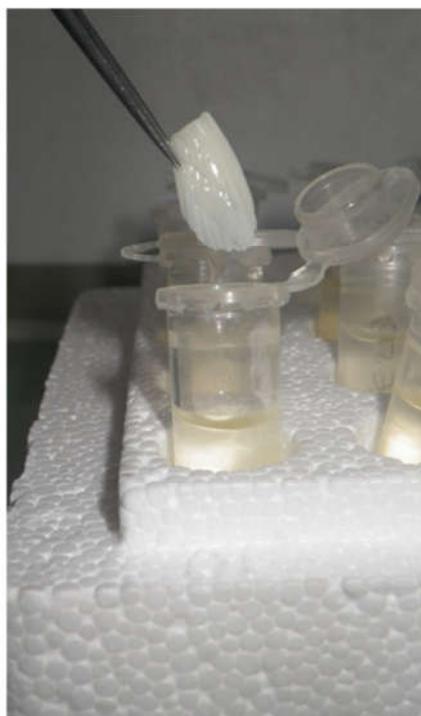

Diagnose écologique de l'Allondon et étude des populations de truite

Etudes 2017-2019

Rapports I et II



Photos : Y. Abdallah, A. Richard

Décembre 2019

Diagnose écologique de l'Allondon

Synthèse des données physico-chimiques et biologiques et mise en relation avec les densités de truite et d'ombre commun

Rapport I



Photos : Y. Abdallah, D. Jaquet et JB Torterotot

Décembre 2018

République et Canton de Genève

Office Cantonal de l'Eau

Service du lac, de la renaturation des cours d'eau et de la pêche



REPUBLIQUE
ET CANTON
DE GENEVE

POST TENEBRAS LUX

Citation : SCIMABIO, 2018. Diagnose écologique de l'Allondon. Synthèse des données physico-chimiques et biologiques et mise en relation avec les densités de truite et d'ombre commun. Rapport I. 50p. + annexes.

Table des matières

1	Contexte et méthodologie	1
2	Bassin versant et typologie	2
2.1	Présentation du bassin versant	2
2.2	Sectorisation.....	2
2.3	Niveau typologique théorique	4
3	Hydrologie de l'Allondon	5
3.1	Source des données hydrologiques récentes	5
3.2	Débit moyen interannuel	6
3.3	Variabilité saisonnière	7
3.4	Débit d'étiage (Q ₃₄₇)	8
3.5	Lien entre l'hydrologie et l'habitat piscicole	10
3.6	Hydrologie et développement embryo-larvaire	11
4	Synthèse des données physico-chimiques et biologiques disponibles	12
5	Physico-chimie	15
5.1	Station « Moulin Fabry »	16
5.2	Station « Embouchure »	19
6	Indices biotiques	20
6.1	DI-CH (diatomées)	20
6.2	Macroinvertébrés.....	21
6.2.1	IBCH.....	21
6.2.2	Biomasse	21
6.3	IOBS (Qualité des sédiments).....	22
7	Régime thermique	22
7.1	Présentation générale de la thermie de l'Allondon	22
7.2	Comparaison avec d'autres cours d'eau	25
7.3	Bilan des relevés thermiques 2017	26
7.3.1	Diagrammes thermiques.....	26
7.3.2	Station Moulin Fabry.....	27
7.3.3	L'Allemogne.....	28
7.3.4	Comparaison entre les 5 stations	28
8	La Maladie Rénale Proliférative (MRP)	30
8.1	Présentation de la maladie.....	30
8.2	Diagnostic MRP sur l'Allondon	31

8.3	Prévalence de la MRP dans l’Allondon.....	32
8.4	Lien avec la thermie	33
9	Evolution de la faune piscicole.....	35
9.1	Données piscicoles disponibles.....	35
9.2	Analyse des données sur la truite	35
9.3	Analyse des données sur l’ombre commun	38
9.4	Etude de la croissance des truites.....	39
9.4.1	Prélèvement des écailles	39
9.4.2	Analyses scalimétriques	39
9.4.3	Distribution des classes d’âge par classe de taille	40
9.4.4	Rétrocalculs.....	42
9.4.5	Courbe de croissance.....	43
	Bilan.....	45
	Perspectives – recommandations.....	46
	Références.....	47
	Annexes.....	51

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1: BASSIN VERSANT DE L'ALLONDON ET LOCALISATION DES PRINCIPALES STATIONS DE SUIVI PISCICOLE	3
FIGURE 2: PROFIL LONGITUDINAL ET SECTORISATION DE L'ALLONDON.....	3
FIGURE 3: SECTORISATION DE L'ALLONDON – REPRESENTATION DES 7 TRONÇONS (T1 A T7).	4
FIGURE 4: DEBIT MOYEN ANNUEL DE L'ALLONDON A LA STATION DE DARDAGNY - LES GRANGES (1986 – 2017)	6
FIGURE 5: CORRELATION ENTRE LE DEBIT DE L'ALLONDON A DARDAGNY – LES GRANGES ENTRE 1986 ET 2017 ET LES PRECIPITATIONS ANNUELLES A GENEVE COINTRIN.	6
FIGURE 6: DISTRIBUTION DES DEBITS MOYENS MENSUELS SUR LA PERIODE 1986-2017 (BOXPLOT) ET COURBE DES DEBITS MOYENS MENSUELS SUR L'ANNEE 2017	7
FIGURE 7: DEBITS HORAIRES DE L'ALLONDON A LA STATION DE DARDAGNY - LES GRANGES SUR L'ANNEE 2017	8
FIGURE 8: Q ₃₄₇ DE L'ALLONDON A LA STATION DE DARDAGNY - LES GRANGES SUR LA PERIODE 1986 – 2017	8
FIGURE 9: NOMBRE DE JOURS PAR ANNEE AVEC UN DEBIT INFÉRIEURS AU Q ₃₄₇ INTERRANNUEL SUR LA PERIODE 1986 – 2017.....	9
FIGURE 10: RELATION ENTRE LE DEBIT JOURNALIER MESURE A ST-GENIS-POUILLY ET LE DEBIT MESURE A DARDAGNY-LES GRANGES SUR LA PERIODE 1992-2017	9
FIGURE 11: DEBITS HORAIRES (M ³ /S) DE L'ALLONDON A SAINT-GENIS-POUILLY – ANNEE 2017	10
FIGURE 12: EVOLUTION DU Q _{MAX} (DEBIT MAXIMAL JOURNALIER), DU DCX3 (DEBIT MAXIMAL SUR UNE PERIODE CONTINUE DE 3 JOURS) ET DU Q ₁₀ (DEBIT DEPASSE 10% DU TEMPS) A L'EMERGENCE DE 1986 A 2017	11
FIGURE 13: RELATION ENTRE LE NOMBRE DE 0+ DE TRUITE ESTIME PAR PECHEES ELECTRIQUES (VOIR PARTIE 9) ET LE Q _{MAX} EN PERIODE D'EMERGENCE, AU NIVEAU DES TRONÇONS « EMOUCHURE » (GAUCHE) ET « TAUREAUX » (DROITE).....	12
FIGURE 14: DISTRIBUTION DES VALEURS DE DBO ₅ MESUREES SUR LA STATION DE MOULIN FABRY DE 1981 A 2011	16
FIGURE 15: DISTRIBUTION DES CONCENTRATIONS EN NH ₄ , NO ₂ , NH ₃ ET D'ORTHOPHOSPHATES MESUREES SUR LA STATION DE MOULIN FABRY DE 1981 A 2011.....	17
FIGURE 16: EVOLUTION MENSUELLE DES CONCENTRATIONS EN NH ₃ (EXPRIMEES EN MGNH ₃ /L) SUR LA PERIODE 1981-2010.	18
FIGURE 17: RELATION ENTRE LES CONCENTRATIONS EN ORTHOPHOSPHATES ET LE DEBIT A MOULIN FABRY SUR LA PERIODE 1994-2009 (SOURCE : SECOE, 2012).....	18
FIGURE 18: EVOLUTION TEMPORELLE DES CONCENTRATIONS EN NO ₂ , NH ₃ ET EN ORTHOPHOSPHATES MESUREES SUR LA STATION « EMOUCHURE » DE 1981 A 2011.....	19
FIGURE 19: BIOMASSE DE MACROINVERTEBRES ESTIMEE SUR L'ALLONDON (GAUCHE) ET LA VERSOIX (DROITE) EN 2017	21
FIGURE 20: REPRESENTATION DU CERCLE DES CORRELATIONS DES 7 PARAMETRES THERMIQUES ANALYSES PAR ACP	25
FIGURE 21: PROJECTION DANS LE PLAN DE L'ACP DES 90 STATIONS DE DONNEES THERMIQUES.....	26
FIGURE 22: DIAGRAMME THERMIQUE DE L'ALLONDON AU NIVEAU DE 4 STATIONS SUR L'ANNEE 2017.....	27
FIGURE 23: DIAGRAMME THERMIQUE DE L'ALLONDON AU NIVEAU DE MOULIN FABRY EN 2017.....	27
FIGURE 24: CORRELATION ENTRE LES TEMPERATURES DE L'EAU A MOULIN FABRY ET AUX GRANGES	28
FIGURE 25: DIAGRAMME THERMIQUE DE L'ALLEMOGNE AU NIVEAU DE LA STATION MARTINET EN 2017.....	28
FIGURE 26: CYCLE DE TRANSMISSION DES SPORES <i>T. BRYOSALMONAE</i> , VECTEURS DE LA MRP (SOURCE : GERSTER S. ET HAERTEL-BORER S., 2006)	31
FIGURE 27: SYNTHESE DES ANALYSES MRP EFFECTUEES SUR LES 0+ DE TRUITES.....	32
FIGURE 28: EVOLUTION DE LA PREVALENCE DE LA MRP (AVEC INTERVALLES DE CONFIANCE A 95%) ENTRE JUIN ET OCTOBRE 2017 AU NIVEAU DE 3 STATIONS DE L'ALLONDON ET DE DEUX DE SES AFFLUENTS	32
FIGURE 29: LIEN ENTRE LA PREVALENCE DE LA MRP ET NE NOMBRE D'HEURES TOTALES OU LA TEMPERATURE A DEPASSE 15°C SUR LA PERIODE MAI-SEPTEMBRE 2017.....	33
FIGURE 30: EVOLUTION DES DENSITES DE TRUITES 0+ ET >0+ SUR L'ALLONDON ENTRE 2000 ET 2017 AU NIVEAU DES 5 TRONÇONS : TRONÇON 1 = EMOUCHURE ; TRONÇON 2 = LES ILES/TAUREAUX ; TRONÇON 3 = BAILLETS ; TRONÇON 4 = GRANGES ; TRONÇON 5 = FABRY.....	36
FIGURE 31: CAPTURES ANNUELLES DE TRUITES FARIO PAR SECTEUR DANS L'ALLONDON (SOURCE : DGEAU).....	37
FIGURE 32: EVOLUTION DES DENSITES D'OMBRES 0+ ET >0+ SUR L'ALLONDON ENTRE 2000 ET 2017 AU NIVEAU DES 5 TRONÇONS: TRONÇON 1 = EMOUCHURE ; TRONÇON 2 = LES ILES/TAUREAUX ; TRONÇON 3 = BAILLETS ; TRONÇON 4 = GRANGES ; TRONÇON 5 = FABRY ...	38
FIGURE 33: ILLUSTRATION DE LA ZONE PRECONISEE POUR LE PRELEVEMENT D'ECAILLES CHEZ LES SALMONIDES (D'APRES OMBREDANE ET RICHARD, 1990).	39
FIGURE 34: A GAUCHE, UNE ECAILLE DITE « REGENERE » OU LES STRIES DE CROISSANCE NE SONT PLUS VISIBLES SUR LA ZONE CENTRALE ; AU CENTRE : UNE ECAILLE DE BONNE QUALITE ; A DROITE : ECAILLES MONTEES SUR LAME.	40
FIGURE 35: HISTOGRAMMES DES CLASSES D'AGES DE TRUITES PAR CLASSES DE TAILLES SUR LES 3 STATIONS D'ETUDE	42
FIGURE 36: NUAGE DE POINTS ET REGRESSION LINEAIRE ENTRE LA LONGUEUR TOTALE DU POISSON ET LE RAYON DE L'ECAILLE.	42
FIGURE 37: COURBE DE CROISSANCE DES TRUITES DE L'ALLONDON (DONNEES 2017)	43

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1: PRINCIPALES CARACTERISTIQUES DU BASSIN VERSANT DE L'ALLONDON (SOURCE : IORGULESCU, 2014)	2
TABLEAU 2: PARAMETRES MESOLOGIQUES NECESSAIRES AU CALCUL DU NIVEAU TYPOLOGIQUE THEORIQUE (NTT) EVALUE EN 2010 AU NIVEAU DE 3 STATIONS : STATION 1 = EMBOUCHURE, STATION 2 = AMONT ROULAVE, STATION 3 = AMONT PONT DES BAILLETS (SOURCE : FAIVRE, 2010).	5
TABLEAU 3: SYNTHESE DES DONNEES PHYSICO-CHIMIQUES ET BIOLOGIQUES COLLECTEES SUR LE BASSIN VERSANT DE L'ALLONDON DE 1998 A 2017	13
TABLEAU 4: LIMITES PHYSIOLOGIQUES DE LA TRUITE AU REGARD DES 11 PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DETERMINES COMME LIMITANT POUR LA SURVIE DE LA TRUITE (D'APRES CAUDRON ET AL. (2006), VOIR ANNEXE 2).....	15
TABLEAU 5: SYNTHESSES DES RESULTATS DES DI-CH REALISES SUR L'ALLONDON EN 1998, 2005 ET 2011	20
TABLEAU 6: INDICES IOBS DES STATIONS DE L'ALLONDON EN 2011 (SECOE, 2012).....	22
TABLEAU 7: DONNEES THERMIQUES DISPONIBLES SUR LE BASSIN VERSANT DE L'ALLONDON	23
TABLEAU 8: SYNTHESE DES VARIABLES THERMIQUES ISSUES DE LA MACRO MACMASALMO POUR DEUX STATIONS DE L'ALLONDON (PONT DE RUSSIN ET LES GRANGES) ET DEUX AFFLUENTS	24
TABLEAU 9: SYNTHESE DES VARIABLES THERMIQUES ISSUES DE LA MACRO MACMASALMO POUR LES 5 STATIONS SUIVIES EN 2017	29
TABLEAU 10: PRELEVEMENTS EFFECTUES DANS L'ALONDON EN 2017 POUR LA MRP (SOURCE : D. JAQUET, DGEAU).....	31
TABLEAU 11: RESULTATS D'ANALYSES POUR LA MRP (FIWI, BERN), SELON LES SCORES DEFINIS DANS LA FIG. 27.....	33
TABLEAU 12: SYNTHESE DES OPERATIONS DE PECHE ELECTRIQUE REALISEES DANS L'ALLONDON (COURS PRINCIPAL) DEPUIS 2000	35
TABLEAU 13: TAILLES MOYENNES (ECART TYPE) RETRO CALCULEES PAR CLASSES D'AGE SELON LE MODELE DE FRASER LEE.....	42
TABLEAU 14: TAILLES ESTIMEES A DIFFERENTS AGES PAR LE MODELE VON BERTALANFFY (LES CELLULES GRISEES SONT PEU VALIDES AU VU DU FAIBLE NOMBRE DE POISSONS D'AGE >3+)	44

1 Contexte et méthodologie

L'Allondon fait l'objet d'un suivi piscicole depuis une quinzaine d'années, notamment suite à une grave pollution en août 2001 ayant entraîné d'importantes mortalités piscicoles. Ces inventaires piscicoles successifs ont mis en évidence des densités et biomasses de truites et d'ombres commun relativement faibles (respectivement environ 50 kg/ha et 15 kg/ha en 2014) en comparaison avec les densités / biomasses théoriques attendues pour ce type de cours d'eau d'une part, et les données historiques de capture de salmonidés sur cette rivière d'autre part. Bien que différentes hypothèses aient été avancées pour expliquer ces faibles rendements (prédation aviaire, surpêche, dégradation de l'habitat) et certaines mesures de gestion déjà mises en place pour tenter de restaurer les populations, des incertitudes demeurent quant à la hiérarchisation des facteurs limitants et les possibilités de restauration.

Le Service de l'Ecologie de l'Eau (SECOE) réalise le suivi biologique et physico-chimique des cours d'eau du canton de Genève. Différents compartiments sont analysés tous les 6 ans : macrozoobenthos (IBCH, biomasse), oligochètes (IOBS), diatomées (DI-CH), formes de l'azote, carbone organique dissous (COD), bactériologie, métaux lourds, autres micropolluants,... Ces données, ainsi que d'autres informations sur la qualité biologique, collectées au cours de différentes études sur mandat du canton de Genève, n'ont jamais été synthétisées ni analysées conjointement avec les données piscicoles. Ce travail apparaît aujourd'hui nécessaire afin de réaliser un diagnostic écologique de la rivière (voir Bergé et al., 2016), d'identifier d'éventuelles lacunes à combler pour la poursuite du monitoring et de hiérarchiser les facteurs potentiellement limitants pour les populations de salmonidés (truites et ombres). Le présent rapport n'a pas pour objectif de présenter une analyse exhaustive de l'ensemble des données hydrologiques, physico-chimiques et biologiques disponibles sur l'Allondon, mais plutôt de rechercher parmi ces paramètres quels sont ceux qui pourraient expliquer les faibles densités de truite et d'ombres sur l'Allondon.

La démarche suivante a été mise en œuvre :

1. Collecte et analyse des données hydrologiques en se focalisant sur la durée et l'amplitude des événements extrêmes (crues et étiages), notamment lors des périodes critiques pour les populations de truites et d'ombres (développement embryo-larvaire, étiage estival) ;
2. Récupération, homogénéisation et synthèse de l'ensemble des données brutes collectées lors des différents suivis physico-chimiques (formes de l'azote, DCO, métaux,...) et biologiques (poissons, macroinvertébrés, diatomées) réalisés sur l'Allondon. L'accès aux données brutes est indispensable étant donné les méthodes d'échantillonnages parfois variables (changement de protocoles de récolte, de niveau de détermination taxonomique,...), et l'utilisation de variables synthétiques dans les rapports ou d'indices intégrateurs pouvant masquer les effets de certains paramètres sur les populations piscicoles ;
3. Analyse des données physico-chimiques et thermiques collectées au regard des exigences de la truite et de l'ombre. Une justification des indicateurs retenus et de leur pertinence vis-à-vis de l'écologie des 2 espèces cibles sera fournie ;
4. Analyse des données biologiques (autres que piscicoles): diatomées et macroinvertébrés ;
5. Analyses des données piscicoles. Synthèse des données de pêches électriques disponibles depuis 2000. Etude de la croissance des truites en 2017.

6. Evaluation de la prévalence de la Maladie Rénale Proliférative (MRP) sur différents secteurs de l'Allondon et à différentes périodes (printemps, été, début d'automne et couplage avec la thermie) ;
7. Synthèse des données compilées ou récoltées dans le cadre de cette étude et proposition d'une liste de facteurs limitants pouvant expliquer les faibles densités des populations salmonicoles (truites et ombres) de l'Allondon. Les facteurs limitants seront proposés sur la base : 1. de leur évolution historique, 2. de la littérature scientifique et 3. d'autres études sur des cours d'eau de gabarit similaire. Des préconisations de gestion seront également proposées le cas échéant.

2 Bassin versant et typologie

2.1 Présentation du bassin versant

D'une surface de 145 km², le bassin versant de l'Allondon est principalement situé dans le massif karstique du Jura français (Figure 1) et se structure en une multitude de petits torrents. Ce n'est qu'à proximité de la frontière que l'écoulement se concentre en une seule rivière principale, qui s'écoule ensuite dans une plaine alluviale de plus de 3 km de long jusqu'à sa confluence avec le Rhône. Les principales caractéristiques du bassin versant de l'Allondon sont récapitulées dans le tableau 1.

Tableau 1: Principales caractéristiques du bassin versant de l'Allondon (source : Iorgulescu, 2014)

SURFACE	145 Km2
Altitude moyenne	660 m (1705-349)
Pente moyenne (%)	16.6%
Surface imperméable	0.5%
Grandes cultures	11%
Vignes et vergers	4%
Prairies de plaine	22%
Pâturages	7%
Prairies boisées, lisières	8%
Forêts	30%
Eboulis, rochers,	3%
Bâti dispersé et rochers	11%
Bâti dense, béton, rochers	2%

2.2 Sectorisation

Pour les besoins de l'étude, le cours principal de l'Allondon a été sectorisé en tronçons, sur la base de la contribution des affluents principaux (Lion, Allemogne, Roulave) et des changements de pente ou d'hydromorphologie. Cinq tronçons ont été ainsi délimités dans la zone suisse et frontalière. Le tronçon 5 (Fabry) prend fin en France à la confluence du Lion. Etant donné le peu d'informations physico-chimiques et biologiques disponibles dans le secteur français, le découpage n'a retenu que deux tronçons : St-Genis-Pouilly (tronçon 6) et le secteur des sources (Naz-Echenevex, tronçon 7).

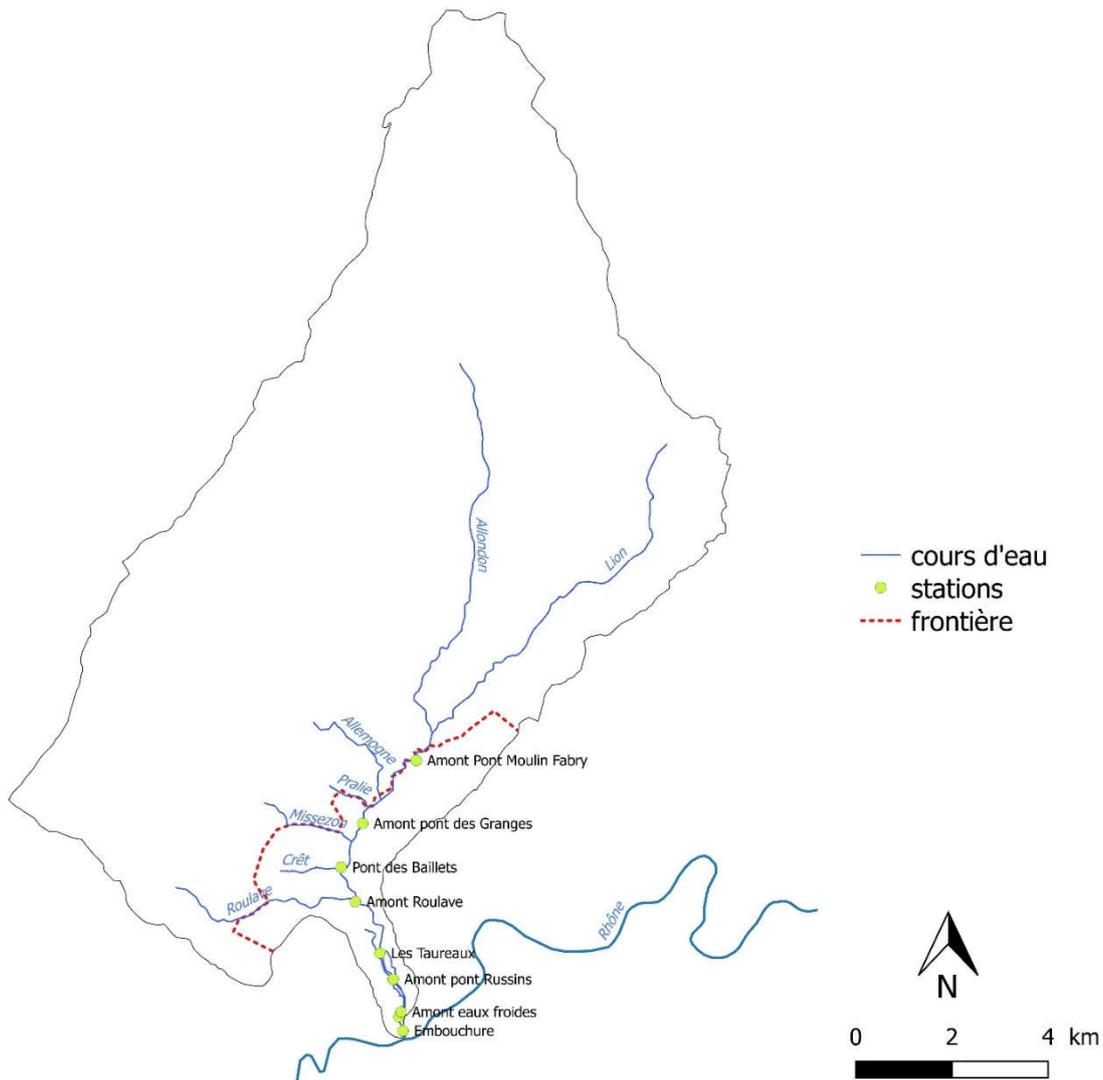


Figure 1: Bassin versant de l’Allondon et localisation des principales stations de suivi piscicole



Figure 2: Profil longitudinal et sectorisation de l’Allondon

Les tronçons sont représentés sur la figure 3. Les affluents n’ont pas été sectorisés, les données étant plus disparates que sur l’Allondon. Toutes des données disponibles ont été compilées par secteur de l’Allondon et par affluent.

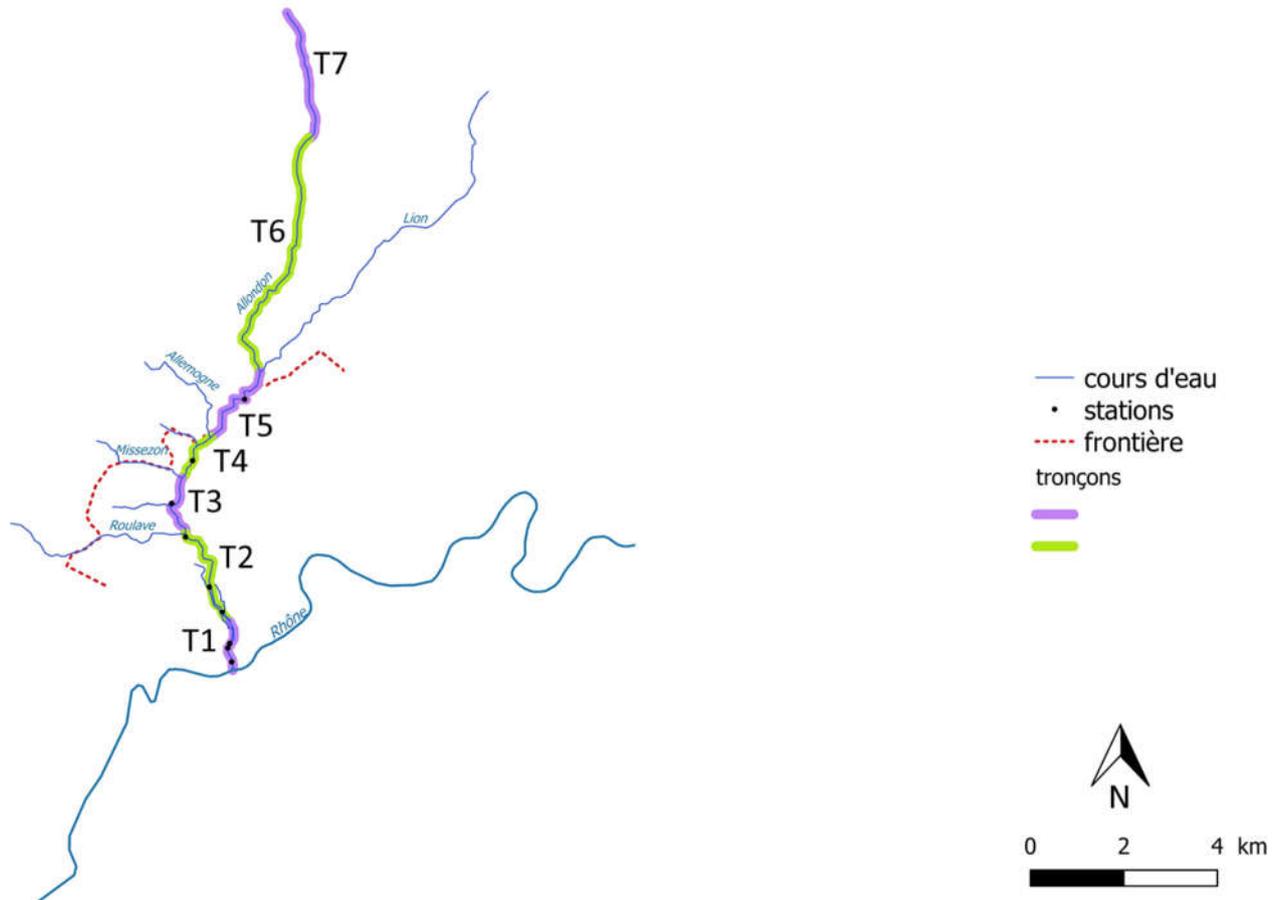


Figure 3: Sectorisation de l’Allondon – représentation des 7 tronçons (T1 à T7).

2.3 Niveau typologique théorique

Décrit par Verneaux (1977), le Niveau Typologique Théorique fait référence à la biotypologie longitudinale des cours d’eau, à l’instar de la typologie de Huet (1949). Cette classification en 10 niveaux typologiques est associée à des « biocénotypes » ou groupes de taxons dont l’abondance dépend de leur affinité avec le niveau considéré. Le calcul du niveau typologique théorique se scinde en 3 composantes :

- la composante thermique (T1) qui prend en compte la moyenne des températures maximales des 30 jours consécutifs les plus chauds (θ en °C) ; $T1 = 0,55 \theta \text{ max} - 4,34$
- la composante trophique (T2) avec la distance à la source ($d0$ en km) et la dureté calco-magnésienne de l'eau (D en mg/L) ; $T2 = 1,17 [\ln (d0.D/100)] + 1,50$
- la composante morphodynamique (T3) qui considère la section mouillée à l'étiage (S_m en m^2), la pente du lit (p en ‰) et la largeur du lit mineur (l en m) ; $T3 = 1,75 [\ln (S_m/(p.l^2).100)] + 3,92$.

Le type théorique se calcule grâce à la formule suivante :

$$\text{NTT} = 0,45 \text{ T1} + 0,30 \text{ T2} + 0,25 \text{ T3}$$

Déterminé par Faivre (2010) au niveau de 3 stations de l'Allondon (Station 1 : embouchure ; station 2 : amont Roulave ; station 3 : amont pont des Bailleys), le NTT correspond au niveau B4 ou métarhithron, donc dans la zone à truite. Cet indicateur est très sensible à la température des 30 jours les plus chauds (θ). La valeur indiquée en 2010 est plus faible qu'en 2017 (17.6°C enregistrés alors au pont des Bailleys). En 2017, le NTT atteindrait plutôt des valeurs voisines de 4.8, soit la limite inférieure de la zone à truites (Annexe 1).

Tableau 2: Paramètres mésologiques nécessaires au calcul du Niveau Typologique Théorique (NTT) évalué en 2010 au niveau de 3 stations : Station 1 = embouchure, station 2 = amont Roulave, station 3 = amont pont des Bailleys (source : Faivre, 2010).

	Station 1	Station 2	Station 3
θ max (°C)	16.2	15.4	15.05
d0 (km)	18	16.5	14.7
D (mg/L)	108	108	108
Sm (m2)	19.52	18.13	17.71
p (‰)	3.5	5.5	6.3
l (m)	32.4	20.6	17.7
T1	4.57	4.13	3.94
T2	4.97	4.87	4.73
T3	2.81	3.48	3.73
Niveau Typologique calculé	4.25	4.19	4.12
Niveau Typologique Théorique	B4		
Zonation d'Illiès	Métarhithron		
Zone piscicole selon Huet	Zone à Truite moyenne		

3 Hydrologie de l'Allondon

3.1 Source des données hydrologiques récentes

Les données provenant des deux stations hydrologiques de l'Allondon ont été récupérées et analysées :

- **Station de veille hydrologique OFEV de Dardagny - Les Granges** (hydrodaten.admin.ch, station n°2490). Cette station draine un bassin versant à l'amont de 119 km², soit 82% du bassin versant de l'Allondon. Les données hydrologiques horaires ont été transmises par le Service de l'Ecologie de l'Eau (M. Marc Thöni) sur la période mai 1985 à décembre 2017, et des analyses relatives aux fonctionnements hydrologiques de l'Allondon ont été transmises par M. Ion Iorgulescu ;

- **Station DREAL de Saint-Genis-Pouilly** (code station V0415010, données téléchargées sur <http://hydro.eaufrance.fr/>). Les données horaires sont disponibles depuis 1992, avec des interruptions en 1993, 1995, 1996 et 1999).

3.2 Débit moyen interannuel

Le débit moyen interannuel (ou « module ») calculé sur la période 1986-2017 était de 3.24 m³/s à la station de mesure de Dardagny – Les Granges. L'année 2017 est la seconde année la plus sèche après 2011 sur cette période avec un débit moyen de 1.84 m³/s (2011 : 1.57 m³/s). Ces faibles débits mesurés en 2011 et 2017 traduisent les cumuls de précipitation très bas (713 mm en 2017 ; moyenne interannuelle à Genève Cointrin = 916 mm).

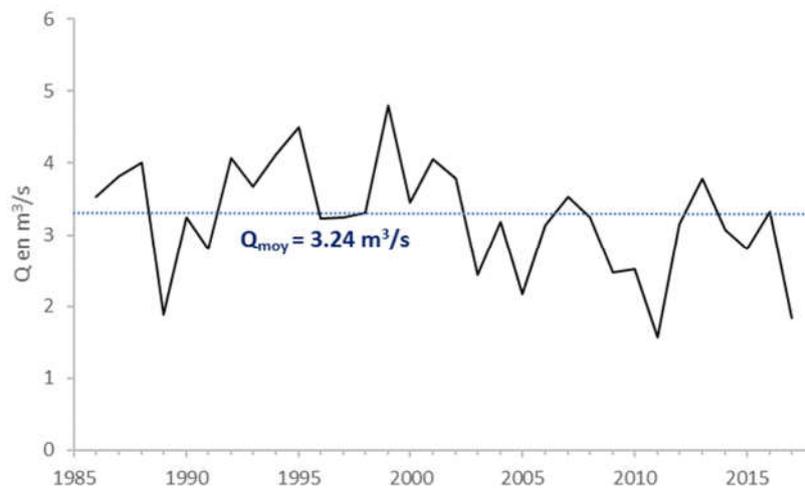


Figure 4: Débit moyen annuel de l'Allondon à la station de Dardagny - Les Granges (1986 – 2017)

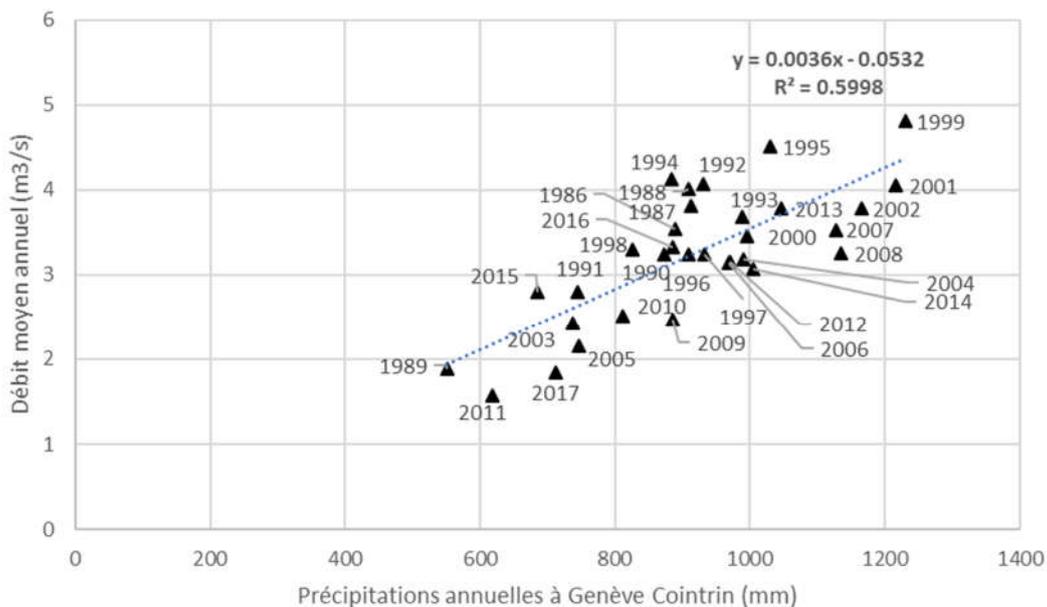


Figure 5: Corrélation entre le débit de l'Allondon à Dardagny – Les Granges entre 1986 et 2017 et les précipitations annuelles à Genève Cointrin.

3.3 Variabilité saisonnière

Le régime hydrologique de l’Allondon est passé de nivo-pluvial en début de XX siècle (données de 1918 à 1935) à **pluvial jurassien** aujourd’hui (période 1986-2015, d’après Iorgulescu, 2016). Cela se traduit par un changement de saisonnalité des régime hydrologiques et par une augmentation de l’amplitude des coefficients de Pardé mensuels (ratio entre le débit moyen du mois considéré et le débit moyen interrannuel). Faute d’accumulation nivale, les débits mensuels de décembre à mars sont ainsi plus élevés que par le passé. D’autre part, l’étiage estival s’est décalé vers la fin d’été (août et septembre) et s’est accentué.

Sur la période 1986-2017, le régime hydrologique de l’Allondon est caractérisé par une période de « hautes eaux » comprise entre janvier et avril puis en décembre et une période de « basses eaux » entre juin et octobre (Figure 6). Il est à noter l’importante variabilité des débits mensuels en hautes eaux. A l’inverse, les mois de juillet, août et septembre présentent de niveaux de basses eaux quasiment chaque année.

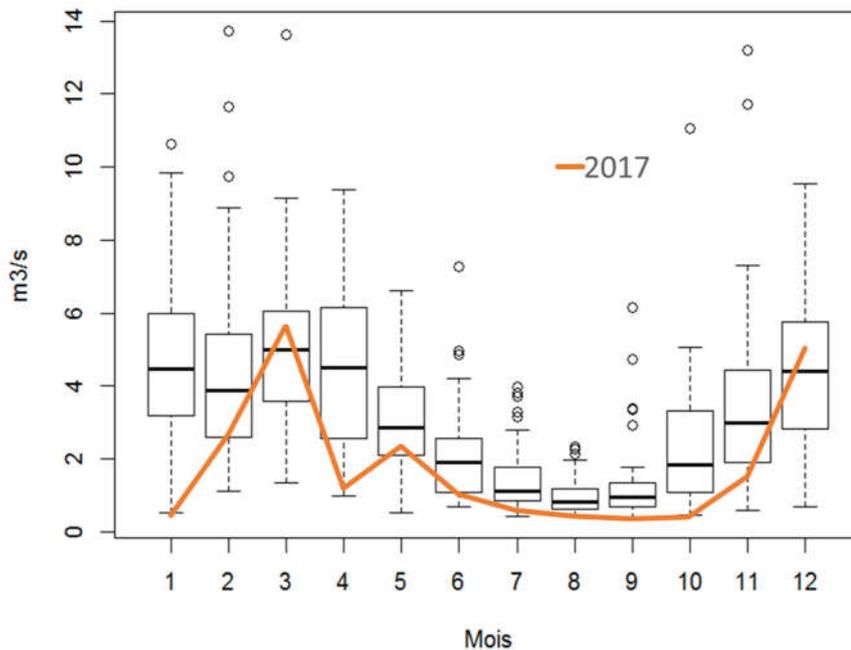


Figure 6: Distribution des débits moyens mensuels sur la période 1986-2017 (boxplot) et courbe des débits moyens mensuels sur l’année 2017

L’année 2017 se démarque avec des moyennes mensuelles inférieures aux médianes mensuelles interannuelles sur 10 des 12 mois. Les mois de janvier, avril puis les mois de juillet à octobre figurent parmi les mois les plus secs de la période 1986-2017.

En 2017, la durée de la période sèche a dépassé cinq mois (27-05 au 4-11), avec un débit moyen de 0,62 m³/s, proche du Q₃₄₇ interannuel.

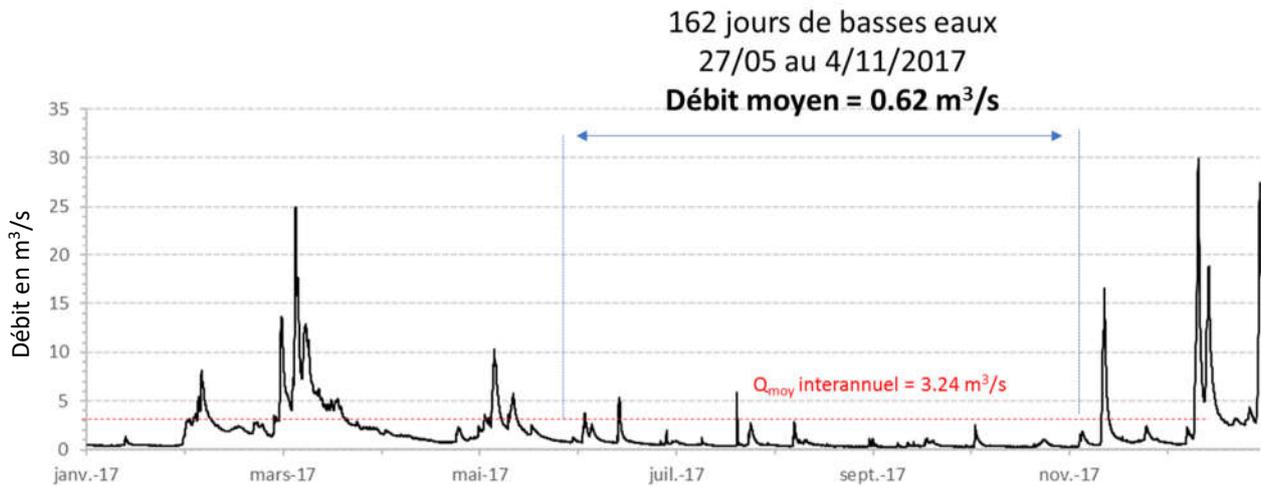


Figure 7: Débits horaires de l'Allondon à la station de Dardagny - Les Granges sur l'année 2017

3.4 Débit d'étiage (Q₃₄₇)

Le Q₃₄₇ annuel (débit moyen journalier atteint ou dépassé 347 jours par an) est un bon descripteur des conditions d'étiage ; il est fortement corrélé aux autres indices traditionnellement utilisés pour mesurer les débits d'étiage tels le NM1Q, NM7Q et QMNA5 (Iorgulescu, 2017). L'année 2017 a été caractérisée, pour la seconde année consécutive, par des débits d'étiage très bas (Q₃₄₇=0.34 m³/s en 2016 ; 0.32 m³/s en 2017). Il s'agit des plus faibles valeurs de Q₃₄₇ enregistrée depuis 1986, bien en-deçà du Q₃₄₇ interannuel estimé à 0.56 m³/s (Iorgulescu, 2017).

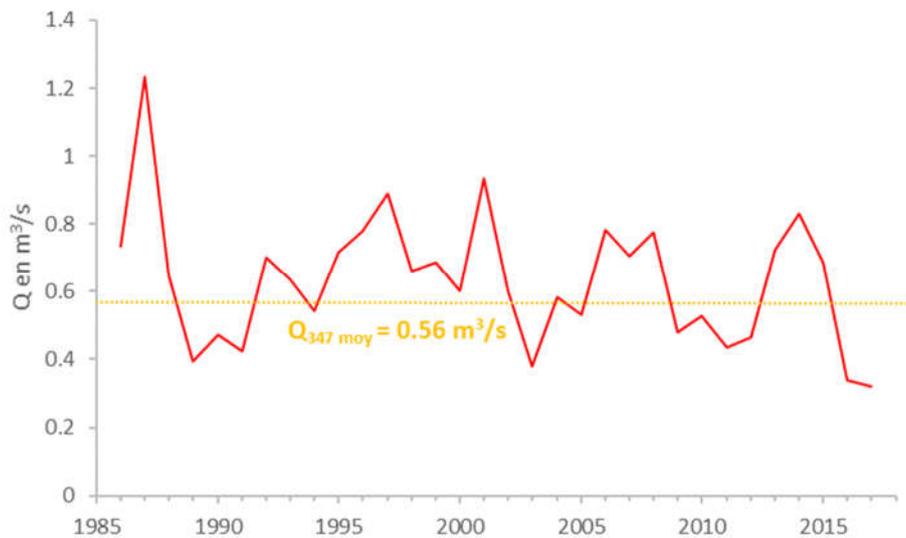


Figure 8: Q₃₄₇ de l'Allondon à la station de Dardagny - Les Granges sur la période 1986 – 2017

Le débit moyen sur la « saison sèche » (1^{er} juin au 31 octobre) est environ égal à la moitié du module. L'année 2017 se rapproche de l'année record 1989, durant laquelle le débit moyen égalait 0.51 m³/s sur cette période.

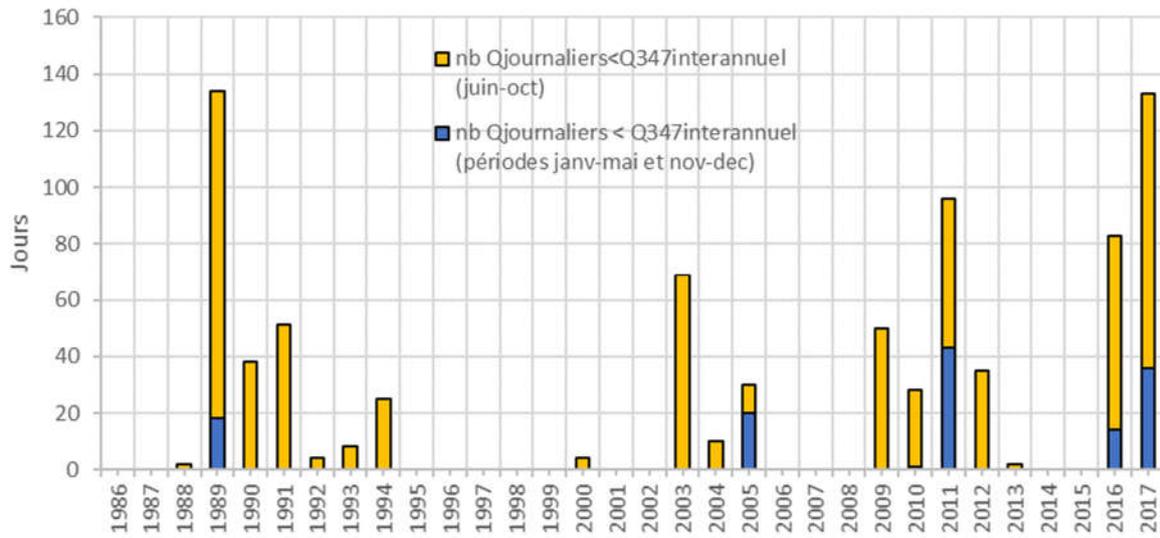


Figure 9: Nombre de jours par année avec un débit inférieurs au Q₃₄₇ interrannuel sur la période 1986 – 2017

Depuis 2003, 6 années ont été caractérisées par des débits inférieurs au Q₃₄₇ pendant plus de 40 jours par an : 2003, 2005, 2009, 2011, 2016 et 2017. L’année 2017 se caractérise par 133 jours en-dessous du Q₃₄₇. Les périodes sèches interviennent généralement entre juin et octobre. Toutefois, il est à noter l’augmentation de l’occurrence des épisodes secs en-dehors de cette période (2005, 2011 et 2017).

Comparaison avec la station de Saint-Genis-Pouilly

Une très bonne corrélation a pu être observée entre les débits journaliers mesurés au niveau des stations de Dardagny-les Granges et de St-Genis-Pouilly (Figure 10). L’apport de l’Allemagne (et dans une moindre mesure du Lion) peut expliquer les écarts entre les débits mesurés à Saint-Genis-Pouilly et à Dardagny.

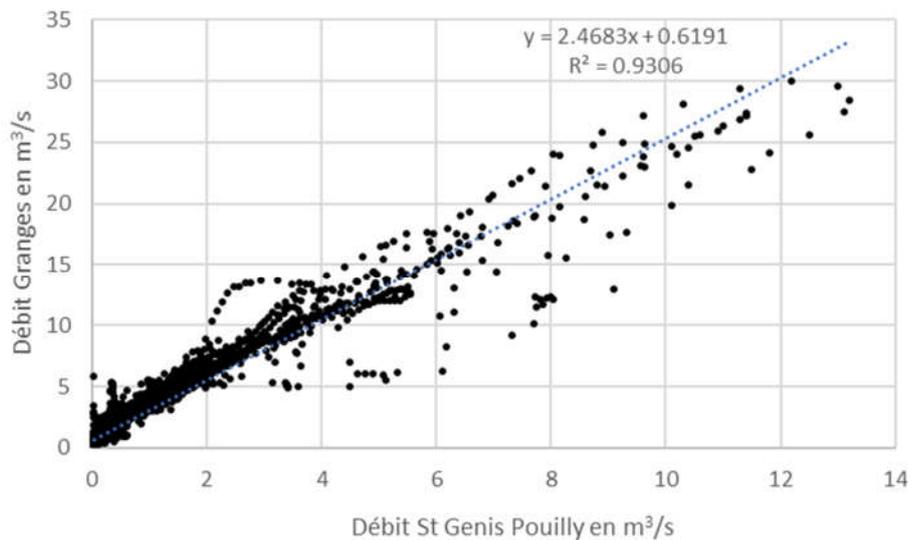


Figure 10: Relation entre le débit journalier mesuré à St-Genis-Pouilly et le débit mesuré à Dardagny-Les Granges sur la période 1992-2017

En période d'étiage, l'apport de l'Allemogne représente une fraction importante du débit au niveau de la station des Granges (SECOE, 2012). **Les étiages sont ainsi beaucoup plus sévères en amont de la confluence avec l'Allemogne, notamment au niveau de la station de Moulin Fabry.**

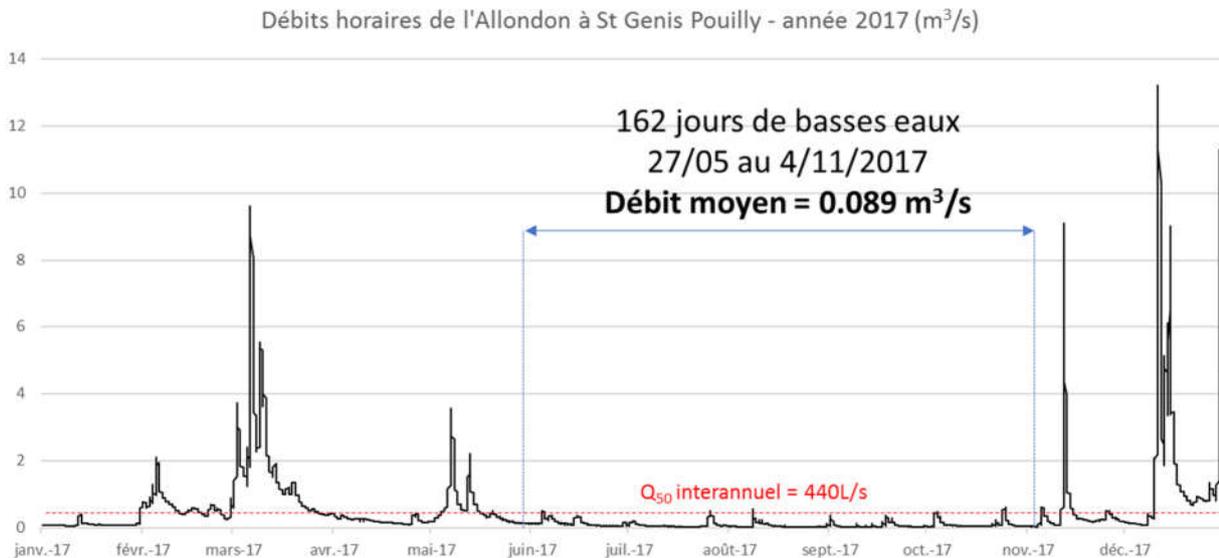


Figure 11: Débits horaires (m³/s) de l'Allondon à Saint-Genis-Pouilly – année 2017

3.5 Lien entre l'hydrologie et l'habitat piscicole

Pour les salmonidés, la récurrence et la durée des périodes d'étiage peut limiter la capacité d'accueil, en particulier lorsque l'habitat est peu diversifié (déficit en fosses et plats profonds). Dans l'Allondon, un comblement progressif des zones profondes a été observé dans différents secteurs (GREN, 2015), consécutif à des épisodes de crues morphogènes. A ce jour aucune étude n'a analysé de manière standardisée l'habitat piscicole de l'Allondon. Il est à relever toutefois deux rapports d'étudiants hepia (Faivre, 2010 et Romy, 2010), qui ont proposé localement une description fine de l'habitat disponible pour les populations de truites et d'ombres commun dans l'Allondon par le biais de deux méthodes :

- L'Indice d'Attractivité Morphodynamique (IAM ; Degiorgi et al., 2002). Cette méthode consiste à cartographier au débit d'étiage sur une station donnée chacune des 3 composantes de la qualité physique (hauteur d'eau, vitesse d'écoulement et nature du substrat/support). La superposition de ces 3 cartographies définit des zones d'attraction différentielle pour la faune piscicole, caractérisés par des indices dont la valeur dépend du caractère hétérogène et biogène pour la faune piscicole. L'IAM a été évalué au niveau des stations « Pont des Bailleurs », « amont Roulave » et « amont embouchure » (Faivre, 2010).
- La méthode EVHA : développée et mise au point à la fin des années '80 par le laboratoire d'Hydroécologie Quantitative d'Irstea de Lyon, cette méthode permet d'évaluer l'évolution de l'habitat physique en rivière en fonction du débit (Souchon et al., 1989 ; Ginot et al., 1998). L'objectif initial de cette méthode était d'apporter une aide à la détermination des débits réservés. Elle constitue également un outil d'investigation et de recherche pour mieux

comprendre les liens entre l'habitat physique (quantité d'habitat disponible et variations temporelles) et les poissons, de la répartition spatiale des individus à la dynamique des populations (<http://www.irstea.fr/evha>). La station « amont Roulave » a été décrite sur l'Allondon par le biais de cette méthode (Romy, 2010).

Les résultats obtenus en 2010 au cours de ces deux travaux indiquent globalement un déficit en habitats favorables pour les populations d'ombres et de truites en période d'étiage, sur les stations considérées. Ce déficit est particulièrement marqué pour les adultes d'ombres commun, pour lesquels les surfaces d'habitat favorables sont extrêmement faibles à l'étiage. Ces résultats restent toutefois ponctuels et des investigations complémentaires devraient être menées à l'aide de méthode standardisées pour évaluer l'évolution des surfaces d'habitats disponibles (Surfaces Pondérées Utiles, SPU) en fonction du débit, par espèce et stade de développement, et en différents secteurs de l'Allondon, parallèlement aux suivis piscicoles.

En outre, les épisodes secs prolongés en période estivale peuvent conduire à des augmentations de la température de l'eau, préjudiciables pour les salmonidés (stress thermique lorsque la température dépasse les 19°C, développement de maladies lorsque la température dépasse 15°C), ainsi qu'à une concentration des rejets polluants. Les facteurs thermiques et physico-chimiques seront traités dans les parties 5 et 7 ; leurs fluctuations saisonnières seront analysées.

3.6 Hydrologie et développement embryo-larvaire

L'impact des crues peut être néfaste en période de développement embryo-larvaire (sous gravier) et dans les premières semaines après l'émergence. Cette période de fragilité est généralement comprise entre janvier et mai pour les truites (Cattanéo et al., 2002). Les variations interannuelles des débits journaliers maximum ainsi que celles des débits maximums sur une période de 3 jours consécutifs (DCX3) sont généralement négativement corrélés à la densité de 0+ observée à l'automne (Bergerot et Cattanéo, 2016).

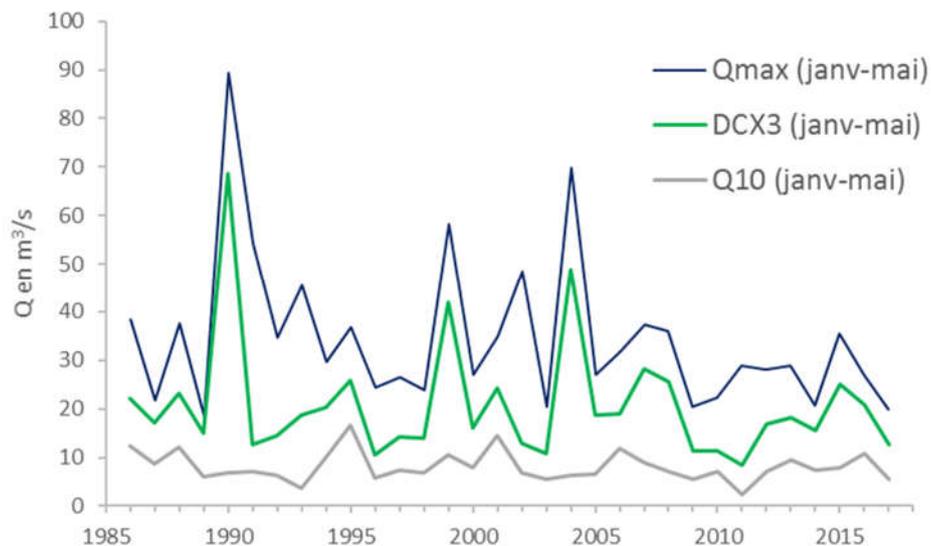


Figure 12: Evolution du Q_{max} (débit maximal journalier), du DCX3 (débit maximal sur une période continue de 3 jours) et du Q_{10} (débit dépassé 10% du temps) à l'émergence de 1986 à 2017

Les débits maximum journaliers sont de 34.5 m³/s en moyenne sur la période 1986-2017. Il ressort 3 années avec des évènements hydrologiques majeurs en période de développement embryo-larvaire : 1990, 1999 et 2004. Pour ces 3 années, la crue biennale a été dépassée (> 48m³/s), la crue décennale est atteinte en 1990. L'année 2002 a été également caractérisée par un épisode de crue biennale mais de courte durée.

Les densités de 0+ les plus élevées ont été observées lorsque le Q_{max} était inférieur à 30 m³/s (Figure 13). Cette tendance a été observée au niveau des tronçons 1, 2, 4 et 5. Il n'est toutefois pas possible d'en déduire un lien direct de cause à effet. Dans le cas de l'Allondon, il est délicat d'évaluer l'impact des évènements hydrologiques sur la cohorte 0+, en raison des opérations d'alevinage réalisées chaque année à partir du printemps (alevins nourris et préestivaux) et au cours de l'été (estivaux). Les inventaires piscicoles automnaux sont réalisés après les repeuplements, et ne sauraient refléter directement le stock naturel.

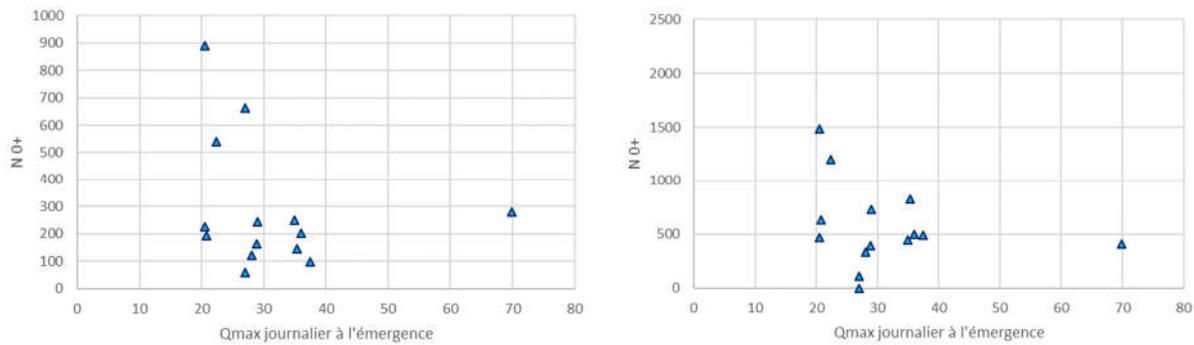


Figure 13: relation entre le nombre de 0+ de truite estimé par pêches électriques (voir partie 9) et le Q_{max} en période d'émergence, au niveau des tronçons « Embouchure » (gauche) et « Taureaux » (droite).

4 Synthèse des données physico-chimiques et biologiques disponibles

Les données disponibles ont été fournies par le Service de l'écologie de l'eau (A. Cordonier et S. Odriozola) ainsi que par le Service du lac, de la renaturation des cours d'eau et de la pêche (J. Jaquet). Ces données ont été synthétisées dans le tableau 3. Les données acquises en continu ont été figurées en noir ou en grisé en cas d'interruptions. Les cases hachurées correspondent à des données acquises ponctuellement, au minimum une fois dans le trimestre.

La plupart des données 2017 mentionnées dans le tableau 3 n'ont pas été analysées (données partiellement transmises, en cours d'analyse par le Service de l'Ecologie de l'Eau au moment de la rédaction du présent rapport), excepté les données thermiques et piscicoles.

5 Physico-chimie

Deux chroniques importantes de mesures physico-chimiques sont disponibles sur l'Allondon (voir Tableau 3) au niveau de la station « Embouchure » (données mensuelles de 1981 à 2015) et de la station « Moulin Fabry » (données mensuelles de 1981 à 2011). Sur la plupart des autres stations, des analyses mensuelles ont été réalisées seulement en 1998, 2005 et 2011. La portée de ces résultats étant plus limitée, seules les données des 2 stations suivies depuis 1981 sont prises en compte. Les résultats ont été analysés au regard des limites physiologiques pour la truite vis-à-vis de différents paramètres physico-chimiques (Tableau 4).

Tableau 4: Limites physiologiques de la truite au regard des 11 paramètres physico-chimiques déterminés comme limitant pour la survie de la truite (d'après Caudron et al. (2006), voir Annexe 2)

PARAMETRE	Unité	VALEUR_MIN	VALEUR_MAX
MeS	(mg/L)	0	75
pH	pH	6	9
Conductivité à 25°C	(μ S/cm)	150	750
DBO	(mg(O ₂)/L)	0	3
Dureté	(°F)	20	42
Oxygène dissous (saturation)	(%)	70	200
Ammoniac	(mg(NH ₃)/L)	0	0.025
Nitrites	(mg(NO ₂)/L)	0	0.1
Ammonium	(mg(NH ₄)/L)	0	0.3
Phosphates	(mg(PO ₄)/L)	0	0.3
Température	(T°C)	1	25

Après confrontation des données physico-chimiques avec ces différents seuils, il ressort que les paramètres potentiellement limitants pour la survie des populations de truites de l'Allondon sont : DBO5, N-NO2, N-NH4, Ortho-P, DBO5 et dans une moindre mesure l'oxygène dissous. La DBO5 permet d'évaluer la charge organique, la principale nuisance induite étant la baisse de la teneur en oxygène dissous. Les formes toxiques de l'azote sont les nitrites (NO₂) et l'azote ammoniacal sous sa forme non ionisée (NH₃). Ces éléments provoquent des lésions branchiales pouvant aller jusqu'à l'asphyxie et à la mort. Les données transmises et les seuils repris dans le tableau 4 n'étant pas exprimés dans la même unité, une conversion préalable des données a été réalisée.

Les autres paramètres physico-chimiques renseignés (concentrations en Chlorures, Sulfates, Sodium, Potassium, Calcium, Magnésium, Alcalinite) ainsi que les métaux (principalement Zinc et cuivre) n'ont pas été détectés à des concentrations *a priori* préjudiciables pour les populations de truites.

5.1 Station « Moulin Fabry »

De 1981 à 2011, 67% des valeurs de DBO5 mesurées se situaient au-dessus du seuil de 3mg/L. La situation s'est semble-t-il améliorée après 2010, probablement suite à l'arrêt de la STEP de Saint-Genis-Pouilly (Figure 14).

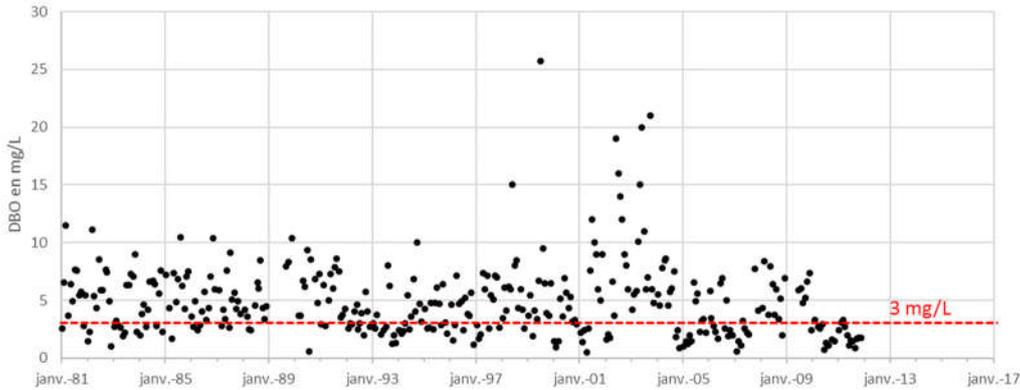


Figure 14: Distribution des valeurs de DBO5 mesurées sur la station de Moulin Fabry de 1981 à 2011

L'incidence de la STEP est davantage marquée en ce qui concerne les concentrations en formes toxiques de l'ammoniac (NH_3 et NO_2) et les orthophosphates (Figure 15). Près de 75% des concentrations en NO_2 mesurées sur la période 1981-2010 étaient supérieures au seuil de 0.1 mgNO_2 / L (moyenne = 0.43 mgNO_2 / L). En 2011, la concentration moyenne après l'arrêt de la STEP n'était plus que de 0.022 mgNO_2 / L . Concernant le NH_3 (forme la plus toxique de l'azote), 28% des concentrations mesurées entre 1981 et 2010 étaient supérieures au seuil de 0.025 mgNH_3 / L , bien que la moyenne sur la période (0.02 mgNH_3 / L) soit restée inférieure à ce seuil.

Les variations saisonnières de ces concentrations en éléments dissous sont importantes (Figure 16) : des augmentations notables ont été constatées en période d'étiage (juin à septembre principalement), lorsque le débit de l'Allondon était trop faible pour permettre une dilution suffisante (Figure 17).

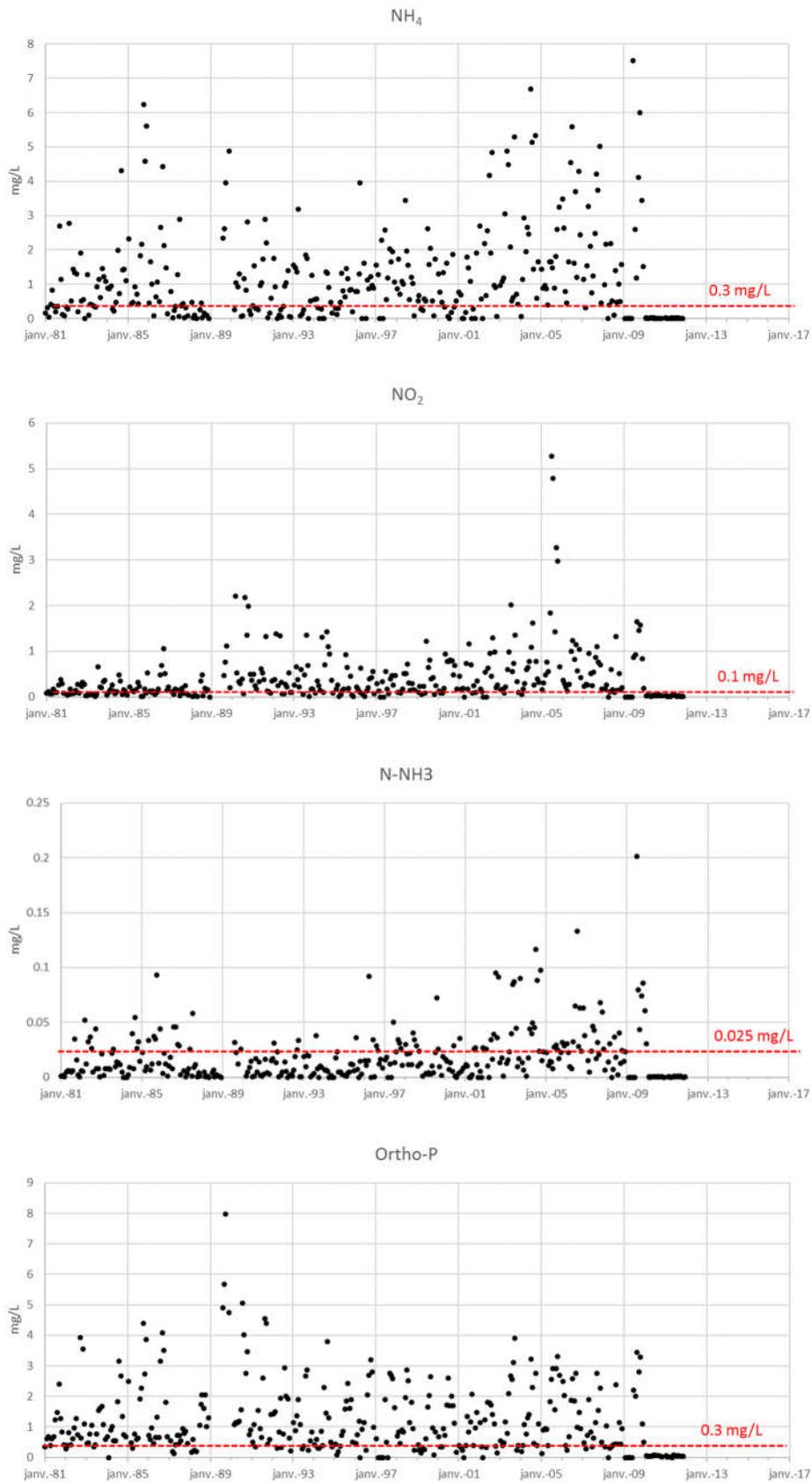


Figure 15: Distribution des concentrations en NH₄, NO₂, NH₃ et d'orthophosphates mesurées sur la station de Moulin Fabry de 1981 à 2011

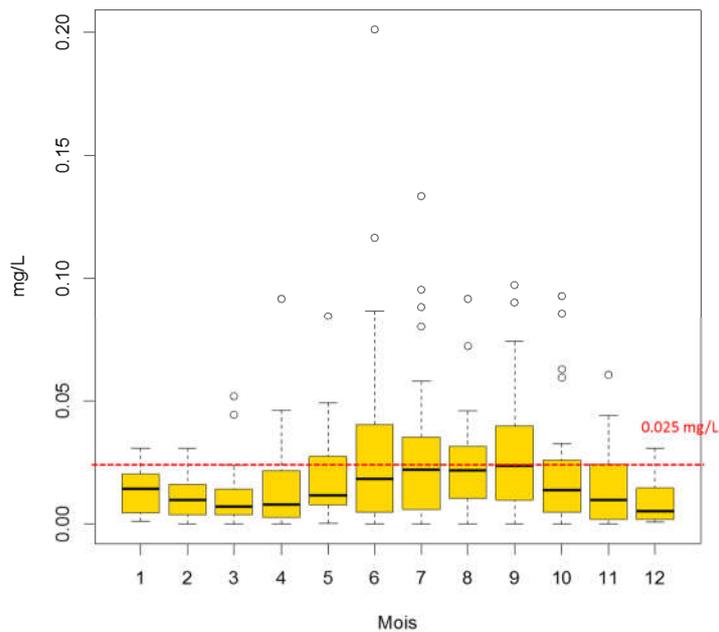


Figure 16: Evolution mensuelle des concentrations en NH3 (exprimées en mgNH3/L) sur la période 1981-2010.

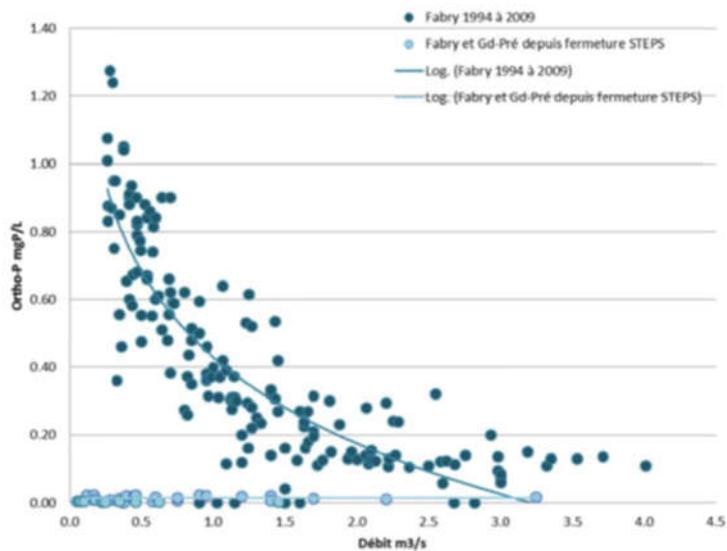


Figure 17: Relation entre les concentrations en orthophosphates et le débit à Moulin Fabry sur la période 1994-2009 (source : SECOE, 2012)

5.2 Station « Embouchure »

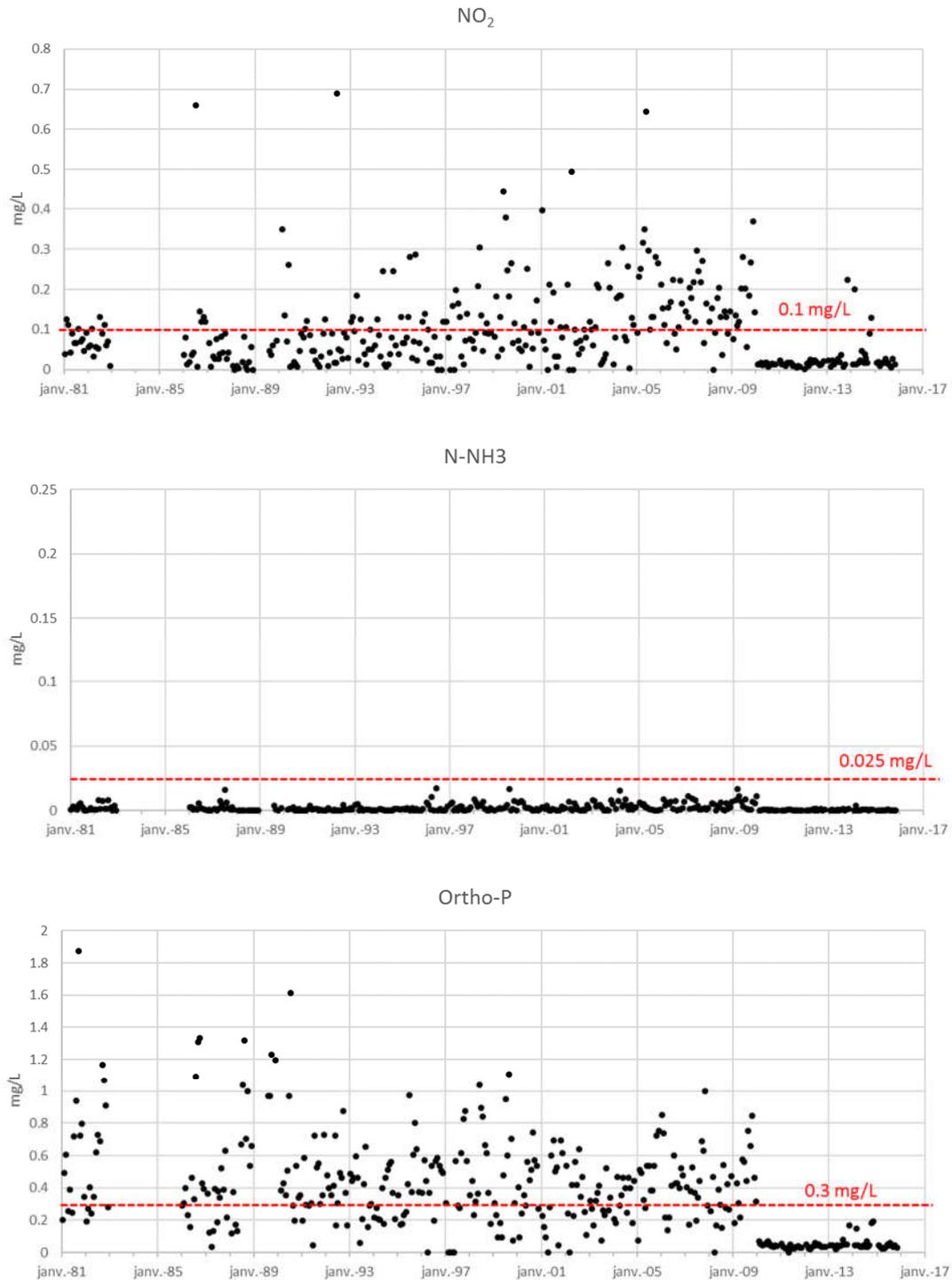


Figure 18: Evolution temporelle des concentrations en NO₂, NH₃ et en orthophosphates mesurées sur la station « Embouchure » de 1981 à 2011

A l’embouchure la situation s’améliore par rapport à la station de Moulin Fabry. La DBO5 reste dans des gammes de valeurs acceptables (2 mg/L en moyenne) et ne dépasse qu’exceptionnellement les 3 mg/L. Les teneurs en nitrites (NO₂) et en orthophosphates (PO₄)

dépassaient fréquemment les seuils de tolérance pour la truite jusqu'en 2010. Dès 2011 et jusqu'en 2017, la situation s'est nettement améliorée (Figure 18).

6 Indices biotiques

6.1 DI-CH (diatomées)

Des prélèvements de diatomées ont été réalisés par le Service de l'Ecologie de l'Eau en 1998, 2005 et 2011, au niveau des stations Embouchure, Les Granges, Moulin Fabry et St-Genis-Pouilly, ainsi qu'au niveau des principaux affluents. Les résultats ont indiqué une amélioration de la note DI-CH suite à l'arrêt de la STEP de St-Genis-Pouilly en 2010 (SECOE, 2012). Cette amélioration est notable sur l'ensemble du linéaire de l'Allondon, depuis Moulin Fabry jusqu'à la confluence avec le Rhône, et correspond à l'amélioration de la qualité physico-chimique évoquée précédemment.

Au-delà de ces résultats globaux, il apparaît dans les listes taxonomiques une contribution importante des espèces pionnières, qui représentent en moyenne environ 41% des individus comptabilisés, avec toutefois une forte variabilité saisonnière et interannuelle. Ces taxons apparaissent généralement consécutivement à des épisodes hydrologiques marqués entraînant un lessivage du périphyton puis une recolonisation.

D'autre part, la contribution des espèces bioindicatrices des milieux de bonne qualité physico-chimique (valeur indicatrice $D \leq 3$ et facteur de pondération $G \geq 2$) apparaît globalement en augmentation en 2011 par rapport à 1998 et 2005 au niveau de Moulin Fabry et de l'embouchure. Les résultats des analyses 2017 devraient confirmer cette tendance.

Tableau 5: Synthèses des résultats des DI-CH réalisés sur l'Allondon en 1998, 2005 et 2011

Station	Date	DI-CH	Nb taxons	Nb espèces pionnières	% individus d'espèces pionnières	Nb espèces $D \leq 3$ et $G \geq 2$	% individus d'espèces $D \leq 3$ et $G \geq 2$
Allondon-amont STEP St. Genis (F-01)	18/05/1998	3.22	14	2	53.2	3	10.2
	19/11/1998	3.44	24	3	38.0	4	1.6
	22/02/2005	3.88	20	2	78.6	5	3.2
	25/08/2005	4.48	15	3	50.0	2	0.8
Allondon-Fabry (CH/F)	19/05/1998	4.14	22	2	77.1	2	2.6
	20/11/1998	4.69	19	2	79.3	2	0.6
	22/02/2005	4.98	24	2	26.8	3	4.6
	24/08/2005	5.21	13	2	41.1	1	0.2
	07/03/2011	2.64	22	2	26.7	6	24.1
	30/05/2011	3.16	18	2	18.2	2	3.8
	29/08/2011	4.71	16	2	14.7	0	0.0
Allondon-embouchure	19/05/1998	3.99	26	2	55.9	5	2.1
	20/11/1998	4.17	27	2	28.8	3	2.9
	22/02/2005	5.69	14	2	24.0	1	4.0
	07/03/2011	2.76	19	2	32.1	4	25.7
	30/05/2011	3.14	23	2	37.1	3	11.5
	29/08/2011	2.83	21	2	17.6	4	14.3

6.2 Macroinvertébrés

6.2.1 IBCH

Des prélèvements et des analyses ont été effectués selon le protocole IBGN depuis 1998 puis IBCH depuis 2009, sur différentes stations de l’Allondon et certains de ses affluents (tableau 3). Depuis 2011, la qualité biologique globale de l’Allondon et de ses affluents est très bonne (SECOE, 2012), ce qui traduit une nette amélioration depuis 1998 et 2005.

Le niveau de détermination étant à la famille pour les taxons indicateurs, il n’est pas possible d’apporter des informations complémentaires sur les traits d’histoire de vie des macroinvertébrés répertoriés (zonation, niveau trophique, durée du cycle de vie, régime alimentaire...). Des déterminations à l’espèce sont réalisées ponctuellement pour certaines familles (Ephéméroptères, Trichoptères et Plécoptères), mais sans information sur les niveaux d’abondance rencontrés. Des déterminations des taxons au genre avec estimations d’abondances permettraient d’utiliser les traits d’histoire de vie pour associer les changements de communautés observés à des modifications mésologiques (amélioration de la qualité de l’eau, modification de la thermie,...).

6.2.2 Biomasse

En 2017, des prélèvements de macroinvertébrés ont été réalisés à 3 périodes (mars, juin et septembre 2017) selon le protocole de prélèvement appliqué dans le canton de Vaud, par le Laboratoire de la protection des eaux du canton de Vaud.

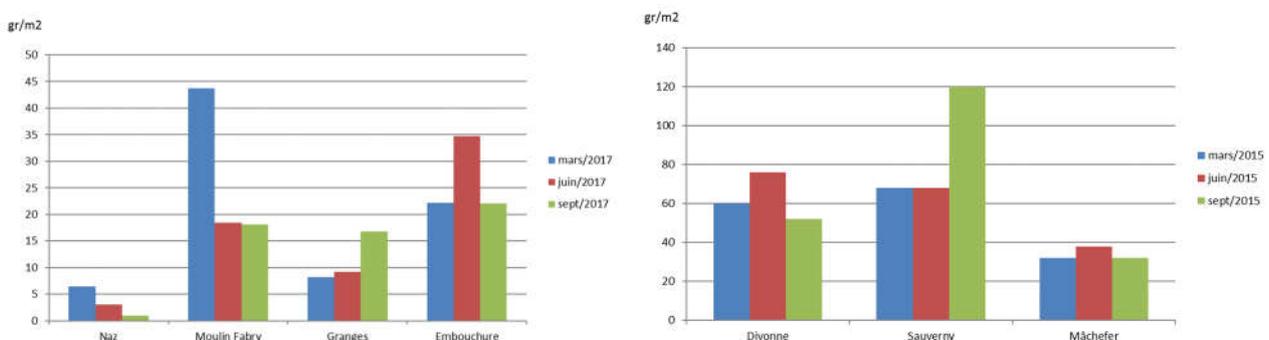


Figure 19: Biomasse de macroinvertébrés estimée sur l’Allondon (gauche) et la Versoix (droite) en 2017

Les résultats indiquent des valeurs de biomasse plus faibles dans l’Allondon comparativement à la Versoix. Dans l’Allondon, une biomasse moyenne de 26 g/m² a été mesurée au niveau de l’embouchure, 11.4 g/m² au niveau de la station des Granges et 27 g/m² au niveau de Moulin Fabry. Dans des rivières vaudoises présentant de fortes densités de truites (ex. de l’Orbe en amont de Vallorbe), les valeurs de biomasses observées oscillent autour de 15 à 30 g/m² (comm. pers. P-A Chevalley, SESA). Les biomasses de macroinvertébrés mesurées sur l’Allondon ne semblent pas particulièrement limitantes pour les populations de truites, sauf au niveau de la station Naz située dans le tronçon le plus en amont (tronçon 7), ainsi que, dans une moindre mesure, au niveau de la station des Granges. Des prélèvements complémentaires permettraient de confirmer ces premiers résultats, et de préciser le cas échéant les tronçons les moins productifs. En outre, il peut

être intéressant d'évaluer plus spécifiquement la biomasse relative de certains taxons, notamment des 'EPT' (Ephéméroptères, Plécoptères, Trichoptères). Ces proies de plus grande taille représentent généralement une part importante du régime alimentaire des truites, qui s'alimentent principalement de macroinvertébrés dérivants (Holmes et al., 2017).

6.3 IOBS (Qualité des sédiments)

La qualité des sédiments est intégratrice des altérations récentes ou plus anciennes de la qualité de l'eau. Basé sur la détermination et le comptage d'oligochètes aquatiques généralement peu mobiles, l'indice oligochète ou IOBS (AFNOR, 2002) permet de diagnostiquer l'incidence écologiques des rejets polluants (charges en matières organiques mais aussi micro-polluants organiques ou minéraux). Cet indice a été évalué en mars et septembre 2011 au niveau des stations de Grand-Pré, Moulin Fabry et de l'embouchure. Les résultats ont fait apparaitre une qualité médiocre au niveau de la station de Grand-Pré, et une qualité globalement moyenne à Moulin Fabry avec une variabilité saisonnière importante. A l'embouchure la qualité est bonne. L'origine de ce mauvais état est inconnue, l'hypothèse d'une pollution organique est néanmoins avancée, soit ancienne et stockée plus en amont dans le sédiment du temps du fonctionnement de la STEP soit récente, mais non identifiée.

Tableau 6: Indices IOBS des stations de l'Allondon en 2011 (SECOE, 2012)

Cours d'eau /Stations	mars	septembre	Moyenne
ALLONDON			
Grand-Pré	0.9	0.9	0.9
Fabry	3	1	2
Embouchure	30	6.2	13.6

La qualité des sédiments est un paramètre important pour le développement embryonnaire des truites. La survie des œufs puis des larves jusqu'à l'émergence ne peut être assurée que dans des conditions de bonne qualité physico-chimique de l'eau interstitielle (bonne oxygénation, faibles teneurs en NO₂ et NH₃).

7 Régime thermique

7.1 Présentation générale de la thermie de l'Allondon

L'analyse du régime thermique se base sur les données collectées sur l'Allondon avant 2017 et transmises par le Service de l'Ecologie de l'Eau (Tableau 7). En complément, un monitoring thermique a été mis en place dès le printemps 2017 sur 5 stations du bassin versant de l'Allondon : Moulin Fabry, Les Granges, Les Bailleys, Les Iles et l'Allemogne (station Martinet). Des sondes thermiques de type SpyT ont été installées par S. Odriozola (Technicien chimiste, Service de

l'Écologie de l'Eau) entre le 25 février et le 31 mars 2017 et ont été relevées périodiquement. Les derniers relevés réalisés datent du début d'année 2018, soit une durée d'enregistrement de 10 à 11 mois. Il n'est pas encore possible à ce stade de dégager des variables synthétiques annuelles (moyenne, médiane, amplitude thermique moyenne,...).

Les analyses ont été réalisées à partir de l'application MACMA Salmo (Dumoutier et al., 2010), qui produit à partir des chroniques de température 4 types de variables :

- Variables en rapport avec la thermie générale du milieu ;
- Variables en rapport avec le preferendum thermique de la truite commune ;
- Conditions thermiques en rapport avec le développement de la Maladie Rénale Proliférative (MRP ou Proliferative Kidney Disease, PKD en anglais) ;
- Conditions thermiques en rapport avec la phase de développement embryo-larvaire (vie sous graviers) de la truite commune (analyses non réalisées dans la présente étude car les données de l'hiver 2017-18 étaient encore incomplètes).

Tableau 7: Données thermiques disponibles sur le bassin versant de l'Allondon

Rivière	Station	Date début	Date fin	Exploitation MACMA Salmo
Allondon	Pont des Granges	16/07/2004	11/01/2006	Oui
		04/02/2011	08/12/2011	Non (données manquantes)
	Pont de Russin	02/07/2004	22/05/2006	Oui
		31/01/2011	16/02/2012	Oui
		14/07/2015	08/10/2015	Non (données manquantes)
Eaux Chaudes		03/03/2005	22/05/2006	Oui
		03/01/2011	16/02/2012	Oui
Eaux froides		03/03/2005	22/05/2006	Oui
		03/01/2011	16/02/2012	Oui

Les paramètres évalués à partir de l'application MACMA salmo sont présentés dans le tableau 8. Il ressort de ces données une très large proportion de moyennes journalières comprises entre 4 et 19°C (98 à 100% des moyennes journalières), c'est-à-dire dans la gamme de valeurs favorables à la truite. La moyenne thermique annuelle se situe entre 10.3 et 11.4°C au niveau des stations des Granges et du pont de Russin ; entre 9.7 et 10.9°C sur les ruisseaux des Eaux chaudes et des Eaux froides. La température moyenne des 30 jours consécutifs les plus chauds se situe entre 14.6 et 16°C au niveau des 2 stations suivies sur l'Allondon.

Tableau 8: Synthèse des variables thermiques issues de la macro MACMASalmo pour deux stations de l'Allondon (Pont de Russin et les Granges) et deux affluents

Catégorie	Code variable	Désignation	Russin		Granges		Eaux chaudes		Eaux froides	
			01/12/2004 30/11/2005 365	01/02/2011 31/01/2012 365	01/12/2004 30/11/2005 365	17/03/2005 16/03/2006 365	04/01/2011 03/01/2012 365	17/03/2005 16/03/2006 365	04/01/2011 03/01/2012 365	
Thermie générale	Dd Période	Date de début de la période étudiée	01/12/2004	01/02/2011	01/12/2004	17/03/2005	04/01/2011	17/03/2005	04/01/2011	04/01/2011
	Df Période	Date de fin de la période étudiée	30/11/2005	31/01/2012	30/11/2005	16/03/2006	03/01/2012	16/03/2006	03/01/2012	03/01/2012
	Durée	Durée de la période en jours	365	365	365	365	365	365	365	365
	Ti min	Température instantanée minimale	3.5	3.6	2.8	0.8	2.6	3.5	3.5	1
	Ti max	Température instantanée maximale	18.5	22.7	19.3	17.2	18.5	14.5	19.4	19.4
	ATI	Amplitude thermique sur la période étudiée	15	19.1	16.5	16.4	15.9	11	18.4	18.4
	Ajmax Ti	Amplitude thermique journalière maximale	5.5	9	5.2	7	8.1	5	8.6	8.6
	D Ajmax Ti	Date à laquelle l'amplitude thermique journalière maximale a été observée	11/06/2005	09/07/2011	12/06/2005	22/04/2005	07/04/2011	17/03/2005	18/04/2011	18/04/2011
	Tmj min	T° moyenne journalière minimale	4.2	4.7	3.6	2	3.7	5.1	3	3
	Tmj max	T° moyenne journalière maximale	15.9	17.2	17.1	15.2	15.7	12.9	16.8	16.8
Préferendum thermique	ATI	Amplitude thermique des moyennes journalières	11.7	12.5	13.5	13.2	12	7.8	13.8	13.8
	D Tmj max	Date à laquelle la T° moyenne journalière maximale a été observée	30/07/2005	22/08/2011	28/07/2005	28/07/2005	23/08/2011	28/09/2005	23/08/2011	23/08/2011
	Tmp	T° moyenne des 30 jours consécutifs les plus chauds	10.3	11.39	10.33	9.71	10.54	9.79	10.9	10.9
	Tm30j max	T° moyenne des 30 jours consécutifs les plus chauds	14.64	15.92	15.53	14.21	14.66	12.23	15.38	15.38
	Dd Tm30j max	Date de début de la période correspondante aux 30 jours consécutifs les plus chauds	10/07/2005	13/08/2011	13/07/2005	22/06/2005	13/08/2011	31/08/2005	19/08/2011	19/08/2011
	Df Tm30j max	Date de fin de la période correspondante aux 30 jours consécutifs les plus chauds	08/08/2005	11/09/2011	11/08/2005	21/07/2005	11/09/2011	29/09/2005	17/09/2011	17/09/2011
	Nbj Tmj 4-19	Nombre total de jours durant lesquels la T° est comprise entre 4 et 19°C	365	365	360	357	364	365	358	358
	% Tmj 4-19	Pourcentage de jours où la T° moy journalière est comprise entre 4 et 19°C	100	100	99	98	100	100	98	98
	Dd Tmj <4	Date à laquelle la T° moy journalière est pour la première fois < 4°C			26/01/2005	27/11/2005	24/01/2011		17/11/2011	17/11/2011
	Df Tmj <4	Date à laquelle la T° moy journalière est pour la dernière fois < 4°C			01/03/2005	12/02/2006	24/01/2011		28/11/2011	28/11/2011
Développement potentiel MRP	% Tmj <4	Pourcentage de jours où la T° moy journalière est < 4°C	0	0	1	2	0	0	2	2
	Nb Ti > 19	Pourcentage de jours où la T° moy journalière est > 19°C	0	0	0	0	0	0	0	0
	Nb Ti > 19	Nombre d'heures totales où la T° instantanée est > 19°C	0	173	3	0	0	0	4	4
	Nb sq Ti > 19	Nombre de séquences durant lesquelles les T° restent > 19°C	0	51	1	0	0	0	2	2
	Nbmax Ti csf > 19	Nombre d'heures max consécutives durant lesquelles les T° restent > 19°C	0	7	3	0	0	0	3	3
	Nb Ti >= 25	Nombre d'heures totales où la T° est >= 25°C	0	0	0	0	0	0	0	0
	Nbmax Ti csf >= 25	Nombre d'heures max consécutives durant lesquelles les T° restent >= 25°C	0	0	0	0	0	0	0	0
	Nb Ti >= 15	Nombre d'heures totales où la T° est >= 15°C	752	1584	1131	408	750	0	1005	1005
	Nb sq Ti >= 15	Nombre de séquences durant lesquelles les T° restent >= 15°C	94	162	83	69	121	0	118	118
	Nbmax Ti csf >= 15	Nombre d'heures max consécutives durant lesquelles les T° restent >= 15°C	17	42	89	13	14	0	44	44
Phase de vie embryo-larvaire (PEL)	D50 ponte	Date médiane de ponte rentrée par l'utilisateur	15/12/2004	15/12/2011	15/12/2004	15/12/2005	15/12/2011	15/12/2005	15/12/2011	15/12/2011
	Nbj Inc	Nombre de jours d'incubation	75	76	92	57	57	57	57	57
	D50 Ecl	Date médiane d'éclosion	27/02/2005	28/02/2005	16/03/2006	09/02/2006	09/02/2006	09/02/2006	09/02/2006	09/02/2006
	Nbj Rsp	Nombre de jours de résorption	42	42	42	64	64	64	64	64
	Nbj PEL	Nombre total de jours de la phase de vie Embryo-Larvaire	117	118	118	121	121	121	121	121
	D50 Emg	Date médiane d'émergence	10/04/2005	11/04/2005	11/04/2005					
	Nb Ti > 15 (PEL)	Nombre d'heures totales où la T° est > 15°C pendant la PEL	0	0	0	0	0	0	0	0
	Nb sq Ti > 15 (PEL)	Nombre de séquences pendant la PEL durant lesquelles les T° restent > 15°C	0	0	0	0	0	0	0	0
	Nbmax Ti csf > 15 (PEL)	Nombre d'heures max consécutives pendant la PEL durant lesquelles les T° restent > 15°C	0	0	0	0	0	0	0	0
	DNb sq Ti < 1.5 (PEL)	Nombre d'heures totales où la T° est < 1,5°C pendant la PEL	0	0	0	4	4	0	0	0
Nbmax Ti csf < 1.5 (PEL)	Nombre d'heures max consécutives pendant la PEL durant lesquelles les T° restent < 1,5°C	0	0	0	1	1	0	0	0	
					4	4				

Ces résultats indiquent toutefois que le seuil des 15°C est fréquemment dépassé (1584h au pont de Russin en 2011), mais la durée des séquences au-dessus de 15°C reste limitée à quelques jours (42h consécutives au pont de Russin en 2011).

7.2 Comparaison avec d'autres cours d'eau

Différents rapports d'études thermiques de cours d'eau de Haute-Savoie ont été publiés et sont disponibles sur le site internet de la Fédération de Haute-Savoie pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique (<http://www.pechehautesavoie.com/telechargement/etude-et-publications/suivis-thermiques/>). Au total 12 rapports ont été téléchargés, comprenant des données thermiques issues de 90 stations réparties sur 42 cours d'eau, et collectées entre 2004 et 2011 selon les sites (voir liste des cours d'eau et stations en Annexe 3). Pour chacune des stations, l'utilitaire MACMA salmo (Dumoutier et al., 2010) a été appliqué, et une partie des variables fournies a été détaillée en annexe, notamment : la température instantanée maximale (Ti_max), la température moyenne des 30 jours consécutifs les plus chauds (Tm30j_max), le nombre de jours durant lesquels la température moyenne journalière est comprise entre 4 et 19°C (Nbj_Tmj_4-19), le nombre maximal d'heures consécutives supérieures à 19°C (Nbmax_Ti_csfsup19), le nombre maximal d'heures consécutives supérieures à 15°C (Nbmax_ti_csf_supegal15), et enfin la durée en jours de la phase de développement embryo-larvaire (Nbj_PEL). Les données thermiques de l'Allondon mesurées au pont des Granges et au pont de Russin en 2005 et 2011 ont été ajoutées à cette base de données. Puis, une Analyse en Composantes Principales (ACP) a été réalisée à l'aide du logiciel R (R Development Core Team, 2005). L'axe 1 de l'ACP représente le gradient des températures maximale, la contribution la plus forte étant celle du paramètre Tm30j_max (Figure 20, en rouge). L'axe 2 traduit davantage la température hivernale, les plus fortes contributions sur cet axe étant celles du nombre de jours compris entre 4 et 19°C et de la durée de vie embryo-larvaire (Figure 20, en bleu).

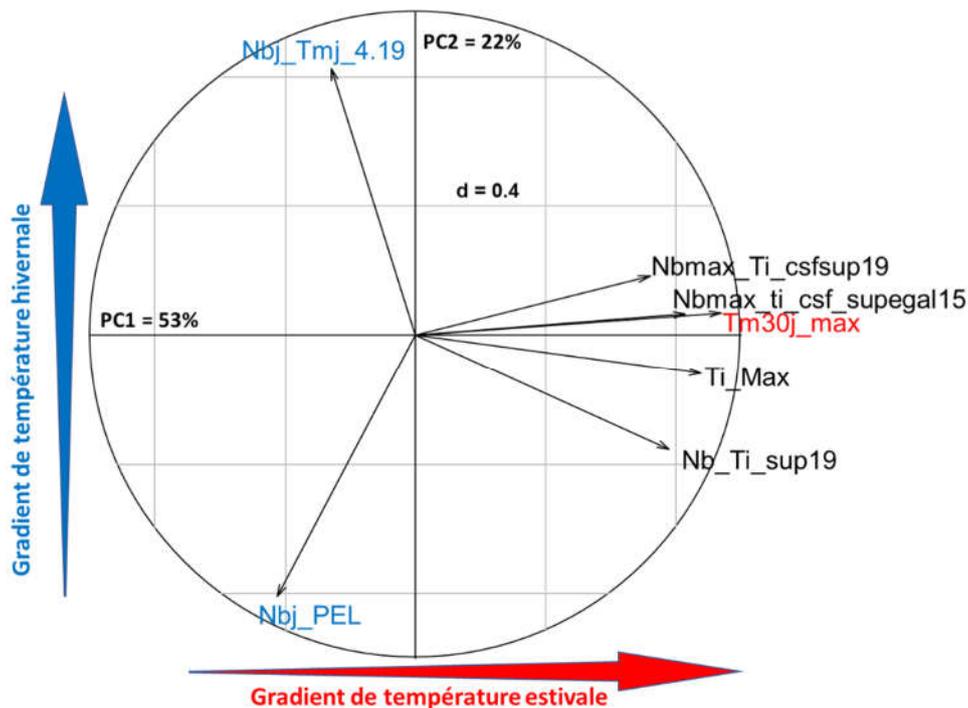


Figure 20: Représentation du cercle des corrélations des 7 paramètres thermiques analysés par ACP

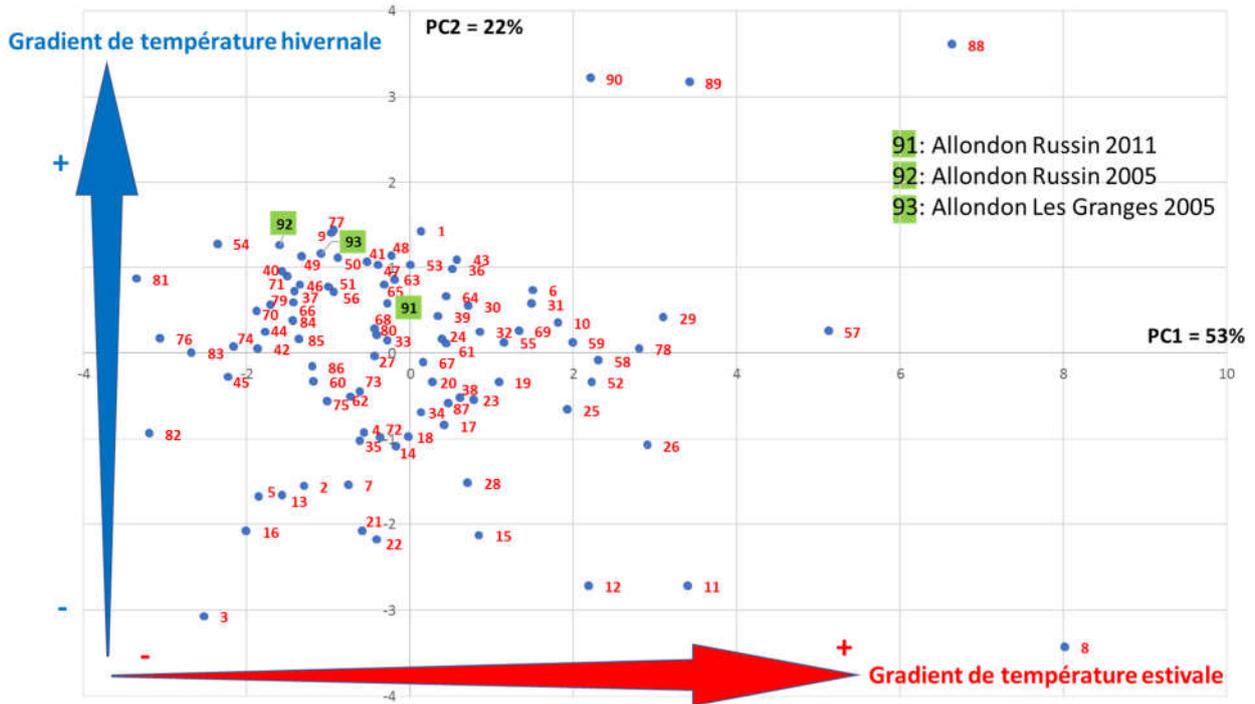


Figure 21: projection dans le plan de l'ACP des 90 stations de données thermiques

Les résultats indiquent que les deux stations de l'Allondon (Russin et les Granges) se situent parmi les stations de cours d'eau présentant globalement un régime thermique favorable à la truite : pourcentage très élevé de moyennes journalières comprises entre 4 et 19°C, peu ou pas de valeurs supérieures à 19°C, températures hivernales douces (Figure 21). Ces caractéristiques démarquent ainsi l'Allondon de certaines parties basses de rivières de gabarit similaires (ex : les Usse, points 57, 58, 59 ; le Cheran, points 25 et 26) dans lesquelles la température estivale est élevée (>19°C, seuil au-dessus duquel la croissance somatique des truites est ralentie selon Elliott et al., 1995) pendant plusieurs jours. Dans ces cours d'eau, les densités de truites restent faibles, le peuplement est plutôt à dominante de cyprinidés rhéophiles. Les stations de l'Allondon sont davantage proches de stations de rivières trutticoles, telles que le Redon (points 46 à 50) ou le Pamphiot (points 40 et 41). **Ces résultats permettent de replacer le régime thermique de l'Allondon dans un contexte plus général et de montrer que la thermie de l'Allondon est plutôt en adéquation avec les preferendums thermiques de la truite.** Ces résultats devront être confirmés lors des analyses des données thermiques collectées en 2017-2018.

7.3 Bilan des relevés thermiques 2017

7.3.1 Diagrammes thermiques

Les données horaires des 4 sondes thermiques placées dans l'Allondon début 2017 ont été présentées en figure 22. Si l'on écarte la station de Moulin Fabry (voir figure 23), les températures enregistrées s'échelonnent entre 5 et 23°C. Le seuil de 15°C commence à être dépassé en mai, et jusqu'à fin septembre. Pour cette raison, la période mai-septembre sera retenue dans la suite des

analyses pour décrire la période favorable au développement de la maladie rénale proliférative (MRP).

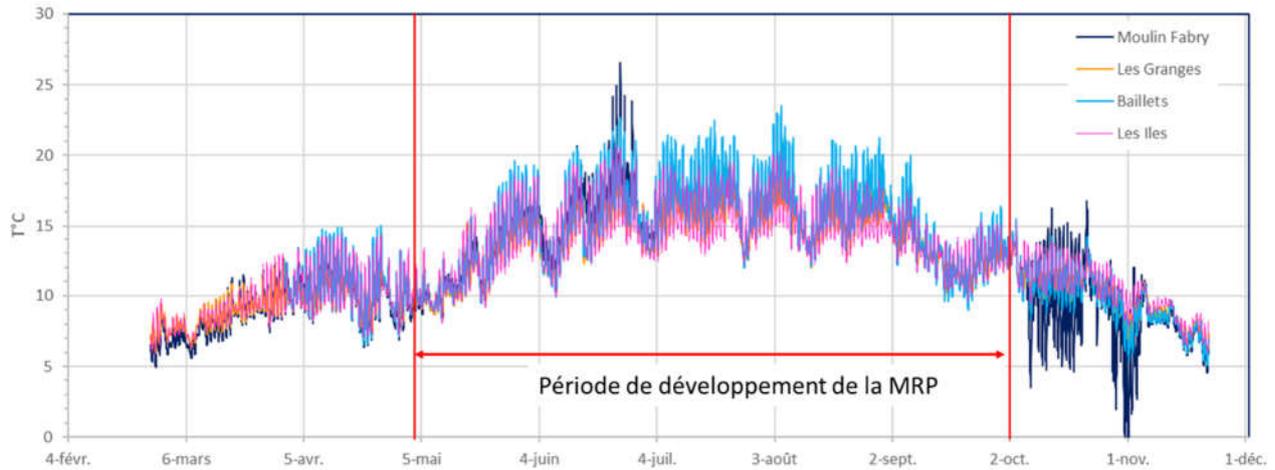


Figure 22: diagramme thermique de l'Allondon au niveau de 4 stations sur l'année 2017

7.3.2 Station Moulin Fabry

De multiples problèmes sont venus perturber les enregistrements de température sur cette station. Des valeurs aberrantes ont été observées en juin 2017, avec des températures dépassant les 26°C, puis en octobre 2017, avec des valeurs négatives. En outre, la sonde a été vandalisée en juillet et remplacée en octobre. Il n'y a donc pas de données thermiques sur cette station entre juillet et septembre 2017.

Etant donnée la proximité géographique entre la station de Moulin Fabry et la station des Granges et la très bonne corrélation observée sur la période allant du 25 février au 10 juin 2017 (figure 24), la température de l'eau a été recalculée sur la période allant du 11 juin au 21 novembre 2017, d'après la relation entre les données des 2 sondes : $T^{\circ}\text{C Min Fabry} = 1.13 * T^{\circ}\text{C Granges} - 1.34$.

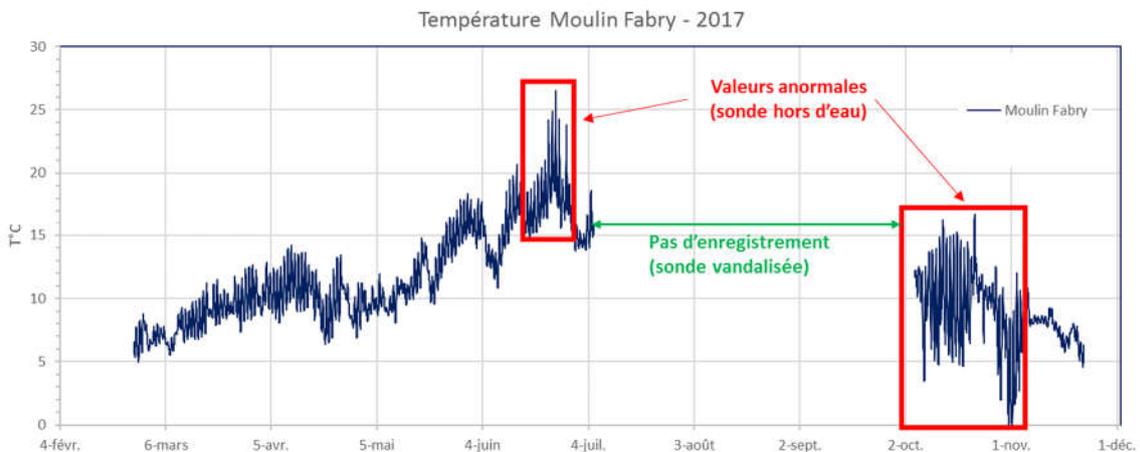


Figure 23: diagramme thermique de l'Allondon au niveau de Moulin Fabry en 2017

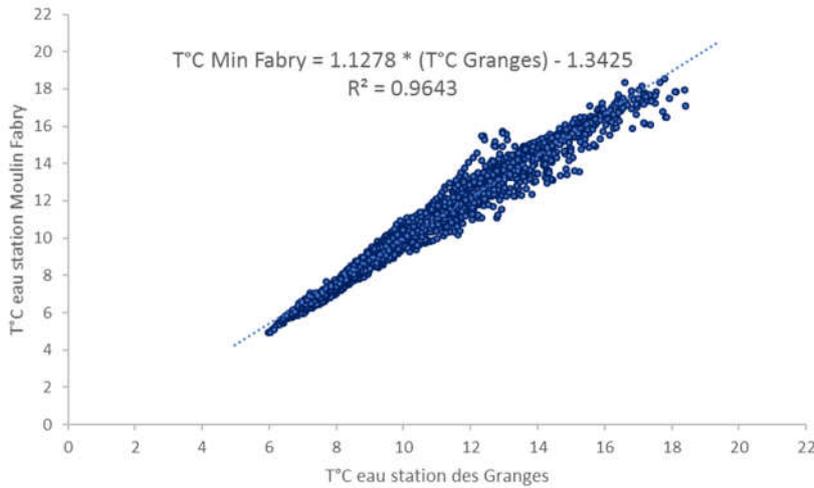


Figure 24: corrélation entre les températures de l'eau à Moulin Fabry et aux Granges

7.3.3 L'Allemogne

L'Allemogne se démarque de l'Allondon par des températures nettement plus fraîches en été et plus douces en hiver. L'apport de cet affluent qui représente une fraction importante du débit de l'Allondon en période d'étiage (autour de 40%, selon SECOE, 2012) explique le rafraîchissement constaté entre la station de Moulin Fabry et la station des Granges (cf tableau 8).

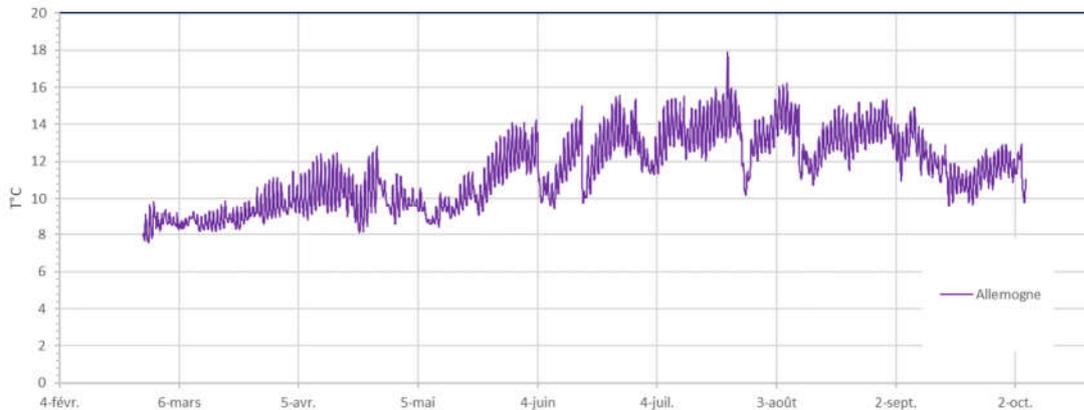


Figure 25: diagramme thermique de l'Allemogne au niveau de la station Martinet en 2017

7.3.4 Comparaison entre les 5 stations

Les données thermiques au cours de cette période ont été analysées avec la macro MACMASalmo. (tableau 9). Les températures moyennes sur la période 1^{er} mai – 30 septembre 2017 sont comprises entre 14.3 et 15°C sur l'Allondon ; sur l'Allemogne, la température moyenne est de 12.3°C. La température des 30 jours consécutifs les plus chauds est plus élevée au niveau de la station de Moulin Fabry (17.1°C) et de la station des Baillets (17.6°C), par rapport à la station des Granges (16.4°C) et la station des Iles (16.0°C). Le refroidissement constaté à la station des Granges provient vraisemblablement de l'apport de l'Allemogne. Le réchauffement est ensuite rapide jusqu'au pont des Baillets. L'apport d'eau fraîche par la nappe alluviale pourrait être à l'origine de la température plus fraîche observé au niveau de la station des Iles.

Tableau 9: synthèse des variables thermiques issues de la macro MACMA salmo pour les 5 stations suivies en 2017

Catégorie	Code variable	Désignation	M ⁿ Fabry	Granges	Baillets	Les Iles	Allemogne
Période	Dd Période	Date de début de la période étudiée	01/05/2017	01/05/2017	01/05/2017	01/05/2017	01/05/2017
	Df Période	Date de fin de la période étudiée	30/09/2017	30/09/2017	30/09/2017	30/09/2017	30/09/2017
	Durée	Durée de la période en jours	153	153	153	153	153
Thermie générale	Ti min	Température instantanée minimale	8.1	8.2	8.2	8.1	8.4
	Ti max	Température instantanée maximale	22.2	20.9	23.5	20.8	17.9
	ATI	Amplitude thermique sur la période étudiée	14.1	12.7	15.3	12.7	9.5
	Ajmax Ti	Amplitude thermique journalière maximale	6.5	5.8	7.2	6.4	5.3
	D Ajmax Ti	Date à laquelle l'amplitude thermique journalière maximale a été observée	07/08/2017	27/05/2017	16/07/2017	22/06/2017	15/06/2017
	Tmj min	T° moyenne journalière minimale	8.9	9.1	9.3	9.4	8.7
	Tmj max	T° moyenne journalière maximale	19.1	18.1	20	17.3	14.9
	ATImj	Amplitude thermique des moyennes journalières	10.2	9	10.7	7.9	6.2
	D Tmj max	Date à laquelle la T° moyenne journalière maximale a été observée	04/08/2017	04/08/2017	04/08/2017	04/08/2017	04/08/2017
	Tmj max	T° moyenne de la période	14.8	14.3	15.0	14.3	12.3
Tm30j max	T° moyenne des 30 jours consécutifs les plus chauds	17.1	16.4	17.6	16.0	13.7	
Préferendum thermique	Dd Tm30j max	Date de début de la période correspondante aux 30 jours consécutifs les plus chauds	08/07/2017	08/07/2017	08/07/2017	07/07/2017	08/07/2017
	Df Tm30j max	Date de fin de la période correspondante aux 30 jours consécutifs les plus chauds	06/08/2017	06/08/2017	06/08/2017	05/08/2017	06/08/2017
Préferendum thermique	Nbj Tmj 4-19	Nombre total de jours durant lesquels la T° est compris entre 4 et 19°C	152	153	149	153	153
	%j Tmj 4-19	Pourcentage de jours où la T° moy journalière est comprise entre 4 et 19°C	99	100	97	100	100
	%j Tmj<4	Pourcentage de jours où la T° moy journalière est < 4°C	0	0	0	0	0
	%j Tmj>19	Pourcentage de jours où la T° moy journalière est > 19°C	1	0	3	0	0
	Nb Ti > 19	Nombre d'heures totales où la T° instantanée est > 19°C	221	72	416	89	0
	Nb sq Ti > 19	Nombre de séquences durant lesquels les T° restent > 19°C	56	27	66	25	0
	Nbmax Ti csf > 19	Nombre d'heures max consécutives durant lesquelles les T° restent > 19°C	12	6	14	7	0
	Nb Ti >= 25	Nombre d'heures totales où la T° est ≥ 25°C	0	0	0	0	0
	Nb sq Ti >= 25	Nombre de séquences durant lesquelles les T° restent ≥ 25°C	0	0	0	0	0
	Nbmax Ti csf >= 25	Nombre d'heures max consécutives durant lesquelles les T° restent ≥ 25°C	0	0	0	0	0
Développement potentiel MRP	Nb Ti >= 15	Nombre d'heures totales où la T° est ≥ 15°C	1851	1571	1874	1353	175
	Nb sq Ti >= 15	Nombre de séquences durant lesquelles les T° restent ≥ 15°C	61	78	77	118	32
	Nbmax Ti csf >= 15	Nombre d'heures max consécutives durant lesquelles les T° restent ≥ 15°C	234	185	190	46	13
	NB jour > 15°	Nombre de jours où la température moyenne journalière dépasse les 15°C	82	70	81	73	0

Les écarts thermiques le long du profil longitudinal de l'Allondon se retranscrivent dans le nombre d'heure totales où la température est supérieure à 15°C. La station de Moulin Fabry atteint le maximum avec plus de 1850 heures, dont une période de plus de 230 heures consécutives (près de 10 jours). Au niveau des Iles, station la plus fraîche, le seuil de 15°C est dépassé pendant 1350 heures environ. Ces données seront confrontées aux taux d'infection des truitelles par la maladie rénale proliférative (MRP) sur ces différentes stations.

La température des 30 jours consécutifs les plus chauds apparaît similaire entre 2017 et 2011 (voir tableau 8) : 16°C aux Iles en 2017, 15.9°C au pont de Russin en 2011. Pour cette raison, les données thermiques collectées en été 2011 sur les Eaux chaudes et les Eaux froides seront utilisées comme proxy de la thermie de l'été 2017, pour pouvoir confronter les taux d'infection par la MRP sur ces deux cours d'eau, avec la température de l'eau.

8 La Maladie Rénale Proliférative (MRP)

8.1 Présentation de la maladie

La Maladie Rénale Proliférative est une infection induite par le parasite *Tetracapsuloides bryosalmonae*, qui se développe dans les bryozoaires, puis les spores libérées infectent les truites par la peau et les branchies avant de se loger dans les reins. Les juvéniles de l'année (0+) sont les plus touchés car ils sont exposés pour la première fois au parasite. Différents symptômes macroscopiques sont observés (Gerster et Haertel-Borer, 2006) : reins gonflés (présence de nodules, coloration blanchâtre), renflement du ventre, anémie, yeux exorbités, mélanisme, apathie, ... La gravité pour le poisson est étroitement liée à la température ; des mortalités sont en effet possibles au-delà de 15°C (Hedrick et al., 1993 ; Wahli et al., 2008). En laboratoire, des expérimentations sur la truite arc-en-ciel ont montré des taux de mortalité jusqu'à 85% à 18°C (Schmidt-Posthaus et al 2012). Peu d'études sur la mortalité des truites *Salmo trutta* ont été documentées en milieu naturel, mais il semble que la survie soit supérieure à celle mesurée en pisciculture. Dans la rivière Wutach, la mortalité de truites fario contaminées par la MRP et maintenues en cage dans une rivière dont la T°C > 15°C était de 15% (Schmidt-Posthaus et al 2015). Les poissons survivants à cette infection sont généralement immunisés. Les ombres communs sont également susceptibles de contracter la maladie; toutefois, des études récentes montrent que les ombres sont moins sensibles au parasite *T. bryosalmonae* que les truites (Schmidt-Posthaus et al., 2017).

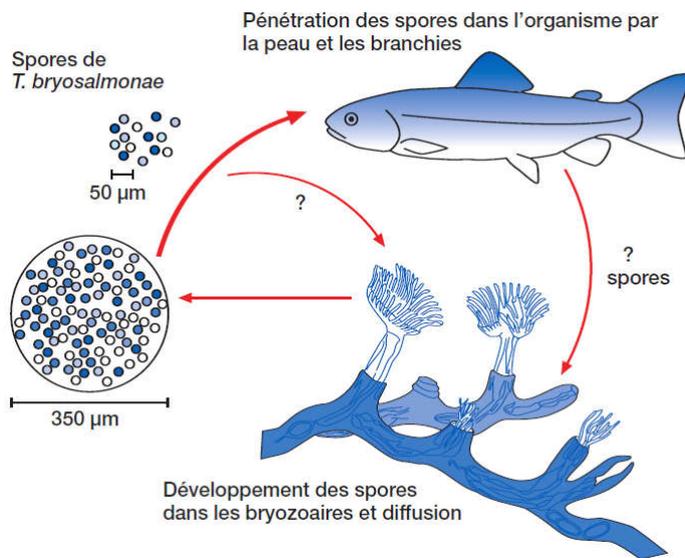


Figure 26: cycle de transmission des spores *T. bryosalmonae*, vecteurs de la MRP (source : Gerster S. et Haertel-Borer S., 2006)

8.2 Diagnostic MRP sur l'Allondon

Une série d'analyses de la contamination des populations de truites par la Maladie Rénale Proliférative (MRP) a été menée sur l'Allondon (Tableau 10). Des prélèvements d'au moins 25 truitelles (0+) ont été réalisés par pêches électriques du printemps à l'automne 2017, à 4 périodes (juin, juillet, septembre, octobre) et sur 3 stations réparties sur le linéaire de l'Allondon (Moulin Fabry, Les Granges, les îles) afin de mesurer la prévalence de la maladie, correspondant à la proportion d'individus infectés. Les truitelles ont été mesurées puis euthanasiées, et conservées dans du formol conformément aux préconisations de Thomas Wahli (Université Berne). Les analyses histologique et sérologiques ont été réalisées à l'Université de Berne. Différents points de contrôle ont été effectués au cours des analyses, permettant d'établir le diagnostic d'infection (Figure 27).

Tableau 10: Prélèvements effectués dans l'Allondon en 2017 pour la MRP (source : D. Jaquet, DGEau)

Dates	Secteurs pêchés	Linéaire	Largeur	Surface [m2]	Nbr. estivaux pêchés	Nbr d'estivaux /m2
09.06.2017	Les îles (Taureaux)	250	8	2000	25	0.01
	Les Granges (sect. Centre Pro Natura)	60	6	360	26	0.07
	Aval Pont de Moulin Fabry	60	6	360	25	0.07
18.07.2017	Les îles (Taureaux)	400	7	2800	32	0.01
	Les Granges (sect. Centre Pro Natura)	70	6	420	29	0.07
	Aval Pont de Moulin Fabry	70	6	420	29	0.07
19.09.2017	Les îles (Bas du ch. Des îles)	450	8	3600	35	0.01
	Parking des Bailleys en montant	425	8	3400	32	0.01
10 et 11.10.2017	Les Taureaux (station d'inventaire)	110	9.5	1045	17 (+8 hors station)	0.02
	Amont pont des Granges (station d'inventaire)	160	11	1760	13 (+12 hors station)	0.01
	Amont pont de Fabbry (station d'inventaire)	160	8	1280	20 (+5 hors station)	0.02

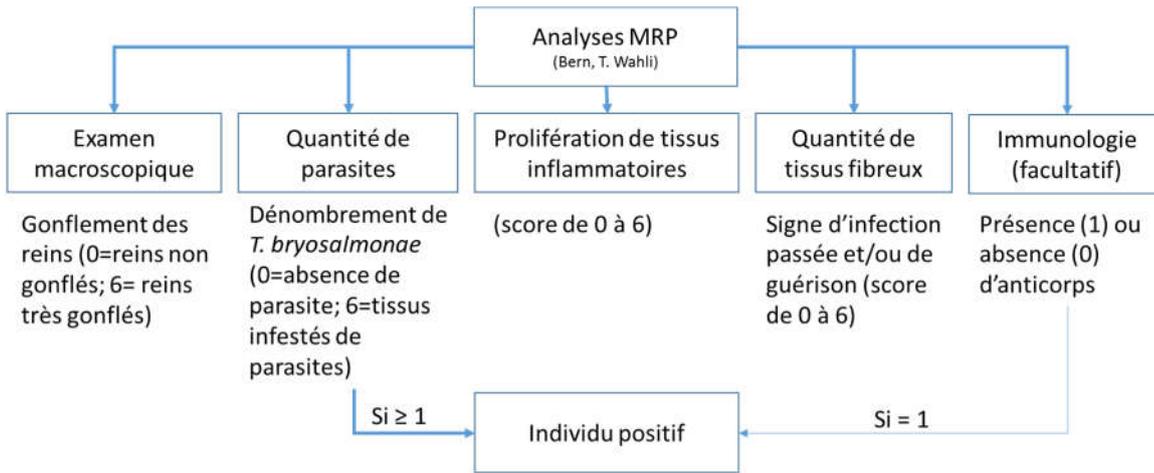


Figure 27: synthèse des analyses MRP effectuées sur les 0+ de truites

8.3 Prévalence de la MRP dans l’Allondon

La prévalence de l’infection est plus forte au niveau de la station de Moulin Fabry (28% de poissons contaminés en juin 2017 ; 100% en juillet 2017), par rapport à la station des Granges (12% en juin ; 92% en juillet) et celle des Iles (0% en juin, 68% en juillet), l’écart étant significatif entre les 3 stations (Test exact de Fisher, $p < 0.001$). A l’automne, plus de 50% des individus analysés étaient encore contaminés, ce qui semble toutefois indiquer une guérison de certains individus.

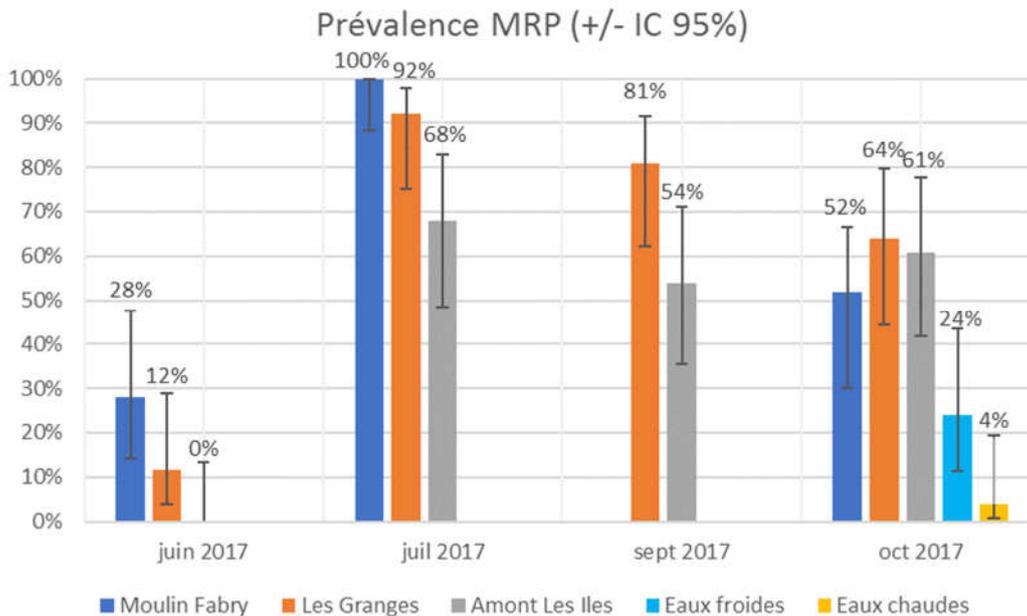


Figure 28: Evolution de la prévalence de la MRP (avec intervalles de confiance à 95%) entre juin et octobre 2017 au niveau de 3 stations de l’Allondon et de deux de ses affluents

Les résultats indiquent un gradient longitudinal de prévalence de la MRP vers l’amont (maximum à Moulin Fabry). Le pic de contamination semble atteint en juillet pour les 3 stations.

Tableau 11: résultats d'analyses pour la MRP (FIWI, Bern), selon les scores définis dans la fig. 27.

Station	Date	Nb analysés	Nb infectés	Gonflement des reins	Quantité de parasites	Prolifération, proportion de tissus inflammatoires	Quantité de tissus fibreux
Moulin Fabry	09/06/2017	25	7	-	-	-	-
	18/07/2017	29	29	3.6	5.0	4.2	1.2
	11/10/2017	25	13	4.1	2.7	3.5	1.1
Les Granges	09/06/2017	26	3	-	-	-	-
	18/07/2017	25	23	2.4	4.3	4.2	1.0
	19/09/2017	26	22	2.4	3.3	3.8	1.1
	10/10/2017	25	16	3.9	2.2	3.1	2.0
Amont Les Iles	09/06/2017	25	0	-	-	-	-
	18/07/2017	25	17	1.1	2.6	2.6	0.6
	19/09/2017	26	15	3.5	2.7	3.7	0.3
	10/10/2017	25	14	4.6	2.4	3.1	1.5
Eaux chaudes	07/10/2017	24	1	4.0	3.0	4.0	0.0
Eaux froides	07/10/2017	25	6	4.2	2.0	3.8	2.0

Les résultats détaillés indiquent que le gonflement des reins n'est pas un critère suffisant pour le diagnostic de la maladie. Il doit être associé à des coupes histologiques permettant de dénombrer et de constater la présence éventuelle de tissus inflammatoires, signes d'infection. Les tissus fibreux sont le signe d'une cicatrisation ; ils apparaissent généralement après le pic d'infection, et peuvent témoigner d'une contamination passée sur des individus ne présentant pas de signes cliniques d'infection.

8.4 Lien avec la thermie

La prévalence de la maladie a été confrontée au nombre total d'heures où la température a dépassé 15°C sur la période mai-septembre (Figure 29). D'après la littérature sur le sujet, les signes cliniques de la MRP ainsi que les premiers cas de mortalité apparaissent lorsque la température de 15°C est dépassée (Bettge et al., 2009), condition *sine qua non* pour le développement du parasite.

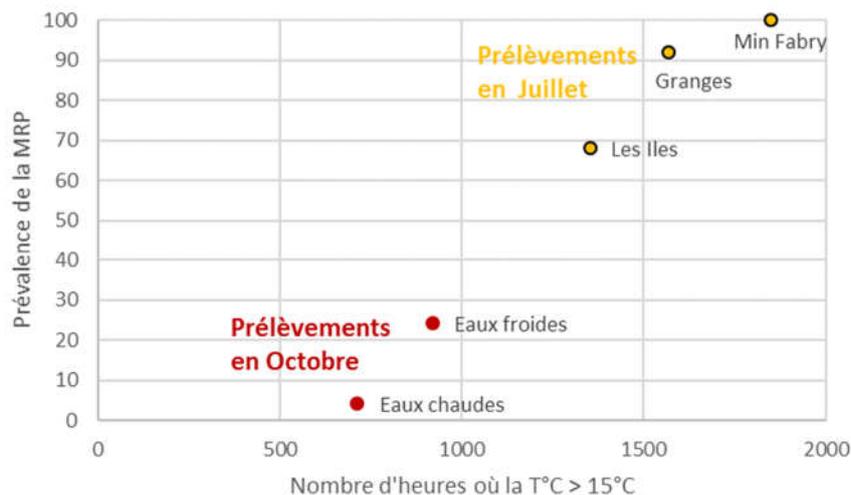


Figure 29: Lien entre la prévalence de la MRP et le nombre d'heures totales où la température a dépassé 15°C sur la période mai-septembre 2017

Il apparaît au vu des résultats que le taux d'infection est maximal (>90%) sur les stations où la température de l'eau dépasse le seuil des 15°C pendant une durée supérieure à 1500h au cours de l'été. Cette relation est toutefois basée sur un nombre limité de points et devrait être confirmée par des échantillonnages complémentaires. La comparaison entre l'Allondon et les ruisseaux des Eaux froides et des Eaux chaudes reste délicate car la période d'échantillonnage était plus tardive (octobre) sur ces deux affluents. Le pic d'infection était probablement déjà passé.

En l'état actuel des connaissances acquises, **il n'est pas possible de se prononcer avec certitude sur les effets de la MRP sur la mortalité des 0+ dans l'Allondon**, l'infection ne débouchant pas systématiquement sur de la mortalité. Toutefois, au vu des taux de contamination très élevés constatés au niveau des stations de Moulin Fabry et des Granges, il est très probable qu'une fraction significative des individus infectés ne survive pas jusqu'à l'automne. **Les densités de 0+ ont d'ailleurs diminué d'un facteur 4 sur le secteur de Moulin Fabry entre juin et octobre 2017** (0.07 ind/m² en juin et juillet ; 0.016 ind/m² en octobre sur la station d'inventaire, voir tableau 11) **et d'un facteur 10 au niveau du secteur des Granges** (0.07 ind/m² en juin et juillet 2017 ; 0.007 ind/m² en octobre 2017). Au niveau du secteur des Iles/Les Taureaux, les densités étaient faibles en juin et restaient faibles en octobre (0.01-0.02 ind/m²). L'incidence de la MRP n'est peut-être pas la seule explication, des variations locales de densités sont également possibles, puisque les sites de prélèvements ont été légèrement déplacés au cours du suivi pour garantir un échantillon de 25 individus prélevés. Des investigations complémentaires selon un protocole précis (captures répétées associées à des analyses MRP et éventuellement à des marquages individuels) permettraient d'apporter des éléments de réponse quant à l'incidence de la maladie sur la dynamique des populations (voir par exemple l'étude sur le Redon et le Foron par Vatland et Caudron, 2015).

Enfin, étant donné l'importance des alevinages aux stades « alevins » ou « pré-estivaux » dans l'Allondon, **il serait informatif pour la gestion future de connaître les prévalences de la MRP respectivement des truites sauvages et introduites.** Dans le canton de Vaud, un diagnostic de la prévalence de la MRP a été réalisé en 2013 dans les 14 piscicultures produisant de la truite ; les analyses ont révélé des signes de contamination dans un des établissements (Rubin et al., 2015).

9 Evolution de la faune piscicole

9.1 Données piscicoles disponibles

Des inventaires piscicoles ont été réalisés dans l'Allondon depuis le début des années 2000 au niveau de plusieurs stations localisées sur le cours principal et les principaux affluents. La liste des stations échantillonnées dans l'Allondon est fournie dans le tableau 12, ainsi que le type de prospection (1 ou 2 passages), sur la période 2000-2017.

Tableau 12: Synthèse des opérations de pêche électrique réalisées dans l'Allondon (cours principal) depuis 2000

Station	Tronçon	2000	2001	2002	2003	2004	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Embouchure	1	2p	2p	1p?	2p												
Aval embouchure eaux froides	1			1p?	2p	2p	1p	2p									
Amont embouchure eaux froides	1			1p?	2p	2p		2p									
Amont pont de Russin	2		1p	1p?	2p	1p	2p										
les Taureaux	2		1p	1p?	1p	2p											
zone alluviale amont Roulave	3						1p	2p									
Station de pompage/feuilletiere	3	2p	1p	1p?	1p	1p											
Pont des Baillels	3	2p	1p	1p?	1p	2p	2p					2p	2p	2p	2p		
Amont pont des granges	4							2p									
Amont pont Fabry	5	2p	1p	1p?	2p	2p	2p	1p	2p	2p	2p	2p	2p	2p			2p
Aval chute maison de Roche (France)	6						2p										
Sergy gare (France)	6						1p										
Chalet suisse 2e transect (France)	6						1p										
Chevry dessus (France)	7						2p										

Au total 10 stations ont été suivies régulièrement sur la période 2000-2017 (en gras dans le tableau 12). La station « Feuilletière » ayant été déplacée en 2007 et remplacée par la station « amont Roulave », nous pouvons considérer qu'il s'agit d'une même station, soit 9 stations au total, réparties au sein des 5 tronçons délimités sur l'Allondon.

Les campagnes réalisées entre 2001 et 2008 étaient pour partie des opérations de pêches électriques à deux passages, permettant l'emploi d'un estimateur (De Lury ou Carle et Strub) pour évaluer la densité d'individus. Toutefois, un nombre significatif d'opérations ont été réalisées sur la base d'un seul passage. Afin de ne pas réduire le jeu de données et dans l'optique de pouvoir comparer les niveaux d'abondances interannuels, seul le premier passage a été conservé dans les analyses.

9.2 Analyse des données sur la truite

- Données des pêches d'inventaire

Les données de pêches électriques ont été scindées en deux classes d'âge en fonction des tailles des individus : les truites de plus de 150 mm ont été classées « >0+ », celles de moins de 150 mm ont été classées « 0+ ». Ce seuil se base sur la distribution en tailles des captures de truites sur la période 2000-2016. Il est probable que certaines truites 1+ soient groupées à tort avec les 0+, mais ce biais reste acceptable et ne changera pas les tendances sur le long terme.

Les stations d'un même tronçon ont ensuite été groupées et la densité moyenne à l'échelle du tronçon a été déterminée. Les résultats des densités par tronçon et par année pour chacune des deux classes d'âge ont été présentés dans la figure 30.

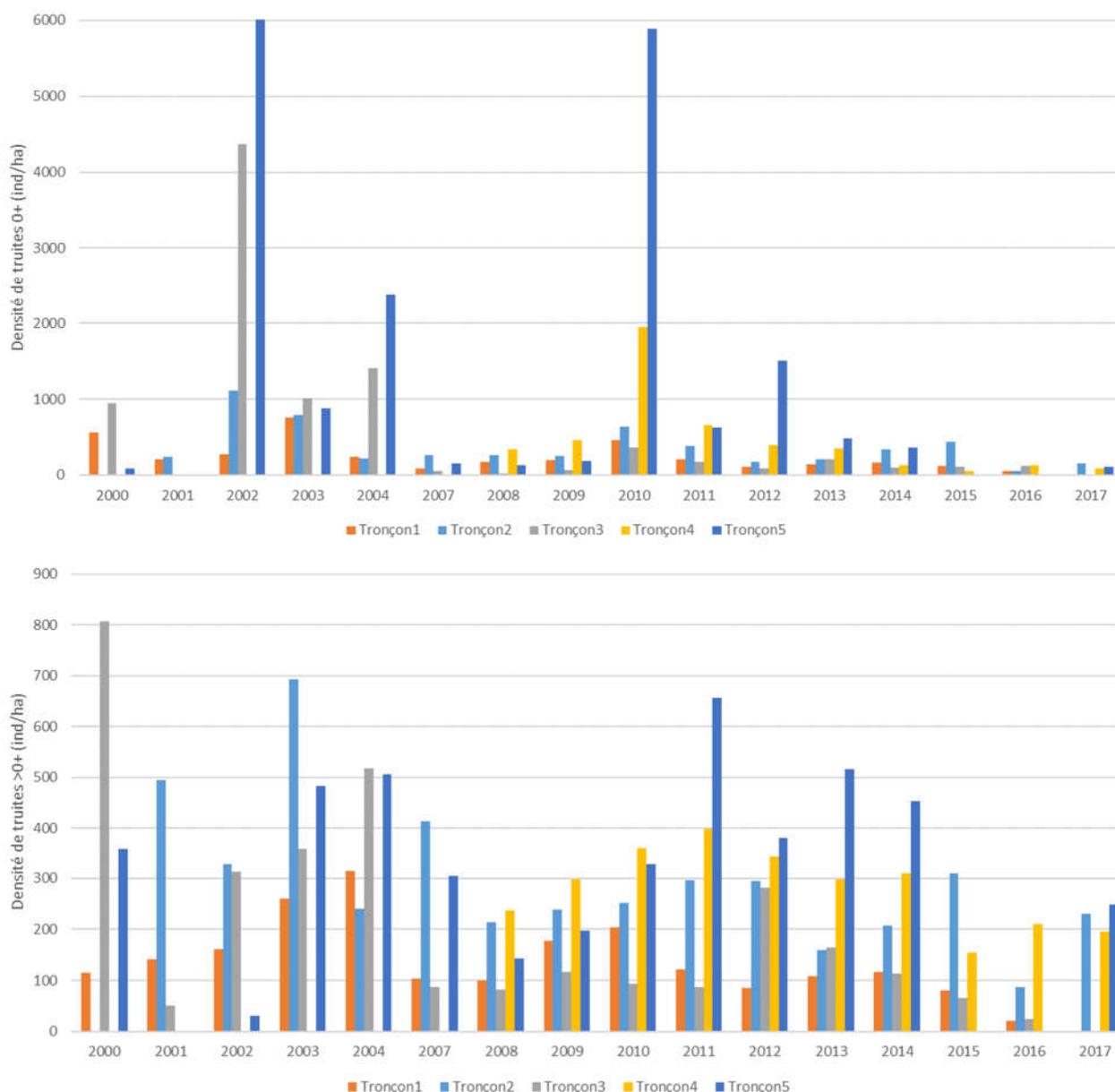


Figure 30: Evolution des densités de truites 0+ et >0+ sur l'Allondon entre 2000 et 2017 au niveau des 5 tronçons : tronçon 1 = embouchure ; tronçon 2 = Les Iles/Taureaux ; tronçon 3 = Baillets ; tronçon 4 = Granges ; tronçon 5 = Fabry.

Les densités de 0+ sont globalement faibles sur l'Allondon. Le seuil des 1'000 0+/ha (soit 0.1 individu/m²) n'a été dépassé qu'en 2002, 2003, 2004, 2010 et 2012, principalement au niveau des tronçons de Fabry et des Baillets. Depuis 2011, les densités de 0+ ont globalement diminué sur tous les tronçons, malgré des pratiques d'alevinage soutenues, en particulier sur le secteur français. Les densités de 0+ restent très faibles en 2017, avec moins de 150 individus par ha de cours d'eau sur tous les tronçons. Il est difficile d'établir un diagnostic en l'absence d'information sur l'origine des

poissons pêchés : soit ces 0+ sont issus de la reproduction naturelle et le repeuplement serait peu inefficace ; soit ils sont majoritairement issus du repeuplement, en l’absence de reproduction naturelle ; soit enfin il s’agit d’un mélange des deux origines, dont il conviendrait de déterminer les contributions respectives pour orienter les pratiques de gestion future.

Les densités de sub-adultes et adultes (>0+) estimées par pêches électriques sont également faibles sur l’ensemble du linéaire, globalement inférieures à 500 ind/ha. Si une augmentation des densités était perceptible entre 2008 et 2011, la tendance s’est ensuite inversée, les densités relevées en 2016 étant extrêmement faibles (<100 ind/ha sur 3 des 4 tronçons échantillonnés). En 2017, les densités estimées étaient voisines de 200 ind/ha sur les 3 tronçons étudiés.

- Suivis de frayères

La reproduction naturelle des truites est peu suivie sur l’Allondon. Des observations ont été effectuées en décembre 2016 et décembre 2017 par Maxime Prevedello. En décembre 2016, 24 frayères ont été cartographiées sur un linéaire de 3.5 km (FIBER, 2017). Au début du mois de décembre 2017, seules 3 frayères ont été répertoriées sur ce secteur (M. Prevedello, comm. Pers.), mais les conditions hydrologiques étaient peu favorables (plusieurs épisodes de crues).

- Statistiques de pêche

Après une forte hausse des captures entre 2004 et 2008, le nombre de prises annuelles par les pêcheurs amateurs a nettement baissé entre 2008 et 2012, pour se stabiliser entre 50 et 80 captures par an. L’évolution des captures par les pêcheurs amateurs ne reflète pas les densités capturées par pêche électriques, probablement car les truites >0+ regroupent principalement des truites âgées de 1 et 2 ans, donc non capturables par la pêche. Ces baisses de captures reflètent la diminution de la quantité de truites >33 cm (tendance confirmée par GREN, 2015). D’autre part, depuis 2012, la réglementation protège les truites de plus de 28 cm.

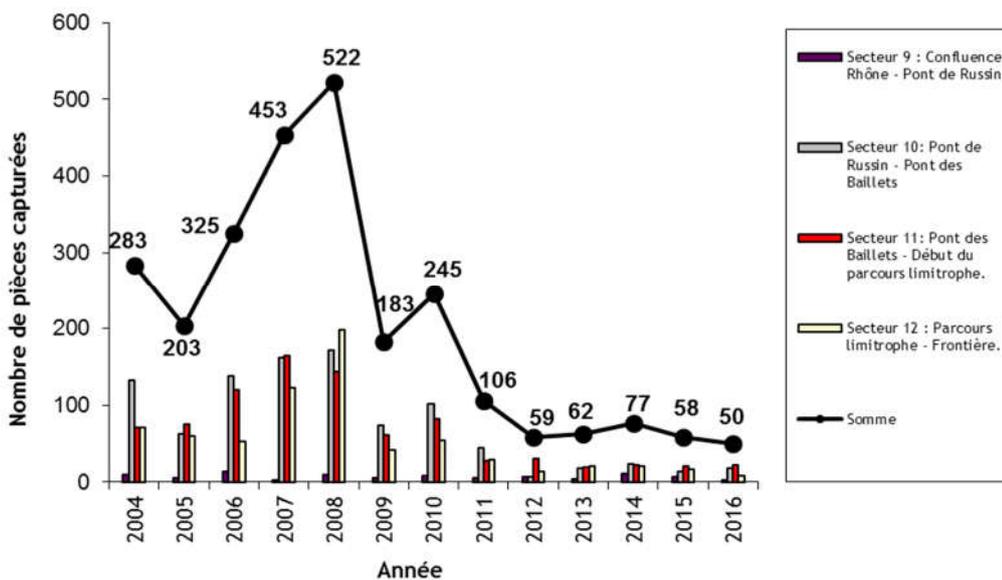


Figure 31: Captures annuelles de truites fario par secteur dans l’Allondon (source : DGEau)

9.3 Analyse des données sur l'ombre commun

A l'instar des truites, les densités d'ombres communs estimées d'après les pêches électriques sont très faibles sur l'Allondon. Si l'on excepte le tronçon Fabry en 2014, les densités d'ombrets sont inférieures à 200 ind/ha entre 2004 et 2016. Des relâchers d'ombrets ont été réalisés en 2012 et 2014 au niveau du tronçon de Fabry, ce qui explique les densités observées.

Les ombres âgés d'un an et plus se capturent difficilement à l'électricité, il est intéressant d'utiliser en complément d'autres méthodes de comptage telles que les observations en plongées. Les résultats des pêches électriques reflètent rarement l'état du stock. Toutefois, il apparaît une diminution marquée des densités en 2015 et 2016 ; en 2017, seule la station des Taureaux abritait quelques ombres alors que les stations des Granges et de Moulin Fabry en étaient dépourvus.



Figure 32: Evolution des densités d'ombres 0+ et >0+ sur l'Allondon entre 2000 et 2017 au niveau des 5 tronçons : tronçon 1 = embouchure ; tronçon 2 = Les Iles/Taureaux ; tronçon 3 = Baillets ; tronçon 4 = Granges ; tronçon 5 = Fabry

- Suivis de frayères et comptages d'ombrets

En 2014, 40 frayères à ombres avaient été comptabilisées entre l'embouchure et l'Allemogne, c'est-à-dire sur 6.4 km, la plupart étant situées dans la zone alluviale (GREN, 2015). En 2017, seules 9 frayères ont été observées dans la zone alluviale, et 6 en amont du Pont des Granges (GREN, 2017).

Les estimations d'alevins à l'émergence sur le même linéaire atteignaient environ 10'000 ombrets en 2014, quantité comparable aux relevés 2011. En 2017, malgré le faible nombre de frayères inventoriées, un total de 5'000 à 10'000 alevins a pu être estimé (GREN, 2017).

- Relevés en plongée

Les relevés en plongée réalisés en 2014 ont recensé 234 ombres sub-adultes et adultes (GREN, 2015) au niveau de la zone alluviale (3.5 km, soit environ 67 individus par ha). Ces effectifs sont cohérents avec les résultats de pêche électrique cette année-là, qui indiquent des densités proches de 30 ind / ha pour les ombres >0+.

En 2017, le chiffre était en baisse avec 151 ombres observés en plongée entre l'embouchure de l'Allemogne et le Rhône : 21 adultes, 86 sub-adultes et 44 ombrets (GREN, 2017).

9.4 Etude de la croissance des truites

9.4.1 Prélèvement des écailles

L'échantillonnage de la population de truites a été réalisé par pêches électriques d'inventaire sur 3 stations (Moulin Fabry, Les Granges et Les Taureaux) en octobre 2017. De plus, les truitelles échantillonnées pour les analyses MRP en septembre 2017 ont également été prélevées. Chaque poisson échantillonné a été anesthésié, mesuré au mm près et un prélèvement de plusieurs écailles a été réalisé au niveau de la zone préconisée pour les salmonidés par Ombredane et Richard (1990) (figure 33). Au total, 179 poissons ont été prélevés.

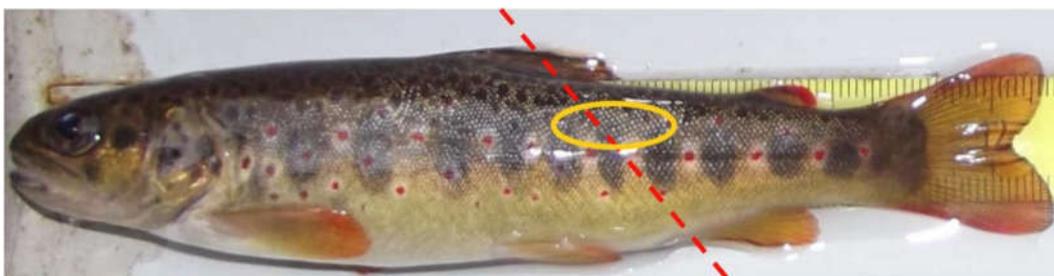


Figure 33: illustration de la zone préconisée pour le prélèvement d'écailles chez les salmonidés (d'après Ombredane et Richard, 1990).

9.4.2 Analyses scalimétriques

Pour chaque individu les écailles ont été soigneusement nettoyées des débris de peau et de mucus grâce à une solution de peroxyde de sodium. Ensuite, lorsque le nombre d'écailles était

suffisant, entre trois et cinq belles écailles (non régénérées) ont été sélectionnées et montées sur lame mince pour lecture (figure 34).

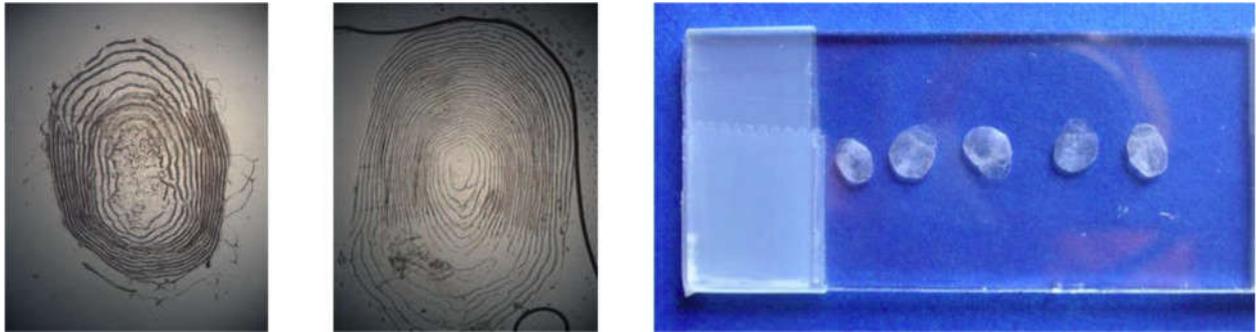


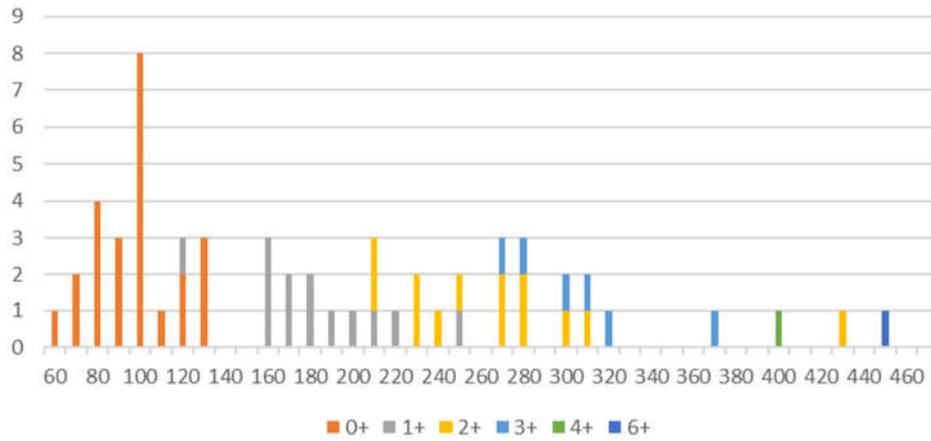
Figure 34: à gauche, une écaille dite « régénérée » où les stries de croissance ne sont plus visibles sur la zone centrale ; au centre : une écaille de bonne qualité ; à droite : écailles montées sur lame.

Sur les 179 truites prélevées, 15 ne présentaient aucune écaille de bonne qualité. Au final, l'analyse scalimétrique a été réalisée sur 164 individus. Pour l'estimation de l'âge et les prises de mesures nécessaires aux rétro-calculs des tailles, les écailles montées ont été observées par transparence à l'aide d'un stéréomicroscope Leica S9 avec caméra intégrée. L'objectif, lorsque le nombre d'écailles le permet, est de réaliser des mesures sur 3 écailles différentes par poisson afin d'intégrer la variabilité intra-individuelle de la relation longueur de l'écaille-longueur du poisson. Trois écailles ont été analysées pour 146 poissons. Pour les autres individus, 1 ou 2 écailles ont été exploitées.

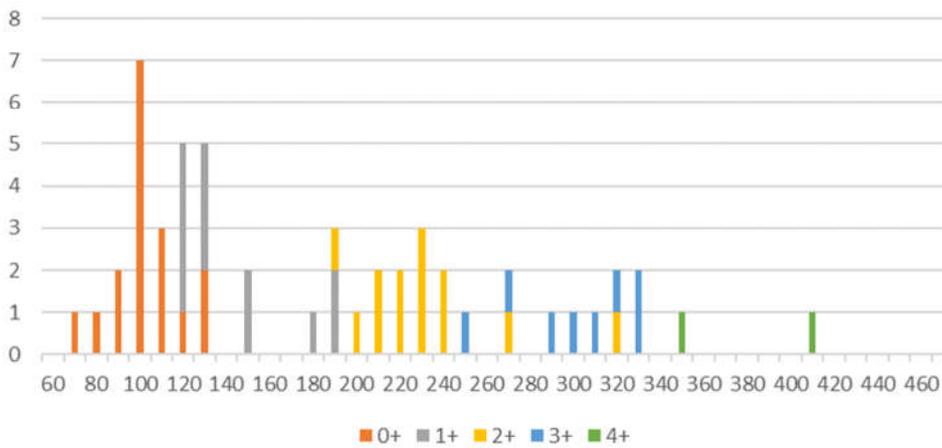
9.4.3 Distribution des classes d'âge par classe de taille

La distribution des individus des différentes classes d'âge selon leur taille ne montre pas d'écart important entre les 3 stations (figure 35). Au vu du faible nombre de truites capturées sur ces trois stations, les données ont été regroupées.

Moulin Fabry



Les Granges



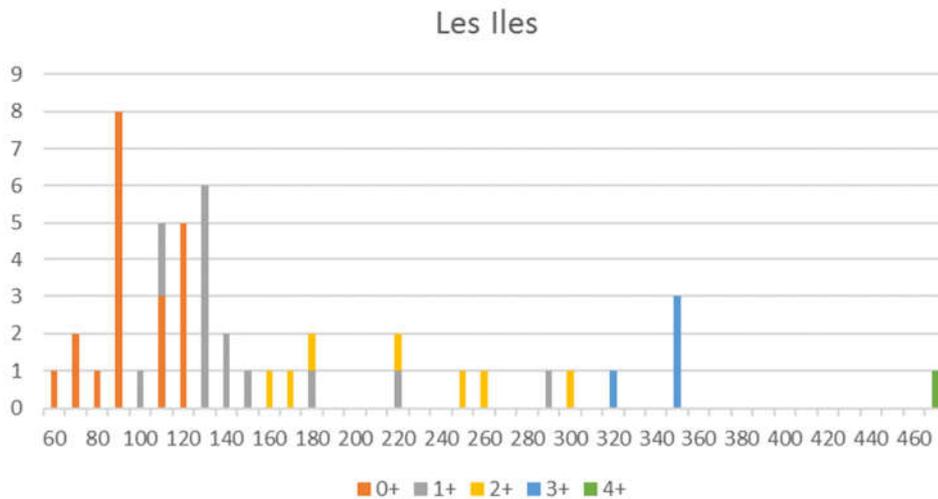


Figure 35: Histogrammes des classes d’âges de truites par classes de tailles sur les 3 stations d’étude

9.4.4 Rétrocalculs

A partir des différentes mesures prises sur les écailles, une relation linéaire entre la longueur du poisson et le rayon de l’écaille a été recherchée (figure 36), selon le modèle de Fraser Lee.

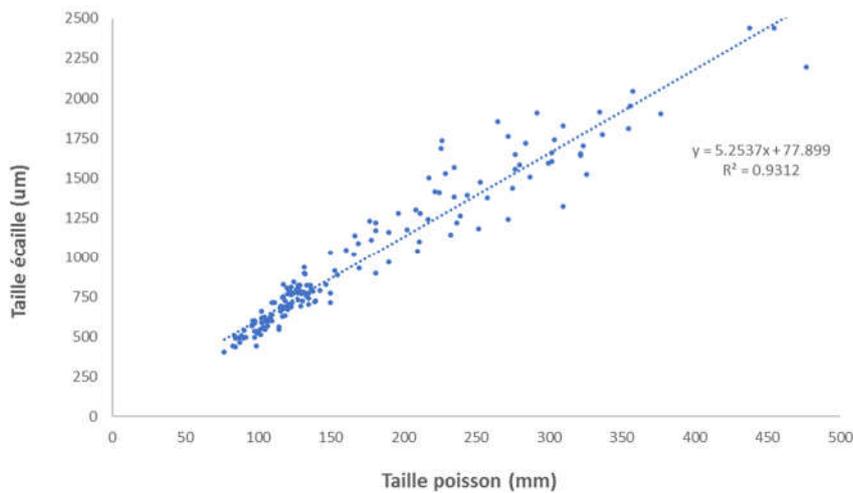


Figure 36: nuage de points et régression linéaire entre la longueur totale du poisson et le rayon de l’écaille.

Les tailles moyennes rétrocalculées sont fournies dans le tableau 13.

Tableau 13: Tailles moyennes (écart type) rétro calculées par classes d’âge selon le modèle de Fraser Lee

	1+ (n= 37)	2+ (n= 29)	3+ (n=15)	4+ (n=2)
1	90 (18)	99 (19)	96 (18)	141 (27)
2	-	200 (47)	193 (33)	250 (14)
3	-	-	272 (33)	336 (80)
4	-	-	-	380 (95)

9.4.5 Courbe de croissance

Paramètres du modèle global :

L_{inf}	711.67409	141.42626	5.032	$1.36e-06$	***
K	0.18345	0.05226	3.510	0.00059	***
t_0	0.21191	0.07906	2.680	0.00817	**

L_{inf} est la longueur asymptotique en mm, il s'agit de la taille théorique qu'atteindrait une truite si elle pouvait vivre et grandir indéfiniment ;

K est le coefficient de croissance qui caractérise la rapidité avec laquelle le poisson croît vers la longueur asymptotique ;

t_0 est l'âge théorique pour lequel le poisson a une longueur nulle. Il désigne le point de départ de la courbe de croissance sur l'axe des temps.

L'équation de la courbe de croissance de Von bertalanffy est la suivante :

$$L_t = 711.67 * [1 - e^{-0,18(t-0.21)}]$$

Où L_t est la longueur totale du poisson à l'instant t

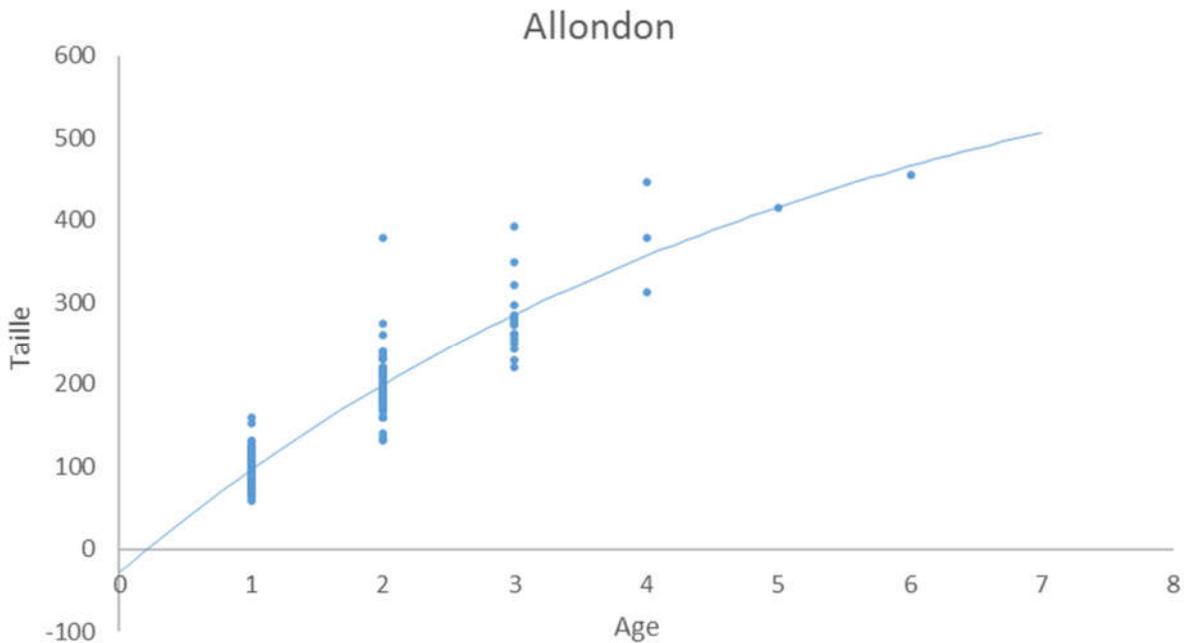


Figure 37: courbe de croissance des truites de l'Allondon (données 2017)

Il convient de rester vigilant avec ces résultats : la valeur de L_{inf} (taille théorique maximale des truites) est élevée, probablement car le modèle se base sur un faible effectif de vieux individus.

Par conséquent, la **validité du modèle** reste à préciser pour les poissons d'âge supérieur à 3 ans. Des **prélèvements complémentaires** sur de gros poissons seront réalisés à l'automne 2018 pour affiner cette courbe.

Tableau 14: Tailles estimées à différents âges par le modèle Von Bertalanffy (les cellules grisées sont peu valides au vu du faible nombre de poissons d'âge >3+)

	1 an	2 ans	3 ans	4 ans	5 ans
IC 95 %	88-102	192-206	276-294	341-373	390-441

Bilan

La présente synthèse des données hydrologiques, physico-chimiques et biologiques disponibles sur l'Allondon a permis de dresser un inventaire des informations acquises sur cette rivière depuis les années '90 et d'extraire parmi ces données celles susceptibles d'expliquer les densités de truites observées. Des éléments positifs ressortent dans un premier temps de ce travail de synthèse :

- Les analyses physico-chimiques témoignent d'une **nette amélioration de la qualité de l'eau de l'Allondon depuis la fermeture de la STEP de Saint-Genis-Pouilly (2010)**. Les concentrations en orthophosphates et en formes azotées toxiques pour les populations de truites, dépassaient fréquemment et parfois largement les limites tolérables par la truite, non seulement à proximité des rejets de la STEP (station Moulin Fabry), mais également jusqu'à la confluence avec le Rhône. Ceci peut expliquer en partie les faibles rendements piscicoles observées avant 2010. Les indices biotiques (IBCH, IBD, IOBS) confirment cette tendance. Depuis 2011, la qualité d'eau est globalement bonne sur le bassin versant, tendance confirmée en 2017 (A. Cordonier, comm. Pers.), avec une hausse globale de ces indicateurs et l'apparition ou l'augmentation d'abondance de taxons polluosensibles en 2011 (macroinvertébrés et diatomées). Des incertitudes subsistent toutefois localement sur la qualité du sédiment en aval de Saint-Genis-Pouilly ainsi que sur la qualité d'eau du Lion, suite à des concentrations importantes en benzotriazole relevées en 2017 (comm. Pers. A. Cordonier). En conclusion, la qualité physico-chimique actuelle de l'Allondon est globalement compatible avec les exigences écologiques de la truite commune et ne ressort pas comme un facteur pouvant limiter la fonctionnalité naturelle de la population ;
- L'Allondon présente une typologie caractéristique de la zone à truite moyenne ou inférieure, qui dépend étroitement de la température des 30 jours les plus chauds. **Les conditions thermiques n'apparaissent pas limitantes pour le développement des populations de truites**. Le seuil des 19°C au-dessus duquel la croissance somatique des truites est altérée n'est que très ponctuellement dépassé en 2005, 2011 et 2017. En outre, le régime thermique de l'Allondon apparaît tout à fait comparable à d'autres cours d'eau caractéristiques de la zone à truite en France voisine (Haute-Savoie), qui abritent des populations à dominante de truites ;
- **La ressource trophique ou capacité biogénique ne semble pas limitante, comme indiqué par les données de biomasse en macroinvertébrés benthiques estimées en 2017**. La croissance des truites est forte sur l'Allondon, et les densités ne sont pas suffisamment élevées pour que des phénomènes de densité-dépendance impliquant une compétition pour la ressource puissent avoir une incidence en termes de démographie. Des prélèvements complémentaires devraient toutefois être réalisés pour confirmer cette hypothèse, suite aux plus faibles biomasses de macroinvertébrés relevées sur certaines stations (Naz et les Granges).

Ces éléments positifs contrastent toutefois avec des rendements piscicoles faibles à très faibles pour la truite et l'ombre commun. Les densités de 0+ sont faibles à l'automne, en dépit de pratiques d'alevinage printaniers (pré-estivaux et/ou estivaux). Les densités d'adultes, estimées par pêches électriques ou par comptages en plongée (cas des ombres) sont également faibles. Après 2010, l'amélioration de la qualité physico-chimique ne s'est pas traduite par une augmentation des

densités et biomasses piscicoles sur l'Allondon. Au contraire, une tendance à la baisse a été observée. D'après les données dont nous disposons, plusieurs facteurs apparaissent limitants :

- **la forte prévalence de la Maladie Rénale Proliférative MRP parmi les 0+ de truites, en particulier en zone frontalière (secteur Fabry) et au niveau du secteur des Granges.** L'ensemble du linéaire suisse de l'Allondon est touché, certains affluents également (Eaux Chaudes et Eaux froides *a minima*). La prévalence (jusqu'à 100% à Fabry) apparaît maximale en juillet lorsque le seuil critique des 15°C est dépassé sur de longues périodes. Au-delà de ce seuil, la MRP se développe et est susceptible d'induire des mortalités piscicoles. Les données actuelles ne permettent pas de déterminer l'ampleur de la mortalité estivale des 0+ consécutive à la MRP. Les estimations de densités réalisées lors des opérations de sondages menées de juin à octobre 2017 pour échantillonner des 0+ destinés aux analyses MRP, ont montré une diminution très importante des densités entre juin et octobre au niveau des secteurs de Moulin Fabry et des Granges (baisse d'un facteur 4 à 10 des densités de 0+). Ces observations viennent étayer l'hypothèse d'une mortalité liée à la MRP dans ces secteurs.
- **L'habitat disponible, en particulier pour les stades adultes d'ombres et de truite apparaît limitant.** L'hydrologie de l'Allondon a évolué lors des dernières décennies, passant d'un régime nivo-pluvial à pluvial jurassien. Ceci a eu comme répercussion une accentuation de la durée et de l'intensité des épisodes d'étiages, ainsi que l'augmentation des débits de hautes eaux en hiver. L'arrêt de la STEP de Saint-Genis-Pouilly a également pu contribuer à réduire les débits d'étiage en amont de la confluence avec l'Allemagne. Les données dont nous disposons actuellement sur l'habitat piscicole restent ponctuelles et lacunaires mais indiquent un déficit en habitats profonds favorables aux stades adultes de truites et d'ombres au niveau de la zone alluviale notamment lors des étiages ; cette tendance a été confirmée au cours des comptages d'ombres réalisés en plongée (GREN, 2017). Toutefois, les données disponibles ne sont pas suffisantes pour pouvoir établir un lien direct entre les densités de truites et ombres observées et l'habitat piscicole sur l'Allondon.
- **L'efficacité des pratiques de gestion actuelle, notamment la contribution et l'efficacité des pratiques d'alevinage, reste méconnue.** Malgré des mises à l'eau de stades juvéniles de truites (côté suisse et français) et d'ombres (côté français uniquement), les densités piscicoles restent très basses. Les analyses génétiques prochainement réalisées en 2018 devraient permettre de déterminer la contribution du repeuplement en truite, ainsi que le nombre de géniteurs impliqués dans la reproduction naturelle.

Perspectives – recommandations

Fort de ces constats, les propositions suivantes peuvent être établies pour améliorer les connaissances et envisager *in fine* des mesures de restauration :

- **Evaluation des pratiques de repeuplement et de la fonctionnalité des populations de truites:** des prélèvements génétiques (morceau de nageoire pelvienne) ont été réalisés durant l'hiver 2017-2018 sur tous les géniteurs de truites utilisées à la pisciculture de Thoiry pour la constitution des stocks de pré-estivaux et d'estivaux mis à l'eau dans l'Allondon. Des prélèvements complémentaires seront réalisés au moment des mises à l'eau (avril et juillet 2018), puis des 0+ seront prélevés dans l'Allondon sur différentes stations. La contribution

de l'alevinage sera alors évaluée, ainsi que la prévalence de la MRP en fonction de l'origine des 0+ (naturels ou pisciculture). La question du nombre de géniteurs de truites qui contribuent à la reproduction naturelle (ou taille efficace) pourra également être appréhendée via la génétique (set de marqueurs microsatellites), à partir d'un nombre représentatif d'individus échantillonnés sur chaque station. Aussi, des prélèvements d'ADN seront réalisés sur toutes les truites capturées au moment des pêches électriques 2018 ;

- **Evaluation de l'habitat piscicole sur l'Allondon en période d'étiage, à partir d'une méthode standardisée et reproductible**, permettant d'identifier les zones encore favorables pour les populations de truites et ombres et les zones très déficitaires, sur lesquelles des mesures de revitalisation pourraient être envisagées ;
- **Evaluation de la mortalité induite par la MRP**. Un protocole de captures standardisées, répétées avant l'épisode d'infection (mai-début juin) puis tout au long de l'été et en fin d'automne permettrait déjà une première évaluation de la mortalité estivale. Actuellement il existe peu de données précises disponibles relatives l'incidence de la MRP sur la mortalité en milieu naturel. Il s'agit la plupart du temps d'études scientifiques, impliquant du « caging » (Schmidt-Posthaus et al., 2015 ; poissons confinés dans des cages mises dans la rivière), ou bien d'études impliquant des marquages individuels, pour dissocier la mortalité de la dévalaison (Vatland et Caudron, 2015).

Références

- AFNOR, 2002. Détermination de l'indice oligochètes de bioindication des sédiments (IOBS) NF T 90-390. France : 11 p. + annexes
- Bergé J., Caudron A., Talgouen R. et Grillet P., 2015. Diagnose écologique du Chéran 2013-2015. Syndicat Mixte Interdépartemental d'Aménagement du Chéran (SMIAC), 150 p.
- Bergerot, B., Cattaneo F., 2016. Hydrological drivers of brown trout population dynamics in France. *Ecohydrol.* 2016; 1–15.
- Bettge, K., H. Segner, R. Burki, H. Schmidt-Posthaus, et T. Wahli. 2009. Proliferative kidney disease (PKD) of rainbow trout: temperature- and time-related changes of *Tetracapsuloides bryosalmonae* DNA in the kidney. *Parasitology* 136: 615-625.
- Cattaneo, F., Lamouroux, N., Breil, P., & Capra, H., 2002. The influence of hydrological and biotic processes on brown trout (*Salmo trutta*) population dynamics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59, 12–22.
- Caudron A., Champigneulle A. et Large, A., 2006. Etats et caractéristiques des populations autochtones de truite commune identifiées en Haute-Savoie et qualité globale du milieu. pp : 55-118 in programme INTERREG III A Identification, sauvegarde et réhabilitation des populations de truites autochtones en vallée d'Aoste et en Haute-Savoie. Rapport final. 06/02. 153p.
- Degiorgi F., Raymond J.C., 2000. Utilisation de l'ichtyofaune pour la détermination de la qualité globale des écosystèmes d'eau courante. Rapp. tech. Bron : Conseil Supérieur de la Pêche, p. 223.
- Degiorgi F., Morillas N., Raymond J.C., 2002. Méthode standard d'analyse de la qualité de l'habitat aquatique à l'échelle de la station : l'IAM, Rapport CSP TELEOS, 7p. <http://www.teleos.info/images/IAM.pdf>

Dumoutier Q., Vigier L. et Caudron A., 2010. Macro Excel d'Aide au Calcul de variables thermiques appliquées aux Milieux Aquatiques Salmonicoles, MACMASalmo1.0. Rapport SHL293.2010 / FDP74.10/03 disponible sur http://www.pechehautesavoie.com/telechargement1_bis.php?categ=5

Elliott JM, Elliott JA., 2010. Temperature requirements of Atlantic salmon *Salmo salar*, brown trout *Salmo trutta* and Arctic charr *Salvelinus alpinus*: predicting the effects of climate change. *Journal of Fish Biology* 77: 1793–1817.

Elliott JM, Hurley MA, Fryer J., 1995. A new, improved growth model for brown trout, *Salmo trutta*. *Functional Ecology* 9: 290–298.

Fagot J.B., 2015. Suivi de la qualité des eaux superficielles - Département du Jura - Suivi piscicole et thermique - 2013-2014. Fédération de pêche du Jura. 35 p.

Faivre L., 2010. Organisation spatio-temporelle des jeunes stades d'Ombre commun *Thymallus thymallus* : Diagnostic des capacités habitationnelles et trophiques de l'Allondon (canton de Genève), Travail de Master 2, Université de Franche Comté - hepia. 94p.

FIBER, 2017. Inventaire et cartographie des frayères 2016/2017. Rapport FIBER/BAFU/EAWAG, 61p.

Gerster S. et Haertel-Borer S., 2006. MRP : La maladie rénale proliférative. Bureau suisse de conseil pour la pêche (FIBER), 6p. <http://www.fischereiberatung.ch/docs/inhalt/mrp.pdf>.

Gerdeaux D., 1987. Note technique. Revue des méthodes d'estimation de l'effectif d'une population par pêche successives avec retrait programmé d'estimation d'effectif par la méthode de Carle et Strub. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 304, p. 13-21. (288).

Ginot V., Souchon Y., Capra H., Breil P., Valentin S., 1998. Logiciel EVHA. Evaluation de l'habitat physique des poissons en rivière (version 2.0.). Guide méthodologique. Cemagref Lyon BEA/LHQ, p.76.

GREN, 2015. Suivi piscicole de l'Allondon en 2014. Populations de truites et d'ombres. Rapport final. Département de l'environnement, des transports et de l'agriculture, 111 p.

GREN , 2017. Suivi piscicole de l'Allondon en 2017. Populations de truites et d'ombres. Rapport final pour le SECOE. 17 p. + annexes.

Hedrick, R. P., MacConnell, E. & de Kinkelin, P. (1993). Proliferative kidney disease of salmonid fish. *Annual Review of Fish Diseases* 3, 277–290.

Holmes R., Gabrielsson R., Matthaei C., Closs G., 2017. Literature review to support a limiting factor analysis for stream brown trout populations. Prepared for Cawthron Institute. Cawthron Report No. 3072. 34 p. plus appendices.

Huet M., 1949. « Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes ». In : *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 11.3-4, p. 332–351.

Iorgulescu I., 2014. L'Allondon : Régime hydrologique et analyse des tendances. Présentation DGEau, Service de l'écologie de l'eau.

Iorgulescu I., 2016. Differences in the present hydrological regime of two Jurassian catchments with respect to the early XXth Century. Poster. Direction Générale de l'Eau, Canton de Genève.

Iorgulescu I., 2017. Les étiages de 2016 et un bilan des 30 dernières années. Rapport Final. Service de l'écologie de l'eau. 50p.

Ombredane D., Richard A., 1990. Détermination de la zone optimale de prélèvement d'écaillés chez les juvéniles de truite de mer (*Salmo trutta* L.). *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, no sp 319.

Schmidt-Posthaus H, Bettge K, Forster U, Segner H, Wahli T, 2012. Kidney pathology and parasite intensity in rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* surviving proliferative kidney disease: time course and influence of temperature. *Dis Aquat Org* 97: 207–218.

Schmidt-Posthaus H, Hirschi R, Schneider E, 2015. Proliferative kidney disease in brown trout—infection level, pathology and mortality under field conditions. *Dis Aquat Org* 114: 139–146.

Schmidt-Posthaus H, Ros A, Hirschi R, Schneider E, 2017. Comparative study of proliferative kidney disease in grayling *Thymallus thymallus* and brown trout *Salmo trutta* fario: an exposure experiment. *Dis Aquat Org* 123:193-203.

R Development Core Team, 2005. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL: <http://www.R-project.org>.

Romy, C., 2010. Évaluation quantitative et qualitative de l'habitat de la truite fario et de l'ombre commun. Application de la méthode des microhabitats EVHA sur les rivières genevoises. Thèse de Bachelor hepia, 63 p.

Rubin, A., Rubin, J.F., Wahli, T., 2015. Projet MRP – Vaud 2013. Suivi des piscicultures productrices de truites. 56p.

SECOE, 2012. Étude de la qualité des rivières genevoises. L'Allondon et ses affluents. Etat 2011 et évolution depuis 1995. Service de l'écologie de l'eau - décembre 2012. 96p.

Souchon Y., Trocherie F., Fragnoud E., Lacombe C., 1989. Les modèles numériques des microhabitats des poissons : application et nouveaux développements. *Revue des Sciences de l'Eau*, 2, 817-841.

Vatland S. et Caudron A. 2015. Movement and early survival of age-0 brown trout. *Freshwater Biology*, 60, 1252-1262.

Verneaux J., 1977. Biotypologie de l'écosystème "eaux courantes". Déterminisme approché de la structure biotypologique, *CR Acad Sci Paris*, 284, série D, 77-79

Verneaux J., 1981. Les poissons et la qualité des cours d'eau. *Annales scientifiques de l'université de Franche-Comté Besançon*: 33 - 41.

Vigier L., 2008. Etude de la qualité thermique des Usses et de ses affluents. Données 2006-2007. 24p + annexes.

Vigier L., 2011. Etude de la structure thermique du cours principal du Giffre : évaluation des effets du barrage de Taninges sur le régime thermique du Giffre DONNEES 2009-2010, 14p. + annexes.

Vigier L., Bini G., Catinaud L., 2013. Etude de la qualité thermique du bassin des Dranses - données 2007-2008. Rapport FDP74.13/08, 15p.

Vigier L., Catinaud L., Bini G., 2010. Etude de la qualité thermique de l'Hermance et du Vion. Données 2008-2009, 17p + annexes.

Vigier L., Catinaud L., Caudron A. 2007. Etude de la qualité thermique des affluents du Cheran Haut-savoyard., données 2005-2006. 22p. +ann.

Vigier L., Catinaud L., Caudron A., Bini G., 2009. ETUDE DE LA QUALITE THERMIQUE DU FORON DE GAILLARD - Impacts du lac de Machilly et perspectives dans le cadre du projet de restauration du Lac – données 2008-2009, 13p. + ann.

Vigier L., Caudron A., 2007. Etude de la qualité thermique du Redon et du Pamphiot – données 2006-2007. 17p. + ann.

Vigier L., Caudron A., 2007. Etude de la qualité thermique de la Menoge – données 2005-2006. 20p. +ann.

Vigier L., Caudron A., Huchet P., 2007. Etude de la qualité thermique des affluents du Cheran Haut-savoyard., données 2004-2005. 18p. +ann.

Vigier L., Huchet P., et Caudron A., 2010. Diagnose écologique et plan de gestion piscicole appliqués au cours d'eau – approche méthodologique à l'échelle du bassin versant. Rapport SHL 295.2010, 38 p. + annexes.

Wahli T, Bernet D, Segner H, Schmidt-Posthaus H, 2008. Role of altitude and water temperature as regulating factors for the geographical distribution of *Tetracapsuloides bryosalmonae* infected fishes in Switzerland. J Fish Biol 73: 2184–2197.

Annexe 2 : Valeurs seuils utilisées pour les différents paramètres physico-chimiques de l'eau pris en compte à partir desquels des effets négatifs apparaissent pour les salmonidés (Alabaster et Llyod, 1980 ; De Kinkelin et al., 1985 ; Le Pimpec et al., 2002). Extrait de Caudron et al., 2006.

Composant	Origine	Effets sur les salmonidés	Valeur
Matières en Suspension (MES)	Particules solides fines minérales ou organiques. Proviennent de l'érosion du sol et des berges, surtout abondantes en période de crue. Peut être induite par une pollution mécanique ou organique	Impact limité en période de crue. Par contre les fortes teneurs anormales en période d'étiage peuvent provoquer une irritation branchiale et sont source d'infection bactérienne. En hiver, elles sont également responsables d'un colmatage des frayères pouvant entraîner une asphyxie des oeufs.	< à 30 mg/l en période d'étiage hivernal, < 75 mg/l pour les autres saisons hors période de crue
pH	Dépend de l'origine géologique du sous-sol et de la couverture pédologique. Pollution d'origine industrielle	Le caractère trop acide ou basique d'une eau entraîne un effet direct d'irritation provoquant des hémorragies cutanées pouvant aller jusqu'à la mort. Un pH élevé accroît la toxicité de l'ammoniaque.	Impérativement comprise entre 6 et 9
Conductivité électrique	Proportionnelle à la quantité des sels ionisables dissous. Dépend du degré de minéralisation d'une eau. Les valeurs anormales sont signes de pollutions	Les sels dissous exercent une pression osmotique sur les organismes. De fortes variations entraînent une migration voire des mortalités. Une brusque augmentation peut entraîner des lésions cellulaires branchiales.	recommandé entre 150 µS/cm et 750 µS/cm
DBO 5	Permet de considérer la charge organique en estimant la quantité d'oxygène demandée. Une surcharge en matières organiques diminue la quantité d'oxygène dissous	La principale nuisance induite est la baisse de la teneur en oxygène dissous.	< à 3 mg/l souhaitable
Dureté totale	Dépend de la nature des terrains traversés et de l'origine des substrats géologiques. Une forte pollution organique augmente la teneur en calcium suite à l'oxydation des matières organiques qui met en solution du carbonate de calcium.	La teneur en calcium agit directement sur la productivité et la valeur nutritive des eaux.	> à 20 mg/l pour assurer une productivité minimale
Saturation en oxygène dissous	Varie selon de nombreux facteurs naturels ou anthropiques: saison, climat, sous-sol, température, turbidité, matières organiques	Le manque d'oxygène se traduit par l'asphyxie ou des baisses de performances (croissance). Une sous oxygénation est également un facteur important de stress.	Impérativement > à 70% de saturation
NH3	Constitue un maillon du cycle de l'azote dont la concentration varie en fonction du pH et de la température. Peut traduire des pollutions d'origines humaines, industrielles ou agricoles	La présence d'azote ammoniacal sous sa forme non ionisée est très toxique pour les poissons. Les pathologies branchiales entraînent très rapidement la mort.	Impérativement < à 0,025 mg/l
NO2	Forme instable de l'azote entre l'ammoniaque et les nitrates, les nitrites résultent soit de l'oxydation bactérienne de l'ammoniaque, soit de la réduction des nitrates.	De fortes teneurs en nitrites provoquent des lésions branchiales et une transformation de l'hémoglobine en méthémoglobine. Induit une gêne respiratoire pouvant aller jusqu'à l'asphyxie.	Effets toxiques à partir de 0,1 mg/l
NH4	Présent dans les eaux riches en matières organiques en décomposition. Signe évident de pollution		Néfaste dès 0,3 mg/l et létal à 1 mg/l
PO4	Présent naturellement à de faibles concentrations (décomposition de matières vivantes, altération de minéraux). Indique plutôt une pollution (terres fertilisées, eaux usées, industrie chimique)	Favorise les proliférations algales et donc l'eutrophisation des milieux pouvant avoir des effets directs sur les organismes (mortalités des oeufs) ou indirects sur l'habitat (colmatage du substrat)	Nuisance à partir de 0,3 mg/l

Annexe 3 : Liste des stations de relevés thermiques utilisées dans l'ACP (source :

<http://www.pechehautesavoie.com/telechargement/etude-et-publications/suivis-thermiques/>)

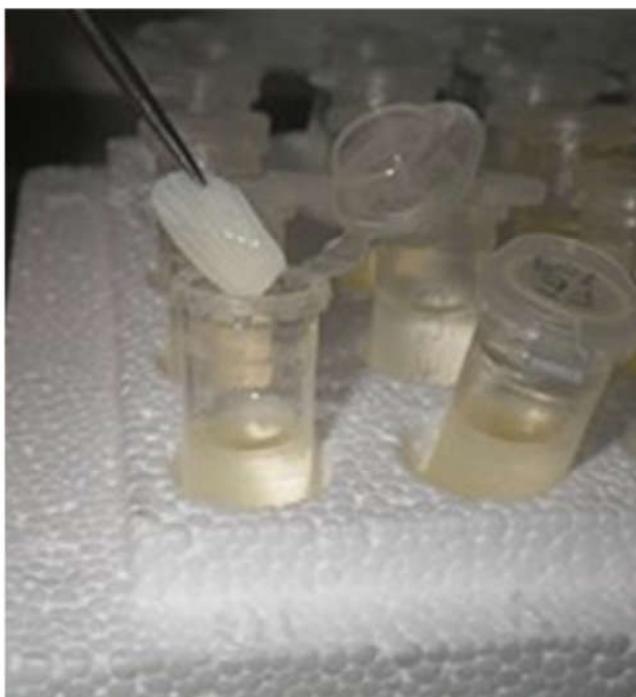
Pt	Cours_d'eau	Station	Annee
1	CANAL_DES_MOISES	D125	2006
2	FORON_DE_FILLINGES	FF_Lechere	2005
3	FORON_DE_FILLINGES	FF_amont	2005
4	FORON_DE_FILLINGES	FF_pt_Fillinges	2005
5	FORON_DE_FILLINGES	PONT_BOEX	2005
6	GURNAZ_EST	amont_903_château	2006
7	HERMANCE	Champ_courbe	2008
8	HERMANCE	aval_RD_35	2008
9	LA_BEVIERE	MOULIN_DE_CHARVET	2008
10	LA_GURNAZ_REDON	L_APRALIS	2006
11	LA_MENOGE	M_Rossat	2005
12	LA_MENOGE	M_pont_Bonne	2005
13	LA_MENOGE	M_avl_Pt_Boege	2005
14	FORON_DE_FILLINGES	FF_Bosson	2005
15	LA_MENOGE	M_PONT_MORAND	2005
16	LA_MENOGE	M_amont	2005
17	LA_NEPHAZ	Mothe	2004
18	LA_NEPHAZ	LIGNY	2004
19	LA_NEPHAZ	aval	2004
20	LA_NEPHAZ	Amont	2004
21	LE_BRETON_DE_SAXEL	BS_amt_step	2005
22	LE_BRETON_DE_SAXEL	BS_Ragoti	2005
23	LE_CHERAN	Moulin_janin	2004
24	LE_CHERAN	Rumilly	2004
25	LE_CHERAN	ALBY	2004
26	LE_CHERAN	St_Marcel	2004
27	LE_CHERAN	Alleves	2004
28	LE_CLARNANT		2006
29	LE_FLON	Minzier	2006
30	LE_FORNANT	LA_GARDE	2006
31	LE_FORNANT	AMT_N508	2006
32	LE_FORNANT		2006
33	LE_GRAND_VERRAY	Aval	2006
34	LE_LENARD	Amont	2004
35	LE_LENARD	Aval	2004
36	LE_MACHERON	aval_amont_conf_Pamphiot	2006
37	LE_MACHERON	amont_lassy	2006
38	LE_MARNOT	PONT_MOLCHULAZ	2008
39	LE_NANT_COURBE	VERS_LA_STEP	2008
40	LE_PAMPHIOT	LES_BLAVES_RESERVE	2006
41	LE_PAMPHIOT	AVAL_DEPARTEMENTALE	2006
42	LE_PAMPHIOT	aval_hameau_La_Mouille	2006
43	LE_PAMPHIOT	amont_embouchure	2006
44	LE_PAMPHIOT	ELEVAGE_TROSSY	2006
45	LE_PETIT_VERRAY	amont	2006
46	LE_REDON	AMONT_CONFLUENCE_MOISES	2006

Pt	Cours_d'eau	Station	Annee
47	LE_REDON	MOULIN_RIEUX	2006
48	LE_REDON	AVAL_RN_5	2006
49	LE_REDON	LE_PETIT_LIEU	2006
50	LE_REDON	JOUVERNEX	2006
51	LE_VENGEUR	Entre_esserts_et_vengeur	2006
52	LE_VION	camping La pinède	2008
53	LE_VION	Aval_D225	2008
54	LES_PETITES_USSES	BONLIEU	2006
55	LES_PETITES_USSES	LES_BALMETTES	2006
56	LES_USSES	LES_GOTHS	2006
57	LES_USSES	AVL_STEP_FRANGY	2006
58	LES_USSES	PONT_SARZIN	2006
59	LES_USSES	PONT_DRILLOT	2006
60	LES_USSES	Les_Chavannes	2006
61	LES_USSES	FALCONNET	2006
62	HERMANCE	amont_conf_Marnot	2008
63	NANT_DU_CRUET		2004
64	LES_PETITES_USSES	La_bonasse	2006
65	RUI_CHAUDES_FONTAINES	Serrasson	2006
66	RUI_DE_BOTILLY	Les_Granges	2006
67	RUI_DE_CROASSE	Bergerie	2006
68	RUI_DE_MALLABRANCHES	Aval	2006
69	RUI_DE_MOSTAN	Les_Longerets	2006
70	RUI_DE_PERRIGNIER	amont_pont_Bonnant	2006
71	RUI_DE_ST_PIERRE	Mons	2006
72	RUI_DES_MERMES	Bois_Lacour	2008
73	RUI_DE_VERGOGNE		2004
74	RUI_DES_LANCHES	Aval	2006
75	RUI_DES_MOISES	CHEZ_JORDAN	2006
76	RUI_DES_MOUILLES	AVAL_LES_MOUILLES	2006
77	RUI_DES_VERNES	LE_CHENE	2006
78	LES_USSES	Pont_rouge	2006
79	VEISE	Veise_amont	2004
80	VEISE	Veise_aval	2004
81	GIFFRE	amont_Giffre_des_fonds	2010
82	GIFFRE	Samoens	2010
83	GIFFRE	amont_Barrage_de_Taninges	2010
84	GIFFRE	pont_de_Boche	2010
85	GIFFRE	amont_Risse	2010
86	GIFFRE	aval_Risse	2010
87	GIFFRE	Marignier	2010
88	FORON_DE_GAILLARD	aval_N206	2007
89	FORON_DE_GAILLARD	vers_moniaz	2007
90	FORON_DE_GAILLARD	vers_les_poules	2007
91	ALLONDON	Russin	2011
92	ALLONDON	Russin	2005
93	ALLONDON	Granges	2005

Etude des populations de truites de l'Allondon en 2018

Démographie, analyses génétiques et prévalence de la MRP

Rapport II



Photos : Y. Abdallah, A. Caudron

Décembre 2019

Auteurs : Alexandre RICHARD (SCIMABIO)

Arnaud CAUDRON (SCIMABIO)

Citation : SCIMABIO, 2019. Etude des populations de truites de l'Allondon en 2018. Démographie, analyses génétiques et prévalence de la MRP. 35p. + annexe.

Table des matières

1	Contexte.....	1
2	Objectifs de l'étude 2018.....	1
3	Diagnose démographique des populations de truite	2
3.1	Etude de la croissance des truites.....	2
3.1.1	Prélèvement des écailles	2
3.1.2	Analyses scalimétriques	2
3.1.3	Rétrocalculs.....	3
3.1.4	Résultats.....	4
3.1.5	Courbe de croissance	5
3.2	Evolution des densités de truites	6
3.3	Comparaison avec d'autres cours d'eau	9
4	Etude génétique.....	10
4.1	Echantillonnage	10
4.2	Analyses génétiques.....	11
4.2.1	Analyse des marqueurs diagnostic	11
4.2.2	Analyse des marqueurs de diversité génétique.....	12
4.3	Résultats	14
4.3.1	Analyse des taux d'introgession ATL/MED	14
4.3.2	Caractéristiques et qualité des échantillons.....	16
4.3.3	Diversité génétique des échantillons.....	17
4.3.4	Différentiation et structure génétique entre les échantillons.....	20
4.3.5	Assignment parentale	25
5	Prévalence de la MRP	26
5.1	Rappels sur la maladie.....	26
5.2	Mode opératoire	26
5.3	Résultats	27
5.3.1	Prévalence en 2018.....	27
5.3.2	Prévalence en fonction de l'origine des truites	28
5.4	Lien avec la thermie	29
6	Discussion.....	30
6.1	Etude démographique.....	30
6.2	Etude génétique	30
6.3	Etude MRP	31

7 Conclusions – recommandations pour la gestion..... 32

Références..... 33

Annexe 36

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1: ILLUSTRATION DE LA ZONE PRECONISEE POUR LE PRELEVEMENT D'ÉCAILLES CHEZ LES SALMONIDES (D'APRES OMBREDANE ET RICHARD, 1990).	2
FIGURE 2: A GAUCHE : ÉCAILLES MONTEES SUR LAME ; AU CENTRE : UNE ÉCAILLE DITE « REGENEREE » OU LES STRIES DE CROISSANCE NE SONT PLUS VISIBLES SUR LA ZONE CENTRALE ; A DROITE : UNE ÉCAILLE DE BONNE QUALITE.	2
FIGURE 3: MESURE DES ANNULI SERVANT AU RETRO CALCUL	3
FIGURE 4: REGRESSION LINEAIRE ENTRE LA LONGUEUR TOTALE DES TRUITES ET LE RAYON DE L'ÉCAILLE (N=152).	3
FIGURE 5: HISTOGRAMMES DES CLASSES D'ÂGES DE TRUITES PAR CLASSES DE TAILLES, TOUTES STATIONS CONFONDUES	4
FIGURE 6: COURBE DE CROISSANCE DES TRUITES DE L'ALLONDON (DONNEES 2017 ET 2018).....	6
FIGURE 7: EVOLUTION DES DENSITES DE TRUITES 0+ ET >0+ SUR L'ALLONDON ENTRE 2000 ET 2018 AU NIVEAU DES 3 STATIONS SUIVIES (NA = ABSENCE DE DONNEES).	7
FIGURE 8: COMPARAISON DES DENSITES DE TRUITES 0+ ET >0+ SUR LES TROIS STATIONS DE L'ALLONDON SUR LA PERIODE 2008-2018 (SUR LA BASE DES PECHES D'INVENTAIRES A 2 PASSAGES).	8
FIGURE 9: CLASSES DE DENSITES DE TRUITES >0+ DEFINIES A PARTIR DES DONNEES COLLECTEES SUR LES COURS D'EAU DE HAUTE-SAVOIE (SOURCE: FDPPMA74, 2016). CLASSES DEFINIES POUR DES GABARITS DE COURS D'EAU > 2.5M.....	9
FIGURE 10: REPARTITION DES PRELEVEMENTS GENETIQUES REALISES SUR L'ALLONDON (EN VERT) ET A LA PISCICULTURE DE THOIRY (EN ORANGE)	10
FIGURE 11: EXEMPLE DE REPARTITION DES GENOTYPES (INDICE D'HYBRIDATION) AU SEIN D'UNE POPULATION AVEC DES INDIVIDUS PURS MED (=INDICE 0), DES INDIVIDUS PURS ATL (INDICE= 10) ET DES INDIVIDUS PRESENTANT DIVERS DEGRES D'HYBRIDATION (INDICES 1 A 9). 12	12
FIGURE 12: TAUX D'ALLELES ATLANTIQUES ET TAUX D'INTROGRESSION DES POPULATIONS DE TRUITES (\pm IC 95%) DES TROIS STATIONS D'ETUDE ET DE LA PISCICULTURE DE THOIRY	15
FIGURE 13: DISTRIBUTION DES TRUITES PAR INDICE D'HYBRIDATION. 0 = INDIVIDUS 100% MED (EN ROUGE); 100 = INDIVIDUS 100% ATL (EN BLEU).	16
FIGURE 14: RICHESSES ALLELIQUES DES POPULATIONS DE TRUITES CAPTUREES AU NIVEAU DES 3 STATIONS D'ETUDE ET DES TRUITES PRELEVEES AU NIVEAU DE LA PISCICULTURE DE THOIRY. A GAUCHE : DONNEES 2017 ; A DROITE : DONNEES 2018.....	18
FIGURE 15: NOMBRE DE REPRODUCTEURS EFFICACES (NOTE Nb) AVEC IC95% DETERMINE A PARTIR DES ECHANTILLONS DE 0+ ANALYSES PAR STATION ET PAR ANNEE. LES 0+ ISSUS DE LA PISCICULTURE DE THOIRY ONT EGALEMENT ETE ANALYSES. LES EFFECTIFS SONT INDIQUEES ENTRE PARENTHESES.	19
FIGURE 16: ANALYSE EN COMPOSANTE PRINCIPALE EN 3D REPRESENTANT TOUS LES INDIVIDUS DES 13 ECHANTILLONS PRELEVES EN 2017 (EN HAUT) ET DES 10 ECHANTILLONS PRELEVES EN 2018 (+ LES GENITEURS DE THOIRY 2017 ; EN BAS).	21
FIGURE 17: ANALYSE EN COMPOSANTE PRINCIPALE EN 3D REPRESENTANT LES 23 ECHANTILLONS ETUDIES EN 2017 ET 2018	22
FIGURE 18: REPARTITION SUR CHAQUE SECTEUR DES GENOTYPES OBTENUS PAR LE LOGICIEL STRUCTURE POUR K = 2 CLUSTERS. AU SEIN DE CHAQUE ECHANTILLON, CHAQUE INDIVIDU EST REPRESENTE PAR UNE BARRE VERTICALE COLOREE. CHAQUE COULEUR REPRESENTE UN CLUSTER DIFFERENT. LES BARRES VERTICALES COLOREES REPRESENTENT LES PROBABILITES DE CHAQUE INDIVIDU D'ETRE MEMBRE DES CLUSTERS.....	23
FIGURE 19: REPARTITION SUR CHAQUE SECTEUR DES GENOTYPES OBTENUS PAR LE LOGICIEL STRUCTURE POUR K = 5 CLUSTERS. AU SEIN DE CHAQUE ECHANTILLON, CHAQUE INDIVIDU EST REPRESENTE PAR UNE BARRE VERTICALE COLOREE. CHAQUE COULEUR REPRESENTE UN CLUSTER DIFFERENT. LES BARRES VERTICALES COLOREES REPRESENTENT LES PROBABILITES DE CHAQUE INDIVIDU D'ETRE MEMBRE DES CLUSTERS.....	24
FIGURE 20: CYCLE DE TRANSMISSION DES SPORES <i>T. BRYOSALMONAE</i> , VECTEURS DE LA MRP (SOURCE : GERSTER S. ET HAERTEL-BORER S., 2006) ET PHOTO DE REIN HYPERTROPHIE D'UNE TRUITELLE INFECTEE (PHOTO D. JAQUET).....	26
FIGURE 21: SYNTHESE DES ANALYSES MRP EFFECTUEES SUR LES 0+ DE TRUITES PRELEVES	27
FIGURE 22: REPARTITION DES 0+ ANALYSES POUR LA MRP EN FONCTION DE L'ORIGINE DES INDIVIDUS (NATURELLE VS PISCICULTURE). LES EFFECTIFS SONT INDIQUEES DANS LES HISTOGRAMMES. LES INDIVIDUS CLASSES « DOUTEUX » SONT SOUVENT CARACTERISTIQUES D'UNE INFECTION PASSEE.	28
FIGURE 23: DIAGRAMME THERMIQUE DE L'ALLONDON AU NIVEAU DES 3 STATIONS D'INVENTAIRE SUR LA PERIODE DE JUIN A SEPTEMBRE 2018.	29

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1: TAILLES MOYENNES (ECART TYPE) RETROCALCULEES PAR CLASSES D'AGE SELON LE MODELE DE FRASER-LEE.....	5
TABLEAU 2: TAILLES MOYENNE ESTIMEES AUX DIFFERENTS AGES PAR LE MODELE VON BERTALANFFY.....	6
TABLEAU 3: CARACTERISTIQUES DES 5 MARQUEURS SNP UTILISES POUR LE GENOTYPAGE CHEZ LA TRUITE COMMUNE <i>SALMO TRUTTA</i> (SOURCE : GUYOMARD, NON PUBLIE)	11
TABLEAU 4: LISTE DES 15 MARQUEURS MICROSATELLITES UTILISES POUR LE GENOTYPAGE.....	12
TABLEAU 5: INFORMATIONS SUR LES ECHANTILLONNAGES ET RESULTATS DES PRINCIPALES STATISTIQUES GENETIQUES OBTENUES SUR CHAQUE ECHANTILLON SUR LA BASE DES 13 MICROSATELLITES. HWE = NOMBRE DE TESTS SIGNIFICATIFS EN DESEQUILIBRE HARDY-WEINBERG, HO = HETEROZYGOTIE OBSERVEE, HE = HETEROZYGOTIE ATTENDUE, A = NOMBRE MOYEN D'ALLELE PAR LOCUS, AR = RICHESSE ALLELIQUE, FIS = INDICE DE FIXATION	17
TABLEAU 6: DETAIL DES NOMBRES DE GENITEURS EFFICACES PAR STATION ET PAR DATE DE PRELEVEMENT	20
TABLEAU 7: PRESENTATION DES INDICES DE DIFFERENCIATION, FST, PAR PAIRE D'ECHANTILLONS.....	20
TABLEAU 8: DETAIL DES ASSIGNATIONS PARENTALES SUR LES 0+ CAPTURES DANS L'ALLONDON EN 2018	25
TABLEAU 9: PREVALENCE DE LA MRP DANS LES ECHANTILLONS 2018	28
TABLEAU 10: PRINCIPAUX INDICATEURS DU REGIME THERMIQUE DE L'ALLONDON SUR LA PERIODE JUIN-SEPTEMBRE 2018. EN ROUGE LES DONNEES DE LA STATION DE MOULIN FABRY QUI A FAIT L'OBJET DU SUIVI MRP.	29

1 Contexte

Les populations de truites et ombres de l'Allondon font l'objet d'un monitoring depuis 2000, date de l'inventaire des cours d'eau genevois, mais également suite à la pollution de 2001 ayant entraîné d'importantes mortalités piscicoles. Les données issues du monitoring mettent en évidence des densités de truites et d'ombres relativement faibles : pour la truite en 2017, le stock d'individus âgés de 2 ans et plus a été estimé à 600 individus sur l'ensemble du linéaire genevois et limitrophe (environ 10 km) ; pour les ombres, l'effectif est estimé à quelques dizaines d'individus (GREN, 2017). En parallèle, les captures des pêcheurs amateurs apparaissent en nette diminution depuis les années 1970, passant de 10'000 captures de truites par an dans les années 80, à quelques dizaines par an actuellement (GREN, 2017).

A la demande de l'Office Cantonal de l'Eau, une synthèse des données environnementales et biologiques de l'Allondon a été réalisée en 2017 (SCIMABIO, 2018). Avant 2011, les concentrations en orthophosphates et en formes azotées toxiques pour les populations de truites dépassaient fréquemment et parfois largement les limites tolérables par la truite, non seulement à proximité des rejets de la STEP (station Moulin Fabry), mais également jusqu'à la confluence avec le Rhône. Depuis 2011, la qualité physico-chimique de l'Allondon s'est nettement améliorée et apparaît compatible avec les exigences écologiques de la truite commune (Caudron et al., 2006). Des problèmes de pollutions diffuses (micropolluants, phytosanitaires, métaux lourds) subsistent tout de même dans certains affluents et dans le secteur de Fabry (Cordonier, 2019). D'autre part, les conditions de température semblent compatibles avec les exigences thermiques de la truite, en comparaison avec d'autres cours d'eau situés en France voisine et abritant des populations de truite (Haute-Savoie, voir le rapport SCIMABIO, 2018). Les températures estivales restent toutefois propices au développement de la maladie rénale proliférative, qui affecte les juvéniles (0+) lors de leur première exposition, en particulier au niveau du secteur de Moulin Fabry.

La présente étude fait suite aux investigations préalablement menées en 2017. Une analyse plus poussée de la structure en âge de la population et de la croissance des truites a été menée en 2018 pour mieux caractériser la dynamique de la population et évaluer le mode de gestion actuel en termes de taille légale de capture. De plus, une étude génétique a été initiée pour caractériser la diversité génétique de la population, déterminer le nombre de géniteurs participants à la reproduction et estimer la contribution du repeuplement dans la population en place. Enfin, des prélèvements de truitelles ont été réalisés au niveau de la station de Moulin Fabry, pour évaluer le pourcentage d'individus infectés par la Maladie Rénale Proliférative (MRP) au cours du temps et comparer cette prévalence selon l'origine des individus (reproduction naturelle ou alevinage).

2 Objectifs de l'étude 2018

Les objectifs sont les suivants :

- Finaliser la **courbe de croissance** de la population de truites de l'Allondon à partir des prélèvements d'écaillés analysés en 2018 ;
- Dresser un état des lieux de la **structure génétique de la population de truites et évaluer par la génétique la contribution du repeuplement** (pisciculture de Thoiry) ;

- Evaluer la **prévalence de la Maladie Rénale Proliférative (MRP)** en 2018 et interpréter en fonction de la thermie et de l'origine des individus.

3 Diagnose démographique des populations de truite

3.1 Etude de la croissance des truites

3.1.1 Prélèvement des écailles

Des prélèvements d'écailles ont été réalisés lors des pêches électriques d'inventaire sur les 3 stations suivies (Moulin Fabry, Les Granges et Les Iles) en octobre 2018. Chaque poisson échantillonné a été anesthésié, la longueur totale a été mesurée au mm près et plusieurs écailles ont été prélevées au niveau de la zone préconisée pour les salmonidés par Ombredane et Richard (1990) (figure 1). Au total, 165 poissons ont été prélevés.

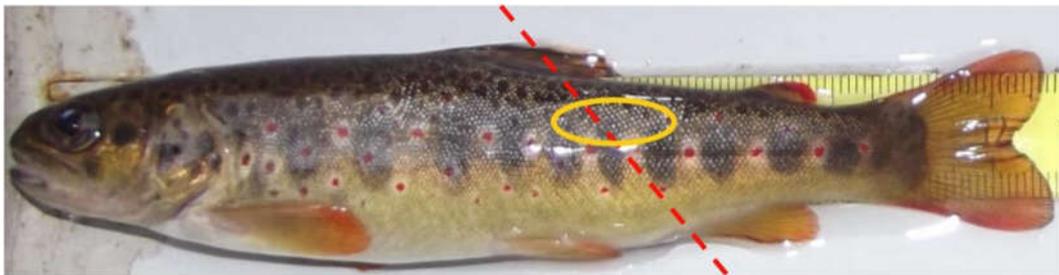


Figure 1: Illustration de la zone préconisée pour le prélèvement d'écailles chez les salmonidés (d'après Ombredane et Richard, 1990).

3.1.2 Analyses scalimétriques

Pour chaque individu, les écailles ont été soigneusement nettoyées des débris de peau et de mucus grâce à une solution de peroxyde de sodium. Ensuite, lorsque le nombre d'écailles était suffisant, entre trois et cinq belles écailles (non régénérées) ont été sélectionnées et montées sur lame mince pour lecture (figure 2).



Figure 2: à gauche : écailles montées sur lame ; au centre : une écaille dite « régénérée » où les stries de croissance ne sont plus visibles sur la zone centrale ; à droite : une écaille de bonne qualité.

Sur les 165 truites prélevées, 13 ne présentaient aucune écaille de bonne qualité (écailles régénérées ou illisibles). Finalement, l'analyse scalimétrique a été réalisée sur 152 individus. Pour l'estimation de l'âge et les prises de mesures nécessaires aux rétro-calculs des tailles, les écailles montées ont été observées par transparence à l'aide d'un stéréomicroscope Leica S9 avec caméra intégrée. Pour chaque individu, les distances entre le nucléus et les marques annuelles hivernales (« annuli ») ont été mesurées sur 2 à 3 écailles différentes afin d'intégrer la variabilité intra-individuelle de la relation longueur de l'écaille - longueur du poisson (Figure 3). L'objectif, lorsque le nombre d'écailles le permet, est de réaliser des mesures sur 3 écailles différentes par poisson, puis de conserver la moyenne. Dans le cadre des prélèvements 2018, 3 écailles ont été analysées pour 140 poissons. Pour les autres individus, 1 ou 2 écailles ont été analysées.

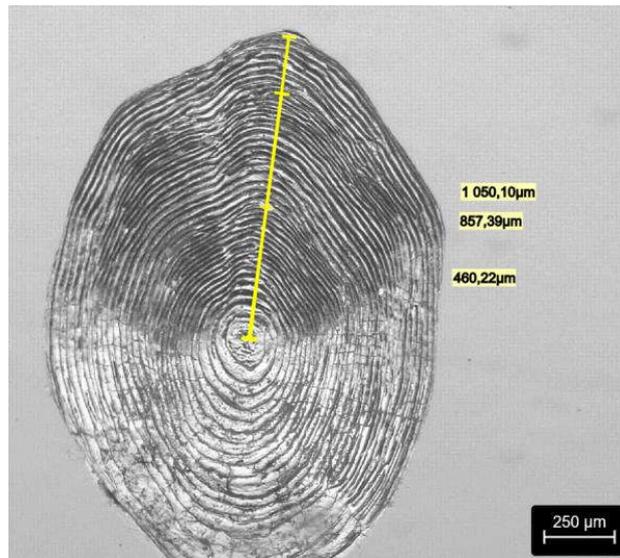


Figure 3: Mesure des annuli servant au rétro calcul

3.1.3 Rétrocalculs

A partir des différentes mesures prises sur les écailles, une relation linéaire entre la taille du poisson et la longueur de l'écaille a été recherchée (figure 4), selon le modèle de Fraser-Lee (Lee, 1920).

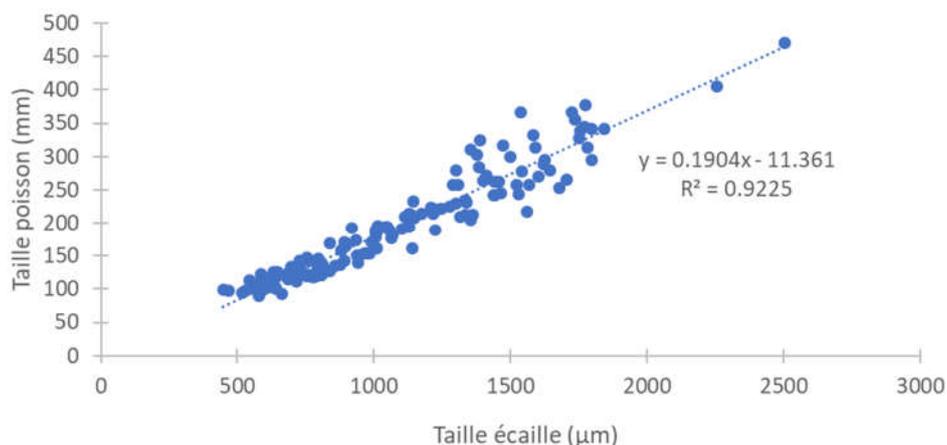


Figure 4: Régression linéaire entre la longueur totale des truites et le rayon de l'écaille (n=152).

3.1.4 Résultats

- Distribution des classes d'âge par classe de taille

Les juvéniles de longueur < 100mm dont les écailles n'avaient pas été systématiquement prélevés ont été ajoutés dans la distribution et classés en 0+ (n=15). La distribution des individus des différentes classes d'âge selon leur taille ne montre pas d'écart important entre les 3 stations (Annexe 1). Les données des 3 stations ont donc été regroupées (Figure 5). La comparaison avec les données de 2017 montre certains écarts dans les distributions des tailles par classe d'âge (Figure 5), la cohorte 0+ présente notamment une taille moyenne (\pm écart type) légèrement plus élevée en 2018 : 113 ± 20 mm contre 101 ± 17 mm en 2017 (t-test, $p < 0.001$).

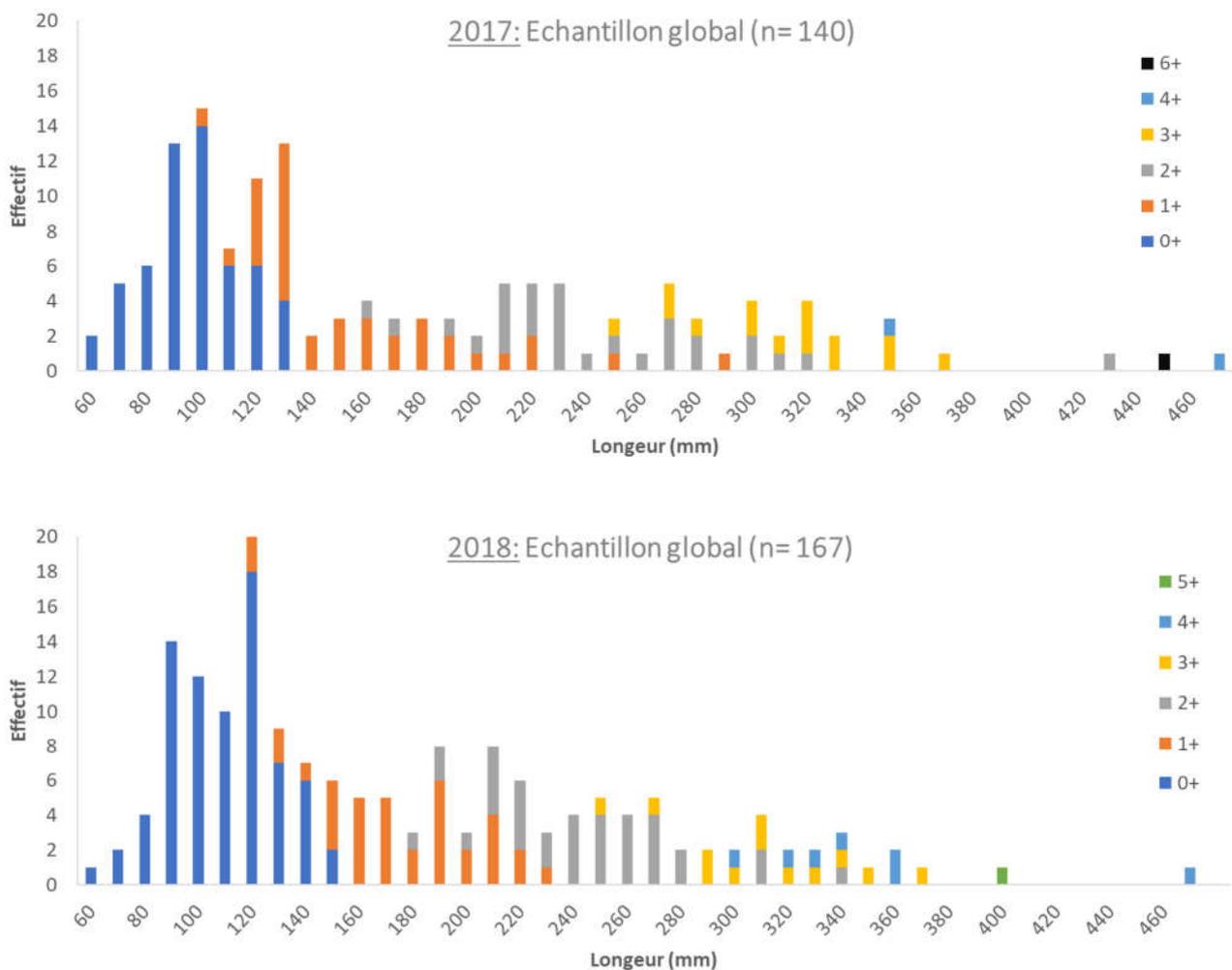


Figure 5: Histogrammes des classes d'âges de truites par classes de tailles, toutes stations confondues

- Tailles moyennes rétrocalculées

Les tailles moyennes rétrocalculées à partir des écailles prélevées en 2018 sont fournies dans le tableau 1.

Tableau 1: Tailles moyennes (écart type) rétrocalculées par classes d'âge selon le modèle de Fraser-Lee

	1 an (n=91)	2 ans (n=55)	3 ans (n=20)	4 ans (n=8)	5 ans (n=1)
BV Allondon					
Taille moyenne (mm)	97.5	179.6	261.2	313.5	348.4
Ecart type	23.9	36.1	32.2	36.6	/

3.1.5 Courbe de croissance

La courbe de croissance avait initialement été réalisée à partir des données 2017, mais le modèle obtenu était peu robuste en raison du faible nombre d'individu âgés de 3 ans et plus (SCIMABIO, 2018). Un modèle de croissance « global », intégrant les données collectées lors des deux années de prélèvement (2017 et 2018) a été établi (Figure 6).

Résultats du modèle global :

Le modèle converge vers une taille L_{inf} évaluée autour de 705 mm. Les tests de robustesse basés sur le changement des paramètres initiaux indiquent que le modèle obtenu est cohérent.

L'équation du modèle de croissance de Von bertalanffy ($L_t = L_{inf} * [1 - e^{-k(t-t_0)}]$) sur l'Allondon est la suivante :

$$L_t = 705.4 * [1 - e^{-0,166(t-0.11)}]$$

Où L_t est la longueur totale du poisson à l'instant t ;

L_{inf} est la longueur asymptotique en mm, il s'agit de la taille théorique qu'atteindrait une truite si elle pouvait vivre et grandir indéfiniment ;

K est le coefficient de croissance qui caractérise la rapidité avec laquelle le poisson croît vers la longueur asymptotique ;

t_0 est l'âge théorique pour lequel le poisson a une longueur nulle. Il désigne le point de départ de la courbe de croissance sur l'axe du temps.

La courbe de croissance est présentée en figure 6 et les estimations des paramètres sont récapitulées ci-dessous :

	Moyenne	Ec. type	t value	Pr(> t)
L_{inf}	705.4	133.6	5.3	<0.001 ***
K	0.166	0.04	3.7	<0.001 ***
t_0	0.11	0.07	1.5	0.13

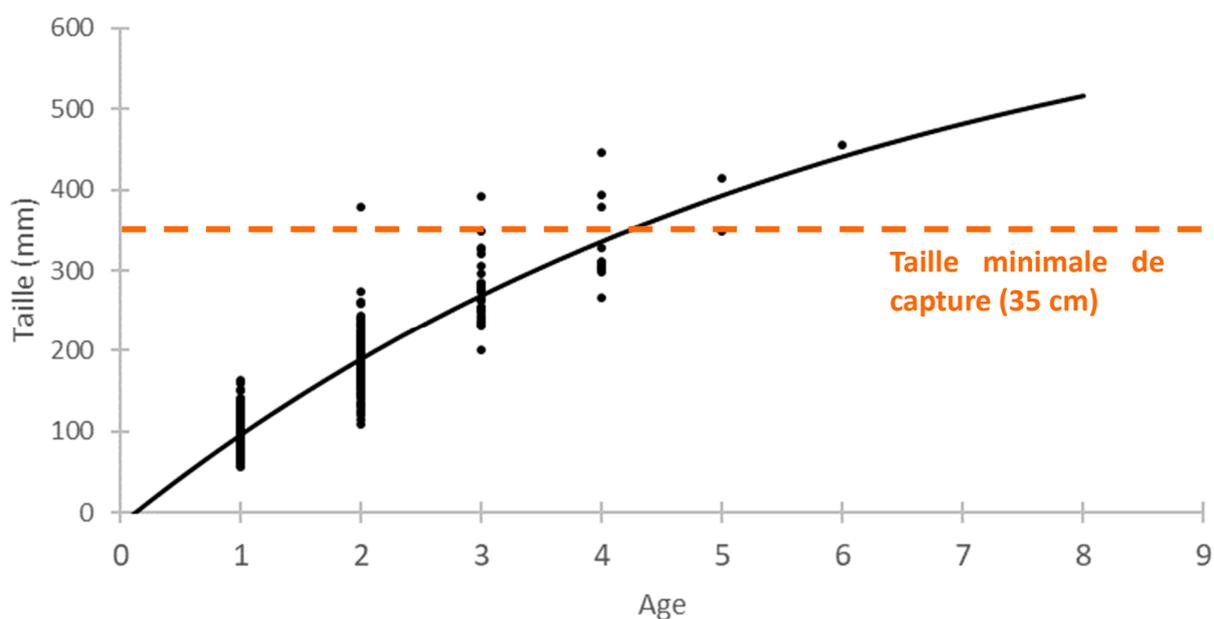


Figure 6: courbe de croissance des truites de l'Allondon (données 2017 et 2018)

Ces résultats confirment ceux obtenus sur la base des analyses 2017 (SCIMABIO, 2018). Les prélèvements complémentaires de vieux individus (> 3+) ont permis de valider la courbe.

Tableau 2: Tailles moyenne estimées aux différents âges par le modèle Von Bertalanffy

Global	1 an	2 ans	3 ans	4 ans	5 ans	6 ans
Moyenne	96	190	269	336	393	440
IC inf 95%	92	185	263	325	376	413
IC sup 95%	102	196	275	346	420	476

La taille minimale de capture se situe juste au-dessus de la taille moyenne à 4 ans estimée par le modèle, et au niveau des plus gros individus âgés de 3 ans (Figure 6).

3.2 Evolution des densités de truites

Des inventaires piscicoles ont été réalisés dans l'Allondon depuis le début des années 2000 au niveau de plusieurs stations localisées sur le cours principal et les principaux affluents (voir détail des stations dans le rapport 2017 ; SCIMABIO, 2018). Seules les 3 stations ayant fait l'objet d'inventaires piscicoles en 2017 et 2018 sont présentées (d'amont en aval : Moulin Fabry, les Granges, les Iles). Etant donné la disparité des protocoles d'échantillonnage (pêches 1 ou 2 passages) et dans une optique de pouvoir comparer les variations interannuelles, seul le premier passage a été conservé pour l'estimation des densités (SCIMABIO, 2018).

Les données de pêches électriques ont été scindées en deux classes d'âge en fonction des tailles des individus : les truites de plus de 150 mm ont été classées « >0+ », celles de moins de 150

mm ont été classés « 0+ » (Figure 7). Ce seuil se base sur la distribution en tailles des captures de truites sur la période 2000-2016, ainsi que sur les déterminations d'âges réalisées en 2017 et 2018.

Il est fort probable que certaines truites 1+ soient groupées à tort avec les 0+, mais ce biais reste acceptable et ne changera pas significativement les tendances.

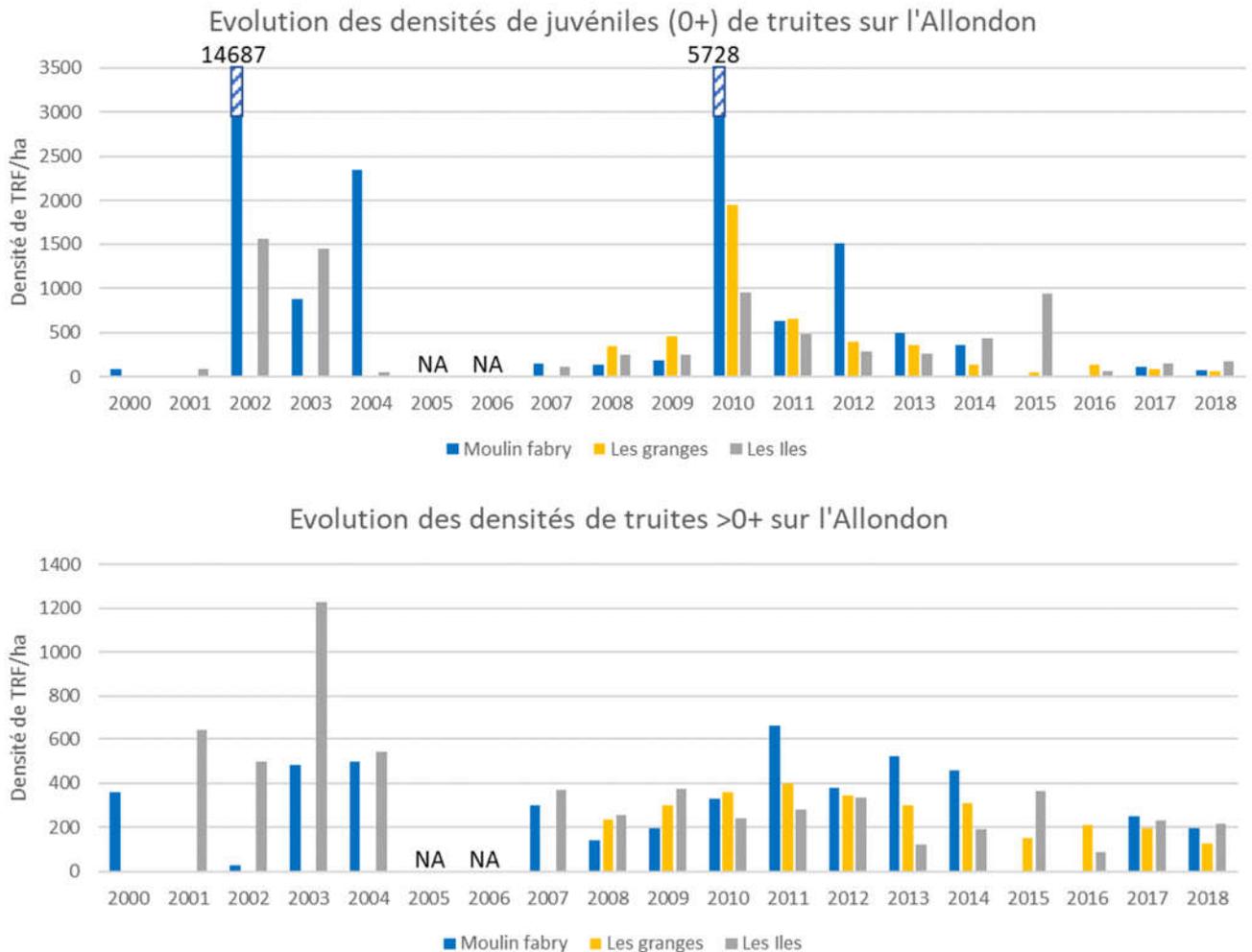


Figure 7: Evolution des densités de truites 0+ et >0+ sur l'Allondon entre 2000 et 2018 au niveau des 3 stations suivies (NA = absence de données).

Les densités de 0+ sont largement biaisées par les pratiques d'alevinage soutenues et il est difficile d'établir un diagnostic en l'absence d'information sur l'origine des poissons pêchés. Les densités de 0+ restent globalement faibles sur l'Allondon. Le seuil des 1'000 0+/ha (soit 0.1 individu/m²) n'est dépassé qu'en 2002, 2003, 2004, 2010 et 2012, principalement au niveau de Moulin Fabry. Depuis 2016, les densités de 0+ restent très faibles, avec moins de 200 individus par ha de cours d'eau sur les 3 stations.

Les densités de sub-adultes et adultes (>0+) estimées par pêches électriques sont également faibles à moyennes sur l'ensemble du linéaire, généralement inférieures à 700 ind/ha sans tendance

nette depuis 2003, bien que les années 2016, 2017 et 2018 montrent les densités les plus faibles sur la chronique (<250 ind/ha sur les 3 stations).

Depuis 2008, les inventaires piscicoles ont été réalisés par pêches électriques à 2 passages successifs, rendant possibles des estimations plus précises des densités grâce à l'estimateur de Carle et Strub (1978). Les variations interannuelles des densités de truites >0+ apparaissent relativement similaires entre les stations de Moulin Fabry et des Granges, avec une tendance à la baisse depuis 2011. La situation est différente au niveau de la station des Iles, caractérisée par une plus grande stabilité des densités de truites >0+ sur la période (Figure 8). La proximité avec le Rhône peut être une explication avancée pour expliquer la singularité des fluctuations de densités au niveau des Iles, les truites du Rhône pouvant remonter dans l'Allondon. Une autre hypothèse est la proximité des confluences de plusieurs ruisseaux piscicoles, notamment des Eaux chaudes et des Eaux froides, deux affluents présentant des densités relativement importantes de truites (env. 2500 truites/ha en octobre 2017 sur le ruisseau des Eaux froides, données OCEau), susceptibles de dévaler dans l'Allondon. Les différences entre stations sont moindres sur les densités de 0+ (Figure 8, haut): les tendances générales sont à la baisse, même si l'alevinage tend à biaiser les densités estimées.

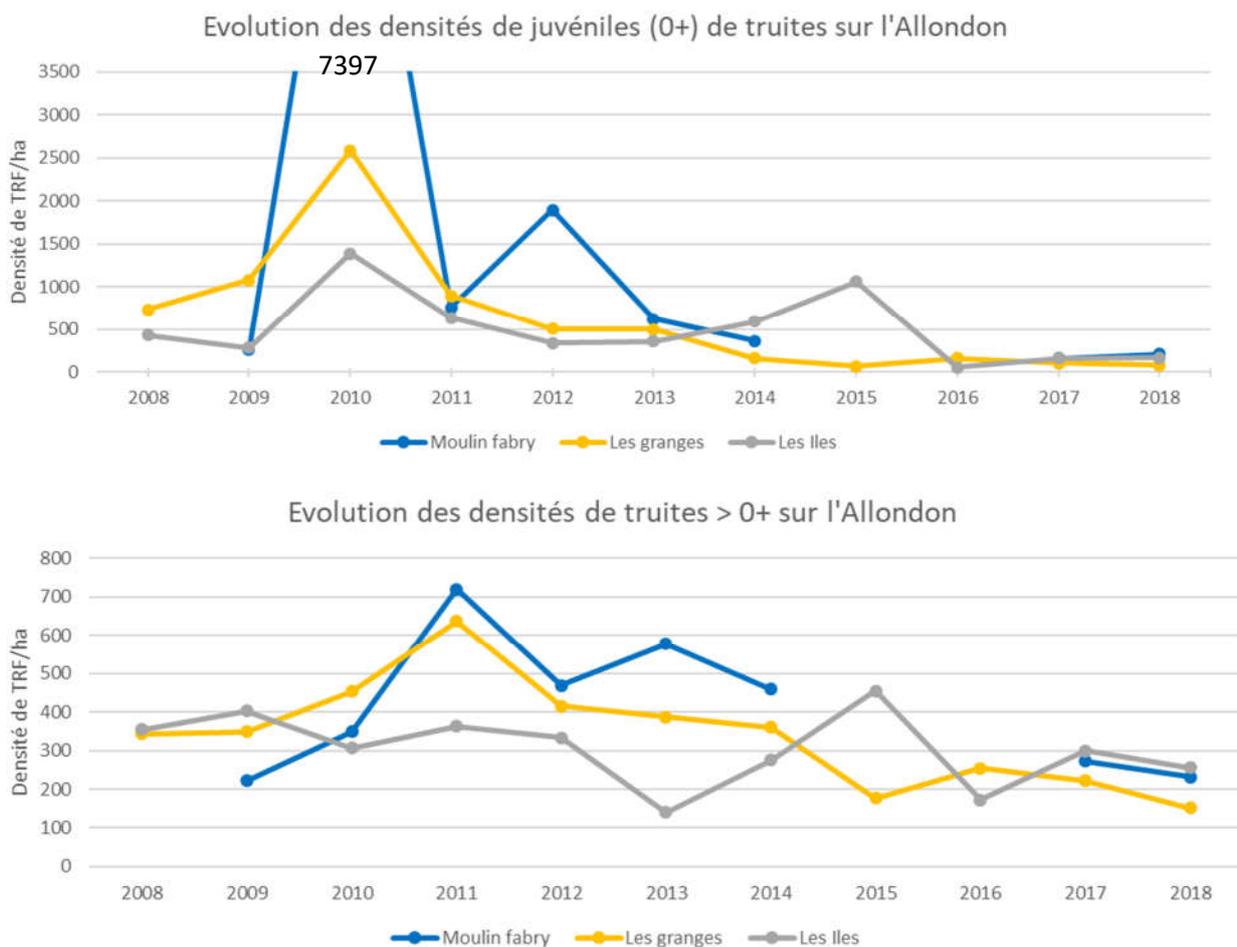


Figure 8: Comparaison des densités de truites 0+ et >0+ sur les trois stations de l'Allondon sur la période 2008-2018 (sur la base des pêches d'inventaires à 2 passages).

3.3 Comparaison avec d'autres cours d'eau

Une comparaison a été effectuée avec les densités de truites de l'ensemble des cours d'eau du département de la Haute-Savoie, de plus de 2.5m de large (données extraites du Plan Départemental pour la Protection du milieu aquatique et la Gestion des ressources piscicoles de Haute Savoie ; FDPPMA74) : 151 données d'inventaires ont été récoltées sur le même nombre de stations. Ces stations ont été réparties en 4 classes de densités, chaque classe comprenant 25% des stations, et une cinquième classe constituée des résultats exceptionnellement élevés. Les 5 classes d'abondance de ce standard départemental ont été définies de la manière suivante, en partant de la moins bonne classe : « dégradé », « perturbé », « moyen », « standard départemental bas » et « standard départemental haut ». Les limites des classes sont fournies dans la Figure 9.

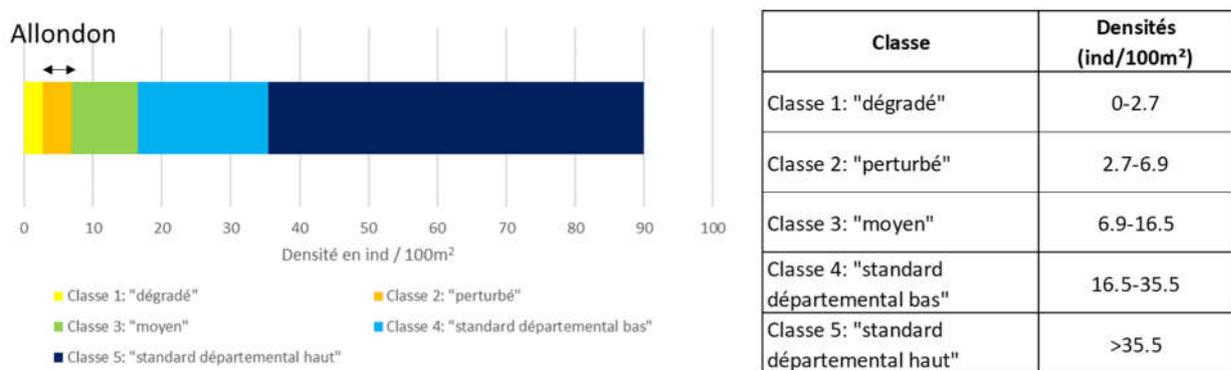


Figure 9: Classes de densités de truites >0+ définies à partir des données collectées sur les cours d'eau de Haute-Savoie (Source: FDPPMA74, 2016). Classes définies pour des gabarits de cours d'eau > 2.5m

Sur la période 2008-2018, les densités de truites >0+ sur l'Allondon correspondent en valeurs moyennes à la classe « perturbé » (3.1 à 4.1 ind. / 100 m² au niveau des 3 stations présentées en Figure 8). Toutefois, les valeurs maximales ont été atteintes en 2011 (Moulin Fabry, les Granges) et 2015 (les Iles), et les densités relevées de 2016 à 2018 se situent pour la plupart dans la classe 1 « dégradé ». Par rapport au standard départemental de la Haute-Savoie, la population de truites de l'Allondon se situe donc dans une gamme de densité plutôt faible.

4 Etude génétique

4.1 Echantillonnage

Pour une étude de génétique des populations, il est recommandé d'éviter d'échantillonner des individus faisant partie de la même fratrie (Hansen et al., 1997). Dans la présente étude, ce risque a été limité par le protocole mis en œuvre : 1/ en échantillonnant plusieurs classes d'âge et 2/ en répartissant les prélèvements sur plusieurs stations (3) le long du linéaire. Les 0+ ont été échantillonnés avec pour objectifs principaux d'évaluer le nombre de reproducteurs efficaces mais également afin de pouvoir procéder à des assignations de parenté pour évaluer la contribution des repeuplements.

Les prélèvements ont été réalisés en 2017 et 2018 sur différents stocks (Figure 10) :

- Echantillons de 0+ issus de Thoiry avant mise à l'eau dans l'Allondon : juin 2017, avril 2018 et mai 2018 ;
- L'ensemble des géniteurs de la pisciculture de Thoiry, utilisés pour produire les 0+ destinés à l'alevinage 2018 de l'Allondon (novembre 2017) ;
- Les truites 0+ capturées lors des pêches de prélèvement pour la MRP ;
- L'ensemble des truites 0+ et >0+ capturées lors des pêches d'inventaire réalisées en octobre 2017 et octobre 2018 sur 3 stations de l'Allondon (Moulin Fabry, les Granges, les Iles).

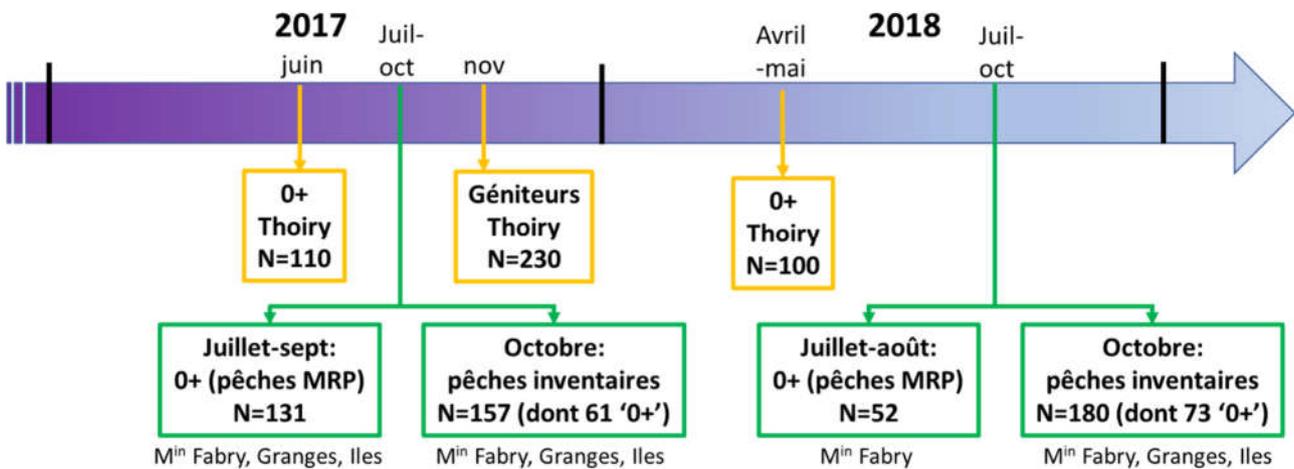


Figure 10: Répartition des prélèvements génétiques réalisés sur l'Allondon (en vert) et à la pisciculture de Thoiry (en orange)

Les prélèvements consistent en l'ablation d'un fragment de nageoire pelvienne ou caudale (chez les gros individus uniquement). Chaque poisson échantillonné a été anesthésié, mesuré au mm près puis un morceau de nageoire pelvienne a été prélevé et stocké dans l'éthanol 96°. Au total, 960 individus ont été prélevés.

4.2 Analyses génétiques

Deux types d'analyses génétiques ont été réalisées :

- Des analyses de **marqueurs dits « diagnostics »** permettant de déterminer pour chaque individu puis au niveau de la population les taux d'allèles méditerranéens (allèles natifs, notés MED) et atlantiques (ATL) ;
- Des analyses de **marqueurs de « diversité génétique »**, visant à évaluer la richesse allélique de la population, estimer le nombre de reproducteurs efficaces, et procéder à des assignations de parenté sur les individus 0+.

Chaque échantillon a été reconditionné au laboratoire : le fragment de nageoire a été recoupé et placé dans une plaque à 96 puits, puis de l'alcool à 96° a été ajouté. L'ADN a ensuite été extrait puis amplifié par PCR, ensuite le génotypage a été réalisé. Les analyses des marqueurs de diversité génétique ont été réalisées sur les 960 individus prélevés (voir Figure 10) ; les marqueurs diagnostics ont été analysés sur 649 individus (les 0+ issus de la pisciculture de Thoiry n'ont pas été analysés).

4.2.1 Analyse des marqueurs diagnostic

Le génotypage de 5 marqueurs SNP a été réalisé. Un marqueur SNP (= Single Nucleotide Polymorphism) correspond à la variation d'une seule paire de base sur une séquence ADN donnée. La paire de base identifiée est soit caractéristique de la lignée méditerranéenne soit de la lignée atlantique.

Marqueur	Allèle atlantique	Allèle méditerranéen
OMM1105	G	T
OMM1154	G	T
OMM1164	C	A
OMM1443	C	T
Str591	T	C

Tableau 3: Caractéristiques des 5 marqueurs SNP utilisés pour le génotypage chez la truite commune *Salmo trutta* (Source : Guyomard, non publié)

Le caractère diagnostic des marqueurs permet de distinguer sans ambiguïté pour chaque marqueur l'origine atlantique (ATL) ou méditerranéenne (MED) des allèles. Deux niveaux d'analyses ont été réalisés : l'étude globale du taux d'allèles atlantiques dans chaque population ; et l'étude au niveau individuel de la répartition des différents génotypes au sein de chaque population. Le pourcentage d'allèles ATL a été calculé pour chaque population de la manière suivante :

$$\% \text{ ATL} = \frac{\text{Nb d'allèles atlantiques observés à chaque marqueur}}{\text{Nb total d'allèles observés dans l'échantillon}} \times 100$$

Sachant que 5 marqueurs ont été analysés (soit 10 allèles), chaque individu a été caractérisé par un **indice d'hybridation** allant de 0 à 10 en fonction du nombre d'allèles ATL observés. Un indice de 0 correspond à un individu méditerranéen pur, et un indice de 10 à un individu atlantique pur.

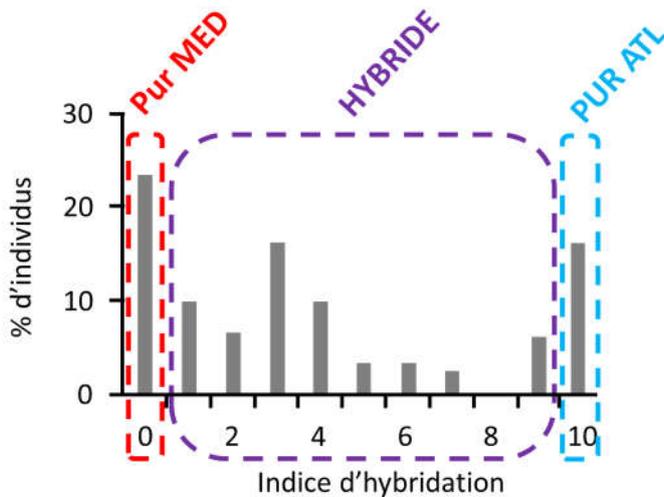


Figure 11: exemple de répartition des génotypes (indice d'hybridation) au sein d'une population avec des individus purs MED (=indice 0), des individus purs ATL (indice= 10) et des individus présentant divers degrés d'hybridation (indices 1 à 9).

Enfin, le **taux d'introgession** a été calculé en retirant les individus purs ATL afin de connaître la part de gènes ATL non-natifs qui est réellement mélangée (=introgession) au pool de gènes MED natifs.

Les intervalles de confiances à 95% des taux d'allèles atlantiques et des taux d'introgession ont été calculés par la méthode Wilson de score avec correction de continuité.

4.2.2 Analyse des marqueurs de diversité génétique

- Les marqueurs

Après extraction et amplification de l'ADN, chaque individu a été génotypé au niveau de 15 marqueurs microsatellites (tableau 4) et du marqueur du sexe 'Strutta-sdY' qui n'est amplifié que chez le mâle. Un marqueur microsatellite correspond à la répétition continue d'un motif composé de plusieurs nucléotides sur une séquence ADN donnée. Le nombre de répétition d'un même motif varie d'un individu à l'autre, et d'un allèle à l'autre chez un même individu. Ces marqueurs microsatellites sont utilisés pour mesurer la diversité génétique au sein d'un groupe d'individus.

Tableau 4: liste des 15 marqueurs microsatellites utilisés pour le génotypage.

Nom du marqueur	Auteurs
BS131	Estoup et al., 1998
CA060177	Vasemägi et al., 2005
Oneμ9	Scribner et al., 1996
Ssa159NVH	Hoyheim 2000
Ssa171DU	O'Reilly et al 1996
Ssa197DU	O'Reilly et al 1996
Ssa408UOS	Cairney et al., 2000
Ssa85DU	O'Reilly et al 1996

Nom du marqueur	Auteurs
SsaD71	King et al., 2005
SsoSL438	Sletan et al 1996
Str543INRA	Presa and Guyomard 1996
Str58CNRS	Poteaux 1995
Str60INRA	Estoup et al. 1993
Str73INRA	Estoup et al. 1993
T3-13	Estoup et al 1998

- Caractéristiques et qualité des échantillons analysés

La qualité des géotypages et l'absence d'amplification d'un des deux allèles (phénomène de « dropout ») ont été vérifiées en utilisant Micro-Checker (Van Oosterhout et al., 2004).

Une première analyse a été réalisée avec le logiciel COLONY 2.0 (Wang, 2004 ; Jones et Wang, 2010) pour estimer le nombre de familles composant chaque échantillon et repérer les **individus appartenant à la même fratrie**.

Les déviations par rapport à l'**équilibre d'Hardy-Weinberg (HW)** et l'existence de **déséquilibres de liaison (DL)** ont été testées à l'aide de GENEPOP v4.2 (Rousset, 2008). Le seuil initial de significativité ($P=0,05$) a été ajusté par la correction de Bonferroni.

L'**indice de fixation Fis** (Wright, 1969) de chaque échantillon a été calculé en utilisant le logiciel FSTAT (Goudet, 1995). Cet indice varie de -1 à +1 et renseigne sur le déficit en hétérozygote dans un échantillon. Un Fis de 0 indique une population à l'équilibre de Hardy-Weinberg, une valeur positive traduit un déficit en hétérozygotes alors qu'une valeur négative indique un excès d'hétérozygotes.

- Diversité génétique des échantillons

La diversité génétique au sein de chaque échantillon a été étudiée à l'aide des paramètres suivants :

- **Le nombre total d'allèles ;**
- **La moyenne du nombre d'allèles (A) par locus ;**
- **La richesse allélique (AR)** qui correspond au nombre total d'allèles divisé par le nombre de loci ;
- **L'hétérozygotie attendue (He) et observée (Ho)** qui indique la proportion d'individus hétérozygotes à laquelle on s'attend dans une population panmictique (He) et observée dans l'échantillon (Ho). Dans une population panmictique, tous les individus ont autant de chances de se reproduire avec n'importe quel autre individu de cette population.

Dans une population naturelle, tous les individus ne participent pas à la reproduction et tous n'ont pas le même succès reproducteur. Dans cette étude, il s'agit d'estimer le **nombre de reproducteurs efficaces (Nb)**, c'est-à-dire qui ont effectivement participé à la reproduction de l'année. Cette estimation réalisée à partir du logiciel COLONY 2.0 (Jones et Wang, 2010), est basée sur la reconstitution génétique des fratries au sein de l'échantillon de juvéniles de l'année (Lepais, 2017). C'est un paramètre intégratif qui permet de suivre l'évolution de la santé de la population au cours du temps. Le nombre de reproducteurs efficaces et l'intervalle de confiance à 95% ont été estimés selon le protocole proposé par Lepais (2017) ; Nb a été calculé sur la classe d'âge 0+ au niveau des 3 stations échantillonnées en 2017 et 2018 ainsi que pour les 0+ issus de pisciculture (2017 et 2018).

- Différenciation et structure génétique entre les échantillons

La différenciation et la structuration génétique entre les échantillons ont été étudiées par 3 approches :

- Les **indices de différenciation F_{ST}** ont été calculés pour chaque paire d'échantillons. Cet indice renseigne sur la différence génétique entre les échantillons sur la base des fréquences alléliques. Il varie de 0 à 1 : plus il est élevé plus la différenciation génétique entre les deux échantillons est importante. Ces calculs ainsi que les tests de significativité par permutation ont été réalisés avec le logiciel FSTAT.
- Une **analyse en composante principale** (ACP) basée sur les fréquences alléliques a été réalisée en utilisant le logiciel GENETIX 4.05 (Belkhir et al., 1996-2004). Elle permet d'illustrer de manière visuelle la proximité génétique entre les individus ou les populations étudiés.
- La **structure génétique** a été étudiée par une méthode dite de « clustering » avec le logiciel STRUCTURE v2.3.4 (Pritchard et al., 2000). Cette méthode regroupe les individus en différents groupes génétiques homogènes (appelés clusters) sur la base de leur génotype sans connaître leur appartenance à l'échantillon d'origine. Une analyse hiérarchique a permis d'évaluer le nombre le plus probable de clusters, selon la procédure décrite par Evanno et al. (2005) avec l'utilitaire STRUCTURE HARVESTER (Earl et vonHoldt, 2012).

- Assignation parentale

Dans la mesure où l'intégralité des géniteurs utilisés pour la production des juvéniles destinés au repeuplement a été prélevée fin 2017 à la pisciculture de Thoiry, il est théoriquement possible de rechercher l'assignation parentale des 0+ capturés dans l'Allondon en 2018. Cette analyse a été réalisée à l'aide du programme Papa (Package for the Analysis of Parental Allocation ; Duchesne et al., 2002) en utilisant une combinaison robuste de 13 marqueurs parmi les 15 génotypés. Une étape préalable de calibration a consisté à vérifier l'assignation parentale des 0+ issus de la pisciculture de Thoiry en 2018 (100 individus prélevés). Après avoir affiné les seuils d'erreur et validé l'approche, tous les 0+ capturés en 2018 dans l'Allondon ont fait l'objet d'une recherche de parenté. Les descendants des géniteurs de la pisciculture ont ainsi pu être identifiés ; à l'inverse les individus dont les parents n'ont pas été identifiés, ont été considérés comme issus du recrutement naturel.

4.3 Résultats

4.3.1 Analyse des taux d'introgession ATL/MED

Les taux d'introgessions sont d'abord présentés en valeur moyenne au niveau de chacune des 3 stations échantillonnées (Figure 12). Puis les distributions des taux d'introgessions individuels ont été détaillés (Figure 13).

- **Au niveau populationnel**

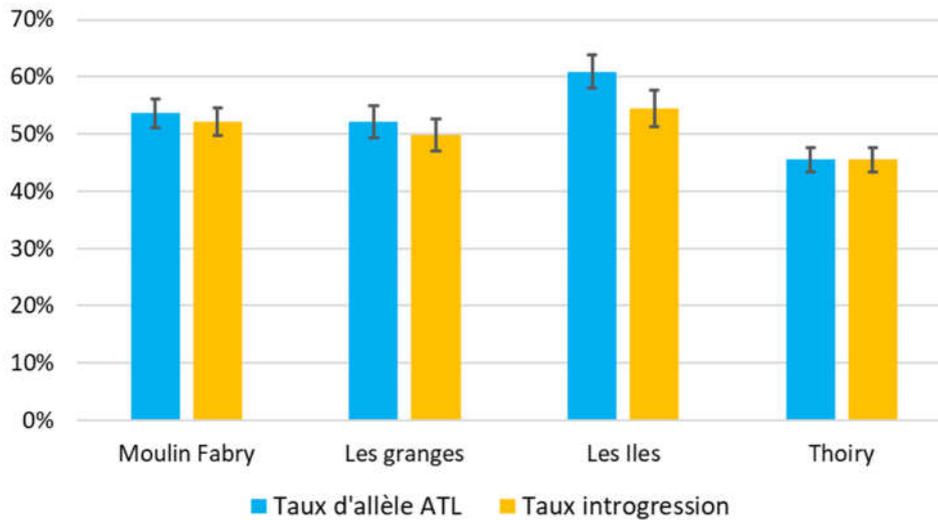


Figure 12: Taux d'allèles atlantiques et taux d'introgession des populations de truites (\pm IC 95%) des trois stations d'étude et de la pisciculture de Thoiry

Les populations de truites des 3 stations de l'Allondon ainsi que les géniteurs de la pisciculture de Thoiry présentent des taux d'introgession compris entre 45 et 55%. Les taux d'allèles atlantiques présentent des valeurs similaires aux taux d'introgession, dans la mesure où peu d'individus 100% atlantiques ont été identifiés, excepté sur la station des Iles. On constate sur cette station un taux d'allèles atlantiques légèrement plus élevé.

- **Au niveau individuel**

Les géniteurs utilisés à la pisciculture de Thoiry pour produire les 0+ mis à l'eau sur le bassin versant de l'Allondon, présentent des indices d'hybridation relativement similaires aux truites de l'Allondon, compris pour la plupart entre 20 et 80%. Il est à noter le faible effectif d'individus purs méditerranéens (indice d'hybridation = 0), tant dans les populations naturelles qu'au sein des géniteurs de pisciculture (Figure 13). La station des Iles compte davantage d'individus purs atlantiques que les autres stations (18 individus soit 15% de l'effectif, voir Figure 13). Bien qu'il ne soit pas possible de conclure quant à l'origine de ces individus purs atlantique, on peut supposer qu'ils proviennent d'une autre origine que l'Allondon : contribution de truites provenant des petits ruisseaux piscicoles (Eaux chaudes, Eaux froides, éventuellement Roulave) ou bien d'individus originaires du Rhône. Ces hypothèses seraient à valider par le biais de prélèvements génétiques complémentaires dans les affluents de l'Allondon

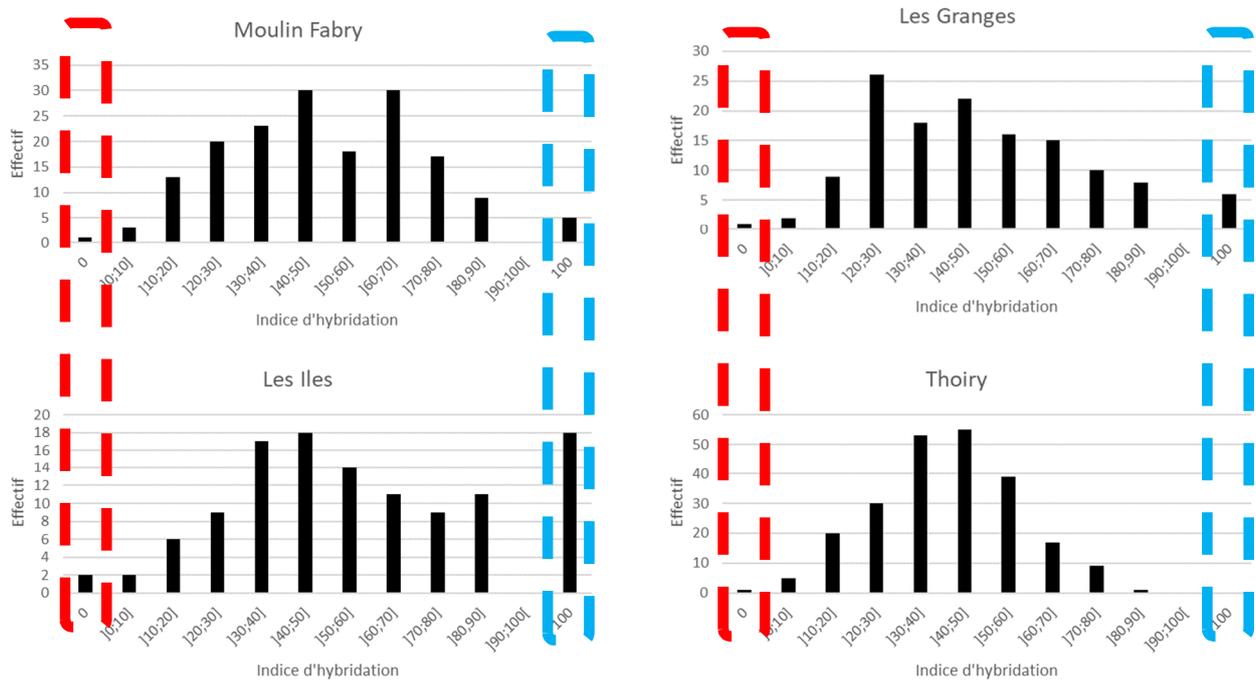


Figure 13: Distribution des truites par indice d'hybridation. 0 = individus 100% MED (en rouge); 100 = individus 100% ATL (en bleu).

4.3.2 Caractéristiques et qualité des échantillons

Aucun allèle nul ni de phénomène de « dropout » n'ont été détectés sur les échantillons.

L'analyse avec COLONY a permis d'estimer le nombre de familles composant chaque sous-population. Plusieurs individus ont montré une forte probabilité d'appartenir à la même fratrie. Pour éviter de biaiser les résultats, seul un individu de chaque famille a été conservé pour les analyses statistiques.

Les premiers tests de déviation par rapport à l'équilibre Hardy-Weinberg réalisés sur les 15 marqueurs, ont conduit à tester 345 combinaisons. Avant correction de Bonferroni pour les tests multiples, les résultats ont indiqué que 88 tests sur 345 étaient en déséquilibre, soit 25%, ce qui est plus élevé que le nombre attendu du fait du hasard au risque de 5% ($345 \times 0,05 = 17$ déséquilibres attendus). Après correction, 50 tests restaient en déséquilibre. L'analyse plus précise de ces déséquilibres H.W. a montré que les marqueurs Ssa159 et str58, monomorphes dans plusieurs populations, étaient en déséquilibre dans respectivement 17 et 15 échantillons après correction. Ces marqueurs ont été retirés du jeu de données.

La suite des analyses a donc été réalisée sur 789 individus parmi les 960 individus analysés, à l'aide de 13 marqueurs polymorphes.

Tableau 5: informations sur les échantillonnages et résultats des principales statistiques génétiques obtenues sur chaque échantillon sur la base des 13 microsatellites. HWE = nombre de tests significatifs en déséquilibre Hardy-Weinberg, Ho = hétérozygotie observée, He = hétérozygotie attendue, A = nombre moyen d'allèle par locus, Ar = richesse allélique, Fis = indice de fixation

Populations	Composition de l'échantillon	Sexe-ratio (% de mâle)	Effectif échantilloné	Effectif génotypé	Nb de famille	Effectif utilisé pour les analyses	HWE	Ho	He	Nb total d'allèles	A	Ar	Fis
Moulin Fabry 07-2017	0+	71.9%	29	29	26	26	2	0.77	0.76	112	8.62	7.63	0.010
Moulin Fabry 10-2017	0+	56.5%	24	24	19	19	0	0.81	0.77	104	8.00	7.66	-0.024
	≥1+	48.3%	34	34	29	29	1	0.80	0.80	137	10.54	9.05	0.020
Moulin Fabry 07-2018	0+	70.0%	32	32	28	28	0	0.77	0.71	101	7.77	6.81	-0.073
Moulin Fabry 08-2018	0+	0.0%	20	20	17	17	0	0.69	0.68	87	6.69	6.60	0.043
Moulin Fabry 10-2018	0+	2.9%	23	23	17	17	0	0.70	0.73	98	7.54	7.41	0.071
	≥1+	61.5%	26	26	25	25	0	0.78	0.78	128	9.85	8.63	0.021
Les Granges 07-2017	0+	56.0%	25	25	19	19	0	0.69	0.73	106	8.15	7.77	0.080
Les Granges 09-2017	0+	50.0%	26	26	23	23	1	0.75	0.75	113	8.69	7.78	0.022
Les Granges 10-2017	0+	0.0%	17	17	17	17	0	0.70	0.72	90	6.92	6.85	0.054
	≥1+	5.7%	35	35	29	29	1	0.73	0.77	131	10.08	8.42	0.067
Les Granges 10-2018	0+	68.0%	25	25	19	18	0	0.78	0.76	99	7.62	7.36	0.007
	≥1+	71.7%	46	46	44	44	3	0.72	0.78	154	11.85	8.80	0.095
Les Iles 07-2017	0+	52.0%	25	25	21	21	0	0.73	0.78	116	8.92	8.25	0.087
Les Iles 09-2017	0+	42.3%	26	26	24	24	0	0.74	0.76	123	9.46	8.29	0.053
Les Iles 10-2017	0+	5.0%	20	20	18	18	0	0.76	0.76	114	8.77	8.49	0.037
	≥1+	7.4%	27	27	26	26	1	0.71	0.77	127	9.77	8.55	0.098
Les Iles 10-2018	0+	82.1%	28	28	21	21	0	0.72	0.73	105	8.08	7.46	0.037
	≥1+	53.1%	32	32	30	30	0	0.75	0.80	137	10.54	8.88	0.073
Thoiry 0+ 06-2017	0+	82.7%	110	110	86	86	2	0.73	0.70	94	7.23	5.65	-0.032
Thoiry 0+ 04-2018	0+	52.0%	50	50	35	35	0	0.75	0.72	86	6.62	5.79	-0.032
Thoiry 0+ 05-2018	0+	68.0%	50	50	40	40	0	0.72	0.70	89	6.85	6.06	-0.013
Thoiry Geniteurs	adultes	53.0%	230	230	176	176	7	0.71	0.74	129	9.92	6.31	-0.039

4.3.3 Diversité génétique des échantillons

Sur les 13 marqueurs analysés, un total de 191 allèles différents a été observé. Les populations montrent une bonne diversité allélique avec un nombre moyen d'allèles par locus variant de 6.6 à 11,9 et une richesse allélique comprise entre 5.7 et 9.1 (tableau 5). Aucune population ne montre une diversité allélique significativement plus faible que les autres pouvant traduire un isolement. Les géniteurs de la pisciculture de Thoiry présentent toutefois une richesse allélique légèrement inférieure à celle des truites ≥ 1+ de l'Allondon.

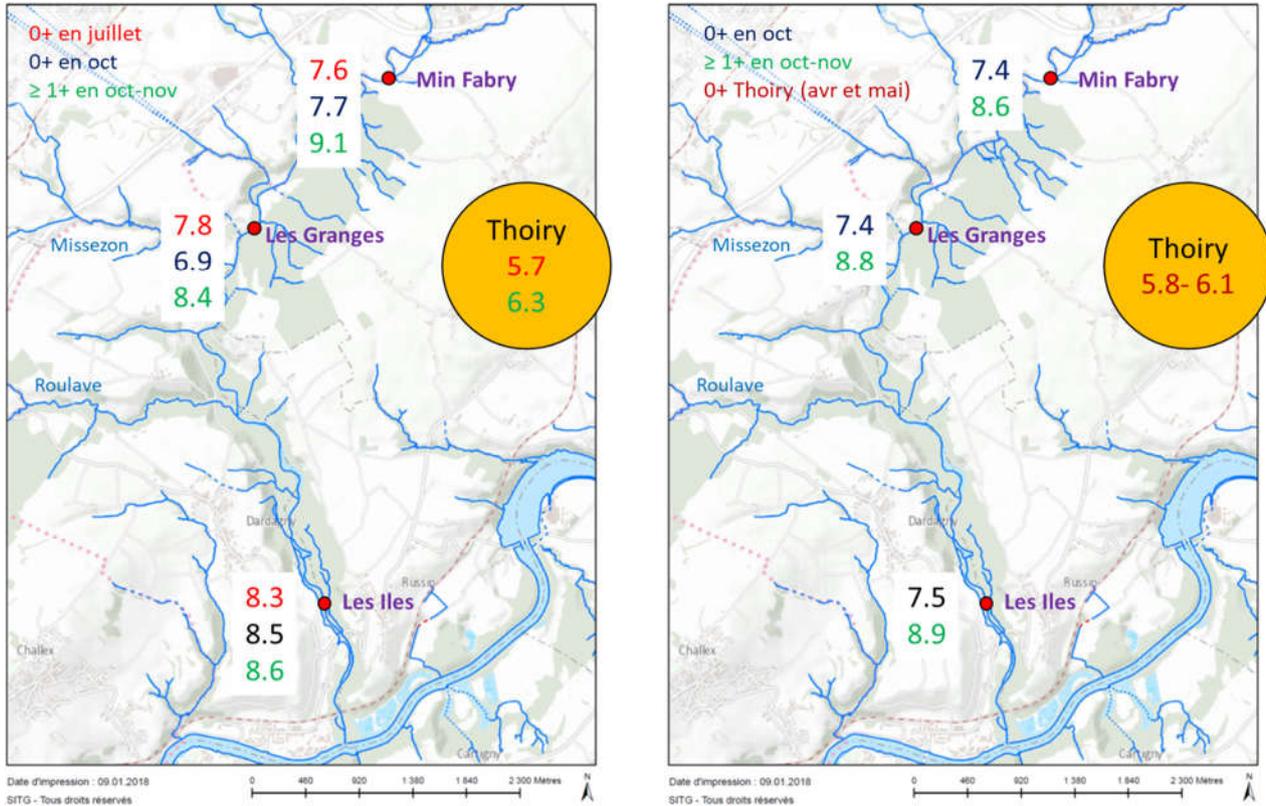


Figure 14: Richesses alléliques des populations de truites capturées au niveau des 3 stations d'étude et des truites prélevées au niveau de la pisciculture de Thoiry. A gauche : données 2017 ; à droite : données 2018.

Au niveau des 3 stations échantillonnées dans l'Allondon, le nombre de reproducteurs efficace (Nb) varie entre 32 (20-53) pour Moulin Fabry en 2017 et 91 (66-127) pour la station des Granges également en 2017 (Figure 15). La station des Iles présente des valeurs intermédiaires : 72 (51-103) reproducteurs efficaces en 2017 et 60 (37-118) en 2018. Il apparaît une certaine variabilité interannuelle au niveau de Moulin Fabry et des Granges, sans toutefois qu'il n'y ait de tendance similaire entre les deux stations. Les estimations de Nb sont tout à fait cohérentes avec le nombre d'individus $\geq 1+$ capturés lors des pêches automnales (entre 26 et 47 individus) et ne traduisent pas d'anomalie en termes d'investissement de ces individus dans la reproduction. Ces résultats devront toutefois être confortés par l'assignation de parenté, de manière à déterminer les proportions de 0+ échantillonnés provenant respectivement de la pisciculture et de reproduction naturelle.

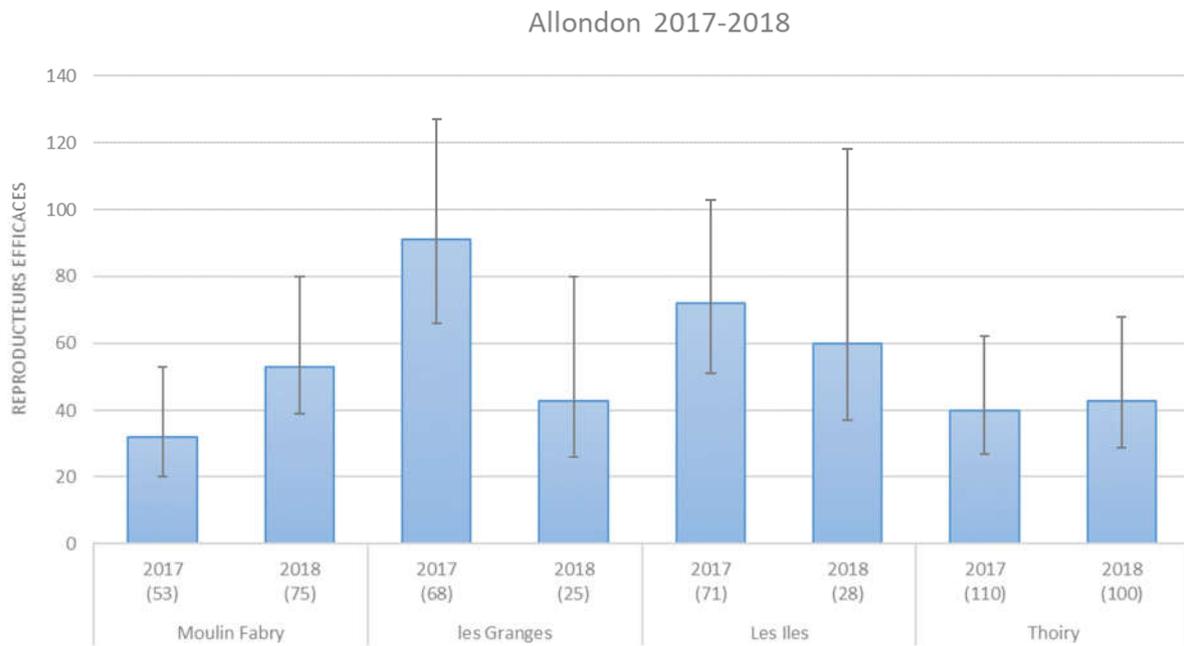


Figure 15: Nombre de reproducteurs efficaces (noté Nb) avec IC95% déterminé à partir des échantillons de 0+ analysés par station et par année. Les 0+ issus de la pisciculture de Thoiry ont également été analysés. Les effectifs sont indiqués entre parenthèses.

Les Nb estimés sont similaires entre les différentes dates de prélèvements, tant en 2017 qu'en 2018 (Tableau 6). Ces valeurs sont proches de la valeur moyenne annuelle regroupant les différents prélèvements sur une même station. Seule la station des Iles se démarque en septembre 2017, avec un nombre de reproducteurs efficaces deux fois supérieur aux estimations effectuées sur la base des prélèvements de juillet et d'octobre 2017. Toutefois, les intervalles de confiance sont très larges, probablement du fait des faibles effectifs analysés comparativement aux Nb. Pour cette raison, il est préférable d'estimer le nombre de reproducteurs sur la base de l'ensemble des échantillons collectés la même année (Figure 15). L'estimation du nombre de géniteurs efficaces a également été réalisée au niveau des 3 stations réunies, après regroupement de tous les échantillons prélevés la même année. En 2017, Nb = 138 (IC95% = 107-178) géniteurs, calculé à partir de 192 prélèvements. En 2018, le nombre de géniteurs efficaces était significativement plus faible avec 60 individus (IC95% = 43-88). Ces estimations semblent indiquer qu'une fraction des 0+ issus de stations différentes ont des parents communs ; la tendance est plus marquée en 2018.

Les 0+ analysés provenant de la pisciculture de Thoiry permettent d'estimer un nombre de reproducteurs efficace de l'ordre de 40 (27-62) individus en 2017, 43 (29-68) en 2018. Ces effectifs sont faibles au regard des 230 géniteurs prélevés à la pisciculture de Thoiry en novembre 2017. Ce décalage est soit la résultante d'un effectif trop faible de 0+ analysés pour être représentatif de l'ensemble des géniteurs prélevés, soit de la faible contribution de certaines descendance des géniteurs de Thoiry. Cette seconde hypothèse semble la plus probable dans la mesure où le calcul du Nb par échantillon de 0+ prélevé en 2018 (un échantillon de 0+ issus de Thoiry a été prélevé en avril 2018, le second en mai 2018) donne des résultats comparables au calcul du Nb effectué à partir de l'ensemble des 0+ prélevé en 2018 (Tableau 6).

Station	Année	Effectif analysé (0+)	Nb (IC95%)
Moulin Fabry	juil-17	29	43 (26-76)
	oct-17	24	31 (18-61)
	Total 2017	53	32 (20-53)
	juil-18	32	44 (27-76)
Moulin Fabry	août-18	20	48 (27-115)
	oct-18	23	27 (15-53)
	Total 2018	75	53 (36-80)
les Granges	juil-17	25	67 (40-132)
	sept-17	26	62 (37-127)
	oct-17	17	78 (40-322)
	Total 2017	68	91 (66-127)
les Granges	oct-18	25	43 (26-80)
	juil-17	25	46 (27-86)
	sept-17	26	108 (64-266)
Les Iles	oct-17	20	48 (27-105)
	Total 2017	71	72 (51-103)
	oct-18	28	60 (37-118)
Pisciculture Thoiry	juin-17	110	40 (27-65)
	avr-18	50	31 (19-55)
	mai-18	50	48 (31-77)
	Total 2018	100	43 (29-68)

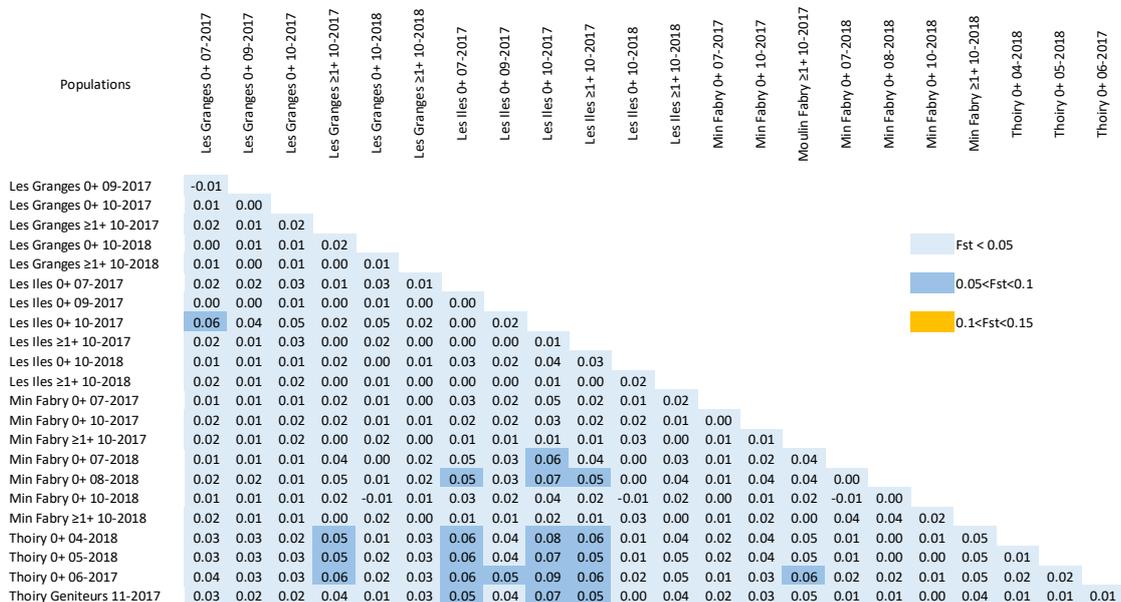
Tableau 6: Détail des nombres de géniteurs efficaces par station et par date de prélèvement

4.3.4 Différentiation et structure génétique entre les échantillons

- Indices de différenciation (Fst)

Les Fst montrent une très faible différenciation entre les 19 populations naturelles et les 4 populations de la pisciculture de Thoiry (tableau 7). Les Fst calculés sont tous inférieurs à 0.1.

Tableau 7: Présentation des indices de différenciation, Fst, par paire d'échantillons.



- **Analyses en composantes principales (ACP) sur les fréquences alléliques**

L'absence de différenciation entre échantillons est aussi illustrée par l'ACP sur les fréquences alléliques, réalisée avec les individus prélevés en 2017 et 2018 (Figure 16). Les échantillons issus des populations naturelles et de la pisciculture ne se différencient pas nettement. Toutefois, les truites de la pisciculture se regroupent assez distinctement à droite du plan factoriel (le long de l'axe 1), tant en 2017 qu'en 2018 (Figure 16).

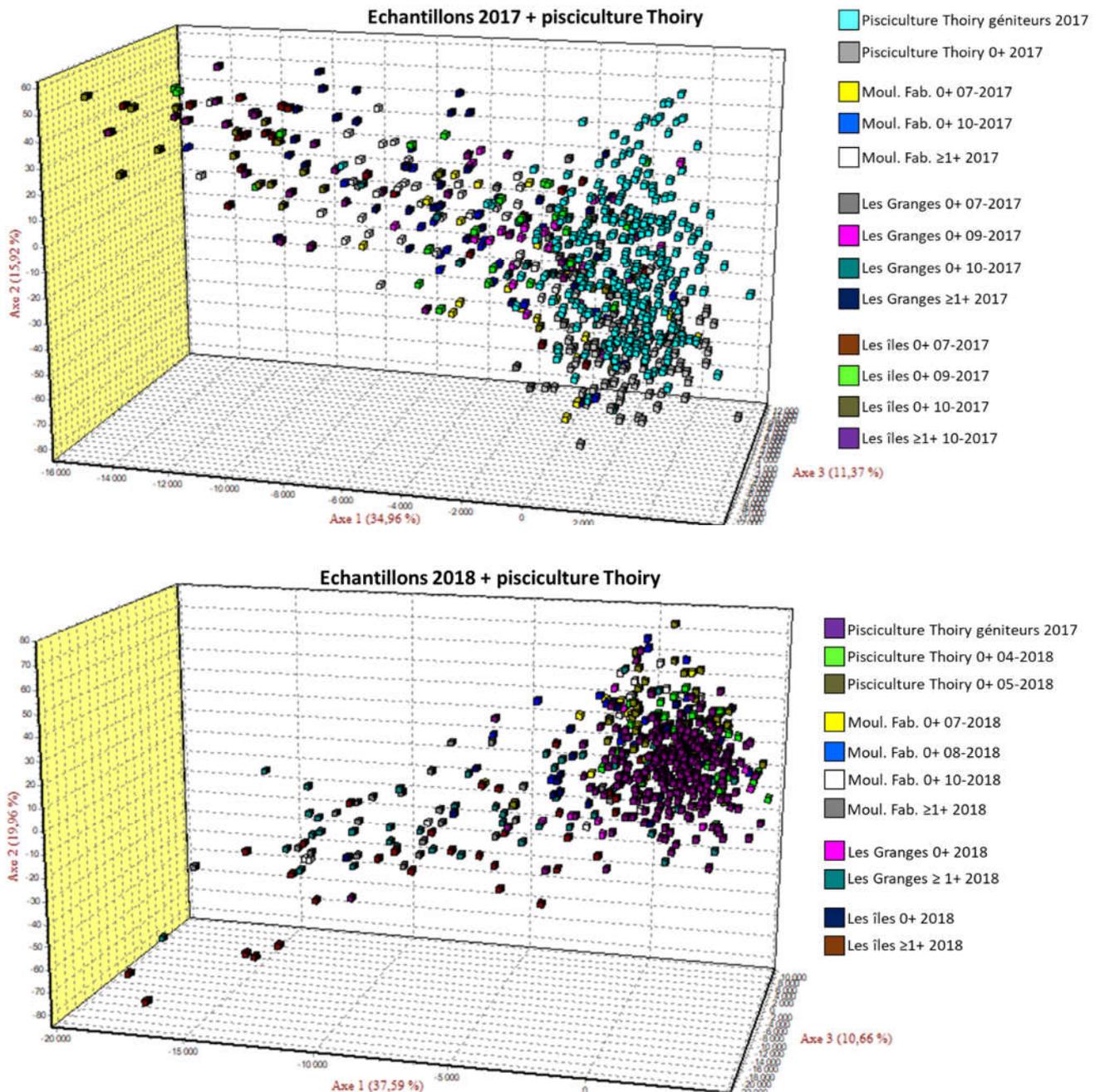


Figure 16: Analyse en composante principale en 3D représentant tous les individus des 13 échantillons prélevés en 2017 (en haut) et des 10 échantillons prélevés en 2018 (+ les géniteurs de Thoiry 2017 ; en bas).

La représentation en ACP (en 3D) des barycentres des fréquences alléliques des 23 différents échantillons étudiés en 2017 et 2018 confirme la possible distinction des individus issus de Thoiry (géniteurs et 0+ prélevés en 2017 et 2018) par rapport à certains échantillons de truites issues de l'Allondon (Figure 17). Les classes d'âge $\geq 1+$ des truites des 3 stations se démarquent assez nettement des truites de la pisciculture, notamment sur l'axe 1, qui représente 31% de la variabilité observée. Les 0+ de la station des Iles capturés en 2017 (prélèvements de juillet et octobre) se distinguent également assez nettement sur les axes 1 et 2. Les truites 0+ prélevées au niveau des stations des Granges et de Moulin Fabry s'intercalent entre les géniteurs de Thoiry et les truites $\geq 1+$ issues de la rivière. Ce groupe de 0+ est relativement homogène et peut difficilement se scinder en sous-groupes.

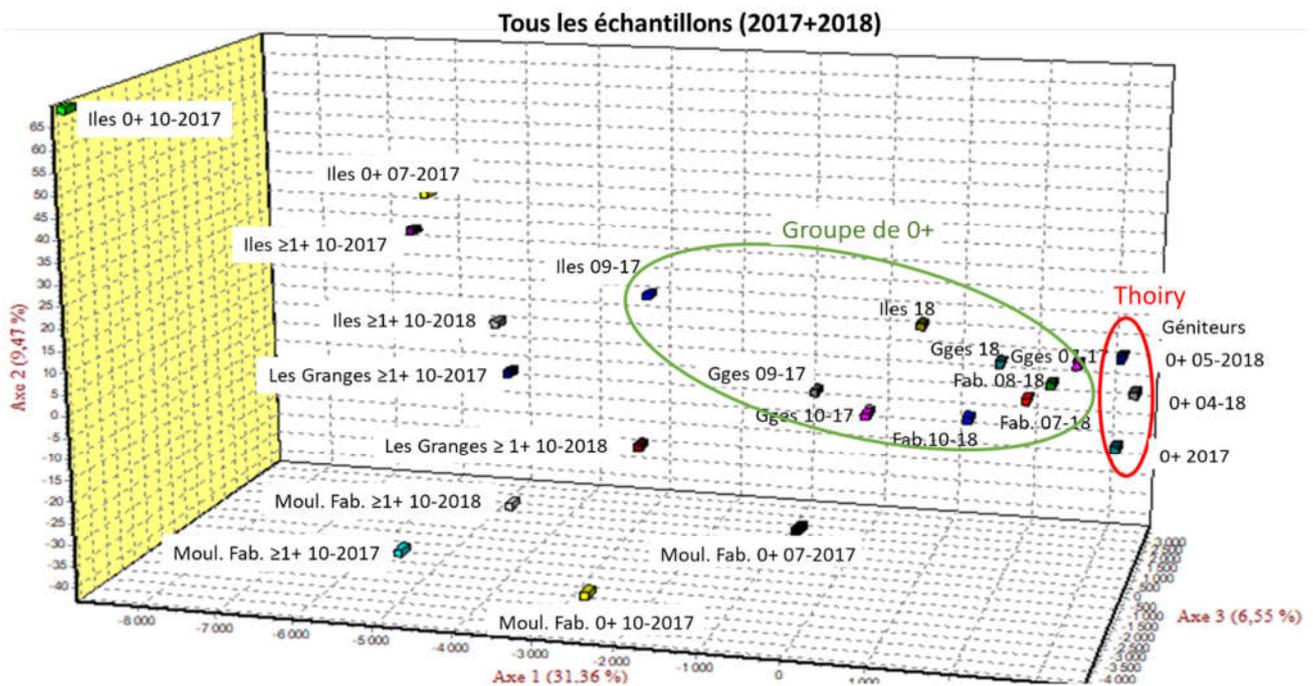


Figure 17: Analyse en composante principale en 3D représentant les 23 échantillons étudiés en 2017 et 2018

En analysant la totalité des 13 échantillons prélevés en 2017, la structuration génétique la plus probable proposée par le logiciel STRUCTURE est composée de deux clusters ($K=2$) distinguant la population issue de pisciculture et la population naturelle (Figure 18). Si les individus provenant de Thoiry (230 géniteurs et 110 juvéniles 0+) se regroupent très distinctement au sein d'un même cluster (« vert »), les échantillons issus de l'Allondon se caractérisent par un mélange d'individus des deux clusters. Concernant les stations de Moulin Fabry et des Granges, les juvéniles (0+) sont plutôt assignés au cluster vert, et se rapprocheraient plutôt des truites de la pisciculture. Inversement les individus plus âgés ($>1+$) sont majoritairement assignés au cluster rouge. Sur la station des Iles, le cluster rouge est bien représenté dès le stade juvénile ; la contribution de ce cluster augmente chez les 0+ prélevés en octobre et chez les individus plus âgés ($\geq 1+$).

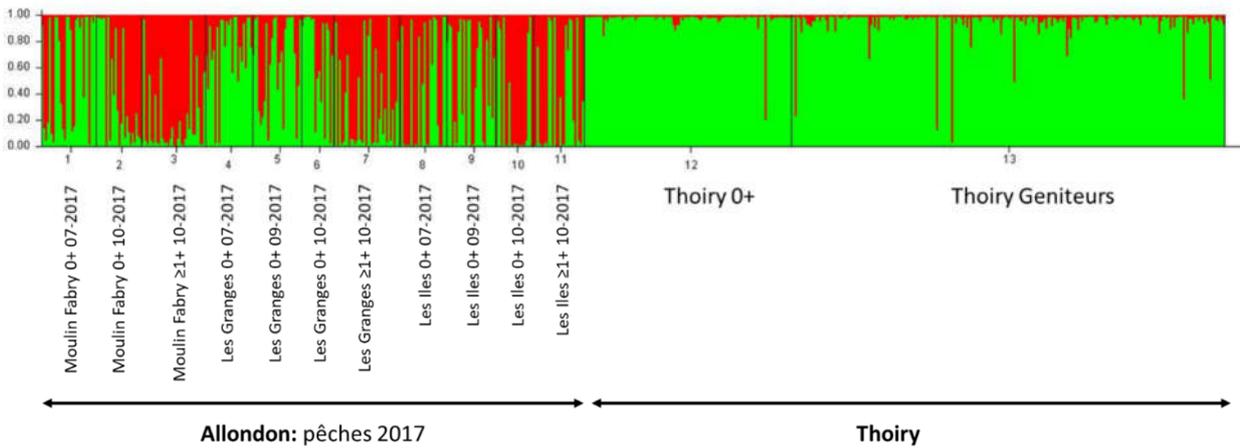


Figure 18: Répartition sur chaque secteur des génotypes obtenus par le logiciel STRUCTURE pour $K = 2$ clusters. Au sein de chaque échantillon, chaque individu est représenté par une barre verticale colorée. Chaque couleur représente un cluster différent. Les barres verticales colorées représentent les probabilités de chaque individu d’être membre des clusters.

En 2018, l’analyse des 11 sous-populations (10 échantillonnées en 2018 dans l’Allondon + géniteurs de Thoiry échantillonnés fin 2017) avec le logiciel STRUCTURE indique que la structuration génétique la plus probable comporte $k = 5$ clusters (Figure 19). Cette structuration en 5 clusters met en évidence l’éloignement des classes d’âge $\geq 1+$ des trois stations par rapport aux 0+, qui eux-mêmes présentent certaines similitudes avec les juvéniles de la pisciculture de Thoiry, excepté au niveau de la station des Iles qui semble se démarquer.

Bien que le nombre de clusters diffère entre les données 2017 et 2018, les informations extraites restent comparables.

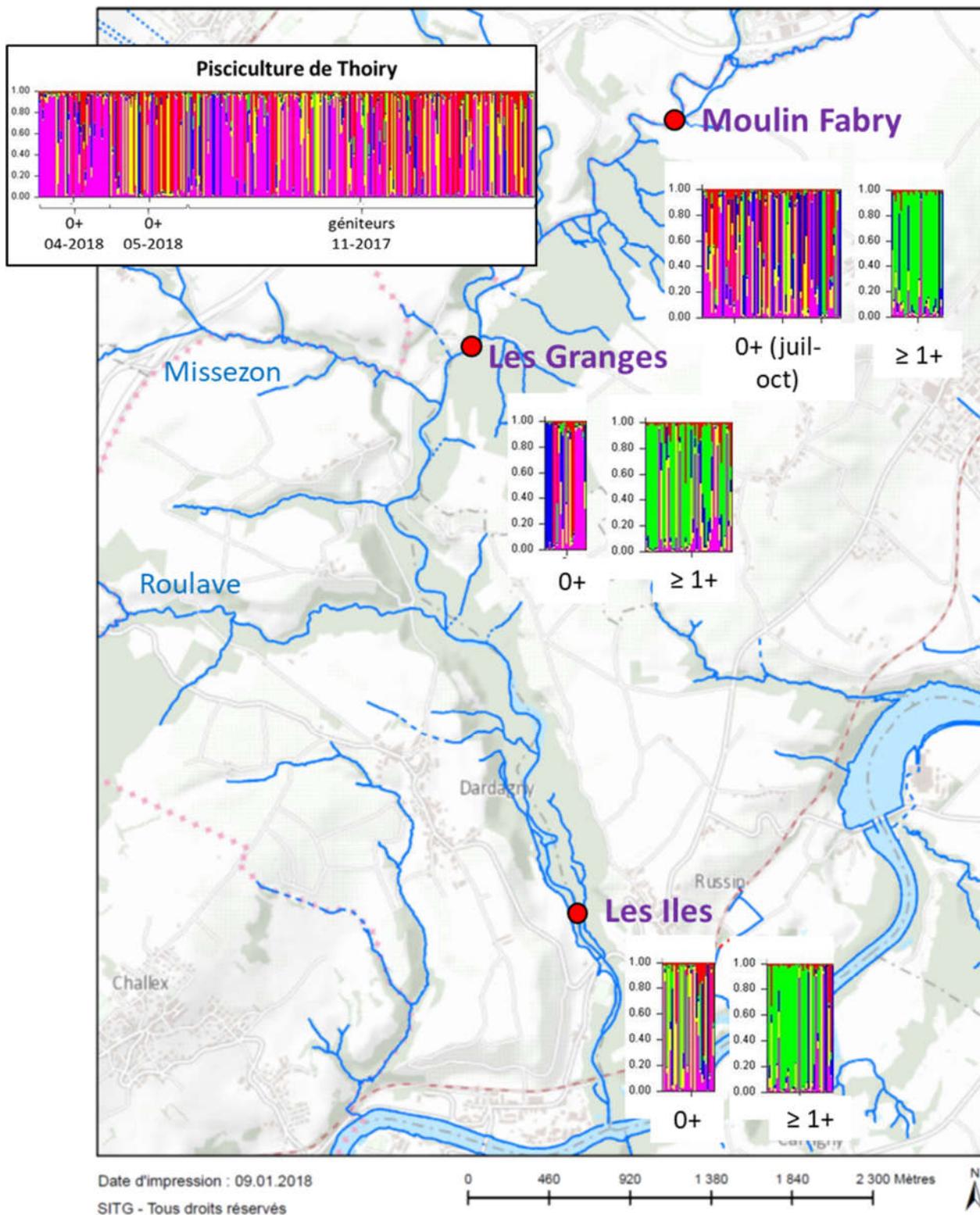


Figure 19: Répartition sur chaque secteur des génotypes obtenus par le logiciel STRUCTURE pour $K = 5$ clusters. Au sein de chaque échantillon, chaque individu est représenté par une barre verticale colorée. Chaque couleur représente un cluster différent. Les barres verticales colorées représentent les probabilités de chaque individu d'être membre des clusters.

4.3.5 Assignation parentale

La recherche de parenté des 0+ issus de la pisciculture et prélevés en avril et mai 2018 a montré que 97 individus sur les 100 étaient assignés à des géniteurs de la pisciculture. Les 3% d'individus qui n'ont pas réussi à être assignés s'expliquent par des données de génotypage manquantes sur certains locus. Nous pouvons donc considérer que le modèle d'assignation est très robuste avec un taux d'erreur < 3%.

L'assignation des 0+ capturés dans l'Allondon en 2018 porte sur 128 individus (Tableau 8), répartis sur les 3 stations (Moulin Fabry, Granges, Les Iles) lors des pêches d'inventaire automnales, et sur Moulin Fabry uniquement en juillet et août 2018 dans le cadre de prélèvements pour le suivi de la MRP.

Tableau 8: Détail des assignations parentales sur les 0+ capturés dans l'Allondon en 2018

station	Date	Effectif analysé	Origine naturelle	Origine Thoiry	Contribution de l'alevinage (IC95%)
Moulin Fabry	juil-18	32	29	3	9.4% (2.5-26.2)
	août-18	20	17	3	15% (4.0-38.9)
	oct-18	23	20	3	13.0% (3.4-34.7)
Les Granges	oct-18	25	23	2	8.0% (1.4-27.5)
Les Iles	oct-18	28	24	4	14.3% (4.7-33.6)
Total		128	113	15	11.7% (6.9-18.9)

Les résultats indiquent que **11.7% (IC95% : 6.9-18.9) des 0+ capturés dans l'Allondon peuvent être assignés à des géniteurs de la pisciculture**. L'analyse détaillée confirme en outre l'absence de différences entre les 3 prélèvements réalisés sur la station de Moulin Fabry en juillet, août et octobre (Fisher exact test, $p > 0.05$), et l'absence de différences spatiales entre les 3 stations (Fisher exact test, $p > 0.05$).

5 Prévalence de la MRP

5.1 Rappels sur la maladie

La Maladie Rénale Proliférative est une infection induite par le parasite *Tetracapsuloides bryosalmonae*, qui se développe dans les bryozoaires, puis les spores libérées infectent les truites par la peau et les branchies avant de se loger dans les reins. Les juvéniles de l'année (0+) sont les plus touchés car ils sont exposés pour la première fois au parasite. Différents symptômes macroscopiques sont observés (Gerster et Haertel-Borer, 2006) : reins gonflés (présence de nodules, coloration blanchâtre), renflement du ventre, anémie, yeux exorbités, mélanisme, apathie, ... La gravité pour le poisson est étroitement liée à la température ; des mortalités sont en effet possibles au-delà de 15°C (Hedrick et al., 1993 ; Wahli et al., 2008). En laboratoire, des expérimentations sur la truite arc-en-ciel ont montré des taux de mortalité jusqu'à 85% à 18°C (Schmidt-Posthaus et al 2012). Peu d'études sur la mortalité des truites *Salmo trutta* ont été documentées en milieu naturel, mais il semble que la survie soit supérieure à celle mesurée en pisciculture. Dans la rivière Wutach, la mortalité de truites fario contaminées par la MRP et maintenues en cage dans une rivière dont la T°C > 15°C était de 15% (Schmidt-Posthaus et al., 2015). A l'issue de cette première infection, les poissons survivants sont généralement immunisés. Les ombres communs sont également susceptibles de contracter la maladie; toutefois, des études récentes montrent que les ombres sont moins sensibles au parasite *T. bryosalmonae* que les truites (Schmidt-Posthaus et al., 2017).

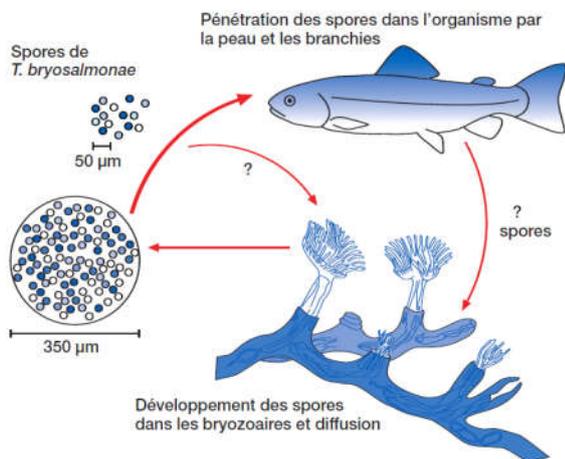


Figure 20: cycle de transmission des spores *T. bryosalmonae*, vecteurs de la MRP (source : Gerster S. et Haertel-Borer S., 2006) et photo de rein hypertrophié d'une truitelle infectée (photo D. Jaquet)

5.2 Mode opératoire

Suite aux analyses réalisées en 2017 sur des 0+ échantillonnées au niveau des 3 stations (Moulin Fabry, les Granges et les Iles), des analyses complémentaires ont été effectuées en 2018 uniquement sur le site de Moulin Fabry qui présentait en 2017 les prévalences les plus fortes. Des prélèvements de truitelles (0+) ont été réalisés par pêches électriques à 3 périodes : juillet, août et

octobre (lors des pêches d’inventaire). En complément, 25 individus 0+ de la pisciculture de Thoiry ont été prélevés au moment des mises à l’eau (mai 2018).

Les truitelles ont été anesthésiées, mesurées puis euthanasiées dans une solution concentrée d’huile essentielle de clou de girofle. L’abdomen de chaque individu a été découpé pour exposer les organes au fixateur (formol) ; chaque individu a été conditionné individuellement dans un flacon de formol à 10% conformément aux préconisations de Thomas Wahli (Université Berne). Les analyses histologique et sérologiques ont été réalisées à l’Université de Berne. Différents points de contrôle ont été effectués au cours des analyses, permettant d’établir le diagnostic d’infection (Figure 21).

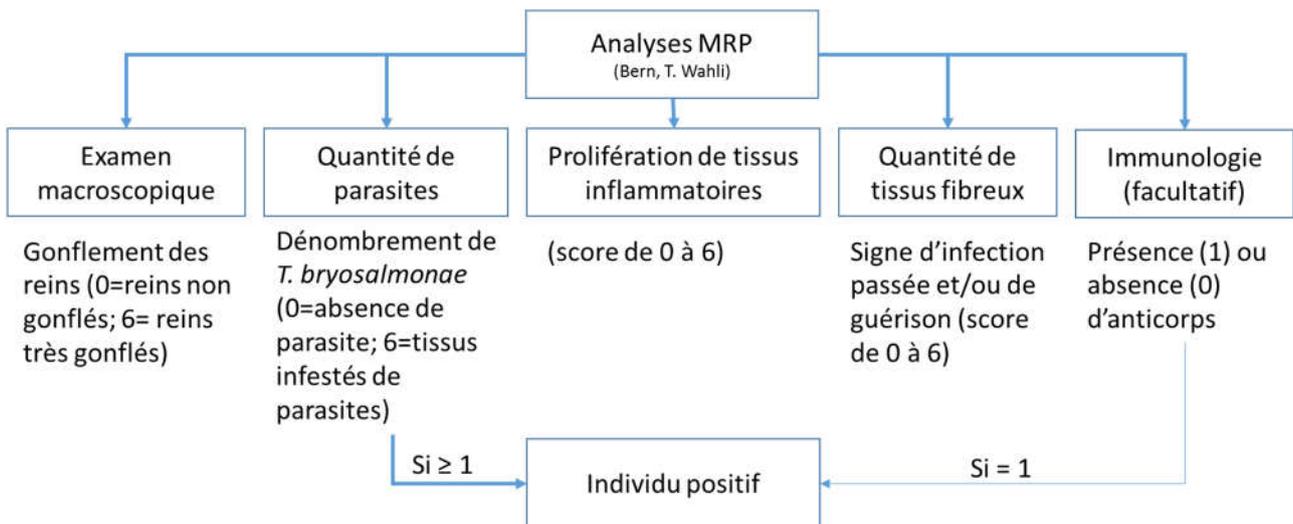


Figure 21: synthèse des analyses MRP effectuées sur les 0+ de truites prélevés

Le gonflement des reins, critère facilement observable lors des prélèvements n’est pas suffisant pour le diagnostic de la maladie. Il doit être associé à des coupes histologiques permettant de dénombrer les parasites (Figure 21). Les tissus fibreux sont le signe d’une cicatrisation ; ils apparaissent généralement après le pic d’infection, et peuvent témoigner d’une contamination passée sur des individus ne présentant plus de parasites. D’autres signes cliniques (abdomen distendu, coinfections, tissus inflammatoires) peuvent également être le signe d’une infection passée.

5.3 Résultats

5.3.1 Prévalence en 2018

Les résultats indiquent une forte prévalence de la MRP sur la station de Moulin Fabry, avec 97% (84-99) des individus présentant des signes cliniques de la maladie au mois de juillet (Tableau 9). En réalité, 100% des individus pourraient avoir été contaminés, car l’individu non infecté présentait des signes d’infection par *Sphaerospora*, myxozoaire proche de *T. bryosalmonae* qui

induit la MRP. Les prélèvements réalisés en août et octobre ont montré une diminution de la prévalence de la maladie. En octobre, 48% des individus étaient encore infectés, mais sur les 52% restants, la moitié (26%) montraient des signes d'une possible infection passée (présence de tissus cicatriciels fibreux, tissus distendus, reins légèrement gonflés, présence de tissus inflammatoires) ce qui pourrait indiquer une guérison. La diminution de la prévalence au cours de l'été et l'automne 2018 est en tout point similaire aux résultats 2017 (SCIMABIO, 2018). Cela confirme que le pic de contamination a été atteint en début d'été ; en automne certains individus gardent des signes d'une infection passée alors que d'autres ne présentent plus aucun symptôme (Thomas Wahli, comm. Pers.).

Tableau 9: Prévalence de la MRP dans les échantillons 2018

Site	Date	0+ analysés	Infectés MRP	Douteux ou signes d'infections passées	Non infectés	Prévalence de la MRP (\pm IC95%)
Moulin Fabry	25.07.2018	32	31	1	0	97% (84-99)
	28.08.2018	20	16	1	3	80% (58-92)
	17.10.2018	23	11	6	6	48% (29-67)
Les Granges	17.10.2018	8	3	2	3	38% (14-69)
Thoiry	28.05.2018	25	0	0	25	0% (0-13)

Les truitelles en provenance de la pisciculture de Thoiry n'ont montré aucun signe d'infection. Toutefois, les prélèvements ont été réalisés au printemps (28 mai 2018), ce qui est trop tôt pour pouvoir conclure à l'absence du parasite à la pisciculture, d'autant que la pisciculture est alimentée par l'eau de l'Allemagne, dont la température est plus fraîche que celle de l'Allondon au printemps et en été. En 2017, les premiers prélèvements de truites sur l'Allondon réalisés le 9 juin avaient montré que l'infection n'était qu'à son début.

5.3.2 Prévalence en fonction de l'origine des truites

L'assignation de parenté ayant été réalisée sur l'ensemble des 0+ (§4.3.5), il est possible de déterminer la fraction d'individus infectés par la MRP en fonction de leur origine. Sur les 83 individus analysés issus de l'Allondon, 74 étaient issus de reproduction naturelle et 9 de la pisciculture. Environ 28% des 0+ issus de reproduction naturelle n'étaient pas ou plus infectés au moment du prélèvement ; toutefois le faible effectif de 0+ issus de pisciculture ne permet pas de comparer les prévalences de la MRP entre les deux origines.

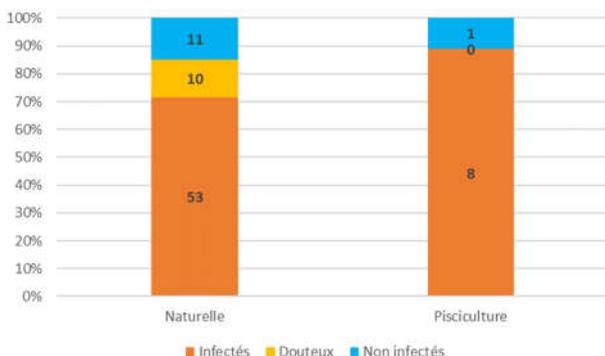


Figure 22: Répartition des 0+ analysés pour la MRP en fonction de l'origine des individus (naturelle vs pisciculture). Les effectifs sont indiqués dans les histogrammes. Les individus classés « douteux » sont souvent caractéristiques d'une infection passée.

5.4 Lien avec la thermie

En mai 2018, 3 sondes thermiques (HOBO datalogger Pendant Temp/Alarm UA-001-64) ont été installées à proximité des 3 stations d’inventaire et programmées pour un enregistrement au pas de temps horaire. Les résultats des enregistrements réalisés entre le 1^{er} juin et le 30 septembre 2018 sont présentés sur la figure 23.

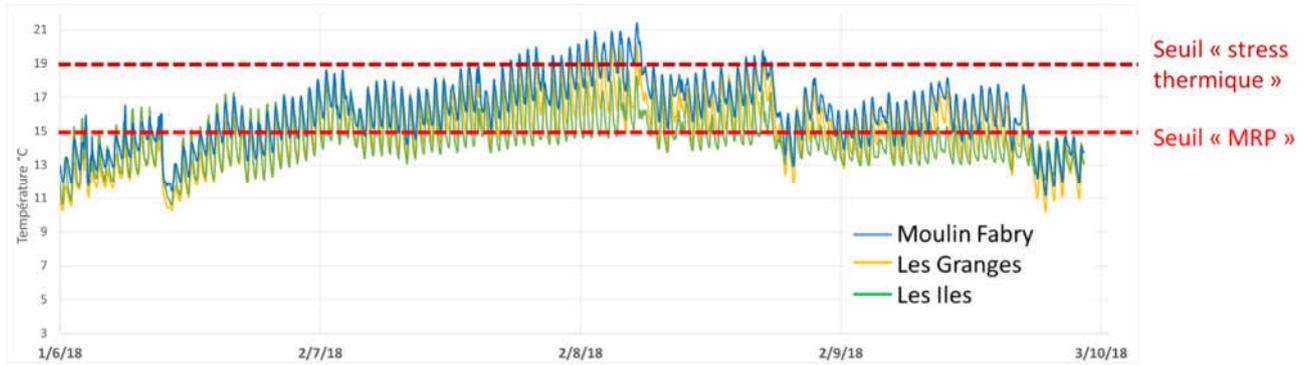


Figure 23: Diagramme thermique de l’Allondon au niveau des 3 stations d’inventaire sur la période de juin à septembre 2018.

D’après la littérature sur le sujet, les signes cliniques de la MRP ainsi que les premiers cas de mortalité apparaissent lorsque la température de 15°C est dépassée pendant plusieurs semaines (Bettge et al., 2009), condition nécessaire pour le développement du parasite.

Tableau 10: Principaux indicateurs du régime thermique de l’Allondon sur la période juin-septembre 2018. En rouge les données de la station de Moulin Fabry qui a fait l’objet du suivi MRP.

	Moulin Fabry	Les Granges	Les Iles
T°C moy. 30 jours consécutifs les plus chauds	18.1°C	16.8°C	15.7°C
Nombre heures > 19°C	172	49	0
Nombre heures > 15°C	2109	1517	1043
Nombre d'heures consécutives > 15°C	1047 (43 jours)	189 (8 jours)	90 (4 jours)

Les conditions thermiques sur l’Allondon en 2018 sont très favorables à la prolifération de la MRP, en particulier au niveau de la station de Moulin Fabry. Le seuil des 15°C est dépassé pendant 43 jours consécutifs sur cette station, ce qui peut contribuer à expliquer la plus forte prévalence sur ce secteur par rapport aux secteurs plus en aval (voir les données 2017 ; SCIMABIO, 2018).

6 Discussion

6.1 Etude démographique

La population de truite de l'Allondon présente des densités relativement faibles en comparaison avec différents cours d'eau de Haute-Savoie de gabarit similaire. Les densités de 0+ estimées montrent de fortes variations interannuelles et n'ont pas pu être correctement analysées en raison des opérations d'alevinage couramment réalisés en France voisine et sur le canton de Genève. Les densités des classes d'âge $\geq 1+$ sont moins impactées par l'alevinage et fluctuent dans des gammes de valeurs plus réduites. Ces densités sont faibles en particulier sur les dernières années 2016 à 2018 (< 300 ind/ha), et en diminution depuis 2011 sur les stations amont (Moulin Fabry et les Granges). Cette tendance à la baisse n'apparaît pas sur le cours aval (les Iles), probablement en raison de la connexion avec le Rhône et de la possible remontée de truites dans l'Allondon, mais aussi du rôle potentiellement joué par les petits ruisseaux piscicoles (Eaux Froides, Eaux Chaudes, Roulave) dans le soutien de la population de truites de l'Allondon par dévalaison.

La courbe de croissance a été établie sur la base des prélèvements réalisés sur les 3 stations d'inventaire (Moulin Fabry, Les Granges et les Iles), en raison de l'absence d'effet spatial sur le modèle. Les truites de l'Allondon présentent une forte croissance, probablement en lien avec les conditions thermiques. Sachant que la première reproduction des femelles de truite se déroule généralement à l'âge de 3 ans (eg. Olsen & Vollestad, 2005), la taille de capture en vigueur (35 cm) est jugée cohérente pour permettre *a minima* une reproduction des femelles, voire deux pour certains individus.

6.2 Etude génétique

La distribution des génotypes atlantiques et méditerranéens (ATL/MED) au sein de la population de truites de l'Allondon, très certainement native (méditerranéenne) à l'origine, montre aujourd'hui une situation d'hybridation introgressive relativement importante. En effet, la quasi-totalité des individus analysés présente des génotypes hybrides et très peu sont 100% méditerranéens, probablement la conséquence d'opérations de repeuplement réalisées pendant des décennies à partir de truites de diverses origines, notamment des truites atlantiques domestiquées. Les truites de la pisciculture de Thoiry à partir desquelles l'alevinage est réalisé sur le bassin versant de l'Allondon présentent des taux d'introgression comparables aux individus de la rivière. Dans cette situation, la résilience de la population native est peu probable.

Sur la base des marqueurs microsatellites, les échantillons prélevés dans l'Allondon sont génétiquement assez proches des échantillons de 0+ et du stock de géniteurs de la pisciculture de Thoiry. Cela s'explique par l'historique d'alevinage réalisé depuis plusieurs dizaines d'années par la pisciculture de Thoiry. L'analyse d'assignation de parenté montre cependant qu'une fraction minoritaire (12%) des individus (0+) échantillonnés dans la rivière provient de cette pisciculture. Les truites 0+ de l'Allondon, bien que génétiquement proches des truites de la pisciculture, ne

proviennent donc pas directement de cette pisciculture. L'alevinage en préestivaux réalisé au printemps contribue marginalement au stock de truites en place, qui reste principalement issu du recrutement naturel. Le devenir des truites introduites reste inconnu : mortalité et/ou dévalaison.

Il n'existe pas de structuration génétique entre les 3 stations qui constituent la zone d'étude. Ce résultat indique que les flux de gènes (et donc d'individus) sont importants entre les stations étudiées. On peut donc considérer que le système étudié n'abrite qu'une seule population de truites. Aucune isolation génétique liée à la présence d'obstacles n'a été mise en évidence.

La population montre une bonne diversité génétique. On constate toutefois une structuration par cohortes, les 0+ semblant se distinguer des individus plus âgés ($\geq 1+$). Cette structuration peut être liée aux déplacements des subadultes et adultes (potentiellement issus du Rhône et/ou des affluents de l'Allondon), qui contribueraient ainsi à augmenter localement la richesse allélique, plus particulièrement au niveau de la zone alluviale (station des Iles).

Les résultats suggèrent un nombre de géniteurs efficaces du même ordre de grandeur sur les 3 stations, entre 30 et 90 individus. Ces chiffres, bien qu'encourageants, sont à considérer avec prudence car les intervalles de confiance restent importants. Etant donné les faibles densités enregistrées ces trois dernières années, il peut être recommandé de suivre l'évolution de l'indicateur Nb dans le cadre du monitoring, de manière à anticiper un éventuel déclin du stock de géniteurs efficace sur ce cours d'eau. En outre, cet indice Nb peut être comparé avec le nombre réel d'adultes potentiels obtenu par pêche électrique.

6.3 Etude MRP

Les analyses 2018 confirment la très forte prévalence de la MRP dans le secteur de Moulin Fabry avec 97% des 0+ (IC95% = 84-99%) présentant des parasites *Tetracapsuloides bryosalmonae* dans les reins. Une étude récente sur des cours d'eau vaudois a montré que la température moyenne du mois de juin ainsi que le nombre total de jours au-dessus de 15°C étaient les facteurs les plus significativement corrélés avec la prévalence de la maladie et l'intensité de l'infection (Rubin et al., 2019). Sur le secteur de Moulin Fabry en 2018, la température de 15°C a été dépassée à partir de la mi-juin (en moyenne journalière) et la température instantanée a dépassé les 15°C sur une période de 43 jours consécutifs cette même année. En outre, la qualité physico-chimique encore médiocre sur le secteur de Moulin Fabry au niveau des micropolluants notamment (Cordonnier, 2019) pourrait être un facteur aggravant susceptible d'augmenter la prévalence de la maladie (Bailey et al., 2018 ; Rubin et al., 2019). En l'état actuel des connaissances acquises, il n'est pas possible de se prononcer avec certitude sur les effets de la MRP sur la mortalité des 0+ dans l'Allondon, l'infection ne débouchant pas systématiquement sur de la mortalité. Toutefois, au vu des taux de contamination très élevés constatés au niveau des stations de Moulin Fabry et des Granges, il est très probable qu'une fraction significative des individus infectés ne survive pas jusqu'à l'automne. Pour rappel, en 2017, les densités de 0+ avaient diminué d'un facteur 4 sur le secteur de Moulin Fabry entre juin et octobre 2017 (0.07 ind/m² en juin et juillet ; 0.016 ind/m² en

octobre) et d'un facteur 10 au niveau du secteur des Granges (0.07 ind/m² en juin et juillet 2017 ; 0.007 ind/m² en octobre 2017).

Les résultats n'ont pas permis de se prononcer quant à la prévalence de la MRP à la pisciculture de Thoiry, en raison d'un échantillonnage trop précoce (en mai). Etant donné l'importance des alevinages effectués aux stades « alevins » ou « pré-estivaux » dans l'Allondon, il serait informatif pour la gestion future de connaître la prévalence de la MRP à la pisciculture de Thoiry, mais aussi dans l'Allondon en fonction de l'origine des truitelles (reproduction naturelle ou alevinage). Les prévalences des 0+ analysés issus de l'Allondon n'ont pas montré de différence en fonction de leur origine, mais l'effectif de truitelles analysées issues de la pisciculture de Thoiry était trop faible. La faible proportion des 0+ introduits questionne sur leur devenir après le relâcher ; plusieurs hypothèses peuvent être avancées : 1/ une infection précoce par la MRP et une mortalité associée ; 2/ une mortalité liée à la mauvaise adaptation dans l'environnement naturel et / ou une compétition avec les 0+ déjà présents dans le milieu ; 3/ une dévalaison de ces individus introduits.

7 Conclusions – recommandations pour la gestion

Au vu des résultats obtenus, les préconisations suivantes peuvent être établies :

- Conserver la taille limite de capture, qui apparaît aujourd'hui cohérente par rapport à la croissance des truites et les faibles densités d'adultes (≥ 3 ans) observées ;
- Arrêter l'alevinage en 0+, tout en poursuivant le monitoring (pêches d'inventaires et suivi périodique du nombre de géniteurs efficaces) *a minima* au niveau des trois stations suivies ces dernières années ;
- En fonction de l'objectif affiché en matière de gestion halieutique, et de manière à limiter la pression de pêche sur les populations de truites issues de recrutement naturel, privilégier le cas échéant le relâcher de truites adultes capturables « surdensitaires » à l'ouverture de la pêche (après avoir vérifié au préalable l'absence de pathogènes dans la pisciculture), plutôt que le repeuplement aux stades 0+ ou 1+ ;
- Poursuivre le monitoring thermique dans l'Allondon ainsi que dans les affluents (petits ruisseaux piscicoles), et mieux identifier la fonctionnalité de ces affluents tant dans le soutien au stock de truites de l'Allondon, qu'en termes de refuge thermique potentiel lors des périodes d'étiage ;
- Orienter les actions vers l'évaluation de l'habitat disponible, sachant que le déficit d'habitat piscicole a été identifié comme cause probable du déclin dans plusieurs rapports (GREN, 2015 et 2017 ; SCIMABIO, 2018), puis vers la diversification et la restauration de l'habitat, en évaluant le bénéfice des actions entreprises par le biais d'un protocole adapté (approche BACI ; Green, 1979 ; Smokorowski & Randall, 2017).

Références

- Bailey C, Rubin A, Strepparava N, Segner H, Rubin J-F & Wahli T. (2018). Do fish get wasted? Assessing the influence of effluents on parasitic infection of wild fish. PeerJ 6 : e5956 DOI 10.7717/peerj.5956
- Belkhir, K., Borsa, P., Chikhi, L., Raufaste, N. & Bonhomme, F. (1996-2004). GENETIX 4.05, logiciel sous Windows TM pour la génétique des populations. Laboratoire Génome, Populations, Interactions, CNRS UMR 5171, Université de Montpellier II, Montpellier (France).
- Bettge, K., Segner H., Burki R., Schmidt-Posthaus H., & Wahli T. (2009). Proliferative kidney disease (PKD) of rainbow trout: temperature- and time-related changes of *Tetracapsuloides bryosalmonae* DNA in the kidney. Parasitology 136: 615-625.
- Carle F.L. and Strub M.R., 1978. A new method for estimating population size from removal data. Biométries, 34, p. 621-630.
- Caudron A., Champigneulle A. et Large, A. (2006). Etats et caractéristiques des populations autochtones de truite commune identifiées en Haute-Savoie et qualité globale du milieu. pp : 55-118 in programme INTERREG III A. Identification, sauvegarde et réhabilitation des populations de truites autochtones en vallée d'Aoste et en Haute-Savoie. Rapport final. 06/02. 153p.
- Cordonier, A. (2019). Secteur 4 : Allondon / Mandement. Etat 2017 et évolution depuis 2011. Rapport de l'Office cantonal de l'eau – Etude de la qualité des rivières genevoises. 20p.
- Duchesne, P., Godbout, M.-H., & Bernatchez, L. (2002). PAPA (Package for the Analysis of Parental Allocation) : A computer program for simulated and real parental allocation. Molecular Ecology Notes. 2, 191-194.
- Earl, D. A. & vonHoldt, B. M. (2012). STRUCTURE HARVESTER: a website and program for visualizing STRUCTURE output and implementing the Evanno method, Conserv. Genet. Resour, 4(2), 359-361.
- Evanno, G., Regnaut, S., & Goudet, J. (2005). Detecting the number of clusters of individuals using the software STRUCTURE: a simulation study. Molecular ecology, 14(8), 2611-2620.
- FDPPMA74, Fédération de Haute-Savoie pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique (2016). Plan Départemental pour la Protection du milieu aquatique et la Gestion des ressources piscicoles. 661 p.
- Gerster S. et Haertel-Borer S. (2006). MRP : La maladie rénale proliférative. Bureau suisse de conseil pour la pêche (FIBER), 6p. <http://www.fischereiberatung.ch/docs/inhalt/mrp.pdf>.
- Goudet, J. (1995). FSTAT (version 1.2): a computer program to calculate F-statistics. Journal of heredity, 86(6), 485-486.
- Green RH. (1979). Sampling design and statistical methods for environmental biologist. Wiley Interscience, Chichester, UK.
- GREN (2015). Suivi piscicole de l'Allondon en 2014. Populations de truites et d'ombres. Rapport final. 17p + annexes.
- GREN (2017). Suivi piscicole de l'Allondon - Populations de truites et d'ombres. Rapport de suivi de l'année 2017. 23p. + annexes

Hansen, M. M., Nielsen, E. E., & Mensberg, K. L. (1997). The problem of sampling families rather than populations: relatedness among individuals in samples of juvenile brown trout *Salmo trutta* L. *Molecular Ecology*, 6(5), 469-474.

Hedrick, R. P., MacConnell, E. & de Kinkelin, P. (1993). Proliferative kidney disease of salmonid fish. *Annual Review of Fish Diseases* 3, 277–290.

Jones, O. R., & Wang, J. (2010). COLONY: a program for parentage and sibship inference from multilocus genotype data. *Molecular ecology resources*, 10(3), 551-555.

Lee, R.M. (1920). A review of the methods of age and growth determination in fishes by means of scales. *Fish. Invest. Ser. II Mar. Fish. G.B. Minist. Agric. Fish. Food*,4(2) : 1–35. (With errata)

Lepais, O. (2017). Estimation du nombre de reproducteurs efficaces : un nouvel indicateur de l'état des populations. Rapport final incluant un Guide méthodologique d'échantillonnage ainsi qu'un Protocole d'analyse génétique à destination des utilisateurs. AFB INRA, 2017, accessible en ligne.

Olsen, E.M. & Vøllestad, L.A. (2005). Small-scale spatial variation in age and size at maturity of stream-dwelling brown trout, *Salmo trutta*. *Ecology of Freshwater Fish*, 14:2, 202-208.

Ombredane, D. & Richard, A. (1990). Détermination de la zone optimale de prélèvement d'écaïlle chez les smolts de truite de mer. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 319 : 224-238

Pritchard, J. K., Stephens, M., & Donnelly, P. (2000). Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics*, 155(2), 945-959.

Rousset, F. (2008). genepop'007: a complete re-implementation of the genepop software for Windows and Linux. *Molecular ecology resources*, 8(1), 103-106.

Rubin A., de Coulon P., Bailey C., Segner H., Wahli T. & Rubin J.F. (2019). Keeping an eye on wild Brown Trout (*Salmo trutta*) populations: correlation between temperature, environmental parameters, and Proliferative Kidney Disease. *Frontiers in Veterinary Science*, 6: 281.

Schmidt-Posthaus H, Hirschi R & Schneider E. (2015). Proliferative kidney disease in brown trout— infection level, pathology and mortality under field conditions. *Dis Aquat Org* 114: 139–146.

Schmidt-Posthaus H, Ros A, Hirschi R & Schneider E. (2017). Comparative study of proliferative kidney disease in grayling *Thymallus thymallus* and brown trout *Salmo trutta* fario: an exposure experiment. *Dis Aquat Org* 123:193-203.

SCIMABIO (2018). Diagnose écologique de l'Allondon. Synthèse des données physico-chimiques et biologiques et mise en relation avec les densités de truite et d'ombre commun, note technique. 47p.

Smokorowski K.E. & Randall R.G. (2017). Cautions on using the Before-After-Control-Impact design in environmental effects monitoring programs. *FACETS* 2: 212–232.

Van Oosterhout, C., Hutchinson, W. F., Wills, D. P., & Shipley, P. (2004). MICRO-CHECKER: software for identifying and correcting genotyping errors in microsatellite data. *Molecular Ecology Notes*, 4(3), 535-538.

Wahli T, Bernet D, Segner H, Schmidt-Posthaus H. (2008). Role of altitude and water temperature as regulating factors for the geographical distribution of *Tetracapsuloides bryosalmonae* infected fishes in Switzerland. *J Fish Biol* 73: 2184–2197.

Wang, J. (2004). Sibship reconstruction from genetic data with typing errors. *Genetics*, 166(4), 1963-1979.

Wright, S. (1969). *Evolution and the Genetics of Populations. VOL 2. The Theory of Gene Frequencies.* University of Chicago Press, Chicago

Annexe

Annexe 1 : Histogrammes des classes d'âges de truites par classes de tailles sur les 3 stations d'étude en 2018

