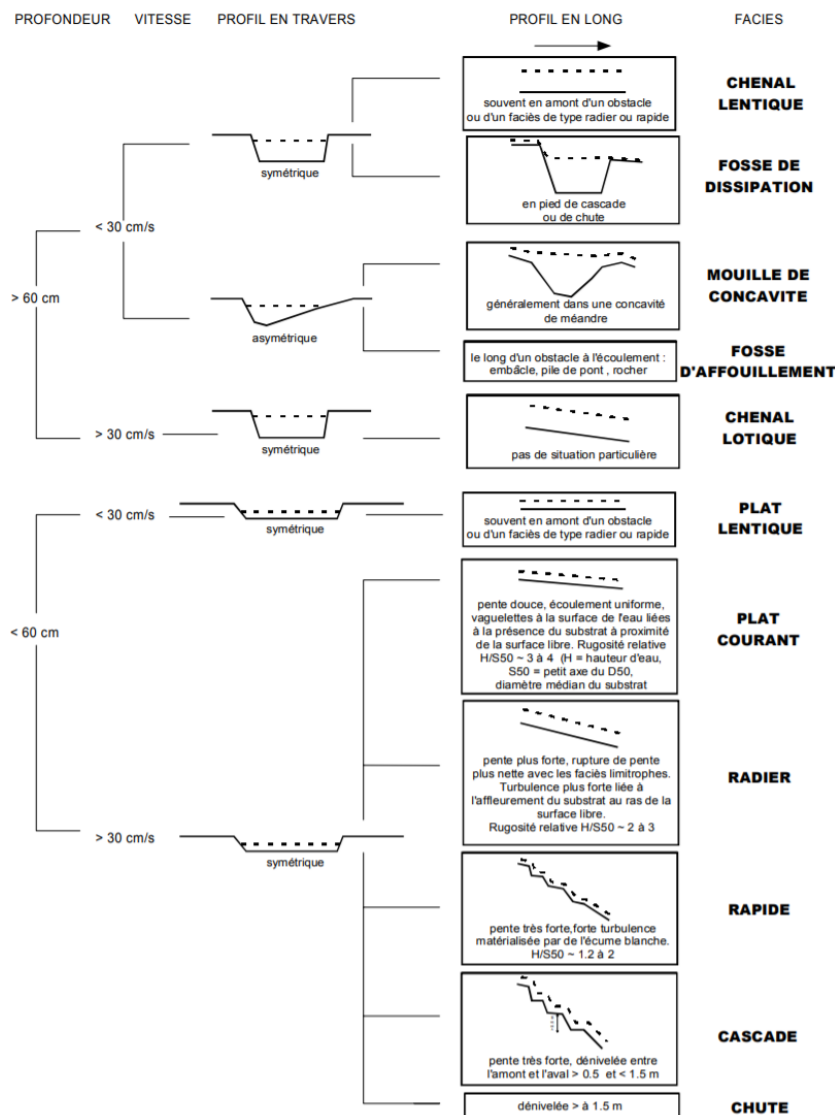


Figure 9 : Clé de détermination des faciès d'écoulement (MALAVOI & SOUCHON, 2002)

Les tronçons choisis comportent une succession de faciès traduisant la diversité des écoulements afin de comporter les habitats nécessaires aux différents compartiments biotiques étudiés (faune invertébrée et piscicole).

Les limites des stations et leur caractérisation est faite selon le protocole établi par POUILLY *et al.* (1995) tel expliqué dans la figure 10.

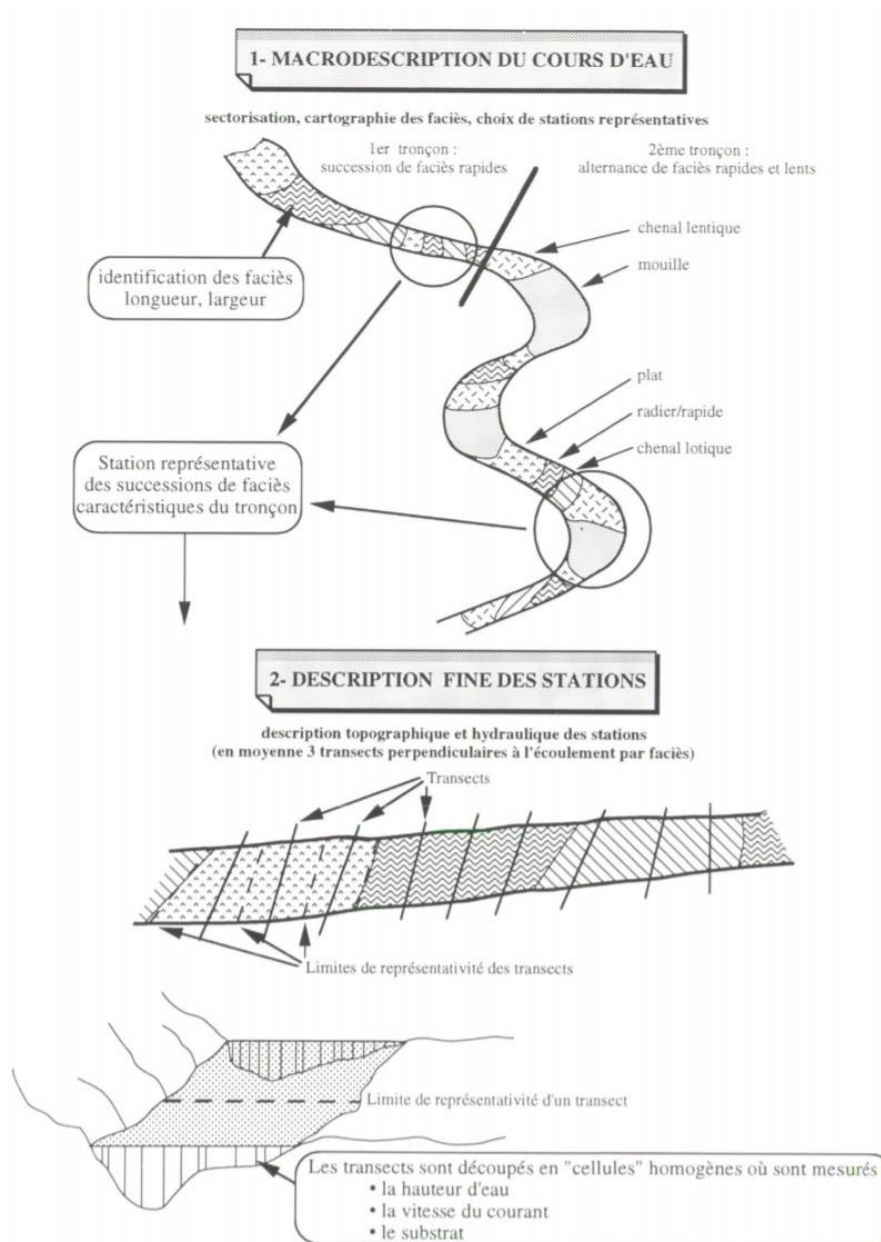


Figure 10 : Schéma de principe de la méthode des microhabitats (POUILLY *et al.*, 1995)

2.2.3. Caractéristiques des stations d'étude

Les caractéristiques des trois stations prospectées sont présentées dans le tableau II.

Tableau II : Caractéristiques principales des trois stations étudiées

	Saint Antoine	Zoza	Spin'à Cavallu
Altitude (m)	645	272	23
Surface du bassin versant (km²)	32	129	335
Pente moyenne (%)	4	3	2
Plus forte pente (%)	27	10	12
Distance à la source (km)	14	27,5	43
Distance à la mer (km)	23	14	6
Rang de Strahler	3	5	5
Largeur moyenne (m)	9	12	17
Granulométrie dominante	Blocs	Dalles	Pierres / Galets
Espèces végétales dominantes de la ripisylve	<i>Alnus glutinosa</i> , <i>Quercus ilex</i>	<i>Alnus glutinosa</i> , <i>Populus alba</i>	<i>Populus alba</i> , <i>Populus nigra</i> , <i>Fraxinus oxycarpa</i> , <i>Ulmus campestris</i>
Coefficient de recouvrement de la ripisylve (%)	80	20	5

2.2.4. Profils en long et en travers

Le profil en long d'un cours d'eau présente les variations d'altitude en fonction de la distance parcourue tout au long de son trajet. On prendra alors l'altitude du point le plus bas jusqu'au point le plus haut (la source).

Le profil en long permet de déterminer la pente moyenne du cours d'eau ; il est donné par le graphique de la distance en fonction du dénivelé.

L'ajustement du profil en long d'un cours d'eau se traduit par une forme concave caractéristique, souvent nommée profil d'équilibre. Cette forme est le résultat de l'équilibre dynamique entre les processus d'érosion/dépôt.

Le profil en long du Rizzanese est présenté dans la figure 11.

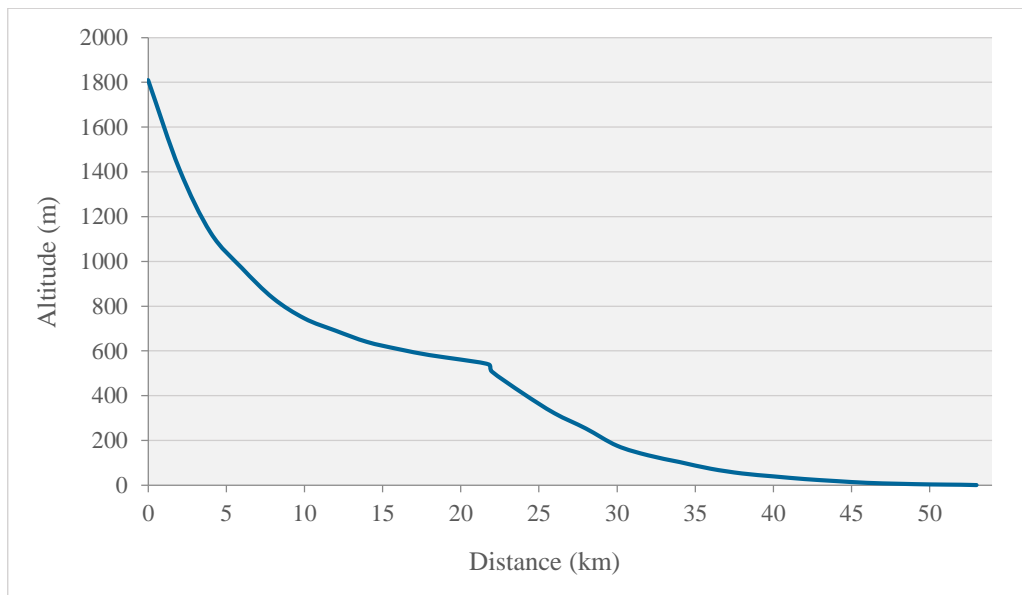


Figure 11 : Profil en long du Rizzanese

Le Rizzanese, d'une longueur de 53 kilomètres, prend sa source à 1 800 mètres d'altitude et présente une pente moyenne de 4 %.

Les profils en travers ont été réalisés en mesurant la topographie de la vallée au niveau des stations étudiées. Ils sont dessinés de la rive gauche à la rive droite et sont perpendiculaires au sens d'écoulement de l'eau.

La réalisation d'un profil en travers permet de déterminer les limites du lit majeur et du lit mineur. Les figures 12 à 14 représentent les profils transversaux des trois stations étudiées.

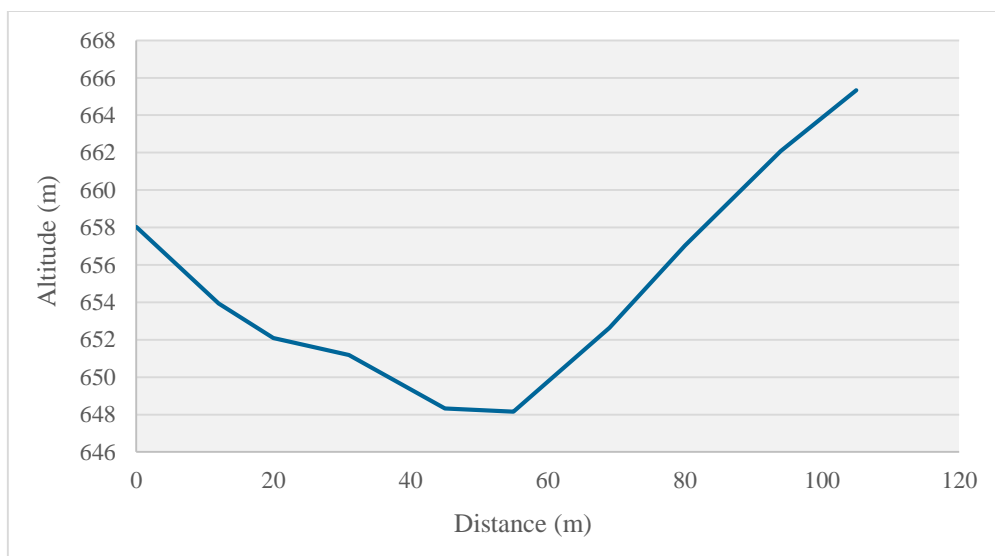


Figure 12 : Profil en travers de la station de Saint Antoine

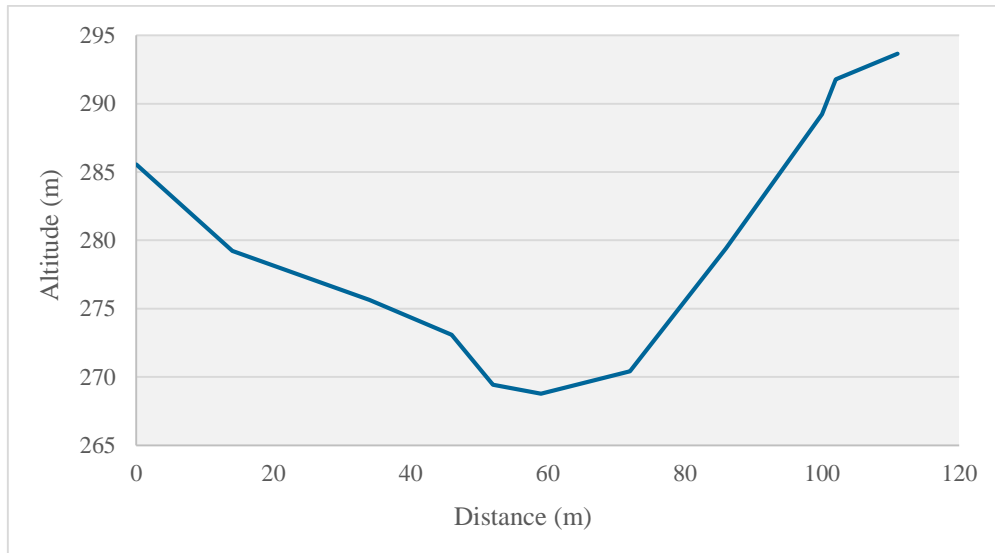


Figure 13 : Profil en travers de la station de Zoza

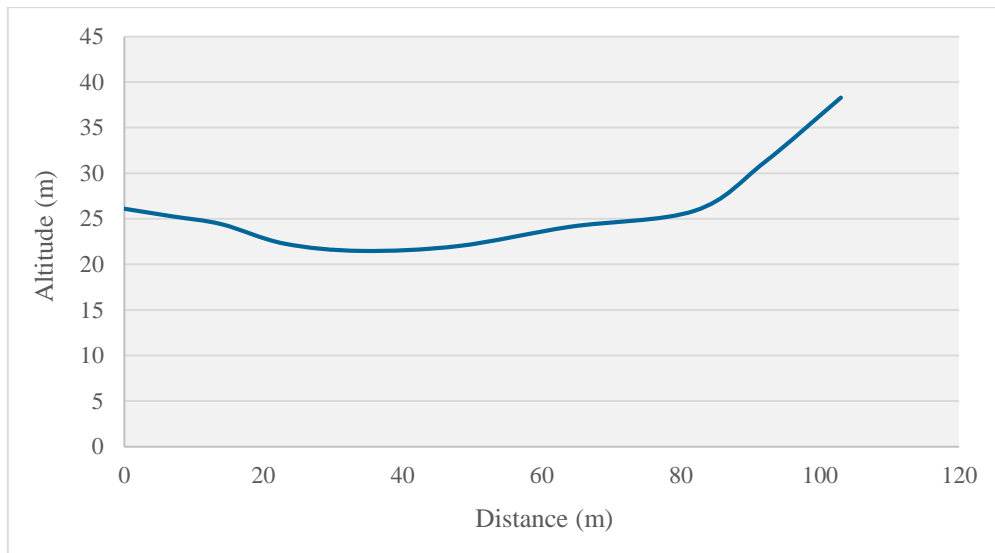


Figure 14 : Profil en travers de la station de Spin'à Cavallu

Les stations de Saint Antoine et de Zoza (figures 12 et 13) sont assez encaissées, avec des versants pentus.

La station de Spin'à Cavallu (figure 14), située dans le cours inférieur du Rizzanese, présente peu de relief.

2.3. Compartiments étudiés

2.3.1. Paramètres abiotiques

2.3.1.1. Climatologie

Les données météorologiques obtenues par le système d'analyse SAFRAN (DURAND *et al.*, 1993) sur six stations réparties le long du bassin versant du Rizzanese (à 100 m, 200 m, 600 m, 950 m, 1 100 m et 1 400 m d'altitude) nous ont été communiquées par Météo-France. La localisation des stations figure dans l'annexe 1. Elles nous ont permis de connaître l'évolution des aires ombrothermiques entre 1970 et 1984, période antérieure aux conséquences du changement climatique et 1985 et 2018.

Ces aires sont obtenues par la réalisation de diagrammes ombrothermiques. Il s'agit d'une représentation graphique combinant les données mensuelles des températures moyennes et des précipitations d'une station donnée. L'intersection des deux courbes détermine une surface, caractéristique du climat de la station étudiée, correspondant à la période biologiquement sèche.

BAGNOULS & GAUSSEN (1953) ont établi des diagrammes ombrothermiques pour évaluer la durée et l'intensité de la saison sèche pendant l'année. Ils se sont basés sur la formule $P = 2T$; les mois secs sont définis, quand la courbe des précipitations est située au-dessous de celle des températures moyennes. Ces graphiques permettent de suivre facilement la suite des saisons et l'importance de leur sécheresse. Le calcul de l'aire comprise sur le diagramme ombrothermique de BAGNOULS & GAUSSEN (1953) entre la courbe des températures $2T$ (réexprimée en mm) et celle des précipitations P a été effectué avec le logiciel Mathematica en considérant P comme une fonction en escalier et $2T$ comme une fonction linéaire par morceaux.

2.3.1.1.1. LA CHAÎNE SAFRAN-ISBA-MODCOU

La chaîne SAFRAN-ISBA-MODCOU (SIM) a été développée dans le cadre d'une coopération entre le CNRM-GAME et le Centre de géosciences de Mines ParisTech. Elle simule sur la France les flux d'eau et d'énergie à la surface, ainsi que l'évolution du débit des rivières et des principales nappes. Ce modèle a été porté en 2003 dans l'environnement opérationnel de Météo-France et continue à être utilisé dans de nombreuses actions de recherche. La chaîne hydrométéorologique SIM a été validée sur l'ensemble de la France par HABETS *et al.* (2008) par comparaison à des observations quotidiennes de débit, hauteurs de nappes et hauteurs de neige sur la période 1995-2005.

La chaîne est composée de 3 modèles (figure 15) :

- SAFRAN France est un système d'analyse à mésoéchelle de variables atmosphériques près de la surface. Il utilise des observations de surface, combinées à des données d'analyse de modèles météorologiques pour produire les paramètres horaires nécessaires au fonctionnement d'ISBA au pas de temps horaire. Ces paramètres (température, humidité, vent, précipitations solides et liquides, rayonnement solaire et infrarouge incident), sont analysés par pas de 300 m d'altitude. Ils sont ensuite interpolés sur une grille de calcul régulière (8 x 8 km).
- ISBA (Interaction sol-biosphère-atmosphère) simule les échanges d'eau et d'énergie entre le sol et l'atmosphère. La version utilisée dans la chaîne SIM utilise trois couches de sol (surface, zone racinaire, zone profonde), et deux températures (température de surface globale du continuum sol-végétation et température profonde). ISBA simule l'ensemble des flux d'eau avec l'atmosphère (interception, évaporation, transpiration) et avec le sol (ruissellement des précipitations et drainage dans le sol). Son pas de temps est de 5 minutes.
- MODCOU, est un modèle hydrologique distribué. Il utilise en entrée le ruissellement et drainage d'ISBA pour calculer l'évolution des nappes (actuellement seules les nappes de la Seine et du Rhône sont représentées) et le débit des rivières (900 points simulés actuellement). Sa maille de calcul varie de 64 à 1 km en fonction de la limite des bassins versants et du réseau hydrographique. Son pas de temps est de trois heures.

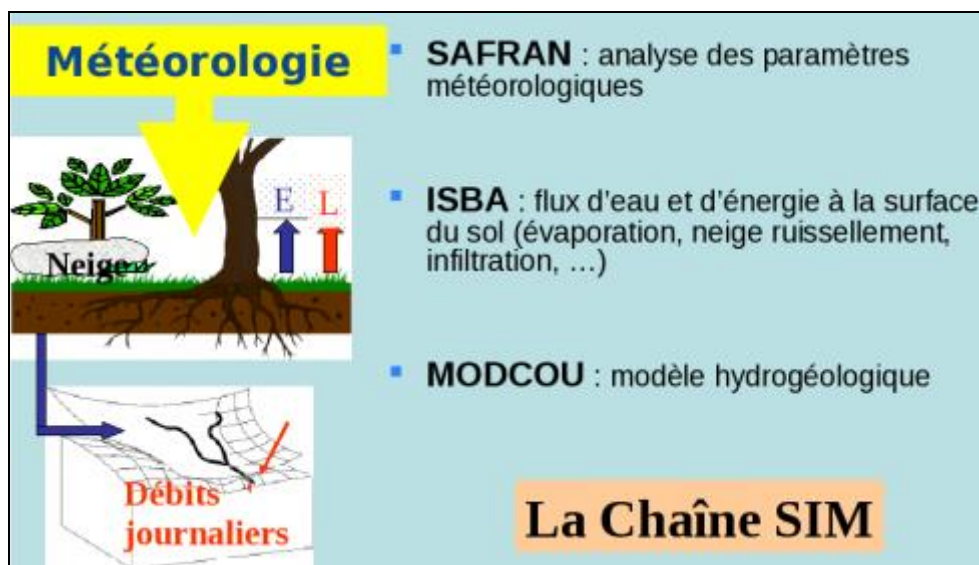


Figure 15 : Diagramme de la chaîne SIM

2.3.1.1.2. LE SYSTEME D'ANALYSE SAFRAN

Ce Système d'Analyse Fournissant des Renseignements Adaptés à la Nivologie (DURAND *et al.*, 1993), initialement développé au CNRM/CEN pour des besoins d'estimation opérationnelle des risques d'avalanche en zone montagneuse, est une application particulièrement bien adaptée pour alimenter les modèles de surface à base physique nécessitant des données météorologiques complètes. Il est aussi utilisé opérationnellement pour le suivi hydrologique et l'estimation des débits sur toute la France métropolitaine. Ses principales caractéristiques sont l'utilisation d'une grille non régulière et une grande flexibilité dans les domaines d'analyse et les observations utilisées ainsi que la possibilité de tourner sur de petites configurations informatiques. SAFRAN est aussi un outil de recherche et de développement qui est à la base de nombreuses études sur la climatologie et l'impact du changement climatique.

Ce système d'analyse permet de reconstruire des profils verticaux de l'atmosphère sur des zones climatiquement homogènes, à partir d'observations au sol et de produits de modèles de circulation générale à grande échelle. Ces profils sont ensuite projetés spatialement et verticalement sur une grille régulière de 8 km sur la France. La figure 16 présente le schéma de fonctionnement de SAFRAN pour l'analyse horaire des différents paramètres atmosphériques. Le système SAFRAN, développé à l'origine pour la prévision d'avalanches sur les Alpes (DURAND *et al.*, 2009), a été ultérieurement étendu à l'ensemble du territoire français et a fait l'objet d'une validation approfondie (LE MOIGNE, 2002 ; QUINTANA-SEGUI *et al.*, 2008). Dans le cadre du projet ClimSec, SAFRAN a été exécuté sur la période courant du 1 août 1958 au 31 juillet 2008 à partir de l'ensemble des observations au sol disponibles dans la base de données climatologique de Météo-France et des produits de réanalyse grande échelle du Centre Européen pour les Prévisions Météorologiques à Moyen Terme (UPPALA *et al.*, 2005 ; BECHTOLD *et al.*, 2008).

En entrée, SAFRAN utilise comme ébauche des profils verticaux provenant d'un modèle météorologique (prévu ou analysé) et de nombreuses sources d'observations, manuelles ou automatiques.

Les paramètres analysés sont :

- Température, vent, humidité au voisinage de la surface et hors des effets de couche limite ;
- Nébulosité (partielle sur 3 couches), précipitation (quantité et phase - liquide ou solide) ;

- Les autres paramètres comme les rayonnements solaires directs et diffus ou le rayonnement infrarouge descendant sont évalués à partir des variables préalablement analysées.

La première méthode d'analyse utilisée est une interpolation optimale toutes les 6 heures (sauf pour les précipitations qui restent à ce niveau en pas de 24h) avec l'ébauche du modèle météorologique (ou une climatologie pour les précipitations) et une grande partie des observations manuelles (notamment celles issues du réseau nivo-météorologique). Les valeurs au pas horaire sont ensuite obtenues par une seconde analyse de type variationnel sur ces fenêtres de 6h utilisant toute l'information disponible, notamment celle de l'observation automatique d'altitude, ainsi qu'un ajustement lié à la variation diurne de la température.

En sortie, les variables analysées ou prévues sont au pas horaire ; la principale difficulté résidant dans l'estimation horaire des précipitations ainsi que de leur phase qui est réalisée notamment par l'utilisation des paramètres de temps présent et passé des observations synoptiques et l'apport éventuel d'observations radar.

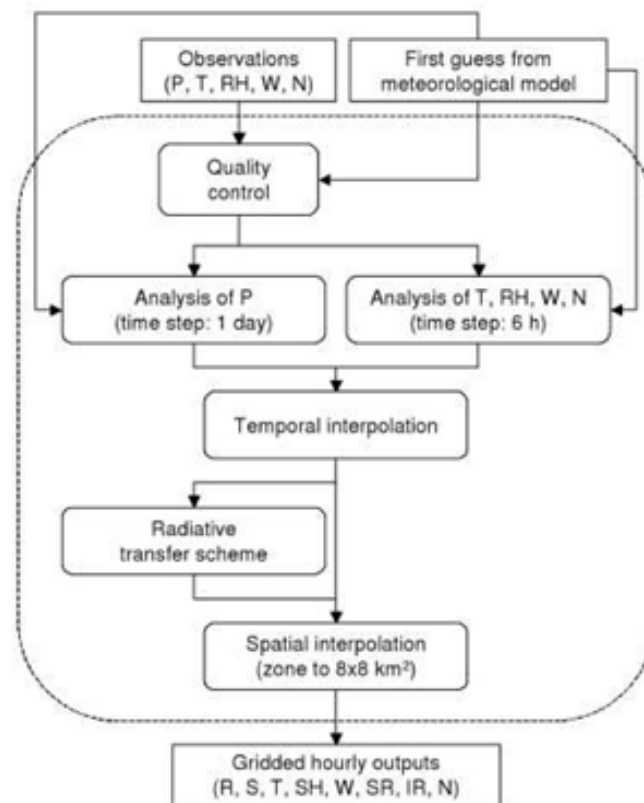


Figure 16 : Diagramme de fonctionnement de SAFRAN (adapté de QUINTANA-SEGUI, 2008)

Les variables météorologiques sont les précipitations quotidiennes (P), les lames d'eau (R), la précipitation neigeuse (S), la température de l'air (T), la vitesse du vent (W), l'humidité relative (RH), l'humidité spécifique (SH), le rayonnement solaire incident (SR), le rayonnement infrarouge incident (IR) et la nébulosité (N).

2.3.1.1.3. LE LOGICIEL MATHEMATICA

Mathematica est un logiciel de calcul formel et numérique développé par Wolfram Research en 1988. Il permet essentiellement de faire du calcul formel (manipulation d'expressions mathématiques sous forme symbolique, par exemple : calcul de dérivées, de primitives, simplification d'expressions, etc.) et du calcul numérique (évaluation d'expressions mathématiques sous forme numérique comme par exemple, calcul des premières décimales du nombre Π , évaluation approchée d'intégrales, etc.).

Mathematica incorpore un langage de programmation sophistiqué et permet aussi de faire des graphiques. C'est un logiciel très utilisé en enseignement, dans la recherche scientifique et dans l'industrie.

Le calendrier des investigations de terrain par année est présenté dans le tableau III.

Tableau III : Planning des investigations de terrain par année

		2014											
		J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Températures													
Physico-chimie													
Invertébrés benthiques													
Faune piscicole													

		2015											
		J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Températures													
Physico-chimie													
Invertébrés benthiques													
Faune piscicole													

		2016											
		J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Températures													
Physico-chimie													
Invertébrés benthiques													
Faune piscicole													

		2017											
		J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Températures													
Physico-chimie													
Invertébrés benthiques													
Faune piscicole													

		2018											
		J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Températures													
Physico-chimie													
Invertébrés benthiques													
Faune piscicole													

2.3.1.2. Température de l'eau

Afin de connaître précisément le régime thermique du Rizzanese, nous disposons de thermographes installés au niveau des trois stations d'étude de l'amont vers l'aval.

Le suivi des températures a été réalisé grâce à l'utilisation d'enregistreurs de température de type HOBO en continu au niveau des trois stations d'étude. L'enregistreur HOBO Water Temp Pro v2 a été conçu pour des campagnes de mesures de longues durées dans des cours d'eau ou dans l'eau de mer. Il permet l'enregistrement de 42 000 mesures. Pour récupérer les données sur ordinateur, nous utilisons une navette de transport U-DTW-1 ainsi que le logiciel HOBOWare Pro.

Afin de caractériser l'effet du turbinage sur la température de l'eau, nous avons corrélié la moyenne des températures obtenues sur une journée (une donnée de température toutes les 15 min) avec les débits turbinés (données d'exploitation EDF) pour chaque mois de l'année. Nous avons pris en compte les données obtenues à Spin' à Cavallu, la station aval barrage, impactée par le régime des éclusées. Nous nous sommes basés sur les données de 2014, année suivant la mise en eau du barrage. Les données de températures débutent au 1^{er} février car les sondes ont été mises en place à la fin du mois de janvier.

2.3.1.3. Physico-chimie des eaux

L'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau des trois stations réparties selon un gradient amont-aval nous a permis de détecter les altérations éventuelles de la qualité de l'eau engendrées par le barrage du Rizzanese. Les neuf paramètres étudiés ainsi que leur méthode d'analyse sont présentés dans le tableau IV.

Tableau IV : Paramètres étudiés et méthodes d'analyse

Paramètres	Unités	Méthodes d'analyse
Analyses <i>in situ</i>		
pH	Unité pH	Sonde multiparamètres de type YSI MPS 556
Conductivité	$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	
Concentration en oxygène dissous	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	
Saturation en oxygène	%	
Analyses en laboratoire		
Ammonium (NH_4)	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	NF EN ISO 11732
Nitrites (NO_2)	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	NF EN ISO 13395
Nitrates (NO_3)	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	NF EN ISO 13395
Orthophosphates (PO_4)	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	NF EN ISO 10304-1
Demande Biologique en Oxygène (DBO5)	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	NF EN 1899-2

Les prélèvements ont été réalisés de manière trimestrielle, en mars, en juin, en octobre et en décembre durant trois années consécutives (2015 à 2017) selon les méthodes décrites par RODIER *et al.* (2009).

Ils ont été effectués dans des flacons en polyéthylène d'une capacité de 1 litre. Les échantillons ont été conservés dans des glacières à 4°C, puis acheminés vers le Laboratoire Départemental d'Analyses de la Corse du Sud, accrédité COFRAC.

2.3.1.4. Macroinvertébrés benthiques

Les données obtenues ont permis de dresser l'inventaire faunistique global et celui de chaque station, de déterminer la richesse taxonomique des groupements faunistiques et leurs variations saisonnières.

Une approche de la structure des communautés benthiques des stations prospectées a été faite. L'abondance relative des groupes faunistiques est calculée, pour chaque station, à partir d'un échantillon triennal qui regroupe tous les prélèvements quantitatifs unitaires. La communauté benthique prise en compte n'existe évidemment pas, car toutes les espèces ne sont pas présentes au même moment. Cependant, les valeurs obtenues reflètent les potentialités biotiques de chaque station.

Le niveau de détermination est l'espèce, les endémiques ont fait l'objet d'une attention particulière.

Afin de connaître l'état écologique de l'eau des stations étudiées, nous avons calculé l'Indice Biologique Global Normalisé (I.B.G.N.).

Méthode

Les macroinvertébrés benthiques, c'est-à-dire les organismes visibles à l'œil nu, vivant sur les supports, intègrent les différents éléments influant sur la qualité biologique des cours d'eau : durée et ampleur des variations de débit, caractéristiques physicochimiques des eaux, charge particulière minérale ou organique.

Afin d'apprécier la qualité biologique des cours d'eau, diverses méthodes utilisant ces bioindicateurs ont été élaborées, depuis les Indices Biotiques (TUFFERY & VERNEAUX, 1967) jusqu'à l'Indice Biologique (VERNEAUX *et al.*, 1982), expérimental de 1985 à 1992, normalisé AFNOR en 1992 (norme T90-350) et révisé en mars 2004.

Les travaux d'harmonisation à l'échelle européenne ont introduit différentes évolutions des protocoles dont la traduction actuelle s'appuie sur la circulaire DCE 2007/22 et les normes AFNOR XP T 90-333 et XP T 90-388.

Principe

Cette méthode permet d'attribuer une note sur 20 à une station en fonction de la nature et de la variété des macroinvertébrés prélevés. L'indice est l'expression synthétique de la qualité de l'eau et de la qualité de l'habitat, c'est pourquoi il est appelé « global ». Le protocole d'échantillonnage tient compte des différents types d'habitat, définis par la nature du support et la vitesse du courant.

Echantillonnage

La phase de prélèvements a été réalisée suivant la norme AFNOR NF T90-333 « Qualité de l'eau - Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes » et son guide d'application FD T90-733.

Les prélèvements ont été réalisés en période de stabilité hydrologique. Le protocole utilisé s'applique à des milieux stabilisés, afin que la macrofaune benthique colonisatrice étudiée soit représentative de la station.

Les 12 prélèvements de 1/20 de m² ont été réalisés comme dans la norme IBGN actuelle au filet Surber (0,5 mm de vide de maille).

Le protocole repose notamment sur :

- L'identification sur le terrain des supports dominants (superficie > 5%) et marginaux (≤ 5%) ;
- La réalisation d'un premier groupe de 4 prélèvements sur les supports marginaux, suivant l'ordre d'habitabilité (Phase A) ;
- La réalisation d'un deuxième groupe de 4 prélèvements sur les supports dominants, suivant l'ordre d'habitabilité (Phase B) ;
- La réalisation d'un troisième groupe de 4 prélèvements sur les supports dominants, en privilégiant la représentativité des habitats (Phase C).

Les résultats sont exprimés sous la forme de 4 listes faunistiques par échantillon, soit une liste pour chaque bocal. Ces listes permettent par différentes combinaisons de recalculer :

- Une liste « équivalente IBGN » (A + B),
- Une liste « habitats dominants » (B + C),
- Une liste « habitats marginaux » (A),
- Une liste « faune globale » (A + B + C).

Traitement et analyse des échantillons

La phase de tri et de détermination a été réalisée suivant la norme AFNOR XP T90-388 de juillet 2010 relative au « Traitement au laboratoire d'échantillons contenant des macro-invertébrés de cours d'eau » et son guide d'application. La détermination des organismes récoltés, effectuée à la loupe binoculaire, a été réalisée selon les niveaux préconisés par l'annexe A de la norme AFNOR XP T90-388.

Concernant les étapes de différenciation (prédétermination), d'extraction et de comptage et évaluation des abondances, nous avons respecté la méthodologie de « Dénombrement et extraction des macro-invertébrés » de l'annexe A de la norme AFNOR XP T90-388.

Interprétation des résultats (selon l'arrêté du 25/01/2010 modifié par l'arrêté du 27/07/2015)

D'après le Guide technique d'Evaluation de l'état des eaux de surface continentales (mise à jour de mars 2016), les limites de classes pour les notes IBGN concernant les zones de montagnes en Corse dépendent de la taille du cours d'eau et sont données ci-dessous (l'arrêté de juillet 2018 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères de l'évaluation écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R212-10, R212-11 et R212-18 du code de l'environnement).

Limites de classe et état écologique pour les équivalents IBGN, valables pour HER 2 n°22 pour la Corse pour les moyens et grands cours d'eau (Ordination de Strahler du Rizzanese : 5 - Ordination de Strahler du Saint Antoine : 4)				
Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
>13	11 à 13	8 à 11	4 à 8	<4

Le peuplement benthique est analysé en termes de présence et d'abondance des taxons et en fonction des valeurs de l'IBGN (note, groupe indicateur et variété taxonomique).

L'IBGN est calculé à l'aide d'un tableau contenant en abscisse un gradient de richesse (nombre total de taxons présents dans le prélèvement en tenant compte d'un tableau des limites de détermination à respecter) et en ordonnée les groupes indicateurs classés par ordre décroissant de polluo-sensibilité. Par confrontation de la richesse et du groupe indicateur le plus polluo-sensible (pris en compte si l'abondance est supérieure à 3 ou 10 individus suivant les taxons) une note sur 20 est obtenue pour la station.

Une couleur est attribuée à chaque classe de qualité selon le calcul de la note EQR (*Ecological quality ratio* ou écart à la référence), qui est le rapport entre un état observé et l'état que « devrait » avoir le milieu en l'absence de perturbation anthropique. Cette note est calculée sur la base d'indices, son résultat est un ratio sur une échelle de 0 à 1.

$$\text{Note EQR} = (\text{note observée} - 1) / (\text{note de référence du type} - 1)$$

La note observée étant l'indice IBGN calculé sur les phases A et B, la note de référence pour les moyens et grands cours d'eau (ordre de Strahler égal à 4 et 5) est 14 (Annexe 1 de l'Arrêté du 27/07/15).

Les bornes des classes d'état pour la Corse pour les moyens et grands cours d'eau sont définies sur cette échelle en EQR :

Valeurs inférieures de limite de classe d'Etat, exprimées en EQR, pour les moyens et grands cours d'eau en Corse pour l'hydroécocorégion 2 HER n°22					
Éléments de qualité Indice	Indices	Limites des Classes d'Etat IBGN en EQR			
		Très bon	Bon/Moyen	Moyen	Médiocre
Invertébrés	IBGN	0,92307	0,76923	0,46153	0,23076

2.3.1.5. Faune piscicole

L'équilibre des peuplements a pu être évalué en amont et en aval pour vérifier l'influence potentielle des ouvrages sur la structure des peuplements piscicoles. Les stations ont été prospectées sur une longueur égale à 20 fois la largeur moyenne afin de rendre compte du peuplement et se sont déroulées de l'aval vers l'amont. Nous avons répondu aux contraintes réglementaires encadrant la pratique de la pêche à l'électricité (arrêté ministériel du 2 février 1989 et circulaire CSP n°008/2000 du 23 octobre 2000) qui imposent notamment l'utilisation de matériel conforme, ainsi qu'un nombre minimum de personnes pour assurer la sécurité de la

zone de prélèvements. Les prélèvements ont été effectués en appliquant la norme d'échantillonnage NF EN 14011 - Echantillonnage de poissons à électricité T90-358. Nous nous sommes également appuyés sur les préconisations du « Guide pratique de mise en œuvre des opérations de pêche à l'électricité » (ONEMA, 2012).

Les individus récupérés lors de la pêche ont été identifiés, comptabilisés, mesurés et pesés avant leur remise en eau.

Le Héron®

Le Héron® est un appareil de pêche à l'électricité, dont les réglages permettent de travailler à l'électrode dans des eaux allant de 15 à 2 000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, c'est-à-dire, toutes les eaux douces.

Un générateur produit un courant redressé d'intensité réglable entre 170 et 1 000 volts. La phase négative est mise à l'eau via une grille métallique (cathode). La phase positive est connectée à une anode de pêche (manche isolant terminé par un anneau d'acier inoxydable), qui va être manipulée par un opérateur.

Une fois plongée dans l'eau, l'anode ferme le circuit électrique et le phénomène de pêche se produit. Un champ électrique à ondes sphériques d'intensité décroissante à mesure que l'on s'en éloigne, va rayonner autour de l'anode et influencer le comportement de tout poisson se trouvant dans le champ. Les terminaisons nerveuses présentes sur les flancs des poissons (les lignes latérales) sont des récepteurs sensibles à ce stimulus. La différence de potentiel appliquée à ces lignes latérales va déterminer une modification de comportement chez le poisson, qui va nager vers le gradient de potentiel le plus élevé. C'est ce que l'on appelle la nage forcée ou réaction anodique. Une fois arrivé à proximité de l'anode, là où le champ électrique est le plus élevé, le poisson entre en électronarcose - une sorte de perte de connaissance - et est capturé dans une épuisette. Une fois qu'il n'est plus soumis au champ électrique, le poisson recouvre sa mobilité très rapidement et ne garde aucune séquelle. Au cours de la réaction anodique, les muscles du poisson se contractent et le poisson s'élève automatiquement. Si autour de l'anode, la tension est supérieure à la tension critique, le poisson ne peut pas atteindre l'anode car il est en état de choc. Dans ce cas, il revient à la surface ou il coule. Pour éviter une telle situation, on règle la tension en modifiant la distance entre la cathode et l'anode.

La pêche électrique est réalisée de l'aval vers l'amont, avec une seule électrode qui balaye la totalité de la surface échantillonnée sur un seul passage. Deux ou trois épuisettes permettent de recueillir les poissons avant de les stocker dans des viviers distincts.

Biométrie

La phase de biométrie correspond à l'identification des poissons à l'espèce et au relevé des mensurations (taille et poids) de chaque individu. Pour les espèces à très forts effectifs, celles-ci seront pesées par lots. Afin de faciliter la manipulation des anguilles, une solution d'eugénol est utilisée comme anesthésiant. A la fin de chaque pêche, tous les poissons sont relâchés vivants sur le site de capture. Les poissons anesthésiés sont laissés dans l'eau douce suffisamment longtemps pour qu'ils puissent nager de nouveau efficacement sans perte d'équilibre.

Exploitation des données

Les données obtenues nous ont permis de connaître précisément la composition du peuplement et la dynamique des populations en analysant les différentes classes d'âge. Cette approche semi-quantitative fournit une information sur la productivité relative de la rivière mais aussi sur l'état sanitaire des individus. De plus, ces données nous permettent de connaître les perturbations liées à l'aménagement hydroélectrique du Rizzanese et, dans le cas où un impact serait observé, de déterminer son origine : ouvrage, régime des éclusées et/ou conséquences du changement climatique.

Détermination des classes d'âge

Les données de mensurations individuelles nous ont permis de déterminer les classes d'âge des individus capturés, par la méthode des polygones des fréquences cumulées croissantes. La distribution des tailles d'une population étant formée de l'addition de plusieurs lois normales (une par cohortes), le graphe des polygones des fréquences cumulées croissantes fait apparaître plusieurs segments de droites séparés par des décrochements (correspondant chacun à la limite entre deux cohortes). Nous avons donc repéré les décrochements et en avons déduit les cohortes supposées et les classes d'âge correspondantes.

2.3.1.6. Analyses multivariées

2.3.1.6.1. ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES

Encore connue sous le nom de transformée de Karhunen-Loève ou de transformée de Hotelling, l'Analyse en Composante Principale (A.C.P.) a été de nouveau développée et formalisée dans les années 30 par Harold Hotelling. C'est une méthode statistique d'analyse multivariée décrite

par PEARSON (1901) consistant à transformer des variables liées entre elles (dites « corrélées ») en nouvelles variables indépendantes les unes des autres (dites « non corrélées »). On appelle parfois ces facteurs des « dimensions latentes », du fait qu'ils sont « l'expression de processus généraux dirigeant la répartition de plusieurs phénomènes qui se retrouvent ainsi corrélés entre eux » (BEGUIN & PUMAIN, 2000). Ces nouvelles variables sont nommées « composantes principales », ou axes. Elle nous permettra de réduire l'information en un nombre de composantes plus limité que le nombre initial de variables. Cette méthode statistique, basée sur la métrique du χ^2 , est traitée par le logiciel XLStat[®].

Pour les analyses multivariées, le regroupement des points-observations est réalisé à partir du résultat d'une Classification Ascendante Hiérarchique (C.A.H.) qui produit un arbre binaire de classification appelé dendrogramme. Cette méthode fait intervenir la notion de similarité entre les différents points traités et permet d'associer les objets par ordre de similarité (JENKINS *et al.*, 1984). Les objets les plus semblables sont appariés formant des groupes qui s'agglutinent entre eux à mesure que l'on diminue le coefficient de similarité. Une césure est effectuée à l'endroit où la partition paraît la plus homogène.

L'A.C.P. permet d'explorer des jeux de données multidimensionnels constitués de variables quantitatives. Elle est largement utilisée en biostatistique et en écologie (BENZECRI, 1973 ; BLANC *et al.*, 1976 ; BEFFY, 1992).

L'Analyse en Composantes Principales peut être considérée comme une méthode de projection qui permet de projeter les observations depuis l'espace à p dimensions des p variables vers un espace à k dimensions ($k < p$) tel qu'un maximum d'information soit conservée (l'information est ici mesurée au travers de la variance totale du nuage de points) sur les premières dimensions. Si l'information associée aux 2 ou 3 premiers axes représente un pourcentage suffisant de la variabilité totale du nuage de points, on pourra représenter les observations sur un graphique à 2 ou 3 dimensions, facilitant ainsi grandement l'interprétation.

Il existe plusieurs applications pour l'Analyse en Composantes Principales, parmi lesquelles :

- L'étude et la visualisation des corrélations entre les variables, afin d'éventuellement limiter le nombre de variables à mesurer par la suite ;
- L'obtention de facteurs non corrélés qui sont des combinaisons linéaires des variables de départ afin d'utiliser ces facteurs dans des méthodes de modélisation telles que la régression linéaire, la régression logistique ou l'analyse discriminante ;

- La visualisation des observations dans un espace à deux ou trois dimensions, afin d'identifier des groupes homogènes d'observations, ou au contraire des observations atypiques.

L'Analyse en Composantes Principales utilise une matrice indiquant le degré de similarité entre les variables pour calculer des matrices permettant la projection des variables dans le nouvel espace. Il est commun d'utiliser comme indice de similarité le coefficient de corrélation de Pearson, ou la covariance. La corrélation de Pearson et la covariance présentent l'avantage de donner des matrices semi-définies positives dont les propriétés sont utilisées en Analyse en Composantes Principales.

2.3.1.6.2. ANALYSE FACTORIELLE DES CORRESPONDANCES

Les méthodes statistiques classiques ne peuvent traiter les nombreux prélèvements de faune effectués. L'utilisation de l'Analyse Factorielle des Correspondances (A.F.C.) permet la représentation synthétique d'un grand nombre de valeurs numériques. Une A.F.C. pourra sur différents types de données décrire la dépendance ou la correspondance entre deux ensembles de caractères.

« L'image simplifiée que l'on obtient du phénomène étudié permet d'en avoir une meilleure intuition et très souvent cela permet d'en dégager les différentes composantes naturelles »
CORDIER (1965).

L'A.F.C. permet essentiellement d'organiser et de trier les données obtenues et de situer les divers peuplements les uns par rapport aux autres en relation avec les deux dimensions spatiales de l'hydrosystème : la dimension longitudinale (gradient altitudinal amont-aval) et la dimension temporelle (saisons).

L'A.F.C. est une méthode qui permet d'étudier l'association entre deux variables qualitatives. Cette méthode est basée sur l'inertie.

Le but de l'A.F.C. consiste à représenter un maximum de l'inertie totale sur le premier axe factoriel, un maximum de l'inertie résiduelle sur le second axe, et ainsi de suite jusqu'à la dernière dimension. L'A.F.C. donne les informations suivantes :

- Tableau de contingence : le tableau de contingence est affiché. Le diagramme en bâtons en 3 dimensions en est la représentation graphique.

- Inertie par case : le tableau des inerties par case est affiché. La somme des inerties est égale à la statistique du χ^2 divisée par la fréquence totale (somme des cellules du tableau de contingence).
- Test d'indépendance entre les lignes et les colonnes : ce test permet de déterminer, sur la base de la statistique du χ^2 , si l'on doit rejeter l'hypothèse nulle selon laquelle les lignes et les colonnes du tableau sont indépendantes. Une interprétation détaillée est fournie automatiquement.
- Valeurs propres et pourcentages d'inertie : les valeurs propres et le graphique (*scree plot*) correspondant sont affichés. Seules les valeurs propres non triviales sont affichées. Si un filtrage a été demandé, il est appliqué aux résultats qui suivent. La somme des valeurs propres affichées est égale à l'inertie totale. A chaque valeur propre correspond un axe principal représentant un pourcentage donné de l'inertie totale. On peut ainsi mesurer le pourcentage cumulé d'inertie totale correspondant à un nombre croissant de dimensions.

Une série de données est ensuite affichée, d'abord pour les points lignes, puis pour les points colonnes :

- Poids, distances et distances quadratiques à l'origine, inerties et inerties relatives : ce tableau contient des statistiques de base pour les points-lignes (puis les points-colonnes).
- Profils : dans ce tableau sont affichés les profils, ainsi que la moyenne des profils.
- Distances du χ^2 : dans ce tableau sont affichées les distances du χ^2 entre les profils.
- Coordonnées principales : dans ce tableau sont affichées les coordonnées principales. Ces coordonnées sont utilisées pour la création des graphiques symétriques (ou barycentriques) et asymétriques (ou pseudo-barycentriques).
- Coordonnées standard : ces coordonnées correspondent aux précédentes à un facteur près. Le facteur est la racine carrée de l'inverse de la valeur propre correspondante. Ces coordonnées sont utilisées pour la création des graphiques asymétriques (ou barycentriques).
- Contributions : les contributions sont une aide à l'interprétation. Les modalités ayant influencé le plus la construction des axes sont celles dont les contributions sont les plus élevées. On pourra se contenter d'interpréter les résultats des modalités pour lesquelles les contributions sont supérieures aux poids relatifs affichés dans la première colonne.

- Cosinus carré : comme pour les autres méthodes factorielles, l'analyse des cosinus carrés permet d'éviter des erreurs d'interprétation dues à des effets de projection. Si les cosinus carrés associés aux axes utilisés sur un graphique sont faibles, on évitera d'interpréter la position du point-ligne ou du point-colonne correspondant.

Données graphiques pour l'Analyse Factorielle des Correspondances

Les graphiques constituent le but ultime de l'A.F.C., car ils permettent d'accélérer considérablement l'interprétation des résultats.

- Graphiques symétriques : aussi appelés représentations barycentriques, ces graphiques utilisent exclusivement les coordonnées principales. En fonction des choix effectués dans la boîte de dialogue, sont affichés, un graphique symétrique mélangeant points-lignes et points-colonnes, un graphique des points-lignes, et un graphique des points-colonnes. Le pourcentage d'inertie correspondant à chacun des axes concernés et le pourcentage d'inertie cumulée du graphique sont affichés. La proximité entre deux modalités sur le graphique est représentative de leur association.
- Graphiques asymétriques : aussi appelés représentations pseudo-barycentriques, ces graphiques utilisent d'une part les coordonnées principales (pour les points-lignes ou les points-colonnes) et d'autre part les coordonnées standard (respectivement pour les points-colonnes ou les points-lignes). Le pourcentage d'inertie correspondant à chacun des axes concernés et le pourcentage d'inertie cumulée du graphique sont affichés. Le nom du graphique, par exemple « graphique asymétrique des lignes » indique les points qui font l'objet d'une interprétation : sur un « graphique asymétrique des lignes », on étudiera la façon dont les points lignes sont positionnés par rapport aux vecteurs des modalités, ces derniers donnant des directions. Si deux points-lignes sont dans la direction d'un vecteur modalité, la modalité correspondant au point-ligne qui est le plus éloigné de l'origine est celle qui est la plus liée à la modalité correspondant au vecteur.
- Biplots de contribution : ces biplots, mis au point par Greenacre, permettent d'éviter certains problèmes des graphiques asymétriques, tout en faisant ressortir les points contribuant le plus à la construction de l'axe.

Chapitre III Résultats et discussion

3.1. Paramètres abiotiques

3.1.1. Climatologie

Dans un contexte de changement climatique, il est indispensable d'appréhender l'évolution du climat à l'échelle du bassin versant. En effet, les nombreux scénarios d'évolution, comme ceux réalisés par le GIEC (1992, 2013 et 2014), s'appuient principalement sur des modèles globaux et ne permettent pas de traiter les échelles régionales et locales.

De nombreux auteurs ont déjà eu recours à ce module d'analyse afin de mettre en évidence l'impact d'un changement climatique (ETCHEVERS & MARTIN, 2002 ; PAGE *et al.*, 2008 ; CHAOUICHE *et al.*, 2010).

Les figures 17 à 28 montrent l'évolution des diagrammes ombrothermiques des six stations réparties le long du bassin versant du Rizzanese de 1970 à 1984, période antérieure aux conséquences du changement climatique, mise en évidence en Corse par MORI *et al.* (2017) et ORSINI *et al.* (2017), et 1985 à 2018.

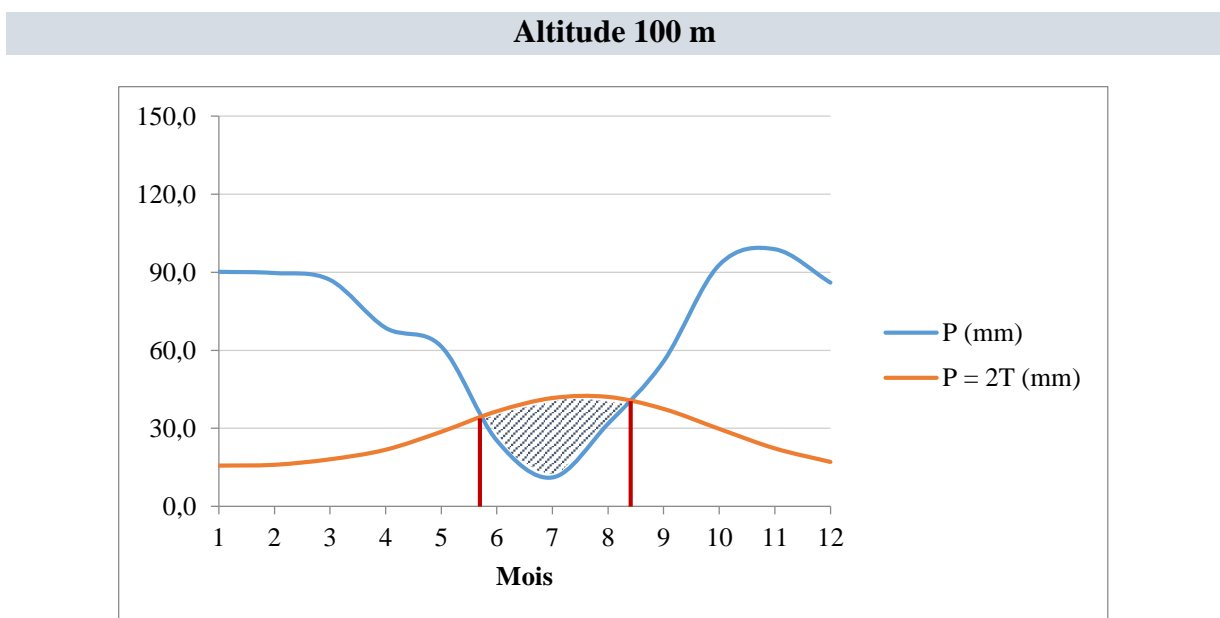


Figure 17 : Diagramme ombrothermique de la station à 100 m pour la période 1970 - 1984

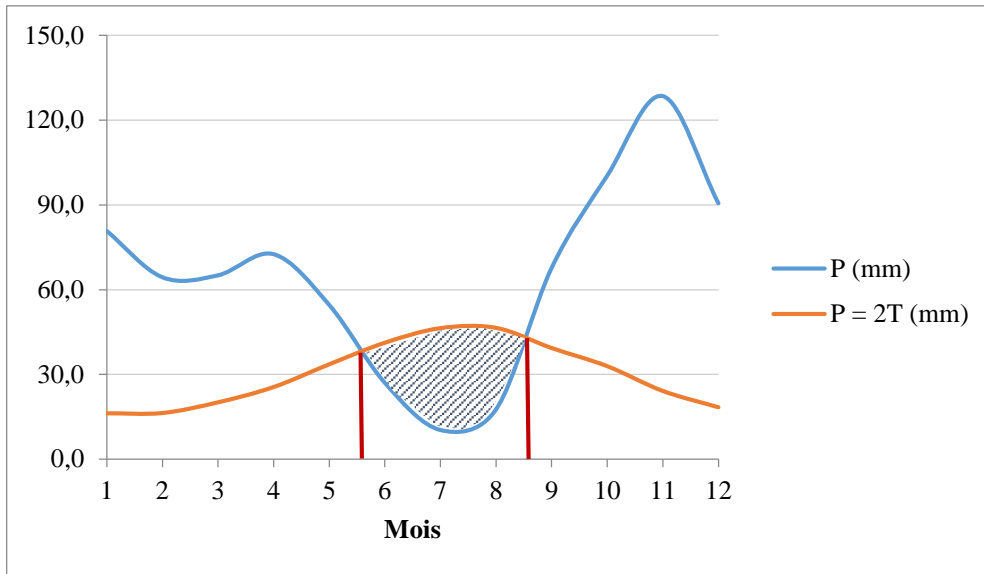


Figure 18 : Diagramme ombrothermique de la station à 100 m pour la période 1985 - 2018

Les diagrammes ombrothermiques mettent en évidence une période biologiquement sèche pendant la saison chaude, phénomène caractéristique d'un climat méditerranéen. A 100 m d'altitude, pendant la période 1970 - 1984, la moyenne des températures mensuelles pendant la saison chaude (juin à septembre) est de 19,7°C et la période biologiquement sèche s'étale sur 2,5 mois. Pendant la période 1985 - 2018, les températures montrent une tendance à la hausse avec un réchauffement de l'ordre de 2°C avec une moyenne des températures mensuelles pendant la saison chaude de 21,7°C. On remarque alors une augmentation de la période biologiquement sèche avoisinant les trois mois.

Altitude 200 m

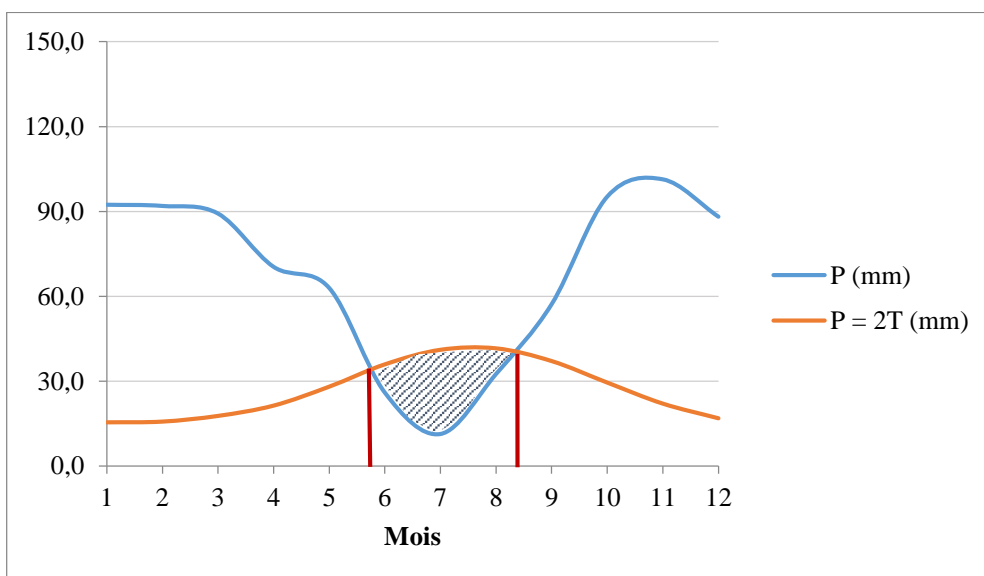


Figure 19 : Diagramme ombrothermique de la station à 200 m pour la période 1970 - 1984

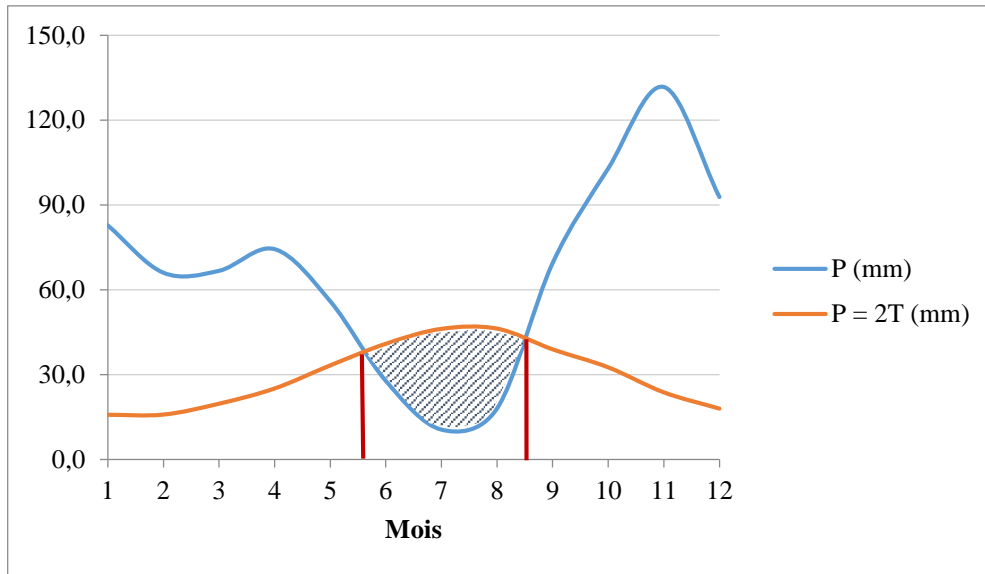


Figure 20 : Diagramme ombrothermique de la station à 200 m pour la période 1985 – 2018

A 200 m d'altitude, pendant la période 1970 - 1984, la moyenne des températures mensuelles pendant la saison chaude (juin à septembre) est de 19,4°C et la période biologiquement sèche s'étale sur 2,5 mois. Pendant la période 1985 - 2018, les températures montrent une tendance à la hausse avec un réchauffement de l'ordre de 2,1°C avec une moyenne des températures mensuelles pendant la saison chaude de 21,6°C. On remarque alors une augmentation de la période biologiquement sèche avoisinant les trois mois.

Altitude 600 m

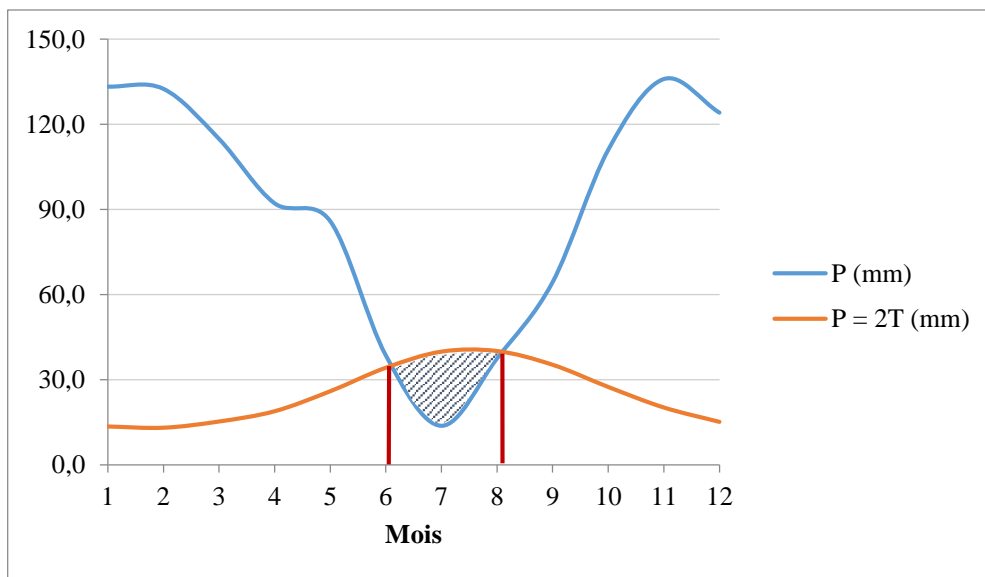


Figure 21 : Diagramme ombrothermique de la station à 600 m pour la période 1970 - 1984

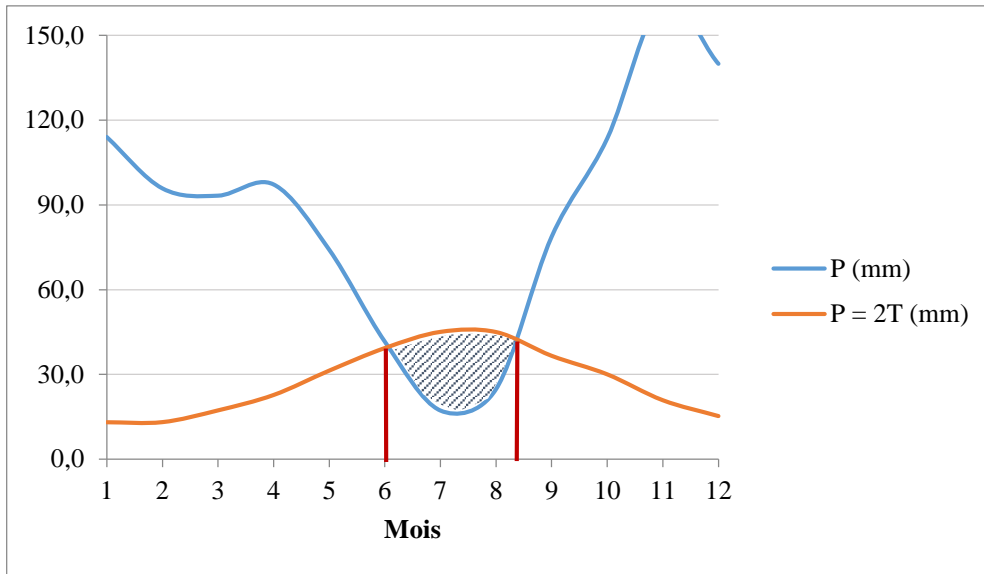


Figure 22 : Diagramme ombrothermique de la station à 600 m pour la période 1985 - 2018

A 600 m d'altitude, pendant la période 1970 - 1984, la moyenne des températures mensuelles pendant la saison chaude (juin à septembre) est de 18,7°C et la période biologiquement sèche s'étale sur deux mois. Pendant la période 1985 - 2018, les températures montrent une tendance à la hausse avec un réchauffement de l'ordre de 2,1°C avec une moyenne des températures mensuelles pendant la saison chaude de 20,8°C. On remarque alors une augmentation de la période biologiquement sèche avoisinant les 2,5 mois.

Altitude 950 m

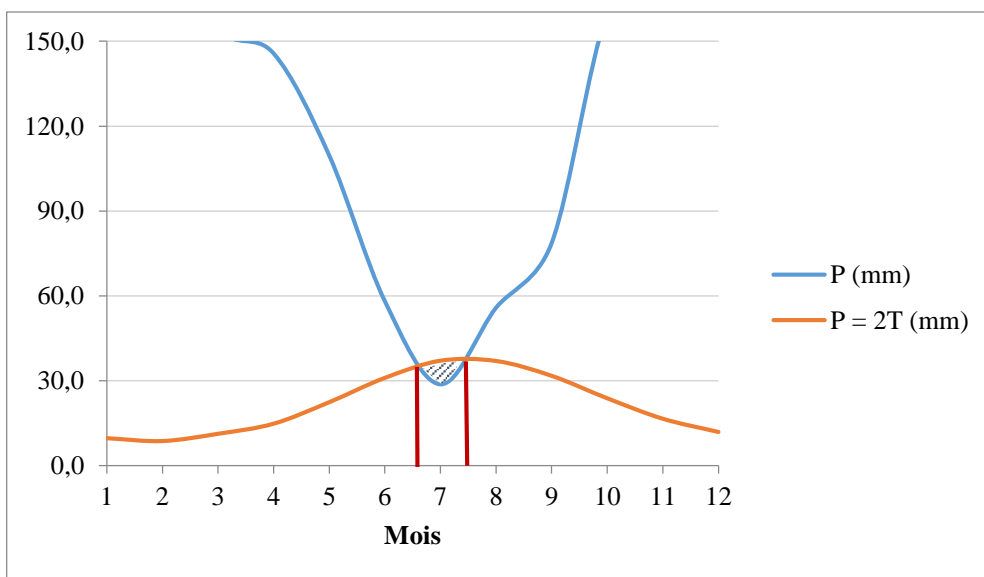


Figure 23 : Diagramme ombrothermique de la station à 950 m pour la période 1970 - 1984

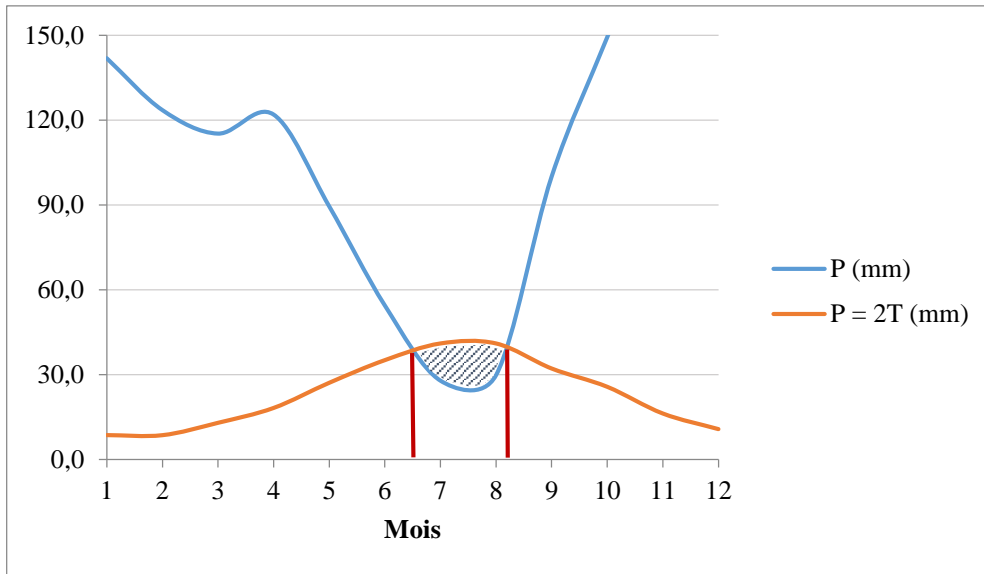


Figure 24 : Diagramme ombrothermique de la station à 950 m pour la période 1985 - 2018

A 950 m d'altitude, pendant la période 1970 - 1984, la moyenne des températures mensuelles pendant la saison chaude (juin à septembre) est de 17,1°C et la période biologiquement sèche s'étale sur un mois. Pendant la période 1985 - 2018, les températures montrent une tendance à la hausse avec un réchauffement de l'ordre de 1,6°C avec une moyenne des températures mensuelles pendant la saison chaude de 18,7°C. On remarque alors une augmentation de la période biologiquement sèche avoisinant les 1,5 mois.

Altitude 1 100 m

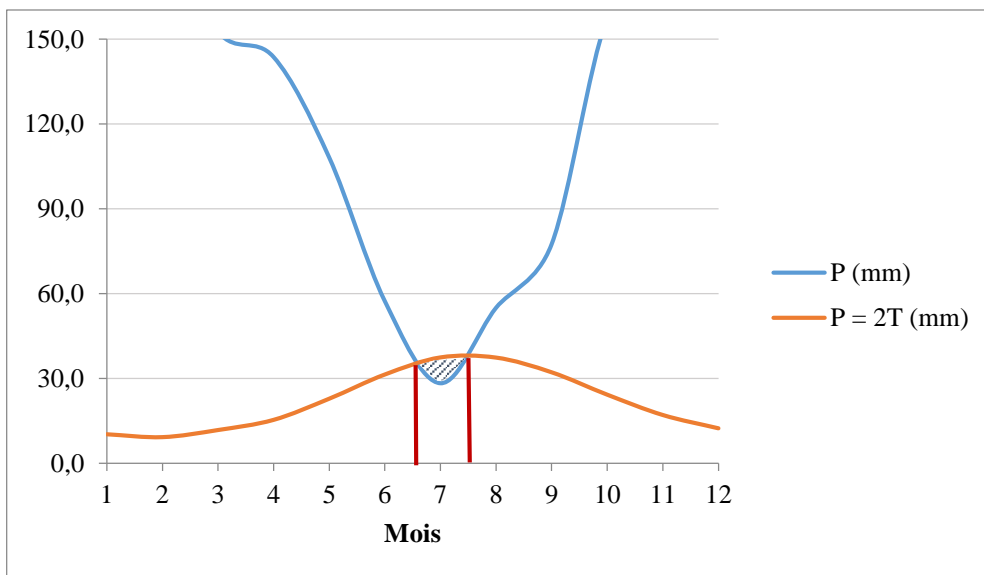


Figure 25 : Diagramme ombrothermique de la station à 1 100 m pour la période 1970 - 1984

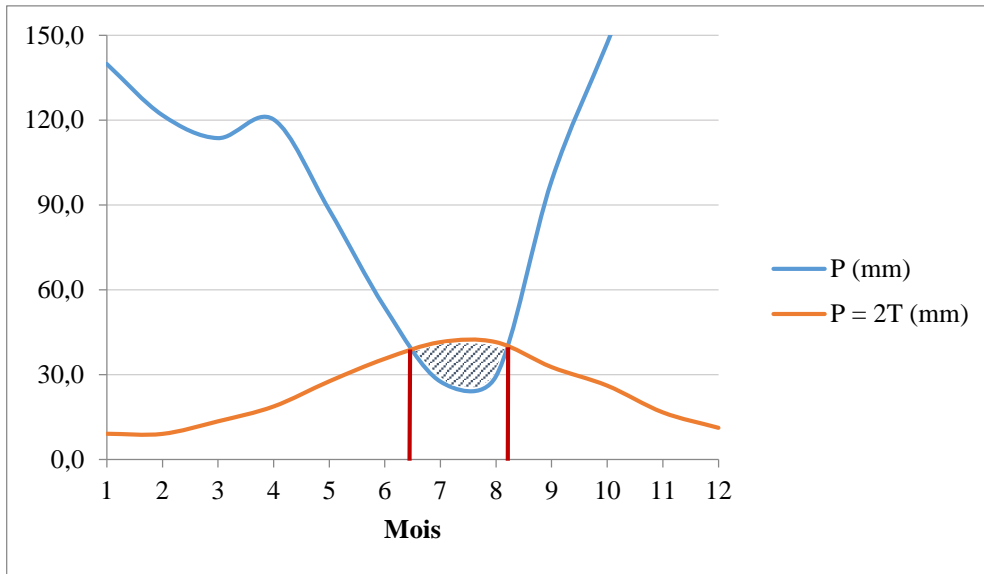


Figure 26 : Diagramme ombrothermique de la station à 1 100 m pour la période 1985 - 2018

A 1 100 m d'altitude, pendant la période 1970 - 1984, la moyenne des températures mensuelles pendant la saison chaude (juin à septembre) est de 17,3°C et la période biologiquement sèche s'étale sur un mois. Pendant la période 1985 - 2018, les températures montrent une tendance à la hausse avec un réchauffement de l'ordre de 1,6°C avec une moyenne des températures mensuelles pendant la saison chaude de 18,9°C. On remarque alors une augmentation de la période biologiquement sèche avoisinant les 1,5 mois.

Altitude 1 400 m

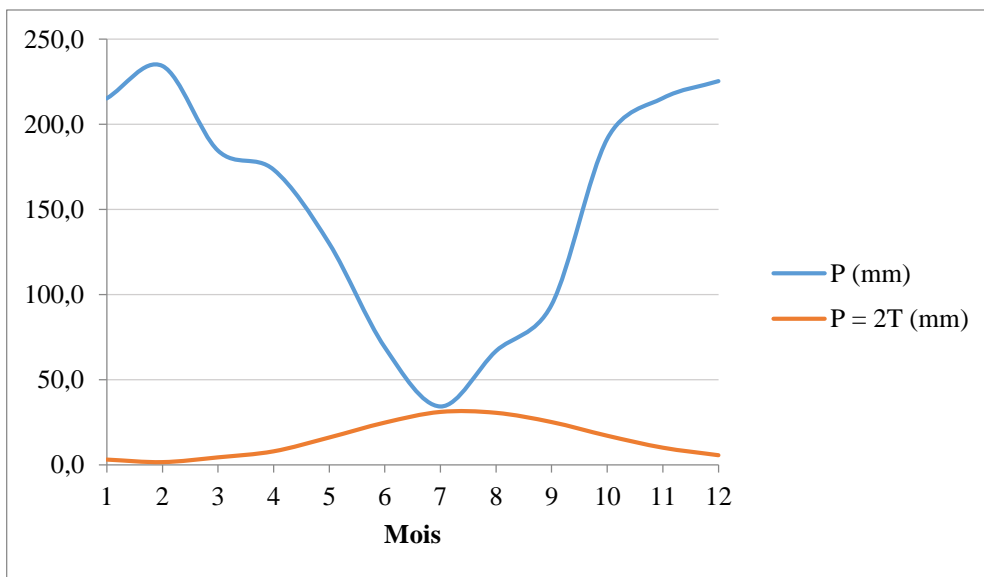


Figure 27 : Diagramme ombrothermique de la station à 1 400 m pour la période 1970 - 1984

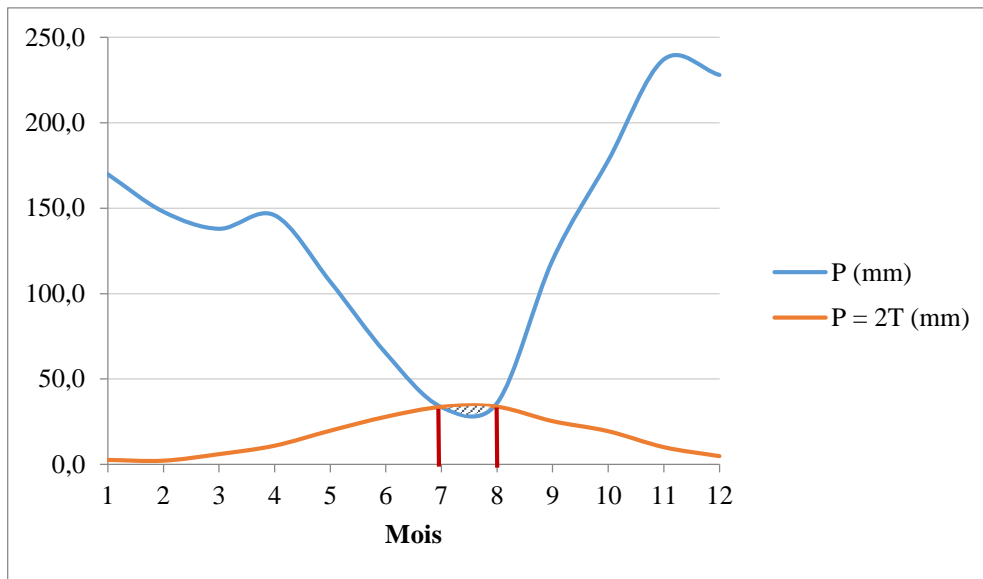


Figure 28 : Diagramme ombrothermique de la station à 1 400 m pour la période 1985 - 2018

A 1 400 m d'altitude, pendant la période 1970 - 1984, la moyenne des températures mensuelles pendant la saison chaude (juin à septembre) est de 14,0°C. On remarque ici l'absence d'une période biologiquement sèche. Pendant la période 1985 - 2018, les températures montrent une tendance à la hausse avec un réchauffement de l'ordre de 1,1°C avec une moyenne des températures mensuelles pendant la saison chaude de 15,1°C. On remarque alors l'apparition d'une période biologiquement sèche d'un mois.

Le tableau VI présente les écarts observés entre les précipitations moyennes, les températures moyennes, minimales et maximales des deux périodes.

Tableau V : Ecart observés entre les précipitations moyennes, les températures moyennes, minimales et maximales des deux périodes

Altitude (m)	P moyenne (mm)	T moyenne (°C)	T minimale (°C)	T maximale (°C)
100	-18,6	+1,4	+0,3	+2,2
200	-19,0	+1,5	+0,3	+2,4
600	-31,1	+1,3	+0,1	+2,5
950	-195,2	+0,9	0,0	+2,1
1100	-192,2	+0,9	0,0	+2,1
1400	-228,5	+0,8	+0,3	+1,3

On enregistre une tendance à la baisse des précipitations moyennes annuelles qui s'accroît considérablement avec l'altitude.

De plus, elles présentent une irrégularité interannuelle et une tendance générale à la baisse depuis 1985. Cette baisse est accompagnée d'une diminution du nombre de jours humides et du nombre d'événements de fortes précipitations ainsi que d'une augmentation de la persistance temporelle de la sécheresse. Ce changement de la distribution des précipitations coïnciderait avec un réchauffement qui se manifesterait à la fois aux échelles saisonnière et annuelle. DRIOUECH (2010) a constaté que, outre la forte variabilité interannuelle des précipitations et l'augmentation de la fréquence des sécheresses depuis le début des années 1980, la distribution des précipitations du Maroc a bien connu un changement au cours de la période 1961-2008. Ce changement, consistant en une évolution vers des conditions plus sèches, a coïncidé avec une augmentation de la température moyenne en toutes saisons.

Le GIEC, dans son rapport de 2013 (GIEC, 2013), ne précise pas de tendances évidentes sur l'évolution des précipitations moyennes à l'échelle de la planète même si une amplification des contrastes pluviométriques est constatée depuis les 50 dernières années. Toutefois, leurs scénarios sur l'évolution des phénomènes météorologiques et climatiques extrêmes annoncent une augmentation de la fréquence, de l'intensité et/ou du nombre des épisodes de précipitations abondantes. Cependant, dans de nombreuses régions de moyenne latitude et dans les régions subtropicales arides, les précipitations diminueront probablement (ZHANG *et al.*, 2007), tandis que dans de nombreuses régions humides de moyenne latitude, les précipitations moyennes augmenteront probablement d'ici la fin de ce siècle. Les épisodes de précipitations extrêmes deviendront très probablement plus intenses et fréquents sur les continents de moyenne latitude et dans les régions tropicales humides d'ici la fin de ce siècle, en lien avec l'augmentation de la température moyenne (STOCKER *et al.*, 2013). Les travaux de MIN *et al.* (2011) font état d'un accroissement des phénomènes pluvieux extrêmes sur l'hémisphère nord pendant cette même période et démontrent son origine anthropique.

Les températures mensuelles moyennes présentent une variation en fonction de l'altitude des six stations mais montrent une tendance à la hausse. Ceci reste en parfaite cohérence avec la tendance à la hausse au niveau de la température observée à l'échelle globale (GIEC, 2013 et 2014). De plus, il faut signaler une augmentation significative des températures minimales et maximales depuis 1985. TONDUT *et al.* (2006) ont fait le même constat dans l'Hérault en étudiant l'évolution des températures depuis 1986.

Au niveau des stations de basses altitudes (inférieures à 600 m), les épisodes pluvio-orageux sont plus marqués signe d'un changement climatique entraînant une amplification des phénomènes météorologiques extrêmes enregistrés au mois de novembre. MIN *et al.* (2011) indiquent que le réchauffement climatique pouvait être en partie responsable de l'augmentation des fortes précipitations.

L'évolution des aires ombrothermiques des six stations est présentée dans le tableau VII.

Tableau VI : Evolution des aires ombrothermiques

Altitude	Aires ombrothermiques (en mm ²) entre 1970 et 1984	Aires ombrothermiques (en mm ²) entre 1985 et 2018	Ecart (%)
100	50,7	74,8	0,48
200	47,7	72,9	0,53
600	33,2	47,7	0,44
950	5,60	21,40	2,82
1100	6,50	22,90	2,52
1400	0,50	4,10	7,20

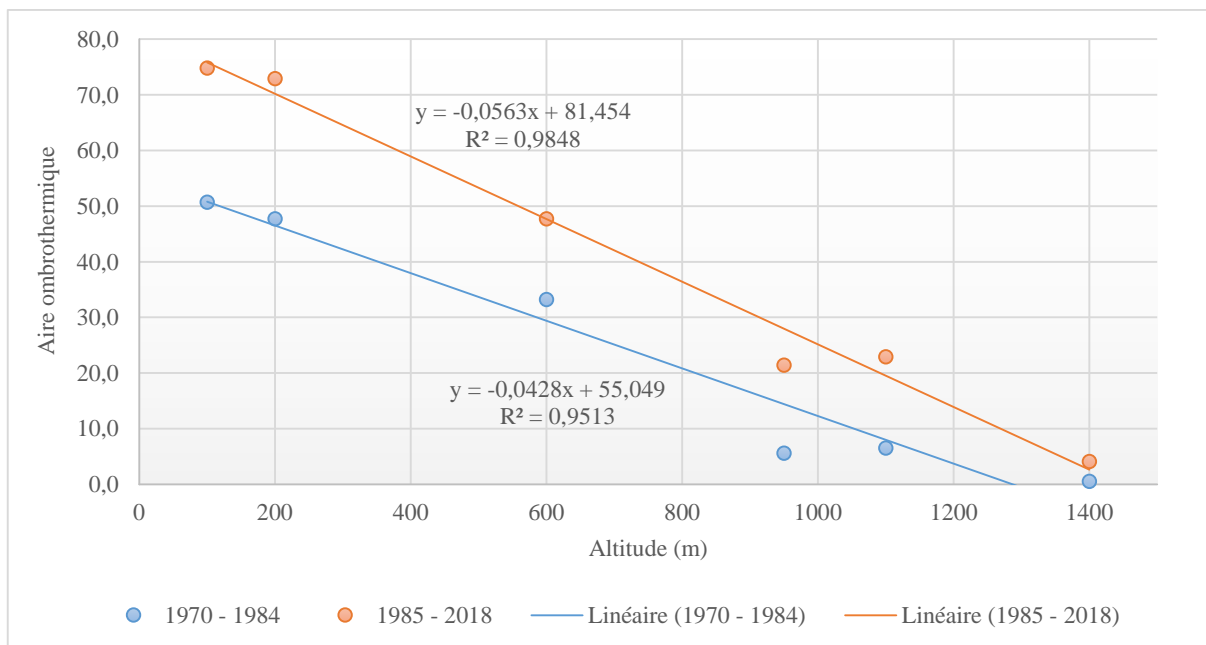


Figure 29 : Variation spatio-temporelle des aires ombrothermiques

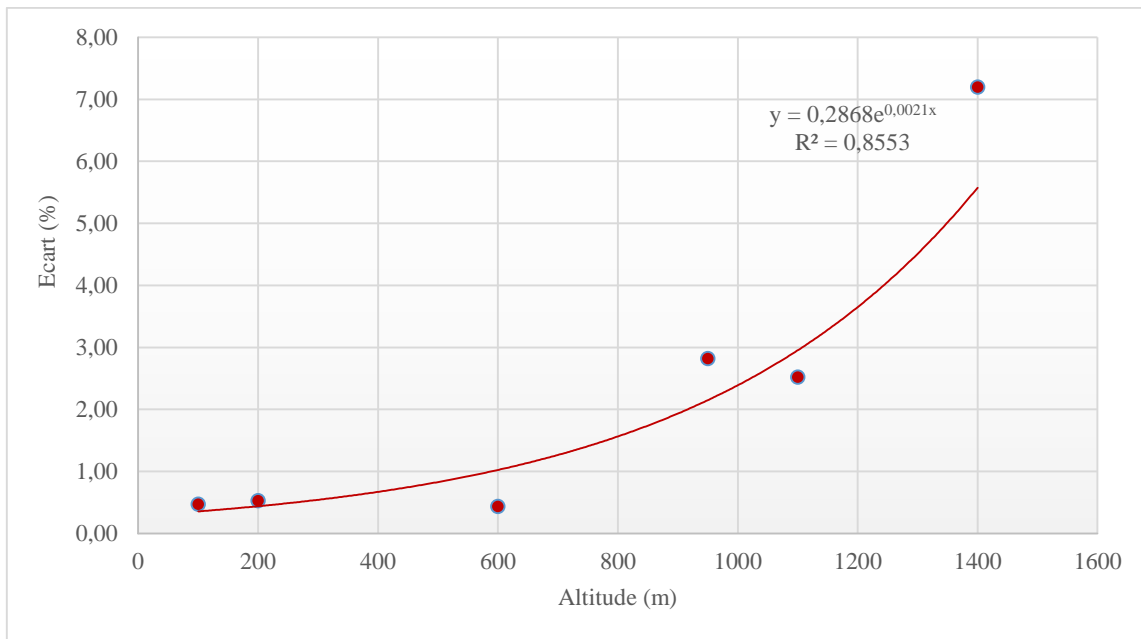


Figure 30 : Evolution des écarts entre les deux périodes en fonction de l'altitude

Les évolutions des aires ombrothermiques en fonction de l'altitude (figures 29 et 30) mettent en évidence la vulnérabilité des stations d'altitude au changement climatique. En effet, à partir de 1 000 m d'altitude, on assiste à une réduction des précipitations par rapport aux stations de basses altitudes et une augmentation des températures engendrant un rallongement significatif de la période sèche et par conséquent, une amplification de l'aire ombrothermique.

Globalement, la climatologie du bassin versant du Rizzanese est marquée par d'importantes **variations altitudinales** et est affectée par les conséquences du **changement climatique** après 1985.

3.1.2. Hydrologie

De par leur fonctionnement (tronçon en débit réservé et régime des éclusées), les aménagements hydroélectriques ont des impacts majeurs sur l'hydrologie des cours d'eau, produisant un régime hydrologique très différent du régime des débits naturels avant la mise en eau. Ces modifications hydrologiques causées par les retenues sont accentuées par le réchauffement climatique responsable d'étiages plus sévères.

La figure 31 montre l'évolution des débits moyens mensuels du Rizzanese de 1969 à 1984, période antérieure aux conséquences du changement climatique, mise en évidence en Corse par MORI *et al.* (2017) et ORSINI *et al.* (2017), de 1985 à 2010 et de 2013 à 2018, après la mise en eau du barrage.

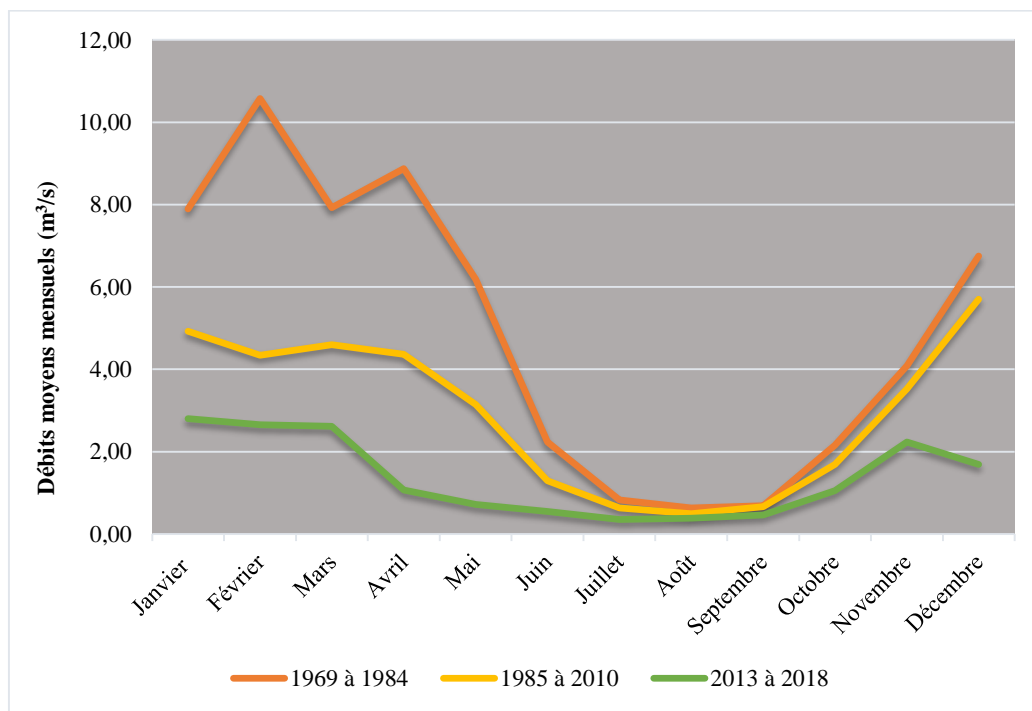


Figure 31 : Evolution des débits moyens mensuels du Rizzanese [4]

L'évolution des débits moyens mensuels montre que le débit est étroitement lié à la pluviométrie. Ce constat a été fait par de nombreux auteurs dont SERVAT *et al.*, (2003) et KOUASSI *et al.* (2008).

Le Rizzanese est un cours d'eau à régime pluvio-nival méditerranéen et présente deux périodes de basses eaux :

- Un étiage peu marqué en hiver, les précipitations hivernales en montagne s’effectuant surtout sous forme neigeuse ce qui entraîne un stockage de l’eau ;
- Un étiage très sévère en été, correspondant au minimum pluviométrique estival.

De 1969 à 1984

Durant la période antérieure aux conséquences du changement climatique, la période de hautes eaux se situe de février à avril, conséquence des précipitations hivernales (liquides ou solides) puis de la fonte des neiges et, d’octobre à décembre, période marquée par des précipitations automnales importantes. La période d’étiage s’étale sur deux mois (juillet et août).

De 1985 à 2010

Nous pouvons observer une période de hautes eaux beaucoup moins marquée avec des débits moyens mensuels divisés par deux montrant une diminution des précipitations hivernales sous forme neigeuse.

L’évolution du cycle hydrologique sous l’effet du changement climatique a été analysée par DOUVILLE *et al.* (2002). Ils concluent que la fonte plus précoce de la neige devrait conduire en Europe à un avancement du pic printanier des écoulements.

Dans notre étude, on peut noter un léger étalement de la période d’étiage et des débits plus faibles. Le GIEC (1992), dans son premier rapport d’évaluation, faisait état de cet allongement des périodes d’étiage.

BARD *et al.* (2012), dans leur étude sur les bassins versants Alpains, remarquent que les dates de début, milieu et fin d’étiage sont retardées pour les régimes pluvio-nivaux et stipulent que les tendances vont dans le sens d’une sévérité accrue.

A l’échelle de la France, MAGAND (2014) fait état d’une diminution significative des débits moyens et d’une augmentation de la sévérité et de la durée des étiages au cours du XXI^{ème} siècle.

Ces évolutions montrent l’influence du changement climatique sur l’hydrologie des cours d’eau, déjà mise en évidence par ETCHEVERS & MARTIN (2002), DUCHARNE *et al.* (2003), PLANTON *et al.* (2005) et BOE (2007).

Les conséquences du changement climatique se traduisent par une diminution des débits des cours d'eau (ROMERO *et al.*, 2013 ; MOLINA-NAVARRO *et al.*, 2014).

STAHL *et al.* (2010), en se basant sur 441 stations dans 15 pays entre 1962 et 2004, ont montré une tendance significative à la hausse des étiages estivaux. PALL *et al.* (2011), dans leur étude, attribuent les causes d'une série de crues ayant touché le Royaume-Uni à l'automne 2000 au réchauffement anthropique.

De 2013 à 2018

A partir de 2013, date de mise en eau du barrage, nous pouvons constater une baisse encore plus marquée de la période de hautes eaux, avec un débit moyen mensuel passant de $5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ à $2,8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ au mois de janvier ainsi qu'un rallongement de la période d'étiage atteignant six mois (d'avril à septembre). Rappelons que les débits moyens mensuels du Rizzanese sont issus de la station limnigraphique de Zoza, tronçon en débit réservé.

L'évolution des débits moyens mensuels du Rizzanese mettent en évidence un changement de régime hydrologique, passant de pluvio-nival méditerranéen à un régime pluvial méditerranéen, en accord avec MORI *et al.* (2017) et ORSINI *et al.* (2017).

MAGAND (2014), dans son étude sur la Durance, observe la transition d'un régime nival, pic de crue printanière lié à la fonte des neiges, vers un régime méditerranéen, étiages sévères en été et hautes eaux en hiver, de l'amont à l'aval alors qu'en Haute Durance, les régimes sont principalement nivaux, influencés par la fonte des neiges, avec un maximum du débit en mai ou juin lié à la fonte, et un étiage hivernal bien marqué qui correspond à l'accumulation de la neige.

GONDE (1981), dans son rapport sur les aménagements de la Durance, signale qu'avant les aménagements, la Durance avait, même à l'étiage, un débit douze à vingt fois supérieur à celui qui coule actuellement dans son lit.

ASSANI *et al.* (2005) ont étudié l'impact des barrages sur les débits annuels minimums en fonction des régimes hydrologiques artificialisés au Québec (Canada). Ils ont mis en évidence qu'en régime artificialisé, caractérisé par des débits mensuels maximums au printemps et des débits mensuels minimums en hiver ou en été, on observe une hausse de la fréquence des débits annuels minimums pendant la première moitié de la période froide (de novembre à janvier).

MAGILLIGAN & NISLOW (2005) ont analysé les changements hydrologiques induits par la construction d'ouvrages hydroélectriques à partir de nombreuses données couvrant l'ensemble des régimes hydrologiques et climatiques aux États-Unis. Ils ont observé, au niveau des débits mensuels, que les flux moyens en avril et en mai ont tendance à diminuer.

Les travaux de LASCAUX & CAZENEUVE (2008) sur la Dordogne, impactée par des aménagements hydroélectriques, ont montré que le cours d'eau présente, par rapport à sa référence naturelle, des modifications de son régime hydrologique avec des débits d'étiage plus sévères et que les enregistrements de débits faibles sont beaucoup plus fréquents.

Deux périodes marquent la modification du régime hydrologique du Rizzanese :

Entre 1985 et 2010 : conséquences du **changement climatique**,

Depuis 2013 : mise en service du **barrage**.

3.1.3. Température de l'eau

L'ensemble des résultats des relevés de température, obtenus au cours des cinq années d'étude pour les trois stations prospectées, ont permis de caractériser le régime thermique du Rizzanese. Les sondes de température ont pu fournir 176 070 enregistrements de 2014 à 2018 ce qui équivaut à une donnée de température toutes les 15 minutes.

Ce type de matériel spécialisé est couramment utilisé pour les suivis de températures des eaux de surface (KAUFMANN & THOMPSON, 2005 ; JONES & HUNT, 2010).

Les relevés de températures ont permis d'obtenir les températures minimales et maximales, les températures moyennes et les amplitudes thermiques annuelles. Les données ont été compilées dans le tableau VIII.

Tableau VII : Evolution des températures minimales, maximales, moyenne et amplitude annuelle des 3 stations d'étude

		T° mini	T° maxi	T° moyenne	Amplitude annuelle
Saint Antoine (645 m)	2014	2,3	19,5	10,7	17,2
	2015	2,29	21,25	11,12	18,96
	2016	1,89	20,63	11,17	18,74
	2017	0,99	21,65	10,97	20,66
	2018	1,91	20,15	10,97	18,24
Zoza (272 m)	2014	3,5	23,5	13	20
	2015	3,54	25,5	13,37	21,96
	2016	3,04	24,56	13,29	21,52
	2017	2,42	25,31	13,54	22,88
	2018	3,41	25,28	13,45	21,88
Spin'à Cavallu (23 m)	2014	3,9	26,1	14,2	22,2
	2015	3,88	27,9	14,71	24,02
	2016	3,72	27,21	14,7	23,49
	2017	3,64	29,44	14,94	25,8
	2018	6,15	26,11	14,7	19,96

3.1.3.1. Température moyenne annuelle

Dans les stations prospectées, les valeurs de ce paramètre varient entre 10,70°C à Saint Antoine et 14,94°C à Spin'à Cavallu. Cet écart important s'explique par la différence fondamentale de régime thermique entre les deux stations.

Avec l'augmentation de la distance à la source, le régime thermique du cours d'eau est moins contrôlé par les conditions aux limites amont et s'équilibre avec les conditions atmosphériques (MOHSENI *et al.*, 1999).

Les variations du régime thermique sont ainsi principalement contrôlées par l'altitude (WEBB & WALLING, 1997) et la température moyenne des cours d'eau augmente vers l'aval.

3.1.3.2. Températures minimales et maximales

Les températures minimales varient de 0,99°C pour Saint Antoine à 6,15°C pour Spin'à Cavallu. Les températures maximales varient de 19,50°C pour Saint Antoine à 29,44°C pour Spin'à Cavallu où la vallée plus large et le faible recouvrement de la végétation rivulaire favorisent le réchauffement rapide des eaux.

L'évolution altitudinale des minimas et des maximas met en évidence une augmentation amont-aval des températures extrêmes. De plus, l'encaissement de la station la plus haute et le développement important de la strate arborescente de la ripisylve (coefficient de recouvrement de 80 %) limitent la pénétration du rayonnement solaire. GIUDICELLI (1968) a montré que « les ruisseaux de forêts gardent des eaux fraîches en été », également mis en évidence par ORSINI (1986).

3.1.3.3. Amplitude thermique annuelle

Pour les trois stations, l'amplitude thermique annuelle varie de 17,20°C pour Saint Antoine à 25,80°C pour Spin'à Cavallu. Les écarts thermiques annuels sont importants avec une valeur très élevée à Spin'à Cavallu à mettre en relation avec une température maximale relevée avoisinant les 30°C en 2017.

Les valeurs observées s'expliquent par l'altitude des stations prospectées (645 m pour Saint Antoine et 23 m pour Spin'à Cavallu) et par le caractère « montagnard » de Saint Antoine avec un écoulement plus rapide des eaux et un coefficient de recouvrement de la ripisylve très important, empêchant le réchauffement important des eaux pendant la période estivale.

3.1.3.4. Evolution des températures journalières au cours d'un cycle annuel

Le cycle thermique annuel du Rizzanese est présenté dans la figure 32.

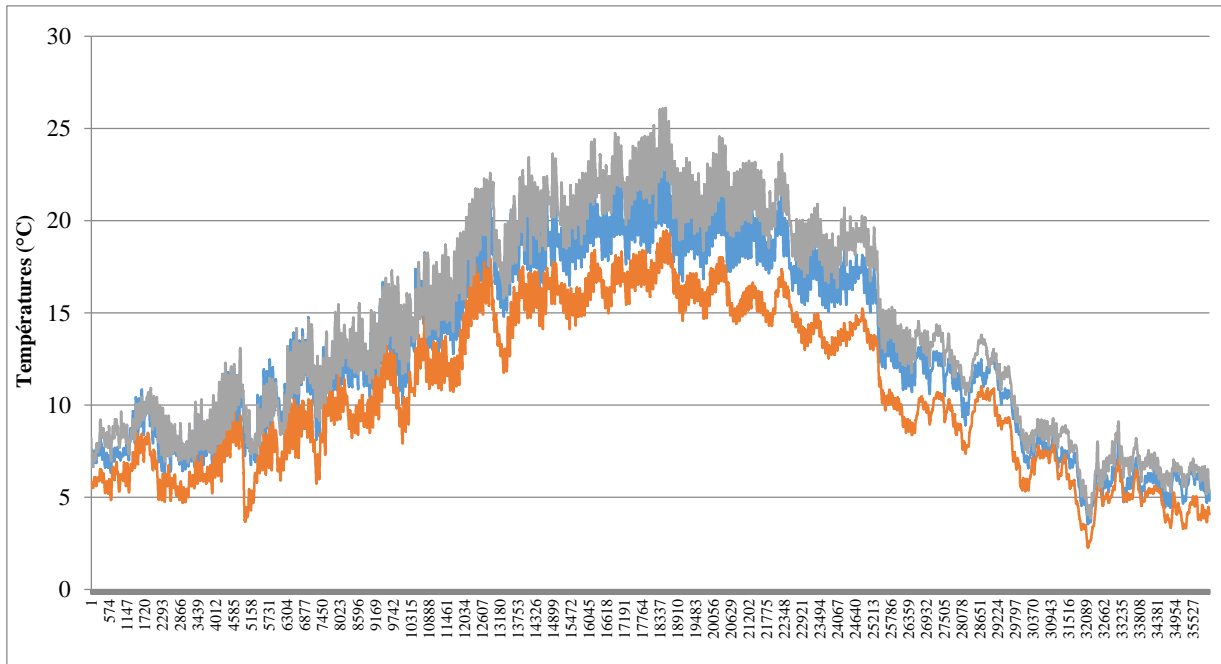


Figure 32 : Evolution des températures du Rizzanese en 2014 (en orange : Saint Antoine, en bleu : Zoza et en gris : Spin'à Cavallu)

Des oscillations de température au cours de chaque mois sont observées. Ces évolutions thermiques sont en relation avec celles de la température de l'air, des débits (MOATAR & GAILHARD, 2006) et de la pluviométrie.

A Saint Antoine, la température moyenne mensuelle évolue de $6,82^{\circ}\text{C}$ en décembre avec un minimal observé de $3,09^{\circ}\text{C}$ à $16,95^{\circ}\text{C}$ au mois d'août avec un maximal enregistré de $16,95^{\circ}\text{C}$. L'amplitude thermique journalière moyenne est de $1,67^{\circ}\text{C}$ au mois d'août et de $0,83^{\circ}\text{C}$ en décembre.

A Zoza, la température moyenne mensuelle de l'eau du Rizzanese oscille entre $8,04^{\circ}\text{C}$ en décembre avec une température minimale observée de $4,43^{\circ}\text{C}$ et $20,09^{\circ}\text{C}$ au mois d'août avec un maximal observé de $23,49^{\circ}\text{C}$. Au niveau de l'amplitude thermique journalière, on obtient en moyenne $3,5^{\circ}\text{C}$ en août et $0,9^{\circ}\text{C}$ au mois de décembre.

La température de l'eau du Rizzanese à Spin'à Cavallu varie en moyenne mensuelle de $8,55^{\circ}\text{C}$ en février à $22,12^{\circ}\text{C}$ au mois d'août. La température minimale est enregistrée en décembre avec $4,94^{\circ}\text{C}$ et la température maximale au mois d'août avec $26,10^{\circ}\text{C}$. L'amplitude thermique journalière moyenne est de $3,8^{\circ}\text{C}$ au mois d'août et de $1,6^{\circ}\text{C}$ en décembre. Dans la Dordogne, à Argentat, à 2 km à l'aval de l'usine du Sablier, LASCAUX & CAZENEUVE (2008) ont mis en évidence un lissage des amplitudes thermiques journalières (aux alentours de 1°C même en été) lié à l'effet tampon de la masse d'eau stockée dans la retenue. Cependant, à 90 km à l'aval

de l'usine, ces auteurs ont constaté l'influence de la température de l'air sur la masse d'eau et par conséquent, des amplitudes thermiques journalières plus importantes notamment en été.

Les faibles températures enregistrées en hiver lors d'épisodes atmosphériques très froids, montrent l'influence de la température de l'air.

Ce phénomène de lissage n'est pas nettement observé à Spin' à Cavallu pour plusieurs raisons :

- Les apports d'eau du barrage sont tamponnés par les apports du Fiumicicoli, un des principaux affluent rive gauche du Rizzanese.
- Le barrage du Rizzanese est doté d'un bassin de démodulation, situé à proximité immédiate de la centrale, d'une capacité de 15 000 m³, permettant de restituer de façon progressive, dans le lit du Rizzanese, l'eau turbinée.
- La faible capacité de la retenue du Rizzanese (1 million de m³) ne permet pas l'effet tampon de la masse d'eau stockée dans la retenue comme on peut l'observer pour la retenue du Sablier d'une capacité de 7,2 millions de m³.

L'influence des retenues et lacs de barrage sur la température de l'eau des rivières a été étudiée par de nombreux auteurs qui ont mis en évidence un effet de lissage des cycles journaliers et/ou annuels en aval (LIU *et al.*, 2005). Les décalages temporels de la thermie sont à l'origine de perturbations des cycles biologiques (CARREL *et al.*, 2003), les organismes ne retrouvant plus les signaux thermiques rythmant une phase de leur cycle de vie (LOWNEY, 2000). Les apports d'eaux hypolimniques très froides en été peuvent aussi être source de perturbations biologiques (PREECE & JONES, 2002).

Le régime thermique du cours d'eau en aval de l'aménagement hydroélectrique est fortement influencé par le cycle thermique du lac de retenue avec les phénomènes de stratification-déstratification qui y prennent place.

La température de l'eau est principalement déterminée par l'altitude, l'agitation ou la stagnation de l'eau, la profondeur, l'exposition au rayonnement solaire, l'apport d'eau souterraine (PERSAT & PATTEE, 1981 ; DOLEDEC, 1986). Le développement de la ripisylve (en fonction de son coefficient de recouvrement) joue également un rôle important dans la régulation de la température et donc dans le maintien de la diversité des espèces aquatiques. En effet, la canopée fermée de la strate arborescente de la végétation rivulaire, en limitant la pénétration du rayonnement solaire, empêche une forte élévation de la température de l'eau en

été. L'influence de l'ombrage est dépendante de la largeur et de l'orientation du chenal, de la position du soleil et du type d'espèces arborées présentes (LI *et al.*, 2012). La présence de ripisylve permet également de réduire la vitesse du vent ce qui limite les échanges de chaleur sensible et latente (STORY *et al.*, 2003). Les précipitations influencent la température de l'eau localement même si les échanges observés sont assez faibles (OUELLET *et al.*, 2014).

Plusieurs études montrent qu'il existe une relation linéaire entre la température de l'eau et de l'air (MOHSENI & STEFAN, 1999 ; KINOUCI *et al.*, 2007).

L'impact des barrages se traduit par une augmentation de la température de l'eau dans le tronçon court-circuité mais également en aval de la restitution en régime des éclusées engendrant des variations journalières de température.

L'influence des barrages sur la température de l'eau des rivières a été étudiée par de nombreux auteurs qui ont mis en évidence un effet sur les cycles journaliers et/ou annuels en aval. PREECE & JONES (2002) ont mis en évidence l'effet du barrage Keepit en Australie sur le régime thermique de la rivière. WEBB & WALLING (1997) ont examiné le comportement complexe de la température de l'eau en été en aval de Wimbleball, grand réservoir régulateur dans le Sud-Ouest de l'Angleterre, sur une période de 15 ans. Des enregistrements continus de la température de l'eau dans les rivières de Haddeo et Pulham, révèlent des modifications de l'équilibre thermique en aval. KEDRA & WIEJACZKA (2018) ont démontré les impacts climatiques induits par les barrages sur la température de l'eau des rivières.

L'augmentation de la température dans le tronçon court-circuité peut avoir un impact sur la faune invertébrée et piscicole. LESSARD & HAYES (2003) ont étudié les effets de la température élevée de l'eau sur les communautés de poissons et de macroinvertébrés dans les tronçons court-circuités des barrages. L'effet des petits barrages à libération de surface sur les régimes thermiques en aval est une préoccupation majeure de l'habitat pour de nombreux systèmes en eau froide. Les résultats de ces travaux ont démontré que la composition des communautés de macroinvertébrés a montré des changements en aval des barrages, provoqués par une augmentation de la température, tandis que la richesse globale en espèces de poissons augmentait en aval.

La compréhension des régimes thermiques des cours d'eau (températures minimales, maximales, moyenne et amplitude thermique annuelle) est primordiale en écologie.

BOISNEAU *et al.* (2008) et BUISSON & GRENOUILLET (2009) ont étudié la répartition des aires géographiques des espèces aquatiques.

3.1.3.5. Evolution de la température moyenne mensuelle au cours d'un cycle annuel

La figure 33 présente la température moyenne mensuelle des trois stations d'étude au cours d'une année hydrologique. L'évolution obtenue permet d'appréhender le gradient thermique amont-aval des eaux du Rizzanese.

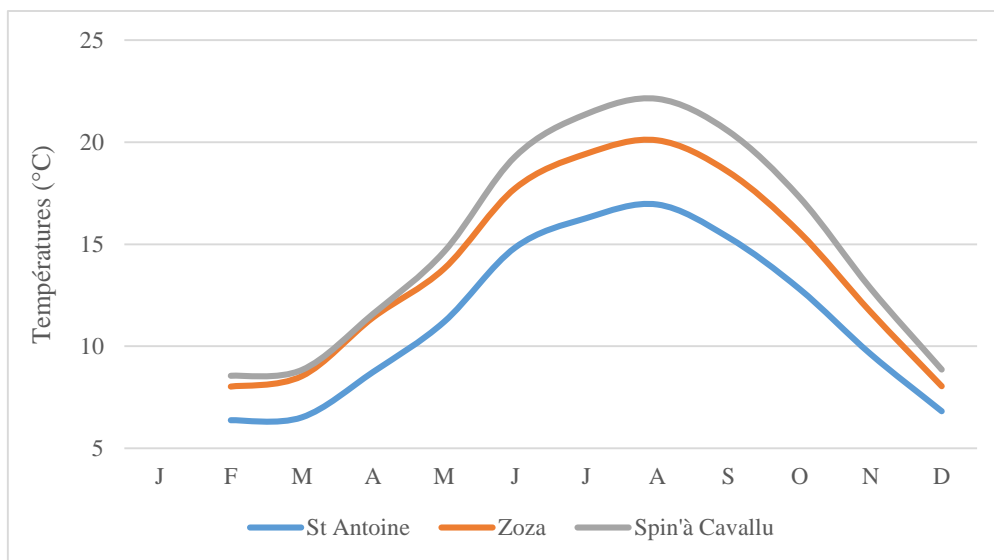


Figure 33 : Evolution de la température moyenne mensuelle des trois stations sur une année

Le gradient thermique amont-aval s'établit à partir du mois de juin avec l'augmentation des températures atmosphériques. Il se dissipe à partir de novembre jusqu'au printemps avec la reprise des éclusées où on observe une homogénéisation des températures à Zoza et à Spin'à Cavallu.

Afin de comparer l'évolution de la température de l'eau des trois stations, nous avons pris en compte leurs caractéristiques géographiques, exposées dans le tableau IX.

Tableau VIII : Caractéristiques géographiques des stations

	St Antoine	Zoza	Spin'à Cavallu
Altitude station (m)	645	272	23
Distance à la source (km)	12,6	26,3	41,1
Distance inter stations (km)	13,7		14,8

Nous avons dissocié les mois où les débits turbinés sont importants, à savoir février, mars, avril et mai (figure 34) de ceux où les débits turbinés sont faibles (août, septembre et octobre) influençant très modérément le régime thermique des eaux (figure 35).

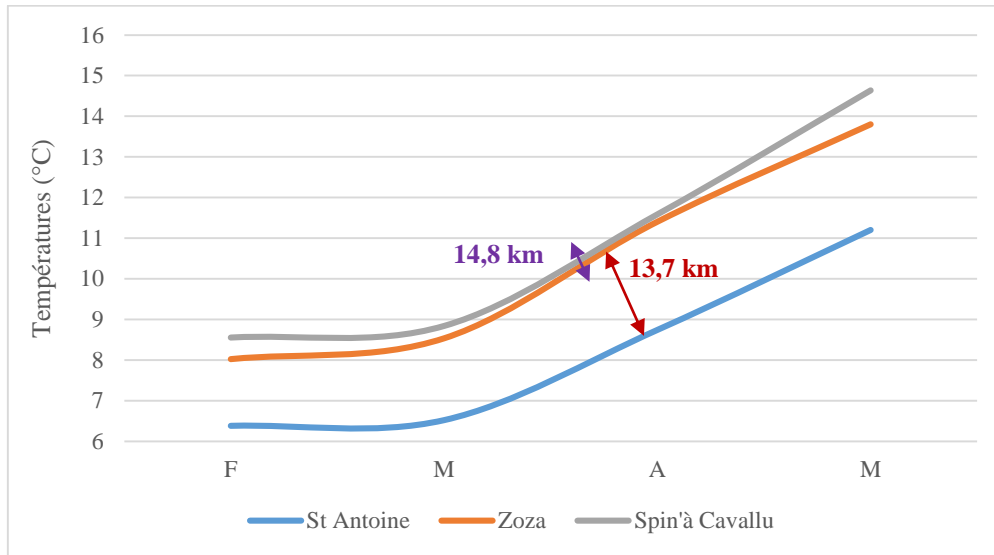


Figure 34 : Evolution de la température moyenne mensuelle des trois stations pendant les mois de turbinage

Tableau IX : Ecart de température entre les trois stations pendant les mois de turbinage

	Saint Antoine	Zoza	Spin'à Cavallu
Température moyenne des 4 mois de turbinage (°C)	8,21	10,44	10,90
Ecart	Saint Antoine / Zoza		Zoza / Spin'à Cavallu
Ecart moyen de température (°C)	2,2		0,46
Distance inter stations (km)	13,7		14,8
Ecart de température pour 20 km (°C)	3,26		0,62

Durant la période hiverno-printanière, où les débits turbinés sont les plus importants, la température moyenne sur les quatre mois est de 8,21°C à Saint Antoine, 10,44°C à Zoza et 10,90 °C à Spin'à Cavallu.

Si on compare ces écarts de température entre stations (tableau X), qui devraient être relativement similaires du fait de leur intervalle de distance homologue, on s'aperçoit que l'écart de température entre la station du TCC et la station soumise au régime des éclusées est très faible et reflète un régime thermique perturbé par les lâchures d'eau du barrage. En effet, on obtient un écart de température pour 20 km entre Saint Antoine et Zoza de 3,26°C alors qu'il

n'est seulement que de 0,62°C entre Zoza et Spin'à Cavallu, représentant un facteur multiplicatif de 5,23.

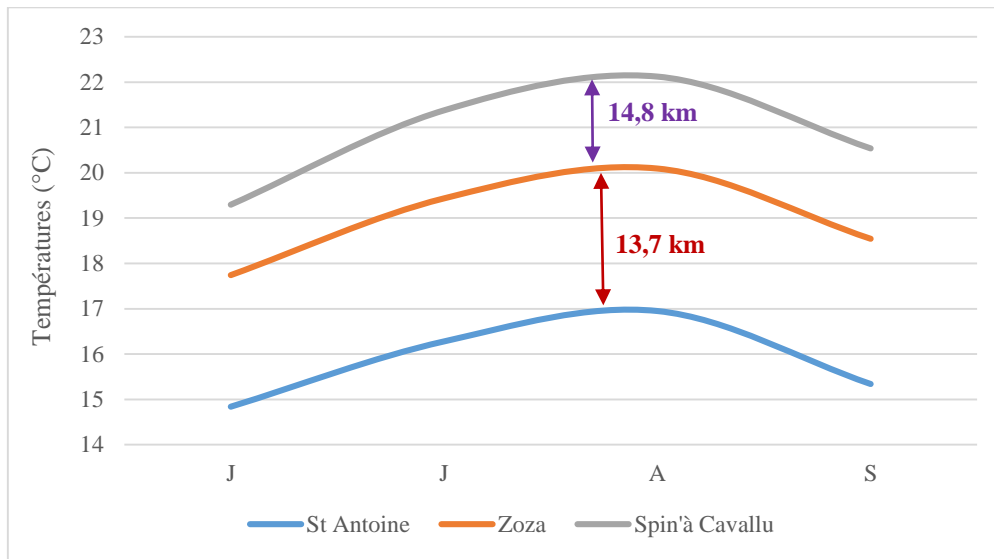


Figure 35 : Evolution des températures moyennes mensuelles pendant les mois sans turbinage

Tableau X : Ecart de températures entre les trois stations pendant les mois sans turbinage

	Saint Antoine	Zoza	Spin'à Cavallu
Température moyenne des 4 mois sans turbinage (°C)	15,85	18,95	20,83
Ecart	Saint Antoine / Zoza		Zoza / Spin'à Cavallu
Ecart moyen de température (°C)	3,1		1,88
Distance inter stations (km)	13,7		14,8
Ecart de température pour 20 km (°C)	4,53		2,54

Durant la période estivale, où les débits turbinés sont les plus faibles, la température moyenne sur les quatre mois est de 15,85°C à Saint Antoine, 18,95°C à Zoza et 20,83°C à Spin'à Cavallu.

Les écarts de température entre les stations (tableau XI) restent relativement homogènes avec un écart de température pour 20 km entre Saint Antoine et Zoza de 4,53°C et 2,54°C entre Zoza et Spin'à Cavallu, ce qui constitue un facteur multiplicatif de 1,78, plus représentatif d'un gradient thermique amont-aval non perturbé.

3.1.3.6. Evolution de la température en fonction du débit turbiné

Afin de déterminer l'impact des éclusées sur le régime thermique du Rizzanese, nous avons corrélié les données de températures enregistrées à Spin'à Cavallu, soumise au régime des éclusées avec les débits turbinés.

L'évolution de la température et du débit turbiné de chaque mois de l'année 2014 est présentée dans les figures 36 à 43. Aux mois d'août, septembre et octobre, les débits turbinés moyens étant trop faibles (inférieurs à $0,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), ils ne sont pas pris en compte.

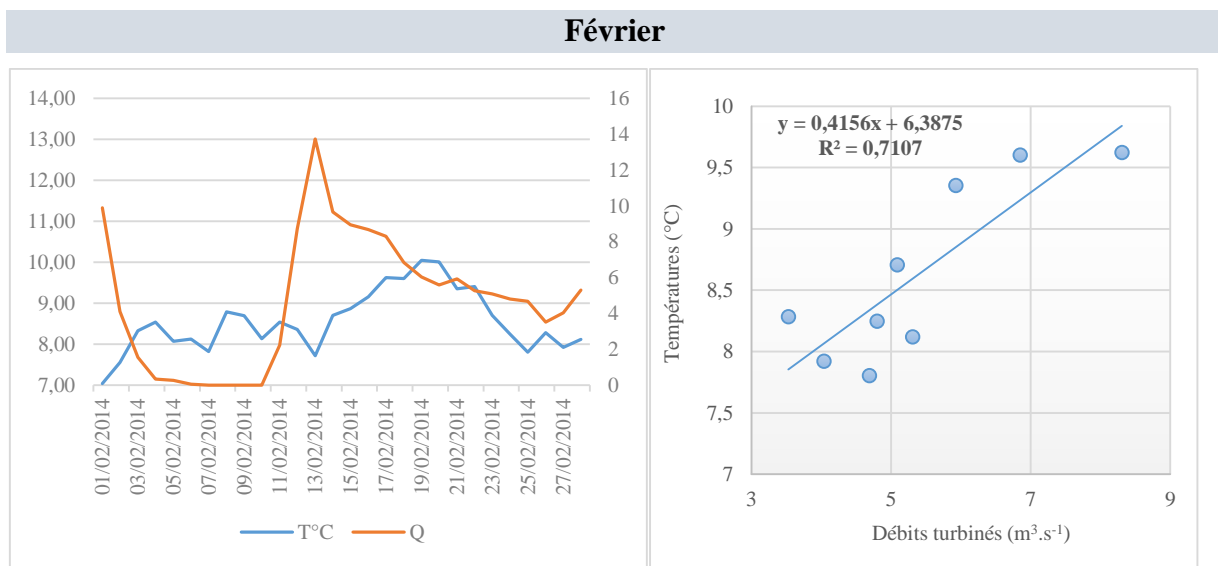


Figure 36 : Evolution de la température (T°C) et du débit turbiné (Q) au mois de février

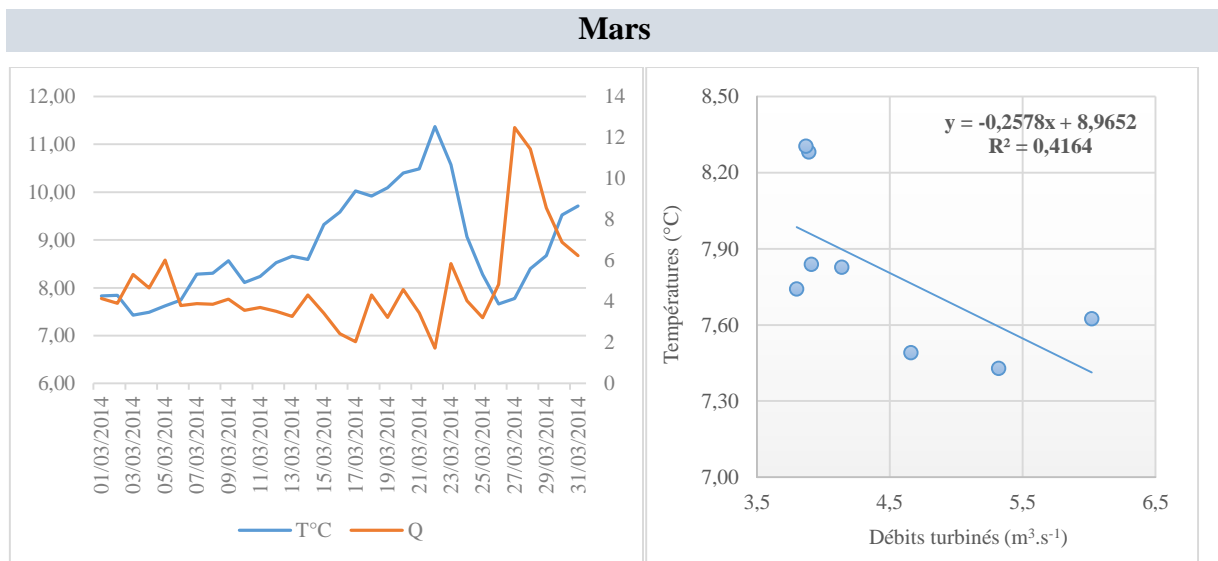


Figure 37 : Evolution de la température (T°C) et du débit turbiné (Q) au mois de mars

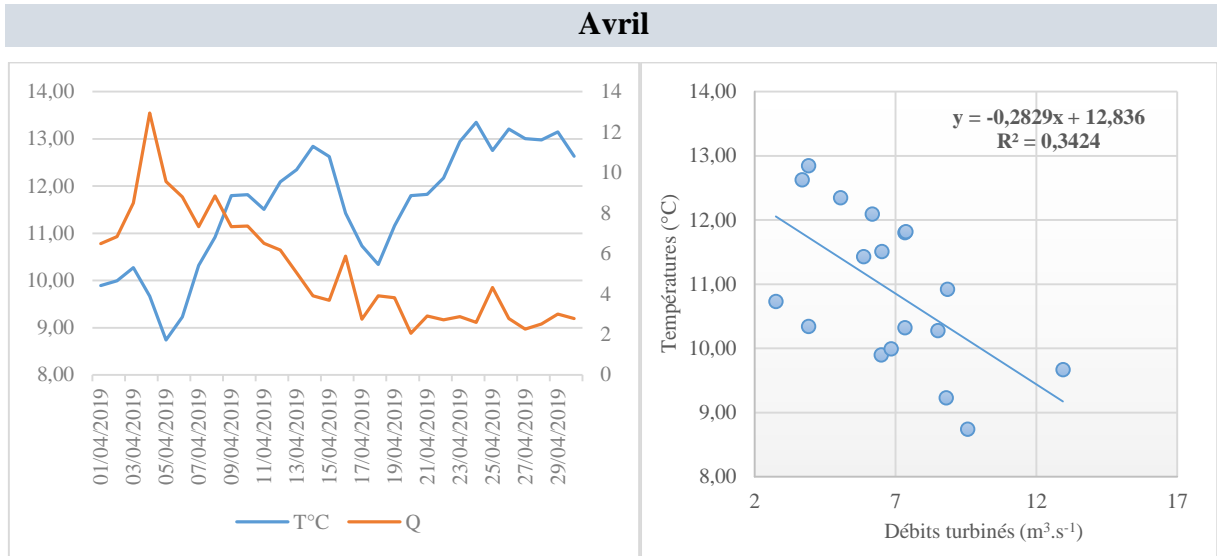


Figure 38 : Evolution de la température (T°C) et du débit turbiné (Q) au mois d'avril

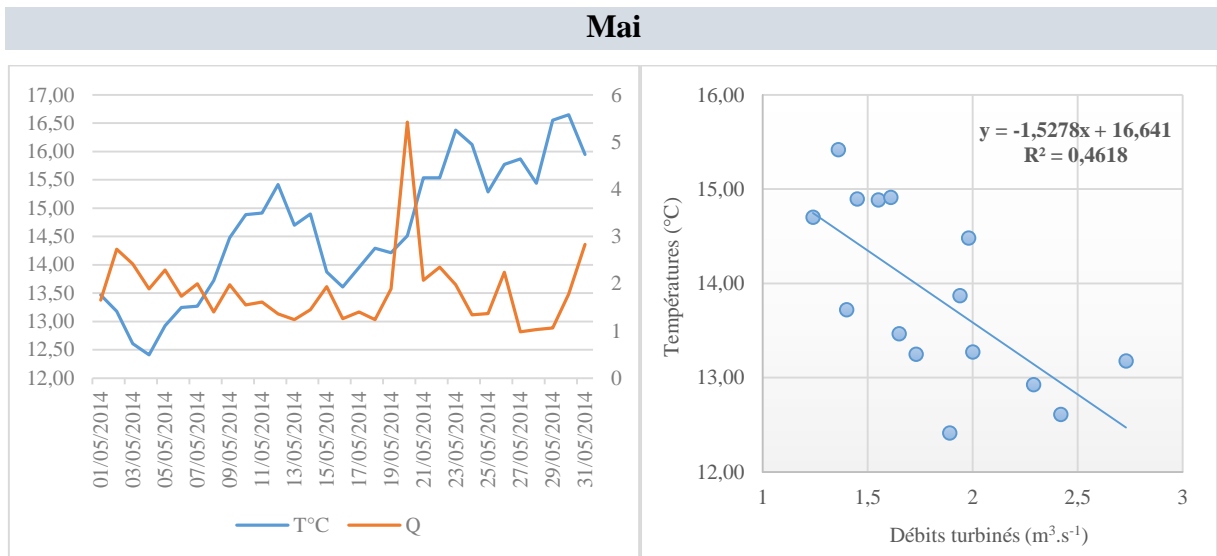


Figure 39 : Evolution de la température (T°C) et du débit turbiné (Q) au mois de mai

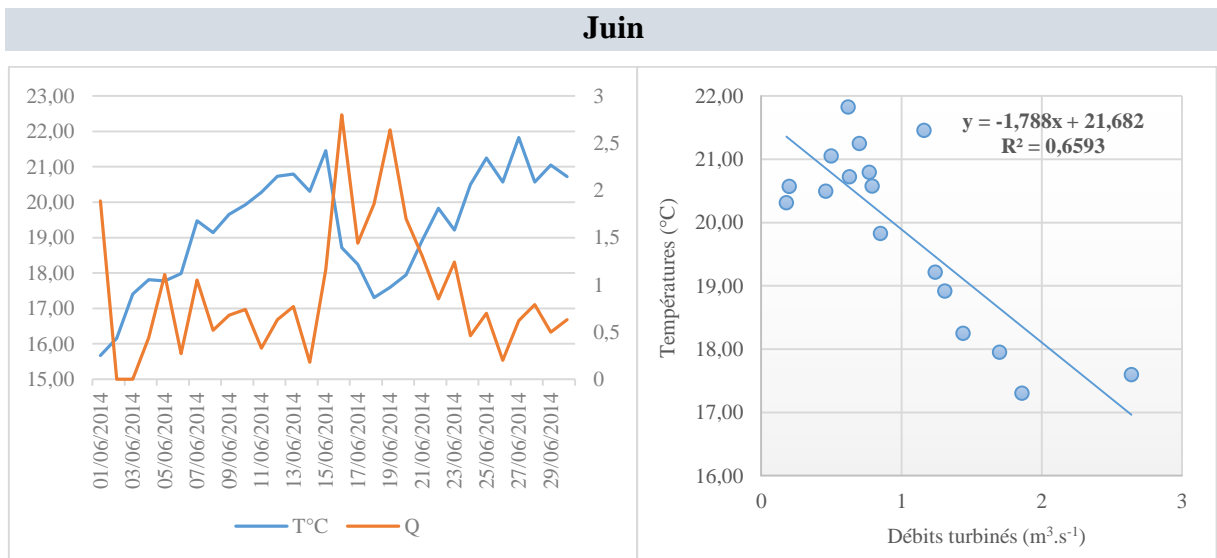


Figure 40 : Evolution de la température (T°C) et du débit turbiné (Q) au mois de juin

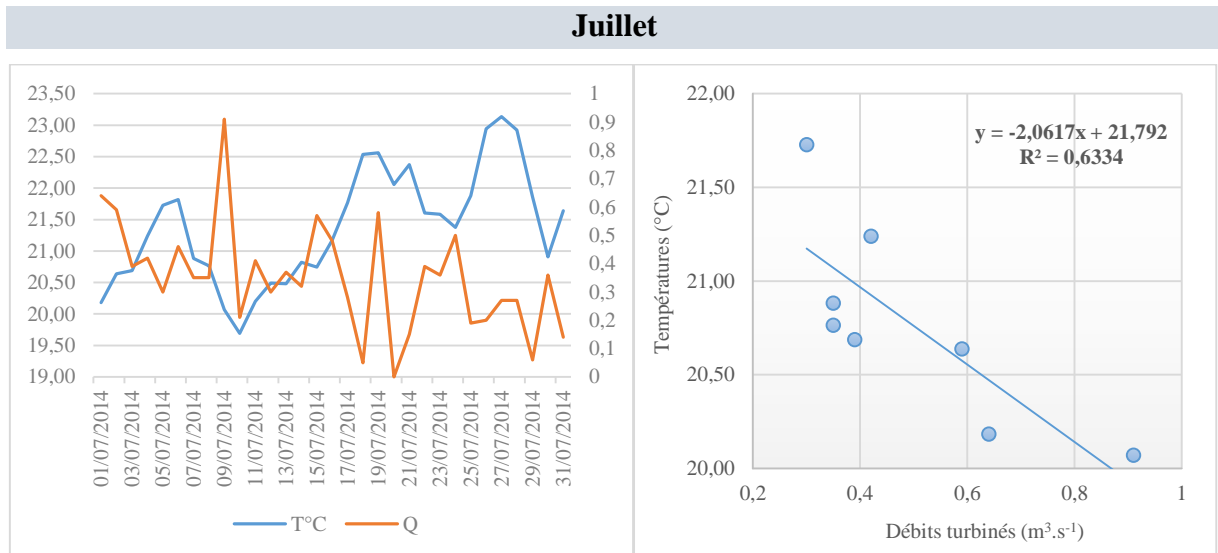


Figure 41 : Evolution de la température (T°C) et du débit turbiné (Q) au mois de juillet

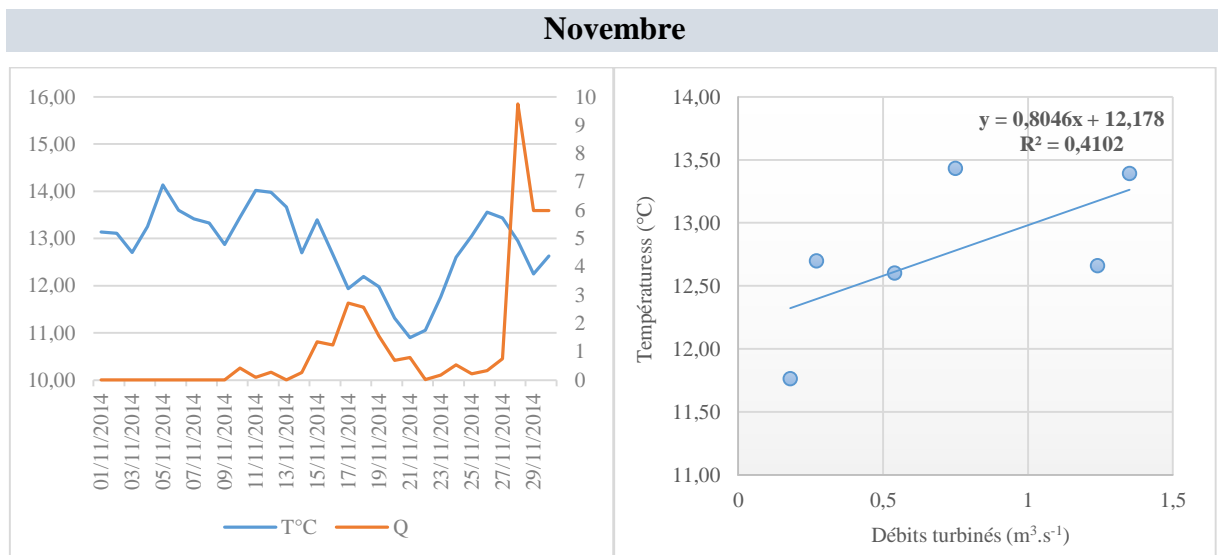


Figure 42 : Evolution de la température (T°C) et du débit turbiné (Q) au mois de novembre

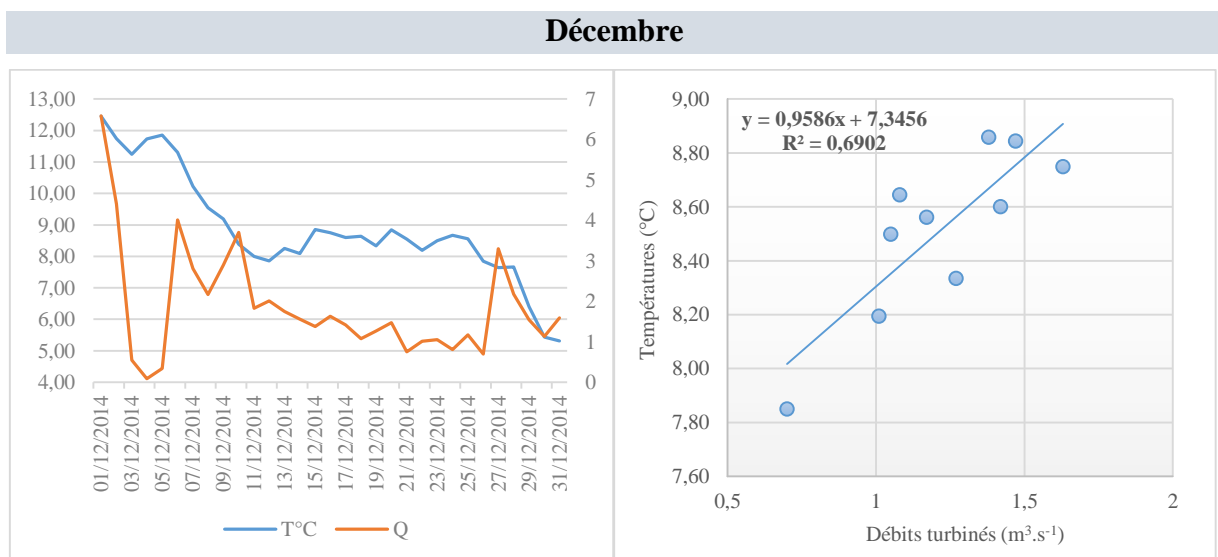


Figure 43 : Evolution de la température (T°C) et du débit turbiné (Q) au mois de décembre

On observe une corrélation entre l'évolution de la température et du débit turbiné. Les équations des droites de régression obtenues sont présentées dans le tableau XII.

Tableau XI : Valeurs de la fonction affine

	$y = ax + b$	R^2	a
Février	$y = 0,416x + 6,388$	0,711	0,416
Mars	$y = -0,258x + 8,965$	0,416	-0,258
Avril	$y = -0,283x + 12,836$	0,342	-0,283
Mai	$y = -1,528x + 16,641$	0,462	-1,528
Juin	$y = -1,788x + 21,682$	0,659	-1,788
Juillet	$y = -2,062x + 21,792$	0,633	-2,062
Août	Débit turbiné moyen $< 0,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$		
Septembre			
Octobre			
Novembre	$y = 0,805x + 12,178$	0,410	0,805
Décembre	$y = 0,959x + 7,346$	0,690	0,959

Le coefficient directeur a , donnant la pente de la droite, nous permet de connaître les variations de température en fonction du débit turbiné.

Le coefficient directeur est positif pour les mois de février, novembre et décembre, traduisant une augmentation de la température de l'eau lors du turbinage. Il est négatif de mars à juillet, exprimant une diminution de la température de l'eau.

Les faibles débits turbinés moyens des mois d'août, septembre et octobre n'ont pas d'impact sur les températures.

Les variations mensuelles de température sont présentées dans la figure 44.

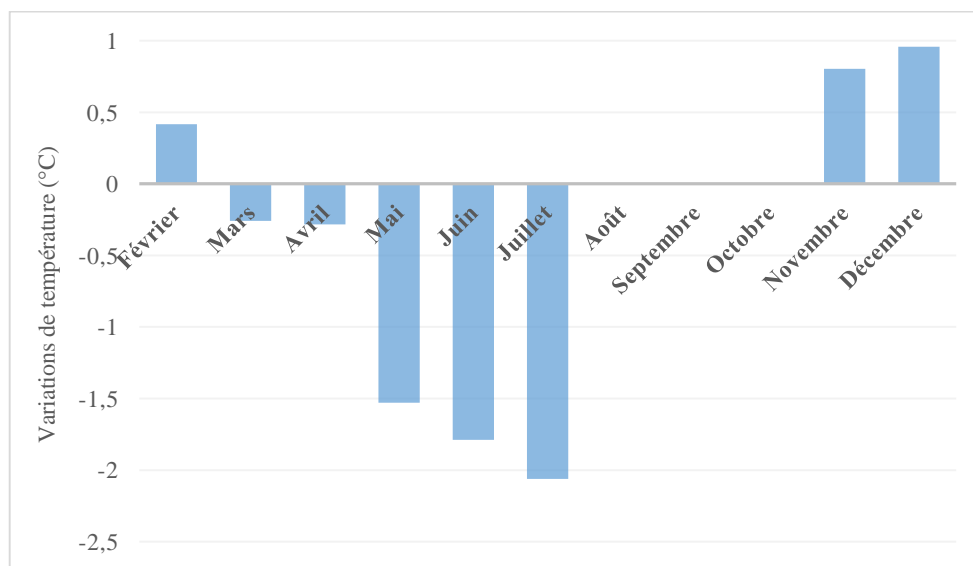


Figure 44 : Variations mensuelles de la température de l'eau

La prise en compte des débits mensuels moyens et maximaux turbinés (tableau XIII) permet de calculer les variations mensuelles moyennes et maximales de température par $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ turbiné, exposées dans le tableau XIV.

Tableau XII : Débits turbinés ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)

	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Moyenne	4,78	4,74	5,22	1,85	0,92	0,35	0,16	0,04	0,07	1,20	1,88
Maxi	13,73	12,48	12,94	5,42	2,80	0,91	0,48	0,26	0,97	9,75	6,58

Tableau XIII : Variation de la température ($^{\circ}\text{C}$) par $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ turbiné

	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Moyenne	1,99	-1,22	-1,48	-2,83	-1,64	-0,72	-	-	-	0,96	1,80
Maxi	+5,71	-3,22	-3,66	-8,28	-5,01	-1,88	-	-	-	+7,85	+6,31

La station de Spin' à Cavallu présente un régime hydrologique influencé par le phénomène d'éclusées. Les débits maximums turbinés se situent aux alentours de $13,7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ce qui constitue des apports relativement importants induisant des variations de niveau d'eau conséquentes.

On observe une chute de la température de l'eau à chaque lâchure en période « chaude » et une élévation de la température en période « froide ». De mars à juin, on note une diminution moyenne de température de $1,58^{\circ}\text{C}$ et une diminution maximale moyenne de $4,43^{\circ}\text{C}$ avec une chute de température maximale de $8,28^{\circ}\text{C}$ enregistrée au mois de mai. En février, novembre et décembre, pendant la période froide, nous avons mis en évidence une hausse des températures, avec une moyenne de $1,58^{\circ}\text{C}$ et une augmentation maximale moyenne de $6,62^{\circ}\text{C}$ avec une élévation maximale enregistrée de $7,85^{\circ}\text{C}$ en novembre.

Cet impact des éclusées est contrasté selon les saisons avec un refroidissement important au printemps, plus faible en été, plutôt neutre en automne et un réchauffement des eaux en hiver. Les mêmes observations ont été faites par POIREL *et al.* (2010) sur la rivière de l'Ain.

WEBB & WALLING (1997) ont constaté que la température de l'eau dans un fleuve régulé est sensible même aux modifications de très courte durée du volume d'eau libéré du réservoir, en décalage avec le cycle de variation diurne naturel enregistré dans un fleuve non régulé.

L'étude de la température de l'eau révèle donc des modifications de l'équilibre thermique en aval : la restitution des eaux à l'aval crée un déséquilibre de la température de l'eau avec les conditions atmosphériques (refroidissement en été, réchauffement en hiver).

Le **régime des éclusées** provoque un impact sur le régime thermique du Rizzanese, induisant une diminution de la température de l'eau de mars à juillet et une augmentation lors des mois de février, novembre et décembre.

Concernant le **changement climatique**, nous n'avons pas suffisamment de recul pour affirmer ses conséquences sur la température de l'eau.

3.1.4. Physico-chimie des eaux

Les caractéristiques physico-chimiques des eaux sont présentées dans le tableau XV. L'ensemble des résultats bruts est joint dans l'annexe 2.

Tableau XIV : Caractéristiques physico-chimiques des eaux

		St Antoine (645 m)	Zoza (272 m)	Spin' à Cavallu (23 m)
pH	Min	7,8	7,3	7,3
	Max	8,5	8,2	8,4
	Moyenne	8,1	7,9	7,9
	Ecart type	0,3	0,3	0,3
	Médiane	8,0	8,0	7,8
Conductivité ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	Min	38	82	76
	Max	101	147	199
	Moyenne	73	117	140
	Ecart type	21	21	40
	Médiane	68	114	142
O₂ (%)	Min	70	69,6	51
	Max	210,8	181,9	195,2
	Moyenne	145,5	131,1	135,4
	Ecart type	50,8	39,9	48,7
	Médiane	137,6	125,4	117,5
O₂ (mg.l⁻¹)	Min	6,7	6,3	4,2
	Max	27,5	21,5	24,1
	Moyenne	17,0	14,3	15,2
	Ecart type	7,4	5,5	6,9
	Médiane	14,8	12,7	12,4
NH₄⁺ (mg.l⁻¹)	<0,05			
NO₂ (mg.l⁻¹)	<0,05			
NO₃⁻ (mg.l⁻¹)	Min	<0,5	<1	<1
	Max	1,2	2,6	1,8
PO₄³⁻ (mg.l⁻¹)	Min	<0,1	<0,1	<0,1
DBO₅ (mg.l⁻¹)	Min	<1	<1	<1
	Max	1,4	2,6	2,3

3.1.4.1. pH

Le pH est une mesure de l'acidité de l'eau, c'est-à-dire de la concentration en ions d'hydrogène (H⁺). L'échelle des pH s'étend en pratique de 0 (très acide) à 14 (très alcalin) ; la valeur médiane 7 correspond à une solution neutre à 25°C. Le pH d'une eau naturelle peut varier de 4 à 10 en fonction de la nature acide ou basique des terrains traversés. Des pH faibles (eaux acides) augmentent notamment le risque de présence de métaux sous une forme ionique plus toxique.

D'après RODIER (1984), le pH des eaux naturelles est directement lié à la nature des terrains traversés et il peut influencer sur les communautés benthiques des cours d'eau (LARSEN *et al.*, 1996).

Les valeurs de pH sont généralement plus ou moins homogènes et alcalines sur toutes les stations. On note des valeurs maximales de 8,5 enregistrées au niveau de la station de Saint Antoine en décembre 2016.

Ces valeurs sont assez élevées, or, ces eaux coulent sur substrat granitique et devraient être plus acides. Ces résultats peuvent être mis en relation avec la minéralisation de l'eau, due aux apports du bassin versant et de la ripisylve constituée de feuillus.

Les valeurs maximales de pH sont enregistrées pour la majorité des cas entre octobre et décembre. Les pH enregistrés ont une évolution régulière et proportionnelle.

Les valeurs de pH sur l'ensemble des stations et aux quatre périodes sont en adéquation avec le SEQ-Eau [5] avec des classes de qualité de bonnes à très bonnes et selon l'arrêté du 27 juillet 2018³, n'indiquent pas de signes de perturbation anthropogénique et restent dans la fourchette normalement associée aux conditions non perturbées, et définissent un très bon état des eaux.

3.1.4.2. Conductivité

La conductivité rend compte de la teneur en sels dissous et permet une approche de la minéralisation globale de l'eau.

La conductivité électrique (EC) est une expression numérique de la capacité d'une solution à conduire le courant électrique. La plupart des sels minéraux en solution sont de bons conducteurs. Par contre, les composés organiques sont de mauvais conducteurs. La conductivité électrique standard s'exprime en microsiemens par centimètre ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) à 20 °C. La conductivité d'une eau naturelle est comprise généralement entre 50 et 1 500 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. L'estimation de la quantité totale de matières dissoutes peut être obtenue par la multiplication de la valeur de la conductivité par un facteur empirique dépendant de la nature des sels dissous et de la température de l'eau. La connaissance du contenu en sels dissous est importante dans la mesure où chaque organisme aquatique a des exigences propres en ce qui concerne ce

³ Arrêté du 27 juillet 2018 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement.

paramètre. Les espèces aquatiques ne supportent généralement pas des variations importantes en sels dissous qui peuvent être observées par exemple en cas de déversements d'eaux usées.

Les valeurs de la conductivité varient entre un minimum de $38 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ à observer au niveau de la station de Saint Antoine en mars 2017 et un maximum de $199 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ au niveau de la station de Spin' à Cavallu en septembre 2015. Ces valeurs se situent dans les classes 2 et 4 de NISBET & VERNEAUX (1970) et correspondent à une minéralisation très faible à modérée, due à la nature géologique de la zone d'étude. On note une augmentation de la teneur ionique de l'amont vers l'aval. Ce phénomène avait déjà été remarqué par d'autres auteurs comme GIUDICELLI *et al.* (1980) sur l'Argens, VESPINI (1985) sur le Buëch, JARROT *et al.* (1985) sur le Golo, DOLEDEC (1986) sur l'Ardèche et ORSINI (1986) sur le Rizzanese. Sur le cours moyen et inférieur du Rizzanese, elle peut être mise en relation avec l'augmentation de la superficie du bassin versant et du débit et corrélativement aux apports croissants de minéraux solubles.

Les faibles valeurs de conductivité au mois de mars et décembre sont dues à la dilution des électrolytes en rapport avec les hautes eaux liées à quelques averses. C'est au mois de septembre que les valeurs de conductivité sont les plus fortes ; en effet, la minéralisation de ces eaux dépend du régime d'écoulement, car en période d'étiage estival, le contact des eaux étant plus long, la minéralisation est plus importante.

3.1.4.3. Oxygène dissous

La présence d'oxygène dans les eaux de surface joue un rôle primordial dans le maintien de la vie aquatique et dans l'autoépuration. L'oxygène dissous est un élément fondamental qui intervient dans la majorité des processus biologiques ; il participe également aux dégradations biochimiques et chimiques. L'oxygène est présent dans l'eau sous forme de molécules gazeuses, au sein de minuscules bulles d'air. Il se dissout dans cette eau par diffusion, jusqu'à un équilibre appelé « saturation ». Cette saturation ou solubilité maximale de l'oxygène dans l'eau est, pour l'essentiel, fonction de la température et de la salinité. Elle est supérieure dans les eaux douces et froides.

Dans les trois stations prospectées, la pente moyenne, l'écoulement rapide et le brassage intense des eaux, maintiennent la saturation en oxygène.

Les valeurs de concentration et le taux de saturation de l'oxygène sur l'ensemble des stations et aux quatre périodes répondent au SEQ-Eau [5] avec des classes de qualité très bonnes. Selon

l'arrêté du 27 juillet 2018, elles n'indiquent pas de signes de perturbation anthropogénique et restent dans la fourchette normalement associée aux conditions non perturbées, et définissent un très bon état des eaux.

C'est aux mois de décembre et mars que l'on rencontre les eaux les plus oxygénées et au mois de juin (sauf pour Spin' à Cavallu) les moins oxygénées.

En effet, l'élévation de la température de l'air à cette période engendre un réchauffement de l'eau à la fin du printemps et au début de la période estivale. De plus, ces plus faibles taux en juin sont à mettre en relation avec un développement algal benthique causé par les Diatomées (ORSINI, 1986 ; CAZAUBON & ORSINI, 1988) favorisé par un accroissement de la longueur du jour.

3.1.4.4. Ammonium

L'ammonium constitue un des maillons du cycle complexe de l'azote. Il provient de la réaction de minéraux contenant du fer avec les nitrates. C'est un bon indicateur de pollution des eaux par des rejets organiques d'origine agricole, domestique ou industrielle. Suivant la qualité physico-chimique des sols et de l'eau, sa présence peut entraîner un enrichissement en azote. Il peut également s'avérer toxique pour les biocénoses. Au-delà d'une concentration de 0,5 mg.l⁻¹, la qualité est considérée comme moyenne.

L'ammonium est assez souvent rencontré dans les eaux superficielles et traduit habituellement un processus de dégradation incomplète de la matière organique. Il peut avoir différentes origines : les macrophytes et algues des cours d'eau, la matière organique animale ou humaine, les rejets industriels, les engrais. Sa présence est à rapprocher des autres éléments azotés identifiés dans l'eau : nitrates et nitrites.

Les valeurs obtenues pour l'ensemble des stations et aux quatre périodes de l'année sont toutes inférieures à 0,05 mg.l⁻¹ de NH₄⁺ et de ce fait, répondent au SEQ-Eau [5] avec des classes de variété qualifiées de très bonnes, correspondant à des eaux de très bonne qualité et selon l'arrêté du 27 juillet 2018, correspondent totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées et définissent un très bon état des eaux.

3.1.4.5. Nitrites

Les nitrites rencontrés dans les eaux traduisent habituellement un processus de dégradation incomplète de la matière organique (RODIER, 1984).

Les nitrites s'insèrent dans le cycle de l'azote, entre l'ammoniac et les nitrates. Les nitrites proviennent soit d'une oxydation incomplète de l'ammoniac, la nitrification n'étant pas conduite à son terme, soit d'une réduction des nitrates sous l'influence d'une action dénitrifiante.

Leur présence est due, soit à l'oxydation bactérienne de l'ammoniac, soit à la réduction des nitrates. Ils ne représentent qu'un stade intermédiaire et sont facilement oxydés en nitrates. La présence de nitrites d'origine naturelle est très rare. Au même titre que les nitrates, les nitrites stimulent la croissance planctonique. Les nitrites peuvent être présents dans l'eau également sous forme non ionisée d'acide nitreux (HNO_2), forme la plus toxique. La concentration des nitrites augmente avec la température. L'évolution saisonnière de ce paramètre est cyclique en lien avec les débits d'étiage et le réchauffement des masses d'eau. Cette toxicité s'exerce notamment sur les poissons, particulièrement chez les salmonidés, et ce, à de faibles concentrations (valeur guide $< 0,01 \text{ mg.l}^{-1}$). Une bonne qualité est inférieure à une concentration de $0,3 \text{ mg.l}^{-1}$.

Une eau qui contient des nitrites est à considérer comme suspecte car souvent associée à une détérioration de la qualité microbiologique. En l'absence de pollution, il n'y a pas ou très peu de nitrites dans les eaux et dans les zones où l'autoépuration est active, les teneurs se maintiennent à des niveaux très faibles (de l'ordre de $0,01 \text{ mg.l}^{-1}$). En présence de quelques dixièmes de mg.l^{-1} la pollution est sensible, celle-ci devient significative au-delà de 1 mg.l^{-1} .

Les valeurs obtenues pour l'ensemble des stations et aux quatre périodes de l'année sont toutes inférieures à $0,05 \text{ mg.l}^{-1}$ de NO_2 et de ce fait, répondent au SEQ-Eau [5] avec des classes de variété qualifiées de bonnes, correspondant à des eaux de bonne qualité et selon l'arrêté du 27 juillet 2018, correspondent totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées et définissent un très bon état des eaux.

3.1.4.6. Nitrates

Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote. Leur présence dans l'eau atteste que, si la source de pollution est organique, l'autoépuration a joué. L'activité humaine est

indubitable dès que l'on observe des concentrations dépassant 1 mg.l^{-1} . Les apports proviennent du lessivage des engrais et de l'azote reminéralisé sur les zones de culture, des eaux usées domestiques et parfois industrielles.

Toutes les formes d'azote sont susceptibles d'être à l'origine des nitrates par un processus d'oxydation biologique. Dans les eaux naturelles non polluées, le taux de nitrates est très variable suivant la saison et l'origine des eaux ; il peut varier de 1 à 15 mg.l^{-1} et une concentration de 2 ou 3 mg.l^{-1} peut être considérée comme normale. A l'origine du cours d'eau, la teneur en nitrates est très souvent comprise entre 0,05 et $0,2 \text{ mg.l}^{-1}$, puis elle s'élève progressivement jusqu'à quelques mg.l^{-1} le long du parcours au fur et à mesure que croît la distance à la source.

Les valeurs obtenues pour l'ensemble des stations et aux quatre périodes de l'année sont inférieures à 2 mg.l^{-1} de NO_3^- et par conséquent, répondent au SEQ-Eau [5] avec des classes de variété qualifiées de très bonnes, correspondant à des eaux de très bonne qualité et selon l'arrêté du 27 juillet 2018, correspondent totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées et définissent un très bon état des eaux.

On observe cependant une concentration de $2,6 \text{ mg.l}^{-1}$ de NO_3^- au niveau de la station de Zoza au mois de décembre ce qui peut s'expliquer par une accumulation de matières organiques. Dans le tronçon court-circuité, la décomposition de cette matière organique entraîne une consommation de l'oxygène dissous par les microorganismes aérobies et par conséquent, une baisse de l'oxygénation des eaux.

3.1.4.7. Orthophosphates

Le phosphore dans l'eau est présent soit sous forme particulaire, soit sous forme dissoute. Le phosphore total englobe ces deux formes. Les matières phosphorées sont souvent liées aux rejets d'eaux usées domestiques. Elles peuvent également avoir pour origine le lessivage des sols, par érosion, des terres agricoles. En période hivernale, ce phénomène induit des flux de phosphore parfois importants. Or, une forte augmentation des concentrations en phosphore dans un cours d'eau engendre un « hyper-développement » des algues, pouvant être à l'origine de l'eutrophisation du milieu aquatique. Par réactions en chaîne, la prolifération des algues peut provoquer la chute du taux d'oxygène dissous et ainsi perturber la vie aquatique. Afin

d'analyser la détérioration de la qualité de l'eau par les éléments phosphorés, un paramètre est généralement étudié : la concentration en orthophosphates.

Les orthophosphates constituent la forme de phosphore assimilable par les végétaux aquatiques. D'après BREMOND & PERRODON (1979), ils ont une origine naturelle (décomposition de la matière vivante, lessivage des minéraux). Ces auteurs pensent également qu'à l'heure actuelle, leur présence dans les eaux est plutôt d'origine anthropique (engrais). La présence de phosphates dans les eaux naturelles à des concentrations supérieures à 0,1 ou 0,2 mg.l⁻¹ est l'indice d'une pollution par les « eaux vannes » contenant des phosphates organiques et des détergents synthétiques et/ou par des eaux de ruissellement (NISBET & VERNEAUX, 1970).

Les valeurs obtenues pour l'ensemble des stations et aux quatre périodes de l'année sont toutes inférieures à 0,1 mg.l⁻¹ de PO₄³⁻ et de ce fait, répondent au SEQ-Eau [5] avec des classes de variété qualifiées de très bonnes, correspondant à des eaux de très bonne qualité et selon l'arrêté du 27 juillet 2018, correspondent totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées et définissent un très bon état des eaux.

3.1.4.8. Demande biologique en oxygène

La demande biologique en oxygène exprime la quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation ou à la destruction des matières organiques d'une eau. On évalue la demande biologique en oxygène pendant 5 jours à 20°C. Le résultat est exprimé en mg.l⁻¹ d'O₂ consommé pendant ces 5 jours. Il doit être inférieur à 6 mg.l⁻¹ [5] pour assurer une bonne qualité.

L'effet principal d'un rejet de matières organiques dans le milieu naturel est la consommation d'oxygène qui en résulte par les organismes pour assurer sa dégradation. L'oxygène est un élément fondamental du maintien et du développement de la flore et de la faune présentes dans le milieu naturel. Les valeurs de la demande biologique en oxygène ont donc pour but d'évaluer cette nuisance et d'en estimer les effets.

Dans un milieu nettement pollué, de faibles valeurs de DBO5 peuvent être liées à la présence d'éléments toxiques inhibiteurs, d'où l'intérêt de ne pas considérer la DBO5 comme unique critère d'estimation de la qualité d'une eau.

Les résultats de la DBO5 pour l'ensemble des stations et aux quatre périodes de l'année montrent que les concentrations oscillent entre une valeur minimale de 1 mg.l⁻¹ et une valeur

maximale de 2,6 mg.l⁻¹ enregistrée au niveau de la station de Zoza en février 2015. Ces valeurs légèrement élevées, étant obtenues en période hivernale, ont donc une origine naturelle due à la décomposition de feuilles issues de la ripisylve (ORSINI, 1986).

Les valeurs obtenues sont toutes inférieures à 3 mg.l⁻¹ d'O₂ et de ce fait, répondent au SEQ-Eau [5] avec des classes de variété qualifiées de très bonnes, correspondant à des eaux de très bonne qualité et selon l'arrêté du 27 juillet 2018, correspondent totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées et définissent un très bon état des eaux.

Globalement, les résultats obtenus pour les différents paramètres restent acceptables grâce à une bonne oxygénation du milieu et un brassage intense de l'eau. A Zoza, malgré le débit réservé, le pH est voisin de la neutralité et l'analyse des paramètres indicateurs de pollution montre que les eaux subissent peu de perturbation.

Selon la définition des classes d'état des cours d'eau pour les éléments de qualité physico-chimique, les valeurs des éléments physico-chimiques pour l'ensemble des stations prospectées correspondent totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées.

Les concentrations de nutriments restent dans la fourchette normalement associée aux conditions non perturbées.

Les niveaux de salinité, le pH, le bilan d'oxygène, la capacité de neutralisation des acides et la température n'indiquent pas de signes de perturbation anthropogénique et restent dans la fourchette normalement associée aux conditions non perturbées.

3.1.4.9. Traitement statistique des données par analyse multivariée

Les données physico-chimiques ont été traitées par une Analyse en Composantes Principales.

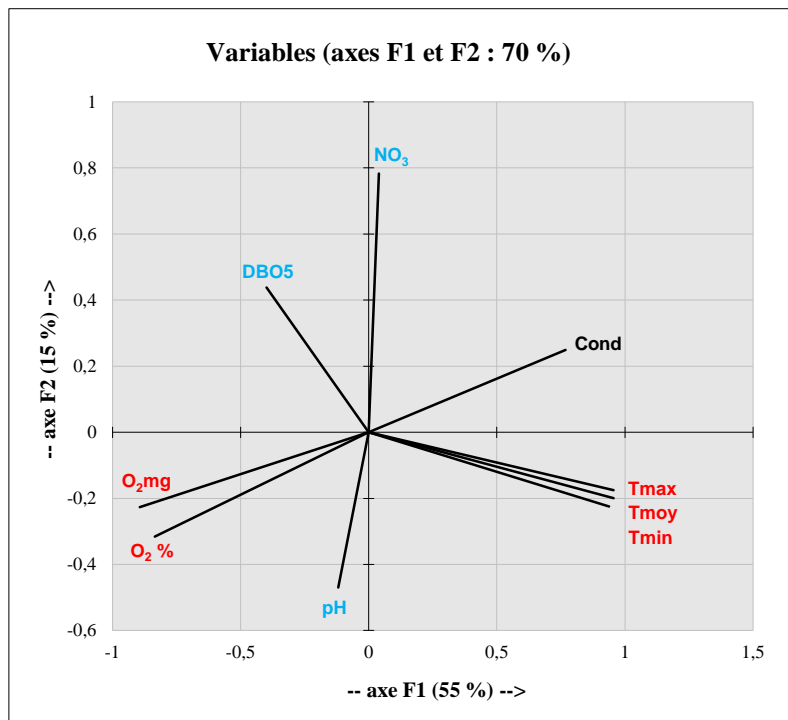


Figure 45 : Projection des variables (paramètres physico-chimiques) sur le plan F1/F2

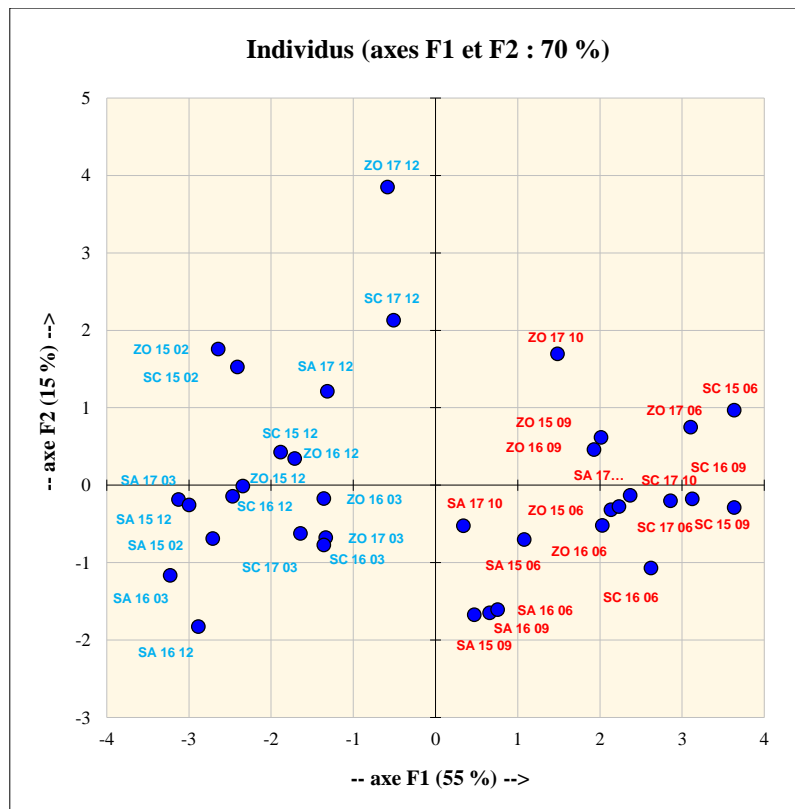


Figure 46 : Projection des individus (campagnes par stations) sur le plan F1/F2 (en rouge, saison « chaude » et en bleu, saison « froide »)

L'analyse concerne les trois stations comparées entre elles au cours des 12 campagnes d'analyses physico-chimiques trimestrielles. La matrice variables/individus croise 9 paramètres physico-chimiques par 36 prélèvements dans les trois stations aux quatre périodes de l'année.

La figure 45 présente la projection des variables (paramètres physico-chimiques) sur le plan F1/F2. Les deux premiers axes de l'analyse ont été retenus, ils cumulent plus de 70 % de l'information contenue dans la matrice des données.

La Classification Ascendante Hiérarchique a été utilisée, elle permet de constituer des groupes de stations selon leur ressemblance, mesurée à l'aide d'un indice de similarité ; la CAH produit un arbre binaire de classification appelé dendrogramme.

En rouge, sont notées les variables les plus contributives sur l'axe 1 ; en bleu, les plus contributives sur l'axe 2. Les variables qui contribuent le plus du côté positif de l'axe 1 sont les températures moyennes, maximales et minimales avec respectivement 18,41 %, 18,41 % et 17,72 %. Du côté négatif, s'individualisent la concentration en oxygène avec 16,06 % et la saturation en oxygène avec 14,01 %. La figure 47 montre la corrélation entre la température et la concentration en oxygène.

Sur l'axe 2, ce sont les nitrates avec 50,85 % et la DBO5 avec 48,46 % qui contribuent le plus du côté positif. Du côté positif de l'axe 2, les nitrates ont la plus forte contribution avec 45,12 % suivis de la DBO5 avec 14,11 %. Du côté négatif, on retrouve le pH avec 16,21 %.

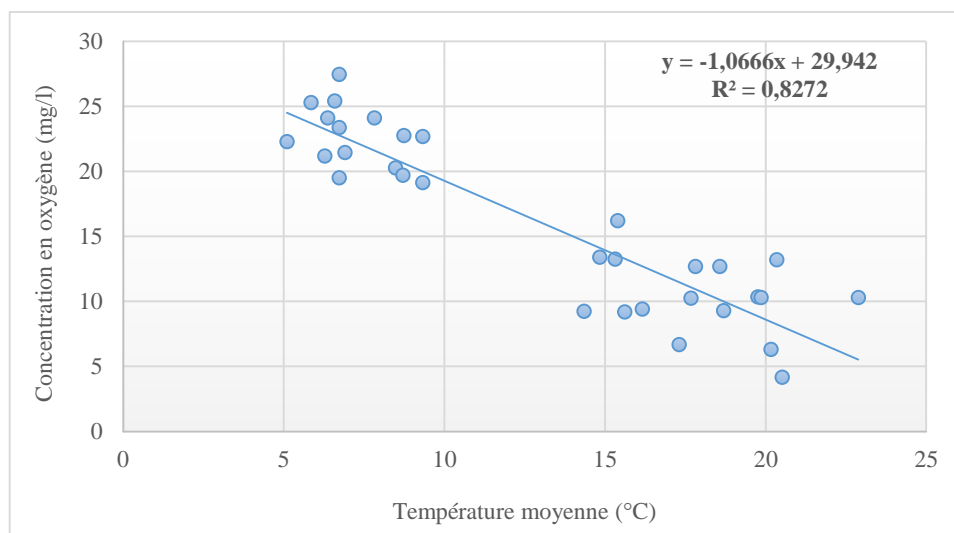


Figure 47 : Relation entre température moyenne et oxygène dissous

La figure 46 présente la projection des individus (campagnes par stations) sur le plan F1/F2. Du côté positif de l'axe 1, on retrouve la station de Spin'à Cavallu au mois de juin pour les années 2015 et 2017 avec respectivement 3,63 %. Du côté positif de l'axe 2, c'est la station de Zoza qui a la plus forte contribution. La période qui contribue le plus est le mois de décembre 2017 avec 3,85 %.

La projection des points sur le plan F1/F2 met en évidence la saisonnalité avec en rouge, la saison « chaude » (juin et septembre/octobre) et en bleu, la saison « froide » (février/mars et décembre).

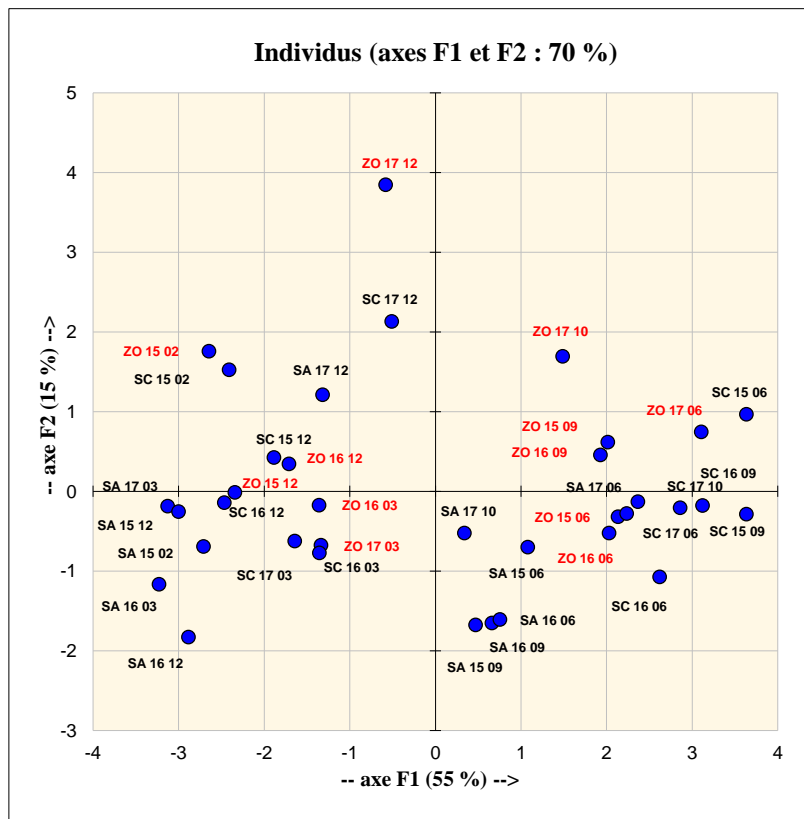


Figure 48 : Projection des individus (stations et périodes) sur le plan F1/F2 (avec Zoza en rouge)

La figure 48 présente la projection des individus (campagnes par stations) sur le plan F1/F2, avec la station de Zoza mise en évidence.

Du côté positif de l'axe 2 s'individualise la station de Zoza avec une forte contribution de 58,3 %. En effet, à Zoza, dans 66,7 % des analyses, la concentration en nitrates et DBO5 sont supérieures ou égales à 1. On remarque une opposition entre Saint Antoine et Spin'à Cavallu où la température et l'oxygénation des eaux sont différentes et entre Saint Antoine et Zoza où s'opposent concentration en nitrates et DBO5.

La projection des points sur le plan F1/F2 met en évidence l'impact du tronçon court-circuité où l'écoulement est ralenti et les eaux moins bien oxygénées, une accumulation de matières organiques, ainsi qu'une augmentation des concentrations en nitrates et de la DBO5.

A Zoza, la baisse du débit et l'élévation de température entraînent une augmentation de la conductivité. Le faible débit et l'accumulation de matière organique provoquent une concentration en nitrates plus élevée ainsi qu'une augmentation de la DBO5. Ce constat témoigne de l'**impact du tronçon court-circuité**.

A Spin'à Cavallu, le **régime des éclusées** est à l'origine de la faible valeur de conductivité des eaux, logiquement plus élevée du fait de la basse altitude, ainsi qu'un rafraîchissement des eaux favorisant une meilleure oxygénation.

A Saint Antoine, les faibles débits enregistrés en 2017 sont à l'origine de la hausse de conductivité. Ces débits peu importants, associés à une augmentation de la température de l'eau, provoquent une baisse de l'oxygénation des eaux. Ces observations sont à mettre en relation avec les **conséquences du changement climatique**.

3.2. Paramètres biotiques

3.2.1. Macroinvertébrés benthiques

Le but de ce chapitre est de rechercher les modifications dues au fonctionnement du barrage (débit réservé et régime des éclusées) dans l'organisation et le fonctionnement du compartiment biotique de l'hydrosystème.

Pour cela, nous comparons les stations situées en aval de l'aménagement hydroélectrique du Rizzanese (Zozza et Spin' à Cavallu) avec la station de Saint Antoine en amont.

Cependant, dans l'analyse de la perturbation, il faut noter que la station de référence amont concerne une zone biocénotique (hyporhithral) et un environnement climatique et végétal (recouvrement important de la ripisylve) différents.

3.2.1.1. Inventaire faunistique global

Le tableau XVI présente l'inventaire des taxons récoltés dans les trois stations prospectées durant les trois années d'étude. La nomenclature des auteurs est reprise de *Fauna Europaea* (DE JONG *et al.*, 2014).

Tableau XV : Inventaire faunistique global

	Descripteur	Endémisme	Saint Antoine (645 m)	Zozza (272 m)	Spin' à Cavallu (23 m)
PLATHELMINTHES					
TUBELLARIES					
TRICLADES					
<i>Dugesidae</i>					
<i>Dugesia benazzii</i>	Lepori, 1951	Co Sa Ita	X	X	X
ANNELIDES					
OLIGOCHETES					
Oligochètes ind			X	X	X
<i>Lumbricidae</i>					
<i>Eiseniella tetraedra</i>	Savigny, 1826		X	X	X
MOLLUSQUES					
GASTEROPODES					
<i>Bythinellidae</i>					
<i>Bythinella brevis</i>	Paladilhe, 1867		X		
<i>Hydrobiidae</i>					
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	J.E. Gray, 1843		X	X	X
<i>Ancylidae</i>					
<i>Ancylus fluviatilis</i>	O.F. Muller, 1774		X	X	
<i>Planorbiidae</i>					
<i>Planorbis moquini</i>	Requien, 1848	Co Sa Si Ita Esp		X	X

<i>Neritidae</i>					
<i>Theodoxus fluviatilis sardous</i>	Menke, 1830	Co Sa		X	
<i>Valvatidae</i>					
<i>Valvata piscinalis</i>	O.F. Müller, 1774			X	X
ARACHNIDES					
<i>Hydracarina</i>			X	X	X
ARTHROPODES					
INSECTES					
EPHEMEROPTERES					
<i>Heptageniidae</i>					
<i>Ecdyonurus corsicus</i>	Esben-Petersen, 1912	Co Sa	X	X	
<i>Electrogena fallax</i>	Hagen, 1864		X	X	X
<i>Rhithrogena aetoni</i>	Esben-Petersen, 1912	Co		X	
<i>Caenidae</i>					
<i>Caenis martae</i>	Belfiore, 1984	Co Sa Si Ita	X	X	X
<i>Baetidae</i>					
<i>Baetis cyrneus</i>	Thomas & Gazagnes, 1984	Co Sa	X	X	
<i>Baetis ingridae</i>	Thomas & Soldan, 1987	Co	X	X	X
<i>Baetis muticus</i>	Linnaeus, 1758		X	X	X
<i>Baetis buceratus</i>	Eaton, 1870		X	X	
<i>Siphonuridae</i>					
<i>Siphonurus lacustris</i>	Eaton, 1870				X
<i>Centroptilum luteolum</i>	Müller, 1776			X	X
<i>Ephemerellidae</i>					
<i>Serratella ignita</i>	Poda, 1761		X	X	X
<i>Leptophlebiidae</i>					
<i>Habroleptoides modesta</i>	Esben-Petersen, 1912	Co	X	X	
<i>Habrophlebia eldae</i>	Jacob & Sartori, 1984		X	X	X
PLECOPTERES					
<i>Nemouridae</i>					
<i>Protonemura corsicana</i>	Morton, 1930	Co	X	X	X
<i>Leuctridae</i>					
<i>Leuctra budtzi</i>	Esben-Petersen, 1912	Co Sa	X	X	X
<i>Leuctra geniculata</i>	Stephens, 1836		X	X	X
<i>Perlodidae</i>					
<i>Isoperla insularis</i>	Morton, 1930	Co Sa	X		
ODONATES					
<i>Calopterygidae</i>					
<i>Calopteryx splendens caprai</i>	Conci, 1956		X	X	X
<i>Coenagrionidae</i>					
<i>Coenagrion tenellum</i>	De Villiers, 1789			X	
<i>Aeschnidae</i>					
<i>Boyeria irene</i>	Fonscolombe, 1838			X	
<i>Gomphidae</i>					
<i>Paragomphus genei</i>	Selys, 1841				X
HETEROPTERES					
<i>Gerridae</i>					
<i>Aquarius najas</i>	De Geer, 1793			X	
<i>Gerris costae costae</i>	Herrich-Schaeffer, 1850			X	X
<i>Aphelocheiridae</i>					

<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	Fabricius, 1794			X	X
<i>Corixidae</i>					
<i>Micronecta leucocephala</i>	Spinola, 1837	Co Sa Ba	X	X	X
<i>Corixa panzeri</i>	Fieber, 1848				X
<i>Pleadidae</i>					
<i>Plea leachi</i>	McGregor, Kirk, 1899				X
COLEOPTERES					
<i>Dytiscidae</i>					
<i>Agabus binotatus</i>	Aubé, 1837	Co Sa Si Ita		X	
<i>Deronectes lareynieri</i>	Fairmaire, 1858	Co Sa		X	X
<i>Bidessus saucius bigoti</i>	Guignot, 1957	Co		X	X
<i>Oreodytes sp</i>				X	X
<i>Hydroporus regularis</i>	Sharp, 1882	Co Sa		X	X
<i>Stictionectes rufulus</i>	Aubé, 1838	Co Sa Si		X	X
<i>Potamonectes griseostriatus</i>	De Geer, 1774		X	X	X
<i>Laccornis sp</i>				X	
<i>Yola bicarinata obscurior</i>	Desbrochers, 1871	Co Ita	X	X	X
<i>Gyrinidae</i>					
<i>Orectochilus villosus bellieri</i>	Reiche, 1861	Co Sa	X	X	
<i>Haliplidae</i>					
<i>Haliplus lineaticolis</i>	Marshall, 1802		X		
<i>Peltodytes caesus</i>	Duftschnid, 1805			X	
<i>Hydrophilidae</i>					
<i>Laccobius sinuatus binaghii</i>	Gentili, 1974	Co Sa		X	
<i>Hydrophilus pistaceus</i>	Laporte de Castelnau, 1840			X	
<i>Hydrous sp</i>					X
<i>Hydraenidae</i>					
<i>Hydraena subacuminata subacuminata</i>	Rey, 1884	Co	X	X	X
<i>Dryopidae</i>					
<i>Dryops costae</i>	Heyden, 1891	Co Sa		X	X
<i>Helodidae</i>					
<i>Hydrocyphon pallidicollis</i>	Raffray, 1873	Co Sa	X		X
<i>Elmidae</i>					
<i>Stenelmis canaliculata</i>	Gyllenhal, 1808			X	X
<i>Elmis maugetii fossulata</i>	Kuwert, 1890	Co Sa	X	X	X
<i>Esolus brevis</i>	Kuwert, 1890	Co Sa	X	X	X
<i>Limnius intermedius</i>	Fairmaire, 1881		X	X	X
<i>Limnius sulcipennis damryi</i>	Fairmaire 1881	Co	X	X	X
<i>Psephenidae</i>					
<i>Eubria pallustris</i>	Germar, 1818			X	
<i>Chrysomelidae</i>					
<i>Macrolea appendiculata</i>	Panzer, 1794				X
TRICHOPTERES					
<i>Philopotamidae</i>					
<i>Chimara marginata</i>	Linnaeus, 1767				X
<i>Philopotamus corsicanus</i>	Mosely, 1938	Co Sa	X		X
<i>Wormaldia variegata</i>	Mosely, 1930	Co Sa Ita Esp Por	X		X
<i>Hydropsychidae</i>					
<i>Hydropsyche fumata</i>	Tobias, 1972	Co Sa		X	

<i>Hydropsyche cyrnotica</i>	Botosaneanu & Giudicelli, 1981	Co	X	X	X
<i>Polycentropodidae</i>					
<i>Polycentropus corsicus</i>	Mosely, 1931	Co	X	X	
<i>Psychomyidae</i>					
<i>Psychomyia pusilla</i>	Fabricius, 1781		X	X	
<i>Tinodes agaricinus</i>	Mosely, 1930	Co Sa	X	X	
<i>Rhyacophilidae</i>					
<i>Rhyacophila pubescens</i>	Pictet, 1834		X		
<i>Rhyacophila pallida</i>	Guidicelli, 1968	Co Sa	X	X	X
<i>Glossosomatidae</i>					
<i>Agapetus cyrnensis</i>	Mosely, 1930	Co Sa Ita	X	X	X
<i>Hydroptilidae</i>					
<i>Allotrichia pallicornis</i>	Eaton, 1873		X	X	X
<i>Hydroptila vectis</i>	Curtis, 1834		X	X	X
<i>Hydroptila uncinata</i>	Morton, 1893	Co Sa Ita	X	X	X
<i>Oxyethira hartigi</i>	Moretti, 1981	Co Sa	X		
<i>Goeridae</i>					
<i>Silo rufescens</i>	Rambur, 1842	Co Sa Ita	X	X	X
<i>Silonella aurata</i>	Hagen, 1864	Co Sa Esp	X	X	X
<i>Lepidostomatidae</i>					
<i>Lepidostoma hirtum</i>	Fabricius, 1775			X	X
<i>Brachycentridae</i>					
<i>Micrasema cinereum</i>	Mosely, 1930	Co	X	X	
<i>Micrasema togatum</i>	Hagen, 1864	Co Sa	X		
<i>Thremmatidae</i>					
<i>Thremma sardoum</i>	Costa, 1884	Co Sa	X	X	
<i>Sericostomatidae</i>					
<i>Sericostoma clypeatum</i>	Hagen, 1864	Co	X	X	
<i>Beraeidae</i>					
<i>Beraeodina palpalis</i>	Mosely, 1931	Co Sa	X		X
<i>Leptoceridae</i>					
<i>Setodes argentipunctellus</i>	McLachlan, 1877			X	
<i>Mystacides azurea</i>	Linnaeus, 1761			X	X
<i>Athripsodes genei</i>	Rambur, 1842	Co Sa	X	X	X
<i>Triaenodes ochreellus</i>	McLachlan, 1877			X	X
<i>Helicopsychidae</i>					
<i>Helicopsyche revelieri</i>	McLachlan, 1884	Co Sa Ita		X	
DIPTERES					
<i>Blephariceridae</i>					
<i>Liponeura edwardsiana</i>	Mannheims, 1954	Co	X	X	X
<i>Liponeura cortensis</i>	Giudicelli, 1963	Co		X	X
<i>Liponeura insularis</i>	Giudicelli, 1965	Co	X		X
<i>Liponeura bischoffi</i>	Edwards, 1928	Co Sa		X	X
<i>Dixidae</i>					
<i>Dixa puberula</i>	Loew, 1849			X	
<i>Simulidae</i>					
<i>Simulium variegatum</i>	Meigen, 1818		X	X	X
<i>Simulium auricoma</i>	Meigen, 1818				X
<i>Ceratopogonidae</i>					
<i>Forcipomyia sp.</i>					X
<i>Atrichopogon latipygus</i>	Vaillant, 1957		X	X	X

<i>Chironomidae</i>					
	<i>Chironomini</i>		X	X	X
	<i>Orthoclaadiinae</i>		X	X	X
	<i>Tanypodinae</i>		X	X	X
	<i>Tanytarsini</i>		X	X	X
<i>Tipulidae</i>					
	<i>Tipula sp.</i>			X	X
<i>Limoniidae</i>					
	<i>Antocha vitripennis</i>	Meigen, 1830	X	X	X
	<i>Pedicia sp</i>				X
	<i>Hexatoma sp</i>		X	X	X
<i>Tabanidae</i>					
	<i>Tabanus sp</i>		X	X	X
<i>Rhagionidae</i>					
	<i>Rhagionidae ind</i>			X	
<i>Thaumaleidae</i>					
	<i>Thaumalea sp.</i>		X		X
<i>Athericidae</i>					
	<i>Ibisia marginata</i>	Fabricius, 1781	X	X	X
Nombre de taxons			67	89	77

L'inventaire faunistique total recense un total de 111 taxons. Les Insectes représentent 91 % des espèces inventoriées. Les Trichoptères sont les mieux représentés (28 taxons). Viennent ensuite les Coléoptères et les Diptères avec respectivement 25 et 21 taxons. Les Ephéméroptères occupent le quatrième rang (13 taxons), viennent ensuite les Hétéroptères et les Mollusques avec 6 taxons recensés pour chaque groupe. Ces six groupes faunistiques représentent 89 % des taxons inventoriés.

La faune benthique des stations prospectées a une diversité spécifique plus faible que celle des autres réseaux hydrographiques d'Europe moyenne.

Ce fait, déjà mentionné pour dix autres réseaux méridionaux, le Tavignano en Corse (GIUDICELLI, 1968 ; MORI, 1997), le Haut Sebou au Maroc (DAKKI, 1979), l'Agens dans le Sud de la France (GIUDICELLI *et al.*, 1980), le Damour et l'Aouali au Liban (DIA, 1983), l'Ardèche dans le Sud de la France (DOLEDEC, 1986), la Restonica, le Rizzanese (ORSINI, 1986) et le Golo (MORI, 1997) en Corse semble être la règle dans les systèmes lotiques méditerranéens. Des lacunes faunistiques existent dans presque tous les groupes. Elles relèvent, « soit de causes paléobiogéographiques comme l'isolement insulaire de la Corse depuis le début du tertiaire, comme l'absence de glaciation dans la plupart des régions méditerranéennes qui ainsi n'ont pas bénéficié des échanges faunistiques qui ont enrichi au quaternaire les autres régions de l'Europe, soit de causes écologiques telles que le degré de minéralisation, le régime thermique ou les ressources trophiques des eaux. » (GIUDICELLI *et al.*, 1985).

Les affinités faunistiques entre les cours d'eau méditerranéens mentionnés plus haut sont faibles en raison de l'importance des endémiques, particulièrement en Corse, au Maroc et au Liban.

Nous retiendrons l'absence, en Corse, de genres ou d'espèces communes dans les régions de l'Europe moyenne et méridionale (ORSINI, 2008) :

- Le Planaire *Polycelis felina*.
- Les Plécoptères du genre *Rhabdiopteryx*, *Taeniopteryx*, *Capnia*, *Perla*, *Dinocras*, *Amphineura* et surtout du genre *Nemoura* dont une trentaine d'espèces vivent dans les régions montagneuses d'Europe (GIUDICELLI, 1975).
- Les Trichoptères du genre *Glossosoma*, *Halesus*, *Potamophylax*, *Chaetopteryx*, *Drusus* ; il faut remarquer aussi la faible diversité spécifique des *Rhyacophilidae* (cinq espèces en Corse pour 20 dans les Pyrénées), des *Glossosomatidae* (deux espèces en Corse pour neuf dans les Pyrénées et en Italie continentale), des *Philopotamidae* (quatre espèces en Corse pour neuf dans les Pyrénées et 10 en Italie continentale) (GIUDICELLI, 1999).
- Les Diptères *Blephariceridae* *Blepharicera fasciata*, *Liponeura brevisrostris* et *Liponeura cordata*.
- Les Diptères *Simuliidae* *Prosimulium hirtipes*, *Prosimulium rufipes*, *Simulium costatum* ; le genre *Grenieria* (GIUDICELLI, 1975).

Le peuplement d'invertébrés des eaux courantes de Corse est marqué par l'existence de nombreuses lacunes faunistiques et par un important endémisme. Cette particularité a déjà été relevée par GIUDICELLI (1968 et 1975) et ORSINI (1986 et 2008). Ces lacunes sont d'importance inégale dans la faune dulçaquicole : très nombreuses chez les Plécoptères, les Diptères et les Trichoptères, elles diminuent chez les Ephéméroptères, les Odonates, les Coléoptères et les Hydracariens.

L'existence des lacunes faunistiques relève de deux causes (GIUDICELLI, 1999) :

- L'absence de glaciations importantes en région méditerranéenne ;
- L'existence de facteurs limitants (température et minéralisation des eaux, ressources trophiques).

Mais c'est la première cause qui semble avoir joué un rôle prépondérant. En effet, le quaternaire a été la période où la faune et la flore des régions holarctiques se sont le plus diversifiées. A cette époque, les grandes oscillations climatiques ont provoqué des déplacements de faune et

de flore sur de vastes étendues, car les taxons suivaient alors les avancées et les retraits des glaciers. Ces échanges entre les différentes régions ont abouti, en Europe moyenne, à une grande richesse spécifique. Or, à la même époque, la Corse est restée à l'écart de ces mouvements faunistiques et floristiques car elle était déjà géographiquement isolée.

La station de Zoza est celle qui héberge le plus grand nombre de taxons (89). En effet, le caractère torrentiel est moins prononcé qu'à Saint Antoine (pente plus forte), ce qui se traduit par la présence d'espèces caractéristiques des portions inférieures des rivières, comme *Mystacides azurea* et *Setodes argentipunctellus*, Trichoptères caractéristiques du potamon (ILLIES, 1961 ; GIUDICELLI, 1968 et ORSINI, 1986) ainsi que l'Hétéroptère *Aphelocheirus aestivalis*.

On note un appauvrissement des peuplements à Saint Antoine (67 taxons), en relation avec l'altitude de la station prospectée. L'importance de l'altitude a été relevée par GIUDICELLI (1968). La faible diversité spécifique « semble dépendre en premier lieu de la réduction des dimensions du biotope dont la structure tend à se simplifier dans la portion initiale du réseau [...] En remontant le réseau, le caractère torrentiel des cours d'eau s'accroît ; la largeur diminue et les portions lénitiques se raréfient [...] Or, il est indéniable que la diversité des peuplements est fonction de la multiplicité des niches écologiques qu'offre le biotope. De plus, dans les zones supérieures, la rudesse des conditions climatiques et le contraste saisonnier très accentué déterminent des conditions de vie rigoureuse [...] La diminution altitudinale de la diversité spécifique traduit en fait, la disparition, en altitude, d'espèces d'eaux calmes ».

De plus, la richesse faunistique dépend du substrat mais aussi de la vitesse du courant ; ainsi, plus la vitesse du courant augmente plus la richesse taxonomique diminue. Cette constatation a été faite par GIUDICELLI (1968) et DEGANI *et al.* (1992).

En aval du barrage, au niveau de Spin'à Cavallu, l'impact de la restitution des eaux fraîches turbinées et du régime des éclusées, se traduit par une baisse de la valeur de la richesse taxonomique des communautés d'invertébrés (77 taxons), d'autant qu'il bénéficie des apports du Fiumicicoli. Dans le Golo, influencé par le barrage hydroélectrique de Calacuccia, ORSINI (2008) note l'impact de la restitution des eaux fraîches turbinées et du régime des éclusées, se traduisant par une forte baisse de la valeur de la richesse taxonomique des communautés d'invertébrés.

De nombreuses études sur les impacts de l'hydroélectricité ont montré des perturbations chez les peuplements d'invertébrés benthiques (BOON, 1988 ; CEREGHINO & LAVANDIER, 1997 ; RADER & BELISH, 1999).

Les comparaisons entre les peuplements benthiques d'un cours d'eau à débit régulé et une rivière non aménagée sont très nombreuses. Les premières études datent des années 1970 : RADFORD & HARTLAND-ROVE (1971), ARMITAGE (1977).

En région méditerranéenne, les effets des aménagements hydroélectriques sur la faune invertébrée ont été abordés par GREGOIRE (1981) et CHAMPEAU *et al.* (1982) avec l'étude hydrobiologique du Verdon. Par la suite, cette étude a été complétée par GALVIN (1989) qui a analysé les interactions entre les composantes biotiques et abiotiques et leurs variations spatiales et temporelles en amont et en aval d'une retenue.

L'impact du régime des éclusées se traduit par une baisse de la richesse spécifique des communautés benthiques des cours d'eau pyrénéens (CEREGHINO *et al.*, 2002) et ardéchois (VALENTIN *et al.*, 1995). Dans le Golo, MORI (1997) et ORSINI (2008) relèvent que les habitats sont sans cesse remaniés par les éclusées, et l'instabilité du milieu ne permet pas le développement d'une macrofaune diversifiée.

Dans la moyenne Durance, PREVOT (1984) et CAZAUBON & GIUDICELLI (1999) observent une dégradation des communautés d'invertébrés sous les effets conjugués du débit réservé et des pollutions.

Au niveau de la station de Spin' à Cavallu, les éclusées provoquent de brusques variations du débit. En situation naturelle, la fluctuation des paramètres hydrodynamiques est souvent moins brutale, sauf lors de crues. Les éclusées se distinguent essentiellement par la fréquence très élevée des fluctuations (LAUTERS, 1995).

En aval de l'ouvrage, dans le tronçon court-circuité en débit réservé, le substrat est recouvert de dépôts fins, la quantité de matière organique particulaire fine augmente de façon sensible ce qui entraîne la présence d'une faune à tendance limnophile et même d'espèces d'eau stagnante. Les mêmes observations ont été faites par HARRIS *et al.* (1995) et WALLACE *et al.* (1995). De plus, on note une forte diversité de Coléoptères et d'une manière générale la présence d'une faune invertébrée inféodée aux tronçons court-circuités.

Il existe des mécanismes permettant aux communautés benthiques de se maintenir dans le milieu, aménagé ou naturel, et de répondre aux différents niveaux de variations ; plusieurs auteurs ont étudié ces mécanismes (POWER *et al.*, 1988 ; POFF, 1992).

3.2.1.2. Richesse taxonomique des groupements faunistiques par station

La figure 49 présente la richesse taxonomique des trois stations prospectées. Elle permet de donner une première approche des variations spatiales de la composition des peuplements de la faune benthique.

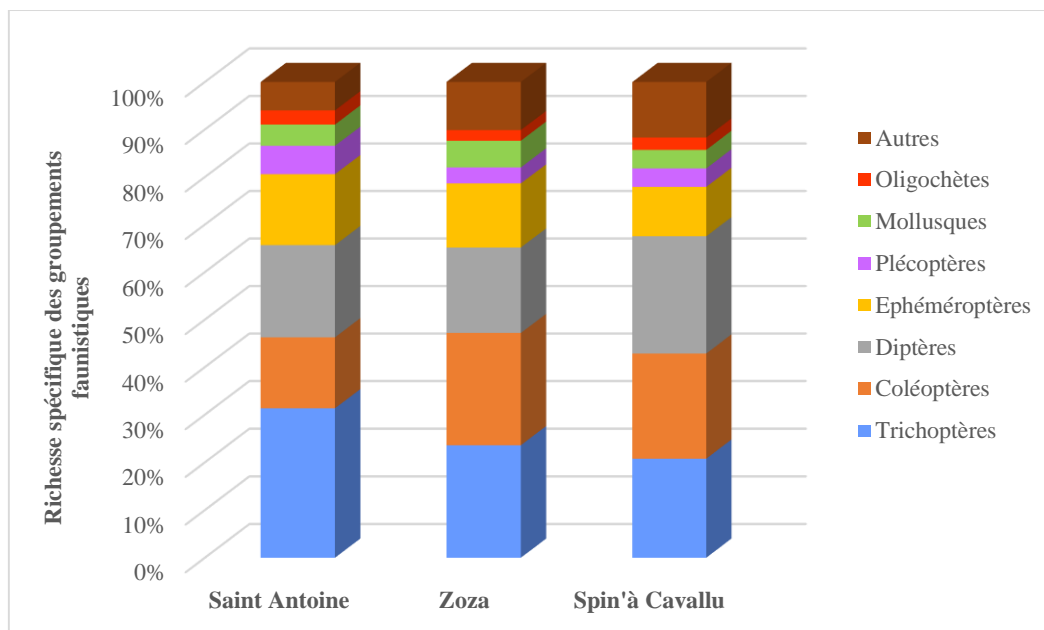


Figure 49 : Richesse spécifique des groupements faunistiques des trois stations d'étude

La répartition du nombre de taxons par groupe faunistique est présentée dans le tableau XVII et la figure 50.

Tableau XVI : Nombre de taxons par groupes faunistiques

	Saint Antoine (645 m)	Zoza (272 m)	Spin'à Cavallu (23 m)
Trichoptères	21	21	16
Coléoptères	10	21	17
Diptères	13	16	19
Ephéméroptères	10	12	8
Plécoptères	4	3	3
Oligochètes	2	2	2
Mollusques	3	5	3
Autres⁴	4	9	9

⁴ Groupe constitué par les Plathelminthes, les Hydracariens, les Odonates et les Hétéroptères.

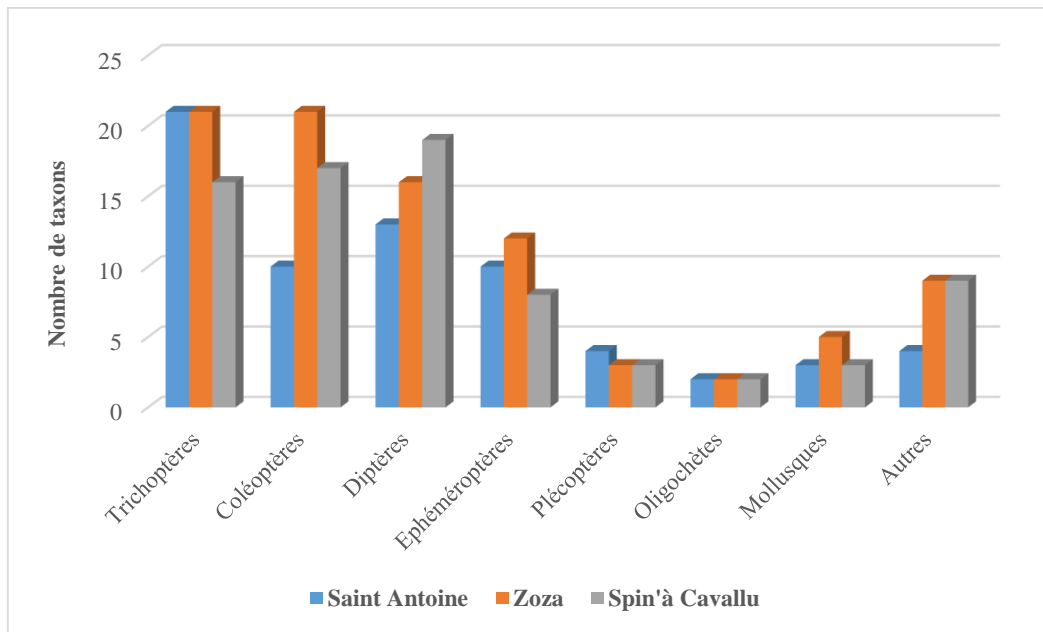


Figure 50 : Répartition du nombre de taxons par groupes faunistiques

On recense le même nombre de taxons de Trichoptères à Saint Antoine et à Zoza (21). Cette diversité importante retrouvée au niveau du tronçon court-circuité se traduit par une plus grande occupation du lit par les sédiments fins. On note une augmentation du nombre d'habitats, ce qui entraîne une organisation plus complexe de la communauté benthique, les habitats sableux hébergeant le plus grand nombre d'espèces communes. De plus, du fait de l'effet tampon créé par la retenue, l'impact des crues est limité.

A Spin'à Cavallu, le remaniement constant dû aux écluées altère la richesse spécifique de ce groupe dans les substrats sableux et même graveleux.

L'impact des aménagements hydroélectriques se traduit par une baisse de la diversité du peuplement trichoptérologique. En effet, en aval de la restitution des eaux (à Spin'à Cavallu), seulement 16 taxons de Trichoptères ont été recensés. Dans un cours d'eau d'Angleterre, perturbé par des aménagements hydroélectriques, le peuplement de Trichoptères est faiblement diversifié ; les modifications du régime hydrologique favorisent le genre *Rhyacophila* au détriment du genre *Hydropsyche* (BOON, 1993). Dans l'Oriège (France), l'impact du régime des écluées se traduit par une baisse de la densité des populations d'*Hydropsyche instabilis*, de *Rhyacophila occidentalis* et de *R. meridionalis* (CEREGHINO *et al.*, 1997).

Certaines espèces disparaissent en aval des aménagements. Au niveau du tronçon court-circuité (Zoza), on note la disparition de *Philopotamus corsicanus* et *Wormaldia variegata*. Plus en aval, au niveau de la restitution des eaux fraîches turbinées (Spin'à Cavallu), les espèces

Polycentropus corsicus, *Psychomia pusilla* et *Tinodes agaricinus* sont absentes. ORSINI (2008) a également noté la disparition de nombreuses espèces de Trichoptères dans le Golo, en aval du barrage de Calacuccia.

Chez les Coléoptères, on recense à Zoza et Spin' à Cavallu respectivement 21 et 17 taxons contre 10 taxons à Saint Antoine. Le groupe des Coléoptères semble donc se diversifier vers l'aval. Les travaux de MALMQVIST *et al.* (1993) démontrent que l'altitude a une influence négative sur la richesse spécifique des Coléoptères et BERTHELEMY (1966) indique que « la diversité des groupements de Coléoptères est maximale en basse altitude ». GIUDICELLI & TALIN (1977) notent « le caractère autochtone et méridional très accusé de cette faune » et remarque une augmentation sensible du nombre d'espèces vers l'aval en relation avec l'installation d'habitats lénitiques en zones rivulaires. Ces dernières observations se confirment à la lecture du nombre de taxons à Zoza et Spin' à Cavallu. Le nombre de taxons recensés à Zoza (21), s'explique probablement par un écoulement limité et l'importance du limon qui constitue un substrat favorable au développement des Coléoptères. De plus, le faible degré de minéralisation des eaux et la rareté des bryophytes aquatiques expliquent le faible développement, dans les cours d'eau de Corse, des Coléoptères (GIUDICELLI *et al.*, 1983).

Le peuplement diptérologique est composé de 13 taxons à Saint Antoine, 16 taxons à Zoza et 19 taxons à Spin' à Cavallu. Le groupe des Diptères semble donc se diversifier vers l'aval.

Les Ephéméroptères sont moins diversifiés avec 8 espèces recensées en aval de la restitution des eaux turbinées avec la disparition notable de *Ecdyonurus corsicus*, *Rhithrogena aetoni* et *Baetis cyrneus*.

ORSINI (1986), GALVIN (1989), MORI (1997) et ORSINI (2008) ont noté la faible diversité des peuplements d'Ephéméroptères en aval des aménagements hydroélectriques. En aval de la restitution des eaux turbinées, la dérive catastrophique de *Rhithrogena semicolorata* a été mise en évidence dans l'Oriège (CEREGHINO *et al.*, 2004).

La plus grande diversité de Plécoptères se trouve à Saint Antoine avec quatre taxons inventoriés. En effet, le régime hydrologique (débit réservé et régime des éclusées) en aval du barrage semble leur être défavorable, en accord avec les constatations de MOOG (1993).

Dans ce groupe faunistique, l'espèce la plus sensible à l'aménagement hydroélectrique est *Isoperla insularis* que l'on ne retrouve seulement à Saint Antoine. Le régime des éclusées empêche l'installation d'un peuplement plécoptérologique stable. En aval de la restitution des

eaux turbinées, la dérive catastrophique des Plécoptères a été mise en évidence dans l’Oriège (CEREGHINO & LAVANDIER, 1998a).

Les résultats observés pour les groupes des Trichoptères, des Epheméroptères et des Plécoptères sont en accord avec le constat réalisé par TIEMANN *et al.* (2005) aux Etats-Unis, où ils ont démontré l’impact des barrages de faible dimension (hauteur < 5 m) sur ces trois communautés, en rapport avec une modification de la vitesse du courant et du substrat.

Chez les Mollusques, la diversité maximale est observée à Zoza. MOUTHON (1982) montre que le nombre d’espèces de Mollusques croit de l’amont vers l’aval. En effet, dans le cours supérieur des rivières de Corse, la faible minéralisation des eaux ne permet pas le développement du peuplement malacologique, ce dernier est donc très faiblement représenté à Saint Antoine. De plus, le degré de minéralisation et la stabilité thermique des eaux de la station de Zoza expliquent la diversité des Gastéropodes.

3.2.2.3. Variations de la richesse taxonomique par année

Le tableau XVIII présente la richesse taxonomique des invertébrés benthiques des trois stations ; cette évolution nous permet d’appréhender les variations annuelles en fonction des trois années hydrologiques.

Tableau XVII : Evolutions annuelles de la richesse taxonomique par station

	Saint Antoine (645 m)		Zoza (272 m)		Spin’à Cavallu (23 m)	
	Période hiverno-printanière	Période estivale	Période hiverno-printanière	Période estivale	Période hiverno-printanière	Période estivale
2016	45	51	62	46	50	37
Total	63		76		63	
2017	51	34	55	43	46	41
Total	59		66		63	
2018	31	49	33	59	28	43
Total	57		64		53	

Le peuplement invertébré de la station de Zoza est le plus riche quelle que soit l’année. On remarque des fluctuations importantes entre 2016 et 2018 et ce pour les trois stations prospectées. C’est en 2016 que la richesse taxonomique est la plus grande. L’année 2018

compte la diversité faunistique la plus faible. A Saint Antoine et Zoza, la diminution la plus importante de la richesse taxonomique est observée entre 2016 et 2017, avec respectivement, -6,3 % et -13,2 %. A Spin'à Cavallu, le nombre de taxons reste inchangé. Inversement, en 2018, cette dernière station connaît la baisse de richesse la plus importante (-16 %). A Saint Antoine et Zoza, la diversité faunistique diminue de 3,4 et 3 % entre 2017 et 2018.

Globalement, c'est pendant la période hiverno-printanière que la richesse taxonomique est la plus élevée. Néanmoins, on remarque que la tendance est inversée pour l'année 2018 avec un peuplement plus riche lors de la campagne estivale.

3.2.1.4. Variations saisonnières moyennes de la richesse taxonomique

Les communautés benthiques ne sont pas stables, elles sont soumises à des variations saisonnières. Généralement, la valeur de la richesse taxonomique est minimale durant la période hivernale et maximale en été ou au printemps. En effet, les températures peu clémentes l'hiver exercent une sévère sélection sur les espèces.

Le tableau XIX présente les variations saisonnières de la richesse taxonomique de la faune des stations prospectées au cours du mois de mai, en conditions normales (période hiverno-printanière) et de septembre, en conditions d'étiage (période critique), ce qui permet de suivre l'évolution spatio-temporelle de la richesse taxonomique.

Tableau XVIII : Variations saisonnières de la richesse taxonomique de la faune des stations prospectées

Stations	Saisons	Période hiverno-printanière	Période estivale
Saint Antoine (645 m)		53	55
Zoza (272 m)		69	66
Spin'à Cavallu (23 m)		58	53

La faune de Saint Antoine apparait comme une faune à développement estival, puisque la majorité des espèces recensées se trouvent réunies en été. Cette observation concorde avec celles de GIUDICELLI (1968) et ORSINI (1986) qui précisent que la faune des zones supérieures est en réalité une faune de montagne pour laquelle la majorité des éclosions s'effectue en été. A l'inverse, la richesse taxonomique des deux autres stations est plus élevée durant la période hiverno-printanière.

Les figures 51 à 56 présentent les variations saisonnières de la richesse taxonomique de chaque groupe faunistique des stations prospectées au cours des mois de mai et septembre.

Saint Antoine

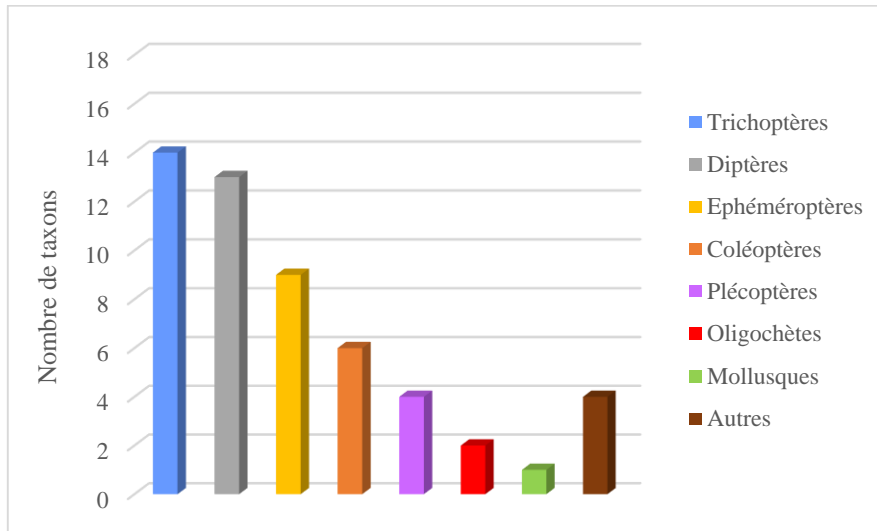


Figure 51 : Richesse spécifique des groupements faunistiques à Saint Antoine en mai

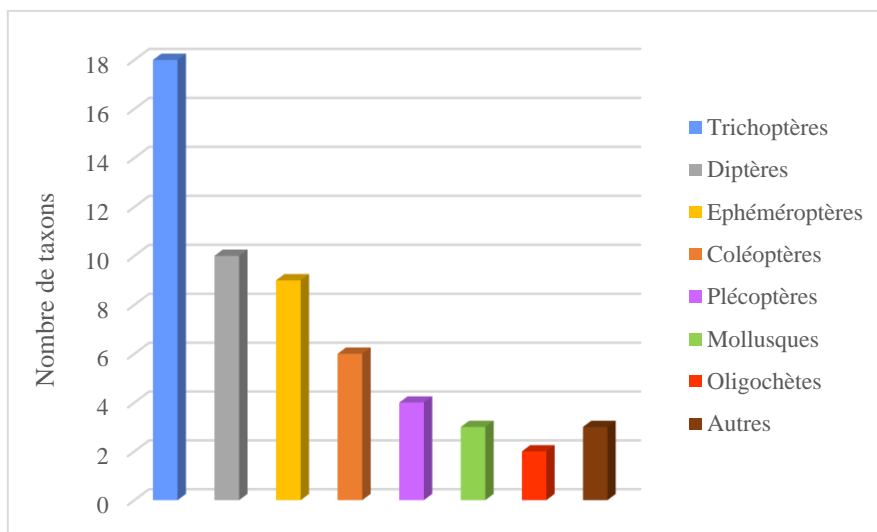


Figure 52 : Richesse spécifique des groupements faunistiques à Saint Antoine en septembre

A Saint Antoine, le groupe des Trichoptères est le plus représenté quelle que soit la saison, avec 14 taxons au printemps, dominés par l'espèce *Polycentropus corsicus* et 18 en période estivale avec une prédominance des larves d'*Hydropsyche cyrnotica*.

Les Diptères, représentés majoritairement par les larves de *Simulium variegatum*, suivent avec 13 taxons inventoriés au printemps contre 10 en été.

Viennent ensuite les Ephéméroptères, dominés par *Habrophlebia eldae* pour la période hiverno-printanière et par les larves de *Baetis ingradae* en été, les Coléoptères avec *Elmis*

maugettii fossulata et les Plécoptères, représentés majoritairement par *Leuctra budtzi*, avec un nombre de taxon identique pour les deux périodes, respectivement 9, 6 et 4 taxons recensés.

Ensuite, on dénombre 2 taxons chez les Oligochètes pour les deux saisons. Enfin, on remarque une évolution chez les Mollusques où un seul taxon a été recensé pendant la période printanière contre 3 taxons en période estivale.

L'ensemble des groupes faunistiques évoluent de la même manière au cours des deux saisons à l'exception des Mollusques, dominés par *Ancylus fluviatilis*, qui ont légèrement pris le pas sur les Oligochètes en été.

Zoza

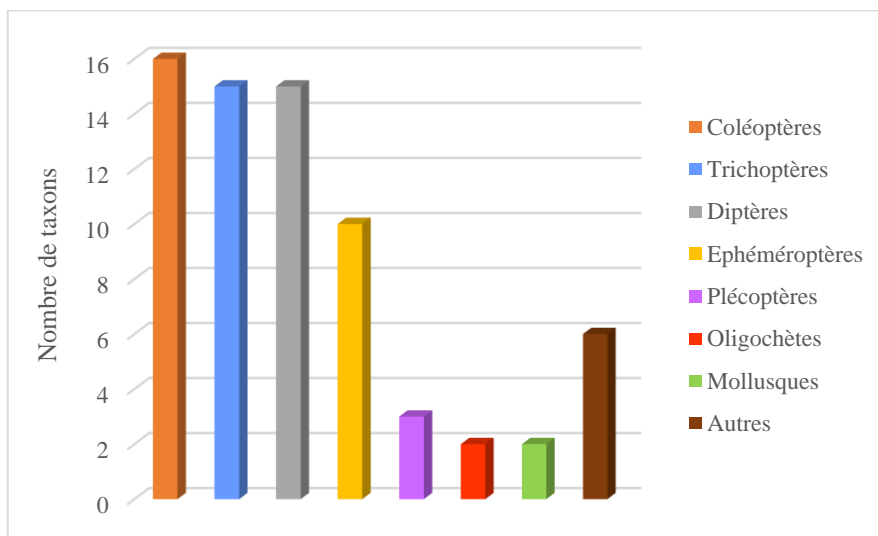


Figure 53 : Richesse spécifique des groupements faunistiques à Zoza en mai

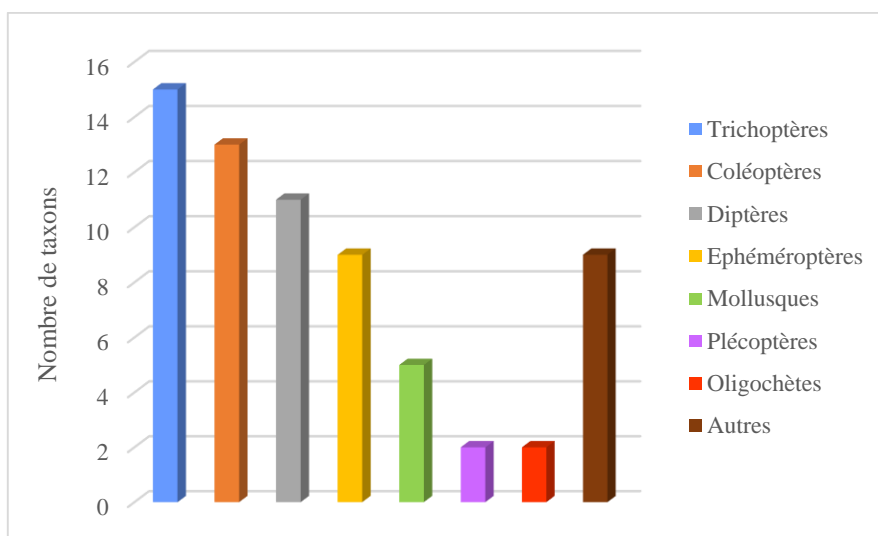


Figure 54 : Richesse spécifique des groupements faunistiques à Zoza en septembre

A Zoza, la richesse taxonomique de chaque groupe faunistique connaît de faibles variations entre les deux saisons, en relation avec la stabilité du milieu dans le tronçon court-circuité. Au printemps, le groupe des Coléoptères, bien représenté par *Elmis maugetii fossulata*, est le plus diversifié avec 16 taxons inventoriés. Ces derniers voient leur richesse taxonomique diminuer en été avec 13 taxons.

Ce sont les Trichoptères qui occupent la place la plus importante à la période estivale avec 15 taxons recensés où les larves d'*Athripsodes genei* sont les plus représentées. Ils ont cependant une richesse taxonomique semblable au printemps et sont dominés par *Agapetus cyrnensis*.

Les Diptères, dominés par les larves de *Chironomidae*, occupent le troisième rang avec 15 taxons au printemps et seulement 11 taxons en été.

Viennent ensuite les Ephéméroptères, représentés par *Baetis cyrneus* et *Serratella ignita* pendant la période hiverno-printanière et par *Electrogena fallax* pendant la période estivale, avec la diminution d'un taxon en été (9 taxons contre 10 au printemps).

Au mois de mai, on dénombre 3 taxons appartenant au groupe des Plécoptères, dominé par les larves de *Leuctridae*. Ces derniers ne seront plus que 2 au mois de septembre.

Les Oligochètes évoluent dans les mêmes proportions sur les deux saisons. Les Mollusques, bien représentés par *Potamopyrgus antipodarum*, quant à eux, connaissent une augmentation de leur richesse taxonomique en été avec 5 taxons recensés contre seulement 2 pendant la période printanière.

Spin'à Cavallu

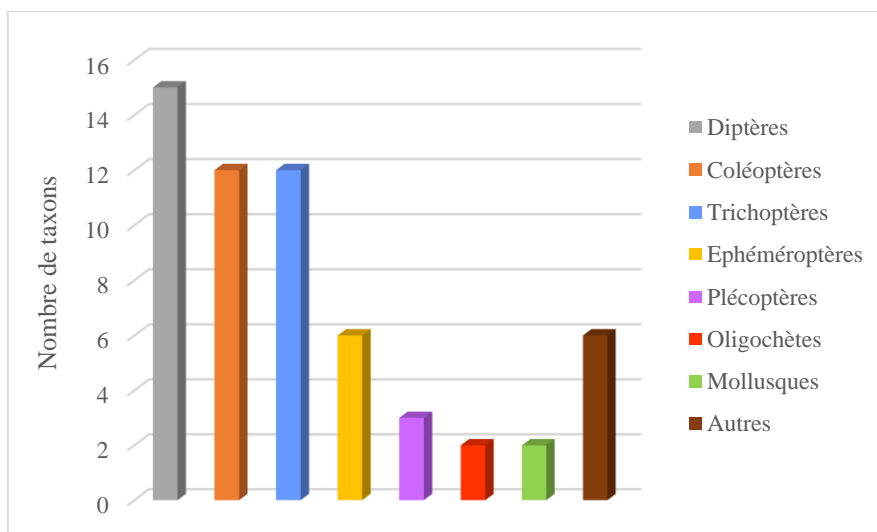


Figure 55 : Richesse spécifique des groupements faunistiques à Spin'à Cavallu en mai

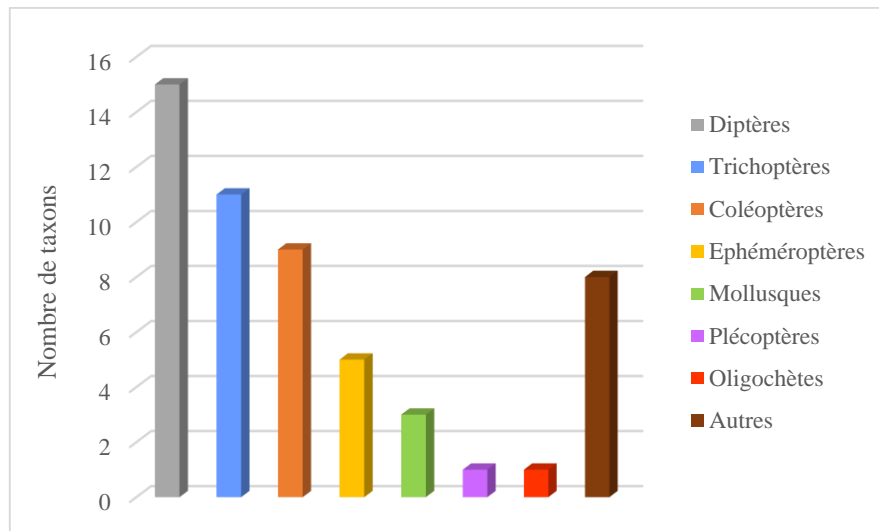


Figure 56 : Richesse spécifique des groupements faunistiques à Spin' à Cavallu en septembre

A Spin' à Cavallu, les Diptères, représentés essentiellement par les larves de *Chironomini* et *Simulium variegatum*, occupent la première place en termes de richesse taxonomique avec 15 taxons pour les deux saisons.

Le groupe des Coléoptères, dominé par les larves d'*Elmidae*, est bien représenté au printemps avec la présence de 12 taxons contre 9 en été.

On dénombre également 12 espèces de Trichoptères en été, bien représentés par *Allotrichia pallicornis*, avec une diminution d'un taxon pendant la période printanière, dominés par *Hydropsyche cyrnotica*.

Les Ephéméroptères, majoritairement représentés par les larves de *Baetis ingridae*, arrivent en quatrième position quelle que soit la saison avec 6 taxons inventoriés en mai et 5 taxons en septembre.

Au printemps, on obtient une diversité taxonomique de Plécoptères, représentés essentiellement par les *Leuctridae*, plus importante avec 3 taxons contre un seul en été.

Le groupe des Oligochètes connaît une légère diminution entre le printemps (2 taxons) et l'été (un taxon). Enfin, on observe un taxon supplémentaire chez les Mollusques, dominés principalement par *Potamopyrgus antipodarum* avec 2 taxons au mois de mai et 3 taxons au mois de septembre.

3.2.1.5. Espèces endémiques

Si le peuplement des eaux courantes de Corse présente de nombreuses lacunes faunistiques, il est marqué par un important endémisme (GIUDICELLI, 1968 et 1975 ; ORSINI, 1986 ; GIUDICELLI & ORSINI, 1987).

La présence d'éléments faunistiques autochtones est une des caractéristiques des cours d'eau méditerranéens ; leur origine remonte au début du Tertiaire lorsqu'un vaste continent, la Tyrrhénide, occupait la partie occidentale du bassin méditerranéen, englobant une partie de l'Afrique du Nord (GIUDICELLI, 1999).

Le taux d'endémisme dans la faune des eaux courantes est estimé à 30 % pour le Liban, 35 % pour la péninsule ibérique, 40 % pour l'Afrique du Nord et 40 % pour la Corse ; ces endémiques relèvent pour la plupart d'un paléoendémisme et d'un oroendémisme (GIUDICELLI, 1999).

L'inventaire spécifique des stations prospectées dans le Rizzanese comprend 50 espèces endémiques (tableau XX).

Tableau XIX : Inventaire des espèces endémiques

	Descripteur	Endémisme	Saint Antoine (645 m)	Zoza (272 m)	Spin'à Cavallu (23 m)
PLATHELMINTHES					
TUBELLARIES					
TRICLADES					
<i>Dugesiiidae</i>					
<i>Dugesia benazzii</i>	Lepori, 1951	Co Sa Ita	X	X	X
MOLLUSQUES					
GASTEROPODES					
<i>Planorbiidae</i>					
<i>Planorbis moquini</i>	Requien, 1848	Co Sa Si Ita Esp		X	X
<i>Neritidae</i>					
<i>Theodoxus fluviatilis sardous</i>	Menke, 1830	Co Sa		X	
ARTHROPODES					
INSECTES					
EPHEMEROPTERES					
<i>Heptageniidae</i>					
<i>Ecdyonurus corsicus</i>	Esben-Petersen, 1912	Co Sa	X	X	
<i>Rhitrogena aetoni</i>	Esben-Petersen, 1912	Co		X	
<i>Caenidae</i>					
<i>Caenis martae</i>	Belfiore, 1984	Co Sa Si Ita	X	X	X
<i>Baetidae</i>					

<i>Baetis cyrneus</i>	Thomas & Gazagnes, 1984	Co Sa	X	X	
<i>Baetis ingrìdae</i>	Thomas & Soldàn, 1987	Co	X	X	X
<i>Leptophlebiidae</i>					
<i>Habroleptoides modesta</i>	Esben-Petersen, 1912	Co	X	X	
PLECOPTERES					
<i>Nemouridae</i>					
<i>Protonemura corsicana</i>	Morton, 1930	Co	X	X	X
<i>Leuctridae</i>					
<i>Leuctra budtzi</i>	Esben-Petersen, 1912	Co Sa	X	X	X
<i>Perlodidae</i>					
<i>Isoperla insularis</i>	Morton, 1930	Co Sa	X		
HETEROPTERES					
<i>Corixidae</i>					
<i>Micronecta leucocephala</i>	Spinola, 1837	Co Sa Ba	X	X	X
COLEOPTERES					
<i>Dytiscidae</i>					
<i>Agabus binotatus</i>	Aubé, 1837	Co Sa Si Ita		X	
<i>Deronectes lareynii</i>	Fairmaire, 1858	Co Sa		X	X
<i>Bidessus saucius bigoti</i>	Guignot, 1957	Co		X	X
<i>Hydroporus regularis</i>	Sharp, 1882	Co Sa		X	X
<i>Stictonectes rufulus</i>	Aubé, 1838	Co Sa Si		X	X
<i>Yola bicarinata obscurior</i>	Desbrochers, 1871	Co Ita	X	X	X
<i>Gyrinidae</i>					
<i>Orectochilus villosus bellieri</i>	Reiche, 1861	Co Sa	X	X	
<i>Hydrophilidae</i>					
<i>Laccobius sinuatus binaghii</i>	Gentili, 1974	Co Sa		X	
<i>Hydraenidae</i>					
<i>Hydraena subacuminata subacuminata</i>	Rey, 1884	Co	X	X	X
<i>Dryopidae</i>					
<i>Dryops costae</i>	Heyden, 1891	Co Sa		X	X
<i>Helodidae</i>					
<i>Hydrocyphon pallidicollis</i>	Raffray, 1873	Co Sa	X		X
<i>Elmidae</i>					
<i>Elmis maugetii fossulata</i>	Kuwert, 1890	Co Sa	X	X	X
<i>Esolus brevis</i>	Kuwert, 1890	Co Sa	X	X	X
<i>Limnius sulcipennis damryi</i>	Fairmaire 1881	Co	X	X	X
TRICHOPTERES					
<i>Philopotamidae</i>					
<i>Philopotamus corsicanus</i>	Mosely, 1938	Co Sa	X		X
<i>Wormaldia variegata</i>	Mosely, 1930	Co Sa Ita Esp Por	X		X
<i>Hydropsychidae</i>					
<i>Hydropsyche fumata</i>	Tobias, 1972	Co Sa		X	

<i>Hydropsyche cyrnotica</i>	Botosaneanu & Giudicelli, 1981	Co	X	X	X
<i>Polycentropodidae</i>					
<i>Polycentropus corsicus</i>	Mosely, 1931	Co	X	X	
<i>Psychomyidae</i>					
<i>Tinodes agaricinus</i>	Mosely, 1930	Co Sa	X	X	
<i>Rhyacophilidae</i>					
<i>Rhyacophila pallida</i>	Guidicelli, 1968	Co Sa	X	X	X
<i>Glossosomatidae</i>					
<i>Agapetus cynrensis</i>	Mosely, 1930	Co Sa Ita	X	X	X
<i>Hydroptilidae</i>					
<i>Hydroptila uncinata</i>	Morton, 1893	Co Sa Ita	X	X	X
<i>Oxyethira hartigi</i>	Moretti, 1981	Co Sa	X		
<i>Goeridae</i>					
<i>Silo rufescens</i>	Rambur, 1842	Co Sa Ita	X	X	X
<i>Silonella aurata</i>	Hagen, 1864	Co Sa Esp	X	X	X
<i>Brachycentridae</i>					
<i>Micrasema cinereum</i>	Mosely, 1930	Co	X	X	
<i>Micrasema togatum</i>	Hagen, 1864	Co Sa	X		
<i>Thremmatidae</i>					
<i>Thremma sardoum</i>	Costa, 1884	Co Sa	X	X	
<i>Sericostomatidae</i>					
<i>Sericostoma clypeatum</i>	Hagen, 1864	Co	X	X	
<i>Beraeidae</i>					
<i>Beraeodina palpalis</i>	Mosely, 1931	Co Sa	X		X
<i>Leptoceridae</i>					
<i>Athripsodes genei</i>	Rambur, 1842	Co Sa	X	X	X
<i>Helicopsychidae</i>					
<i>Helicopsyche revelieri</i>	McLachlan, 1884	Co Sa Ita		X	
DIPTERES					
<i>Blephariceridae</i>					
<i>Liponeura edwardsiana</i>	Mannheims, 1954	Co	X	X	X
<i>Liponeura cortensis</i>	Giudicelli, 1963	Co		X	X
<i>Liponeura insularis</i>	Giudicelli, 1965	Co	X		X
<i>Liponeura bischoffi</i>	Edwards, 1928	Co Sa		X	X
Total d'espèces endémiques			36	42	32

On dénombre 36 espèces endémiques à Saint Antoine, soit 53,7 % de la faune totale recensée, 42 espèces endémiques à Zoza, représentant 47,1 % des espèces présentes et 32 espèces endémiques à Spin'à Cavallu, soit 41,5 % des espèces inventoriées.

Le plus fort taux d'endémisme concerne les Trichoptères avec 19 espèces, soit 38 %. D'après GIUDICELLI & ORSINI (1987), le peuplement trichoptérologique de Corse est caractérisé par

un nombre réduit d'espèces par rapport aux autres régions naturelles d'Europe et par un nombre élevé d'espèces endémiques.

Les Coléoptères comptent également de nombreuses espèces endémiques avec 14 espèces recensées, soit 28 % de l'endémisme total. Viennent ensuite les Epheméroptères, les Diptères et les Plécoptères avec respectivement 6 (soit 12 %), 4 (soit 8 %) et 3 (soit 6 %) espèces endémiques.

Avec 23 espèces, les endémiques corso-sardes représentent 46 % des espèces inventoriées. Les endémiques corses sont représentées par 14 espèces soit 28 % du total. Près de 90 % des espèces endémiques ont été recensées dans la région biogéographique 3 (ILLIES, 1978) comprenant l'Italie péninsulaire, la Corse, la Sardaigne, la Sicile et Malte.

Le tableau XXI présente l'évolution du pourcentage d'endémisme par rapport à l'altitude des stations.

Tableau XX : Pourcentage d'endémisme des stations prospectées

Saint Antoine (645 m)	53,7 %
Zoza (272 m)	47,1 %
Spin'à Cavallu (23 m)	41,5 %

On note que le pourcentage d'endémisme augmente avec l'altitude. Ce constat a déjà été fait par GIUDICELLI (1968 et 1975) où il relevait un point de fléchissement à l'altitude 1 000 m où le taux d'endémisme chutait.

Les nombreux travaux de A. ORSINI (non publiés) sur les communautés d'invertébrés des cours d'eau de Corse nous ont permis de considérer le nombre d'espèces endémiques recensées à différentes altitudes. Les données compilées sont présentées dans la figure 57.

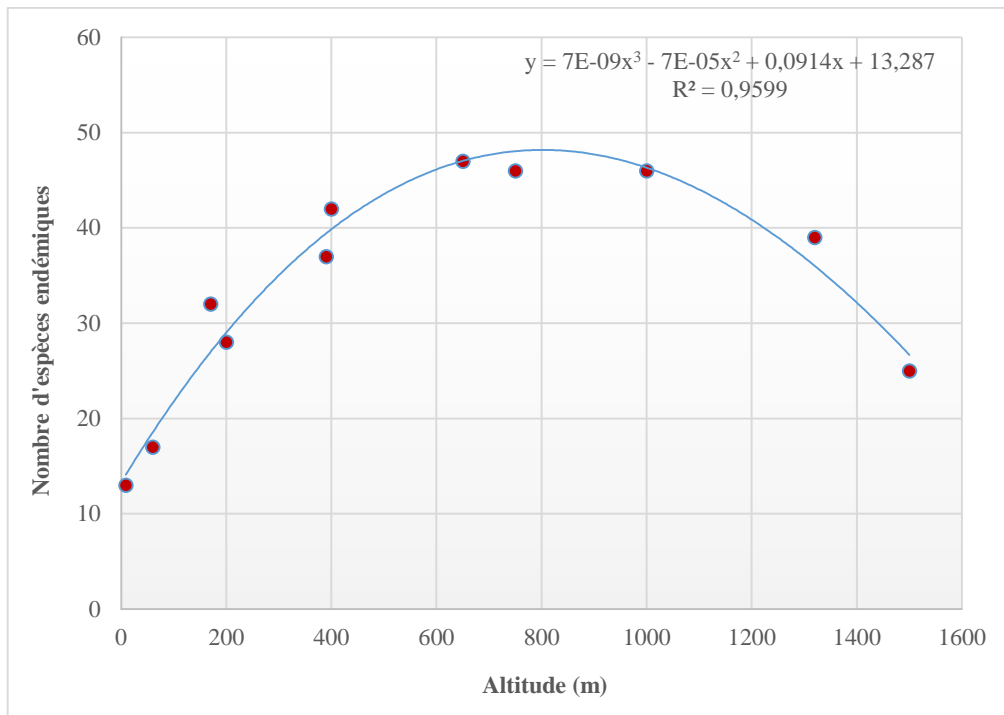


Figure 57 : Evolution du nombre d'espèces endémiques en fonction de l'altitude (modifié d'après A. ORSINI, non publié)

On note une hausse du nombre d'espèces endémiques en relation avec l'altitude, déjà mise en évidence par la bibliographie précédemment citée. Le point de fléchissement souligné par GIUDICELLI (1975) est également observé mais avec un déclin à partir de 800 m d'altitude.

D'après l'ensemble des données récoltées, nous avons réalisé une estimation du nombre d'espèces endémiques théorique en fonction de l'altitude de nos stations (tableau XXII).

Tableau XXI : Nombre d'espèces théorique vs nombre d'espèces observé (modifié d'après A. ORSINI, non publié)

	Altitude (m)	Nombre d'espèces théorique ⁵	Nombre d'espèces observé	Ecart
Saint Antoine	645	45	36	-9
A. ORSINI	500	42		
Zoza	272	33	42	+9
A. ORSINI	250	32		
A. ORSINI	60	17		
Spin'à Cavallu	23	15	32	+17

On observe des différences importantes entre le nombre d'espèces théorique et le nombre d'espèces observé.

⁵ Etabli à partir de l'équation de la droite de régression de la figure 57.

A Saint Antoine, station de référence non impactée par le barrage, on note neuf espèces de moins. A Zoza, tronçon court-circuité en débit réservé, la richesse taxonomique croît de neuf espèces. La plus forte variation est observée à Spin'à Cavallu où on compte 17 espèces observées supplémentaires par rapport au nombre théorique.

Afin de mieux comprendre ces disparités, nous avons pris en compte le nombre d'espèces endémiques par groupe faunistique. Leur répartition est présentée dans la figure 58.

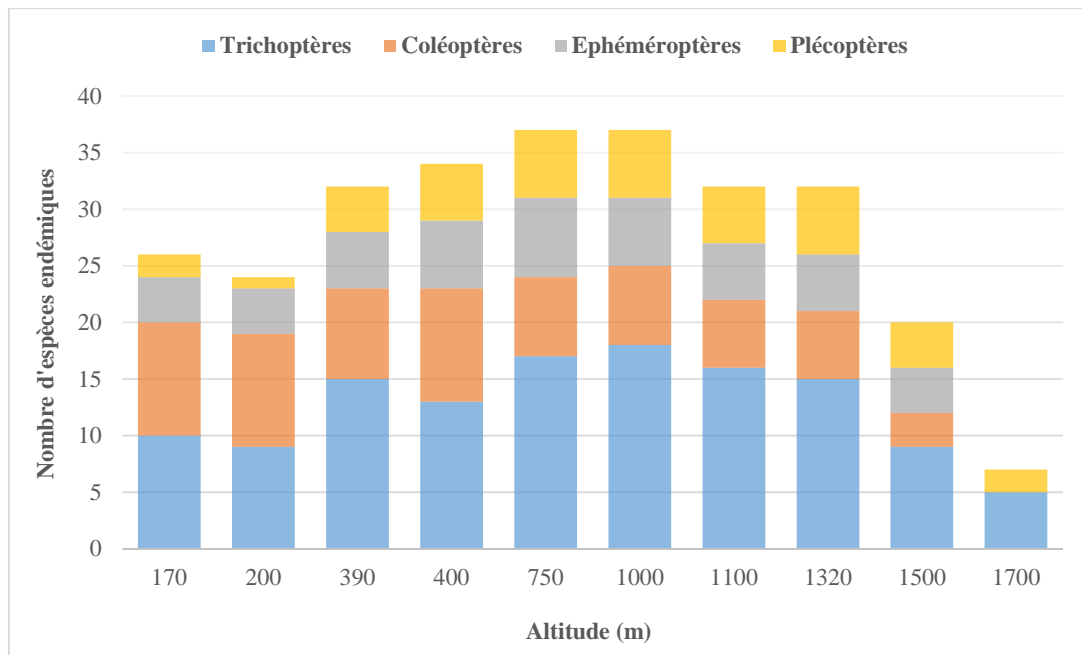


Figure 58 : Evolution du nombre d'espèces endémiques par groupe faunistique en fonction de l'altitude (modifié d'après A. Orsini, communication personnelle, 2019)

Le nombre d'espèces endémiques recensé dans la présente étude pour les quatre groupes faunistiques est comparé aux données de A. ORSINI (non publiées). Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau XXIII.

Tableau XXII : Comparaison de la répartition du nombre d'espèces endémiques par groupe faunistique

Altitude (m)	Saint Antoine	A. ORSINI	Ecart observé	Zoza	A. ORSINI	Ecart observé	Spin'à Cavallu	A. ORSINI	Ecart observé
	645	650		272	270		23	60	
Trichoptères	17	15	2	14	11	3	10	5	5
Coléoptères	7	9	-2	13	7	6	11	7	4
Ephéméroptères	5	6	-1	6	5	1	2	3	-1
Plécoptères	3	6	-3	2	1	1	2	0	2

Des différences notables sont observées entre le nombre d'espèces endémiques des quatre groupes faunistiques dans nos trois stations d'étude et la bibliographie.

A Saint Antoine, en amont du barrage, on relève un nombre d'espèces endémiques plus faible sauf pour le groupe des Trichoptères avec deux espèces supplémentaires. La plus grande différence réside dans le groupe des Plécoptères, indicateurs d'eau froide, où on note un appauvrissement important à mettre en relation avec les conséquences du changement climatique, beaucoup plus marqué en altitude, déjà mis en évidence par MORI *et al.* (2017).

En aval, les deux stations d'étude présentent un grand nombre d'espèces endémiques avec des écarts importants par rapport aux stations équivalentes. Ces résultats mettent en évidence une meilleure adaptation des espèces endémiques aux perturbations, annoncée par DOMISCH *et al.* (2013) dans leurs recherches sur la distribution des macroinvertébrés des cours d'eau européens dans une perspective de réchauffement climatique.

C'est dans le tronçon court-circuité que l'on note le décalage le plus significatif avec six espèces supplémentaires de Coléoptères, groupe très bien adapté aux conditions hydrologiques d'un débit réservé. MALMQVIST *et al.* (1995) avaient observé une population composée majoritairement de Coléoptères endémiques dans une mince pellicule d'eau d'une rivière en cours d'assèchement sur l'île de Tenerife en Espagne.

3.2.1.6. Structure des peuplements

La structure des peuplements d'invertébrés benthiques des stations prospectées est étudiée en utilisant l'abondance relative des groupes faunistiques (tableau XXIV). L'ensemble des comptages figure dans l'annexe 3.

Tableau XXIII : Abondance relative (en %) des groupes faunistiques

	Stations		
	Saint Antoine (645 m)	Zoza (272 m)	Spin'à Cavallu (23 m)
Ephéméroptères	37,5	44,5	15,5
Diptères	36,0	22,0	44,0
Trichoptères	11,5	21,0	18,0
Coléoptères	1,5	4,0	4,5
Plécoptères	8,0	1,0	0,5
Mollusques	0,5	3,0	13,0
Oligochètes	1,0	2,0	0,5
Autres	4,0	2,5	4,0

Les biocénoses des stations étudiées sont dominées par les Ephéméroptères, les Diptères et les Trichoptères qui représentent 85 % des individus capturés à Saint Antoine, 87,5 % à Zoza et 77,5 % à Spin' à Cavallu.

Le groupe des Ephéméroptères est dominant dans la station de Zoza (44,5 %) et faiblement représenté à Spin' à Cavallu (15,5%). Cette forte diminution du peuplement d'Ephéméroptères due à l'impact du régime des éclusées a été mise en évidence par CEREGHINO & LAVANDIER (1998a) dans l'Oriège (France), où ces auteurs relèvent une dérive nocturne catastrophique de ces invertébrés.

Les Diptères sont les plus abondants à Spin' à Cavallu avec 44 % des captures, suivis par les Trichoptères (18 %). Dans l'Oriège, l'impact du régime des éclusées se traduit par une baisse de la densité des populations de Trichoptères (CEREGHINO *et al.*, 1997). Au contraire, dans la Loire (IVOL *et al.*, 1997) et la Durance (CAZAUBON & GIUDICELLI, 1999), le peuplement trichoptérologique semble peu affecté par les perturbations hydrodynamiques.

Les Mollusques occupent la première place à Spin' à Cavallu (13 %) mais sont très peu dénombrés à Saint Antoine avec seulement 0,5 %. La faible abondance des Mollusques à Saint Antoine vient du fait que la faible minéralisation des eaux ne permettant pas le développement du peuplement malacologique, ce dernier est très faiblement représenté dans la station.

Cette disparité entre les groupes faunistiques à Spin' à Cavallu s'explique par la prolifération des Mollusques et des Diptères du fait de l'abondance de *Potamopyrgus antipodarum* et des larves d'*Orthocladinae*. L'abondance des Diptères *Orthocladinae*, en aval de retenues, a été relevée par de nombreux auteurs : citons WARD & STANFORD (1979), BOON (1988), FRUGET (1991) et VALENTIN (1995). En aval du barrage de Serre Ponçon, CHAPPAZ (1997) a mis en évidence la dominance des larves d'insectes peu rhéophiles, telles que les Mollusques.

La densité moyenne des peuplements benthiques est variable selon le type d'habitat (ERMAN & ERMAN, 1984 ; RADER & WARD, 1988) et l'altitude de la station.

La caractéristique essentielle de l'évolution altitudinale de la densité de la faune benthique est son appauvrissement dans le cours supérieur. Il est probable qu'en altitude, l'abaissement de la température entraîne une raréfaction des communautés d'algues épilithiques et par conséquent, contribue à une réduction de l'effectif.

Les peuplements benthiques sont soumis à des variations saisonnières. Pendant la saison froide, la richesse taxonomique et corrélativement la densité sont minimales. Ces variations sont sous la dépendance du cycle biologique des espèces les plus abondantes. La densité varie en fonction des saisons (WRIGHT *et al.*, 1989 ; WRIGHT, 1992), la nature du substrat et la vitesse de courant ont un rôle déterminant (PECKARSKY & COWAN, 1995).

3.2.1.6.1. VARIATIONS DE LA DENSITE PAR ANNEE

Le tableau XXV présente les densités d'invertébrés benthiques par année des trois stations. Cette évolution permet d'appréhender les variations annuelles en fonction des trois années hydrologiques.

Tableau XXIV : Variations annuelles des densités d'invertébrés (ind.m⁻²)

	Saint Antoine (645 m)		Zoza (272 m)		Spin'à Cavallu (23 m)	
	Période hiverno-printanière	Période estivale	Période hiverno-printanière	Période estivale	Période hiverno-printanière	Période estivale
2016	3 260	3 045	1 699	4 380	2 377	5 154
Moyenne	3 153		3 040		3 766	
2017	3 570	1 330	2 275	2 832	2 309	2 817
Moyenne	2 450		2 554		2 563	
2018	940	1 250	409	1 937	704	2 287
Moyenne	1 095		1 173		1 496	

La densité moyenne la plus importante est relevée à Spin'à Cavallu et ce pour les trois années d'étude. Les densités moyennes observées à Saint Antoine et Zoza sont relativement similaires.

On remarque que la densité moyenne évolue de manière décroissante entre 2016 et 2018. En effet, la densité moyenne observée à Saint Antoine en 2017 est 1,3 fois plus faible par rapport à 2016 et continue de chuter en 2018 avec une diminution de 55 %. Il en est de même à Zoza où la densité moyenne observée en 2017 diminue de 16 % par rapport à 2016. En 2018, le peuplement benthique connaît encore une baisse de 54 % comparativement à 2017. A Spin'à Cavallu, on enregistre une diminution de 32 % de la densité en 2017 par rapport à la première année de suivi. En 2018, conformément aux deux autres stations, la densité moyenne observée subit une réduction de 42 %.

Globalement, on constate une diminution proportionnelle des densités moyennes entre Saint Antoine et Zoza ; à Spin' à Cavallu, on observe une baisse linéaire et constante.

Afin de déterminer l'origine de ces diminutions de densité, nous les avons corrélées avec les données hydrologiques.

La station de Saint Antoine n'est pas dotée de station limnigraphique. Les données hydrométriques sont issues de la station de mesure située à Zoza, en débit régulé. Au mois de janvier 2017, la station enregistre un débit moyen mensuel de $8,75 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ avec une crue enregistrée du 22 au 24 et un débit instantané maximal de $123 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ le 23, le volume du réservoir étant trop faible pour écrêter les fortes crues.

Afin de caractériser au mieux le régime hydrologique du Rizzanese pendant l'année 2017, nous nous sommes basés sur les données hydrologiques du Taravo, cours d'eau au débit non régulé (absence d'ouvrage hydroélectrique), à 13,5 km au nord du Rizzanese.

Les données hydrométriques issues de la station de mesure du Taravo à Zigliara (Pont d'Abra) sont présentées dans la figure 59.

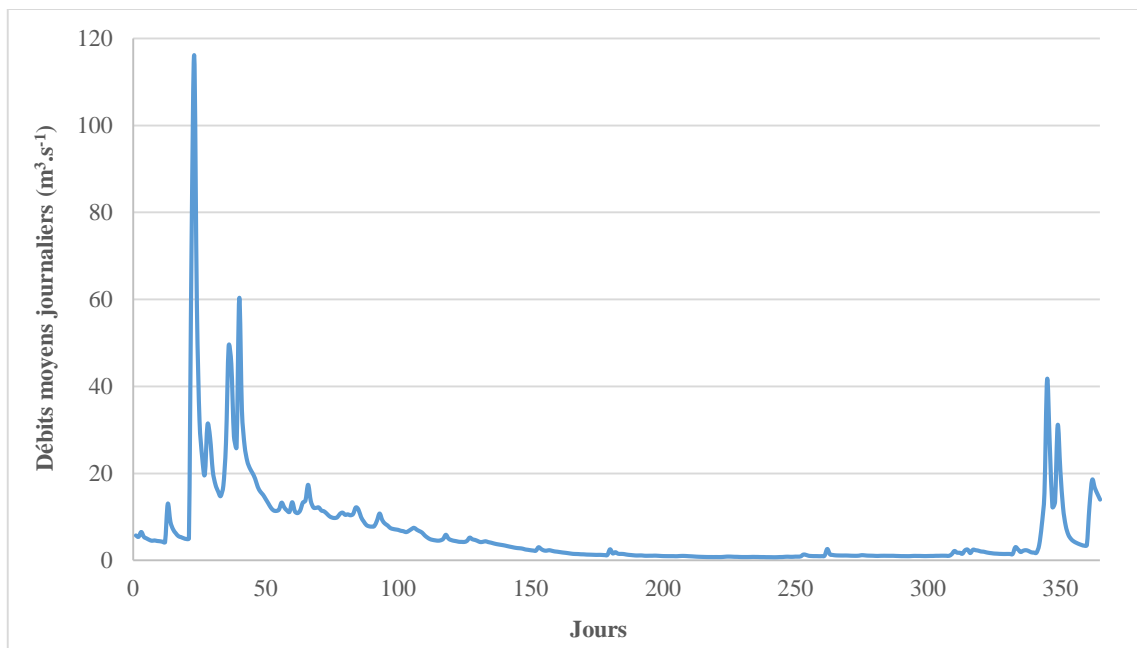


Figure 59 : Evolution des débits moyens journaliers du Taravo (non régulé) pendant l'année 2017

L'évolution des débits moyens journaliers montre une crue importante au mois de janvier avec un débit maximal instantané de $157 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ et une hauteur d'eau maximale de 3,14 m. On observe également une longue période d'étiage de 234 jours où le débit est inférieur au module ($6,45 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ en 2017). En outre, la période de hautes eaux due à la fonte des neiges n'est pas

mise en évidence, conséquence des températures de l'air élevées à l'origine de l'absence de neige.

Le régime hydrologique de l'année 2017 explique la diminution observée. Néanmoins, les densités moyennes observées en 2018, nettement plus faibles, montrent que le temps de recolonisation du cours d'eau par les invertébrés après une perturbation est relativement long, en accord avec GASCHIGNARD (1984) et PREVOT & PREVOT (1986).

3.2.1.6.2. VARIATIONS DE LA DENSITE MOYENNE SAISONNIERE

Le tableau XXVI présente les variations saisonnières de la densité de la faune des stations prospectées au cours du mois de mai, en conditions normales (période hiverno-printanière) et de septembre, en conditions d'étiage (période critique) ce qui permet de suivre l'évolution spatio-temporelle de la densité de la faune benthique.

La densité, exprimée en nombre d'individus capturés par m², donne une idée de la capacité globale d'accueil du milieu. Les valeurs suivantes correspondent aux moyennes des densités obtenues pour les trois années de suivi.

Tableau XXV : Variations saisonnières de la densité de la faune des stations prospectées

Stations	Saisons	Période hiverno-printanière	Période estivale
Saint Antoine (645 m)		2 588	1 875
Zoza (272 m)		1 461	3 048
Spin'à Cavallu (23 m)		1 797	2 884

Les densités de la faune benthique sont plus importantes durant la période estivale pour les stations de Zoza et Spin'à Cavallu, avec une augmentation respective de 52 % et 38 % par rapport à la période hiverno-printanière.

La densité de la faune est maximale en été dans les dalles et les blocs où l'on a souvent relevé la présence d'algues vertes filamenteuses.

Inversement, à Saint Antoine, la faune benthique est plus abondante au printemps et subit une diminution de 28 % en été.

A Saint Antoine, les surfaces de dalles, les blocs et les cailloux sont des substrats stables et permanents où se développe un épilithon qui est source de nourriture pour de nombreux organismes benthiques. Les graviers et les sables ne permettent pas le développement de cette flore, d'où une macrofaune plus pauvre au printemps à Zoza et Spin' à Cavallu. GIUDICELLI (1968), DOLEDEC (1986) et MUNOZ & PRAT (1994) ont constaté la pauvreté biologique des fonds meubles.

Les densités obtenues pendant la période hiverno-printanière s'expliquent par le maintien de la plupart des espèces pendant l'hiver. Les invertébrés aquatiques ont en effet à leur disposition pendant la saison froide, des quantités importantes de nourriture (feuilles mortes) (ORSINI, 2008), expliquant l'abondance pendant la saison froide des larves de *Simulium variegatum*, Diptères collecteurs-filtreurs indicateurs de milieux riches en matières organiques. De nombreux auteurs ont relevé l'abondance de Trichoptères tels que *Hydropsyche* et *Philopotamus*, organismes collecteurs-filtreurs, durant la période hivernale (ILLIES, 1953 ; DECAMPS, 1967 ; VERNEAUX, 1973 ; DIA, 1983). Dans une rivière de Croatie, où les apports allochtones de matière organique issue de la ripisylve sont importants, le poids relatif des Trichoptères est de 55 % (HABDIJA *et al.*, 2002).

Dans les rivières forestières de l'Oregon, HERLIHY *et al.* (2005) notent l'importance des collecteurs qui représentent, en moyenne, 49 % des captures. Au Portugal, ce groupe trophique domine (58 %) dans le peuplement des cours d'eau où la ripisylve est dense et les espèces arborescentes les mieux représentées sont *Alnus glutinosa*, *Fraxinus angustifolia*, *Salix alba* et *S. salvifolia* (AGUIAR *et al.*, 2002).

De plus, le réchauffement modéré des eaux pendant la période chaude, en relation avec le développement important de la strate arborescente de la ripisylve, permet le maintien, en été, d'espèces hivernales.

Dans les rivières de Californie, WELSH *et al.* (2005) notent, dans les zones où la ripisylve est dense, la présence d'espèces de reptiles, d'amphibiens et de poissons adaptées aux eaux froides.

Les valeurs de la densité semblent donc liées à l'importance des apports de matières organiques allochtones, en accord avec les travaux d'ORSINI (1986 et 2008) sur les cours d'eau du Rizzanese et de la Restonica.

La structure des berges joue un rôle important dans le fonctionnement de l'écosystème benthique, en effet, les crues qui ont pour effet une augmentation de la vitesse du courant et un remaniement des habitats, ont une action destructrice sur une partie de la faune aquatique.

En période de crues, la communauté benthique présente dans le Saint Antoine est moins vulnérable que celle de Zoza et Spin'à Cavallu, d'où une densité d'invertébrés plus élevée pendant la période hiverno-printanière que pendant la période estivale. Le coefficient de recouvrement de la ripisylve est plus important à Saint Antoine ce qui induit la présence d'abris potentiels pour les invertébrés. De plus, la faune réagit en migrant vers des abris. Les cours d'eau qui bénéficient d'une ripisylve dense présentent de vastes zones d'abris que constituent les racines d'arbres. Dans ce type de cours d'eau, la faune est moins éprouvée par les crues.

Les variations saisonnières de la structure du peuplement benthique sont présentées dans les figures 60 à 65.

Saint Antoine

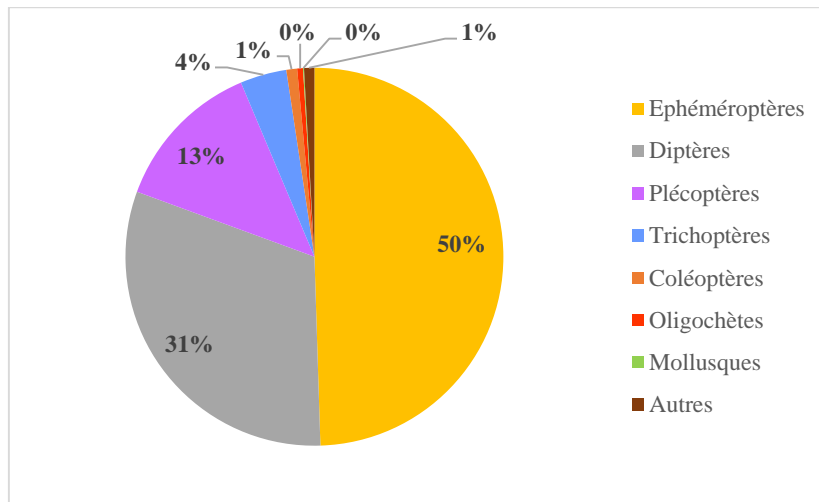


Figure 60 : Structure du peuplement benthique de Saint Antoine en mai

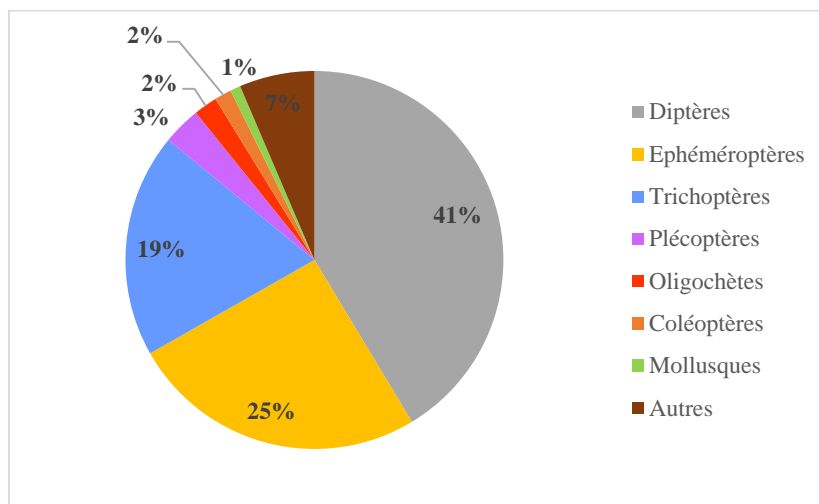


Figure 61 : Structure du peuplement benthique de Saint Antoine en septembre

Au mois de mai, les Ephéméroptères représentent 50 % de l'effectif total avec une densité maximale observée de 2 420 ind.m⁻² d'*Habrophlebia eldae*. Cette densité élevée de larves d'*Habrophlebiidae* est liée à l'accumulation de matière organique allochtone issue de la ripisylve car ces larves ont un régime alimentaire détritivore.

L'abondance des larves de *Simulium variegatum* (avec une densité maximale observée de 8 100 ind.m⁻²) place les Diptères au second rang avec 31 %.

Avec 13 % du peuplement benthique, les Plécoptères occupent la troisième place. Ce groupe est essentiellement représenté par *Leuctra budtzi*, avec une densité maximale observée de 2 240 ind.m⁻². L'importance des larves de *L. budtzi*, Plécoptère filipalpe, les mieux représentées dans ce groupe, caractérise les cours d'eau riches en apports allochtones de matière organique en relation avec le couvert végétal, comme l'a déjà constaté MACAN (1974) et ORSINI (1986).

En période estivale, les Diptères, dominés par les larves de *Simulium variegatum* (avec une densité maximale observée de 6 020 ind.m⁻²), occupent le premier rang avec 41 % de l'effectif total. Avec 25 %, les Ephéméroptères sont bien représentés dans la communauté benthique avec une densité maximale observée de 1 720 ind.m⁻² de *Caenis martae*. Viennent ensuite les Trichoptères avec 19 % ; les larves d'*Hydropsyche cyrnotica* sont dans ce groupe les plus abondantes avec une densité maximale observée de 4 740 ind.m⁻².

L'abondance de ces invertébrés, collecteurs de fines particules de matière organique, montre l'important coefficient de recouvrement de la ripisylve à Saint Antoine, déjà constaté par ORSINI (1986 et 2008) dans de nombreux cours d'eau de Corse.

Zoza

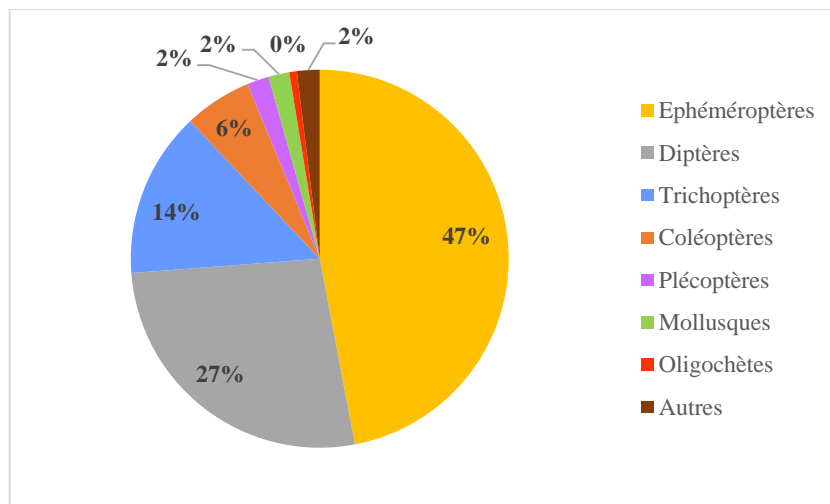


Figure 62 : Structure du peuplement benthique de Zoza en mai

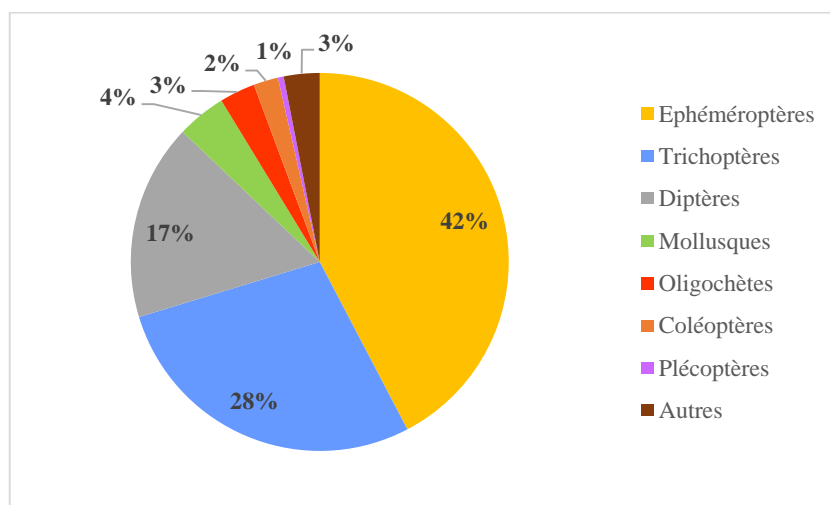


Figure 63 : Structure du peuplement benthique de Zoza en septembre

Pour les deux périodes, les Ephemeroptères dominent avec plus de 40 %. En été, les larves d'*Electrogena fallax* vont former une population assez importante avec une densité maximale observée de 7 520 ind.m⁻². Le groupe des Diptères, dominé par les larves de *Limoniidae* du genre *Hexatoma* (avec une densité maximale observée de 1 580 ind.m⁻²) arrive au second rang avec 27 % des captures.

En été, avec 28 % de l'effectif total, les Trichoptères sont bien représentés avec une densité maximale observée de larves d'*Agapetus cyrnensis* (4 480 ind.m⁻²). Leur abondance indique une couverture algale importante car cette larve se nourrit d'algues épilithiques. Les Diptères arrivent en troisième position (17 %) avec une densité maximale observée de 2 100 ind.m⁻² de larves de *Simulium variegatum*.

Spin' à Cavallu

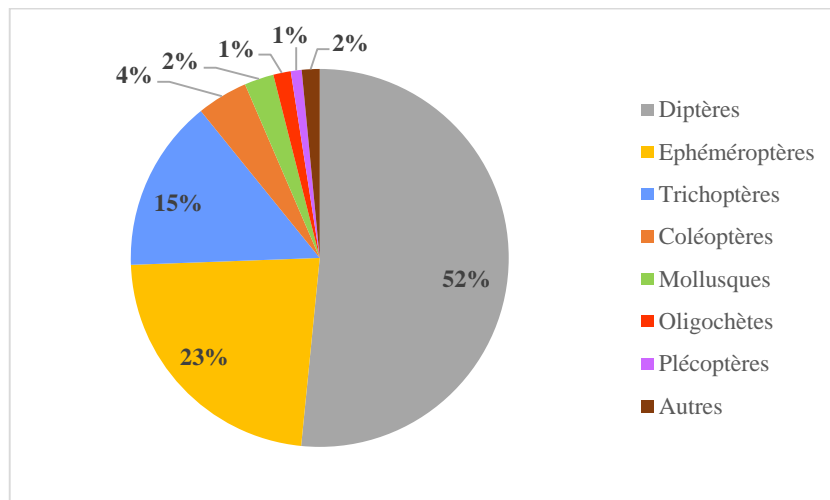


Figure 64 : Structure du peuplement benthique de Spin' à Cavallu en mai

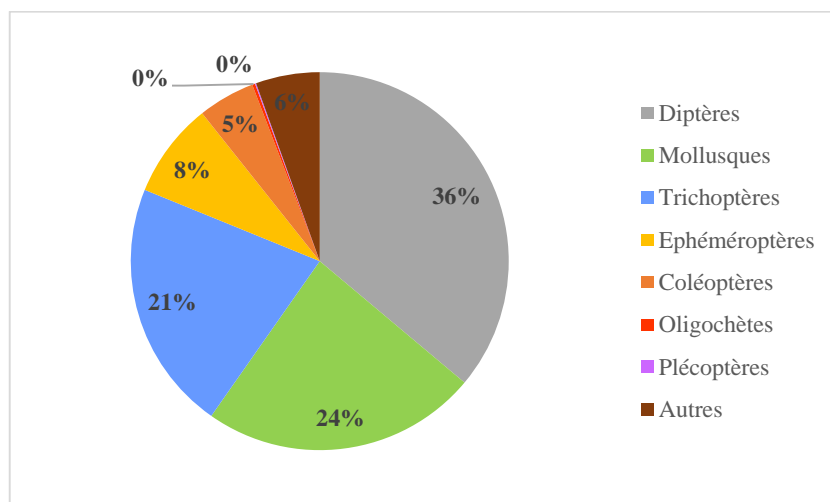


Figure 65 : Structure du peuplement benthique de Spin' à Cavallu en septembre

Spin' à Cavallu étant la station la plus basse, reçoit des quantités considérables de matière organique fine dont se nourrissent les organismes collecteurs-filtreurs.

Les larves de Diptères sont dominantes avec 52 % du peuplement au printemps et 36 % en été. Au mois de mai, les larves de *Chironomini* ont une densité maximale de 3 560 ind.m⁻². Au mois de septembre, *Simulium variegatum* est représentée par 5 440 ind.m⁻². En aval des ouvrages hydroélectriques, la faune benthique est dominée par les larves de *Simuliidae* et de *Chironomidae*. Ces constatations s'opposent à celles relevées par CEREGHINO & LAVANDIER (1997) qui notent, dans l'Oriège, une baisse de la diversité et de la densité des peuplements de *Simuliidae* en aval de la restitution des eaux turbinées.

Dans ses recherches sur les microhabitats en aval du barrage de Calacuccia, MORI (1997) relève l'importance des Diptères *Chironomidae* dans la faune benthique. L'abondance des Diptères *Orthoclaadiinae*, en aval des retenues, a été relevée par de nombreux auteurs : WARD & STANFORD (1979), BOON (1988), FRUGET (1989), VALENTIN *et al.* (1995), DUMNICKA (1996), GRZYBKOWSKA & DUKOWSKA (2002).

Au printemps, l'abondance des larves de *Caenis martae* (densité maximale observée de 1 900 ind.m⁻²) confère aux Epheméroptères une place importante (23 % de l'effectif total).

En été, l'abondance du Mollusque *Potamopyrgus antipodarum*, avec une densité maximale observée de 16 440 ind.m⁻², place le groupe au second rang avec 24 % de l'effectif total alors qu'ils ne représentent seulement 2 % des captures au printemps.

Le groupe des Trichoptères arrive en troisième position aux deux périodes avec 15 % en mai et 21 % en septembre. On note l'abondance des larves d'*Hydropsyche cyrnotica* avec des densités maximales observés de 1 380 ind.m⁻² pour la période printanière et 1 640 ind.m⁻² pour la période estivale.

D'une manière générale, les biocénoses des trois stations prospectées sont dominées par les Epheméroptères et les Diptères. Concernant ce premier groupe, ANGELIER (1961), GIUDICELLI (1968) et ORSINI (1986), dans leurs études sur la composition des biocénoses de quelques rivières de Corse, avaient fait les mêmes constatations.

L'examen de l'abondance relative des groupes faunistiques dans les trois stations met en évidence :

- L'évolution altitudinale inverse des Plécoptères et des Diptères ; en effet, de l'amont vers l'aval, l'abondance relative des Plécoptères diminue et inversement le groupe des Diptères est mieux représenté.
- La dominance des Plécoptères dans le cours supérieur, des Ephéméroptères dans le cours moyen et des Diptères dans le cours inférieur du Rizzanese.

Dans le cours inférieur, l'abondance des particules alimentaires de petite taille dans la dérive permet la prolifération d'organismes collecteurs-filtreurs tels que les Diptères *Simuliidae*. Dans la zone moyenne, où l'accumulation des débris végétaux est réduite et où les apports de matière organique fine sont peu importants, dominent les Ephéméroptères du genre *Baetidae* et *Heptageniidae*, organismes brouteurs qui se nourrissent d'algues épilithiques.

Ces constatations sont en accord avec la notion de variation continue de la structure trophique de l'écosystème aquatique de l'amont vers l'aval (CUMMINS, 1979 ; VANNOTE *et al.*, 1980). Des observations identiques ont été faites sur les variations de l'abondance relative des groupes trophiques dans les peuplements benthiques d'un cours d'eau forestier d'Angleterre (TOWNSEND & HILDREW, 1984) et du sud-ouest de la France (COMPIN & CEREGHINO, 2007).

L'explication de cette répartition est d'ordre trophique et avait déjà été mise en évidence par ORSINI (1986) :

- Dans les zones supérieures, la faible épaisseur de la lame d'eau permet l'accumulation, sous les blocs, des feuilles et des végétaux issus de l'aulnaie. Les Plécoptères, en particulier les larves du genre *Protonemura* et *Leuctra*, consommateurs de débris organiques, trouvent dans le cours supérieur leur biotope de prédilection.
- Dans la zone moyenne, où l'accumulation des débris végétaux est réduite et où les apports de matière organique fine sont peu importants, dominent des organismes qui se nourrissent d'algues épilithiques (ou périphyton). Ces organismes, appelés brouteurs ou racleurs de substrat, sont bien représentés dans le groupe des Ephéméroptères.
- Dans le cours inférieur, l'abondance des particules de petite taille dans la dérive permet la prolifération d'organismes collecteurs-filtreurs tels que les Simulies.

3.2.1.7. Comparaison aux données de la typologie des cours d'eau de Corse

ORSINI (2008) a établi une typologie des cours d'eau de Corse basée sur les caractéristiques morphodynamiques, physico-chimiques et biologiques de 28 cours d'eau répartis sur l'ensemble de la Corse.

Le traitement informatique des données (Analyse en Composantes Principales) avait permis de dégager 5 groupes de stations. Les groupes retenus pour notre étude sont :

- Le groupe 4 comprenant des stations dont l'altitude est comprise entre 80 et 700 m, afin d'effectuer une comparaison avec les résultats obtenus à Saint Antoine et à Zoza ;
- Le groupe 3 rassemblant des stations dont l'altitude varie de 6 à 50 m, pour la station de Spin'à Cavallu.

Les données obtenues pour la richesse taxonomique et l'abondance relative sont présentées dans le tableau XXVII.

Tableau XXVI : Comparaison des données obtenues avec la typologie des cours d'eau de Corse

	G3		Spin'à Cavallu	G4		Zoza	Saint Antoine
	maxi	mini		maxi	mini		
Altitude (m)	50	6	23	700	80	272	645
Richesse taxonomique	56	37	77	68	55	89	67
Nombre d'espèces							
Mollusques	8	6	3	7	3	5	3
Ephéméroptères	8	4	8	10	8	12	10
Plécoptères	1	1	3	6	3	3	4
Coléoptères	8	7	17	11	7	21	10
Trichoptères	10	6	16	18	14	21	21
Diptères	10	9	19	18	12	16	13
Abondance relative (%)							
Mollusques	66,5	49,9	13,0	74,6	4,8	3,0	0,5
Ephéméroptères	24,6	10,3	15,5	62,8	29,2	44,5	37,5
Plécoptères	0,6	0,1	0,5	13,3	4,0	1,0	8,0
Coléoptères	7,5	2,0	4,5	15,1	3,8	4,0	1,5
Trichoptères	35,4	14,7	18,0	54,0	13,4	21,0	11,5
Diptères	39,6	7,1	44,0	76,6	29,0	22,0	36,0

A Spin'à Cavallu, l'inventaire taxonomique compte 21 taxons supplémentaires par rapport à la typologie, avec 9 taxons en plus pour le groupe des Coléoptères, 9 taxons également chez les Diptères et 6 de plus pour les Trichoptères. Inversement, on note 5 taxons en moins chez les Mollusques, organismes brouteurs ou racleurs de substrat, en relation avec le remaniement constant du substrat par les éclusées limitant la prolifération des algues benthiques (notamment des diatomées).

A Zoza, le nombre important de taxons observé résulte de la forte augmentation des Coléoptères (10 taxons de plus) par rapport au groupe de la typologie, s'expliquant par l'adaptation de ce groupe, et en particulier des espèces endémiques, aux conditions de débit réservé. Les Trichoptères comptent également 3 taxons supplémentaires.

Le nombre de taxons recensé à Saint Antoine est légèrement en deçà par rapport à son groupe analogue avec, respectivement chez les Diptères et les Coléoptères, 5 et 1 taxons de moins par rapport à la moyenne maximale de la typologie. Une diminution notable est relevée chez le groupe des Plécoptères, indicateur d'eau froide, pouvant mettre en évidence les conséquences du réchauffement climatique.

FLOURY *et al.* (2012) ont souligné que l'augmentation de la température de l'eau, liée en grande majorité au réchauffement climatique, est responsable de la disparition ou de la nette réduction des taxons les plus sensibles au profit de l'apparition de familles d'invertébrés plus tolérantes. Leurs prévisions montrent que certains taxons risquent d'être menacés par le réchauffement futur même si l'arrivée potentielle de nouvelles espèces « eurytolérantes » conduit globalement à l'augmentation de la richesse taxonomique.

Plusieurs auteurs ont souligné une dérive temporelle des communautés d'invertébrés liée au changement climatique, se traduisant par la diminution progressive du nombre de taxons sensibles, rhéophiles et sténothermes au profit de taxons limnophiles et eurythermes (DAUFRESNE *et al.*, 2004).

Les recherches de DATRY *et al.* (2012) et LAUNAY & DATRY (2015) ont démontré les conséquences de l'augmentation de la durée et de la fréquence des sécheresses sur la diminution de la richesse taxonomique des communautés d'invertébrés benthiques. Leurs résultats montrent qu'une diminution de 10 % de la permanence d'écoulement provoquerait la disparition de 1 à 1,5 taxon.

3.2.1.8. Suivi de l'état écologique des eaux des stations

Les données relatives à l'état écologique des stations prospectées sont présentées dans les tableaux XXVIII à XXX.

Tableau XXVII : Etat écologique de la station de Saint Antoine (645 m)

	2016		2017		2018	
	Mai	Septembre	Mai	Septembre	Mai	Septembre
Note Eq-IBGN	17	17	18	13	14	17
Etat écologique	Très bon	Très bon	Très bon	Bon	Très bon	Très bon
Variété taxonomique	31	33	35	24	21	33
Classe de variété	9	10	10	7	7	10
Groupe indicateur	<i>Perlodidae</i> (9)	<i>Brachycentridae</i> (8)	<i>Perlodidae</i> (9)	<i>Leuctridae</i> (7)	<i>Brachycentridae</i> (8)	<i>Brachycentridae</i> (8)
Note EQR	1,23076	1,23076	1,30769	0,92307	1	1,23076
Etat écologique EQR	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon

Cette station hydrobiologique présente un habitat à dominante minérale. L'hydromorphologie du cours d'eau présente une succession de faciès radier, plat courant, plat lentique. Cette diversité d'écoulement permet la mise en place dans les secteurs calmes de litières et quelques sables participant à diversifier l'habitat.

Le peuplement d'invertébrés se caractérise par une variété taxonomique moyenne associée à la présence de nombreux taxons polluosensibles.

La meilleure note Eq-IBGN (18/20) est obtenue en mai 2017 où on enregistre la plus forte variété taxonomique se rapportant à une classe de variété de 10. De plus, le groupe indicateur est représenté par les Plécoptères *Perlodidae*, organismes polluosensibles.

Les notes Eq-IBGN obtenues permettent de classer ce tronçon de cours d'eau en très bon état écologique pour l'ensemble des campagnes, exceptée en septembre 2017 où on observe un bon état des eaux.

Les notes EQR, établies à partir de la note type pour les cours d'eau de taille moyenne en Corse, à savoir 14 pour la note de référence, confirment ce très bon état.

Tableau XXVIII : Etat écologique de la station de Zoza (272 m)

	2016		2017		2018	
	Mai	Septembre	Mai	Septembre	Mai	Septembre
Note Eq-IBGN	18	15	18	14	13	16
Etat écologique	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Bon	Très bon
Variété taxonomique	38	30	38	26	22	35
Classe de variété	11	9	11	8	7	10
Groupe indicateur	<i>Brachycentridae</i> (8)	<i>Leuctridae</i> (7)	<i>Brachycentridae</i> (8)	<i>Leuctridae</i> (7)	<i>Glossosomatidae</i> (7)	<i>Leuctridae</i> (7)
Note EQR	1,30769	1,07692	1,30769	1	0,92307	1,15384
Etat écologique EQR	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon

Les eaux de la station de Zoza sont en très bon état écologique avec une note Eq-IBGN de 18/20 en mai 2016 et 2017, attribuable à une variété taxonomique élevée à mettre en relation avec la diversité d'habitats présents. Cependant, on note l'absence du groupe indicateur 9 présentant les taxons les plus sensibles.

Certaines théories, comme le « River Continuum Concept » (VANNOTE *et al.*, 1980) postulent que la diversité des peuplements d'invertébrés benthiques est maximale dans les cours d'eau de taille moyenne, correspondant aux rangs 4 à 6 de Strahler, en liaison avec une plus grande diversité d'habitats (WASSON *et al.*, 2004). Ce constat est vérifié sur certaines données concernant la richesse spécifique des insectes aquatiques en France (VERNEAUX, 1973) ou aux USA (MINSHALL *et al.*, 1985). Toutefois, cette tendance pourrait être compensée dans les zones aval par l'accroissement de la diversité des communautés « non insectes », comme notamment les Mollusques (MOUTHON, 1981).

Tableau XXIX : Etat écologique de la station de Spin' à Cavallu (23 m)

	2016		2017		2018	
	Mai	Septembre	Mai	Septembre	Mai	Septembre
Note Eq-IBGN	16	15	16	11	11	16
Etat écologique	Très bon	Très bon	Très bon	Bon	Bon	Très bon
Variété taxonomique	36	26	36	24	23	30
Classe de variété	10	8	10	7	7	9
Groupe indicateur	<i>Glossosomatidae</i> (7)	<i>Philopotamidae</i> (8)	<i>Leuctridae</i> (7)	<i>Hydroptilidae</i> (5)	<i>Hydroptilidae</i> (5)	<i>Philopotamidae</i> (8)
Note EQR	1,15384	1,07692	1,15384	0,76923	0,76923	1,15384
Etat écologique EQR	Très bon	Très bon	Très bon	Bon/Moyen	Bon/Moyen	Très bon

Les eaux de la station de Spin' à Cavallu présentent, dans 66 % des campagnes, un très bon état écologique. Les plus fortes variétés taxonomiques sont observées en mai 2016 et 2017 avec 36 taxons recensés. En septembre 2016 et 2018, la diminution du nombre de taxons est contrebalancée par un groupe indicateur supérieur.

En septembre 2017 et mai 2018, la note Eq-IBGN de 11/20 confère aux eaux de Spin' à Cavallu un bon état écologique. Ainsi, on observe de légères modifications dans la composition et l'abondance des taxons d'invertébrés par rapport aux communautés caractéristiques. Le ratio des taxons sensibles aux perturbations par rapport aux taxons insensibles indique une légère détérioration par rapport aux niveaux non perturbés. Le niveau de diversité des taxons d'invertébrés indique de légères détériorations par rapport aux niveaux non perturbés.

Les résultats obtenus ont montré des changements en septembre 2017 et mai 2018 dans la composition des peuplements d'invertébrés induisant une détérioration de la qualité écologique des eaux de la station. Ce constat peut être mis en relation avec la crue importante du 13 au 24 mai 2018 et l'étiage sévère enregistré en septembre 2017.

Nous avons pris en compte les notes Eq-IBGN et variétés taxonomiques médianes car les moyennes ne reflètent pas la réalité. Les valeurs obtenues sont présentées dans le tableau XXXI.

Tableau XXX : Notes IBG-DCE et variétés taxonomiques médianes

	Saint Antoine (645 m)	Zoza (272 m)	Spin' à Cavallu (23 m)
Note Eq-IBGN	17,0	15,5	15,5
Variété taxonomique	32	33	28

En moyenne, les peuplements invertébrés des trois stations présentent un très bon état écologique.

La plus importante variété taxonomique est observée à Zoza. Cette diversité importante retrouvée au niveau du tronçon court-circuité s'explique par une plus grande occupation du lit par les sédiments fins et une augmentation du nombre d'habitats, ce qui entraîne une organisation plus complexe de la communauté benthique ; les habitats sableux hébergeant le plus grand nombre d'espèces communes.

À Saint Antoine, la présence d'espèces polluosensibles, telles que le Plécoptère *Isoperla insularis* démontre un meilleur état écologique des eaux.

La méthode de calcul de l'IBG-DCE n'est pas pertinente pour mettre en évidence l'impact de l'aménagement hydroélectrique car son emploi est plus indiqué pour les perturbations en lien avec une pollution organique. De plus, les invertébrés peuvent présenter des sensibilités sélectives aux différents facteurs de perturbation.

3.2.1.9. Traitement statistique des données par analyse multivariée

Depuis son utilisation par BENZECRI *et al.* (1973) et VERNEAUX (1973), cette méthode est devenue d'un emploi courant en écologie du macrobenthos.

La répartition des invertébrés benthiques a été abordée de façon horizontale et transversale notamment par GASCHIGNARD *et al.* (1983) et COGERINO *et al.* (1995).

EL AGBANI *et al.* (1992), GROWNS *et al.* (1992), DOWNES *et al.* (1993) et USSEGLIO-POLATERA (2000) précisent que l'expression graphique, par une analyse multivariée de type A.F.C., de la signification écologique d'un peuplement permet de visualiser l'organisation mésologique et fonctionnelle exprimée par la faune.

Cette technique d'analyse informatique multivariée est très utilisée dans les recherches des structures biocénétiques et biotypologiques des cours d'eau : GIUDICELLI & TALIN (1977), DAKKI (1979), GIUDICELLI *et al.* (1980), DIA (1983), EL AGBANI (1984), ORSINI (1986), MORI (1997) et ORSINI (2008).

L'A.F.C. a été utilisée pour étudier l'évolution des peuplements lotiques dans le cycle annuel (VESPINI, 1985 ; DOLEDEC, 1986 ; ORSINI, 1986).

Une analyse biocénétique globale avec l'ensemble des taxons et des trois stations a été réalisée.

Afin de réduire les disparités numériques entre taxons à forts effectifs et taxons à faibles effectifs, l'abondance de chaque taxon a été transformée en classes où les limites de celles-ci suivent une progression exponentielle de facteur 0,57.

Classe 0 : 0 individu

Classe 1 : 1 individu

Classe 2 : 2 à 3 individus

Classe 3 : 4 à 7 individus

Classe 4 : 8 à 15 individus

Classe 5 : 16 à 31 individus

Classe 6 : 32 à 63 individus

Classe 7 : 64 à 127 individus

Classe 8 : 128 à 255 individus

Classe 9 : 256 à 511 individus

Classe 10 : + de 511 individus

La première analyse correspond aux projections sur le plan F1/F2, la seconde aux projections sur le plan F1/F3.

Projections sur le plan F1/F2

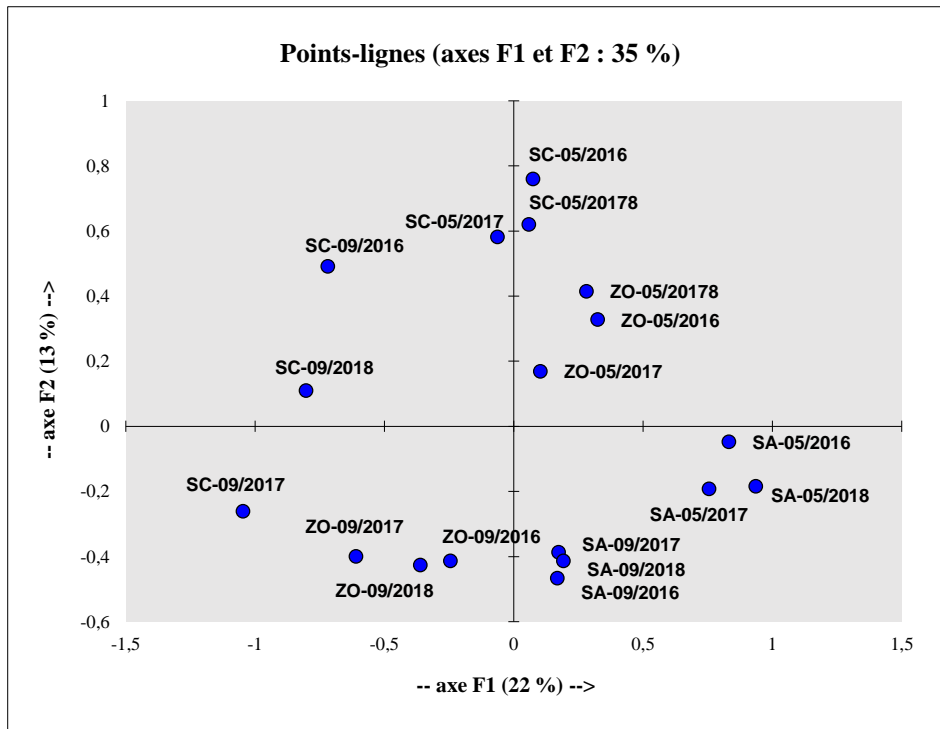


Figure 66 : Projection des individus (campagnes par station) sur le plan F1/F2

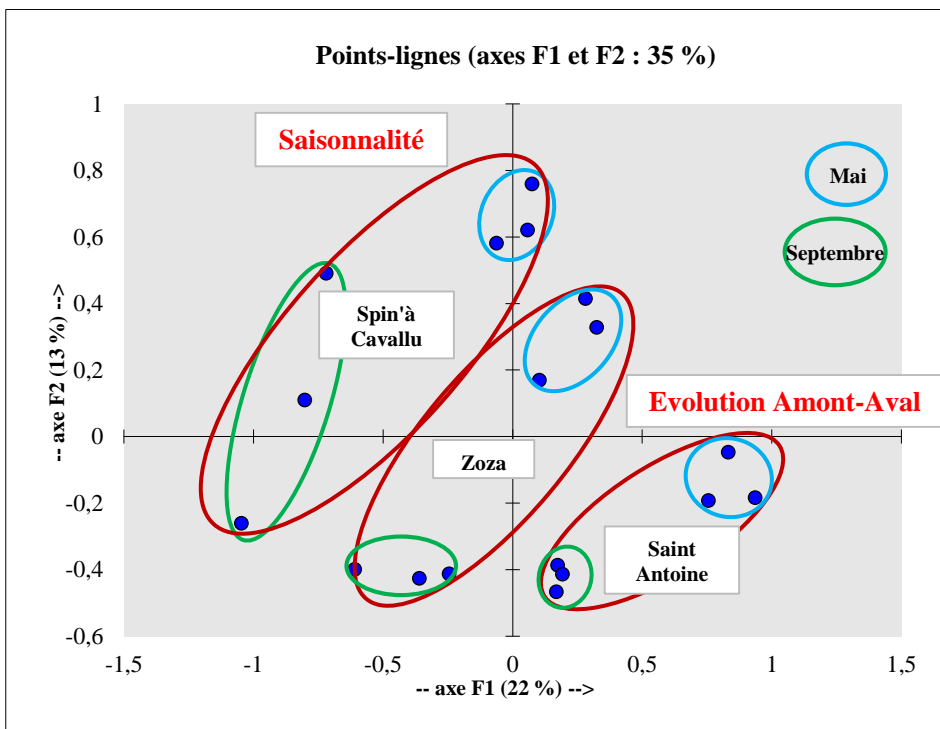


Figure 67 : Projection des individus (campagnes par station) sur le plan F1/F2

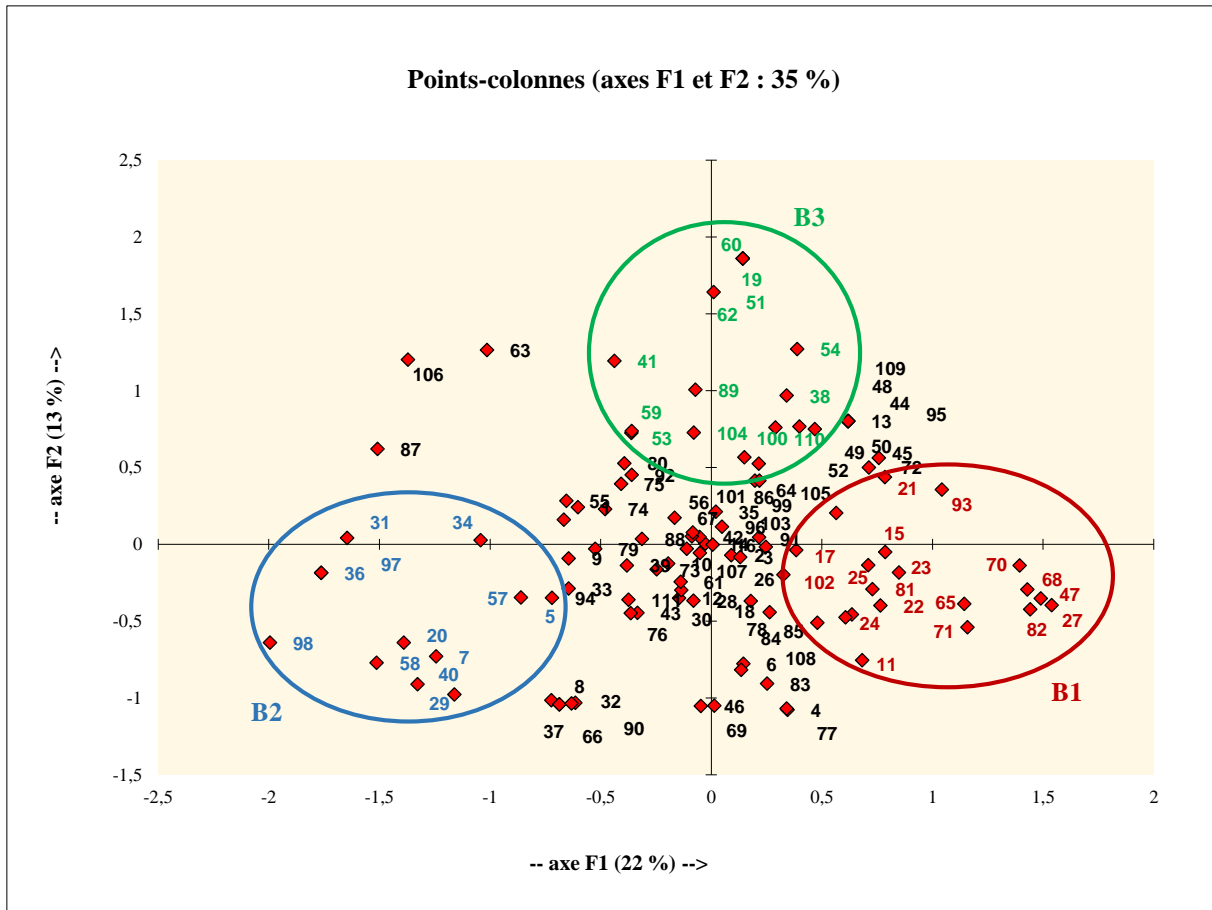


Figure 68 : Projection des variables (taxons) sur le plan F1/F2

La matrice croise 111 variables (taxons) avec 18 individus (stations et campagnes, soit trois campagnes sur trois stations et trois années de suivi). Le plan F1/F2 cumule 35 % de l'information contenue dans la matrice de données.

Le regroupement des points-observations est réalisé à partir du résultat d'une Classification Ascendante Hiérarchique (C.A.H.) qui produit un arbre binaire de classification appelé dendrogramme. Cette méthode fait intervenir la notion de similarité ; elle permet d'associer les objets (taxons) par ordre de similarité (JENKINS *et al.*, 1984) ; les objets les plus semblables sont appariés formant des groupes qui s'agglutinent entre eux à mesure que l'on diminue le coefficient de similarité. Une césure est effectuée à l'endroit où la partition paraît la plus homogène.

La figure 66 présente la projection des individus (campagnes par stations) sur le plan F1/F2. L'axe F1 est porté par Spin'à Cavallu (septembre 2017) avec 17,82 % du côté négatif et Saint Antoine (mai 2016) du côté positif. Du côté positif de l'axe F2, Spin'à Cavallu (mai 2016) a la plus forte contribution avec 21,25 %.

En deux dimensions, la projection des points sur le plan F1/F2 met en évidence (figure 67) l'évolution amont-aval des trois qui s'individualisent mais fait apparaître également la saisonnalité, avec du côté positif des axes, la saison printanière et du côté négatif, la saison estivale.

Sur l'axe 1, les stations se répartissent dans un ordre altitudinal croissant (coordonnées négatives pour la station de basse altitude, coordonnées positives pour les stations de moyenne et haute altitude). L'axe 1 décrit donc la succession amont-aval des stations et des espèces. Les stations de l'épirhithral (Saint Antoine) et du rhithral (Zozza) apparaissent sur F1 avec des coordonnées positives, elles sont situées à des altitudes respectives de 645 et 272 m. À l'opposé, la stations du potamal (Spin' à Cavallu) à une altitude de 23 m.

VERNEAUX (1973), GIUDICELLI *et al.* (1980), ORSINI (1986) et MORI (1997) ont reconnu la même signification de cet axe.

La figure 68 présente la projection des variables (taxons) sur le plan F1/F2. Du côté positif de l'axe F1, les taxons qui ont les plus fortes contributions sont les Ephéméroptères *Habrophlebia eldae* (4,98 %) et *Serratella ignita* (4,19 %). Du côté négatif, c'est l'Ephéméroptère *Centroptilum luteolum* qui domine (4,77 %) suivi du Mollusque Gastéropode *Potamopyrgus antipodarum* (4,00 %). L'axe 2 est dominé par le Diptère *Chironomini* (5,64 %) et du Coléoptère *Hydrocyphon pallidicollis* (4,59 %) du côté positif. Du côté négatif, c'est le Trichoptère *Sericostoma clypeatum* qui a la plus forte contribution (3,28 %).

Projections sur le plan F1/F3

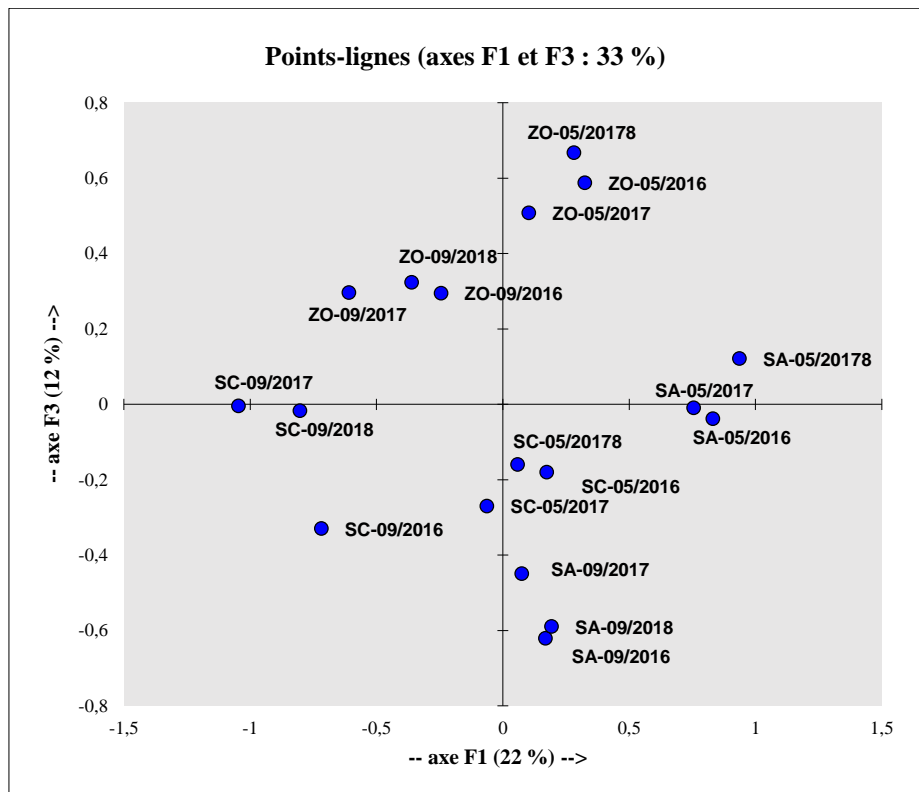


Figure 69 : Projection des individus (campagnes par station) sur le plan F1/F3

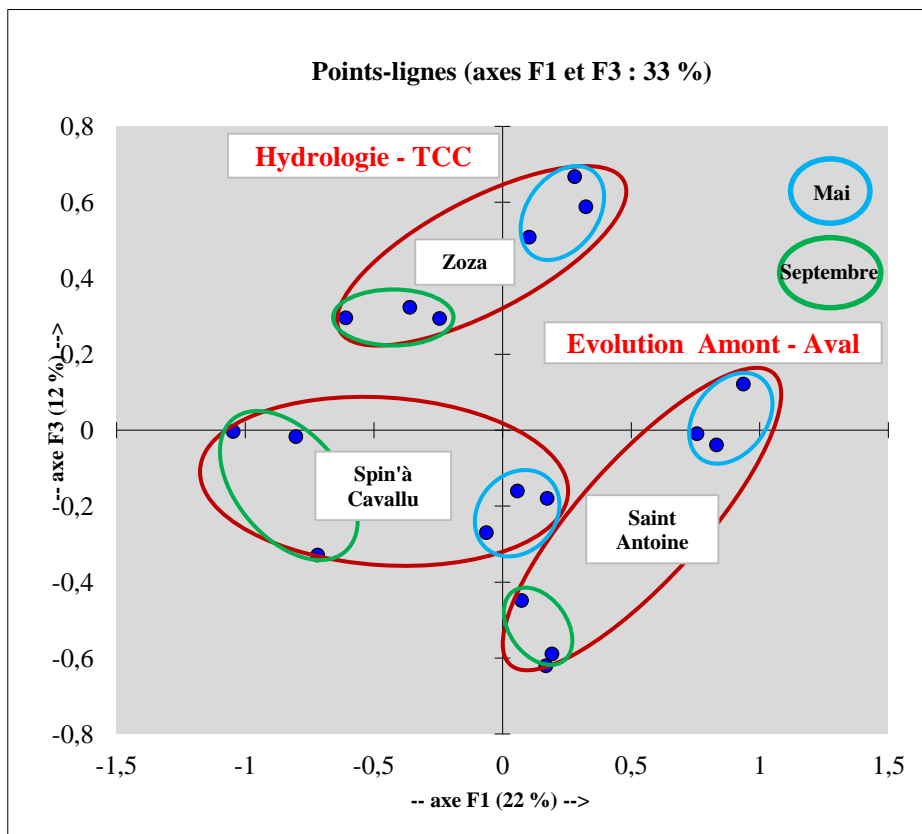


Figure 70 : Projection des individus (campagnes par station) sur le plan F1/F3

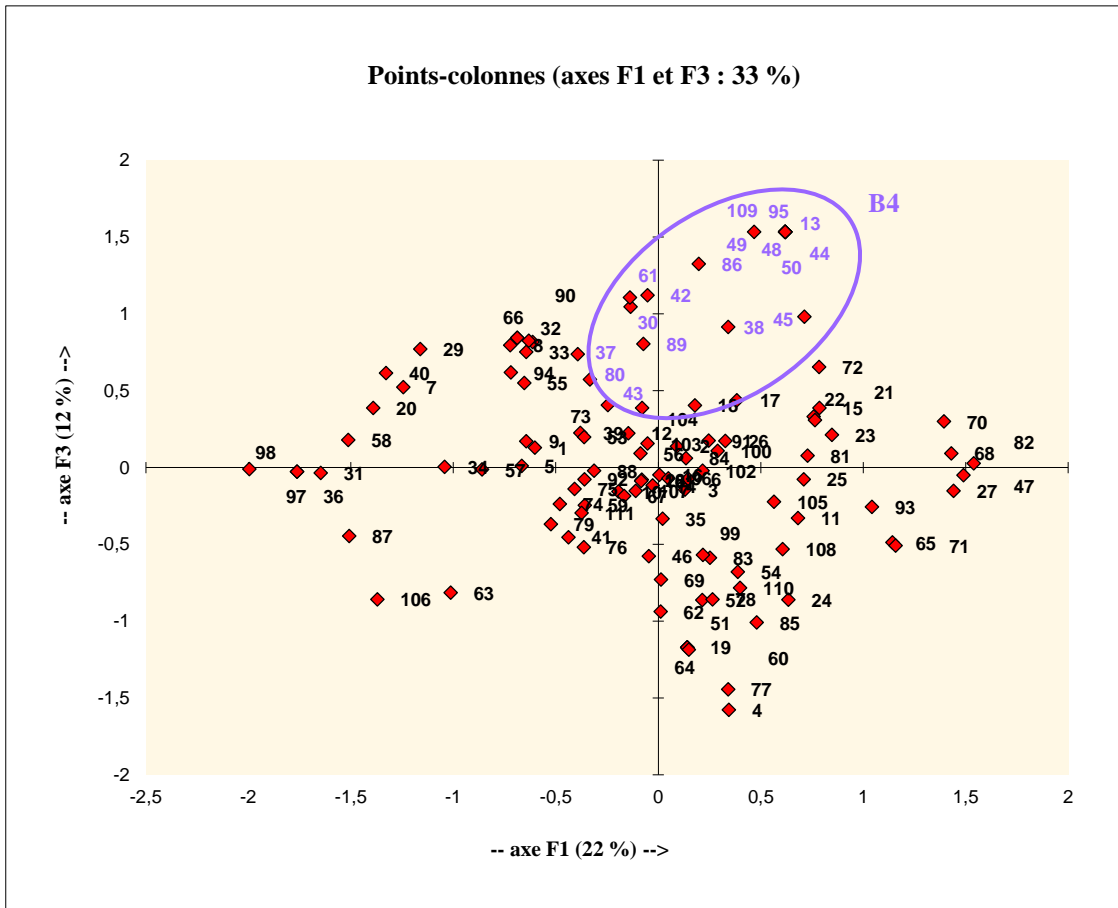


Figure 71 : Projection des variables (taxons) sur le plan F1/F3

Le plan F1/F3 cumule 33 % de l'information contenue dans la matrice de données.

La figure 69 présente la projection des individus (campagnes par station) sur le plan F1/F3. Les contributions sur l'axe F1 ont été citées précédemment. Sur l'axe F3, c'est la station de Saint Antoine en septembre 2016 qui a la plus forte contribution (17,88 %) du côté négatif, suivie de la même station en septembre 2018 (14,67 %). Du côté positif, s'individualise la station de Zoza au mois de mai avec des contributions de 15,70 %, 12,50 % et 10,28 % pour respectivement, 2016, 2017 et 2018.

La projection des points sur le plan F1/F3 fait apparaître (figure 70) l'évolution amont-aval des trois stations qui s'individualisent mais met également en évidence l'impact du tronçon court-circuité.

La figure 71 présente la projection des variables (taxons) sur le plan F1/F3. Les contributions sur l'axe F1 ont été citées précédemment. L'axe F3 est dominé du côté positif par les Coléoptères *Stictonectes rufulus* (5,50 %), *Laccobius sinuatus binaghii* (5,42 %) et *Yola bicarinata* (3,34 %). Du côté négatif, le Trichoptère *Oxyethira hartigi* a la plus forte

contribution (3,85 %) suivi par les Diptères *Thaumalea* sp. et *Atrichopogon latipygus* avec respectivement 3,40 % et 3,38 %.

Les projections des variables sur les plans F1/F2 et F1/F3 permettent de mettre en évidence quatre biocénotypes.

Le **biocénotype B1** comprend : les Epheméroptères *Serratella ignita*, *Habroleptoides modesta*, *Habrophlebia eldae*, *Baetis cyrneus*, *Baetis muticus* et *Ecdyonurus corsicus*, les Plécoptères *Protonemura corsicana*, *Leuctra budtzi* et *Isoperla insularis*, le Coléoptère *Haliplus lineaticolis*, les Trichoptères *Wormaldia variegata*, *Polycentropus corsicus*, *Tinodes agaricinus*, *Rhyacophila pubescens*, *Micrasema togatum*, *Micrasema cinereum* et les Diptères *Liponeura insularis* et *Tanypodinae*. Ce groupe correspond à l'hyporhithron (dans le schéma de zonation des cours d'eau de ILLIES & BOTOSANEANU, 1963), faune du cours moyen des rivières.

GIUDICELLI (1968) considère *Protonemura corsicana* et *Baetis cyrneus* comme des espèces fondamentales ou constantes dans les zones 4 et 5 (épirhithron dans le schéma de zonation des cours d'eau de ILLIES & BOTOSANEANU, 1963). Il classe *Leuctra budtzi* et *Serratella ignita* comme espèces fondamentales ou constantes dans la zone 2 (hyporhithron).

Le **biocénotype B2** comprend : les Mollusques Gastéropodes *Potamopyrgus antipodarum* et *Planorbis moquini*, l'Epheméroptère *Centroptilum luteolum*, les Odonates *Coenagrion* sp. et *Gomphus* sp., les Héteroptères *Aphelocheirus aestivalis* et *Plea leachi*, les Coléoptères *Oreodytes* sp., *Esolus brevis* et *Limnius intermedius*, ainsi que les Diptères *Simulium auricoma* et *Forcipomyia* sp. Ce groupe correspond au métapotamon, faune du cours inférieur des rivières.

Les Héteroptères *Plea leachi*, *Aphelocheirus aestivalis* ainsi que le Gastéropode *Potamopyrgus antipodarum* sont caractéristiques des zones potamiques (PREVOT, 1984 ; GIUDICELLI & ORSINI, 1987).

Le **biocénotype B3** comprend : l'Epheméroptère *Siphonurus lacustris*, les Coléoptères *Deronectes lareynii*, *Hydroporus regularis*, *Dryops costae*, *Hydrocyphon pallidicollis*, *Limnius sulcipennis damryi* et *Macrolea* sp., le Trichoptère *Triaenodes* sp., ainsi que les Diptères *Chironomini*, *Tipula* sp. et *Thaumalea* sp. Ce groupe est composé de taxons caractéristiques de la faune printanière en accord avec les constatations faites par ORSINI (1986 et 2008).

Le **biocénotype B4** comprend : l'Ephéméroptère *Rhithrogena aetoni*, l'Odonate *Boyeria irene*, les Coléoptères *Agabus binotatus*, *Deronectes lareynii*, *Stictonectes rufulus*, *Potamonectes griseostriatus*, *Laccornis* sp., *Yola bicarinata obscurior*, *Peltodytes* sp, *Laccobius sinuatus binaghii*, *Hydrophilus* sp. et *Eubria pallustris*, les Trichoptères *Lepidostoma hirtum*, *Setodes argentipunctellus* et *Triaenodes* sp., ainsi que les Diptères *Dixa puberula* et *Rhagionidae* ind. Ce groupe est constitué de taxons caractéristiques de la faune inféodée aux tronçons court-circuités. GREGOIRE & CHAMPEAU (1981), dans leur étude sur le Verdon, ont constaté l'existence, à l'aval immédiat des barrages, de communautés particulières inféodées à un régime hydraulique donné.

Le peuplement benthique de l'**année 2018** est le plus pauvre que ce soit en termes de richesse taxonomique ou de densités avec des écarts importants observés par rapport aux années précédentes.

Au niveau taxonomique, Saint Antoine est marqué par une diminution des Plécoptères, indicateurs d'eaux froides, conséquences du **changement climatique**.

On observe, dans le **tronçon court-circuité** (Zoza), une augmentation des Coléoptères, groupe adapté aux conditions de débit réservé.

A Spin' à Cavallu, station soumise au **régime des éclusées**, on enregistre un accroissement de la richesse taxonomique des Coléoptères, des Trichoptères et des Diptères, à l'inverse des Mollusques, organismes brouteurs, en relation avec le remaniement constant du substrat par les éclusées empêchant l'installation d'un peuplement diatomique stable.

Les effets de l'aménagement hydroélectrique du Rizzanese sur la faune benthique sont plus marqués à Spin' à Cavallu qu'à Zoza, le régime des éclusées semble donc plus impactant que le débit réservé.

Les résultats ont mis en évidence une **adaptation** des espèces endémiques aux conditions de débit réservé (Zoza) et au régime des éclusées (Spin' à Cavallu) mais ont démontré leur **manque d'acclimatation** aux conséquences du changement climatique à Saint Antoine.

2017 est qualifiée comme une **année hydrologique « type » des conséquences du changement climatique**.

3.2.2. Faune piscicole

Les cours d'eau de Corse sont dominés par trois espèces : la truite (*Salmo trutta*, Linnaeus 1758), l'anguille (*Anguilla anguilla*, Linnaeus 1758) et la blennie fluviatile (*Salaria fluviatilis*, Asso 1801).

La truite commune est une espèce de salmonidés originaire d'Eurasie et d'Afrique du Nord. Elle est largement répandue dans toute l'Europe. Des études génétiques (KRIEG & GUYOMAR, 1985 et BERREBI, 1995) ont démontré l'existence de plusieurs types génétiques. En France continentale, on distingue la souche atlantique (domestiquée et reproduite en pisciculture) et la souche méditerranéenne.

En Corse, en plus des souches atlantique et méditerranéenne, on note la présence d'une souche endémique corse appartenant à la sous-espèce *macrostigma* (DUMERIL, 1858 et SPILLMAN, 1961). La Directive Européenne « Habitat » 92/43CEE classe, dans l'Annexe II, *Salmo trutta macrostigma* comme « espèce d'intérêt communautaire ». Cette espèce fréquente essentiellement les parties apicales des bassins hydrographiques (ROCHE, 2001) ainsi que certaines zones humides d'altitude appelées pozzines (ORSINI *et al.*, 1996b, 1996c, 1996d).

L'influence des apports allochtones de matière organique issue de la ripisylve sur les peuplements piscicoles des cours d'eau forestiers a été mise en évidence par BILBY & BISSON (1992), ALLAN *et al.* (2003) et ORSINI (2008).

L'anguille européenne est une espèce amphibiotique thalassotoque. Dans les cours d'eau de Corse, l'anguille a été recensée jusqu'à 1 100 m d'altitude (ROCHE, 2001).

Cette espèce ubiquiste s'accommode de l'eutrophisation et peut vivre dans des habitats extrêmement divers (CRIVELLI, 1998).

La blennie fluviatile est un poisson du pourtour méditerranéen, plus fréquent en Corse que sur le continent (KIENER, 1985). Cette espèce est présente dans les grands fleuves côtiers jusque vers 200 m d'altitude (ROCHE, 2001) et sa répartition est toujours très localisée, en raison de ses exigences écologiques et de la vulnérabilité de sa ponte (KEITH *et al.*, 1992).

Cette espèce dispose de nombreux statuts de protection. Elle est inscrite sur la Liste rouge de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) au niveau mondial, européen et français. Elle est réglementée au niveau international par son inscription à l'Annexe III de la

Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe (Convention de Berne) et figure également sur la liste des espèces de poissons protégées sur l'ensemble du territoire français national.

Ces trois espèces de poissons autochtones se répartissent dans les cours d'eau de Corse selon une zonation altitudinale qui comprend quatre parties (ROCHE, 1987) :

- La zone à truite supérieure, au-dessus de 800 m d'altitude, est dominée par la truite, l'anguille est souvent absente.
- La zone à truite inférieure, entre 800 à 200 m d'altitude, où le peuplement est composé de la truite et de l'anguille.
- La zone à anguille, au-dessous de 200 m d'altitude, est dominée par l'anguille qui cohabite avec la blennie fluviale ; les effectifs de truites y diminuent considérablement.
- La zone d'influence marine comprend les estuaires et la partie des fleuves soumise à la remontée des eaux salées. Outre l'anguille et l'épinoche (*Gasterosteus aculeatus*, Linnaeus 1758), on y rencontre des espèces amphibiotiques potamotoques qui migrent de la mer vers les cours d'eau pour se reproduire : l'alose feinte (*Alosa fallax*, Lacepède 1803), l'athérine (*Atherina boyeri*, Risso 1810), le loup (*Dicentrarchus labrax*, Linnaeus 1758), les mulets (*Chelon labrosus*, Risso 1827 ; *Liza aurata*, Risso 1810 ; *Liza ramada*, Risso 1827 ; *Mugil cephalus*, Linnaeus 1758).

En Europe de l'Ouest, HUET (1954) a défini quatre grandes zones de peuplement piscicole, qui se succèdent selon un gradient longitudinal des cours d'eau. On distingue : la zone à truite, la zone à ombre, la zone à barbeau et la zone à brème. Cette zonation ne s'applique pas à la Corse en raison du peuplement piscicole réduit.

3.2.2.1. Structure des peuplements

3.2.2.1.1. EVOLUTION DES DENSITES ET BIOMASSES

Les densités et biomasses du peuplement piscicole des trois stations prospectées durant les trois années d'étude sont présentées dans les figures 72 et 73. L'ensemble des inventaires piscicoles figure dans l'annexe 4.

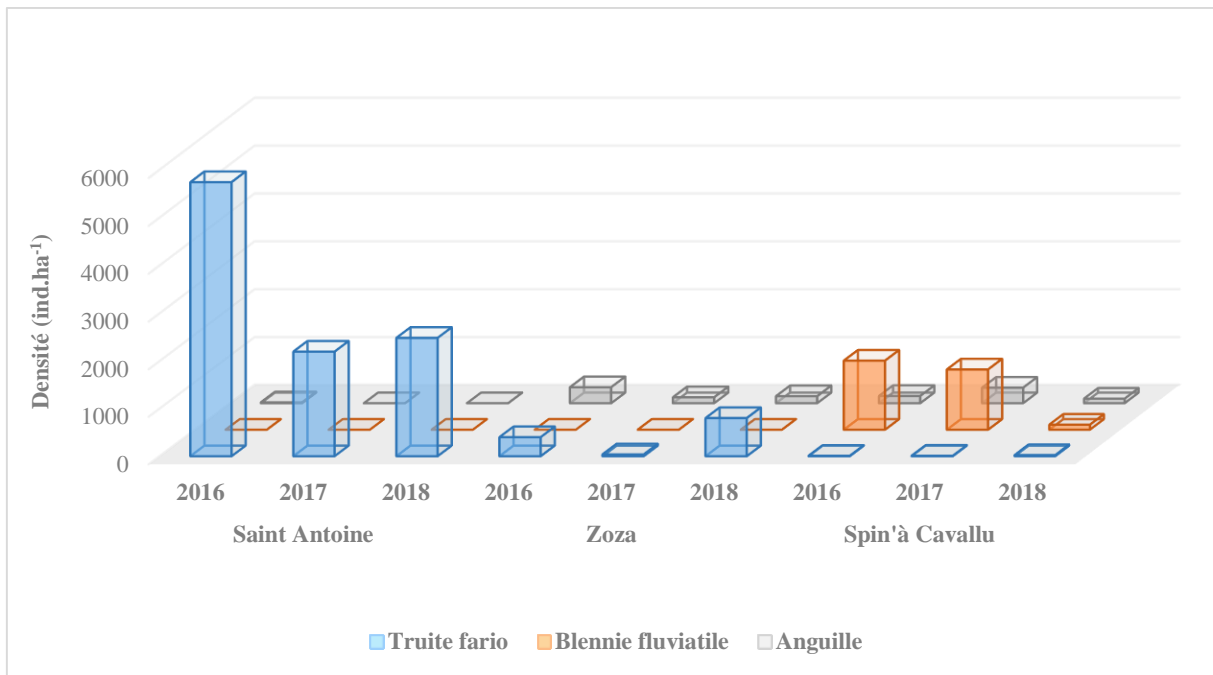


Figure 72 : Evolution de la densité du peuplement piscicole

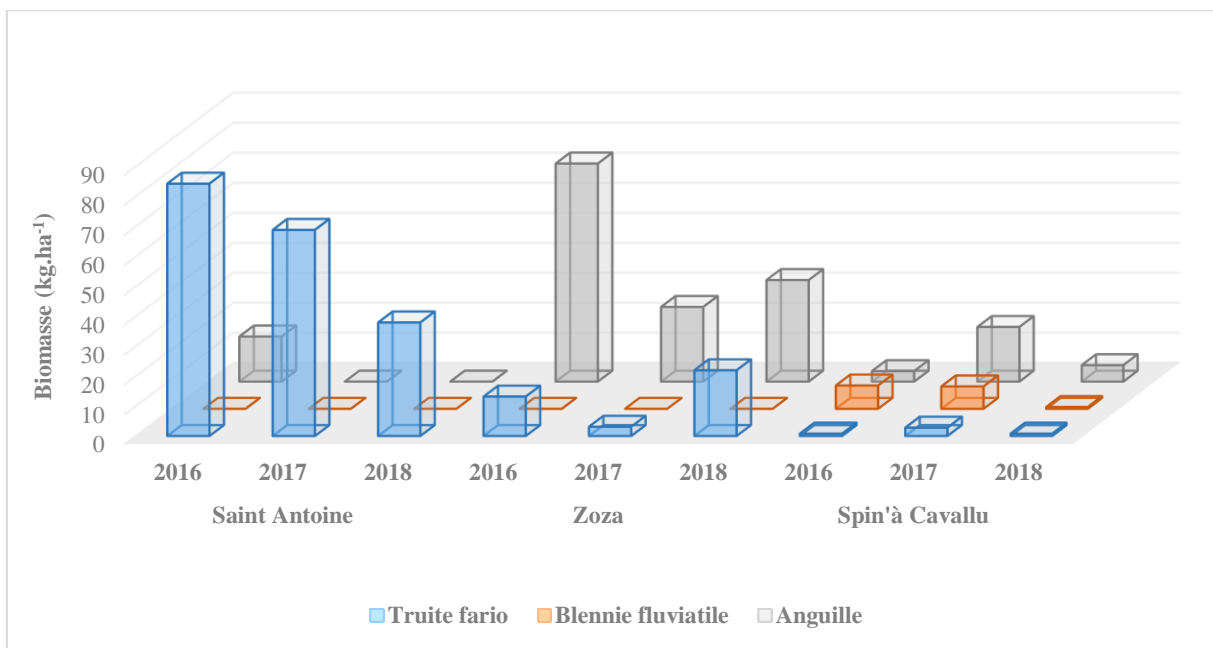


Figure 73 : Evolution de la biomasse du peuplement piscicole

Les stations de Saint Antoine et Zoza, à des altitudes respectives de 645 m et 272 m, se situent dans la zone à truite inférieure. Nos prospections recensent donc la truite fario et l'anguille. La blennie fluviatile est inventoriée exclusivement à Spin'à Cavallu (23 m), station située dans la zone à anguille, dans laquelle ont été également capturées des anguilles et des truites.

Saint Antoine (645 m)

En 2016, ont été recensées, en amont du barrage, 623 truites fario sur une surface de 1 085 m², soit une densité de 5 742 ind.ha⁻¹. Concernant leur biomasse, on obtient 9,1 kg pour la totalité de l'échantillon ce qui correspond à 84,4 kg par hectare de cours d'eau prospecté.

En 2017, 280 truites fario ont été dénombrées sur une surface de 1 272 m², soit une densité de 2 201 ind.ha⁻¹. Concernant leur biomasse, on obtient 8,7 kg pour la totalité de l'échantillon ce qui correspond à 68,9 kg.ha⁻¹ de cours d'eau.

En 2017, on enregistre à Saint Antoine la température maximale la plus élevée (21,65°C) des trois campagnes et l'amplitude thermique annuelle la plus importante (20,66°C). Comme nous l'avons vu précédemment (chap. 3, § 3.2.1.6.1.), l'année 2017, considérée comme année hydrologique « type » des conséquences du changement climatique, est marquée par une crue importante et un étiage estival sévère ayant fortement impacté le peuplement de *S. trutta fario*.

Ceci explique la baisse des effectifs de truites à Saint Antoine par rapport à 2016. Cependant, avec une densité ayant chuté de plus de moitié, on observe une biomasse pratiquement identique. En effet, la longue période d'étiage provoquant une diminution de l'oxygénation des eaux et les débits considérables enregistrés lors de la crue de janvier, les jeunes individus ont été le plus impactés.

De plus, on note l'absence d'anguille à Saint Antoine, excepté en 2016 où deux individus de 5+ et 7+ ont été recensés, sans doute bloqués par le barrage, affectant leur dévalaison. En 2017 et 2018, aucun individu n'est recensé, traduisant l'impact de l'ouvrage pour la montaison de ce poisson.

En 2018, ont été recensées 466 truites fario sur une surface de 1 872 m², soit une densité de 2 489 ind.ha⁻¹. Concernant leur biomasse, on obtient 7,1 kg pour la totalité de l'échantillon ce qui correspond à 38 kg.ha⁻¹ de cours d'eau.

Zoza (272 m)

En 2016, dans le tronçon court-circuité du barrage, ont été recensées 25 truites fario sur une surface de 624 m², soit une densité de 401 ind.ha⁻¹. Concernant leur biomasse, on obtient 0,8 kg pour la totalité de l'échantillon ce qui correspond à 13,2 kg.ha⁻¹ de cours d'eau.

En 2017, 4 truites fario ont été recensées sur une surface de 1 038 m², soit une densité de 38 ind.ha⁻¹. Concernant leur biomasse, on obtient 0,3 kg pour la totalité de l'échantillon ce qui correspond à 3,1 kg.ha⁻¹ de cours d'eau.

En 2018, ont été dénombrées 59 truites fario sur une surface de 734 m², soit une densité de 803 ind.ha⁻¹. Concernant leur biomasse, on obtient 1,6 kg pour la totalité de l'échantillon ce qui correspond à 22 kg.ha⁻¹ de cours d'eau.

Les très faibles effectifs enregistrés en 2017 sont dus à l'étiage sévère (augmentation de la température et par conséquent diminution de l'oxygène dissous), montrant l'impact du tronçon court-circuité. En situation de débit réservé, la réduction de la surface mouillée, des vitesses de courant et des profondeurs engendrent une moindre disponibilité en habitats (BARAN *et al.*, 1995).

La modification du régime thermique du Rizzanese a des répercussions importantes sur la distribution de la faune piscicole. Les mêmes constatations ont été faites par CAZENEUVE *et al.* (2009) dans la Dordogne impactée par la présence du barrage hydroélectrique du Sablier.

En outre, la faible population de truites observée à Zoza en 2017, année marquée par une forte crue, peut être engendrée par la modification des surfaces favorables à la reproduction dans le tronçon court-circuité. Ce constat a été fait par MENNESSIER *et al.* (2018) dans la Dordogne, en aval du barrage du Sablier.

La faible densité d'anguilles à Zoza démontre que l'ouvrage hydroélectrique constitue un obstacle à la migration.

En 2018, on observe une hausse des effectifs de *S. trutta fario* à Zoza, à mettre en relation avec les actions de déplacement d'individus pour une consolidation de population effectuées par les A.A.P.M.A. locales (Associations Agréées de Pêche et de Protection du Milieu Aquatique) en partenariat avec la Fédération de la Corse pour la pêche et la protection du milieu aquatique.

Spin' à Cavallu (23 m)

En 2016, en aval du barrage, 39 anguilles ont été recensées sur une surface de 2 552 m², soit une densité de 153 ind.ha⁻¹. Concernant leur biomasse, on obtient 0,9 kg pour la totalité de l'échantillon ce qui correspond à 3,5 kg.ha⁻¹ de cours d'eau.

En 2017, ont été comptabilisées 64 anguilles sur une surface de 1 955 m², soit une densité de 1 268 ind.ha⁻¹. Concernant leur biomasse, on obtient 3,5 kg pour la totalité de l'échantillon ce qui correspond à 18,3 kg.ha⁻¹ de cours d'eau.

En 2018, 41 anguilles ont été dénombrées sur une surface de 4 228 m², soit une densité de 106 ind.ha⁻¹. Concernant leur biomasse, on obtient 0,2 kg pour la totalité de l'échantillon ce qui correspond à 0,6 kg.ha⁻¹ de cours d'eau.

Les faibles effectifs de truite enregistrés sont conformes à ceux naturellement rencontrés dans la zone à anguille. Cependant, leur diminution en 2018 est à mettre en relation avec la crue des 4 et 5 novembre 2018 avec un débit instantané de 163 m³.s⁻¹ enregistré le 4 novembre.

Concernant les populations d'anguilles, les effectifs médiocres observés reflètent l'impact du régime des éclusées. POFF *et al.* (1997) ont mis en évidence l'impact des variations journalières considérables de débit produites par les barrages hydroélectriques réduisant considérablement la productivité des habitats d'*A. anguilla* en aval.

Le peuplement piscicole observé pendant l'année 2017 semble le plus impacté. CHAPPAZ (1997) précise que la densité des populations de macroinvertébrés benthiques est invoquée parmi les mécanismes contrôlant la densité de poissons (HORTON, 1961 ; LE CREN, 1965 ; FROST *et al.*, 1967). De ce fait, les diminutions observées au niveau du peuplement benthique peuvent expliquer la baisse constatée.

Une compilation des données disponibles sur le peuplement piscicole avant la mise en eau du barrage du Rizzanese a été réalisée. Les moyennes des densités et des biomasses obtenues lors des différents recensements piscicoles sont présentées dans le tableau XXXII pour Saint Antoine, dans le tableau XXXIII pour Zoza et dans le tableau XXXIV pour Spin' à Cavallu. L'ensemble de ces éléments a permis de suivre l'évolution de l'état des lieux biologique des trois sites étudiés [données Agence Française pour la Biodiversité (A.F.B.), compilation de 22 années].

Tableau XXXI : Recensements piscicoles à Saint Antoine de 1996 à 2011 (A.F.B., compilation de 16 années, non publié)

	Densité (ind.ha ⁻¹)			Intervalles	
	Moyenne (n = 16)	Ecart type	Médiane	Mini	Maxi
<i>S. trutta fario</i>	4 661	1 543	4 954	3 117	6 204
<i>A. anguilla</i>	8	9	5,3	0	17
	Biomasse (kg.ha ⁻¹)			Intervalles	
	Moyenne	Ecart type	Médiane	Mini	Maxi
<i>S. trutta fario</i>	102,7	23,0	97,5	79,6	125,7
<i>A. anguilla</i>	3,5	5,2	0,2	0	8,7

Tableau XXXII : Recensements piscicoles à Zoza en 2003 et 2008 (A.F.B., compilation de 2 années, non publié)

	Densité (ind.ha ⁻¹)		Intervalles	
	Moyenne (n = 2)	Ecart type	Mini	Maxi
<i>S. trutta fario</i>	588	309	279	897
<i>A. anguilla</i>	377	59	318	436
	Biomasse (kg.ha ⁻¹)		Intervalles	
	Moyenne	Ecart type	Mini	Maxi
<i>S. trutta fario</i>	19,1	1,3	17,8	20,5
<i>A. anguilla</i>	39,6	7,8	31,8	47,5

Tableau XXXIII : Recensements piscicoles à Spin' à Cavallu en 1988, 2003, 2008 et 2010 (A.F.B., compilation de 4 années, non publié)

	Densité (ind.ha ⁻¹)		Intervalles	
	Moyenne (n = 4)	Ecart type	Mini	Maxi
<i>A. anguilla</i>	1 534	1 009	525	2 543
<i>S. fluviatilis</i>	1 865	1 624	241	3 489
<i>S. trutta fario</i>	79	98	0	177
	Biomasse (kg.ha ⁻¹)		Intervalles	
	Moyenne	Ecart type	Mini	Maxi
<i>A. anguilla</i>	74,9	38,5	36,4	113,4
<i>S. fluviatilis</i>	8,8	6,6	2,2	15,4
<i>S. trutta fario</i>	8,6	6,9	1,7	15,5

Les résultats obtenus au cours des trois années de suivi montrent des différences notables par rapport aux recensements réalisés avant la construction du barrage.

A Saint Antoine, les moyennes obtenues pour la truite ($3\,477 \text{ ind.ha}^{-1}$ et $63,7 \text{ kg.ha}^{-1}$) sont inférieures à celles résultant des pêches d'inventaire antérieures. Cette station d'étude étant située en amont du barrage, l'écart pourrait s'expliquer par les conséquences du changement climatique.

PLETTERBAUER *et al.* (2014) ont étudié l'évolution des structures de peuplement piscicole à l'échelle européenne face au changement climatique à partir d'un indicateur de la richesse spécifique. Les résultats montrent un changement inévitable des peuplements sur la zone méditerranéenne s'expliquant par la forte augmentation des températures et des sécheresses hydrologiques.

Avec le réchauffement de la température de l'eau, COMTE *et al.* (2013), dans leur étude sur la répartition des espèces, ont montré un déplacement vers l'amont des individus.

De plus, la densité maximale observée de $5\,742 \text{ ind.ha}^{-1}$ avec une biomasse relative de $84,3 \text{ kg.ha}^{-1}$ reflète également l'impact du changement climatique. On remarque qu'avec un peuplement plus important en termes de densité, nos résultats montrent une biomasse plus faible.

La température de l'eau a un rôle majeur sur la croissance de la truite commune (MC FADDEN & COOPER, 1962 ; EKLÖV *et al.*, 1999). MANGEL (1994), dans son étude sur le changement climatique et la variation du cycle de vie des salmonidés, a indiqué que le changement climatique entraîne une diminution globale de la disponibilité de nourriture, engendrant des répercussions sur la taille des individus.

Quant à *A. anguilla*, elle présente une densité moyenne légèrement plus faible qu'avant la mise en eau du barrage mais le résultat obtenu en termes de biomasse est supérieur. En effet, le barrage constitue un obstacle à la montaison des civelles. PORCHER & TRAVADE (1992) précisent que les obstacles à la circulation constituent le principal facteur de la régression de toutes les espèces migratrices. En effet, de nombreux auteurs relèvent une accumulation d'anguilles en aval des aménagements hydrauliques et de très faibles abondances en amont de ces derniers (LEGAULT, 1988 ; FEUNTEUN *et al.*, 1998 ; TRAVADE *et al.*, 2001 ; BRIAND *et al.*, 2016).

De plus, la mortalité induite par le passage dans les turbines lors de la dévalaison a été mise en évidence par plusieurs auteurs (HADDERINGH, 1982 ; BERG, 1987 ; DEKKER, 1987 ; LARINIER & DARTIGUELONGUE, 1989 ; HADDERINGH *et al.*, 1992 ; LARINIER, 1998).

A Zoza, tronçon court-circuité en débit réservé, les moyennes obtenues sont moindres que celles antérieures pour les populations de *S. trutta fario* et d'*A. anguilla*. VALENTIN (1995), dans son étude sur les effets des barrages hydroélectriques dans l'Ance du Nord, a mis en évidence l'effet du débit réservé sur les densités de truites. Les conditions hydrologiques rencontrées dans le tronçon court-circuité sont défavorables à l'implantation des frayères. EUZENAT & FOUNEL (1976), MELHAOUI (1985) et FRAGNOUD (1987) ont démontré les effets bénéfiques du courant dans l'établissement des frayères, empêchant le colmatage par les particules fines.

LAGARRIGUE *et al.* (2001) ont écrit qu'en situation de débit réservé, la réduction de la surface mouillée, des vitesses de courant et des profondeurs (BARAN *et al.*, 1995) engendrent une moindre disponibilité en habitats, notamment en habitats énergétiquement favorables à la nutrition (BRAATEN *et al.*, 1997). Couplée à une disponibilité trophique souvent plus réduite dans ces secteurs (RADER & BELISH, 1999), ceci peut perturber l'alimentation des Salmonidés et influencer négativement leur croissance (FILBERT & HAWKINS, 1995).

Or, malgré une densité plus faible, la biomasse moyenne est supérieure, car les individus sont de grande taille.

Les travaux de CHAUVET (1983) ont mis en exergue la diminution et le déséquilibre du peuplement de *S. trutta fario* fortement impacté par l'implantation d'un barrage sur un cours d'eau dans les Pyrénées.

C'est à Spin' à Cavallu, station soumise au régime des éclusées, que l'on observe le plus fort impact. En effet, les peuplements de *S. trutta fario* et d'*A. anguilla* chutent de manière considérable, respectivement divisés par 6 et 8. La population de *S. fluviatilis* subit également une forte diminution (50 % de moins) en termes de densité ce qui n'est pas observé pour la biomasse car on recense des individus plus âgés. Les travaux de FREEMAN *et al.* (1990) ont démontré la sensibilité de cette espèce à la réduction de ses habitats consécutive à la construction d'un barrage.

FISCHNETZ (2004) relève une baisse de l'abondance de la faune piscicole ainsi qu'une modification de sa composition provoquée par les éclusées hydroélectriques dans la majorité des cours d'eau étudiés (65 à 90 %).

L'effet des éclusées sur les peuplements aquatiques dépend fortement de la valeur du débit plancher (LAUTERS, 1995 ; VALENTIN *et al.*, 1995).

COURRET *et al.* (2012) ont mis en évidence l'impact des variations hydrologiques causées par le phénomène d'éclusées sur les peuplements de Salmonidés, faisant apparaître des exondations de frayères ainsi que des échouages-piégeages d'alevins.

Les résultats obtenus ont été comparés à la zonation de ROCHE (1987) ainsi qu'à la typologie établie par COLONNA (2018), présentées dans l'annexe 5, ces données servant d'approche pour une estimation du peuplement piscicole théorique de nos trois stations d'étude.

Saint Antoine

Pour l'ensemble des recensements piscicoles, la densité moyenne et la biomasse de truite sont respectivement de 3 477 individus par hectare et 63,7 kg.ha⁻¹, avec une densité maximale observée de 5 742 ind.m⁻² et une biomasse maximale observée de 84,3 kg.ha⁻¹ en 2016. L'anguille n'a été dénombrée qu'en 2016 avec une densité de 18 ind.ha⁻¹ et une biomasse de 15,1 kg.ha⁻¹.

La moyenne des résultats obtenus pour *S. trutta fario* est légèrement inférieure à celle de ROCHE (1987) mais reste amplement supérieure à la fourchette basse ; cependant, elle est plus élevée que la moyenne de COLONNA (2018) en termes de densité et légèrement en deçà en termes de biomasse mais restant supérieure à la moyenne basse.

Les résultats relatifs à *A. anguilla* sont très inférieurs à ceux obtenus par COLONNA (2018).

Zoza

Pour *S. trutta fario*, les résultats obtenus pour les trois années d'étude sont largement en deçà de ceux obtenus par ROCHE (1987) et COLONNA (2018), avec une densité maximale de 803 ind.ha⁻¹ et une biomasse maximale de 22 kg.ha⁻¹ observées en 2016.

Cependant, les données issues des recensements de 2016 et 2018 sont à prendre avec précaution du fait des actions de déplacement d'individus.

Ces résultats peuvent être mis en relation avec l'impact du tronçon court-circuité sur le peuplement piscicole. Le faible effectif de *S. trutta fario* est dû à la présence du barrage en amont, entravant la continuité écologique. En effet, dans les zones à salmonidés, les truites doivent effectuer une migration pour rejoindre les zones de frayères fonctionnelles. La présence d'obstacles infranchissables et l'absence de passe à poisson isolent artificiellement les peuplements et menacent durablement ces espèces en termes de renouvellement et de diversité génétique. BOUVET *et al.* (1992), dans le bassin du Haut-Rhône français, ont mis en évidence l'impact des aménagements sur la variabilité génétique des espèces de Salmonidés présentes.

De plus, les conditions de faibles débits sont défavorables à la population trutticole. En effet, le courant est un paramètre essentiel de l'habitat de la truite (HUET, 1962 ; BOURNAUD, 1963 ; BAGLINIERE & MAISSE, 1991).

Concernant l'anguille, on obtient une densité moyenne de 203 ind.ha⁻¹ et une biomasse 43,9 kg.ha⁻¹ avec une densité et biomasse maximales de 336 ind.ha⁻¹ et 72,8 kg.ha⁻¹ observées en 2016. D'après le constat réalisé par COLONNA (2018), les résultats sont inférieurs en termes de densité mais avoisinent la moyenne du point de vue de la biomasse.

Spin'à Cavallu

Pour les trois campagnes de recensements en ce qui concerne *S. trutta fario*, nous obtenons une moyenne de 13,6 ind.ha⁻¹ et 1,4 kg.ha⁻¹ avec une densité maximale observée de 23 ind.m⁻² en 2018 et une biomasse maximale observée de 2,8 kg.ha⁻¹ en 2017 du fait de la taille plus importante des individus cette année-ci. Nos résultats sont nettement supérieurs à ceux obtenus par COLONNA (2018).

Les résultats relatifs à *A. anguilla* sont supérieurs à la moyenne de ROCHE (1987) mais restent très inférieurs à ceux obtenus par COLONNA (2018). En effet, la moyenne de nos inventaires est de 192 ind.ha⁻¹ avec 9,1 kg.ha⁻¹ ; de même pour la densité maximale observée (327 ind.ha⁻¹) en 2017 restant clairement plus faible que la moyenne basse.

Ces résultats montrent un déséquilibre entre les peuplements, phénomène déjà démontré par FRANCHI *et al.* (2014) dans le haut Tibre, en Italie, où la structure des communautés en aval du barrage hydroélectrique de Montedoglio a radicalement changé après sa construction.

De nombreuses études sur les impacts des infrastructures de production d'hydroélectricité ont montré une perturbation des caractéristiques physiques des cours d'eau (KRAFT, 1972) entraînant des modifications de la structure des populations de poissons (STALNAKER, 1979 ; MANN, 1988 ; LAUTERS, 1992 ; LAGARRIGUE *et al.*, 2001).

3.2.2.1.3. DETERMINATION ET EVOLUTION DES CLASSES D'AGE

Saint Antoine

Un des polygones des fréquences cumulées croissantes obtenus est présenté dans la figure 74. Il présente les fréquences cumulées des tailles de l'ensemble de la population de truites fario recensées lors de la campagne 2016.

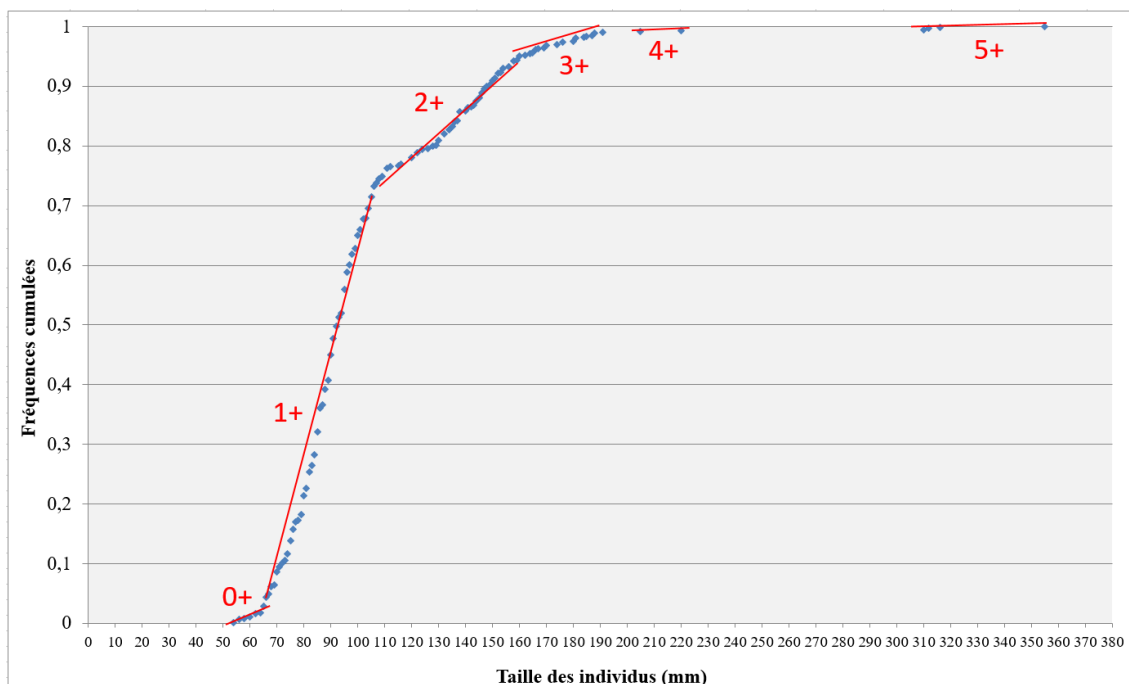


Figure 74 : Polygones des fréquences cumulées croissantes des tailles de truite fario à Saint Antoine en 2016

La figure 75 présente les différentes classes d'âge des peuplements de *S. trutta fario* pour les trois campagnes d'étude.

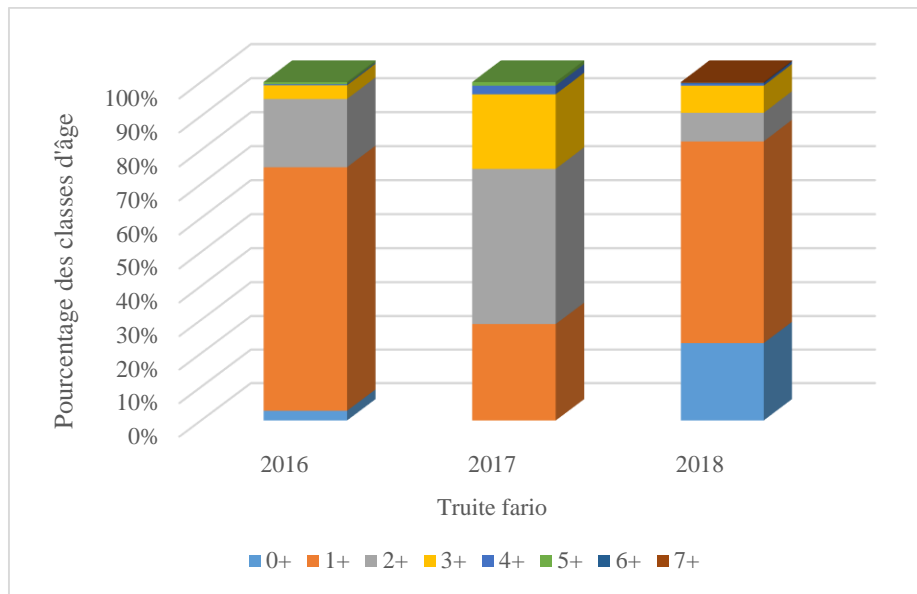


Figure 75 : Pourcentage des classes d'âge du peuplement de truites fario à Saint Antoine

En 2016, 99,68 % des individus capturés sont des truites fario. On note une large majorité de truites de classe d'âge 1+ avec plus de 70 % des individus récoltés. Les truites de 2+ représentent 20 % de l'échantillon. Viennent ensuite les individus de 3+ et 0+ avec respectivement 4 et 2,9 %. Les truites de 4+ et 5+ sont très faiblement représentées avec moins de 1 % à elles deux.

Les deux anguilles capturées dont les mensurations étaient de 85 cm pour 1 415 g et de 53,5 cm pour 221 g correspondent à des âges respectifs de 7+ et 5+. L'hypothèse que nous pouvons avancer est qu'elles seraient arrivées avant la construction du barrage en 2012.

En 2017, la seule espèce capturée est *S. trutta fario*. On note une majorité de truites de 2+ avec plus de 46 %, soit 127 des individus récoltés. Les truites de 1+ représentent 29 % de l'échantillon, soit 80 individus. Viennent ensuite les 3+ avec 22 %, soit 61 individus. Enfin, les 4+ et 5+ sont très faiblement représentées avec respectivement 2,5 et 1 %, soit 7 et 3 individus. Nous n'avons pas recensé d'alevin de 0+ lors de cet inventaire.

En 2017, ce sont les jeunes individus qui ont été le plus impactés par la diminution de l'oxygène dissous dû à la hausse des températures ainsi que par l'importante crue. En effet, on note la disparition des truites de classe d'âge 0+ et une baisse des 1+. L'effet négatif des crues sur les jeunes stades de truite a été largement décrit dans la littérature (LATTERELL *et al.*, 1998 ; JENSEN & JOHNSEN, 1999 ; CATTANEO *et al.*, 2002). En outre, NIHOARN (1983) évoque un ralentissement de l'activité de reproduction de la truite, causé par les fortes crues.

Concernant les adultes, la présence de nombreux abris à Saint Antoine a permis leur maintien dans des zones où la vitesse peut momentanément augmenter de façon très brutale. HEGGENES (1988) et HAURY *et al.* (1991), dans leurs travaux sur l'habitat de la truite, ont fait le même constat.

En 2016, plus de 70 % de l'échantillon était représenté par des truites de classe d'âge 1+ alors qu'en 2017, ce sont les 2+ qui constituent la quasi majorité de l'échantillon. Ceci explique que nous obtenons en 2017 une biomasse avoisinant celle de l'année précédente alors qu'une forte baisse de la densité a été observée par rapport à l'année précédente.

En effet, une tendance à la diminution de la taille des individus adultes sous l'effet de l'augmentation de la température est observée en milieux contrôlé ainsi qu'en milieu naturel, potentiellement dû à l'augmentation du processus de maturation (stade où la croissance ralentit). La durée de vie tend à diminuer. Ces processus entraînent une diminution de la taille moyenne des individus (SOUCHON & TISSOT, 2012).

En 2018, la seule espèce capturée est *S. trutta fario*. On note une majorité de truites de 1+ avec 59,5 % individus récoltés. Les alevins de 0+ sont représentés par 23,1 % des individus de l'échantillon. Viennent ensuite les 2+ et 3+ avec respectivement 8,4 et 8 % individus. Enfin, on retrouve les classes d'âge 4+, 6+ et 7+ qui sont très faiblement représentées avec 1 % pour l'ensemble. Nous n'avons pas retrouvé de truite de 5+ lors de cet inventaire.

Dans les cours d'eau de Corse, la croissance de la truite est inférieure à 5 cm par an, conséquence d'un taux de minéralisation des eaux peu élevé (teneurs en calcium et en bicarbonates faibles) et du caractère oligotrophe des eaux (les biomasses en invertébrés sont faibles). Dans le Massif Central, où la minéralisation est faible, BEAUDOU & CUINAT (1990) font état de tailles, à trois ans, comprises entre 14,8 et 27,8 cm ; les valeurs mesurées en Corse (CHAPPAZ, 1997) sont comprises entre 13,6 et 17,1 cm. Cet auteur a montré que la croissance de la truite, dans les cours d'eau de Corse, est contrôlée non seulement par la température de l'eau mais aussi par la densité des invertébrés benthiques (CHAPPAZ *et al.*, 1996). La prolifération de ces organismes aquatiques dépend de la nature géologique, de l'altitude, des apports anthropiques, de la nature de la ripisylve (feuillus ou résineux).

Zoza

La figure 76 présente les différentes classes d'âge des peuplements de truites fario pour les trois campagnes d'étude.

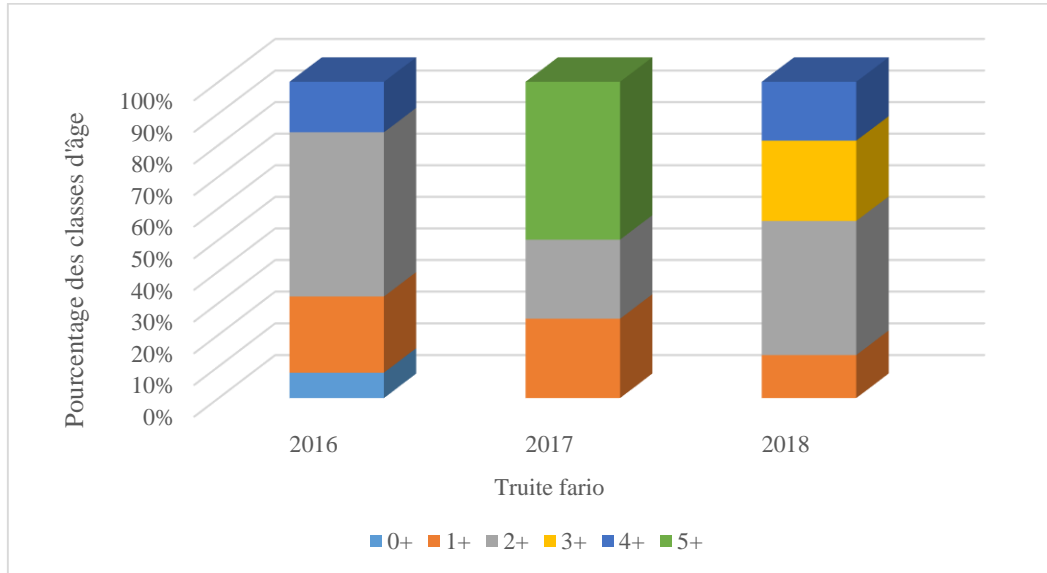


Figure 76 : Pourcentage des classes d'âge du peuplement de truites fario à Zoza

La figure 77 présente les différentes classes d'âge des peuplements d'anguilles pour les trois campagnes d'étude.

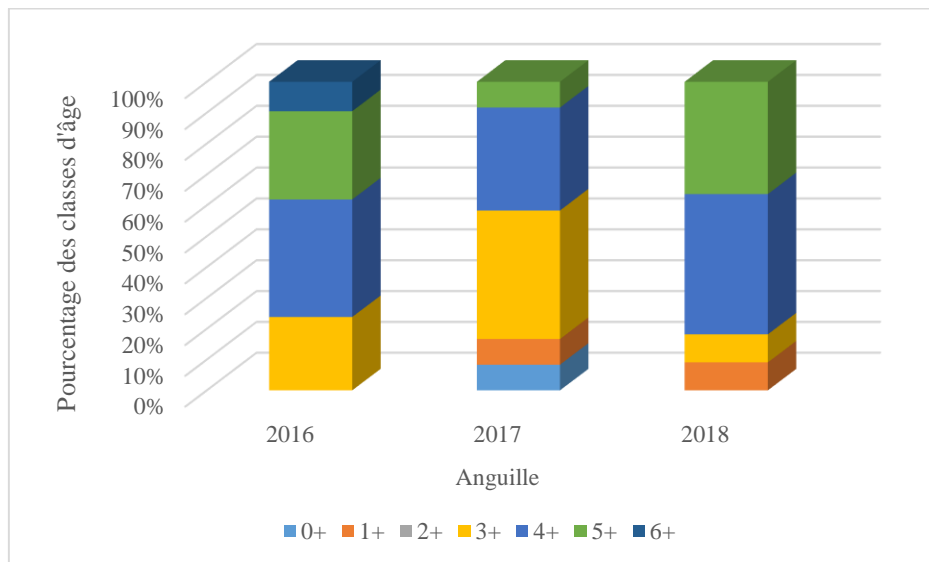


Figure 77 : Pourcentage des classes d'âge du peuplement d'anguilles à Zoza

En 2016, 54,3 % des individus capturés sont des truites fario et 45,6 % sont représentés par l'anguille.

On note une majorité de truites de 2+ avec 52 % des individus échantillonnés. Les 1+ sont aussi bien représentées avec 24 % de l'échantillon. Viennent ensuite les 4+ avec 16 % et les alevins de 0+ avec 8 %. On peut remarquer l'absence de truites de 3+ dans cet échantillon.

Concernant les anguilles, on note des âges supérieurs à 3+ sur l'ensemble de l'échantillon. Les individus de 4+ sont les plus représentées avec 38,1 % des captures totales. Viennent ensuite les anguilles de 5+ avec 28,6 %, de 3+ avec 23,8 % et de 6+ avec 9,5%.

En 2017, 76,5 % des individus capturés sont des anguilles. On remarque que la grande majorité de l'échantillon a des âges supérieurs à 3+. Les 3+ sont les plus représentées avec 41,67 % des captures totales, soit 5 individus. Les anguilles de 4+ sont également présentes à 33,33 % avec 4 individus. Le reste de l'échantillon se situe en 0+, 1+ et 5+ dans les mêmes proportions à 8,33 %, soit un individu par classe d'âge. Enfin, on note l'absence d'anguille de 2+.

En 2018, 84 % des individus capturés sont des truites fario. La classe d'âge 2+ est la plus représentée avec 25 individus. Ensuite, on dénombre 15 truites de 3+ et 11 individus appartenant à la classe d'âge 4+. Il faut noter l'absence d'alevin de 0+.

SCOTT (1985) a également observé une absence d'alevins d'Ombre commun dans les zones de faibles débits pouvant s'expliquer par un manque d'apports de nourriture par la dérive du fait de vitesses très faibles.

FAHRNER (2010), dans sa typologie des impacts potentiels des ouvrages hydroélectriques sur les populations de truite, précise que le niveau de fragmentation du réseau hydrographique lié à la taille du barrage influence la variabilité du stade juvénile.

Concernant la population d'anguille, on remarque que la grande majorité de l'échantillon a des âges de 4+ et 5+ avec respectivement 5 et 4 individus. Les anguilles de 1+ et 3+ sont faiblement représentées avec un individu dénombré pour chaque classe. Enfin, on observe l'absence des classes d'âge 0+ et 2+.

Spin' à Cavallu

Un des polygones des fréquences cumulées croissantes obtenus est présenté dans la figure 78. Il présente les fréquences cumulées croissantes des tailles de l'ensemble de la population de blennies fluviatiles recensées lors de la campagne 2017.

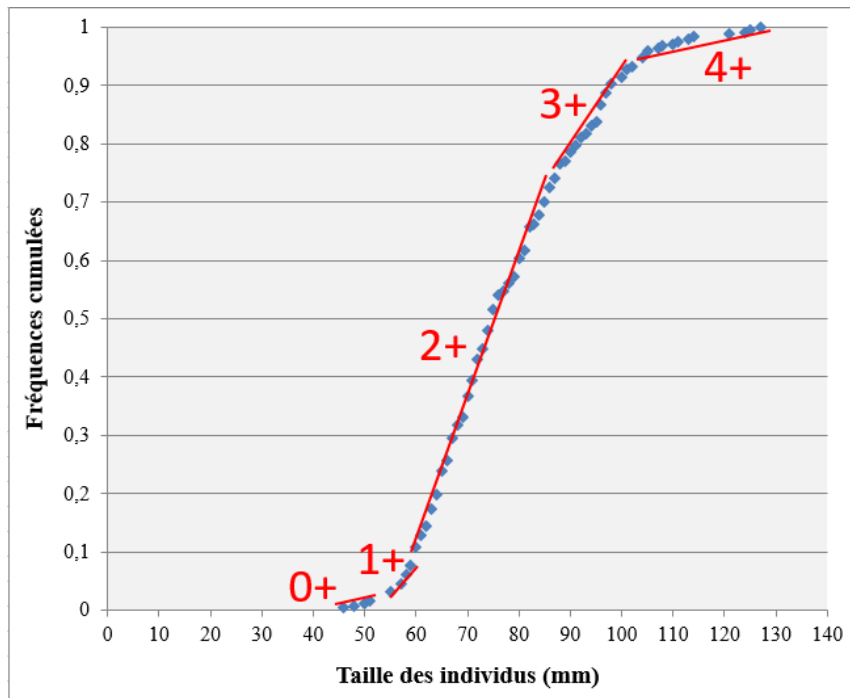


Figure 78 : Polygones des fréquences cumulées croissantes des tailles de blennie fluviatile à Spin' à Cavallu en 2017

La figure 79 présente les différentes classes d'âge des peuplements de *S. fluviatilis* pour les trois campagnes d'étude.

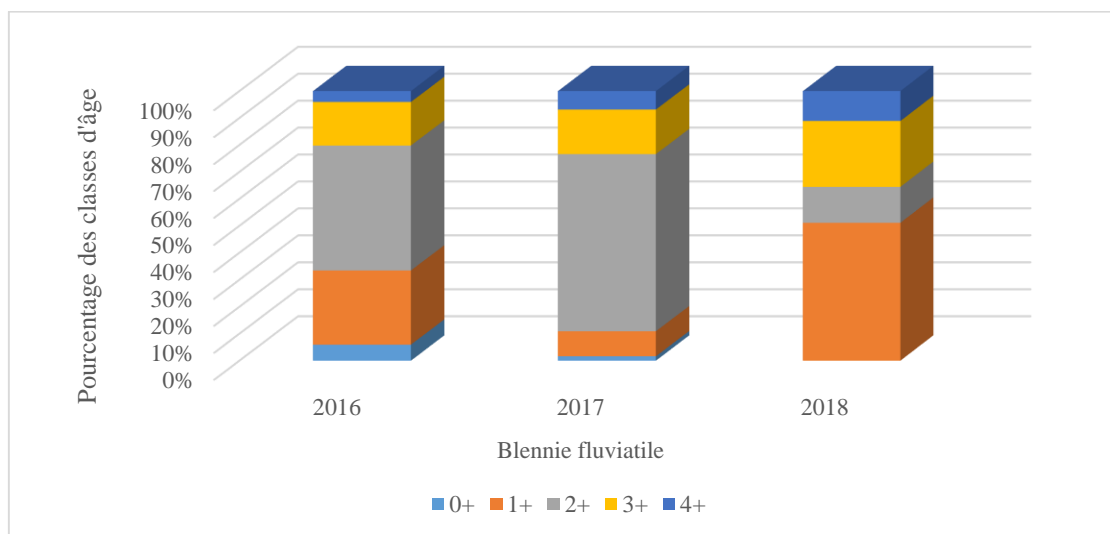


Figure 79 : Pourcentage des classes d'âge du peuplement de blennie fluviatile à Spin' à Cavallu

La figure 80 présente les fréquences cumulées croissantes des tailles de l'ensemble de la population d'anguilles recensées lors de la campagne 2017.

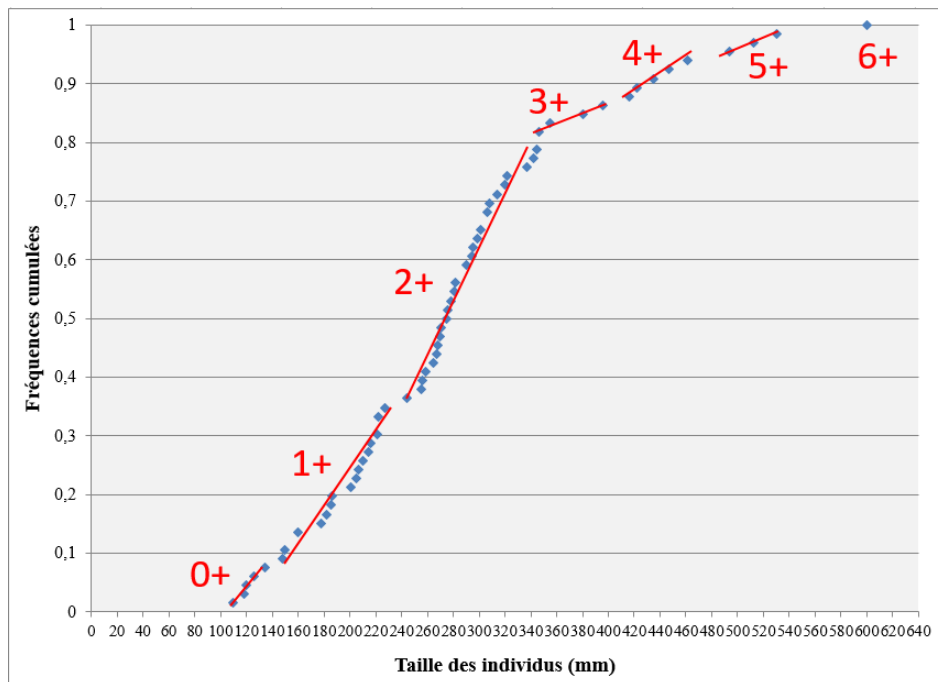


Figure 80 : Polygones des fréquences cumulées croissantes des tailles d'anguille à Spin'à Cavallu en 2017

La figure 81 présente les différentes classes d'âge des peuplements de *A. anguilla* pour les trois campagnes d'étude.

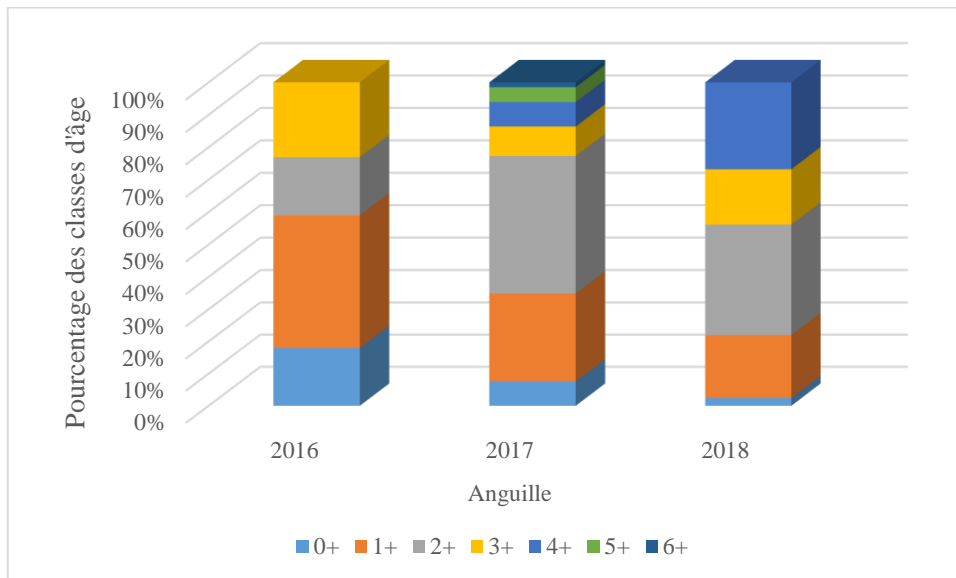


Figure 81 : Pourcentage des classes d'âge du peuplement d'anguille à Spin'à Cavallu

La figure 82 présente les différentes classes d'âge des peuplements de *S. trutta fario* pour les trois campagnes d'étude.

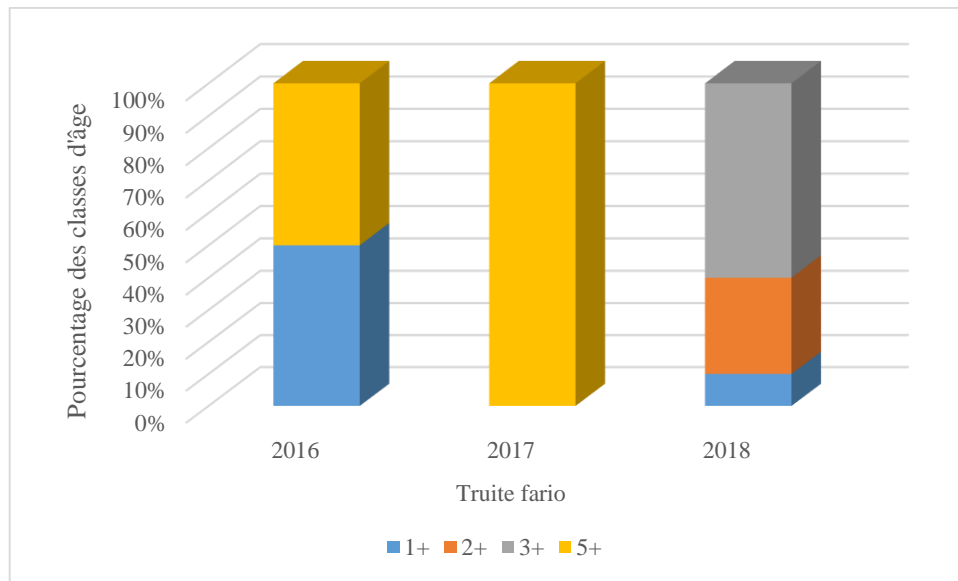


Figure 82 : Pourcentage des classes d'âge du peuplement de *S. trutta fario* à Spin' à Cavallu

En 2016, 90 % des individus capturés sont des blennies fluviatiles, 9,5 % sont représentés par l'anguille et les 0,5 % restant sont des truites fario avec deux individus de 1+ et 5+.

On note une majorité de blennies de 2+ avec 46,4 % des individus échantillonnés. Les individus de 1+ sont aussi bien représentés avec 27,5 % de l'échantillon. Viennent ensuite les 3+ avec 16,2 %, les 0+ avec 5,9 % et les 4+ avec 4 % des individus échantillonnés.

Concernant les anguilles, les 1+ sont les plus représentées avec 41 % des captures totales. Viennent ensuite les 3+ avec 23 % et les 0+ et 2+ dans les mêmes proportions avec 17,95 %.

En 2017, 79 % des individus capturés sont des blennies, 20,4 % sont représentés par les anguilles et les 0,6 % restant sont des truites fario où deux individus de 5+ ont été recensés.

Les travaux de LIEBIG *et al.* (1998) font apparaître que les éclusées entraînent systématiquement une dérive forcée des alevins. Cette dérive intervient principalement au démarrage de l'écluse et est d'autant plus forte que le débit de base est faible.

Les blennies de 2+ sont les plus représentées avec 65,73 % des captures totales, soit 163 individus. Les 3+ sont présentes à 16,53 % avec 41 individus. Viennent ensuite les 1+ avec 9,27 % soit 23 individus, les 4+ avec 6,85 % soit 17 individus et les 0+ avec 1,61 % soit 4 individus sur le total capturé.

Concernant les anguilles, les 2+ sont les plus représentées avec 42,42 % des captures totales soit 28 individus. Les 1+ sont aussi bien représentées avec 27,27 % soit 18 individus. Viennent ensuite les anguilles de 3+ avec 9 % soit 6 individus recensés, puis les 0+ et les 4+ dans les

mêmes proportions avec 7,58 % soit 5 individus pour chacune des classes d'âge. Enfin les 5+ et les 6+ sont présentes respectivement à 4,55 % et 1,52 % avec 3 et 1 individus capturés.

En 2018, 46,8 % des individus capturés sont des blennies, 42,7 % sont représentés par les anguilles et 10,4 % sont des truites fario.

Les blennies de 1+ représentent plus de la moitié de la population avec 51,11 %. Viennent ensuite celles de 3+ avec 24,44 %. On retrouve également les classes d'âge de 2+ et 4+ avec respectivement 13,33 % et 11,11 %. Enfin, on remarque l'absence de blennie de 0+ pouvant s'expliquer par le fait que les alevins, d'une taille de 3 mm, sont pélagiques et ont besoin d'eaux calmes (LUSIGNAN *et al.*, 2016), les rendant très sensibles aux variations de débits engendrées par les éclusées. De plus, leur ponte printanière est affectée par les diminutions de températures, mises en évidence précédemment, causées par les lâchures du barrage.

De mars à juin, on note une diminution moyenne de température de 1,58°C et une diminution moyenne maximale de 4,43°C avec une chute de température maximale de 8,28°C enregistrée au mois de mai.

Concernant les anguilles, les 2+ sont les plus représentées avec 34,15 %. Les individus de 4+ constituent 26,83 % de la population. Viennent ensuite les 1+ et 3+ avec respectivement 19,51 % et 17,07 %. Enfin, une seule civelle de 0+ a été dénombrée.

Les décalages temporels de température observés avec un refroidissement des eaux au printemps et en été ont un impact sur la migration des civelles. La température de l'eau a une influence importante sur la migration des civelles et notamment la différence de température entre la mer et les cours d'eau (ELIE & ROCHARD, 1994 ; DE CASAMAJOR *et al.*, 2001). Pour GANGOLFI *et al.* (1984), la migration est maximale lorsque l'écart n'excède pas 3-4 °C. Les températures basses rendent les zones indisponibles pour la migration des civelles (MORIARTY & DEKKER, 1997).

Enfin, en ce qui concerne les truites, les densités et biomasses observées sont corrélées à l'altitude, aux surfaces d'abris et à la température mensuelle maximale (BARAN *et al.*, 1993).

C'est en 2018 qu'on obtient le plus grand nombre de captures. Les individus de classe d'âge 3+ sont les plus recensés (60 %). On note également 30 % d'individus de 2+ et 10 % de 1+. On constate l'absence de d'alevin de 0+ dans l'échantillon.

Pour l'ensemble des campagnes d'étude, aucun alevin de truite fario n'est observé dans la station soumise au régime des éclusées. Ce résultat est en accord avec les observations réalisées par OTTAWAY & FORREST (1983) montrant que les vitesses de courant élevées entraînaient la perte de jeunes alevins de Salmonidés. CRISP & HURLEY (1991) ont aussi mis en évidence un phénomène de dévalaison chez les alevins de truites causé par les changements de vitesse provoqué par les éclusées.

Dans l'Anse du Nord, CAPRA *et al.* (1995), VALENTIN *et al.* (1994) et VALENTIN (1995) ont également constaté que les jeunes truitelles de 0+ étaient très peu nombreuses dans les stations où les mises en vitesse étaient fortes lors des éclusées.

La stabilité relative du débit entraînerait de meilleures conditions d'habitats pour les jeunes poissons (VALENTIN, 1995).

Nos résultats ont mis en évidence un **déséquilibre des peuplements piscicoles** causé par la présence de l'ouvrage hydroélectrique. L'impact du barrage du Rizzanese est double. Il constitue à la fois une **barrière à la migration** reproductrice (montaison et dévalaison) des truites et des anguilles, mais également dans son fonctionnement, en augmentant la température de l'eau dans le tronçon court-circuité en débit réservé mais aussi en aval de la restitution en régime des éclusées entraînant des variations journalières de température.

Les **jeunes individus de truites sont les plus touchés** que ce soit par les conséquences du changement climatique à Saint Antoine, par les conditions de faibles débits à Zoza et par le phénomène d'éclusées à Spin' à Cavallu très impactant pour les alevins.

Le déséquilibre des populations de truites semble **plus marqué en conditions de débit réservé** faible qu'en conditions de débits fluctuants dus aux éclusées.

Les populations d'anguilles connaissent également des perturbations et particulièrement au niveau des civelles.

Il en est de même pour les effectifs de blennies fluviatiles accusant une forte diminution.

Le peuplement piscicole observé en 2017, année marquée par les **conséquences du changement climatique**, demeure le plus impacté.

3.2.2.2. Traitement statistique des données par analyse multivariée

Les données piscicoles ont été traitées par une Analyse en Composantes Principales.

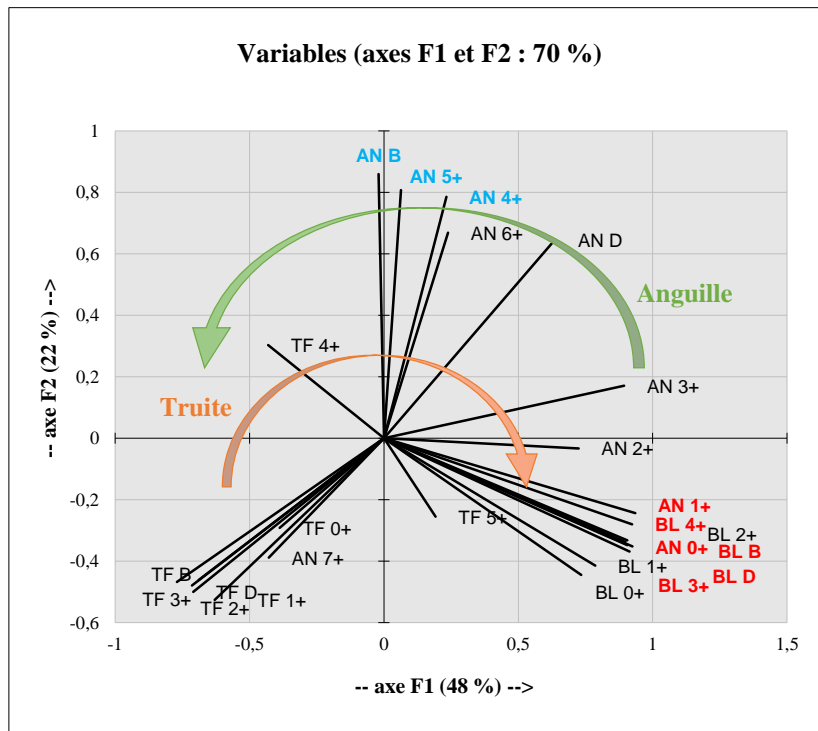


Figure 83 : Projection des variables (classes d'âge, densités et biomasses) sur le plan F1-F2

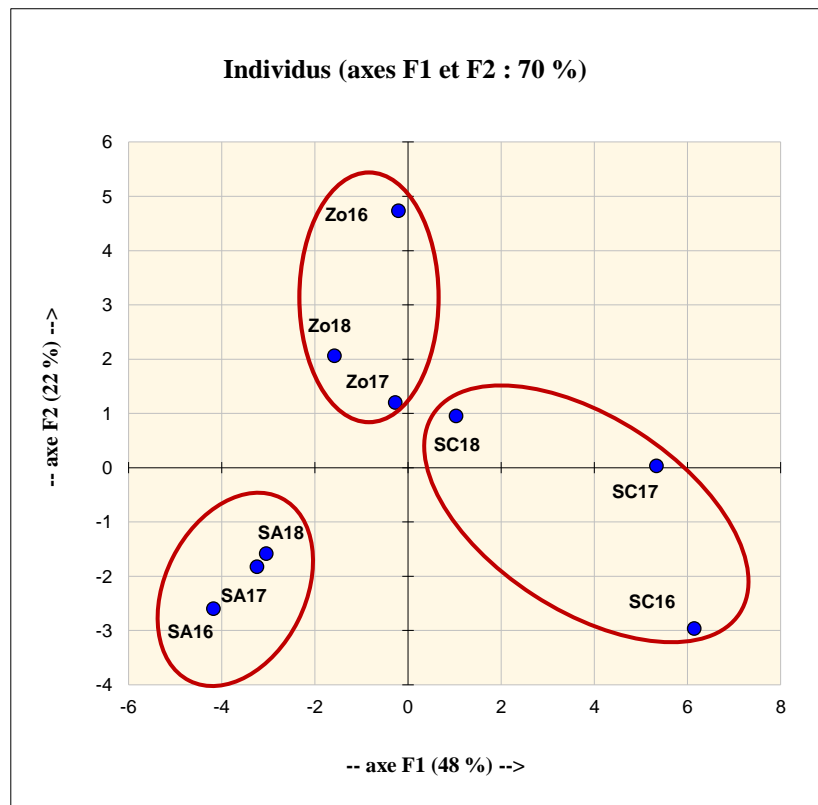


Figure 84 : Projection des individus (campagnes par station) sur le plan F1-F2

L'analyse concerne le résultat de l'inventaire piscicole des trois stations au cours des trois campagnes de recensement. La matrice variables/individus croise 25 variables : classes d'âge, densités et biomasses des poissons recensés, avec 9 individus représentant les campagnes par station sur trois années de suivi.

La figure 83 présente la projection des variables (classes d'âge, densité et biomasse des poissons) sur le plan F1/F2. Les deux premiers axes de l'analyse ont été retenus, ils cumulent plus de 70 % de l'information contenue dans la matrice des données.

En rouge, sont notées les variables les plus contributives sur l'axe 1 ; en bleu, les plus contributives sur l'axe 2. Les variables qui contribuent le plus du côté positif de l'axe 1 sont les anguilles de 1+ et 0+ avec respectivement 7,34 % et 7,18 %. Les blennies de 4+ (avec 7,17 %) et 3+ (avec 7,02 %) s'individualisent avec également leur densité et biomasse avec 6,90 % et 6,89 %.

Du côté positif de l'axe 2, c'est la biomasse des anguilles qui a la plus forte contribution avec 13,19 %, viennent ensuite les anguilles de 5+ et 4+ avec respectivement 11,65 % et 11,03 %.

L'axe 1 fait apparaître l'évolution amont-aval de la composition du peuplement piscicole, montrant une distribution inverse des truites et des anguilles.

La figure 84 présente la projection des points individus (campagnes par station) sur le plan F1/F2.

La Classification Ascendante Hiérarchique a été utilisée, elle permet de constituer des groupes de stations ou d'espèces selon leur ressemblance, mesurée à l'aide d'un indice de similarité ; la CAH produit un arbre binaire de classification appelé dendrogramme.

Du côté positif de l'axe 1, c'est la station de Spin'à Cavallu en 2016 qui a la plus forte contribution (6,14 %). Elle s'oppose du côté négatif à la station de Saint Antoine en 2016 (4,17 %). Au niveau de l'axe 2, c'est la station de Zoza qui va s'individualiser avec l'année 2016 la plus contributive du côté positif (4,73 %).

Les projections obtenues mettent en évidence, sur l'axe 1, la répartition du peuplement piscicole selon un gradient altitudinal, avec la population trutticole en altitude, les anguilles et les blennies fluviatiles en plaine. L'axe 2 fait ressortir l'impact du tronçon court-circuité avec la présence d'anguilles de grande taille bloquées par le barrage.

Afin de mieux comprendre leur répartition, la figure 85 projette les coordonnées sur l'axe 1 des classes d'âge de truites et d'anguilles.

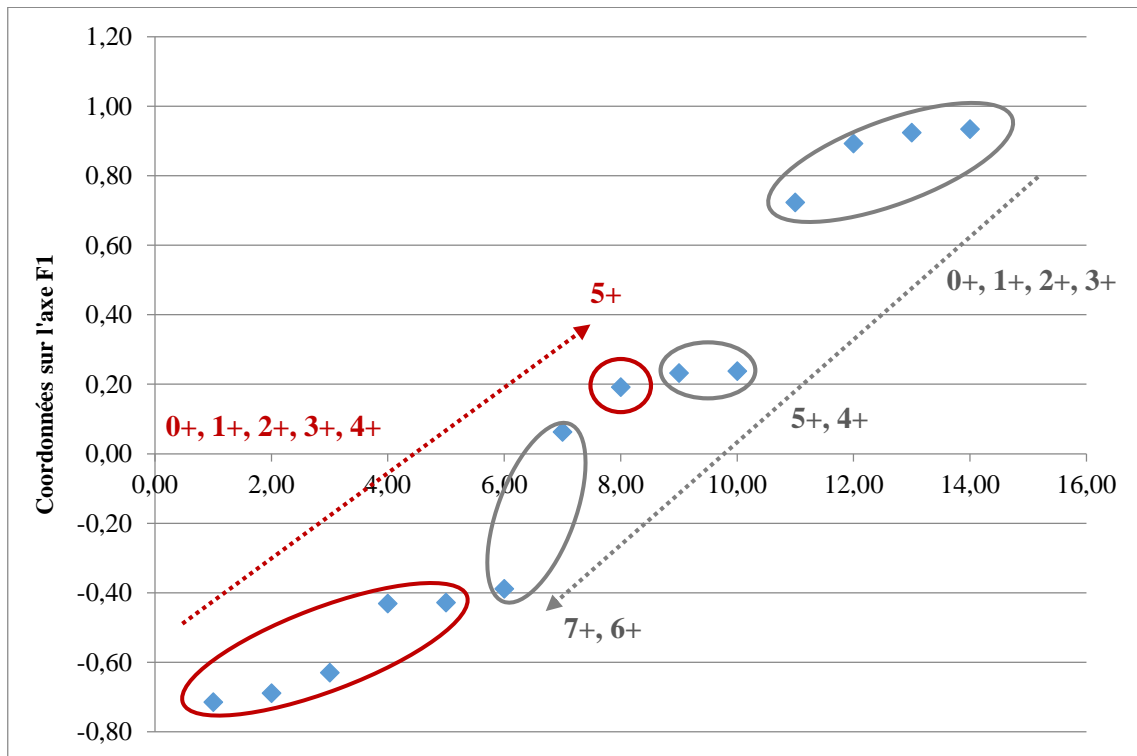


Figure 85 : Evolution des classes d'âge de truites (en gris) et d'anguilles (en rouge)

Cette représentation confirme l'évolution inverse des truites et des anguilles selon la répartition amont-aval mise en évidence dans les projections.

La présence d'aménagements hydroélectriques fragilise les peuplements piscicoles. De surcroît, la faune piscicole est soumise à d'autres types de menaces qui peuvent impacter durablement les peuplements.

Chez les populations de truites, les recensements réguliers ont démontré, dans certains secteurs, une baisse sensible de ces populations relictuelles en Corse et une contamination génétique consécutive aux alevinages traditionnels réalisés avec des souches allochtones d'élevage. La Fédération de la Corse pour la Pêche et la Protection des Milieux Aquatiques a mis en œuvre un programme de protection de cette truite emblématique avec la réalisation d'un élevage semi-naturel qui permettra de retrouver des populations abondantes et des actions de sensibilisation et d'information des différents publics. L'objectif est d'assurer la pérennité des populations connues de *Salmo trutta macrostigma*, présentes naturellement en Corse, et de préserver la fonctionnalité de leur habitat [6]. Un programme LIFE « Conservation de la truite *macrostigma*

en Corse » a été mis en place pour la période 2003-2009, duquel en ont découlé des Plans de gestion de la truite de Corse pour les périodes 2008-2012, 2013-2017 et actuellement 2018-2022.

Concernant l'anguille européenne, on constate aujourd'hui une dégradation rapide du stock. Au niveau européen, la chute des effectifs est constatée dès les années 50 au Danemark (MORIARTY, 1996) et les années 60 en Suède (RIGAUD, 1998 ; DEKKER, 1998). En France, le déclin de l'espèce est relevé au début des années 1980 (CASTELNAUD *et al.*, 1994). En effet, les menaces auxquelles est exposée l'anguille européenne sont nombreuses, parmi lesquelles :

- Le braconnage, une autre source de prélèvement majeure, bien que difficilement quantifiable (MUCHIUT *et al.*, 2002) ;
- Les parasitoses des adultes car l'anguille peut héberger un grand nombre de parasites, 46 espèces de parasites ont été identifiées dans les anguilles d'un lac danois (KOIE, 1988). En Italie, les anguilles sont infestées par des protozoaires, trématodes et nématodes (PAGGI *et al.*, 1988). Les anguilles pouvant également être infestées de bactéries (BRUSLE, 1994 ; BELLET *et al.*, 1998). Des auteurs évoquent des pathologies multifactorielles car il existe une synergie entre pollution et parasitose (HALSBAND *et al.*, 1985) ;
- Les pêches non professionnelles : sur l'Adour, en 1996, le nombre de captures réalisées par les pêcheurs amateurs dépassaient celle des pêcheurs professionnels (PROUZET, 1998) ;
- Les étiages sévères (DE CASAMAJOR *et al.*, 2000) ;
- L'altération de la qualité de l'eau par (i) les éléments traces (BRUSLE, 1990 ; BRUSLE, 1994 ; CANTIN, 1996 ; MORIARTY & DEKKER, 1997 ; CRIVELLI, 1998 ; CLAUSS & MEUNIER, 1998 ; BLANCHARD, 2001) ; (ii) les pesticides (AUBERT *et al.* 1977 ; HAMILTON, 1985 ; BRUSLE, 1991 ; LUNEAU, 1998) ; (iii) les hydrocarbures (AWAD, 1979 ; LOPEZ *et al.*, 1981 ; GONY-LEMAIRE, 1990).

Face au déclin inquiétant de la population d'anguilles européennes, la commission européenne a publié en septembre 2007 un règlement ambitieux qui institue des mesures de reconstitution du stock d'anguilles et impose à chaque État membre de soumettre un plan de gestion de sauvegarde de l'espèce.

Conformément au règlement, la France a envoyé son plan national le 17 décembre 2008. Son élaboration, a été pilotée par les ministères en charge des pêches maritimes et de l'écologie.

Les mesures portent sur les différents types de pêcheries, les obstacles à la circulation des anguilles, le repeuplement, la restauration des habitats et les contaminations. Ces mesures sont porteuses d'objectifs ambitieux en matière de réduction des mortalités par la pêche ou liées aux ouvrages. La France a mis en œuvre ce plan de gestion depuis le 1^{er} juillet 2009 (Agence française pour la biodiversité, 2018).

Parmi les différents volets du Plan de Gestion Anguille français (PGA), celui de la Corse a été approuvé par la Commission européenne le 15 février 2010. Le périmètre de l'unité de gestion anguille est constitué par les bassins hydrographiques limités en amont par l'altitude des 1 000 m et par les obstacles infranchissables, où le Rizzanese apparaît comme zone d'action prioritaire à long terme.

Outre ces menaces qui pèsent sur les peuplements piscicoles, de nombreuses introductions d'espèces ont été recensées. Susceptibles de décimer les stocks indigènes et de provoquer des changements de l'intégrité génétique des populations, elles présentent un risque sanitaire avéré pour la faune locale.

Les eaux douces de Corse comptent de nombreuses espèces introduites : l'esturgeon commun (*Acipenser sturio*, LINNAEUS 1758), le brochet (*Esox lucius*, LINNAEUS 1758), le cyprin (*Carassius carassius*, LINNAEUS 1758), le carassin doré (*Carassius auratus*, LINNAEUS 1758), la carpe (*Cyprinus carpio*, LINNAEUS 1758), le chevaine (*Leuciscus cephalus*, LINNAEUS 1758), le gardon (*Rutilus rutilus*, LINNAEUS 1758), le goujon (*Gobio gobio*, LINNAEUS 1758), la grémille (*Gymnocephalus cernuus*, LINNAEUS 1758), le vairon (*Phoxinus phoxinus*, LINNAEUS 1758), le poisson chat (*Ictalurus punctatus*, RAFINESQUE 1818), le rotengle (*Scardinius erythrophthalmus*, LINNAEUS 1758), le sandre (*Sander lucioperca*, LINNAEUS 1758), le silure glane (*Silurus glanis*, LINNAEUS 1758), la tanche (*Tinca tinca*, LINNAEUS 1758), la perche (*Perca fluviatilis*, LINNAEUS 1758), le pseudorasbora (*Pseudorasbora parva*, TEMMINCK & SCHLEGEL, 1846) et le black-bass (*Micropterus salmoides*, LACEPEDE 1802).

Ces espèces introduites ont été inventoriées dans le cours inférieur des rivières impacté par l'exploitation de granulats (gravières) et dans quelques retenues artificielles gérées par Electricité De France ou l'Office d'Équipement Hydraulique de la Corse.

La gambusie (*Gambusia holbrooki*, GIRARD 1859) a été introduite au XIX^{ème} siècle dans le cadre de la lutte antipaludéenne.

L'omble ou saumon de fontaine (*Salvelinus fontinalis*, MITCHILL 1814) a été introduit en 1970 dans quelques lacs d'altitude. La truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*, WALBAUM 1792) est déversée régulièrement dans les cours d'eau de Corse, à la veille de l'ouverture de la pêche, par la Fédération Interdépartementale de Pêche et de Pisciculture.

Ces introductions sont des menaces pour les poissons autochtones dont la truite *macrostigma* (souche corse) : prédation, compétition, germes pathogènes, parasites.

Sur le continent, la truite arc-en-ciel est mise en cause dans la dissémination de maladies virales comme la septicémie hémorragique virale et la nécrose hématoïétique infectieuse (PASCAL *et al.*, 2006).

La carpe est touchée par le virus de la virémie printanière et l'herpès virus de la carpe Koï (UCHII *et al.*, 2009). La carpe est aussi touchée par des parasites monogènes et cestodes (DENIS *et al.*, 1983).

Le gardon est le vecteur de l'agent d'une maladie parasitaire, la ligulose (LOOT *et al.*, 2001).

Le Sandre est l'hôte d'un parasite trématode responsable de la bucéphalose larvaire (BLANC, 1997 ; LAMBERT, 1997).

Le **changement climatique** entraîne une diminution de la densité et de la biomasse de truites à Saint Antoine.

L'impact du barrage comme **entrave à la continuité écologique** est observé à deux niveaux :

- ▶ Dans la montaison, avec le blocage des anguilles dans le TCC ;
- ▶ Dans la dévalaison, avec le maintien des truites dans la retenue d'où les faibles effectifs dans le TCC.

Même si le **régime des éclusées** s'avère affecter les populations d'anguilles et de blennies fluviatiles, il apparaît plus favorable pour les populations de truites. Cependant, il est difficile de conclure quant à l'impact des éclusées sur les populations piscicoles à l'heure où de nombreux avis divergent dans ce domaine.

Chapitre IV Conclusion générale et perspectives

Tout au long de cette étude, nous avons tenté de répondre à la problématique de l'enjeu écologique que représente le barrage du Rizzanese dans un contexte de réchauffement climatique. Même si l'hydroélectricité présente de nombreux atouts, elle entraîne néanmoins des répercussions sur l'environnement, comme l'ont confirmé de nombreux auteurs.

En Corse, les premiers signes de dérèglement ont été observés dans les années 80, où la communauté scientifique a constaté des changements de température et de débit dans de nombreux cours d'eau.

Afin de caractériser au mieux les effets de ce réchauffement sur le Rizzanese, une première approche a été l'étude de l'évolution du climat à l'échelle de son bassin versant. Les résultats obtenus ont mis en évidence une tendance à la hausse des températures et une diminution des précipitations depuis 1985, qui s'accroissent considérablement avec l'altitude, montrant la vulnérabilité des zones de montagne, plus affectées par le changement climatique.

Des modifications du régime hydrologique ont également été relevées. Les trois périodes étudiées ont permis de mettre en évidence les effets notables du changement climatique sur la réduction des débits depuis une trentaine d'années, intensifiés par la mise en service du barrage en 2013, entraînant des périodes d'étiage plus longues.

L'évolution spatio-temporelle des températures, incontestablement dépendantes de l'altitude et de la température de l'air, a montré, dans le tronçon court-circuité, une augmentation révélatrice de l'impact du débit réservé. L'influence du régime des éclusées a également été soulignée, modifiant le gradient amont-aval lors des phases de turbinage, induisant un refroidissement des eaux en été et un réchauffement en hiver des eaux en aval. Néanmoins, l'impact reste limité en raison de l'existence d'un bassin de démodulation permettant à la température de l'eau stockée de s'équilibrer avec les conditions atmosphériques préalablement sa restitution au cours d'eau.

Ces enregistrements de température sur un pas de temps trop court ne permettent pas de nous prononcer quant aux effets du réchauffement climatique sur les températures de l'eau bien qu'elles montrent une tendance générale à la hausse.

Concernant la physico-chimie des eaux, le faible débit et la température élevée provoque une augmentation relative de la concentration en nitrates et de la DBO5, mettant en évidence

l'impact du débit réservé. Hormis cela, les résultats obtenus n'ont pas démontré de modifications majeures de la chimie des eaux et il faut noter l'influence positive du régime des éclusées sur l'oxygénation des eaux en relation avec les apports d'eaux fraîches bien oxygénées.

Les communautés aquatiques sont d'excellents indicateurs de perturbation. L'inventaire réalisé a confirmé l'existence de nombreuses lacunes faunistiques mais les peuplements sont marqués par un important endémisme.

Nos résultats ont mis en évidence des modifications de la structure des populations d'invertébrés benthiques et de poissons en relation avec la présence du barrage.

Au niveau de la richesse taxonomique, Saint Antoine est marqué par une diminution des Plécoptères, indicateurs d'eaux froides, conséquences du changement climatique. Dans le tronçon court-circuité, les recensements ont révélé l'abondance des Coléoptères, groupe adapté aux conditions de débit réservé mais montrent également une grande richesse faunistique corrélée à la présence d'un grand nombre d'habitats. A Spin'à Cavallu, station soumise au régime des éclusées, on enregistre un accroissement de la richesse taxonomique des Coléoptères, des Trichoptères et des Diptères, à l'inverse on constate la diminution des Epheméroptères mais également des Mollusques, organismes brouteurs ou racleurs de substrat, en relation avec le remaniement constant du substrat par les éclusées limitant la prolifération des algues benthiques.

Les effets de l'aménagement hydroélectrique du Rizzanese sur la faune benthique semblent plus marqués à Spin'à Cavallu qu'à Zoza, le régime des éclusées semble donc plus impactant que le débit réservé, en accord avec les constatations faites par VALENTIN *et al.* (1995) et CEREGHINO *et al.* (2002).

GIUDICELLI *et al.* (1981) ont mis en évidence la variation de la composition faunistique de la dérive comme paramètre pertinent pour l'évaluation de l'impact d'une pollution organique.

Nos recherches pourraient donc être complétées par une étude du phénomène de dérive des invertébrés en situation d'éclusées.

Les espèces endémiques semblent davantage impactées par le changement climatique que par le fonctionnement du barrage où des adaptations ont été constatées.

L'étude menée sur la faune piscicole a révélé l'influence négative de l'ouvrage sur la migration des anguilles. Les conséquences du changement climatique ont été mises en exergue, se traduisant par une nette diminution de la densité et de la biomasse de truites en 2017 et 2018 pour l'ensemble des stations. Les résultats ont également montré que les conditions de débit réservé étaient défavorables pour les populations de truites. A Spin'á Cavallu, le régime des éclusées affecte les populations d'anguilles et de blennies fluviatiles. Dans les deux cas, les alevins sont les plus impactés.

Le déséquilibre des populations de truite semble plus marqué en conditions de débit réservé qu'en conditions de débit fluctuant dû aux éclusées. Dans les deux cas, comme l'ont démontré de nombreux auteurs (GARCIA DE JALON *et al.*, 1988 ; WEISBERG & BURTON, 1993), le déséquilibre créé dans ces secteurs de cours d'eau constitue un facteur limitant pour la croissance de la truite. *A contrario*, selon OVIDIO (1999), certaines truites vivant en aval de barrages, ont montré une croissance exceptionnelle pour un milieu dulçaquicole, parfois similaire à la croissance d'une truite anadrome en mer. Il a suggéré que cette tactique comportementale particulière peut être assimilée à une alternative à la diadromie.

Il serait donc intéressant d'étudier avec précision la croissance de la truite dans le bassin versant du Rizzanese afin de mieux mesurer l'effet du débit réservé et des éclusées sur le peuplement trutticole.

Nous pourrions également envisager de combiner nos recherches à une approche génétique des individus, afin de vérifier la part de l'environnement et de l'hérédité dans l'adoption d'une tactique ou stratégie particulière.

Une étude précise des variations de débit (naturels et turbinés) pourrait être réalisée. Elle permettrait de quantifier l'influence de la variabilité hydrologique sur les habitats de la faune piscicole. A cela, une étude des zones de frayères dans le secteur soumis au régime des éclusées pourrait être intéressante.

Les effets des aménagements hydroélectriques sur la blennie fluviatile sont assez mal connus. LAPORTE *et al.* (2016) et QUIRÓS & VINYOLES (2016) ont mis en évidence un degré élevé de plasticité morphologique chez les populations de *S. fluviatilis* lors de fortes variations de débit. Néanmoins, la vulnérabilité de cette espèce menacée aux changements hydrologiques d'origine anthropique a été de nombreuses fois démontrée.

Des recherches approfondies sur l'éthologie de cette espèce viendraient étoffer les connaissances sur d'éventuelles stratégies adaptatives.

L'année 2017 semble être la plus touchée par les conséquences du changement climatique. Mais la fréquence et l'amplitude des phénomènes extrêmes (crues et étiages) augmentent. Le Rizzanese ainsi que l'ensemble des cours d'eau sont menacés par une perte de fonctionnalité entraînant un déclin de biodiversité. Dans son dernier rapport, le GIEC (IPCC, 2018) fait acte de l'ampleur des conséquences potentielles du réchauffement climatique sur la biodiversité.

Aujourd'hui, face à l'allongement des périodes de sécheresse et à l'augmentation de la fréquence des crues dans les cours d'eau de Corse, le constat effectué par les scientifiques demeure très inquiétant. Concomitamment, l'hydroélectricité vient accentuer ces effets.

Des études à long terme sont nécessaires pour améliorer notre compréhension des mécanismes de régulations des populations comme l'indiquent MILNER *et al.* (2003) et SOUCHON *et al.* (2008).

L'adaptation au changement climatique est donc nécessaire pour en limiter ses conséquences et anticiper ses impacts.

En 2011, Julia PYPER a publié un article sur les barrages dans le monde [7] faisant part du fait qu'ils ne sont pas préparés aux conditions du changement climatique. Les barrages construits dans l'Ouest sont devenus moins adaptés à leur climat ambiant. Le barrage Hoover, par exemple, à la suite d'une décennie de sécheresse, ne fonctionne plus qu'à 30 % de sa capacité et de nouveaux mécanismes ont été ajoutés pour faire face aux niveaux d'eau plus bas.

Comme l'indique LE TREUT (2013), la priorité est de cerner les évolutions à venir du cycle hydrologique, obligeant la mise en place de longues chaînes de modélisation, du modèle climatique au modèle d'impact en passant par la régionalisation. Ainsi, SALLES & LE TREUT (2017) évoquent la nécessité d'une réorientation significative des politiques locales, sectorielles et d'aménagement sous contrainte de l'impact du changement climatique et l'appui à des options d'adaptations innovantes.

L'Accord de Paris appelle à des recherches disciplinaires plus poussées mais aussi à une capacité accrue de la communauté scientifique à mener des travaux interdisciplinaires à plusieurs échelles (BOUCHER, 2016).

L'assemblée de Corse s'est engagée dans la lutte contre le dérèglement climatique en adoptant le 24 septembre 2018 son Plan de Bassin d'Adaptation au Changement Climatique (PBACC) et peut désormais décliner les premières mesures d'une stratégie permettant de relever le défi.

Les principes d'action sont les suivants : réduire les causes de vulnérabilité au changement climatique, remettre l'eau au cœur des décisions publiques, animer le partage équitable de l'eau et la solidarité entre les usagers, aller vers des usages plus sobres en eau et enfin éviter la mal-adaptation.

Les incidences du changement climatique en Corse nécessitent que des mesures de gestion soient prises, proportionnées aux vulnérabilités. Ces dernières dépendent à la fois de l'intensité du changement climatique et de la sensibilité des territoires à ces changements.

Face à la problématique de l'hydroélectricité, deux types d'actions sont engagées :

- Optimiser la gestion des ouvrages hydroélectriques d'ici à 2027, action également préconisée pour l'enjeu lié à la biodiversité.
- Assurer la continuité écologique le long des cours d'eau d'ici à 2022, associée au Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) de Corse et son programme de mesures associé (PDM), aux cours d'eau classés en liste 2 et ceux identifiés par le Plan de gestion des poissons migrateurs (PLAGEPOMI), où un des champs d'action à privilégier est la préservation de la continuité écologique du Rizzanese.

Face au changement climatique, une adaptation de la gestion de l'hydroélectricité est inéluctable. L'action prioritaire reste la gestion des débits d'étiage en respectant le débit réservé.

BARIL (2016) souligne la nécessité de réussir la conciliation entre hydroélectricité et milieux aquatiques ; cela suppose de conjuguer le dimensionnement du projet avec les contraintes de préservation des fonctionnalités du milieu aquatique. Cela passe par la prise en compte des exigences des espèces en termes de reproduction, de croissance et d'accès.

Afin de réduire l'empreinte écologique, de nombreuses solutions peuvent être envisagées :

- Adapter la gestion des ouvrages aux multiples usages et au changement climatique ;
- Faire du soutien d'étiage : les ouvrages peuvent remplir une double fonction, stocker le maximum d'eau issue des crues en hiver et procéder à sa restitution en été pour soutenir le niveau d'étiage ;

- Adapter des règles de gestion en fonction de la situation hydrologique en cas de situations extrêmes ;
- Examiner les perspectives de développement de l'hydroélectricité ;
- Proposer différents régimes hydrauliques réservés adaptés qui varient au cours de l'année ;
- Développer une approche globale, transversale et coordonnée des eaux et non à l'échelle de son bassin versant ;
- Proposer les outils nécessaires à la mise en place d'une gestion participative et concertée des ouvrages hydroélectriques, passant par une meilleure connaissance des ouvrages ;
- Elaborer des processus de concertation locale multipartite, initiée dans l'optique d'une mise en œuvre « volontaire » d'accords sur la biodiversité et la gestion des eaux ;
- Concilier les usages de l'eau.

Tout cela passe par la promotion d'une gouvernance entre tous les acteurs de l'eau ainsi que la prise de mesures politiques et juridiques pour assurer l'utilisation multiple des réservoirs et un partage équitable des bénéfices à travers un dialogue participatif et durable entre toutes les parties prenantes.

Références bibliographiques

- ACORNLEY R.M. & SEAR D.A. (1999). Sediment Transport and Siltation of Brown Trout (*Salmo Trutta L.*) Spawning Gravels in Chalk Streams. *Hydrological Processes*, **13**(3), p. 447-458.
- AFNOR (2004). NF T90-350 Qualité de l'eau - Détermination de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN).
- AFNOR (2009). XP T90-333 Qualité de l'eau - Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes.
- AFNOR (2010). XP T90-388 Qualité de l'eau - Traitement au laboratoire d'échantillons contenant des macro-invertébrés de cours d'eau.
- AGUIAR F.C., FERREIRA M.T., PINTO P. (2002). Relative influence of environmental variables on macroinvertebrate assemblages from an Iberian basin. *Journal of the North American Benthological Society*, **21**(1), p. 43-53.
- ALASDAIR S. (1985). Distribution, Growth, and Feeding of Postemergent Grayling *Thymallus Thymallus* in an English River. *Transactions of the American Fisheries Society*, **114**(4), p. 525-531.
- ANDREONE F., CADLE JE., COX N., GLAW F., NUSSBAUM R.A., RAXWORTHY C.J., VENCES M. (2005). Examen par espèce des risques d'extinction des amphibiens à Madagascar : conclusions de l'évaluation mondiale des amphibiens. *Conservation Biology*, **19**(6), p. 1790-1802.
- ANGELIER E. (1961). Le peuplement des eaux douces de Corse et son origine. In : Le peuplement des îles méditerranéennes et le problème de l'insularité, *Colloques Internationaux du Centre National de la Recherche Scientifique, Banyuls-sur-mer* **94**, p 41-47.
- ARCHAIMBAULT V. & DUMONT B. (2010). L'indice biologique global normalisé (IBGN) : principes et évolution dans le cadre de la directive cadre européenne sur l'eau. *Sciences Eaux & Territoires, IRSTEA*, p. 36-39.
- ARMITAGE P.D. (1977). Invertebrate drift in the regulated River Tees, and an unregulated tributary Maize Beck, below Cow Green dam. *Freshwater biology*, **7**(2), p. 167-183.
- ASSANI A., GRAVEL É., BUFFIN-BELANGER T., ROY A. (2005). Impacts des barrages sur les débits annuels minimums en fonction des régimes hydrologiques artificialisés au Québec (Canada). *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science* **18**(1), p 103-127.
- AUBE D. (2016). *Impacts du changement climatique dans le domaine de l'eau sur les bassins Rhône-Méditerranée et Corse - Bilan actualisé des connaissances*. Collection « eau & connaissance ». Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse. 114 p.

- AUBERT J., FLATAU G., PUEL D., BREITTMAYER V., CLEMENT R. (1977). Etude de la contamination des élevages marins. *Revue Internationale d'Océanographie. Med.*, **45** p. 77-97.
- AWAD H. (1979). *Etude comparée de la contamination par les hydrocarbures de deux écosystèmes estuariens*. [Thèse de Doctorat], Univ. Provence, Marseille, 224 p.
- AZAMI K., SUZUKI H., TOKI S. (2004). Changes in Riparian Vegetation Communities below a Large Dam in a Monsoonal Region: Futase Dam, (Japan). *River Research and Applications* **20**(5), p 549-563.
- BAGLINIERE J.L. & MAISSE G. (1991). La truite. *Biologie et écologie*. Editions Quae.
- BAGNOULS F. & GAUSSEN H. (1953). Saison sèche et indice xérothermique. *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Toulouse*, **88**, p 193-239.
- BAKER W.L. (1989). Classification of the riparian vegetation of the mountain and subalpine zones in western Colorado. *The Great Basin Naturalist*, p. 214-228.
- BARAN E., GUERIN E., NASIELSKI J. (2015). Fish, Sediment and Dams in the Mekong (Penang, Malaysia). *WorldFish : CGIAR Research program on water, land and ecosystems*.
- BARAN P. (1995). *Analyse de la variabilité des abondances de truites communes (Salmo trutta L.) dans les Pyrénées centrales françaises. Influence des échelles d'hétérogénéité d'habitat*. [Thèse de Doctorat], Institut National Polytechnique de Toulouse, 147 p.
- BARAN P., DELACOSTE M., LASCAUX J.M., BELAUD A. (1993). Relations entre les caractéristiques de l'habitat et les populations de truites communes (*Salmo trutta L.*) de la vallée de la Neste d'Aure ». *Bull. Fr. Pêche Piscic*, **331**, p. 321-340.
- BARAN P., DELACOSTE M., POIZAT G. (1995). Approche multi-échelles des relations entre les caractéristiques d'habitat et les populations de truite commune (*Salmo trutta L.*) dans les Pyrénées centrales. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **337-338-339**, p. 399-406.
- BARD A., RENARD B., LANG M. (2012). Tendances observées sur les régimes hydrologiques de l'Arc Alpin. *Houille Blanche*, p. 38-43.
- BARIL D. (2016). *Hydroélectricité, autres usages de l'eau et reconquête de la biodiversité. Réflexion prospective sur les politiques publiques*. Actes du séminaire du 4 novembre 2016. La Défense.
- BARROW C.J. (1987). The environmental impacts of the Tucuri dam on the middle and lower Tocantins River Basin, Brazil. *Regulated Rivers: Research & Management*, **1**(1), p. 49-60.
- BATES B.C., KUNDZEWICZ Z.W., WU S., PALUTIKOF J.P. (2008). Le changement climatique et l'eau, document technique publié par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, *Secrétariat du GIEC, Genève*, 236 p.

- BAYLEY P.B. (1995). Understanding large river: floodplain ecosystems. *BioScience*, **45**(3), p. 153-158.
- BAYRAM A., HIZIR Ö., KÖMÜRCÜ M.İ., BULUT V.N. (2012). Effects of Torul Dam on Water Quality in the Stream Harşit (Turkey). *Environmental Earth Sciences* **65**(3), p. 713-723.
- BEAUDOU D. & CUINAT R., 1990. Relation entre croissance de la truite commune (*Salmo trutta fario* L.) et caractéristiques du milieu, dans les rivières du Massif Central. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **318** : 82-88.
- BECHTOLD P., KÖHLER M., JUNG T. (2008). Advances in simulating atmospheric variability with the ECMWF model: From synoptic to decadal time scales. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society: A journal of the atmospheric sciences, applied meteorology and physical oceanography*, **134**(634), p. 1337-1351.
- BEFFY J.L. (1992). Application de l'analyse en composantes principales à trois modes pour l'étude physico-chimique d'un écosystème lacustre d'altitude : perspectives en écologie. *Revue de statistique appliquée*, **40**(1), p. 37-56.
- BÉGUIN M. & PUMAIN D. (2000). La représentation des données géographiques. *Colloque Cursus Paris*.
- BELLET C. & DANIEL P. (1998). Infestation de l'anguille européenne sur le bassin de l'Adour et sur certains cours d'eau côtiers des départements des Landes et des Pyrénées Atlantiques. *Doc. Migradour – G.D.S.A.A.*, 29 p.
- BENN P.C. & ERSKINE W.D. (1994). Complex channel response to flow regulation: Cudgegong River below Windamere Dam (Australia). *Applied Geography*, **14**(2), p. 153-168.
- BENZECRI, J.P. (1973). L'analyse des données. **2**, p. 1.
- BERG R. (1987). Fischereischäden durch Turbiden. Arbeit. *Deutsch. Fisch. Verband, Hambourg*, p. 41-47.
- BERTHELEMY C. (1966). Recherches écologiques et biogéographiques sur les Plécoptères et Coléoptères d'eau courante (*Hydraena* et *Helminthidae*) des Pyrénées. *Annales de Limnologie*, **2**(2), p. 227-458.
- BESCHTA R.L. & JACKSON W.L. (1979). The intrusion of fine sediments into a stable gravel bed. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, **36**(2), p. 204-210.
- BLANC F., BLANC-VERNET L., LAUREC A., LE CAMPION J., PASTOURET L. (1976). Application paléoécologique de la méthode d'analyse factorielle en composantes principales : Interprétation des microfaunes de foraminifères planctoniques quaternaires en Méditerranée. III. Les séquences paléoclimatiques. Conclusions générales. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, **20**(4), p. 277-296.
- BLANC G., 1997. Introduction des agents pathogènes dans les écosystèmes aquatiques : aspects théoriques et réalités. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, **344/345** p. 489-515.

- BLANCHARD D. (2001). Contaminants en tous genres. *Le pêcheur professionnel*, **35**, p. 2-6.
- BOE J. (2007). *Changement global et cycle hydrologique : Une étude de régionalisation sur la France* [Thèse de doctorat], Université de Toulouse, 256 p.
- BOISNEAU C., MOATAR F., BODIN M., BOISNEAU, P. (2008). Does global warming impact on migration patterns and recruitment of Allis shad (*Alosa alosa L.*) young of the year in the Loire River, France. *Fish and Diadromy in Europe (ecology, management, conservation)*, p. 179-186
- BONADA N., DOLÉDEC S., STATZNER B. (2007). Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions: implications for future climatic scenarios. *Global Change Biology*, **13**, p. 1658-1671.
- BOON P.J. (1988). The impact of river regulation on invertebrate communities in the U.K. *Regulated Rivers: Research & Management*, **2**, p. 389-409.
- BOON P.J. (1993). Distribution, abundance and development of Trichoptera larvae in the River North Tyne following the commencement of hydroelectric power generation. *Regulated Rivers: Research & Management*, **8**(3), p. 211-224.
- BOUCHER O., BELLASSEN V., BENVENISTE H., CIAIS P., CRIQUI P., GUIVARCH C., LE TREUT H., MATHY S., SÉFÉRIAN R. (2016). Opinion: In the wake of Paris Agreement, scientists must embrace new directions for climate change research. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **113**(27), p. 7287-7290.
- BOURNAUD M. (1963). Le courant, facteur écologique et éthologique de la vie aquatique. *Hydrobiologia*, **21**(1-2), p. 125-165.
- BOUVET Y., PATTEE E., MASLIN J. L. (1992). Comparaison de la variabilité génétique de deux espèces de poissons, l'ombre commun et le gardon, dans un fleuve aménagé. *Bull. Fr. Pêche Piscic*, **324**, p. 26-35.
- BOYERO L. (2005). Multiscale variation in the functional composition of stream macroinvertebrate communities in low-order mountain streams. *Limnetica*, **24**(3-4), p. 245-250.
- BRAATEN J.P., DEY P.D., ANNEAR T.C. (1997). Development and evaluation of bioenergetic-based habitat suitability criteria for trout. *Regul. Rivers: Res. Manag.*, **13**, p. 345-356.
- BRANDT S.A. (2005). Resolution issues of elevation data during inundation modeling of river floods. *XXXI IAHR CONGRESS. 11-16 september, 2005, COEX, Korea Water Resources Association*. p. 3573-3581).
- BREMOND R. & PERRODON C. (1979). Paramètres de la qualité des eaux. *Ministère de l'environnement et cadre de vie. Prévention des pollutions*. **2ème éd**, 259 p.

- BRIAND C., SAUVAGET B., ERIAU G. (2016). Gestion de l'anguille (*Anguilla anguilla*, L.) sur le bassin de la Vilaine, p.25.
- BRUNE G.M. (1953). Trap efficiency of reservoirs. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, **34**(3), p. 407-418.
- BRUSLE J. (1990). Effects of heavy metals on eel, *Anguilla* sp. *Aquat. Living Resour.*, **3**, p. 131-141.
- BRUSLE J. (1991). The eel (*anguilla* sp.) and organic chemical pollutants. *Sci. Tot. Environ.*, **102** p. 1-19.
- BRUSLE J. (1994). L'anguille européenne *Anguilla anguilla*, un poisson sensible aux stress environnementaux et vulnérable à diverses atteintes pathogènes. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, **335** p. 237- 260.
- BUISSON L., & GRENOUILLET G. (2009). Contrasted impacts of climate change on stream fish assemblages along an environmental gradient. *Diversity and Distributions*, **15**(4), p. 613-626.
- BYREN B.A. & DAVIES B.R. (1989). The Effect of Stream Regulation on the Physico-Chemical Properties of the Palmiet River, South Africa. *Regulated Rivers : Research & Management* **3**(1), p. 107-121.
- CADIER E. & DUBREUIL P. (1986). Influence de la taille et du nombre de retenues sur le régime hydrologique de petits bassins du Nordeste du Brésil. *L'impact des activités humaines sur les eaux continentales - Journées de l'Hydraulique - Paris*, 6 p.
- CANTIN C. (1996). Contamination du milieu marin par les micropolluants. Résultats du RNO de 1979 à 1994, l'estuaire de la Gironde. *Ifremer*, 46 p.
- CAPRA H., VALENTIN S., BREIL P. (1995). Chroniques d'habitat et dynamique de populations de truite. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, p. 337-344.
- CARLING P. (1988). The concept of dominant discharge applied to two gravel bed streams in relation to channel stability thresholds. *Earth Surface Processes and Landforms*, **13**(4), p.355-367.
- CARREL G., OLIVIER J.M., POIREL A., BREIL P. (2003). Variabilité interannuelle de la reproduction des poissons *cyprinidae* dans le Rhône à l'aval de Lyon : rôle de la température, Conséquences potentielles du changement climatique sur les biocénoses aquatiques et riveraines françaises, Ministère de l'Environnement, Paris.
- CASADO A., PEIRY J.L., CAMPO A.M. (2016). Geomorphic and vegetation changes in a meandering dryland river regulated by a large dam, Sauce Grande River, Argentina. *Geomorphology*, **268**, p.21-34.

- CASAMAJOR (de) M.N., LECOMTE-FINIGER R., PROUZET P. (2001). Détermination de l'état d'amaigrissement des civelles (*Anguilla anguilla*) en migration en zones côtière et estuarienne. *CR Acad. Sci. Paris*, **324** p. 345-353.
- CASAS J.J., ZAMORA-MUNOZ C., ARCHILA F., ALBA-TERCEDOR J. (2000). The effect of a headwater dam on the use of leaf bags by invertebrate communities. *Regulated Rivers-Research & Management*, **16**(6), p. 577-591.
- CASTEBRUNET H., ECKERT N., GIRAUD G., DURAND Y., MORIN S. (2014). Projected changes of snow conditions and avalanche activity in a warming climate: the French Alps over the 2020-2050 and 2070-2100 periods. *Cryosphere* **8**, p. 1673–1697.
- CASTELNAUD G., GUERULT D., DESAUNAY Y., ELIE P. (1994). Production et abondance de la civelle en France au début des années 90. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, **335**, p. 263-287.
- CATTANEO F. & LAMOUREUX N., *et al.* (2002). The influence of hydrological and biotic processes on brown trout (*Salmo trutta*) population dynamics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **59**, p. 12-22.
- CAZAUBON A. & GIUDICELLI J. (1999). Impact of the residual flow on the physical characteristics and benthic community (algae, invertebrates) of a regulated Mediterranean river: The Durance, France. *Regulated Rivers-Research & Management*, **15**(5), p.441-461.
- CAZAUBON A. & ORSINI A. (1988). Influence du couvert végétal sur les communautés diatomiques épilithiques de deux rivières de Corse (Méditerranée). *Mémoires de la Société Royale de Botanique de Belgique*, **10**, p. 35-47.
- CAZENEUVE L., LAGARRIGUE T., LASCAUX J.M. (2009). Etude de l'impact écologique des éclusées sur la Dordogne. Analyse des pressions exercées par les phénomènes d'éclusées sur les écosystèmes de la rivière Dordogne et propositions de solutions susceptibles de les atténuer. *Rapport final de la phase 2*. 53 p.
- CEREGHINO R., CUGNY P., LAVANDIER P. (2002). Influence of intermittent hydropeaking on the longitudinal zonation patterns of benthic invertebrates in a mountain stream. *International Review of Hydrobiology*, **87**(1), p. 47-60.
- CEREGHINO R. & LAVANDIER P. (1997). Influence of hydropeaking on the distribution and larval development of the Diptera Simuliidae from a mountain stream. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences Serie III. Sciences de la Vie*, **320**(4), p.329-338.
- CEREGHINO R. & LAVANDIER P. (1998a). Influence of hypolimnetic hydropeaking on the distribution and population dynamics of Ephemeroptera in a mountain stream. *Freshwater Biology*, **40**(2), p. 385-399.
- CEREGHINO R. & LAVANDIER P. (1998b). Influence of hydropeaking on the distribution and larval development of the Plecoptera from a mountain stream. *Regulated Rivers-Research & Management*, **14**(3), p. 297-309.

- CEREGHINO R., LEGALLE M., LAVANDIER P. (2004). Drift and benthic population structure of the mayfly *Rhithrogena semicolorata* (Heptageniidae) under natural and hydropeaking conditions. *Hydrobiologia*, **519**(1-3), p.127-133.
- CHAMPEAU A., BRUN G., MATTERA G., COLLOMB P. (1982). Les retenues hydroélectriques du Verdon. Impact sur la rivière, conséquences du marnage. *Bulletin d'Écologie*, **13**(2), p. 203-239.
- CHANUDET V., GUEDANT P., RODE W., GODON A., GUERIN F., SERÇA D., DESHMUKH C., DESCLOUX S. (2016). Evolution of the Physico-Chemical Water Quality in the Nam Theun 2 Reservoir and Downstream Rivers for the First 5 Years after Impoundment. *Hydroécologie Appliquée*, **19**, p. 27-61.
- CHAUUCHE K., NEPPEL L., DIEULIN C., PUJOL N., LADOUUCHE B., MARTIN E., SALAS D., YVAN CABALLERO Y. (2010). Analyses of precipitation, temperature and evapotranspiration in a French Mediterranean region in the context of climate change. *Comptes Rendus Geoscience*, **342**(3), p. 234-243.
- CHAPPAZ R., 1997. *Mémoire pour présenter l'Habilitation à Diriger des Recherches*. Université d'Aix-Marseille I, 134 p.
- CHAPPAZ R., OLIVARI G., BRUN G., 1996. Food availability and growth rate in natural populations of the brown trout (*Salmo trutta*) in Corsican streams. *Hydrobiologia*, **331** : 63-69.
- CHAUVET E. (1983). Influence d'une réduction de débit sur un torrent de montagne : L'Aston (Ariège). *Annales De Limnologie - International Journal of Limnology*, **19**(1), p. 45-49.
- CHIEN N. (1985). Changes in river regime after the construction of upstream reservoirs. *Earth Surface Processes and Landforms*, **10**(2), p. 143-159.
- CHRISTENSEN J.H. & CHRISTENSEN O.B. (2003). Climate modelling: severe summertime flooding in Europe. *Nature*, **421**(6925), p. 805.
- CHURCH M. (1995). Geomorphic response to river flow regulation: Case studies and time-scales. *Regulated Rivers: Research & Management*, **11**(1), p. 3-22.
- CLAUSS T. & MEUNIER F. (1998). L'alevinage de « Sandoz » en demi-teinte. *Eaux libres*, **24**, p. 34- 35.
- COGERINO L., CELLOT B., BOURNAUD M. (1995). Microhabitat diversity and associated macroinvertebrates in aquatic banks of a large European river. *Hydrobiologia*, **304**(2), p. 103-115.
- COLONNA F. (2018). *Les conséquences du changement climatique sur les ressources en eau et les biocénoses des hydrosystèmes de Corse*. Université de Corse. Document inédit.
- COMPIN A. & CEREGHINO R. (2007). Spatial patterns of macroinvertebrate functional feeding groups in streams in relation to physical variables and land-cover in Southwestern France. *Landscape Ecology*, **22**(8), p. 1215-1225.

- COMTE L., BUISSON L., DAUFRESNE M., GRENOUILLET G. (2013). Climate-induced changes in the distribution of freshwater fish: observed and predicted trends. *Freshw. Biol.* **58**, p. 625–639.
- CORDIER B. (1965). *L'analyse des correspondances*. [Thèse de Doctorat (troisième cycle)], Université de Rennes Faculté des sciences, 65 p.
- CORTES R.M.V., FERREIRA M.T., OLIVEIRA S.V., & OLIVEIRA, D. (2002). Macroinvertebrate community structure in a regulated river segment with different flow conditions. *River Research and Applications*, **18**(4), p. 367-382.
- COURRET D., CHANSEAU M., LASCAUX J.M., LARINIER M. (2012). Impacts écologiques des éclusées hydroélectriques. Caractérisation des régimes d'éclusées et Retour d'expérience sur la Maronne. *La Houille Blanche - Revue internationale de l'eau, EDP Sciences*, p.8-14.
- CRISPIM M.C., & WATANABE T. (2001). Qu'est-ce que les sédiments de réservoir dans une région semi-aride du Brésil peuvent nous renseigner sur les cladocères ? *Hydrobiologia*, **442**(1-3), p. 101-105.
- CRIVELLI A. (1998). L'anguille dans le bassin Rhone-Méditerranée-Corse. *COGEPOMI du bassin Rhône-Méditerranée-Corse*. 83 p.
- CUMMINS K.W. (1979). The natural stream ecosystem. In *The Ecology of Regulated Streams*, [Ward J.V., Stanford J.A. (Eds)], *Plenum, New York*, p. 7-24.
- DAKKI M. (1979). *Recherches hydrobiologiques sur un cours d'eau du Moyen Atlas (Maroc)*. [Thèse de Doctorat], Université d'Aix-Marseille III, 126 p.
- DATRY T., SNELDER T., SAUQUET E., PELLA H., CATALOGNE C., LAMOUREUX N. (2012). *Hydrologie des étiages : typologie des cours d'eau temporaires et cartographie nationale. Rapport final*. 44 p.
- DAUFRESNE M. & BOET P. (2007). Climate change impacts on structure and diversity of fish communities in rivers. *Global Change Biology*. **13**(12).
- DAUFRESNE M., ROGER M.C., CAPRA H., LAMOUREUX N. (2004). Long-term changes within the invertebrate and fish communities of the Upper Rhone River: effects of climatic factors. *Global Change Biology*, **10**, p. 124-140.
- DAVIES P.E. (2012). Suivi sur le long terme de la diversité des invertébrés aquatiques, *La Massane, Tour d'Horizon 2012*, p. 13.
- DAYON G. (2015). *Evolution du cycle hydrologique continental en France au cours des prochaines décennies*. [Thèse de doctorat], Université de Toulouse. 223p.
- DE JONG Y., VERBEEK M., MICHELSEN V., DE PLACE BJØRN P., LOS W., STEEMAN F., HAGEDORN G. (2014). Fauna Europaea—all European animal species on the web. *Biodiversity Data Journal*, (2).

- DECAMPS H. (1967). Introduction à l'étude écologique des Trichoptères des Pyrénées. *Annales de Limnologie*, **3**, p. 101-176.
- DEGANI G., HERBST G.N., ORTAL R., BROMLEY H.J., LEVANON D., GLAZMAN H., REGEV Y. (1992). Faunal relationships to abiotic factors along the River Dan in northern Israel. *Hydrobiologia*, **246**(1), p. 69-82.
- DEKKER W. (1987). Preliminary assessment of the IJsselmer eel fishery based on length frequency samples. *ICES Council Meeting*, 14 p.
- DEKKER W. (1998). La position Hollandaise. *Eaux Libres*, **24**, p. 58-59.
- DENIS A., GABRION C., LAMBERT A. (1983.) Présence en France de deux parasites d'origine est-asiatique : *Diplozoon nipponicum* Goto, 1891 (Monogenea) et *Bothriocephalus acheilognathi* Yamaguti, 1934 (Cestoda) chez *Cyprinus carpio* (Teleostei, Cyprinidae). *Bull. Fr. Piscic.*, **289**, p. 128-134.
- DIA A. (1983). *Recherches sur l'écologie et la biogéographie des cours d'eau du Liban méridional*. [Thèse de Doctorat], Université d'Aix-Marseille III, 155 p.
- DOISY K.E. & RABENI C.F. (2001). Flow conditions, benthic food resources, and invertebrate community composition in a low-gradient stream in Missouri. *Journal of the North American Benthological Society*, **20**(1), p. 17-32.
- DOLEDEC S. (1986). *Les peuplements de macroinvertébrés benthiques du cours inférieur de l'Ardèche. Dynamique spatio-temporelle*. [Thèse de Doctorat], Université de Lyon 1, 153 p.
- DOMISCH S., ARAUJO M.B., BONADA N., PAULS S.U., JÄHNIG S.C., HAASE P. (2013). Modelling Distribution in European Stream Macroinvertebrates under Future Climates. *Global Change Biology*, **19**(3), p. 752-762.
- DOUVILLE H., CHAUVIN F., PLANTON S., ROYER J.F., SALASMELIA D., TYTECA S. (2002). Sensitivity of the hydrological cycle to increasing amounts of greenhouse gases and aerosols, *Climate Dyn*, **20**, p. 45-68.
- DOWNES B.J., LAKE P.S., SCHREIBER, E.S.G. (1993). Spatial variation in the distribution of stream invertebrates: implications of patchiness for models of community organization. *Freshwater Biology*, **30**(1), p 119-132.
- DRIQUECH F. (2010). *Distribution des précipitations hivernales sur le Maroc dans le cadre d'un changement climatique : descente d'échelle et incertitudes*. [Thèse de Doctorat], Université de Toulouse, Institut National Polytechnique de Toulouse, 164 p.
- DUCHARNE A., THERY S., VIENNOT P., LEDOUX E., GOMEZ E., DEQUE M. (2003). Influence du changement climatique sur l'hydrologie du bassin de la Seine ». *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, **4**(3).

- DUMNICKA E. (1996). Upstream-downstream movement of macrofauna (with special reference to oligochaetes) in the River Raba below a reservoir. *Hydrobiologia*, **334**(1-3), p.193-198.
- DURAND Y., BRUN E., MERINDOL L., GUYOMARC'H G., LESAFFRE B., MARTIN E. (1993). A meteorological estimation of relevant parameters for snow models. *Annals of glaciology*, **18**, p. 65-71.
- DURAND Y., GIRAUD G., LATERNSE M., ETCHEVERS P., MERINDOL L., LESAFFRE B. (2009). Reanalysis of 47 years of climate in the French Alps (1958–2005) : climatology and trends for snow cover. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, **48**, p. 2487-2512.
- EATON J.G., MCC ORMICK J.H., GOODNO B.E., O'BRIEN D.G., STEFANY H.G., HONDZO M., SCHELLER R.M. (1995). A Field Information-based System for Estimating Fish Temperature Tolerances. *Fisheries*. **20**(4)
- EBERSOLE J., LISS W., FRISSEL C. (2003). Thermal heterogeneity, stream channel morphology, and salmonid abundance in northeastern Oregon streams. *Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **60**.
- EGGLISHAW H.J. (1968). The quantitative relationship between bottom fauna and plant detritus in streams of different calcium concentrations. *Journal of Applied Ecology*, **5**, p. 731-740.
- EKLÖV A.G., GREENBERG L.A., BRÖNMARK C., LARSSON P., BERGLUND O. (1999). Influence of water quality, habitat and species richness on Brown trout populations. *J. Fish Biol.*, **54**, p. 33-43.
- EL AGBANI M. A., DAKKI M., BOURNAUD M. (1992). Etude typologique du Bou Regreg (Maroc) : Les milieux aquatiques et leurs peuplements en macroinvertébrés. *Bulletin d'écologie*, **23**(1-2), p. 103-113.
- EL AGBANI M.A. (1984). *Le réseau hydrographique du bassin versant de l'oued Bou Regreg (plateau central marocain) : essai de biotypologie* [Thèse de Doctorat], Université Claude Bernard, Lyon, France, 147 p.
- ELIE P., ROCHARD E. (1994). Migration des civelles d'anguille (*Anguilla anguilla* L.) dans les estuaires, modalités du phénomène et caractéristiques des individus. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, **335**, p. 81- 98.
- ERMAN D.C. & ERMANN A. (1984). The response of stream macroinvertebrates to substrate size and heterogeneity. *Hydrobiologia*, **108**(1), p 75-82.
- ETCHEVERS P. & MARTIN E. (2002). Impact d'un changement climatique sur le manteau neigeux et l'hydrologie des bassins versants de montagne. *L'eau en montagne*, **8**.
- ETCHEVERS P. & MARTIN E. (2002). Impact des variations climatiques sur le manteau neigeux, incidence sur l'hydrologie nivale, les avalanches. *La Houille Blanche*, **8**, p.84-88.

- EUZENAT G. & FOURNEL F. (1976). *Recherche sur la truite commune (Salmo trutta L.) dans une rivière de Bretagne, le Scorff*. [Thèse de Doctorat 3ème cycle], Biol. Anim. Fac. Sci. Univ., Rennes I, 213 p.
- FABRE J. (2012). *Impacts du changement climatique dans le domaine de l'eau sur les bassins Rhône-Méditerranée et Corse, bilan des connaissances*. Rapport de l'agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse. 65 p.
- FAHRNER G. (2010). *Typologie des impacts potentiels des ouvrages hydroélectriques sur les populations de truite situées en aval*. [Thèse de Doctorat], Biodiversité et Ecologie. AgroParisTech, 168p.
- FERGUS T. (1997). Geomorphological response of a river regulated for hydropower: River Fortun, Norway. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management*, **13**(5), p. 449-461.
- FEUNTEUN E. (2002). Management and restoration of European eel population (*Anguilla anguilla*): an impossible bargain. *Ecological engineering*, **18**(5), p. 575-591.
- 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. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **124**, p. 824-835.
- FISCHNETZ (2004). Sur la trace du déclin piscicole. *Rapport final. Institut Fédéral Suisse des Sciences et Technologies de l'Eau / Office fédéral de l'environnement (EAWAG/OFEP)*.
- FLOURY M., USSEGLIO-POLATERA P., FÉRREOL M., DELATTRE C., SOUCHON Y. (2013) Global climate change in large European rivers: long-term effects on macroinvertebrate communities and potential local confounding factors. *Global Change Biology*, **19**, p.1085-1099.
- FLOURY M., DELATTRE C., FERREOL M., VILLENEUVE B., SOUCHON Y. (2012). *Tendances d'évolution long-terme des communautés de macroinvertébrés benthiques dans le contexte de changement global : exemple de la Loire moyenne sur une période de 30 ans*.
- FRAGNOUD E. (1987). *Préférences d'habitat de la truite fario (Salmo trutta fario L) en rivière : quelques cours d'eau du Sud-Est de la France* [Thèse de doctorat], Univ. Lyon 1.
- FRANCHI E., CAROSI A., GIANNETTO D., PEDICILLO G., POMPEI L., GHETTI L., LORENZONI M. (2014). Changes in the Fish Community of the Upper Tiber River after Construction of a Hydro-Dam. *Journal of Limnology*.
- FREEMAN M.C., VIÑOLAS D., GROSSMAN G.D., DE SOSTOA A.D.O.L.F.O. (1990). Microhabitat use by *Blennius fluviatilis* in the Rio Matarrana, Spain. *Freshwater Biology*, **24**(2), p. 335-345.
- FROST W.E., BROWN M.E., VARLEY M.E. (1967). *The trout*. **21**. Ed. Collins.
- FRUGET J.F. (1989). *L'aménagement du bas-Rhône. Evolution du fleuve et influence sur les peuplements de macroinvertébrés benthiques*. [Thèse de Doctorat], Université de Lyon, 477 p.

- FRUGET J.F. (1991). The impact of river regulation on the lotic macroinvertebrate communities of the lower rhône, France. *Regulated Rivers: Research & Management*, **6**(4), p. 241-255.
- GALAY V.J. (1983). Causes of river bed degradation. *Water Resources Research*, **19**(5) p. 1057-1090.
- GALVIN Y. (1989). *Hydrobiologie d'une rivière aménagée : le Moyen Verdon (Alpes de Hautes Provence). Hydrochimie et macroinvertébrés benthiques d'un tronçon à débit régulé. Impacts de l'aménagement sur l'hydrosystème*. [Thèse de Doctorat], Université d'Aix-Marseille III, 189 p.
- GAMISANS J. (1991). Compléments au prodrome de la flore corse. *La végétation de la Corse, Annexe 2*. Conservatoire et Jardin botaniques, Genève, 391 p.
- GANGOLFI G., PESARO M., TONGIORGI P. (1984). Environmental factors affecting the ascent of elvers, *Anguilla anguilla* (L.) into the Arno river. *Oebalia*, **Vol X**, p. 17-35.
- GARCIA DE JALON D., MONTES C., BARCELO E., CASADO C., MENES F. (1988). Effects of hydroelectric scheme on fluvial ecosystems within the Spanish Pyrenees. *Regulated Rivers : Research & Management*, **2**(4), p. 479-491.
- GASCHIGNARD O., PERSAT H., CHESSEL, D. (1983). Répartition transversale des macroinvertébrés benthiques dans un bras du Rhône. *Hydrobiologia*, **106**(3), p. 209-215.
- GASCHIGNARD O. (1984). Impact d'une crue sur les macroinvertébrés benthiques d'un bras du Rhône. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, **22**(3), p. 1997-2001.
- GIEC (1992). Climate Change 1992: The Supplementary Report to the IPCC Scientific Assessment [HOUGHTON J.T., CALLANDER B.A., VARNEY S.K.], *Cambridge University Press*, 116 p.
- GIEC (2013). Changements climatiques 2013 : les bases des sciences physiques. Contribution du Groupe de travail I au cinquième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [STOCKER, T.F, QIN D., PLATTNER G.K., TIGNOR M., S.K ALLEN S.K., BOSCHUNG J., NAUELS A., XIA Y., BEX V. MIDGLEY P.M.]. *Cambridge University Press*, 1535 p.
- GIEC (2014). Changements climatiques 2014 : Rapport de synthèse. Contribution des groupes de travail I, II et III au cinquième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [PACHAURI R.K., MEYER L.A.], 151 p.
- GIORGI F., BI X., PAL J. (2004). Mean, interannual variability and trends in a regional climate change experiment over Europe. II : climate change scenarios (2071–2100). *Climate Dynamics*, **23**(7-8), p. 839-858.

- GIUDICELLI J. (1968). *Recherches sur le peuplement, l'écologie et la biogéographie d'un réseau hydrographique de la Corse centrale*. [Thèse d'Etat], Université d'Aix-Marseille III, 437 p.
- GIUDICELLI J. (1975). Analyse de l'endémisme dans la faune des eaux courantes de la Corse. *Ecologia Mediterranea*, **1**, p. 7-17.
- GIUDICELLI J. (1999). Caractéristiques écologiques et faunistiques des cours d'eau méditerranéens. *Bulletin de la Société Linéenne de Provence*, **50**, p. 133-147.
- GIUDICELLI J. & TALLIN J. (1977). Recherches sur les peuplements de Coléoptères d'eau courante en Corse. *Ecologia Mediterranea*, **3**, p. 33-54.
- GIUDICELLI J., DIA A., LEGIER P. (1980). Etude hydrobiologique d'une rivière de région méditerranéenne, l'Argens (Var, France) : habitats, hydrochimie, distribution de la faune benthique. *Bijdragen tot de Dierkunde*, **50**(2), p. 303-341.
- GIUDICELLI J., LEGIER P., MUSSO J.J. et PREVOT G. (1981). Impact des pollutions organiques sur deux cours d'eau de la région méditerranéenne. Recherches sur la validité des méthodes biologiques d'évaluation de la qualité des eaux courantes en région méditerranéenne. *Lab. Biol. Animale Université Aix-Marseille III*, 99 p.
- GIUDICELLI J., DAKKI M., DIA A. (1985). Caractéristiques abiotiques et hydrobiologiques des eaux courantes méditerranéennes. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, **22**, p. 2094-2101.
- GIUDICELLI J. & ORSINI A. (1987). Trichoptères de Corse, biogéographie, écologie et distribution des espèces dans les cours d'eau. In *Proceedings of the 5th International Symposium on Trichoptera*, BOURNAUD M., TACHET H. (Eds.), Dr. W. Junk Publisher, Dordrecht, *The Netherlands*, p. 325-329.
- GONDE R. (1981). Les aménagements du lit de la Durance et l'évolution naturel. *Rapport au Ministre de l'Environnement et du Cadre de vie*. 125 p.
- GONY-LEMAIRE S. (1990). *Etude expérimentale de l'action du cadmium sur les juvéniles (civelles et anguillettes) de l'anguille européenne Anguilla anguilla : analyse structurale et fonctionnelle de certains organes-cibles*. [Thèse de Doctorat], Université de Paris 6, 173 p.
- GORDON E. & MEENTEMEYER R.K. (2006). Effects of dam operation and land use on stream channel morphology and riparian vegetation. *Geomorphology*, **82**(3-4), p. 412-429.
- GRAF W.L. (2006). Downstream hydrologic and geomorphic effects of large dams on American rivers. *Geomorphology, 37th Binghamton Geomorphology Symposium*, **79**(3), p. 336-360.
- GRAF W.L. (1980). The effect of dam closure on downstream rapids. *Water Resources Research*, **16**(1), p. 129-136.

- GREGOIRE A. & CHAMPEAU A. (1981). Les Ephéméroptères d'une rivière à débit régulé : le Verdon, *The Proceedings of the International Association of Theoretical and Applied Limnology, 1922-2010*, **21**(2), p. 857-865.
- GREGOIRE A. (1981). *Contribution à l'étude hydrobiologique d'une rivière aménagée : le Verdon (Alpes de Haute Provence). Les lacs de barrage et les tronçons de cours d'eau à débit régulé*. [Thèse de Doctorat], Université d'Aix-Marseille I, 213 p.
- GRENOUILLET G., HUGUENY B., CARREL G.A., OLIVIER J.M., PONT D. (2001). Large-scale synchrony and inter-annual variability in roach recruitment in the Rhone River: the relative role of climatic factors and density-dependent processes. *Freshwater Biology*, **46**(1).
- GROWNS I.O. (1992). *Macroinvertebrate Community Structure in the Streams of the Southern Forest of Western Australia: The Influence of Seasonality Longitudinal Gradients and Forestry Activities*. [Thèse de Doctorat], Université de Murdoch.
- GROWNS I.O. & DAVIS J.A. (1994). Longitudinal changes in near-bed flows and macroinvertebrate communities in a western australian stream. *Journal of the North American Benthological Society*, **13**(4), p. 417-438.
- GRZYBKOWSKA M. & DUKOWSKA M. (2002). Communities of Chironomidae (Diptera) above and below a reservoir on a lowland river: long-term study. *Annales Zoologici* **52**(2), p. 235-247.
- HABDIJA I., RADANOVIC I., PRIMC-HABDIJA B., SPOLJAR M. (2002). Vegetation cover and substrate type as factors influencing the spatial distribution of trichopterans along a Karstic River. *International Review of Hydrobiology*, **87**(4) p. 423-437.
- HABETS F., BOONE A., CHAMPEAUX J.L., ETCHEVERS P., FRANCHISTEGUY L., LEBLOIS E., NOILHAN J. (2008). The SAFRAN-ISBA-MODCOU hydrometeorological model applied over France. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **113**(D6).
- HADDERINGH R.H. (1982). Experimental reduction of fish impingement by artificial illumination at Bergum power station. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, **67** p. 887-900.
- HADDERINGH R.H., VAN DER STOEP J.W., HABRAKEN J.M.P.M. (1992). Deflecting eels from water inlets of power stations with light. *Irish. Fish. Invest.*, **36** p. 78-86.
- HALSBAN D.E., HALSBAN D.I., ROMESTAN D.B., DZUVI C.A. (1985). Hamatologische, histopathologische, parasitologische und enzymatische Untersuchungen an Aalen (*Anguilla anguilla*), Döbeln (*Leuciscus cephalus*), Haseln (*Leuciscus leuciscus*) und Plötzen (*Rutilus rutilus*) der Weser zwischen Bodenwerder und Veltheim (50 Stromkilometer) von Oktober 1983 bis Oktober 1984. *Bundesf. Fisch. Veroff. Inst. Kusten*, **90**, p. 1 -29.
- HAMILTON R.M. (1985). Discharges of pesticides to the rivers Mole and Taw, their accumulation in fish flesh and possible effects on fish stocks. *J. Fish. Biol.*, **27** p. 139-149.

- HANNAH D.M. & GARNER G. (2015). River water temperature in the United Kingdom Changes over the 20th century and possible changes over the 21st century. *Progress in Physical Geography*, **39**, p. 68–92.
- HARRIS S.C., MARTIN T.H., CUMMINS K.W. (1995). A model for aquatic invertebrate response to Kissimmee River restoration. *Restoration Ecology*, **3**(3), p. 181-194.
- HAURY J., OMBREDANE D., BAGLINIERE J.L. (1991). L’habitat de la truite commune (*Salmo trutta L.*) en cours d’eau. *La truite : biologie et écologie*. Paris : INRA éditions, p 47-96.
- HEGGENES J. (1988). Effets des fluctuations de débit à court terme sur le déplacement et l’utilisation de l’habitat par la truite brune dans un petit cours d’eau. *Transactions de l’American Fisheries Society*, **117**(4), p. 336-344.
- HERLIHY A.T., GERTH W.J., LI J., BANKS J.L. (2005). Macroinvertebrate community response to natural and forest harvest gradients in western Oregon headwater streams. *Freshwater Biology*, **50**(5) p. 905-919.
- HIGGS G. & PETTS G. (1988). Hydrological changes and river regulation in the UK. *Regulated Rivers: Research & Management*, **2**(3), p. 349-368.
- HINGRAY B., HENDRICKX F., BOURQUI M., CREUTIN J.D., FRANÇOIS B., GAILHARD J., LAFAYASSE M., LEMOINE N., MATHEVET T., MEZGHANI A., MONTEI, C. (2012). *Regional Climate, Water, Energy, Ressources and uncertainties from 1960 to 2030*. ANR RIWER 2030, rapport final, 66p.
- HORTON P.A. (1961). La bionomie de la truite brune dans un ruisseau du Dartmoor. *Journal of Animal Ecology*, p. 311-338.
- HUET M. (1959). Profiles and biology of Western European streams as related to fish management. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, **88**, p. 155-163.
- HUET M. (1962). Influence du courant sur la distribution des poissons dans les eaux courantes. *Aquatic Sciences-Research Across Boundaries*, **24**(2), p. 412-432.
- HYNES H.B.N. (1970). *The ecology of running waters* (Vol. 555). Liverpool University Press.
- ILLIES J. (1953). Die Besiedlung der Fulda (insbes. das Benthos der Salmonidenregion) nach dem jetzigen Stand der untersuchung. *Berichte der Limnologischen Flußstation Freudenthal*, **5**, p. 1-28.
- ILLIES J. (1961). Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, **46**(2), p. 205-213.
- ILLIES J. (1978). *Limnofauna Europaea, 2ème édition*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 532 p.

- ILLIES J. & BOTOSANEANU L. (1963). Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, **12**, p.1-57.
- INBAR M. (1990). Effect of dams on mountainous bedrock rivers. *Physical Geography, IG(4)*, p. 305-319.
- IPCC (2018). Global warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty [MASSON-DELMOTTE V., ZHAI P., PÖRTNER H.O., ROBERTS D., SKEA J., SHUKLA P.R., PIRANI A., MOUFOUMA-OKIA W., PÉAN C., PIDCOCK R., CONNORS S., MATTHEWS J.B.R., CHEN Y., ZHOU X., GOMIS M.I., LONNOY E., MAYCOCK T., TIGNOR M., WATERFIELD T.]. *World Meteorological Organization*, 32 p.
- IVOL J.M., GUINAND B., RICHOUX P., TACHET H. (1997). Longitudinal changes in Trichoptera and Coleoptera assemblages and environmental conditions in the Loire River (France). *Archiv für Hydrobiologie*, **138(4)** p. 525-557.
- JACOB D., PETERSEN J., EGGERT B., ALIAS A., CHRISTENSEN O.B., BOUWER L.M., BRAUN A., COLETTE A., DÉQUÉ M., GEORGIEVSKI G., *et al* (2014). EURO-CORDEX: new high-resolution climate change projections for European impact research. *Regional Environmental Change*, **14**, p. 563–578.
- JARROT A., ORSINI A., ROCHE B. (1985). *Influence de la vidange décennale du barrage de Calacuccia sur la qualité des eaux du Golo*. Direction Régionale de l’Agriculture et de la Forêt ; Service Régional de l’Aménagement de la Corse, 44 p.
- JENKINS G., MILWARD N.E., HARTWICK R.F. (1984). Food of larvae of Spanish mackerels, genus *Scomberomorus* (Teleostei : *Scombridae*), in shelf waters of the Great Barrier Reef. *Marine and Freshwater Research*, **35(4)**, p. 477-482.
- JENSEN A.J. & JOHNSEN B.O (1999). The functional relationship between peak spring floods and survival and growth of juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar*) and Brown Trout (*Salmo trutta*). *Functional Ecology*, **13(6)**, p. 778-785.
- JOHNSON W.C. (1997). Equilibrium response of riparian vegetation to flow regulation in the Platte River, Nebraska. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management*, **13(5)**, p. 403-415.
- JONES M P. & HUNT W F. (2010). Effect of Storm-Water Wetlands and Wet Ponds on Runoff Temperature in Trout Sensitive Waters. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, **136(9)**, p. 656-661.

- KAUFMANN K.W. & THOMPSON R.C. (2005). Water Temperature Variation and the Meteorological and Hydrographic Environment of Bocas Del Toro, Panama, 22 p.
- KĘDRA M. & WIEJACZKA Ł. (2018). Climatic and dam-induced impacts on river water temperature: assessment and management implications. *Science of the Total Environment*, **626**, p. 1474-1483.
- KEITH P., ALLARDI J., MOUTOU B. (1992). Livre rouge des espèces menacées de poissons d'eau douce de France et bilan des introductions. *Collections Patrimoines Naturels, Volume 10, Secrétariat de la faune et de la flore, Muséum National d'Histoire Naturelle, CSP, CEMAGREF, Min. Env. Paris*, 111 p.
- KELLERHALS R. & CHURCH M. (1989). The morphology of large rivers: characterization and management. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences/Publication speciale canadienne des sciences halieutiques et aquatiques*.
- KINOUCHI T., YAGI H., MIYAMOTO M. (2007). Increase in stream temperature related to anthropogenic heat input from urban wastewater. *Journal of Hydrology*, **335**(1-2), p. 78-88.
- KJELLSTRÖM E. (2004). Recent and future signatures of climate change in Europe. *AMBIO : A Journal of the Human Environment*, **33**(4), p. 193-199.
- KLINGEMAN P.C., BRAVAR, J.P., & GIULIANI Y. (1994). Les impacts morphodynamiques sur un cours d'eau soumis à un aménagement hydroélectrique à dérivation : le Rhône en Chautagne. *Géocarrefour*, **69**(1), p.73-87.
- KOIE M. (1988). Parasites in European eel *Anguilla anguilla* (L.) from Danish freshwater, brackish and marine localities. *Ophelia*, **29** p. 93-118.
- KONDOLF G.M. (1997). PROFILE: hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels. *Environmental management*, **21**(4), p. 533-551.
- KOUASSI A.M., KOUAMÉ K.F., ALBERT B.T., GOULA T.L., PATUREL J.E., BIÉMI J. (2008). Influence de la variabilité climatique et de la modification de l'occupation du sol sur la relation pluie-débit à partir d'une modélisation globale du bassin versant du N'zi (Bandama) en Côte d'Ivoire. *Rev Ivoir Sci Technol*, **11**, p. 207-229.
- KRAFT M.E. (1972). Effects of controlled flow reduction on a trout stream. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, **29**(10), p. 1405-1411.
- KRODKIEWSKA M. (2005). The Oligochaeta communities in the benthos of artificially heated Rybnik Dam Reservoir (Poland). *Journal of Freshwater Ecology*, **20**(1), p. 117-122.
- KUNDZEWICZ Z.W., RADZIEJEWSKI M., PINSKWAR I. (2006). Precipitation extremes in the changing climate of Europe. *Climate Research*, **31**(1), p. 51-58.
- LAGARRIGUE T., BARAN P., LASCAUX J.M., DELACOSTE M., ABAD N., LIM P. (2001). Taille à 3 ans de la truite commune (*salmo trutta l.*) dans les rivières des pyrénées

françaises : relations avec les caractéristiques mésologiques et influence des aménagements hydroélectriques. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* **357/360**, p. 549-571.

LAMBERT A. (1997). Introduction de poissons dans les milieux aquatiques continentaux : « Quid de leurs parasites ? ». *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, **344/345**, p. 323-333.

LAMOUREUX N., DOLEDEC S., GAYRAUD S. (2004). Biological traits of stream macroinvertebrate communities: effects of microhabitat, reach, and basin filters. *Journal of the North American Benthological Society*, **23**(3), p. 449-466.

LANG M., ARNAUD P., CARREAU J., DEAUX N., DEZILEAU L., GARAVAGLIA F., LATAPIE A., NEPPEL L., PAQUET E., RENARD B. (2014). Résultats du projet ExtraFlo (ANR 2009-2013) sur l'estimation des pluies et crues extrêmes. *Houille Blanche*, **2**, p. 5-13.

LAPORTE M., CLAUDE J., BERREBI P., PERRET P., MAGNAN P. (2016). Shape plasticity in response to water velocity in the freshwater blenny *Salaria fluviatilis*. *Journal of Fish Biology*, **88**(3), p. 1191-1203.

LARINIER J. & DARTIGUELONGUE M. (1989). La circulation des poissons migrateurs : le transit à travers les turbines des installations hydroélectriques. The movement of migratory fish: transit through turbines of hydroelectric installations. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, **312-313**, p. 1-87

LARINIER M. (1998). Mortelles turbines. *Eaux Libres*, **24**, p. 46-47.

LARSEN J., BIRKSL H.J.B., RADDUM G.G., FJELLHEIM, A. (1996). Quantitative relationships of invertebrates to pH in Norwegian river systems. *Hydrobiologia*, **328**(1), p. 57-74.

LASCAUX J.M. & CAZENEUVE L. (2008). Etude de l'impact écologique des éclusées sur la rivière Dordogne. *Rapport final de la phase*, **1**, p. 74.

LATTERELL J.J., FAUSCH K.D., GOWAN C., RILEY S.C. (1998). Relationship of trout recruitment to snowmelt runoff flows and adult trout abundance in six Colorado mountain streams. *Rivers*, **6**(4), p. 240-250.

LAUNAY B. & DATRY T. (2015). *Résistance et résilience des communautés d'invertébrés en cours d'eau intermittents : comparaison multi-site dans le bassin RM&C. rapport intermédiaire*. 55 p.

LAUTERS F. (1992). Impact sur l'écosystème rivière de la gestion par éclusées des ouvrages hydroélectriques : Étude bibliographique.

LAUTERS F. (1995). *Impacts sur l'écosystème aquatique de la gestion par éclusées des ouvrages hydroélectriques. Etude de quelques cours d'eau et analyse des phénomènes mis en jeu*. [Thèse de Doctorat]. Université Paul Sabatier, Toulouse, France, 298 p.

LE CREN E.D. (1965). Some factors regulating the size of populations of freshwater fish: With 3 figures in the text. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie : Mitteilungen*, **13**(1), p. 88-105.

- LE MOIGNE P. (2002). Description de l'analyse des champs de surface sur la France par le système SAFRAN. *Note de centre GMME, Météo-France*, p. 1-30.
- LE TREUT H. (2013). Les impacts du changement climatique en Aquitaine : un état des lieux scientifique. *Pessac : Presses Universitaires de Bordeaux : LGPA-Éditions*, 365 p.
- LEEKES G.J.L. & NEWSON M.D. (1989). Responses of the sediment system of a regulated river to a scour valve release: Llyn Clywedog, mid-Wales, UK. *Regulated Rivers: Research & Management*, **3**(1), p. 93-106.
- LEGAULT A. (1988). Le franchissement des barrages par l'escalade de l'anguille. Etude en Sèvre Niortaise. *Bull. Fr. Pêche Piscic*, **308**, p. 1-10.
- LESSARD J. & HAYES D.B. (2003). « Effects of Elevated Water Temperature on Fish and Macroinvertebrate Communities below Small Dams ». *River Research and Applications* **19**(7) p. 721-732.
- LI A., WU J., HUANG J. (2012). Faire la distinction entre les changements de végétation induits par l'homme et ceux dus au climat : une application critique de RESTREND en Mongolie intérieure. *Écologie du paysage*, **27**(7), p. 969-982.
- LI Q., YU M., LU G., CAI T., BAI X., XIA Z. (2011). Impacts of the Gezhouba and Three Gorges reservoirs on the sediment regime in the Yangtze river, china. *Journal of hydrology*, **403**(3-4), p. 224-233.
- LIEBIG H., LIM P., BELAUD A. (1998). Influence du débit de base et de la durée des éclusées sur la dérive d'alevins de truite commune : expérimentations en canal semi-naturel. *Bull. Fr. Pêche Piscic*, **350-351**, p. 337-347.
- LIU B., YANG D., YE B., BEREZOVSKAYA S. (2005). Long-term open-water season stream temperature variations and changes over Lena River Basin in Siberia. *Global and Planetary Change*, **48**(1-3), p. 96-111.
- LLASAT M.C. (2001). An objective classification of rainfall events on the basis of their convective features: application to rainfall intensity in the northeast of Spain. *International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society*, **21**(11), p. 1385-1400.
- LOOT G, BROSSE S, LEK S., GUÉGAN J.F. (2001) Behaviour of roach (*Rutilus rutilus* L.) altered by *Ligula intestinalis* (Cestoda: Pseudophyllidea): a field demonstration. *Freshwater Biology*, **46**, p. 1219-1227.
- LOPEZ E., PEIGNOUX-DEVILLE J., LALLIER F., MARTELLY E., FONTAINE Y.A. (1981). Anguilles contaminées par les hydrocarbures après l'échouage de l'Amoco-Cadiz. Modification histopathologiques des ovaires, des branchies et de glandes endocrines. *CR Acad. Sci. Paris*, **292**, p. 407-411.

- LOWNEY C.L. (2000). Stream temperature variation in regulated rivers: Evidence for a spatial pattern in daily minimum and maximum magnitudes. *Water Resources Research*, **36**(10), p. 2947-2955.
- LUNEAU S. (1998). Consommation d'anguilles : gare au P.C.B. *Eaux libres*, **24**, p 14.
- LUSIGNAN F., CHANET B., SOHIER S. (2016). *Salaria fluviatilis* (Asso, 1801). *DORIS*.
- LYONS J.K., PUCHERELLI M.J., CLARK R.C. (1992). Sediment transport and channel characteristics of a sand-bed portion of the green river below flaming gorge dam, Utah, USA. *Regulated Rivers: Research & Management*, **7**(3), p. 219-232.
- MACAN T.T. (1974). Running water. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, **20**, p. 301-321.
- MADSEN H., LAWRENCE D., LANG M., MARTINKOVA M., KJELDSSEN T.R. (2014). Review of trend analysis and climate change projections of extreme precipitation and floods in Europe. *Journal of Hydrology*, **519**, p. 3634–3650.
- MAGAND C. (2014). *Influence de la représentation des processus nivaux sur l'hydrologie de la Durance et sa réponse au changement climatique*. [Thèse de doctorat]. Sciences de la Terre. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI, 333 p.
- MAGILLIGAN F.J. & NISLOW K.H. (2005). Changes in hydrologic regime by dams. *Geomorphology*, **71**(1-2), p. 61-78.
- MALAVOI J.R. (1989). Typologie des faciès d'écoulement ou unités morphodynamiques des cours d'eau à haute énergie. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **315**, p. 189-210.
- MALAVOI J.R. & SOUCHON Y. (2002). Description standardisée des principaux faciès d'écoulement observables en rivière : clé de détermination qualitative et mesures physiques. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **365-366**, p. 357-372.
- MALMQVIST B., NILSSON A.N., BAEZ M., ARMITAGE P.D., BLACKBURN J. (1993). Stream macroinvertebrate communities in the island of Tenerife. *Archiv für Hydrobiologie*, **128**(2) p. 209-235.
- MANGEL, M. (1994). Climate change and salmonid life history variation. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, **41**(1), p. 75-106.
- MANN R.H.K. (1988). Fish and fisheries of regulated rivers in the UK. *Regulated Rivers: Research & Management*, **2**(3), p. 411-424.
- MCFADDEN J.T. & COOPER E.L. (1962). An ecological comparison of six populations of brown trout (*Salmo trutta*). *Transactions of the American Fisheries Society*, **91**(1), p. 53-62.

- MELHAOUI M. (1985). *Eléments d'écologie de la truite de lac (Salmo trutta L.) du Léman dans le système lac-affluent*. [Thèse de Doctorat 3ème cycle], Univ. Pierre et Marie Curie, Paris VI, 127 p.
- MENNESSIER J.M., KARDACZ J., LASCAUX J.M. (2018). Suivi de la reproduction naturelle des grands salmonidés migrateurs sur le bassin de la Dordogne en aval du barrage du Sablier. *Rapport ECOGEA*, **E171040**.
- MERRITT D.M. & COOPER D.J. (2000). Riparian vegetation and channel change in response to river regulation: a comparative study of regulated and unregulated streams in the Green River Basin, USA. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management*, **16**(6), p. 543-564.
- MILNER N.J., ELLIOTT J.M., ARMSTRONG J.D., GARDINER R., WELTON J.S., LADLE M. (2003). The natural control of salmon and trout populations in streams. *Fisheries Research*, **62**(2), 111-125.
- MIN S. K., ZHANG X., ZWIERS F. W., HEGERL G.C. (2011). Human contribution to more-intense precipitation extremes. *Nature*, **470**(7334), p. 378.
- MINSHALL G.W., PETERSEN JR R.C., NIMZ, C.F. (1985). Species richness in streams of different size from the same drainage basin. *The American Naturalist*, **125**(1), p.16-38.
- MOATAR F. & GAILHARD J. (2006). Water temperature behaviour in the River Loire since 1976 and 1881. *Comptes Rendus Geoscience*, **338**(5), p. 319-328.
- MOHSENI O., ERICKSON T.R., STEFAN H.G. (1999). Sensitivity of stream temperatures in the United States to air temperatures projected under a global warming scenario. *Water Resources Research*, **35**(12), p. 3723-3733.
- MOHSENI O. & STEFAN H.G. (1999). Stream temperature/air temperature relationship: a physical interpretation. *Journal of hydrology*, **218**(3-4), p. 128-141.
- MOLINA-NAVARRO E., TROLLE D., MARTINEZ-PEREZ S., SASTRE-MERLIN A., JEPPESEN E. (2014). Hydrological and water quality impact assessment of a Mediterranean limno-reservoir under climate change and land use management scenarios. *Journal of Hydrology*, **509**, p. 354–366.
- MOLINA-NAVARRO E., TROLLE D., MARTINEZ-PEREZ S., SASTRE-MERLIN A., JEPPESEN, E. (2014). Hydrological and water quality impact assessment of a Mediterranean limno-reservoir under climate change and land use management scenarios. *Journal of Hydrology*, **509**, p. 354–366.
- MOOG O. (1993). Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts. *Regulated Rivers : Research & Management*, **8**(1-2), p. 5-14.

- MORI C. (1997). *Caractérisation mésologique et faunistique des cours d'eau de Corse. Influence de l'hydrodynamisme et du substrat*. [Thèse de Doctorat], Université de Corse, 257 p.
- MORI C., ORSINI A., COLONNA F., ORSINI S., FAGGIANELLI J. (2017) The consequences of climate change on the mountain environment in Corsica (France). *International symposium on interdisciplinarity – Corte, Track: Global Change*,
- MORIARTY C. (1996). The European eel fishery in 1993 and 1994. *Fisheries bulletin*, **14**, 52 p.
- MORIARTY C., DEKKER W. (1997). Management of European eel. *Marine Institute, Irish Fisheries Bulletin*, **15**, 110 p.
- MOUThON J. (1981). Typologie des Mollusques des eaux courantes. Organisation biotypologique et groupements socioécologiques. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*. EDP Sciences, p. 143-162.
- MOUThON J. (1982). Les Mollusques dulcicoles : Données biologiques et écologiques, clés de détermination des principaux genres de Bivalves et de Gastéropodes de France. *Bulletin Français de Pêche et de Pisciculture*, **54** p. 1-27.
- MUCHUIT S., GALLET F., AUBIN D., BARANGER L., LE BIHAN V., PERRAUDEAU Y. (2002). Principaux facteurs à prendre en compte pour une meilleure gestion de l'anguille européenne *Anguilla anguilla*. *Observatoire des pêches et des cultures marines du golfe de Gascogne*, 89 p.
- MUÑOZ I. & PRAT N. (1994). Macroinvertebrate community in the lower Ebro river (NE Spain). *Hydrobiologia*, 286(2), 65-78.
- MYERS N., MITTERMEIER R.A., MITTERMEIER C.G., DA FONSECA G.A.B., KENT J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**, p. 853-858.
- NIHOARN A. (1983). *Étude de la Truite commune, Salmo trutta L., dans le bassin du Scorff : Morbihan : démographie, reproduction, migrations*. [Thèse de doctorat] Science Vie Envir. Univ. Rennes I, 72 p.
- NISBET M. & VERNEAUX J. (1970). Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. *Annales de Limnologie*, **6**(2) p. 161-190.
- OLIVE L.J. & OLLEY J.M. (1997). River regulation and sediment transport in a semiarid river: the Murrumbidgee River, New South Wales, Australia. *IAHS Publications-Series of Proceedings and Reports-Intern Assoc Hydrological Sciences*, **245**, p. 283-290.
- ONEMA (2009). *Plan de gestion Anguille de la France. Application du règlement R (CE) n° 1100/2007 du 18 septembre 2007*. Volet national. Rapport, p. 1-115

- ORSINI A. (1986). *Influence du couvert végétal du bassin versant sur les caractéristiques thermiques, chimiques et biologiques des cours d'eau de Corse*. [Thèse de Doctorat], Université d'Aix-Marseille III, 230 p.
- ORSINI A. (2008). *Les cours d'eau de Corse : caractérisation et anthropisation*. [Habilitation à Diriger des Recherches], Université de Corse, 172 p.
- ORSINI A., MORI C., COLONNA F., ORSINI S., FAGGIANELLI J. (2017). The pozzines of Corsica. *International symposium on interdisciplinarity – Corte, Track: Global Change*.
- OUELLET V., SECRETAN Y., ST-HILAIRE A., MORIN J. (2014). Modélisation de la température de l'eau en environnement contrôlé : étude comparative d'équations du bilan thermique. *Processus hydrologiques*, **28** (2), p. 279-292.
- OUZEAU G., DEQUE M., JOUINI M., PLANTON S., VAUTARD R. (2014). *Le climat de la France au XXIème siècle. Volume 4. Scénarios régionalisés*. Editions 2014 pour la métropole et les régions d'outre-mer. Rapport direction général de l'énergie et du climat. Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie. 64 p.
- OVIDIO M. (1999). *Tactiques et stratégies individuelles d'utilisation spatio-temporelle de l'habitat et des ressources alimentaires chez la truite commune (Salmo trutta L.) : étude par radio-pistage dans l'Aisne et l'Ourthe*. [Thèse de doctorat], Université de Liège, 223 p.
- PAGE C., TERRAY L., BOE J. (2008). Projections climatiques à échelle fine sur la France pour le 21^{ème} siècle : les scénarii SCRATCH08. *Climate Modeling and Global Change, CERFACS*.
- PAGGI L., ORECCHIA P., CATALINI R., DI CAVE D. (1988). Indagine sulla parassitofauna delle specie ittiche eurialine di interesse commerciale : aspetti parasitologici. *Ministere delle marina mercantile, Consiglio regionale delle ricerche*, **4** p.1927-1940.
- PALL P., AINA T., STONE D.A., STOTT P.A., NOZAWA T., HILBERTS A.G., ALLEN M.R. (2011). Anthropogenic greenhouse gas contribution to flood risk in England and Wales in autumn 2000. *Nature*, **470**(7334), p. 382.
- PARDE M. (1968). Nouveautés sur les débits monstrueux de l'Amazone. *Annales de géographie. Société de géographie*, p. 202-208.
- PASCAL M., LORVELEC O., VIGNE J.D. (2006). Invasions Biologiques et Extinctions : 11 000 ans d'histoire des Vertébrés en France. *Coédition Belin - Quæ, Paris*. 350 p.
- PEARSON K. (1901). LIII. On lines and planes of closest fit to systems of points in space. *The London, Edinburgh, and Dublin Philosophical Magazine and Journal of Science*, **2**(11), p. 559-572.
- PECKARSKY B.L. & COWAN C.A. (1995). Microhabitat and activity periodicity of predatory stoneflies and their mayfly prey in a western Colorado stream. *Oikos*, p. 513-521.

- PEINGS Y., JAMOUS M., PLANTON S., LE TREUT H. (2011). Scénarios climatiques : indices sur la France métropolitaine pour les modèles français ARPEGE-Climat et LMDZ et quelques projections pour les DOM-COM. *Le climat de la France au XXI^e siècle - Rapport de la mission Jean Jouzel*. Ministère de l'Écologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement, **1**, 139 p.
- PELTE T. (2017). *Synthèse des connaissances sur les impacts du changement climatique dans le domaine de l'eau sur le bassin de corse*. Agence de l'eau Rhône Méditerranée & Corse. 47 p.
- PERSAT H. & PATTEE E. (1981). Le taux de croissance des ombres jeunes dans certaines rivières françaises : avec 3 chiffres et 2 tableaux dans le texte. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, **21**(2), p.1270-1275.
- PETTS G. & GURNELL A. (2013). Hydrogeomorphic Effects of Reservoirs, Dams, and Diversions. *Treatise on Geomorphology*, p.96-114.
- PETTS G.E. (1979). Complex response of river channel morphology subsequent to reservoir construction. *Progress in Physical Geography*, **3**(3), p. 329-362.
- PICKUP G. (1975). Downstream variations in morphology, flow conditions and sediment transport in an eroding channel. *Zeitschrift für Geomorphologie Neue Folge*, **19**, p. 443-459.
- PLANTON S., DEQUE M., DOUVILLE H., SPAGNOLI B. (2005). Impact du réchauffement climatique sur le cycle hydrologique. *Comptes Rendus Geoscience*, **337**(1-2), p. 193-202.
- PLETTERBAUER, F., MELCHER, A.H., FERREIRA, T., SCHMUTZ, S. (2015). Impact of climate change on the structure of fish assemblages in European rivers. *Hydrobiologia*, **744**, p. 235-254.
- POFF N.L (1992). Pourquoi les perturbations peuvent être prévisibles : une perspective sur la définition des perturbations dans les cours d'eau. *Journal de la Société benthologique nord-américaine*, **11**(1), p. 86-92.
- POFF N.L. & HART D.D. (2002). How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal: an ecological classification of dams is needed to characterize how the tremendous variation in the size, operational mode, age, and number of dams in a river basin influences the potential for restoring regulated rivers via dam removal. *BioScience*, **52**(8), p. 659-668.
- POFF N.L. & WARD J.V. (1989). Implications de la variabilité et de la prévisibilité du débit pour la structure de la communauté lotique: une analyse régionale des modèles d'écoulement. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, **46**(10), p. 1805-1818.
- POFF N.L., ALLAN J.D., BAIN M.B., KARR J.R., PRESTEGAARD K.L., RICHTER B.D., STROMBERG, J.C. (1997). The natural flow regime. *BioScience*, **47**(11), p. 769-784.

- POIREL J., GAILHARD J., CAPRA H. (2010). Influence des barrages-réservoirs sur la température de l'eau : exemple d'application au bassin versant de l'Ain. *La Houille Blanche - Revue internationale de l'eau, EDP Sciences*, **4**, p. 72-79.
- PORCHER J.P. & TRAVADE F. (1992). Les dispositifs de franchissement : bases biologiques, limites et rappels réglementaires. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, **326-327**, p. 5-14
- POUILLY M., VALENTIN S., CAPRA H., GINOT V., SOUCHON Y. (1995). « Méthode des microhabitats : principes et protocoles d'application ». *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **336**, p. 41-54.
- POUNDS J.A. & PUSCHENDORF R. (2004). Ecology: clouded futures. *Nature*, **427**(6970), p. 107.
- POUNDS J.A., BUSTAMANT, M.R., COLOMA L.A., CONSUEGRA J.A., FOGDEN M.P., FOSTER P.N., RON S.R. (2006). Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature*, **439**(7073), p. 161.
- POWER M.E., STOUT R.J., CUSHING C.E., HARPER P.P., HAUER F.R., MATTHEWS W.J., DE BADGEN W. (1988). Biotic and abiotic controls in river and stream communities. *Journal of the North American Benthological Society*, **7**(4), p. 456-479.
- PREECE R.M. & JONES H.A. (2002). The Effect of Keepit Dam on the Temperature Regime of the Namoi River, Australia. *River Research and Applications* **18**(4), p. 397-414.
- PREVOT G. & PREVOT R. (1986). Impact d'une crue sur la communauté d'invertébrés de la Moyenne Durance. Rôle de la dérive dans la reconstitution du peuplement du chenal principal. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, **22**(1), p. 89-98
- PREVOT R. (1984). *Hydrobiologie de la moyenne Durance. Etude de différents milieux et de leurs peuplements de macroinvertébrés*. [Thèse de Doctorat], Université d'Aix-Marseille III, 175 p.
- PROUZET P. (1998). Adour : drossage ou pas ? *Eaux libres*, **24** p. 55-57.
- QUINTANA-SEGUI P., LE MOIGNE P., DURAND Y. (2008). Analysis of near-surface atmospheric variables: Validation of the SAFRAN analysis over France. *Journal of applied meteorology and climatology*, **47**(1), p. 92-107.
- QUIRÓS C. & VINYOLÉS D. (2016). Streamflow reduction induces early parental care in *Salaria fluviatilis* (Asso, 1801) males. *Journal of applied ichthyology*, **32**(1), p. 198-203.
- RADER R.B. & WARD J.V. (1988). Influence of regulation on environmental conditions and the macroinvertebrate community in the upper Colorado River. *Regulated Rivers: Research & Management*, **2**(5), p. 597-618.
- RADER R.B. & BELISH T.A. (1999). Influence of mild to severe flow alterations on invertebrates in three mountain streams. *Regulated Rivers: Research & Management*, **15**, p. 353-363.

- RADFORD D.S. & HARTLAND-ROWE R. (1971). A preliminary investigation of bottom fauna and invertebrate drift in an unregulated and regulated stream in Alberta. *Journal of Applied Ecology*, **8**: p.883-903.
- RAHMAN K., DA SILVA A.G., TEJEDA E.M., GOBIET A., BENISTON M., LEHMANN A. (2015). An independent and combined effect analysis of land use and climate change in the upper Rhone River watershed, Switzerland. *Appl. Geogr.* **63**, p. 264–272.
- RESH V.H. (2008). Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. *Environmental Monitoring and Assessment*, **138**, p. 131-138.
- RICE S.P., GREENWOOD M.T., JOYCE C.B. (2001). Macroinvertebrate community changes at coarse sediment recruitment points along two gravel bed rivers. *Water Resources Research*, **37**(11), p. 2793-2803.
- RIGAUD C. (1998). Les scientifiques prônent le principe de précaution. *Eaux Libres*, **24** p. 52-53.
- RINALDI M., & SIMON A. (1998). Bed-level adjustments in the Arno River, central Italy. *Geomorphology*, **22**(1), p. 57-71.
- ROCHE B. (1987). Poissons dulçaquicoles de la Corse, Etude du peuplement piscicole des eaux courantes et des populations de truites. *Service Régional de l'Aménagement des Eaux de la Corse*, 42 p.
- RODIER J., LEGUBE B., MERLET N. & coll. (2009). *L'analyse de l'eau*, **9**, 1 600 p.
- RODIER J. (1984). *L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer: chimie, physico-chimie, bactériologie, biologie*, **7**, p. 1343-1352.
- ROLLET A.J., PIÉGAY H., DUFOUR S., BORNETTE G., PERSAT H. (2014). Assessment of Consequences of Sediment Deficit on a Gravel River Bed Downstream of Dams in Restoration Perspectives: Application of a Multicriteria, Hierarchical and Spatially Explicit Diagnosis. *River Research and Applications* **30**(8) p. 939-953.
- ROMERO E., GARNIER J., LASSALETTA L., BILLEN G., LE GENDRE R., RIOU P., CUGIER P. (2013). Large-scale patterns of river inputs in southwestern Europe: seasonal and interannual variations and potential eutrophication effects at the coastal zone. *Biogeochemistry*, **113**, p. 481–505.
- ROMERO E., GARNIER J., LASSALETTA L., BILLEN G., LE GENDRE R., RIOU P., CUGIER P. (2013). Large-scale patterns of river inputs in southwestern Europe: seasonal and interannual variations and potential eutrophication effects at the coastal zone. *Biogeochemistry*, **113**, p. 481–505.
- RONDEAU A. (1964). *La Corse*. Armand Colin, Paris, 194 p.
- RTE France (2018). *Panorama de l'électricité renouvelable en 2018*. 56 p.

- SALLES D. & LE TREUT H. (2017). Comment la région nouvelle aquitaine anticipe le changement climatique ? *Irstea « Sciences Eaux & Territoires »*, **22**, p. 14-17.
- SCHNEIDER, C., LAIZÉ, C.L.R., ACREMAN, M.C., FLORKE, M. (2013). How will climate change modify river flow regimes in Europe? *Hydrology and Earth System Sciences*. **17**, p. 325–339.
- SCOTT M.L., FRIEDMAN J.M., AUBLE G.T. (1996). Fluvial process and the establishment of bottomland trees. *Geomorphology*, **14**(4), p. 327-339.
- SERVAT E., NAJEM W., LEDUC C., SHAKEEL A. (2003). Hydrology of Mediterranean and Semiarid Regions: Papers Selected for the International Conference on Hydrology of the Mediterranean and Semi-Arid Regions. *International Association of Hydrological Sciences*.
- SHERRARD J.J. & ERSKINE W.D. (1991). Complex response of a sand-bed stream to upstream impoundment. *Regulated Rivers: research and management*, **6**, p. 53-70.
- SHIELDS F.D., SIMON A., STEFFEN L.J. (2000). Effets du réservoir sur la migration du chenal de la rivière en aval. *Conservation de l'environnement*, **27**(1), p. 54-66.
- SOUBEYROUX J.M., NEPPEL L., VEYSSEIRE J.M., TRAMBLAY Y., CARREAU J., GOUGET V. (2015). Evolution des précipitations extrêmes en France en contexte de changement climatique. *Houille Blanche*, p. 27–33.
- SOUCHON Y. & NICOLAS V. (2011). Barrages et seuils : principaux impacts environnementaux. *Onema-Cemagref, Vincennes, Antony*.
- SOUCHON Y., SABATON C., DEIBEL R., REISER D., KERSHNER J., GARD M., ... & LAMB B.L. (2008). Detecting biological responses to flow management: missed opportunities; future directions. *River Research and applications*, **24**(5), p. 506-518.
- SOUCHON, Y. & TISSOT, L., 2012. Synthesis of thermal tolerances of the common freshwater fish species in large Western Europe rivers. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. **3**.
- STAHL K., HISDAL H., HANNAFORD J., TALLAKSEN L., VAN LANEN H., SAUQUET E., DEMUTH S., FENDEKOVA M., JÓDAR J. (2010). Streamflow trends in europe: evidence from a dataset of near-natural catchments. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, **7**(4), p. 5769–5804.
- STALNAKER C.B. (1979). The use of habitat structure preferenda for establishing flow regimes necessary for maintenance of fish habitat. In: WARD J.V., STANFORD J.A. (Eds.), *The ecology of regulated streams*, Plenum Press, New York, p. 333-337,
- STATZNER B. & HIGLER B. (1986). Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater biology*, **16**(1), p. 127-139.

- STATZNER B., GORE J.A., RESH V.H. (1988). Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. *Journal of the North American benthological society*, **7**(4), p. 307-360.
- STEVAUX J.C, MARTINS D.P, MEURER J. (2008). Les changements dans le canal du fleuve Paraná ont introduit la baie du barrage de Porto Primavera, au Brésil. *Géomorphologie*.
- STEVENS J.C. & GREEN B.G. (1978). Temperature–touch interaction: Weber’s phenomenon revisited. *Sensory Processes*, **2**(3), p. 206-219.
- STOCKER T.F., QIN D., PLATTNER G.K., TIGNOR M., ALLEN S.K., BOSCHUNG J., NAUELS A., XIA Y., BEX V., MIDGLEY P.M. (2013). *Technical Summary. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.*
- STORY A., MOORE R.D., MACDONALD J.S. (2003). Stream temperatures in two shaded reaches below cutblocks and logging roads: downstream cooling linked to subsurface hydrology. *Canadian Journal of Forest Research*, **33**(8), p. 1383-1396.
- SYNDICAT DES ENERGIES RENOUVELABLES (2012). *L’hydroélectricité : les chiffres en France et dans le monde*. 10 p.
- TERRAY L. & BOÉ J. (2013). Quantifying 21st-century France climate change and related uncertainties. *Comptes Rendus Geosciences*. **345**, p. 136–149.
- TIEMANN J.S., GILLETTE D.P., WILDHABER M.L., EDDS D.R. (2005). Effects of lowhead dams on the ephemeropterans, plecopterans, and trichopterans group in a North American river. *Journal of Freshwater Ecology*, **20**(3) p. 519-525.
- TONDUT J.L., LAGET F., DELOIRE A. (2006). Climat et viticulture : évolution des températures sur le département de l’Hérault : un exemple de réchauffement climatique, *Revue Française d’œnologie*, **219**.
- TOWNSEND C.R. & HILDREW A.G. (1984.) Longitudinal pattern in detritivore communities of acid streams: a consideration of alternative hypotheses. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, **22**, p. 1953-1958.
- TRAVADE F., GOSSET C., DURIF C., RIVES J., GARAICOECHEA C., ELIE P. (2001). Prévion des périodes de dévalaison de l’anguille argentée par suivi d’activité de sujets en stabulation. *Journées anguilles du GRISAM, Tour du Valat*. p.16-17.
- TUFFERY G. & VERNEAUX J. (1967). Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Exploitation codifiée des inventaires de la faune du fond. *Ministère de l’Agriculture (France) - Centre national d’Etudes techniques et de Recherches technologiques pour l’Agriculture, les Forêts et l’Équipement Rural (C.E.R.A.F.E.R.)*, Section Pêche et Pisciculture, p. 23.

- UCHII K., MATSUI K., IIDA T., KAWABATAZ. (2009). Distribution of the introduced cyprinid herpesvirus 3 in a wild population of common carp, *Cyprinus carpio* L. *Journal of Fish Diseases*, **32**, p.857-864.
- UICN France (2014). Panorama des services écologiques fournis par les milieux naturels en France - volume 2.4 : les écosystèmes montagnards. Paris, France.
- UPPALA S., KÅLLBERG P. W., SIMMONS A.J. (2005). The ERA-40 re-analysis. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society: A journal of the atmospheric sciences, applied meteorology and physical oceanography*, **131**(612), p. 2961-3012.
- USSEGLIO-POLATERA P., BOURNAUD M., RICHOUX P., TACHET H. (2000). Biological and ecological traits of benthic freshwater macro invertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology*, **43**(2), p. 175-205.
- VALENTIN S., SOUCHON Y., WASSON J.G. (1994). Evaluation of hydropeaking effects on fish community and habitat. *Rehabilitation of freshwater fisheries*, p. 138-151.
- VALENTIN S. (1995). Variabilité artificielle des conditions d'habitat et conséquences sur les peuplements aquatiques : effets écologiques des éclusées hydroélectriques en rivière. [Thèse de doctorat], Université Claude Bernard, Lyon I, 271 p.
- VALENTIN S., WASSON J.G., PHILIPPE M. (1995). Effects of hydropower peaking on epilithon and invertebrate community trophic structure. *Regulated Rivers-Research & Management*, **10**(2-4) p. 105-119.
- VAN VLIET M.T., FRANSSSEN W.H., YEARSLEY J.R., LUDWIG F., HADDELAND I., LETTENMAIER D.P., KABAT P. (2013). Global river discharge and water temperature under climate change. *Glob. Environ. Change*, **23**, p. 450-464.
- VANNOTE R.L., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDELL J.R., CUSHING C.E. (1980). The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, **37**(1), p. 130-137.
- VAUTARD R., YIOU P., VAN OLDENBORGH G.J., LENDERINK G., THAO S., RIBES A., PLANTON S., DUBUISSON B., SOUBEYROUX J.M. (2015). Extreme Fall 2014 Precipitation in the Cévennes Mountains. *Bulletin of the American Meteorological Society*. **96**, p.56-60.
- VERICAT D. & BATALLA R.J. (2004). Efectos de las presas en la dinámica fluvial del curso bajo del río Ebro. *Cuaternario y Geomorfología*, **18**(1-2), p. 37-50.
- VERICAT D. & BATALLA R.J. (2005). Sediment transport in a highly regulated fluvial system during two consecutive floods (lower Ebro River, NE Iberian Peninsula). *Earth Surface Processes and Landforms: The Journal of the British Geomorphological Research Group*, **30**(4), p. 385-402.

- VERNEAUX J. (1973). *Cours d'eau de Franche-Comté (Massif du Jura). Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs. Essai de biotypologie*. [Thèse d'État], Université de Besançon, 257 p.
- VERNEAUX J. (1976). *Fondements biologiques et écologiques de l'étude de la qualité des eaux continentales. Principales méthodes biologiques*. Pollution des eaux Continentales.
- VERNEAUX J., GALMICHE P., JANIER F., MONNOT A. (1982). Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un indice biologique de qualité générale (IBG). In *Annales Scientifiques de l'Université de Franche-Comté (Besançon)*, p. 11-21.
- VESPINI F. (1985). *Contribution à l'étude hydrobiologique du Buech, rivière non aménagée de Haute-Provence*. [Thèse de doctorat], Université de Provence, 148 p.
- VINSON M.R. (2001). Long-term dynamics of an invertebrate assemblage downstream from a large dam. *Ecological Applications*, **11**(3) p. 711-730.
- VOELZ N.J. & WARD J.V. (1996). Microdistributions of filter-feeding caddisflies (Insecta, Trichoptera) in a regulated rocky mountain river. *Canadian Journal of Zoology*, **74**(4) p. 654-666.
- VÖRÖSMARTY C.J., MEYBECK M., FEKETE B., SHARMA K., GREEN P. & P.M SYVITSKI J.P.M. (2003). Anthropogenic sediment retention: major global impact from registered river impoundments. *Global and Planetary Change, The supply of flux of sediment along hydrological pathways: Anthropogenic influences at the global scale*, **39**(1) p. 169-190.
- WALLACE J.B., WEBSTER J.R., MEYER J.L. (1995). Influence of log additions on physical and biotic characteristics of a mountain stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **52**(10), p. 2120-2137.
- WALLING D.E. (2006). Human impact on land–ocean sediment transfer by the world's rivers. *Geomorphology*, **79**(3-4), p. 192-216.
- WANG J., DING L., TAO J., DING C., HE D. (2019). The Effects of Dams on Macroinvertebrates: Global Trends and Insights. *River Research and Applications*, **35**(6), p. 702-713.
- WANG L., INFANTE D., LYONS J., STEWART J. COOPER A. (2011). Effects of Dams in River Networks on Fish Assemblages in Non-Impoundment Sections of Rivers in Michigan and Wisconsin, USA. *River Research and Applications*, **27**(4) p. 473-487.
- WARD J.V. & STANFORD J.A. (1979). Ecological factors controlling stream zoobenthos with emphasis on thermal modification of regulated streams. In *The ecology of regulated streams*, p. 35-55.
- WARD J.V., TOCKNER K., EDWARDS P.J., KOLLMANN J., BRETSCHKO G., GURNELL A.M., ROSSARO B. (1999). A reference river system for the Alps: the 'Fiume Tagliamento'. *River Research and Applications*, **15**(1-3), p. 63-75.

- WASSON J.G., CHANDESRIIS A., PELLA H. (2004). Détermination des valeurs de référence de l'IBGN et propositions de valeurs limites du " Bon Etat. *Document de travail*, **2**.
- WEBB B.W. & WALLING D.E. (1997). Complex Summer Water Temperature Behaviour below a UK Regulating Reservoir. *Regulated Rivers: Research & Management*, **13**(5) p. 463-477.
- WEISBERG S.B. & BURTON W.H. (1993). Amélioration de l'alimentation et de la croissance des poissons après une augmentation du débit minimal sous le barrage de Conowingo. *Journal nord-américain de gestion des pêches*, **13**(1), p. 103-109.
- WELSH H.H., HODGSON G.R., KARRAKER N.E. (2005). Influences of the vegetation mosaic on riparian and stream environments in a mixed forest-grassland landscape in "Mediterranean" northwestern California. *Ecography*, **28**(4) p. 537-551.
- WILLIAMS G.P. & WOLMAN M.G. (1984). Downstream effects of dams on alluvial rivers. *USGS circular*, **781**, 48p.
- WILLIAMS S.E., BOLITHO E.E., FOX S. (2003). Changement climatique dans les forêts tropicales australiennes : une catastrophe environnementale imminente. *Actes de la Royal Society of London. Série B: Sciences biologiques* , **270** (1527), p. 1887-1892.
- WOLMAN M.G. (1967). Two problems involving river channels and their background observations. *Northwest. Univ. Stud. Geogr.*, **14**, p. 67-107.
- WRIGHT J.F., ARMITAGE P.D., FURSE M.T., MOSS D. (1989). Préviation des communautés d'invertébrés à l'aide de mesures de cours d'eau. *Rivières réglementées : recherche et gestion*, **4**(2), p. 147-155.
- WRIGHT J.F. (1992). Spatial and temporal occurrence of invertebrates in a chalk stream, Berkshire, England. *Hydrobiologia*, **248**(1), p. 11-30.
- XU J. (2013). Complex Response of Channel Fill–Scour Behavior to Reservoir Construction: An Example of the Upper Yellow River, China. *River Research and Applications*, **29**, (5) p. 593-607.
- YI Y., WANG Z., YANG Z. (2010). Impact of the Gezhouba and Three Gorges Dams on habitat suitability of carps in the Yangtze River. *Journal of Hydrology*, **387**(3-4), p. 283-291.
- ZAMPIERI M., SCOCCIMARRO E., GUALDI S., NAVARRA A. (2015). Observed shift towards earlier spring discharge in the main Alpine rivers. *Sci. Total Environ.* **503**, p. 222–232.
- ZHANG X., WAN H., ZWIERS F.W., HEGERL G.C., MIN S.K. (2013). Attributing intensification of precipitation extremes to human influence. *Geophysical Research Letters*, **40**(19), p. 5252-5257.
- ZHANG X., ZWIERS F.W., HEGERL G.C., LAMBERT F.H., GILLET N.P., SOLOMON S., STOTT P.A., NOZAWA T. (2007). Detection of human influence on twentieth-century precipitation trends. *Nature*, **448**(7152) p. 461–465.

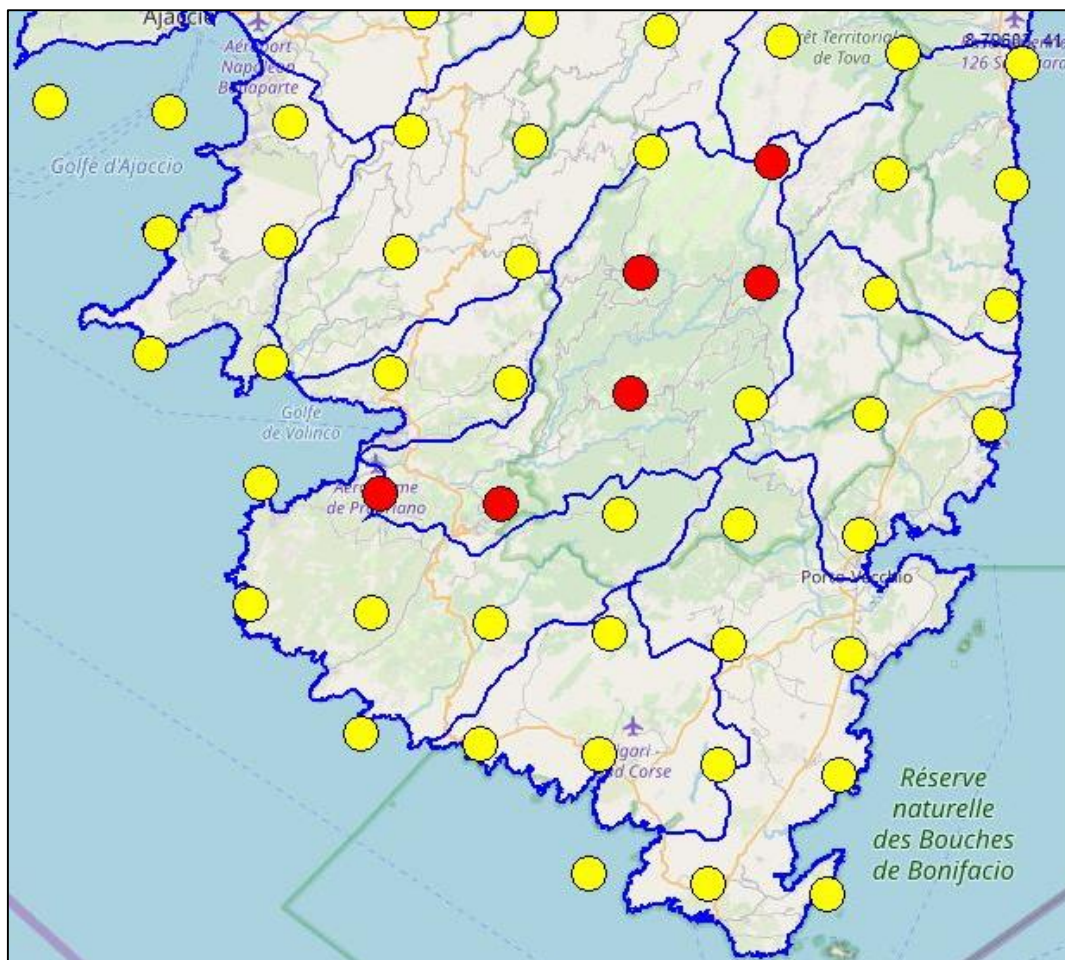
Webographie

- [1] « Décret n° 2007-1735 du 11 décembre 2007 relatif à la sécurité des ouvrages hydrauliques et au comité technique permanent des barrages et des ouvrages hydrauliques et modifiant le code de l'environnement ». *Légifrance* [en ligne], consulté le 10 avril 2019, <<https://www.legifrance.gouv.fr>>
- [2] « L'HYDROÉLECTRICITÉ : UNE ENERGIE RENOUVELABLE MAIS PAS SYSTÉMATIQUEMENT VERTE ». *ERN France* [en ligne], consulté le 17 avril 2019, <<https://www.ern.org/fr/hydroelectricite>>
- [3] « Le barrage du Rizzanese ». EDF Corse [en ligne], consulté le 30 avril 2019, <<https://corse.edf.fr/le-barrage-de-rizzanese/presentation-du-barrage>>
- [4] « Banque HYDRO ». Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie [en ligne], consulté le 6 mai 2019, <hydro.eaufrance.fr>
- [5] « SYSTEME D'EVALUATION DE LA QUALITE DE L'EAU DES COURS D'EAU GRILLES D'EVALUATION SEQ-EAU (VERSION 2) » [en ligne], consulté le 9 mai 2019, <rhin-meuse.eaufrance.fr > IMG > pdf > grilles-seq-eau-v2>
- [6] « Programme Life Conservation de la truite *macrostigma* en Corse ». Association Fédération de la Corse pour la pêche Protection du Milieu Aquatique [en ligne], consulté le 6 juin 2019, <<https://truitecorse.org>>
- [7] « World's Dams Unprepared for Climate Change Conditions » *Scientific American* [en ligne], consulté le 20 septembre 2019, <<https://www.scientificamerican.com>>

Annexes

Annexe 1

Localisation des six stations du système d'analyses SAFRAN sur le bassin versant du Rizzanese (en rouge)



Annexe 2

Paramètres physico-chimiques des eaux (avec T : trimestre)

			pH	Cond ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	O ₂ (%)	O ₂ (mg.l ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (mg.l ⁻¹)	NO ₂ (mg.l ⁻¹)	NO ₃ ⁻ (mg.l ⁻¹)	PO ₄ ³⁺ (mg.l ⁻¹)	DBO ₅ (mg.l ⁻¹)
St Antoine (645 m)	2015	T1	7,89	61	175,8	22,29	<0,05	<0,05	<1	<0,1	<1
		T2	7,8	66	108	9,2	<0,05	<0,05	<1	<0,1	<1
		T3	8,49	95	130	13,4	<0,05	<0,05	<1	<0,1	<1
		T4	7,78	66	199,5	25,29	<0,05	<0,05	<1	<0,1	1,4
	2016	T1	8,1	52	210,8	27,45	<0,05	<0,05	<1	<0,1	1
		T2	8,47	91	122,4	13,26	<0,05	<0,05	<0,5	0,02	<1
		T3	8,39	101	145,1	16,2	<0,05	<0,05	<0,5	0,01	<1
		T4	8,5	51	195,2	24,1	<0,05	<0,05	<1	<0,1	<1
	2017	T1	7,79	38	208,1	25,42	<0,05	<0,05	1,1	<0,1	<1
		T2	7,81	101	70	6,68	<0,05	<0,05	<1	<0,1	<1
		T3	8,1	84	90,2	9,92	<0,05	<0,05	<1	<0,1	<1
		T4	7,9	69	90,9	11,34	<0,05	<0,05	1,2	<0,1	<1
Zoza (272 m)	2015	T1	7,83	100	172,6	21,18	<0,05	<0,05	1	<0,1	2,6
		T2	8	112	105	9,3	<0,05	<0,05	1	<0,1	<1
		T3	7,3	140	128	12,7	<0,05	<0,05	1	<0,1	<1
		T4	7,94	96	181,9	21,45	<0,05	<0,05	<1	<0,1	1,5
	2016	T1	7,82	109	172,4	19,71	<0,05	<0,05	<1	<0,1	1,1
		T2	8,01	115	105	10,25	<0,05	0,01	0,8	0,03	<1
		T3	8,16	147	122,8	12,7	<0,05	<0,05	1,4	0,05	1
		T4	8,2	82	165,9	19,5	<0,05	<0,05	1,5	<0,1	<1
	2017	T1	8,12	102	171,2	19,14	<0,05	<0,05	<1	<0,1	1
		T2	8,2	144	69,6	6,31	<0,05	<0,05	1,4	<0,1	1
		T3	7,6	140	89,4	9,24	<0,05	<0,05	1,3	<0,1	1
		T4	7,8	118	89,6	10,69	<0,05	<0,05	2,6	<0,1	1
Spin'à Cavallu (23 m)	2015	T1	7,84	120	173,2	23,38	<0,05	<0,05	1	<0,1	2,3
		T2	7,28	157	51	4,17	<0,05	<0,05	<1	<0,1	1,1
		T3	8,16	199	109	10,35	<0,05	<0,05	1	<0,1	<1
		T4	7,84	127	179,8	20,26	<0,05	<0,05	<1	<0,1	1,7
	2016	T1	7,55	84	192,5	22,77	<0,05	<0,05	<1	<0,1	<1
		T2	8,4	157	107	10,3	<0,05	<0,05	0,7	0,02	<1
		T3	8,04	184	125,9	13,2	<0,05	<0,05	1,1	0,03	<1
		T4	8,3	76	195,2	24,1	<0,05	<0,05	1,2	<0,1	1,1
	2017	T1	7,75	112	192,6	22,68	<0,05	<0,05	<1	<0,1	<1
		T2	7,32	156	105	10,3	<0,05	<0,05	<1	<0,1	<1
		T3	7,9	189	94,8	9,41	<0,05	<0,05	<1	<0,1	<1
		T4	7,85	114	99	11,62	<0,05	<0,05	1,8	<0,1	<1

Hydrophilidae																						
<i>Laccobius sinuatus binaghii</i>	1		2																5	8		
<i>Hydrophilus pistaceus</i>								1												1		
<i>Hydrous sp.</i>																						
Hydraenidae																						
<i>Hydraena subacuminata subacuminata</i>					1															1		
Dryopidae																						
<i>Dryops costae</i>	3						1												2	6	1	
Helodidae																						
<i>Hydrocyphon pallidicollis</i>																						
Elmidae																						
<i>Stenelmis canaliculata</i>	1				1															2		
<i>Elmis maugetii fossulata</i>	1				10			1			3									15		
<i>Esolus brevis</i>																				6	3	
<i>Limnius intermedius</i>																					9	
<i>Limnius sulcipennis damryi</i>	4																			4		
Psephenidae																						
<i>Eubria pallustris</i>		1																	1	1	1	
Chrysomelidae																						
<i>Macrolea appendiculata</i>																						
TRICHOPTERES																						
Philopotamidae																						
<i>Chimara marginata</i>																						
<i>Philopotamus corsicanus</i>																						
<i>Wormaldia variegata</i>																						
Hydropsychidae																						
<i>Hydropsyche fumata</i>																						
<i>Hydropsyche cyrnotica</i>	1				11	5	9												26	5	2	
Polycentropodidae																						
<i>Polycentropus corsicus</i>							1													1		
Psychomyiidae																						
<i>Psychomyia pusilla</i>																						
<i>Tinodes agaricinus</i>					2															2		
Rhyacophilidae																						
<i>Rhyacophila pubescens</i>																						
<i>Rhyacophila pallida</i>	1				2		2		1										2	8		
Glossosomatidae																						
<i>Agapetus cyrnensis</i>	1					10	5			15	9								40	145	6	
Hydroptilidae																						
<i>Allotrichia pallicornis</i>	1				1				1										4	1	1	
<i>Hydroptila vecis</i>	1	2																	3			
<i>Hydroptila uncinata</i>																					1	
<i>Oxyethira hartigi</i>																						
Goeridae																						
<i>Silo rufescens</i>																					1	
<i>Silonella aurata</i>	2																		2		1	
Lepidostomatidae																						
<i>Lepidostoma hirtum</i>	2																		2			
Brachycentridae																						
<i>Micrasema cinereum</i>						8													8			
<i>Micrasema togatum</i>																						
Thremmatidae																						
<i>Thremma sardoum</i>																						
Sericoxomatidae																						
<i>Sericoxoma clypeatum</i>								1											1		22	
Beraeidae																						
<i>Beraeodina palpalis</i>																						
Leptoceridae																						
<i>Setodes argentipunctellus</i>																						
<i>Mystacides azurea</i>																						
<i>Athripsodes genei</i>	4	1								1									6	5	6	
<i>Trienodes ochreellus</i>	1																		1		1	
Helicopsychidae																						
<i>Helicopsyche revelieri</i>																						
DIPTERES																						
Blephariceridae																						
<i>Liponeura edwardsiana</i>							11		1										12		19	
<i>Liponeura cortensis</i>																					19	
<i>Liponeura insularis</i>																					20	
<i>Liponeura bischoffi</i>																						
Dixidae																						
<i>Dixa puberula</i>																			1		1	
Simuliidae																						
<i>Simulium variegatum</i>	4				14	20	25		7		1	1							72		105	
<i>Simulium auricoma</i>																						
Ceratopogonidae																						
<i>Forcipomyia sp.</i>																						
<i>Atrichopogon latipygus</i>	1																		1			
Chironomidae																						
<i>Chironomini</i>	16																			16		
<i>Orthocladiinae</i>	4		7		9	1			1										26	2	38	
<i>Tanypodinae</i>	13	4	1		3	1			3	1	2								35	4	13	
<i>Tanytarsini</i>	1	2	3	1	2	1	1												2		13	
Tipulidae																						
<i>Tipula sp.</i>			5	3					2	9									15		34	
Limoniidae																						
<i>Antocha vitripennis</i>									1										1	3		
<i>Pedicia sp.</i>																						
<i>Hexatoma sp.</i>																			79		79	
Tabanidae																						
<i>Tabanus sp.</i>	6								1											7		
Rhagionidae																						
<i>Rhagionidae ind.</i>																			3	3		
Thaumaleidae																						
<i>Thaumalea sp.</i>																						
Athericidae																						
<i>Ibisia marginata</i>																			1		1	
Total par prélèvement	98	97	27	15	160	56	105	93	101	35	203	29	1019	101	129	221	84	296	254	149	101	
Total par station																						2628

Hydrophilidae																						
<i>Laccobius sinuatus binaghii</i>	1			1					1												4	
<i>Hydrophilus pistaceus</i>																						
<i>Hydrous sp</i>																						
Hydraenidae																						
<i>Iraena subacuminata subacuminata</i>																						
Dryopidae																						
<i>Dryops costae</i>	1			1	1				1	1											5	
Helodidae																						
<i>Hydrocyphon pallidicollis</i>																						
Elmidae																						
<i>Stenelmis canaliculata</i>		1			1			1	1	1											5	1
<i>Elmis maugetii fossulata</i>		3			3		2		1	1								1		2		1
<i>Esolus brevis</i>		1			1		1		1	1								1		1		2
<i>Limnius intermedius</i>																				3		4
<i>Limnius sulcipennis damryi</i>					2					1	1										4	
Psephenidae																						
<i>Eubria pallustris</i>					1				1													2
Chrysomelidae																						
<i>Macrolea appendiculata</i>																						
TRICHOPTERES																						
Philopotamidae																						
<i>Chimara marginata</i>																						
<i>Philopotamus corsicanus</i>																						
<i>Wormaldia variegata</i>																						
Hydropsychidae																						
<i>Hydropsyche fumata</i>																						
<i>Hydropsyche cyrnotica</i>		5				6	11			1	5	9	1	38							8	8
Polycentropodidae																						
<i>Polycentropus corsicus</i>																						
Psychomyidae																						
<i>Psychomyia pusilla</i>																						
<i>Tinodes agaricinus</i>																						
Rhyacophilidae																						
<i>Rhyacophila pubescens</i>																						
<i>Rhyacophila pallida</i>		3				1	4				3	3	1	15								
Glossosomatidae																						
<i>Agapetus cyrnensis</i>						26	38		18	29	5	19	135					1			1	1
Hydroptilidae																						
<i>Allotrichia pallicornis</i>	1			1					1	1				5								
<i>Hydroptila vecis</i>	1			1	1				1	1				5	3					4		6
<i>Hydroptila uncinata</i>	1													1								1
<i>Oxyethira hartigi</i>																						
Goeridae																						
<i>Silo rufescens</i>																						
<i>Silonella aurata</i>							1							1					1			1
Lepidostomatidae																						
<i>Lepidostoma hirtum</i>																						
Brachycentridae																						
<i>Micrasema cinereum</i>																						
<i>Micrasema togatum</i>	2	2	3	1					1	1	1			11								1
Thremmatidae																						
<i>Thremma sardoum</i>																						
Sericostomatidae																						
<i>Sericostoma clypeatum</i>																						
Beraeidae																						
<i>Beraodina palpalis</i>																						
Leptoceridae																						
<i>Setodes argentipunctellus</i>																						
<i>Mystacides azurea</i>																						
<i>Athripsodes genei</i>	1			1	3				1	1	1			8	1	365			26	31	26	8
<i>Trienodes ochreellus</i>																					57	5
Helicopsychidae																						
<i>Helicopsyche revelieri</i>																						
DIPTERES																						
Blephariceridae																						
<i>Liponeura edwardsiana</i>																						
<i>Liponeura cortensis</i>	3													5						6	14	6
<i>Liponeura insularis</i>																						1
<i>Liponeura bischoffi</i>	2													8						2	12	4
Dixidae																						
<i>Dixa puberula</i>																						
Simuliidae																						
<i>Simulium variegatum</i>																						
<i>Simulium auricoma</i>	1	25	3			18	33			1	9	27	1	118							1	1
Ceratopogonidae																						
<i>Forcipomyia sp.</i>																						
<i>Atrichopogon latipygus</i>	1	1								1	3			7								
Chironomidae																						
<i>Chironomini</i>																						
<i>Orthocladiinae</i>	2	5	5			1	5			1	1	1	2	1	23	10			3	6	1	3
<i>Tanypodinae</i>	2		2	1	2	1			1	1	1			11					3		2	2
<i>Tanytarsini</i>	5	6	14	2		1					2			30								1
Tipulidae																						
<i>Tipula sp.</i>																						
Limoniidae																						
<i>Antocha vitripennis</i>																						
<i>Pedicia sp.</i>	1						1	1						3								
<i>Hexatoma sp.</i>						2	15			1	1	5		24						5		1
Tabanidae																						
<i>Tabanus sp.</i>																						
Rhagionidae																						
<i>Rhagionidae ind.</i>																						
Thaumaleidae																						
<i>Thaumalea sp.</i>																						
Athericidae																						
<i>Ibisia marginata</i>																						
Total par prélèvement	70	110	64	52	110	138	244	45	108	157	118	149	1365	74	550	32	21	173	173	155	98	228
Total par station							1365															1696

	Spin'à Cavallu 2016														Total	Septembre														Total
	Mai													Septembre																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12		1		2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12				
PLATHELMINTHES																														
TUBELLARIES																														
TRICLADES																														
<i>Dugesidae</i>																														
			2	1		2				1		2	8		4	1	38		4				2			49				
ANNELIDES																														
OLIGOCHETES																														
<i>Oligochètes ind</i>																														
				13									13																	
<i>Lumbricidae</i>																														
		1	1	1		8							11																	
<i>Eiseniella tetraedra</i>																														
MOLLUSQUES																														
GASTEROPODES																														
<i>Bythinellidae</i>																														
<i>Bythinella brevis</i>																														
<i>Hydrobiidae</i>																														
		2		10									12	2	7	21	822	11	146				1				1010			
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>																														
<i>Ancylidae</i>																														
<i>Ancylus fluviatilis</i>																														
<i>Planorbidae</i>																														
<i>Planorbis moquini</i>																														
<i>Neritidae</i>																														
<i>Theodoxus fluviatilis sardous</i>																														
<i>Valvatidae</i>																														
<i>Valvata piscinalis</i>																														
																1	1										2			
ARACHNIDES																														
<i>Hydracarina</i>																														
	1					1	1					1	4		3	2	2	4	2	1		1		1		1	16			
ARTHROPODES																														
INSECTES																														
EPHEMEROPTERES																														
<i>Heptageniidae</i>																														
<i>Ecdyonurus corsicus</i>																														
<i>Electrogena fallax</i>																														
<i>Rhitrogena aetoni</i>																														
				95	1		1					1	1	99		1	32		47	2	2	2	3	2			91			
<i>Caenidae</i>																														
<i>Caenis martae</i>																														
<i>Baetidae</i>																														
<i>Baetis cyrneus</i>																														
	5	1	1	4	5	23	79	18	33	27	4	12	212	3	14		4	25	3	15	6	17	13	12	8	120				
<i>Baetis ingradae</i>																														
<i>Baetis muticus</i>																														
<i>Baetis buceratus</i>																														
<i>Siphonuridae</i>																														
<i>Siphonurus lacustris</i>																														
<i>Centroptilum luteolum</i>																														
				6						1			7																	
<i>Ephemereididae</i>																														
<i>Serratella ignita</i>																														
			7		4	14			2	8	2		37																	
<i>Leptophlebiidae</i>																														
<i>Habropletoides modesta</i>																														
<i>Habroplebia eldae</i>																														
				2									2																	
PLECOPTERES																														
<i>Nemouridae</i>																														
<i>Protonemura corsicana</i>																														
						1							1																	
<i>Leuctridae</i>																														
<i>Leuctra budtzi</i>																														
		1				1				3			5																	
<i>Leuctra geniculata</i>																														
<i>Perlodidae</i>																														
<i>Isoperla insularis</i>																														
ODONATES																														
<i>Calopterygidae</i>																														
<i>Calopteryx splendens caprai</i>																														
															1	1											2			
<i>Coenagrionidae</i>																														
<i>Coenagrion tenellum</i>																														
<i>Aeschnidae</i>																														
<i>Boyeria irene</i>																														
<i>Gomphidae</i>																														
<i>Paragomphus genei</i>																														
HETEROPTERES																														
<i>Gerridae</i>																														
<i>Aquarius najas</i>																														
<i>Gerris costae costae</i>																														
<i>Aphelocheiridae</i>																														
<i>Aphelocheirus aestivalis</i>																														
															2												2			
<i>Corixidae</i>																														
<i>Micronecta leucocephala</i>																														
<i>Corixa panzeri</i>																														
				1									1		1	2	1				2			1			7			
<i>Pleadiidae</i>																														
<i>Plea leachi</i>																														
COLEOPTERES																														
<i>Dytiscidae</i>																														
<i>Agabus binotatus</i>																														
<i>Deronectes lareynii</i>																														
<i>Bidessus saucius bigoti</i>																														
						1			1				1																	
<i>Oreodytes sp</i>																														
<i>Hydroporus regularis</i>																														
				4									4			1											1			
<i>Stictionectes rufulus</i>																														
<i>Potamonectes griseostriatus</i>																														
<i>Laccornis sp</i>																														
<i>Yola bicarinata obscurior</i>																														
<i>Gyrinidae</i>																														
<i>Orectochilus villosus bellieri</i>																														
<i>Haliplidae</i>																														
<i>Halipplus lineaticolis</i>																														
<i>Peltodytes caesus</i>																														

Hydrophilidae																									
<i>Laccobius sinuatus binahii</i>																									
<i>Hydrophilus pistaceus</i>																									
<i>Hydrous sp</i>																									
Hydraenidae																									
<i>Iraena subacuminata subacuminata</i>																									
Dryopidae																									
<i>Dryops costae</i>																									
Helodidae																									
<i>Hydrocyphon pallidicollis</i>																									
Elmidae																									
<i>Stenelmis canaliculata</i>																									
<i>Elmis maugetii fossulata</i>																									
<i>Esolus brevis</i>																									
<i>Limnius intermedius</i>																									
<i>Limnius sulcipennis damryi</i>																									
Psephenidae																									
<i>Eubria pallustris</i>																									
Chrysomelidae																									
<i>Macrolepa appendiculata</i>																									
TRICHOPTERES																									
Philopotamidae																									
<i>Chimara marginata</i>																									
<i>Philopotamus corsicanus</i>																									
<i>Wormaldia variegata</i>																									
Hydropsychidae																									
<i>Hydropsyche fumata</i>																									
<i>Hydropsyche cyrtonica</i>																									
Polycentropodidae																									
<i>Polycentropus corsicus</i>																									
Psychomyiidae																									
<i>Psychomyia pusilla</i>																									
<i>Tinodes agaricinus</i>																									
Rhyacophilidae																									
<i>Rhyacophila pubescens</i>																									
<i>Rhyacophila pallida</i>																									
Glossosomatidae																									
<i>Agapetus cyrnensis</i>																									
Hydroptilidae																									
<i>Allotrichia pallicornis</i>																									
<i>Hydroptila vectis</i>																									
<i>Hydroptila uncinata</i>																									
<i>Oxyethira hartigi</i>																									
Goeridae																									
<i>Silo rufescens</i>																									
<i>Silonella aurata</i>																									
Lepidostomatidae																									
<i>Lepidostoma hirtum</i>																									
Brachycentridae																									
<i>Micrasema cinereum</i>																									
<i>Micrasema togatum</i>																									
Thremmatidae																									
<i>Thremma sardoum</i>																									
Sericostomatidae																									
<i>Sericostoma clypeatum</i>																									
Beraeidae																									
<i>Beraeodina palpalis</i>																									
Leptoceridae																									
<i>Setodes argentipunctellus</i>																									
<i>Mystacides azurea</i>																									
<i>Athripsodes genei</i>																									
<i>Triaenodes ochreellus</i>																									
Helicopsychidae																									
<i>Helicopsyche revelieri</i>																									
DIPTERES																									
Blephariceridae																									
<i>Liponeura edwardsiana</i>																									
<i>Liponeura cortensis</i>																									
<i>Liponeura insularis</i>																									
<i>Liponeura bischoffi</i>																									
Dixidae																									
<i>Dixa puberula</i>																									
Simuliidae																									
<i>Simulium variegatum</i>																									
<i>Simulium auricoma</i>																									
Ceratopogonidae																									
<i>Forcipomyia sp.</i>																									
<i>Atrichopogon latipygus</i>																									
Chironomidae																									
<i>Chironomini</i>																									
<i>Orthocladinae</i>																									
<i>Tanypodinae</i>																									
<i>Tanytarsini</i>																									
Tipulidae																									
<i>Tipula sp.</i>																									
Limoniidae																									
<i>Antocha vitripennis</i>																									
<i>Pedicia sp</i>																									
<i>Hexatoma sp</i>																									
Tabanidae																									
<i>Tabanus sp</i>																									
Rhagionidae																									
<i>Rhagionidae ind</i>																									
Thaumaleidae																									
<i>Thaumalea sp.</i>																									
Athericidae																									
<i>Ibisia marginata</i>																									
Total par prélèvement																									
Total par station																									

Annexe 4

Inventaires piscicoles (avec TRF : truite fario ; ANG : anguille ; BLE : blennie fluviatile)

Saint Antoine											
01/10/2016				23/09/2017				02/12/2018			
	Espèce	Taille (mm)	Poids (g)		Espèce	Taille (mm)	Poids (g)		Espèce	Taille (mm)	Poids (g)
1	TRF	205	77	1	TRF	128	21	1	TRF	406	596
2	TRF	135	21	2	TRF	99	10	2	TRF	109	14
3	TRF	176	50	3	TRF	139	27	3	TRF	185	55
4	TRF	176	48	4	TRF	154	40	4	TRF	84	5
5	TRF	170	43	5	TRF	149	39	5	TRF	168	45
6	TRF	126	18	6	TRF	95	9	6	TRF	120	17
7	TRF	150	30	7	TRF	156	42	7	TRF	162	42
8	TRF	92	8	8	TRF	96	9	8	TRF	129	21
9	TRF	124	17	9	TRF	146	30	9	TRF	125	19
10	TRF	80	4	10	TRF	83	6	10	TRF	94	8
11	TRF	160	38	11	TRF	104	11	11	TRF	113	13
12	TRF	95	9	12	TRF	97	8	12	TRF	85	6
13	TRF	100	11	13	TRF	120	17	13	TRF	112	12
14	TRF	111	13	14	TRF	95	8	14	TRF	109	13
15	TRF	145	28	15	TRF	95	10	15	TRF	85	5
16	TRF	82	5	16	TRF	82	5	16	TRF	98	9
17	TRF	96	8	17	TRF	99	10	17	TRF	107	12
18	TRF	95	8	18	TRF	166	44	18	TRF	113	13
19	TRF	96	8	19	TRF	122	18	19	TRF	109	12
20	TRF	86	6	20	TRF	153	41	20	TRF	97	9
21	TRF	85	8	21	TRF	184	68	21	TRF	102	11
22	TRF	90	9	22	TRF	231	107	22	TRF	109	14
23	TRF	77	5	23	TRF	151	30	23	TRF	104	11
24	TRF	58	2	24	TRF	164	45	24	TRF	93	8
25	TRF	89	7	25	TRF	143	29	25	TRF	100	9
26	TRF	158	39	26	TRF	150	36	26	TRF	95	8
27	TRF	122	19	27	TRF	135	23	27	TRF	100	9
28	TRF	89	7	28	TRF	174	48	28	TRF	86	7
29	TRF	164	40	29	TRF	151	35	29	TRF	78	5
30	TRF	122	15	30	TRF	200	85	30	TRF	80	5
31	TRF	66	4	31	TRF	168	50	31	TRF	89	7
32	TRF	82	6	32	TRF	162	44	32	TRF	86	6
33	TRF	138	29	33	TRF	131	24	33	TRF	86	7
34	TRF	135	25	34	TRF	196	66	34	TRF	103	9
35	TRF	101	9	35	TRF	156	38	35	TRF	102	10
36	TRF	86	6	36	TRF	156	42	36	TRF	91	7
37	TRF	130	19	37	TRF	169	51	37	TRF	86	9
38	TRF	90	7	38	TRF	192	78	38	TRF	79	5
39	TRF	145	30	39	TRF	100	11	39	TRF	66	3
40	TRF	124	16	40	TRF	104	12	40	TRF	200	71
41	TRF	85	7	41	TRF	173	49	41	TRF	98	10
42	TRF	81	5	42	TRF	92	9	42	TRF	150	33
43	TRF	79	4	43	TRF	94	8	43	TRF	97	8
44	TRF	85	5	44	TRF	100	10	44	TRF	111	13
45	TRF	86	5	45	TRF	92	8	45	TRF	111	13
46	TRF	95	8	46	TRF	100	10	46	TRF	98	9
47	TRF	105	10	47	TRF	98	12	47	TRF	81	6

48	TRF	78	4	48	TRF	96	10	48	TRF	177	54
49	TRF	89	6	49	TRF	98	11	49	TRF	95	8
50	TRF	98	9	50	TRF	106	11	50	TRF	123	17
51	TRF	95	8	51	TRF	105	13	51	TRF	154	31
52	TRF	88	7	52	TRF	146	32	52	TRF	110	13
53	TRF	71	3	53	TRF	193	67	53	TRF	120	16
54	TRF	96	9	54	TRF	146	29	54	TRF	81	5
55	TRF	83	5	55	TRF	185	68	55	TRF	80	6
56	TRF	93	8	56	TRF	206	94	56	TRF	93	10
57	TRF	66	3	57	TRF	163	47	57	TRF	102	11
58	TRF	81	5	58	TRF	176	63	58	TRF	115	14
59	TRF	62	2	59	TRF	144	26	59	TRF	93	8
60	TRF	82	5	60	TRF	144	34	60	TRF	69	3
61	TRF	66	2	61	TRF	170	46	61	TRF	78	5
62	TRF	86	7	62	TRF	169	46	62	TRF	83	6
63	TRF	90	8	63	TRF	201	59	63	TRF	98	8
64	TRF	87	5	64	TRF	135	27	64	TRF	70	3
65	TRF	181	52	65	TRF	135	23	65	TRF	66	3
66	TRF	81	6	66	TRF	150	30	66	TRF	70	4
67	TRF	167	48	67	TRF	135	20	67	TRF	180	56
68	TRF	108	11	68	TRF	139	25	68	TRF	241	127
69	TRF	96	8	69	TRF	95	8	69	TRF	174	49
70	TRF	109	12	70	TRF	152	35	70	TRF	196	68
71	TRF	105	13	71	TRF	96	9	71	TRF	107	12
72	TRF	80	5	72	TRF	91	9	72	TRF	182	53
73	TRF	141	26	73	TRF	139	28	73	TRF	84	4
74	TRF	102	9	74	TRF	81	7	74	TRF	121	17
75	TRF	100	9	75	TRF	156	37	75	TRF	102	10
76	TRF	90	8	76	TRF	101	10	76	TRF	139	23
77	TRF	76	4	77	TRF	95	9	77	TRF	116	14
78	TRF	93	8	78	TRF	93	8	78	TRF	99	9
79	TRF	132	23	79	TRF	90	7	79	TRF	130	20
80	TRF	84	6	80	TRF	91	7	80	TRF	118	16
81	TRF	81	6	81	TRF	186	72	81	TRF	166	46
82	TRF	85	8	82	TRF	175	53	82	TRF	111	14
83	TRF	70	3	83	TRF	150	38	83	TRF	101	10
84	TRF	90	8	84	TRF	151	33	84	TRF	97	9
85	TRF	87	7	85	TRF	139	25	85	TRF	101	10
86	TRF	86	6	86	TRF	142	35	86	TRF	96	9
87	TRF	101	11	87	TRF	209	78	87	TRF	100	9
88	TRF	147	30	88	TRF	131	26	88	TRF	84	6
89	TRF	90	7	89	TRF	145	31	89	TRF	117	17
90	TRF	96	9	90	TRF	161	49	90	TRF	105	11
91	TRF	92	6	91	TRF	161	42	91	TRF	79	5
92	TRF	92	8	92	TRF	179	58	92	TRF	106	12
93	TRF	93	8	93	TRF	132	22	93	TRF	70	3
94	TRF	70	3	94	TRF	158	39	94	TRF	88	7
95	TRF	75	4	95	TRF	122	17	95	TRF	100	10
96	TRF	91	7	96	TRF	178	62	96	TRF	232	135
97	TRF	85	5	97	TRF	146	32	97	TRF	140	26
98	TRF	68	2	98	TRF	101	11	98	TRF	106	11
99	TRF	95	10	99	TRF	139	25	99	TRF	94	8
100	TRF	88	7	100	TRF	135	25	100	TRF	116	14
101	TRF	145	29	101	TRF	168	46	101	TRF	124	18
102	TRF	82	6	102	TRF	146	30	102	TRF	118	15
103	TRF	98	9	103	TRF	180	57	103	TRF	85	6
104	TRF	90	7	104	TRF	146	28	104	TRF	91	7
105	TRF	82	6	105	TRF	182	62	105	TRF	96	9

106	TRF	105	10	106	TRF	161	45	106	TRF	115	14
107	TRF	85	6	107	TRF	106	11	107	TRF	83	6
108	TRF	96	8	108	TRF	130	24	108	TRF	99	9
109	TRF	98	9	109	TRF	131	23	109	TRF	130	20
110	TRF	79	4	110	TRF	95	8	110	TRF	85	6
111	TRF	85	7	111	TRF	104	11	111	TRF	106	11
112	TRF	75	4	112	TRF	158	40	112	TRF	94	8
113	TRF	90	8	113	TRF	124	17	113	TRF	102	11
114	TRF	83	6	114	TRF	138	28	114	TRF	130	21
115	TRF	76	3	115	TRF	151	38	115	TRF	97	8
116	TRF	75	5	116	TRF	125	18	116	TRF	156	34
117	TRF	86	6	117	TRF	142	28	117	TRF	111	12
118	TRF	79	6	118	TRF	155	35	118	TRF	116	16
119	TRF	68	3	119	TRF	146	31	119	TRF	95	9
120	TRF	84	6	120	TRF	131	25	120	TRF	101	10
121	TRF	91	8	121	TRF	191	64	121	TRF	95	8
122	TRF	69	4	122	TRF	146	35	122	TRF	102	11
123	TRF	67	3	123	TRF	140	28	123	TRF	85	6
124	TRF	90	7	124	TRF	90	8	124	TRF	80	6
125	TRF	76	5	125	TRF	152	39	125	TRF	85	6
126	TRF	67	3	126	TRF	101	10	126	TRF	67	3
127	TRF	70	3	127	TRF	144	27	127	TRF	85	6
128	TRF	74	4	128	TRF	155	37	128	TRF	130	21
129	TRF	74	3	129	TRF	176	60	129	TRF	162	41
130	TRF	70	4	130	TRF	141	29	130	TRF	133	21
131	TRF	70	4	131	TRF	95	9	131	TRF	90	8
132	TRF	66	3	132	TRF	120	20	132	TRF	92	7
133	TRF	73	4	133	TRF	147	33	133	TRF	140	24
134	TRF	80	5	134	TRF	105	12	134	TRF	137	23
135	TRF	70	4	135	TRF	139	29	135	TRF	111	13
136	TRF	90	8	136	TRF	130	22	136	TRF	101	9
137	TRF	80	5	137	TRF	150	41	137	TRF	74	3
138	TRF	76	4	138	TRF	154	29	138	TRF	99	9
139	TRF	149	29	139	TRF	95	7	139	TRF	111	14
140	TRF	132	22	140	TRF	100	10	140	TRF	100	10
141	TRF	91	8	141	TRF	100	11	141	TRF	119	16
142	TRF	111	12	142	TRF	98	9	142	TRF	88	6
143	TRF	72	4	143	TRF	134	21	143	TRF	124	18
144	TRF	156	39	144	TRF	99	8	144	TRF	179	55
145	TRF	69	4	145	TRF	90	6	145	TRF	110	12
146	TRF	151	31	146	TRF	90	7	146	TRF	135	22
147	TRF	105	12	147	TRF	98	9	147	TRF	75	4
148	TRF	148	33	148	TRF	96	10	148	TRF	78	4
149	TRF	160	42	149	TRF	100	9	149	TRF	97	9
150	TRF	95	9	150	TRF	76	4	150	TRF	121	17
151	TRF	107	11	151	TRF	82	5	151	TRF	99	9
152	TRF	74	4	152	TRF	177	56	152	TRF	110	12
153	TRF	86	6	153	TRF	167	41	153	TRF	97	8
154	TRF	100	11	154	TRF	161	38	154	TRF	84	6
155	TRF	62	3	155	TRF	166	49	155	TRF	95	8
156	TRF	95	10	156	TRF	138	25	156	TRF	84	5
157	TRF	84	6	157	TRF	166	46	157	TRF	96	8
158	TRF	85	5	158	TRF	156	42	158	TRF	86	6
159	TRF	152	38	159	TRF	144	30	159	TRF	92	7
160	TRF	80	5	160	TRF	171	47	160	TRF	90	7
161	TRF	70	3	161	TRF	168	35	161	TRF	74	5
162	TRF	138	25	162	TRF	140	27	162	TRF	98	9
163	TRF	312	328	163	TRF	80	4	163	TRF	114	15

164	TRF	86	7	164	TRF	144	31	164	TRF	109	12
165	TRF	82	5	165	TRF	144	32	165	TRF	170	44
166	TRF	99	10	166	TRF	170	52	166	TRF	160	36
167	TRF	70	4	167	TRF	152	34	167	TRF	131	22
168	TRF	76	5	168	TRF	162	50	168	TRF	116	15
169	TRF	80	5	169	TRF	148	31	169	TRF	94	9
170	TRF	150	31	170	TRF	145	31	170	TRF	69	3
171	TRF	147	29	171	TRF	111	13	171	TRF	94	8
172	TRF	88	6	172	TRF	102	10	172	TRF	182	51
173	TRF	80	4	173	TRF	133	26	173	TRF	101	9
174	TRF	84	6	174	TRF	155	37	174	TRF	77	5
175	TRF	88	7	175	TRF	170	42	175	TRF	101	10
176	TRF	95	9	176	TRF	136	23	176	TRF	97	9
177	TRF	90	8	177	TRF	118	15	177	TRF	100	9
178	TRF	82	5	178	TRF	150	35	178	TRF	97	9
179	TRF	86	6	179	TRF	134	24	179	TRF	102	11
180	TRF	80	5	180	TRF	121	17	180	TRF	114	15
181	TRF	105	9	181	TRF	14	17	181	TRF	121	16
182	TRF	80	5	182	TRF	90	7	182	TRF	78	4
183	TRF	65	2	183	TRF	91	7	183	TRF	92	8
184	TRF	80	3	184	TRF	125	20	184	TRF	85	6
185	TRF	70	4	185	TRF	100	9	185	TRF	66	3
186	TRF	138	24	186	TRF	95	8	186	TRF	71	4
187	TRF	95	8	187	TRF	98	9	187	TRF	97	9
188	TRF	86	5	188	TRF	98	8	188	TRF	90	7
189	TRF	89	6	189	TRF	84	5	189	TRF	95	9
190	TRF	85	8	190	TRF	90	6	190	TRF	84	6
191	TRF	86	6	191	TRF	86	7	191	TRF	75	4
192	TRF	88	5	192	TRF	104	9	192	TRF	81	3
193	TRF	88	6	193	TRF	94	7	193	TRF	77	4
194	TRF	68	2	194	TRF	80	5	194	TRF	77	5
195	TRF	68	4	195	TRF	211	86	195	TRF	85	6
196	TRF	92	5	196	TRF	170	52	196	TRF	78	5
197	TRF	94	9	197	TRF	240	138	197	TRF	75	4
198	TRF	95	9	198	TRF	132	21	198	TRF	87	7
199	TRF	106	11	199	TRF	155	36	199	TRF	102	9
200	TRF	84	6	200	TRF	187	69	200	TRF	103	14
201	TRF	97	9	201	TRF	149	32	201	TRF	95	8
202	TRF	83	5	202	TRF	145	33	202	TRF	198	68
203	TRF	106	11	203	TRF	145	31	203	TRF	356	483
204	TRF	83	5	204	TRF	120	16	204	TRF	85	6
205	TRF	70	3	205	TRF	124	17	205	TRF	179	52
206	TRF	102	11	206	TRF	161	47	206	TRF	125	17
207	TRF	80	6	207	TRF	154	36	207	TRF	147	28
208	TRF	98	10	208	TRF	150	36	208	TRF	172	55
209	TRF	66	3	209	TRF	165	47	209	TRF	110	12
210	TRF	91	7	210	TRF	19	170	210	TRF	124	17
211	TRF	99	10	211	TRF	142	32	211	TRF	119	16
212	TRF	75	3	212	TRF	140	27	212	TRF	121	19
213	TRF	77	5	213	TRF	180	55	213	TRF	105	11
214	TRF	88	6	214	TRF	136	27	214	TRF	100	10
215	TRF	90	7	215	TRF	121	18	215	TRF	107	16
216	TRF	71	4	216	TRF	150	34	216	TRF	92	8
217	TRF	92	7	217	TRF	134	22	217	TRF	80	5
218	TRF	97	8	218	TRF	164	44	218	TRF	132	22
219	TRF	85	6	219	TRF	148	33	219	TRF	100	11
220	TRF	72	3	220	TRF	142	28	220	TRF	95	8
221	TRF	92	7	221	TRF	162	46	221	TRF	76	4

222	TRF	86	5	222	TRF	158	37	222	TRF	74	4
223	TRF	79	8	223	TRF	145	29	223	TRF	90	7
224	TRF	70	3	224	TRF	122	17	224	TRF	110	12
225	TRF	90	8	225	TRF	146	32	225	TRF	115	14
226	TRF	75	4	226	TRF	115	15	226	TRF	90	8
227	TRF	78	4	227	TRF	128	21	227	TRF	90	6
228	TRF	65	3	228	TRF	139	26	228	TRF	100	9
229	TRF	73	3	229	TRF	91	8	229	TRF	99	9
230	TRF	65	3	230	TRF	88	7	230	TRF	106	11
231	TRF	87	6	231	TRF	83	5	231	TRF	86	7
232	TRF	77	3	232	TRF	160	38	232	TRF	105	11
233	TRF	75	4	233	TRF	171	44	233	TRF	99	9
234	TRF	138	23	234	TRF	161	45	234	TRF	85	5
235	TRF	140	23	235	TRF	189	77	235	TRF	118	15
236	TRF	101	10	236	TRF	155	37	236	TRF	89	6
237	TRF	136	25	237	TRF	174	53	237	TRF	88	8
238	TRF	169	50	238	TRF	121	17	238	TRF	85	6
239	TRF	188	53	239	TRF	120	16	239	TRF	91	8
240	TRF	166	41	240	TRF	85	7	240	TRF	69	4
241	TRF	150	34	241	TRF	136	26	241	TRF	79	5
242	TRF	144	28	242	TRF	98	10	242	TRF	95	8
243	TRF	158	39	243	TRF	154	36	243	TRF	89	7
244	TRF	96	9	244	TRF	165	45	244	TRF	89	6
245	TRF	98	8	245	TRF	94	9	245	TRF	135	24
246	TRF	99	9	246	TRF	310	270	246	TRF	90	9
247	TRF	148	30	247	TRF	210	89	247	TRF	176	54
248	TRF	120	11	248	TRF	185	65	248	TRF	90	7
249	TRF	85	6	249	TRF	163	51	249	TRF	90	7
250	TRF	120	10	250	TRF	193	76	250	TRF	104	10
251	TRF	160	12	251	TRF	150	32	251	TRF	105	11
252	TRF	74	4	252	TRF	161	43	252	TRF	100	9
253	TRF	145	32	253	TRF	140	28	253	TRF	91	7
254	TRF	104	11	254	TRF	145	29	254	TRF	194	74
255	TRF	120	17	255	TRF	91	8	255	TRF	79	5
256	TRF	91	7	256	TRF	135	26	256	TRF	80	5
257	TRF	95	8	257	TRF	104	11	257	TRF	102	11
258	TRF	355	448	258	TRF	194	66	258	TRF	117	18
259	TRF	104	11	259	TRF	134	26	259	TRF	92	8
260	TRF	136	24	260	TRF	132	23	260	TRF	78	5
261	TRF	95	9	261	TRF	126	20	261	TRF	84	5
262	TRF	115	9	262	TRF	155	37	262	TRF	89	7
263	TRF	106	12	263	TRF	162	38	263	TRF	95	8
264	TRF	97	9	264	TRF	161	41	264	TRF	96	9
265	TRF	151	33	265	TRF	171	48	265	TRF	65	3
266	TRF	96	10	266	TRF	143	31	266	TRF	112	14
267	TRF	112	14	267	TRF	141	31	267	TRF	95	7
268	TRF	88	9	268	TRF	170	48	268	TRF	86	4
269	TRF	90	7	269	TRF	184	65	269	TRF	92	9
270	TRF	100	11	270	TRF	146	32	270	TRF	96	10
271	TRF	102	10	271	TRF	99	11	271	TRF	120	17
272	TRF	111	14	272	TRF	145	34	272	TRF	88	7
273	TRF	90	6	273	TRF	101	11	273	TRF	122	18
274	TRF	97	10	274	TRF	164	41	274	TRF	106	12
275	TRF	130	21	275	TRF	91	9	275	TRF	74	3
276	TRF	88	9	276	TRF	101	9	276	TRF	95	8
277	TRF	132	22	277	TRF	144	30	277	TRF	113	12
278	TRF	102	11	278	TRF	105	11	278	TRF	98	10
279	TRF	96	9	279	TRF	99	10	279	TRF	73	5

280	TRF	72	4	280	TRF	84	5	280	TRF	91	8
281	TRF	310	276					281	TRF	85	6
282	TRF	95	9					282	TRF	96	9
283	TRF	56	3					283	TRF	95	9
284	TRF	105	11					284	TRF	78	5
285	TRF	316	328					285	TRF	83	7
286	TRF	104	11					286	TRF	84	6
287	TRF	92	9					287	TRF	90	7
288	TRF	102	12					288	TRF	86	6
289	TRF	86	6					289	TRF	89	7
290	TRF	86	7					290	TRF	85	5
291	TRF	95	9					291	TRF	100	10
292	TRF	84	7					292	TRF	87	6
293	TRF	104	12					293	TRF	75	5
294	TRF	91	7					294	TRF	75	4
295	TRF	220	106					295	TRF	75	4
296	TRF	187	67					296	TRF	80	5
297	TRF	164	41					297	TRF	77	5
298	TRF	84	6					298	TRF	79	5
299	TRF	188	60					299	TRF	86	6
300	TRF	181	56					300	TRF	99	9
301	TRF	111	12					301	TRF	74	4
302	TRF	146	31					302	TRF	74	4
303	TRF	144	28					303	TRF	59	1
304	TRF	150	33					304	TRF	97	8
305	TRF	134	25					305	TRF	71	4
306	TRF	91	8					306	TRF	74	6
307	TRF	107	11					307	TRF	65	3
308	TRF	101	12					308	TRF	65	3
309	TRF	103	13					309	TRF	92	7
310	TRF	71	4					310	TRF	71	3
311	TRF	109	13					311	TRF	65	3
312	TRF	135	20					312	TRF	66	3
313	TRF	70	4					313	TRF	179	59
314	TRF	54	3					314	TRF	168	48
315	TRF	74	4					315	TRF	127	18
316	TRF	144	30					316	TRF	100	10
317	TRF	156	36					317	TRF	83	4
318	TRF	95	9					318	TRF	96	8
319	TRF	62	2					319	TRF	86	7
320	TRF	77	3					320	TRF	103	10
321	TRF	90	7					321	TRF	111	14
322	TRF	90	8					322	TRF	98	8
323	TRF	65	2					323	TRF	96	7
324	TRF	93	7					324	TRF	105	11
325	TRF	95	9					325	TRF	99	11
326	TRF	75	5					326	TRF	109	14
327	TRF	94	8					327	TRF	70	2
328	TRF	76	5					328	TRF	120	16
329	TRF	100	9					329	TRF	105	11
330	TRF	86	6					330	TRF	106	12
331	TRF	132	21					331	TRF	78	3
332	TRF	98	10					332	TRF	100	11
333	TRF	93	8					333	TRF	96	10
334	TRF	76	4					334	TRF	80	5
335	TRF	93	8					335	TRF	107	12
336	TRF	107	12					336	TRF	114	13
337	TRF	90	8					337	TRF	78	4

338	TRF	102	8
339	TRF	102	10
340	TRF	96	8
341	TRF	74	4
342	TRF	86	6
343	TRF	60	3
344	TRF	100	9
345	TRF	79	6
346	TRF	85	6
347	TRF	98	8
348	TRF	83	5
349	TRF	72	3
350	TRF	174	51
351	TRF	79	4
352	TRF	96	7
353	TRF	85	7
354	TRF	104	10
355	TRF	86	7
356	TRF	70	3
357	TRF	109	12
358	TRF	94	7
359	TRF	76	4
360	TRF	75	3
361	TRF	82	5
362	TRF	65	2
363	TRF	82	6
364	TRF	75	5
365	TRF	81	4
366	TRF	105	12
367	TRF	68	4
368	TRF	82	6
369	TRF	86	7
370	TRF	65	2
371	TRF	66	2
372	TRF	56	2
373	TRF	105	11
374	TRF	106	10
375	TRF	67	3
376	TRF	85	7
377	TRF	75	3
378	TRF	65	4
379	TRF	85	6
380	TRF	85	6
381	TRF	132	19
382	TRF	134	25
383	TRF	166	49
384	TRF	106	11
385	TRF	100	11
386	TRF	88	6
387	TRF	122	17
388	TRF	95	10
389	TRF	102	13
390	TRF	130	20
391	TRF	80	5
392	TRF	60	2
393	TRF	82	5
394	TRF	86	6
395	TRF	99	8

338	TRF	69	3
339	TRF	90	7
340	TRF	95	8
341	TRF	84	6
342	TRF	76	5
343	TRF	77	4
344	TRF	60	2
345	TRF	118	16
346	TRF	92	8
347	TRF	75	5
348	TRF	94	7
349	TRF	103	10
350	TRF	80	5
351	TRF	64	3
352	TRF	169	44
353	TRF	199	82
354	TRF	185	58
355	TRF	112	10
356	TRF	163	47
357	TRF	112	13
358	TRF	150	32
359	TRF	120	26
360	TRF	155	37
361	TRF	153	32
362	TRF	95	8
363	TRF	100	10
364	TRF	135	22
365	TRF	135	23
366	TRF	103	9
367	TRF	90	8
368	TRF	113	10
369	TRF	105	11
370	TRF	89	7
371	TRF	120	16
372	TRF	120	18
373	TRF	105	11
374	TRF	110	12
375	TRF	110	14
376	TRF	105	11
377	TRF	106	11
378	TRF	105	11
379	TRF	115	14
380	TRF	105	11
381	TRF	105	12
382	TRF	100	10
383	TRF	118	16
384	TRF	122	17
385	TRF	71	4
386	TRF	87	7
387	TRF	81	6
388	TRF	90	7
389	TRF	80	5
390	TRF	92	7
391	TRF	96	8
392	TRF	110	13
393	TRF	80	4
394	TRF	98	10
395	TRF	80	5

396	TRF	106	13
397	TRF	94	10
398	TRF	184	55
399	TRF	106	12
400	TRF	154	35
401	TRF	146	27
402	TRF	86	6
403	TRF	84	7
404	TRF	88	7
405	TRF	85	6
406	TRF	80	4
407	TRF	108	13
408	TRF	90	4
409	TRF	91	9
410	TRF	85	5
411	TRF	120	16
412	TRF	80	5
413	TRF	96	9
414	TRF	98	10
415	TRF	148	31
416	TRF	105	11
417	TRF	96	4
418	TRF	71	3
419	TRF	86	6
420	TRF	111	11
421	TRF	92	7
422	TRF	89	8
423	TRF	142	24
424	TRF	165	49
425	TRF	122	18
426	TRF	88	8
427	TRF	130	23
428	TRF	92	8
429	TRF	93	7
430	TRF	158	36
431	TRF	141	26
432	TRF	96	8
433	TRF	90	7
434	TRF	95	8
435	TRF	83	4
436	TRF	70	4
437	TRF	92	8
438	TRF	75	4
439	TRF	146	30
440	TRF	185	67
441	TRF	181	59
442	TRF	104	11
443	TRF	132	24
444	TRF	152	38
445	TRF	137	21
446	TRF	158	42
447	TRF	129	20
448	TRF	166	49
449	TRF	89	6
450	TRF	84	7
451	TRF	143	25
452	TRF	76	4
453	TRF	88	7

396	TRF	96	9
397	TRF	76	4
398	TRF	95	8
399	TRF	75	4
400	TRF	103	11
401	TRF	88	6
402	TRF	92	8
403	TRF	67	4
404	TRF	111	7
405	TRF	98	8
406	TRF	190	13
407	TRF	70	4
408	TRF	92	8
409	TRF	85	6
410	TRF	94	8
411	TRF	66	3
412	TRF	82	5
413	TRF	100	8
414	TRF	62	2
415	TRF	61	3
416	TRF	68	4
417	TRF	115	14
418	TRF	176	50
419	TRF	162	40
420	TRF	101	9
421	TRF	84	6
422	TRF	131	21
423	TRF	108	12
424	TRF	115	13
425	TRF	112	12
426	TRF	115	13
427	TRF	118	15
428	TRF	127	16
429	TRF	102	10
430	TRF	85	6
431	TRF	111	13
432	TRF	71	3
433	TRF	97	9
434	TRF	101	10
435	TRF	98	10
436	TRF	91	7
437	TRF	90	6
438	TRF	96	8
439	TRF	81	7
440	TRF	95	8
441	TRF	100	12
442	TRF	83	5
443	TRF	67	3
444	TRF	97	9
445	TRF	235	114
446	TRF	77	4
447	TRF	86	7
448	TRF	162	40
449	TRF	125	19
450	TRF	115	14
451	TRF	97	8
452	TRF	88	9
453	TRF	96	7

454	TRF	89	7
455	TRF	136	21
456	TRF	77	3
457	TRF	147	33
458	TRF	124	18
459	TRF	95	8
460	TRF	104	10
461	TRF	138	24
462	TRF	82	6
463	TRF	95	7
464	TRF	91	7
465	TRF	100	9
466	TRF	90	8
467	TRF	66	2
468	TRF	141	30
469	TRF	104	11
470	TRF	111	10
471	TRF	80	5
472	TRF	82	5
473	TRF	111	11
474	TRF	83	7
475	TRF	85	6
476	TRF	68	3
477	TRF	75	5
478	TRF	108	13
479	TRF	95	8
480	TRF	99	10
481	TRF	136	22
482	TRF	97	10
483	TRF	147	30
484	TRF	105	11
485	TRF	80	4
486	TRF	95	8
487	TRF	81	5
488	TRF	84	6
489	TRF	160	42
490	TRF	116	17
491	TRF	130	21
492	TRF	95	9
493	TRF	91	8
494	TRF	138	21
495	TRF	120	17
496	TRF	107	13
497	TRF	95	9
498	TRF	146	34
499	TRF	98	11
500	TRF	100	9
501	TRF	97	8
502	TRF	89	5
503	TRF	68	3
504	TRF	180	63
505	TRF	86	7
506	TRF	93	10
507	TRF	77	5
508	TRF	176	55
509	TRF	84	5
510	TRF	81	6
511	TRF	92	7

454	TRF	70	3
455	TRF	65	2
456	TRF	100	10
457	TRF	120	10
458	TRF	115	15
459	TRF	97	8
460	TRF	90	7
461	TRF	118	15
462	TRF	87	7
463	TRF	99	9
464	TRF	88	4
465	TRF	77	4
466	TRF	69	3

512	TRF	90	5
513	TRF	97	8
514	TRF	86	6
515	TRF	66	4
516	TRF	90	9
517	TRF	95	10
518	TRF	85	6
519	TRF	91	7
520	TRF	100	9
521	TRF	80	6
522	TRF	93	7
523	TRF	170	45
524	TRF	74	5
525	TRF	90	8
526	TRF	86	6
527	TRF	106	10
528	TRF	191	65
529	TRF	152	29
530	TRF	96	9
531	TRF	101	10
532	TRF	104	10
533	TRF	90	7
534	TRF	90	8
535	TRF	100	10
536	TRF	158	34
537	TRF	106	10
538	TRF	91	6
539	TRF	88	7
540	TRF	77	6
541	TRF	96	9
542	TRF	105	11
543	TRF	102	9
544	TRF	64	2
545	TRF	73	4
546	TRF	82	5
547	TRF	67	4
548	TRF	85	9
549	TRF	76	3
550	TRF	91	6
551	TRF	136	20
552	TRF	138	21
553	TRF	91	6
554	TRF	112	14
555	TRF	96	8
556	TRF	120	12
557	TRF	100	10
558	TRF	75	4
559	TRF	132	22
560	TRF	111	12
561	TRF	91	6
562	TRF	101	10
563	TRF	82	6
564	TRF	86	5
565	TRF	89	7
566	TRF	82	6
567	TRF	105	10
568	TRF	76	4
569	TRF	82	5

570	TRF	81	5
571	TRF	162	40
572	TRF	154	32
573	TRF	128	24
574	TRF	98	9
575	TRF	158	42
576	TRF	99	9
577	TRF	89	5
578	TRF	88	7
579	TRF	80	3
580	TRF	120	10
581	TRF	152	32
582	TRF	66	3
583	TRF	85	7
584	TRF	138	29
585	TRF	92	8
586	TRF	159	39
587	TRF	85	4
588	TRF	102	10
589	TRF	85	5
590	TRF	104	9
591	TRF	56	2
592	TRF	91	6
593	TRF	98	7
594	TRF	106	11
595	TRF	128	21
596	TRF	77	4
597	TRF	106	11
598	TRF	100	9
599	TRF	93	7
600	TRF	154	34
601	TRF	144	27
602	TRF	134	22
603	TRF	92	8
604	TRF	152	34
605	TRF	146	36
606	TRF	76	4
607	TRF	100	9
608	TRF	88	5
609	TRF	102	11
610	TRF	122	16
611	TRF	80	4
612	TRF	150	30
613	TRF	108	11
614	TRF	143	30
615	TRF	134	25
616	TRF	138	23
617	TRF	153	36
618	TRF	154	36
619	TRF	135	20
620	TRF	91	8
621	TRF	96	10
622	TRF	124	19
623	TRF	71	3
624	ANG	850	1415
625	ANG	535	221

Zoza											
01/10/2016				23/09/2017				02/12/2018			
	Espèce	Taille (mm)	Poids (g)		Espèce	Taille (mm)	Poids (g)		Espèce	Taille (mm)	Poids (g)
1	TRF	135	24	1	TRF	107	12	1	TRF	134	25
2	TRF	149	31	2	TRF	235	146	2	TRF	117	16
3	TRF	197	87	3	TRF	231	142	3	TRF	146	30
4	TRF	105	11	4	TRF	126	21	4	TRF	142	28
5	TRF	110	15	5	ANG	510	253	5	TRF	170	50
6	TRF	124	18	6	ANG	520	282	6	TRF	134	21
7	TRF	149	37	7	ANG	550	346	7	TRF	148	37
8	TRF	121	19	8	ANG	420	130	8	TRF	153	32
9	TRF	102	11	9	ANG	412	133	9	TRF	86	8
10	TRF	211	102	10	ANG	180	9	10	TRF	172	51
11	TRF	146	32	11	ANG	500	271	11	TRF	120	15
12	TRF	142	28	12	ANG	387	93	12	TRF	151	33
13	TRF	124	19	13	ANG	331	63	13	TRF	126	17
14	TRF	126	20	14	ANG	93	3	14	TRF	137	25
15	TRF	92	6	15	ANG	550	376	15	TRF	95	9
16	TRF	124	20	16	ANG	466	249	16	TRF	111	14
17	TRF	105	10	17	ANG	336	66	17	TRF	130	22
18	TRF	116	16					18	TRF	91	9
19	TRF	90	7					19	TRF	145	31
20	TRF	186	86					20	TRF	151	34
21	TRF	126	22					21	TRF	98	11
22	TRF	231	128					22	TRF	126	22
23	TRF	132	25					23	TRF	118	15
24	TRF	148	32					24	TRF	155	32
25	TRF	124	18					25	TRF	146	34
26	ANG	393	105					26	TRF	179	53
27	ANG	355	69					27	TRF	135	25
28	ANG	346	62					28	TRF	115	13
29	ANG	525	269					29	TRF	156	36
30	ANG	480	200					30	TRF	156	34
31	ANG	443	134					31	TRF	106	12
32	ANG	330	57					32	TRF	178	55
33	ANG	446	163					33	TRF	166	39
34	ANG	453	166					34	TRF	136	31
35	ANG	520	230					35	TRF	165	42
36	ANG	675	584					36	TRF	177	51
37	ANG	675	621					37	TRF	128	22
38	ANG	500	260					38	TRF	115	13
39	ANG	467	171					39	TRF	120	16
40	ANG	520	265					40	TRF	160	38
41	ANG	422	141					41	TRF	186	57
42	ANG	500	219					42	TRF	177	51
43	ANG	390	104					43	TRF	144	29
44	ANG	472	171					44	TRF	152	33
45	ANG	484	250					45	TRF	124	21
46	ANG	500	306					46	TRF	168	44
								47	TRF	135	22
								48	TRF	175	49
								49	TRF	103	11
								50	TRF	137	21
								51	TRF	126	21
								52	TRF	135	25
								53	TRF	110	14
								54	TRF	130	19

55	TRF	134	24
56	TRF	124	17
57	TRF	114	14
58	TRF	141	29
59	TRF	122	18
60	ANG	540	335
61	ANG	520	351
62	ANG	157	7
63	ANG	590	409
64	ANG	475	196
65	ANG	468	164
66	ANG	540	263
67	ANG	324	56
68	ANG	500	253
69	ANG	455	160
70	ANG	570	352

Spin'à Cavallu											
01/10/2016				24/09/2017				25/11/2018			
	Espèce	Taille (mm)	Poids (g)		Espèce	Taille (mm)	Poids (g)		Espèce	Taille (mm)	Poids (g)
1	BLE	102	14	1	BLE	76	3	1	TRF	169	47
2	BLE	113	16	2	BLE	81	6	2	TRF	158	37
3	BLE	88	9	3	BLE	101	12	3	TRF	145	33
4	BLE	123	19	4	BLE	92	8	4	TRF	136	27
5	BLE	104	15	5	BLE	86	9	5	TRF	145	27
6	BLE	80	6	6	BLE	96	10	6	TRF	161	42
7	BLE	75	6	7	BLE	61	2	7	TRF	137	27
8	BLE	88	7	8	BLE	85	8	8	TRF	140	24
9	BLE	62	2	9	BLE	75	4	9	TRF	191	65
10	BLE	102	11	10	BLE	74	5	10	TRF	120	17
11	BLE	46	1	11	BLE	86	7	11	BLE	90	9
12	BLE	75	5	12	BLE	98	10	12	BLE	88	7
13	BLE	105	13	13	BLE	62	2	13	BLE	117	18
14	BLE	106	12	14	BLE	61	2	14	BLE	111	17
15	BLE	44	1	15	BLE	65	3	15	BLE	82	6
16	BLE	76	4	16	BLE	74	5	16	BLE	104	13
17	BLE	67	4	17	BLE	88	8	17	BLE	89	9
18	BLE	81	6	18	BLE	62	2	18	BLE	88	9
19	BLE	78	4	19	BLE	91	9	19	BLE	97	11
20	BLE	100	12	20	BLE	61	3	20	BLE	73	4
21	BLE	125	22	21	BLE	71	3	21	BLE	90	8
22	BLE	90	7	22	BLE	55	2	22	BLE	97	10
23	BLE	104	12	23	BLE	85	7	23	BLE	89	9
24	BLE	95	10	24	BLE	81	7	24	BLE	56	2
25	BLE	66	3	25	BLE	67	3	25	BLE	81	5
26	BLE	78	5	26	BLE	93	9	26	BLE	81	5
27	BLE	84	5	27	BLE	97	8	27	BLE	104	12
28	BLE	42	1	28	BLE	85	8	28	BLE	91	10
29	BLE	79	6	29	BLE	80	7	29	BLE	110	16
30	BLE	71	3	30	BLE	71	3	30	BLE	95	10
31	BLE	73	4	31	BLE	68	4	31	BLE	89	12
32	BLE	81	6	32	BLE	69	3	32	BLE	80	5
33	BLE	70	4	33	BLE	97	11	33	BLE	77	4

34	BLE	71	4	34	BLE	68	4	34	BLE	48	1
35	BLE	81	5	35	BLE	73	4	35	BLE	53	2
36	BLE	76	5	36	BLE	102	11	36	BLE	52	2
37	BLE	75	4	37	BLE	75	6	37	BLE	48	1
38	BLE	47	1	38	BLE	68	3	38	BLE	49	1
39	BLE	42	1	39	BLE	67	3	39	BLE	50	1
40	BLE	64	3	40	BLE	66	3	40	BLE	53	2
41	BLE	74	5	41	BLE	71	4	41	BLE	49	1
42	BLE	79	5	42	BLE	87	7	42	BLE	51	1
43	BLE	78	4	43	BLE	65	3	43	BLE	48	1
44	BLE	72	4	44	BLE	69	4	44	BLE	51	1
45	BLE	72	4	45	BLE	84	6	45	BLE	50	1
46	BLE	52	1	46	BLE	46	1	46	BLE	50	1
47	BLE	45	1	47	BLE	76	5	47	BLE	52	2
48	BLE	75	4	48	BLE	78	5	48	BLE	48	1
49	BLE	46	1	49	BLE	79	6	49	BLE	50	1
50	BLE	72	4	50	BLE	70	5	50	BLE	51	1
51	BLE	49	1	51	BLE	105	12	51	BLE	49	1
52	BLE	47	1	52	BLE	65	3	52	BLE	50	1
53	BLE	50	1	53	BLE	96	12	53	BLE	49	1
54	BLE	75	5	54	BLE	93	10	54	BLE	50	1
55	BLE	45	1	55	BLE	104	12	55	BLE	51	1
56	BLE	41	1	56	BLE	66	4	56	ANG	377	111
57	BLE	104	15	57	BLE	83	5	57	ANG	388	130
58	BLE	87	6	58	BLE	85	9	58	ANG	388	118
59	BLE	97	13	59	BLE	80	6	59	ANG	376	121
60	BLE	46	1	60	BLE	88	8	60	ANG	396	125
61	BLE	100	13	61	BLE	69	4	61	ANG	363	98
62	BLE	84	6	62	BLE	75	4	62	ANG	366	96
63	BLE	125	20	63	BLE	96	11	63	ANG	370	110
64	BLE	85	7	64	BLE	73	8	64	ANG	324	61
65	BLE	115	14	65	BLE	81	7	65	ANG	337	81
66	BLE	102	12	66	BLE	58	2	66	ANG	326	65
67	BLE	36	1	67	BLE	64	3	67	ANG	272	43
68	BLE	93	12	68	BLE	55	2	68	ANG	350	92
69	BLE	88	8	69	BLE	62	2	69	ANG	377	105
70	BLE	88	7	70	BLE	70	5	70	ANG	320	60
71	BLE	110	17	71	BLE	111	16	71	ANG	242	21
72	BLE	102	12	72	BLE	110	14	72	ANG	366	105
73	BLE	36	1	73	BLE	67	4	73	ANG	410	158
74	BLE	93	12	74	BLE	72	4	74	ANG	271	40
75	BLE	88	8	75	BLE	71	4	75	ANG	350	98
76	BLE	88	7	76	BLE	113	6	76	ANG	250	23
77	BLE	110	17	77	BLE	57	2	77	ANG	189	12
78	BLE	102	12	78	BLE	76	5	78	ANG	294	44
79	BLE	85	9	79	BLE	96	9	79	ANG	281	40
80	BLE	88	7	80	BLE	80	6	80	ANG	325	71
81	BLE	90	8	81	BLE	64	3	81	ANG	252	30
82	BLE	109	16	82	BLE	74	5	82	ANG	235	27
83	BLE	46	1	83	BLE	63	4	83	ANG	231	19
84	BLE	105	9	84	BLE	88	8	84	ANG	279	35
85	BLE	51	1	85	BLE	105	14	85	ANG	233	28
86	BLE	90	7	86	BLE	61	3	86	ANG	299	47
87	BLE	94	11	87	BLE	84	7	87	ANG	248	29
88	BLE	95	9	88	BLE	92	9	88	ANG	241	21
89	BLE	86	7	89	BLE	82	6	89	ANG	217	15
90	BLE	98	9	90	BLE	60	2	90	ANG	213	16
91	BLE	95	10	91	BLE	79	6	91	ANG	198	13

92	BLE	128	23	92	BLE	84	7	92	ANG	197	11
93	BLE	92	9	93	BLE	73	5	93	ANG	210	14
94	BLE	88	7	94	BLE	88	9	94	ANG	170	8
95	BLE	65	5	95	BLE	72	4	95	ANG	194	12
96	BLE	88	8	96	BLE	63	3	96	ANG	95	1
97	BLE	88	8	97	BLE	66	5				
98	BLE	98	12	98	BLE	68	3				
99	BLE	94	9	99	BLE	61	3				
100	BLE	95	9	100	BLE	63	2				
101	BLE	118	18	101	BLE	63	3				
102	BLE	65	2	102	BLE	104	13				
103	BLE	85	6	103	BLE	72	4				
104	BLE	108	13	104	BLE	70	4				
105	BLE	72	4	105	BLE	60	3				
106	BLE	68	3	106	BLE	104	11				
107	BLE	67	3	107	BLE	65	3				
108	BLE	121	19	108	BLE	67	4				
109	BLE	90	8	109	BLE	68	4				
110	BLE	100	12	110	BLE	80	6				
111	BLE	82	6	111	BLE	59	2				
112	BLE	106	13	112	BLE	60	2				
113	BLE	73	4	113	BLE	75	5				
114	BLE	75	4	114	BLE	82	7				
115	BLE	90	9	115	BLE	60	2				
116	BLE	48	1	116	BLE	85	7				
117	BLE	72	2	117	BLE	80	6				
118	BLE	63	4	118	BLE	74	4				
119	BLE	82	7	119	BLE	74	4				
120	BLE	76	5	120	BLE	73	5				
121	BLE	76	5	121	BLE	51	1				
122	BLE	92	12	122	BLE	64	3				
123	BLE	71	6	123	BLE	108	13				
124	BLE	85	12	124	BLE	82	7				
125	BLE	102	11	125	BLE	100	12				
126	BLE	94	10	126	BLE	80	6				
127	BLE	75	7	127	BLE	84	6				
128	BLE	65	5	128	BLE	87	7				
129	BLE	78	5	129	BLE	98	11				
130	BLE	104	11	130	BLE	85	8				
131	BLE	85	7	131	BLE	79	6				
132	BLE	118	14	132	BLE	98	11				
133	BLE	35	1	133	BLE	91	7				
134	BLE	42	1	134	BLE	82	6				
135	BLE	42	1	135	BLE	64	3				
136	BLE	46	1	136	BLE	59	3				
137	BLE	42	1	137	BLE	94	9				
138	BLE	52	1	138	BLE	104	11				
139	BLE	42	1	139	BLE	65	2				
140	BLE	42	1	140	BLE	76	5				
141	BLE	40	1	141	BLE	95	9				
142	BLE	38	1	142	BLE	65	3				
143	BLE	34	1	143	BLE	82	7				
144	BLE	36	1	144	BLE	72	3				
145	BLE	42	1	145	BLE	107	14				
146	BLE	44	1	146	BLE	96	11				
147	BLE	42	1	147	BLE	87	7				
148	BLE	42	1	148	BLE	89	8				
149	BLE	115	18	149	BLE	70	3				

150	BLE	100	9	150	BLE	70	4
151	BLE	92	9	151	BLE	75	5
152	BLE	96	11	152	BLE	65	2
153	BLE	87	8	153	BLE	68	4
154	BLE	83	10	154	BLE	90	8
155	BLE	78	3	155	BLE	98	10
156	BLE	88	7	156	BLE	87	4
157	BLE	78	4	157	BLE	74	8
158	BLE	78	5	158	BLE	70	3
159	BLE	98	9	159	BLE	60	4
160	BLE	75	4	160	BLE	97	11
161	BLE	83	7	161	BLE	67	3
162	BLE	92	7	162	BLE	96	11
163	BLE	95	3	163	BLE	75	6
164	BLE	86	12	164	BLE	66	3
165	BLE	84	7	165	BLE	72	5
166	BLE	74	6	166	BLE	86	7
167	BLE	88	9	167	BLE	70	4
168	BLE	80	6	168	BLE	60	3
169	BLE	84	7	169	BLE	114	14
170	BLE	75	4	170	BLE	76	4
171	BLE	87	8	171	BLE	71	4
172	BLE	89	9	172	BLE	91	8
173	BLE	74	4	173	BLE	59	2
174	BLE	45	1	174	BLE	59	2
175	BLE	45	1	175	BLE	95	10
176	BLE	75	5	176	BLE	63	4
177	BLE	121	19	177	BLE	60	5
178	BLE	108	13	178	BLE	97	11
179	BLE	105	12	179	BLE	90	8
180	BLE	105	12	180	BLE	90	8
181	BLE	96	10	181	BLE	70	4
182	BLE	65	3	182	BLE	65	2
183	BLE	109	14	183	BLE	62	2
184	BLE	86	7	184	BLE	63	3
185	BLE	80	6	185	BLE	64	2
186	BLE	76	5	186	BLE	64	4
187	BLE	84	7	187	BLE	65	3
188	BLE	77	5	188	BLE	82	4
189	BLE	60	3	189	BLE	75	3
190	BLE	76	5	190	BLE	67	6
191	BLE	81	6	191	BLE	57	2
192	BLE	62	3	192	BLE	88	8
193	BLE	74	5	193	BLE	82	6
194	BLE	54	2	194	BLE	63	2
195	BLE	42	1	195	BLE	77	5
196	BLE	46	1	196	BLE	70	4
197	BLE	66	3	197	BLE	72	4
198	BLE	67	4	198	BLE	58	2
199	BLE	57	2	199	BLE	66	3
200	BLE	50	2	200	BLE	50	1
201	BLE	63	3	201	BLE	60	2
202	BLE	66	3	202	BLE	67	3
203	BLE	60	3	203	BLE	72	5
204	BLE	66	3	204	BLE	58	1
205	BLE	75	5	205	BLE	55	1
206	BLE	62	3	206	BLE	57	2
207	BLE	72	4	207	BLE	86	7

208	BLE	61	3	208	BLE	74	5
209	BLE	52	2	209	BLE	92	9
210	BLE	67	4	210	BLE	78	5
211	BLE	48	1	211	BLE	82	7
212	BLE	72	4	212	BLE	75	4
213	BLE	65	3	213	BLE	67	5
214	BLE	52	2	214	BLE	86	7
215	BLE	50	2	215	BLE	100	12
216	BLE	46	1	216	BLE	71	4
217	BLE	101	11	217	BLE	72	4
218	BLE	82	6	218	BLE	76	5
219	BLE	122	19	219	BLE	75	5
220	BLE	78	5	220	BLE	71	4
221	BLE	101	11	221	BLE	77	3
222	BLE	48	1	222	BLE	82	6
223	BLE	88	8	223	BLE	48	1
224	BLE	67	4	224	BLE	94	7
225	BLE	105	12	225	BLE	88	8
226	BLE	107	13	226	BLE	55	2
227	BLE	78	5	227	BLE	78	4
228	BLE	111	15	228	BLE	65	3
229	BLE	89	8	229	BLE	86	8
230	BLE	100	11	230	BLE	72	4
231	BLE	72	4	231	BLE	94	9
232	BLE	78	5	232	BLE	96	9
233	BLE	81	6	233	BLE	97	11
234	BLE	120	18	234	BLE	125	22
235	BLE	93	9	235	BLE	101	12
236	BLE	90	8	236	BLE	124	19
237	BLE	80	6	237	BLE	90	9
238	BLE	99	11	238	BLE	105	13
239	BLE	88	8	239	BLE	80	6
240	BLE	106	13	240	BLE	67	3
241	BLE	51	2	241	BLE	121	19
242	BLE	86	7	242	BLE	101	11
243	BLE	80	6	243	BLE	74	5
244	BLE	105	12	244	BLE	80	4
245	BLE	83	6	245	BLE	100	13
246	BLE	92	9	246	BLE	127	20
247	BLE	82	6	247	BLE	82	5
248	BLE	88	8	248	BLE	58	2
249	BLE	79	6	249	ANG	494	229
250	BLE	86	7	250	ANG	346	75
251	BLE	90	8	251	ANG	306	44
252	BLE	55	2	252	ANG	322	65
253	BLE	91	8	253	ANG	435	135
254	BLE	77	5	254	ANG	290	36
255	BLE	86	7	255	ANG	512	260
256	BLE	86	7	256	ANG	314	60
257	BLE	70	4	257	ANG	306	49
258	BLE	96	10	258	ANG	295	46
259	BLE	115	16	259	ANG	271	34
260	BLE	94	9	260	ANG	275	34
261	BLE	78	5	261	ANG	278	36
262	BLE	70	4	262	ANG	308	44
263	BLE	86	7	263	ANG	244	25
264	BLE	68	4	264	ANG	160	6
265	BLE	80	6	265	ANG	185	9

266	BLE	77	5	266	ANG	207	14
267	BLE	83	6	267	ANG	282	31
268	BLE	80	6	268	ANG	267	33
269	BLE	70	4	269	ANG	259	27
270	BLE	68	4	270	ANG	256	24
271	BLE	74	5	271	ANG	210	14
272	BLE	77	5	272	ANG	118	2
273	BLE	92	9	273	ANG	120	3
274	BLE	70	4	274	ANG	530	268
275	BLE	84	7	275	ANG	270	32
276	BLE	50	2	276	ANG	346	66
277	BLE	72	4	277	ANG	281	40
278	BLE	62	3	278	ANG	342	67
279	BLE	70	4	279	ANG	222	20
280	BLE	75	5	280	ANG	216	15
281	BLE	62	3	281	ANG	221	17
282	BLE	40	1	282	ANG	201	12
283	BLE	66	3	283	ANG	148	4
284	BLE	45	1	284	ANG	126	3
285	BLE	55	2	285	ANG	600	378
286	BLE	45	1	286	ANG	461	148
287	BLE	72	4	287	ANG	416	122
288	BLE	66	3	288	ANG	355	91
289	BLE	60	3	289	ANG	265	29
290	BLE	45	1	290	ANG	345	78
291	BLE	65	3	291	ANG	396	117
292	BLE	74	5	292	ANG	337	78
293	BLE	49	1	293	ANG	447	149
294	BLE	75	5	294	ANG	422	73
	BLE	Lot de 55	52	295	ANG	299	42
	BLE	Lot de 22	57	296	ANG	380	104
295	ANG	276	37	297	ANG	276	32
296	ANG	272	31	298	ANG	301	39
297	ANG	277	39	299	ANG	294	40
298	ANG	328	60	300	ANG	255	31
299	ANG	352	81	301	ANG	268	40
300	ANG	304	50	302	ANG	222	10
301	ANG	342	59	303	ANG	160	6
302	ANG	352	65	304	ANG	178	11
303	ANG	334	64	305	ANG	150	6
304	ANG	252	20	306	ANG	205	13
305	ANG	302	46	307	ANG	186	10
306	ANG	276	31	308	ANG	214	13
307	ANG	327	55	309	ANG	227	21
308	ANG	270	29	310	ANG	182	8
309	ANG	301	50	311	ANG	134	5
310	ANG	174	6	312	ANG	110	2
311	ANG	207	13	313	TRF	290	234
312	ANG	205	14	314	TRF	320	330
313	ANG	273	18				
314	ANG	230	20				
315	ANG	184	10				
316	ANG	198	8				
317	ANG	218	14				
318	ANG	150	8				
319	ANG	196	8				
320	ANG	174	4				
321	ANG	216	18				

322	ANG	179	7
323	ANG	165	8
324	ANG	152	4
325	ANG	132	4
326	ANG	138	4
327	ANG	112	2
328	ANG	112	2
329	ANG	154	4
330	ANG	151	5
331	ANG	115	3
332	ANG	118	2
333	ANG	134	3
334	TRF	306	186
335	TRF	118	16

Annexe 5

Zonation ROCHE (1987)

	Zone à anguille			Zone à truite inférieure			Zone à truite supérieure		
	< 200 m			200 - 500 m			> 500 m		
	Spin'à Cavallu (23 m)			Zoza (272 m)			Saint Antoine (645 m)		
	Moyenne	Mini	Maxi	Moyenne	Mini	Maxi	Moyenne	Mini	Maxi
Densité (ind.ha⁻¹)	100	4	400	2 430	560	7 690	3 920	1 600	10 690
Biomasse (kg.ha⁻¹)	11,4	1,0	30,3	98,5	24,0	281,0	85,2	38,5	210,0

Typologie COLONNA (2018)

	Densité Truite fario (ind.ha ⁻¹)			Biomasse Truite fario (kg.ha ⁻¹)			Densité Anguille (ind.ha ⁻¹)			Biomasse Anguille (kg.ha ⁻¹)		
	Moyenne	Mini	Maxi	Moyenne	Mini	Maxi	Moyenne	Mini	Maxi	Moyenne	Mini	Maxi
Saint Antoine (23 m)	2 956	2 069	3 843	67	46,6	86,5	122	85	159	15	10,5	19,4
Zoza (272 m)	1 093	765	1 420	28	19,6	36,5	497	348	646	44	31,0	57,6
Spin'à Cavallu (645 m)	1	0,5	1,5	2	1,6	3,1	747	523	972	64	44,7	83,1

Résumé

L'équilibre des cours d'eau est fragilisé par les activités humaines. Cette anthropisation directe contribue à leur vulnérabilité. Parallèlement, l'anthropisation causée par le réchauffement climatique, phénomène reconnu depuis les années 80, provoquant une amplification des événements météorologiques extrêmes, vient indirectement bouleverser les écosystèmes.

La présence de nombreux barrages hydroélectriques vient entraver la continuité écologique des cours d'eau et leur fonctionnement engendre une modification de leur régime hydrologique et thermique affectant les communautés aquatiques.

L'analyse des effets du barrage du Rizzanese repose sur l'étude des compartiments biotiques et abiotiques du cours d'eau mais également sur l'évolution du climat à l'échelle de son bassin versant afin de connaître le rôle du changement climatique au sein de cet écosystème.

Un suivi thermique a été réalisé dans le but de mesurer l'impact des éclusées sur la température de l'eau mais aussi d'évaluer l'influence du débit réservé sur les peuplements.

L'évaluation du bon état écologique du Rizzanese a été établie grâce à l'analyse de la faune piscicole et invertébrée en lien avec la physico-chimie, les macroinvertébrés benthiques possédant des sensibilités variables aux perturbations en lien avec l'aménagement hydroélectrique et les conséquences du changement climatique.

Mots-clés : aménagement hydroélectrique ; changement climatique ; régime hydrologique ; régime thermique ; physico-chimie des eaux ; poissons ; macroinvertébrés benthiques.

Abstract

The balance of watercourses is weakened by human activities. This direct anthropization contributes to their vulnerability. At the same time, the anthropization caused by global warming, a phenomenon that has been recognized since the 1980s, causing an amplification of extreme weather events, indirectly upsets ecosystems.

The presence of numerous hydroelectric dams hinders the continuity of river ecology and their operation leads to a modification of their hydrological and thermal regime affecting aquatic communities.

The analysis of the effects of the Rizzanese dam is based on the study of the biotic and abiotic compartments of the river but also on the evolution of the climate on the scale of its watershed to know the role of climate change within of this ecosystem.

Thermal monitoring was carried out in order to measure the impact of the locks on the temperature of the water but also to evaluate the influence of the flow reserved on the stands.

The evaluation of the good ecological status of the Rizzanese was established thanks to the analysis of the fish and invertebrate fauna related to physicochemistry, the benthic macroinvertebrates having variable sensitivities to the disturbances related to hydroelectric development and the consequences climate change.

Keywords: hydroelectric dam; climate change; hydrological regime; thermal regime; physical chemistry of water; fish; benthic macroinvertebrates.