



CHRONO
ENVIRONNEMENT



UNIVERSITÉ
BOURGOGNE FRANCHE-COMTÉ

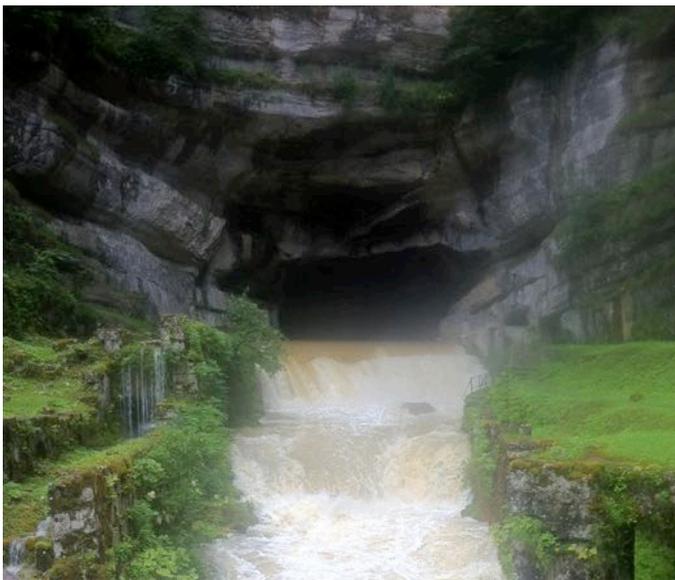
UNIVERSITÉ DE
FRANCHE-COMTÉ



RÉGION
BOURGOGNE
FRANCHE
COMTÉ



Étude de l'état de santé des rivières karstiques en relation avec les pressions anthropiques sur leurs bassins versants



Rapport de la tranche 3 et synthèse

Volet « Capacités biogènes de la Loue et de ses affluents »



Ce volet fait état des résultats obtenus d'octobre 2016 à octobre 2018 en matière de capacités biogènes ainsi que de structure et de dynamique des peuplements d'organisme aquatique ; les résultats de cette troisième tranche du programme « Altérations des Rivières Karstiques » sont confrontés avec ceux obtenus lors des tranches précédentes, mise en œuvre de 2012 à 2015 afin de proposer une synthèse générale

**François DEGIORGI, Audrey BOLARD, Alexia DUCROT, Johan BENOIST,
Etienne CHANEZ, Hervé DECOURCIERE, Pierre-Marie BADOT**

Les investigations de terrains ont toutes été dirigées et réalisées par notre laboratoire, avec l'aide et le soutien logistique notoire de :

- *la Fédération de Pêche du Doubs pour les pêches électriques (coordination : Christian ROSSIGNON) ;*
- *le bureau d'étude BI_EAU pour le phytobenthos (Maria LEITAO) ;*
- *le bureau d'étude TELEOS pour une partie des pêches et une partie du benthos (Hervé DECOURCIERE) ;*

Sommaire

INTRODUCTION :.....	5
1. ETAT DES POTENTIELS PISCICOLES	8
1.1. PEUPELEMENTS PISCICOLES DE LA HAUTE LOUE	8
<i>Etat des peuplements de la Loue de la source à Ornans</i>	8
<i>Etat des peuplements piscicoles de la Loue d'Ornans à Cléron</i>	10
1.2. PEUPELEMENTS PISCICOLES DE LA MOYENNE LOUE.....	12
<i>Etat des peuplements à l'aval proche de la confluence du Lison</i>	12
<i>Etat du peuplement à Chenecey Buillon</i>	13
<i>Etat du peuplement à Cessey</i>	14
1.3. PEUPELEMENTS PISCICOLES DES AFFLUENTS ET DU DOUBS APICAL	15
<i>Le Lison</i>	15
<i>Autres affluents de la Haute et Moyenne Loue.....</i>	16
<i>Peuplements ichtyologiques du Doubs à l'amont de ses pertes</i>	17
1.4. STRUCTURE ET EVOLUTION DES POPULATIONS SALMONICOLES	19
<i>Evolution spatiotemporelle de la biomasse de truite et d'ombre</i>	19
<i>Comparaison aux références régionales</i>	20
<i>Structure des populations et potentiels de recrutement.....</i>	22
1.5. BIBLIOGRAPHIE SUR LES POTENTIELS PISCICOLES.....	26
2. BENTHOS ET ENTOMOLOGIE	28
2. 1 ANALYSE SIMPLIFIEE DES BIOCENOSSES DE LA LOUE ET DU LISON.....	28
<i>Evolution des IBGN sur la Loue entre 2012 et 2014.....</i>	28
<i>Evolution des IBG-RCS sur la Loue entre 2015 et 2018</i>	29
2. 2. ANALYSES QUANTITATIVES GENERIQUES POUR LES EPT.....	31
2. 3. VARIATION QUANTITATIVE DES AUTRES GROUPES BENTHIQUES	35
2. 4. ANALYSE A L'ESPECE DE LA STRUCTURE DES PEUPELEMENTS EPT.....	38
<i>Objectif et méthodologie</i>	38
<i>Vérification méthodologique : stabilité de l'image spécifique</i>	39
<i>Perte de richesse spécifique et banalisation des peuplements.....</i>	40
<i>Permanence de la structure longitudinale</i>	43
<i>Réduction quantitative des capacités biogènes.....</i>	44
2.5. CAPACITES BIOGENES DU DOUBS AVANT SES PERTES (RAPPEL)	46
2.6. ANALYSES DES CAPACITES BIOGENES DES AFFLUENTS (RAPPEL)	47
2. 7. BIBLIOGRAPHIE SUR LE BENTHOS ET L'ENTOMOLOGIE AQUATIQUES.....	49

3. VEGETATION AQUATIQUES ET COLMATAGES DES FONDS	51
3.1. APPROCHE DU PHYTOBENTHOS DE LA LOUE (LEITAO ET AL. 2015)	53
<i>Introduction et méthodologie</i>	53
<i>Composition du phytobenthos de la Loue</i>	55
<i>Variations spatio-temporelles de la structure du phytobenthos</i>	57
<i>Bilan sur le phytobenthos de la Haute Loue entre 2012 et 2014</i>	59
<i>Bibliographie sur le phytobenthos</i>	61
3.3. LES MACROPHYTES AQUATIQUES DE LA LOUE (BENOIST 2015)	62
<i>Composition des communautés macrophytiques de la Loue</i>	62
<i>Richesses taxonomiques macrophytiques</i>	65
<i>Recouvrement macrophytique</i>	66
<i>Niveau trophique et coefficient de sténoécie</i>	67
<i>Etat actuel des communautés macrophytiques</i>	68
<i>Evolution temporelle des communautés macrophytiques</i>	69
3. 3. ALGUES FILAMENTEUSES : CAMPAGNES DE 2018 ET BILAN	70
<i>Stratégies et protocoles de prélèvement</i>	70
<i>Variations de la composition des peuplements algaux en 2017</i>	71
<i>Variations de l'intensité des colmatages algaux en 2017</i>	75
<i>Evolution historique des colmatages algaux</i>	79
3.4. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES SUR LES COLMATAGES VEGETAUX.....	82
<i>Bilan sur la structures des peuplements végétaux de la Loue</i>	82
<i>Rôle des excès de nutriments et en particulier d'azote</i>	83
<i>Rôle des consommateurs et en particulier des macrophytophages</i>	84
<i>Orientation de la recherche des causes des colmatages végétaux</i>	86
<i>Proposition de suivi des effets des actions de remédiation</i>	86
3.5. BIBLIOGRAPHIE SUR LES ALGUES ET LES COLMATAGES VEGETAUX.....	87

Etude de l'état de santé des rivières karstiques en relation avec les pressions anthropiques sur leurs bassins versants :

Atelier DOUBS/ LOUE / LISON Résultats de la tranche 3 de 2016 à 2018 et synthèse

Volet I : état des capacités biogènes de la Loue, du Doubs amont et du Lison

Introduction :

Pour évaluer l'état des capacités biogènes du réseau hydrographique de la Loue entre 2012 et 2018, les principaux étages de l'édifice biologique ont été étudiés simultanément durant les trois tranches qui ont articulé le programme de recherche des causes d'altération des rivières karstiques (ARK). Des mesures quantitatives ont ainsi été effectuées entre 2 et 6 fois, selon les stations, pour les consommateurs que sont les poissons et les macroinvertébrés benthiques et à deux reprises pour les producteurs que sont les macrophytes et les algues filamenteuses benthiques.

Cette approche a été appliquée sur un système de stations jalonnant les 3 principaux cours d'eau du réseau étudié de façon à prendre en compte leur structure longitudinale tout en encadrant les principales zones où des perturbations sont suspectées ou avérées. Les biocénoses piscicoles et benthiques des principaux affluents ont aussi été étudiées, de façon plus ponctuelle.

Pour rappel, ce dispositif a compris, au cours des 3 tranches, plusieurs ensembles de station jalonnant la Loue et ses affluent ainsi que le Doubs supérieur (fig. 1) :

- 10 stations sur la Loue, encadrant le secteur des résurgences amont, l'agglomération d'Ornans, le village de Cléron, et le début des cultures céréalières intensives ;
- 3 stations jalonnant le cours du Lison ;
- 6 stations jalonnant le Doubs dans le secteur où son débit est grevé de pertes qui alimentent la source de la Loue ;
- 2 à 3 stations sur plusieurs affluents afin de distinguer les qualités respectives des zones apicales et basales.

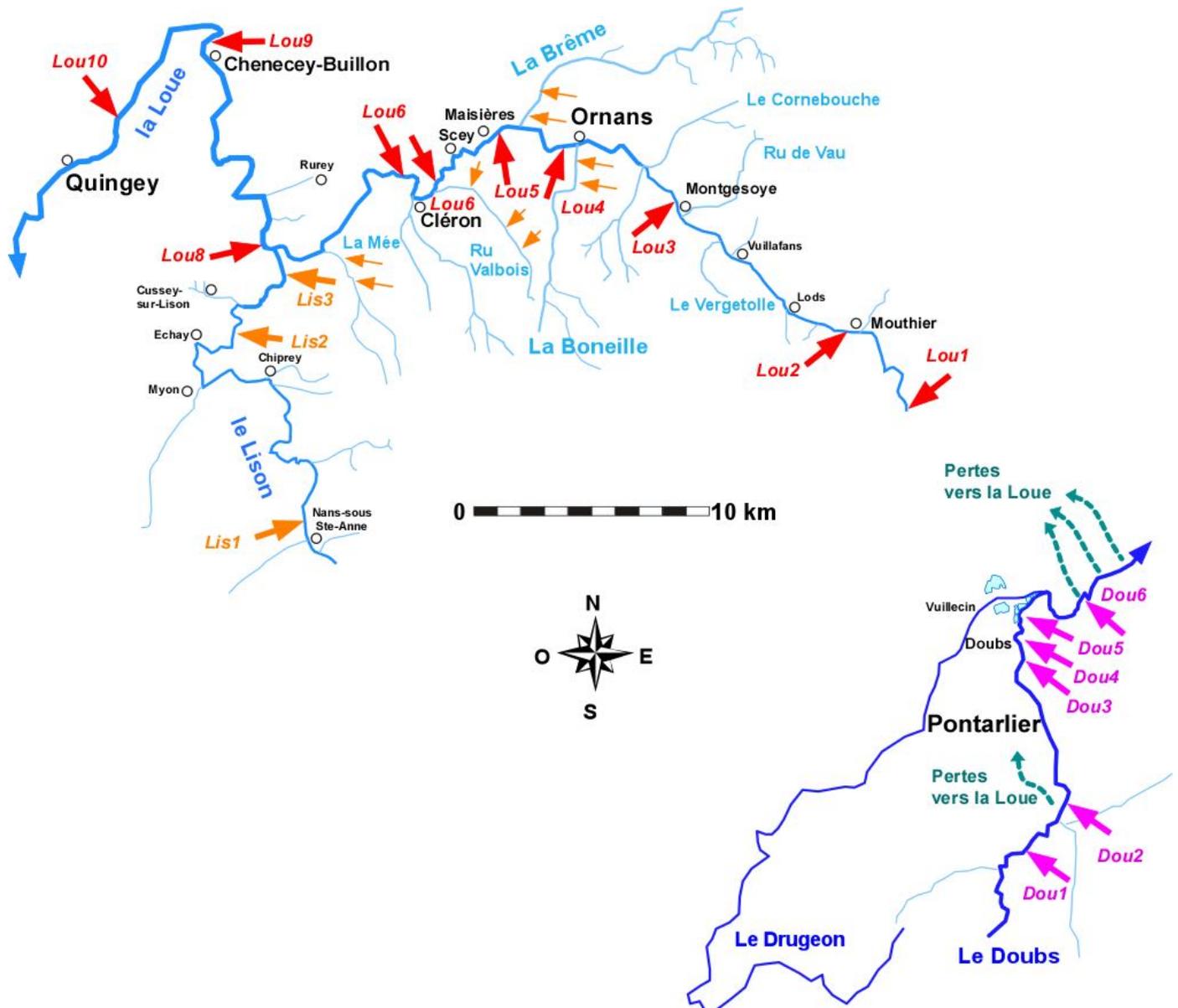


Figure 1. Localisation des systèmes de stations jalonnant la Loue et ses affluents principaux

- Les stations Lou1 à Lou3 ciblent l'état de pollution de la source ainsi que l'efficacité des mécanismes d'autoépuration de la partie apicale de la rivière.
- Les stations Lou3 à Lou5 encadrent les rejets et les exsurgences du secteur d'Ornans ;
- 2 stations supplémentaires (non figurées ici) encadrent de façon plus serrée la STEP d'Ornans dont le rejet a été régulièrement analysé.
- Les stations Lou6 et Lou8 encadrent les rejets et les exsurgences du secteur de Cléron
- Les stations Lou7 à Lou10 jalonnent le début des cultures céréalières en zone alluviale
- Plusieurs stations d'étude « ponctuelle » ont été aussi implantées sur le Lison (Lis1 et Lis2), ainsi que sur les affluents secondaire de la Haute-Loue : Bonneille, Brême, Valbois, Mée...
- 6 stations dans le Doubs encadrent l'agglomération et la STEP de Pontarlier ; elles sont toutes localisées en amont proche des pertes qui alimentent la source de la Loue.

Sur toutes ou sur une partie de ces stations, des analyses quantitatives ont été réalisées pour caractériser les structures et la dynamique des organismes aquatiques qui constituent autant de bioindicateurs synthétiques de l'état fonctionnel de la Loue (tab. 1) :

1. Les peuplements de poissons, et plus notablement les populations salmonicoles ont souffert de mortalités intempestives et spectaculaires juste avant le début du programme d'étude, entre 2010 et 2012.
2. Les peuplements benthiques voient leur richesse et leur abondance s'éroder depuis plusieurs décennies, en particulier en ce qui concerne les Ephémères, les Plécoptères et les Trichoptères, mais aussi les crustacés et les mollusques
3. Les algues filamenteuses montrent, depuis plus longtemps encore, des phases de prolifération induisant un colmatage qui peut s'étendre des substrats pierreux jusqu'à l'ensemble des fonds de certains secteurs.

Ce rapport présente les résultats obtenus par l'analyse de ces 3 compartiments de l'édifice biologique au cours de la tranche 3 qui s'est étendue de septembre 2016 à octobre 2018. Une confrontation puis une synthèse de ces observations avec les enseignements acquis au cours des tranches 1 et 2 sera également réalisée. Les données acquises en 2015 au cours de la tranche 2B ou en parallèle seront directement intégrée à l'analyse des tout derniers résultats.

Stations	Code	Do (km)	Poisson				Benthos				Mph	Algues	
			2015	2016	2017	2018	2015	2016	2017	2018	2015	2015	2017
Ouhans	LOU1	0,1						X	X	XX	X		
Mouthier	LOU2	5,4	X	X	X	X		X	XX	XX	X		X
Vuillafans	LOU2,5	8,1							XX	XX			X
Montgesoye	LOU3	17,0					X		X	XX	X		X
Homelon	LOU4	23,7					X		X		X		
Maisières ND	LOU5	25,0					X		X	X	X		X
Am. Cléron	LOU6	28,8	X	X	X	X	X	X	XX	X	X		X
Av. Cléron	LOU7	30,3					X		X		X	X	X
Piquette	LOU8	41,3					X		X		X	X	X
Cheney	LOU9	54,4				X	X	X	XX		X	X	
Cessey	LOU10	58,9				X	X		X		X	X	

Tableau 1. Synoptique des analyses biologiques quantitatives effectuées de 2015 à 2018
Mph = macrophytes aquatiques (IBMR)

1. Etat des potentiels piscicoles

Des inventaires piscicoles par pêches électriques exhaustives à 3 passages ont été réalisées dans la Loue et ses affluents ainsi que dans le Doubs à l'amont des pertes qui alimentent la Loue. Ces mesures ichtyologiques ont été effectuées suivant 3 mailles spatio-temporelles, en étroite collaboration avec la Fédération de Pêche du Doubs.

- + Sur la Loue et le Lison, les 13 stations de notre dispositif d'étude jalonnant la Loue et le Lison ont été échantillonnées au moins une fois au cours des 3 tranches du programme.
- + Sur le Doubs à l'amont ainsi qu'à l'aval immédiat des pertes qui nourrissent la Loue, et sur les principaux affluents de la Haute-Loue, des inventaires ont également été réalisés à une occasion au moins.
- + Sur 2 des 10 stations d'étude incluses dans notre dispositif et jalonnant la Loue, la Fédération de Pêche du Doubs a mis en œuvre, avec notre aide, un suivi annuel de l'état du peuplement piscicole. Ainsi, les variations de l'état des peuplements piscicoles de la Loue à Mouthier (LOU2) et à l'amont de Cléron (LOU6) entre 2012 et 2018 ont pu être prise en compte dans le cadre de notre atelier de recherche des causes d'altération des rivières karstiques.

Les densités numériques et pondérales, calculées à l'aide de la méthode de Carl et Strub (Gerdeaux 1987), sont transformées en cotes d'abondances pour gommer les variabilités instrumentales et pour fournir des images synthétiques des peuplements comparables (Degiorgi et Raymond 2000). La structure des ichtyocénoses ainsi obtenue est d'abord interprétée à la lumière du référentiel biotypologique proposé par Verneaux (1973). Elles sont aussi comparées, avec les données récoltées sur la Loue par cet auteur à la fin des années 1960 puis par différents opérateurs à des époques plus récentes. Enfin, les variations interannuelles sont analysées plus finement à l'échelle des populations, en particulier pour les salmonidés.

1.1. Peuplements piscicoles de la Haute Loue

Etat des peuplements de la Loue de la source à Ornans

Les peuplements de poissons de la partie supérieure de la Loue ne comportent que des espèces caractéristiques de la zone à truite, et leur composition reste équilibrée. Cependant, des déficits d'abondance, croissant de l'amont vers l'aval et variables suivant les années sont observés sur la totalité des stations prospectées (fig. 2 à 4).

Dans le cas de la station de Mouthier (Lou 2), désormais suivie annuellement, les densités moyennes de truites et de chabot témoignent d'un potentiel résiduel non nul. La surabondance d'ombres confirme en revanche le vieillissement typologique, déjà signalé par les études antérieures (CSP 1999, ONEMA 2010), tandis que l'absence de vairon incline à suspecter une perturbation de nature chimique.

Ces indices d'altérations étaient déjà observés dans les années 1970' mais semblent s'être accentués à partir des années 1990 (fig. 2). Les pêches réalisées en 1999 et en 2010 semblent montrer également une érosion de l'abondance des truites, surtout sensibles en 2010, après les premiers épisodes de mortalité, et même si ceux-ci semblent avoir été plus modérés en amont de Montgesoye.

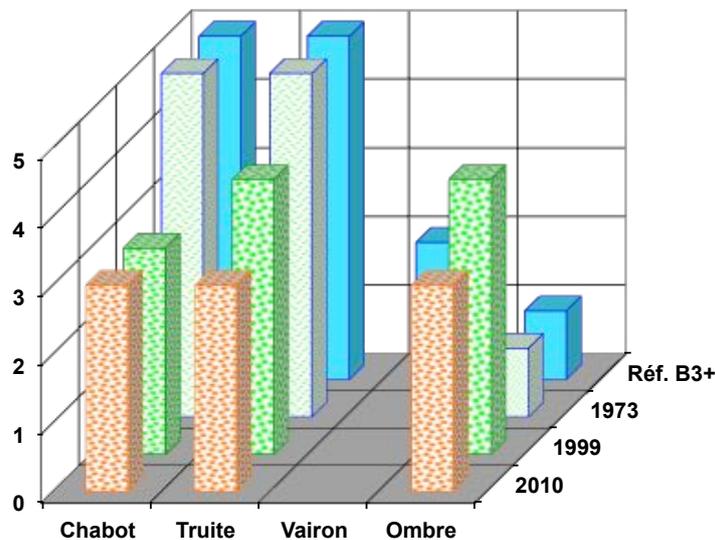


Figure 2. Structure du peuplement piscicole de la Loue à Mouthier en 1973, 1999 et 2010

Les pêches réalisées dans le cadre de ce programme puis de façon annuelle entre 2015 et 2018 confirme cette érosion de l'abondance de la truite par rapport au potentiel optimal (fig. 3). Elle montre aussi une fluctuation des abondances d'ombre.

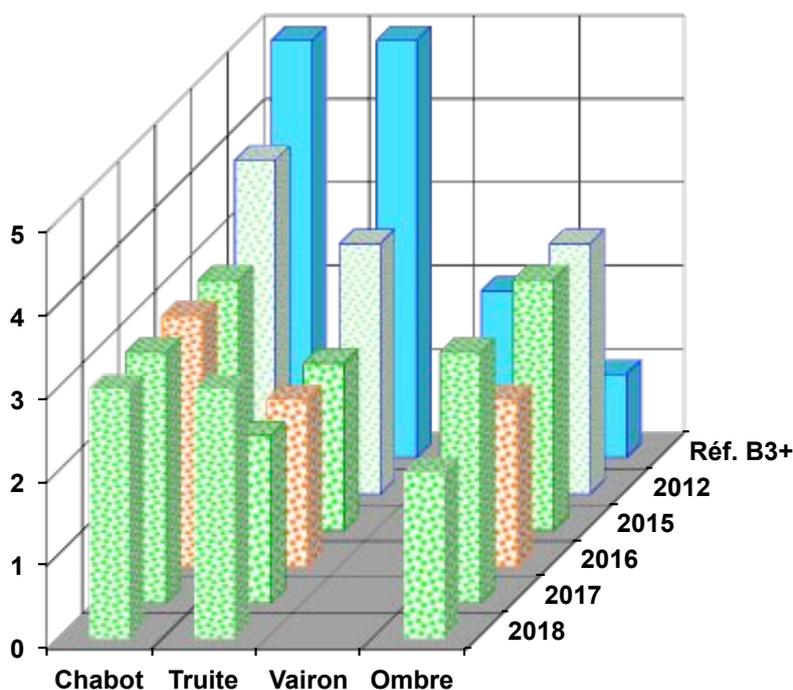


Figure 3. Structure du peuplement piscicole échantillonné à Mouthier entre 2012 et 2018

Plus en aval et pour rappel, les pêches effectuées à Montgesoye (Lou 3), c'est-à-dire à l'amont proche d'Ornans montrait dès 1999 un déficit accentué de toutes les espèces sauf l'ombre (fig. 4). La situation ne s'était pas améliorée en 2012, car la légère progression de la truite et du chabot ne faisait que compenser la régression du vairon et de la lamproie de Planer.

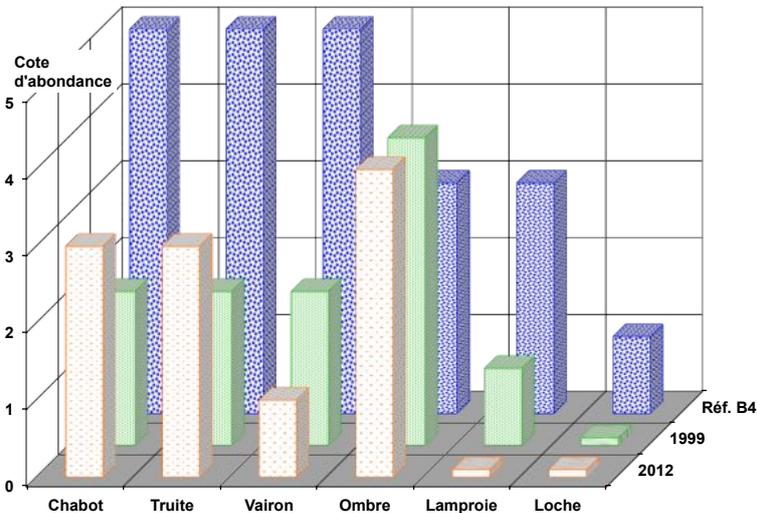


Figure 4. Structure du peuplement piscicole échantillonné à Montgesoye en 1973, 1999, 2012

Etat des peuplements piscicoles de la Loue d'Ornans à Cléron

A l'aval d'Ornans, l'appauvrissement des peuplements s'aggrave nettement (fig. 5 à 7). En 2012, les abondances de toutes les espèces électives de la zone à truite moyenne sont très fortement déficitaires. La comparaison avec les mesures antérieures montre une dégradation marquée des potentiels piscicoles depuis 1999.

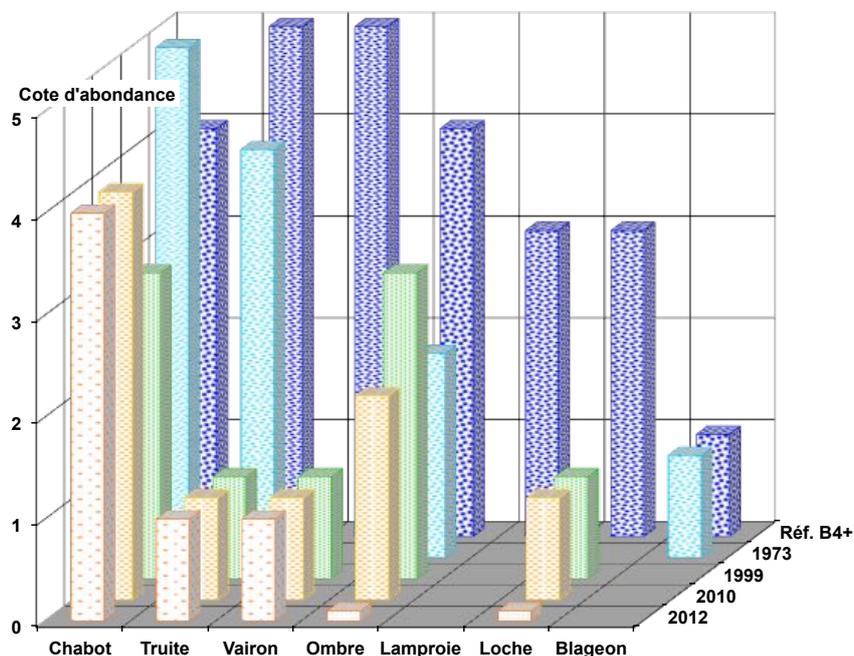


Figure 5. Structure du peuplement piscicole échantillonné à l'Homelon entre 1973 et 2012

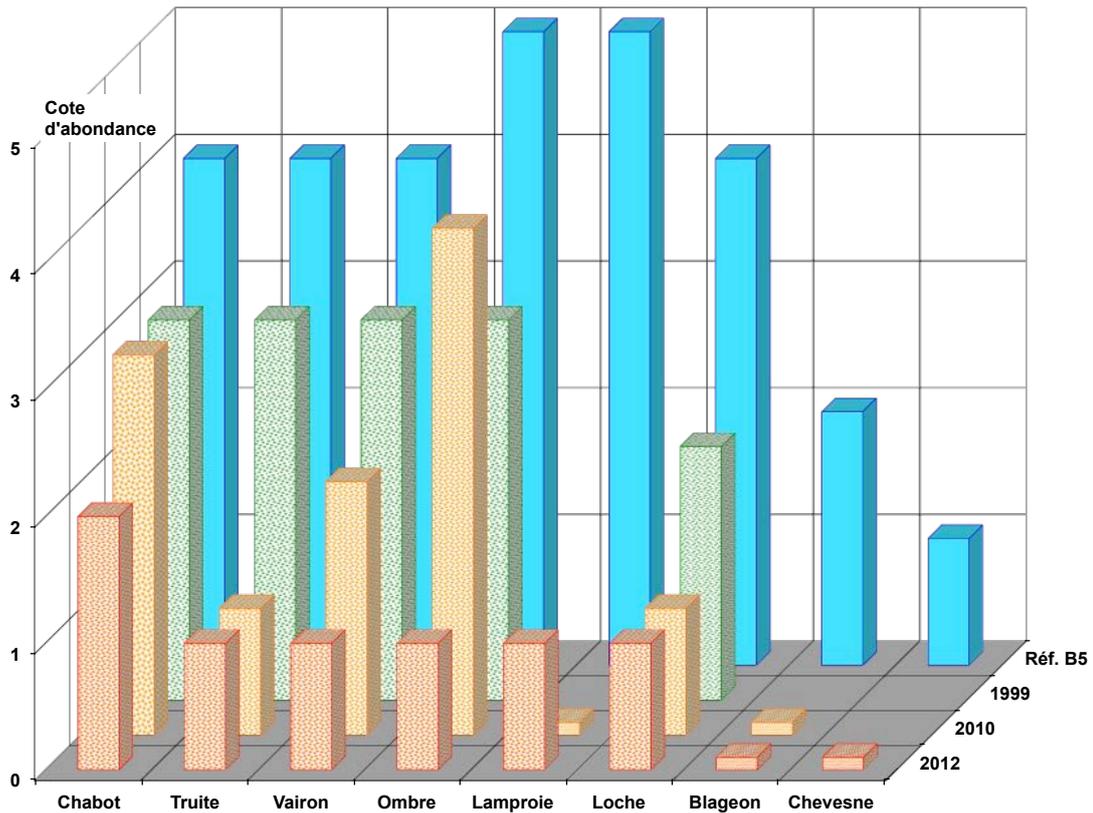


Figure 6. Structure du peuplement piscicole à l'amont de Cléron en 1999, 2010, 2012

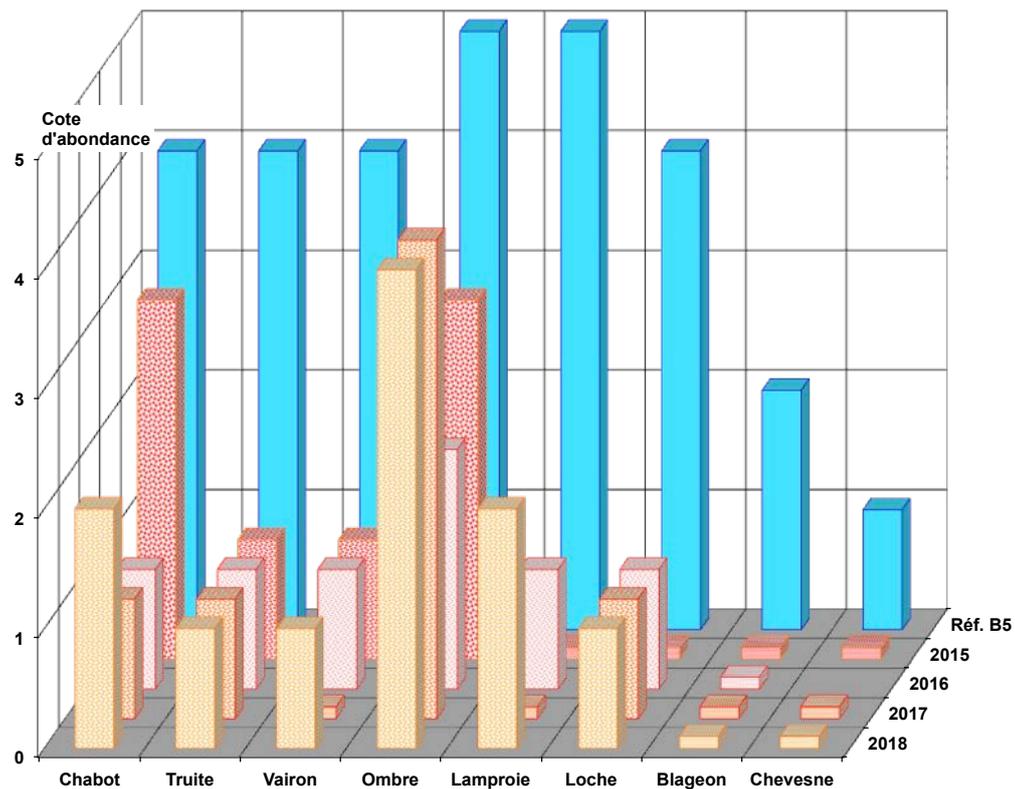


Figure 7. Structure du peuplement piscicole échantillonné à l'amont de Cléron entre 2015 et 2016

A l'amont et à l'aval proche de Cléron, les pêches de 2010, 2012 et 2013 ont montré **l'effondrement des populations de salmonidés** après les épisodes de mortalités de 2010 à 2012 (fig. 6). Le suivi annuel installé à partir de 2015 par la Fédération de Pêche du Doubs sur la station amont montre que les abondances de la truite, mais aussi du chabot, du vairon, de la loche et du blageon restent préoccupantes (fig. 7).

En revanche, elles révèlent aussi des amorces de reconstitution de la population d'ombre, en particulier en 2017 et 2018, même si la densité de cette espèce reste déficitaire par rapport au potentiel optimal. Les fluctuations de l'abondance de la lamproie de Planer sont plus difficiles à interpréter.

1.2. Peuplements piscicoles de la Moyenne Loue

Etat des peuplements à l'aval proche de la confluence du Lison

A l'aval de la confluence du Lison, l'appauvrissement des potentiels piscicoles était très marqué en 2012 et 2013. La réduction des abondances affectait toutes les espèces. Elle était particulièrement spectaculaire sur la station de la Piquette, naguère réputée mondialement pour la pêche à la mouche des truites et des ombres (Lou 8, fig. 8). La comparaison des résultats obtenus en 2013 avec ceux issus de la pêche électrique de 1998 montre l'étendue de la régression des potentiels piscicole.

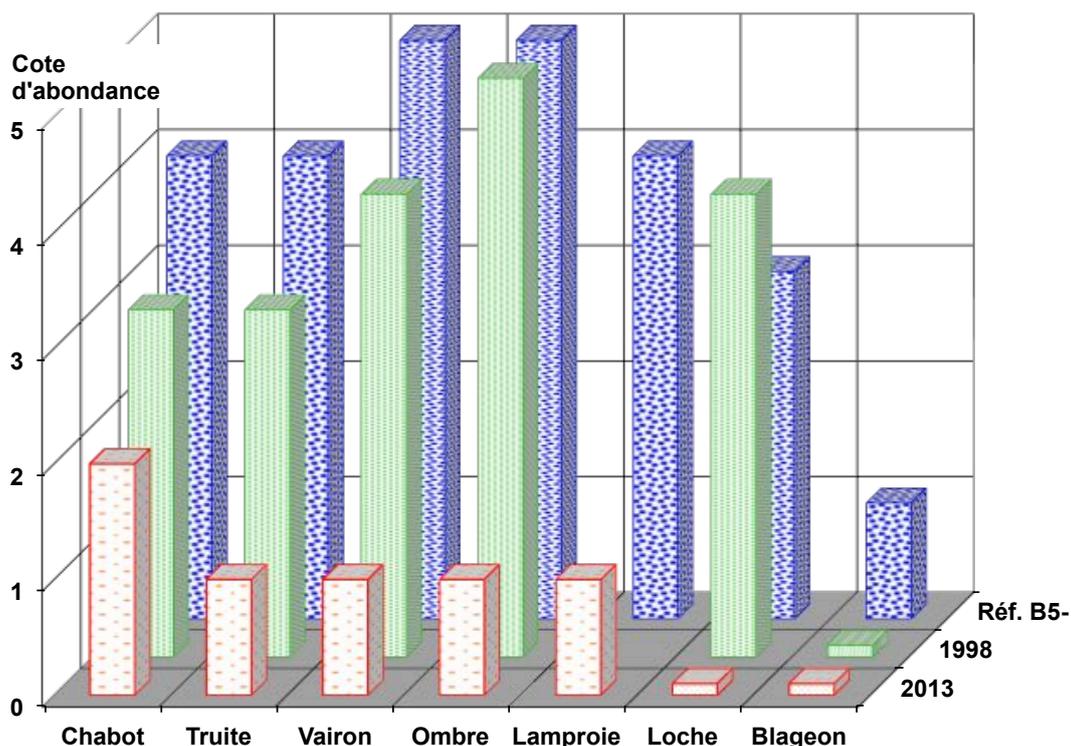


Figure 8. Structure du peuplement piscicole échantillonné à la Piquette en 1998 et 2013

Etat du peuplement à Chenecey Buillon

A partir de l'amont proche de Chenecey, la Loue appartient à la zone à Ombre inférieure. Au début des années 1970, ce secteur était affecté par un excès de nutriment et son peuplement piscicole déséquilibré montrait un déficit modéré en salmonidés tandis que plusieurs espèces électives de ce type de cours d'eau faisaient déjà défaut (Verneaux 1973).

En 1999, les potentiels piscicoles montraient des signes d'appauvrissement en ce qui concerne les « petites » espèces d'eau fraîche et courante (fig. 9). Les densités de chabot, de vairon, mais aussi de blageon et même de spirin étaient nettement inférieures à celles observées au début des années 1970. La population d'ombre, fluctuante durant cette période, semblait s'être rétabli au moment des pêches.

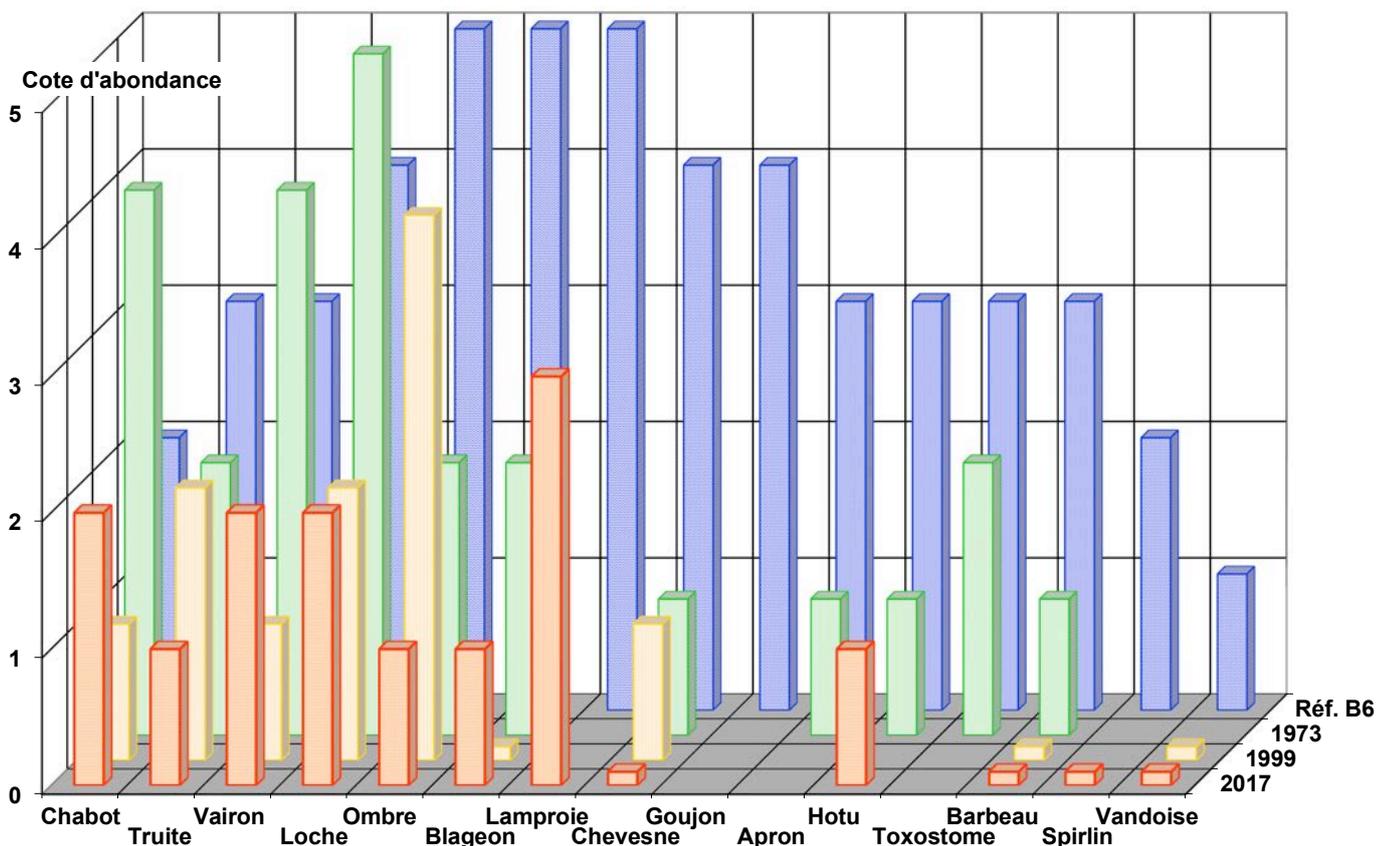


Figure 9. Structure du peuplement piscicole échantillonné à Chenecey en 1973, 1999 et 2013

En 2017, la situation des salmonidés s'est encore plus nettement dégradée, la truite et l'ombre étant désormais en net déficit d'abondance par rapport au potentiel optimum. Quand elles ne sont pas absentes, les espèces électives des zones à truite et à ombre sont en régression par rapport à la situation des années 1970', pourtant déjà altérée. D'après les observateurs de terrain, la réduction des densités salmonicoles est particulièrement sensible depuis la fin des années 2000'.

Etat du peuplement à Cessey

L'appauvrissement, depuis la fin des années 1960', des peuplements piscicoles de la Moyenne Loue est encore plus accentué sur la partie aval du domaine d'étude, comme le montre les pêches électriques réalisées à Cessey (fig. 10). En effet, presque toutes les espèces y sont très nettement déficitaires sinon réduites à une présence anecdotiques. La densité des salmonidés est devenue très faible.

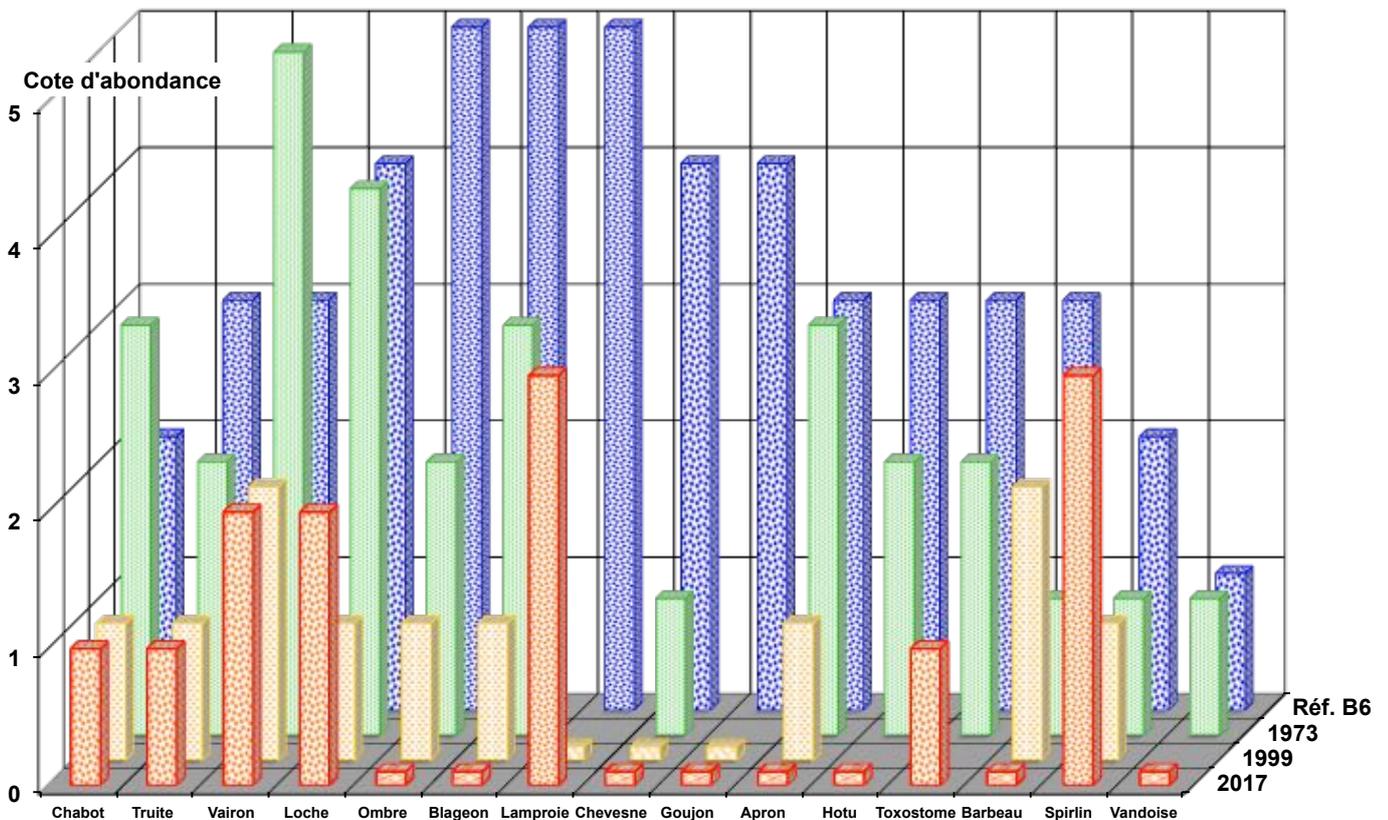


Figure 10. Structure du peuplement piscicole échantillonné à Cessey en 1973, 1999 et 2013

La présence de quelques aprons sporadiques, du toxostome en faible abondance et de la lamproie de Planer ainsi que du spirilin en densités plus notables reflètent la persistance de potentiels écologiques résiduels notoires. Toutefois, la quasi disparition de l'ombre, espèce centrale de ce type de cours d'eau, et la faiblesse de la biomasse globale, inférieure à 100 kg/ha contre plus de 700 attendus, indiquent l'importance des altérations subies par les capacités piscicoles de la Loue moyenne.

1.3. Peuplements piscicoles des affluents et du Doubs apical

Les affluents de tête de bassin d'un cours d'eau de la taille de la Loue jouent pour le vecteur fluvial un rôle prépondérant. D'une part, ils soutiennent son débit d'étiage et rajeunissent ses potentiels écologiques par des apports d'eau fraîche et théoriquement moins minéralisée. D'autre part ils constituent pour la faune aquatique des zones de reproduction, de nurserie voire de refuge (Northcote 1992-1995, Chapman *et al.* 2012, Dodds *et al.* 2013).

Le Lison

Les potentiels piscicoles du Lison suivent le même schéma d'altération que ceux de la Loue. En effet, de 2010 à 2013, les peuplements du Lison apical montraient des déficits persistants mais modérés, alors que les peuplements aval étaient, eux, fortement dégradés (fig. 11 et 12).

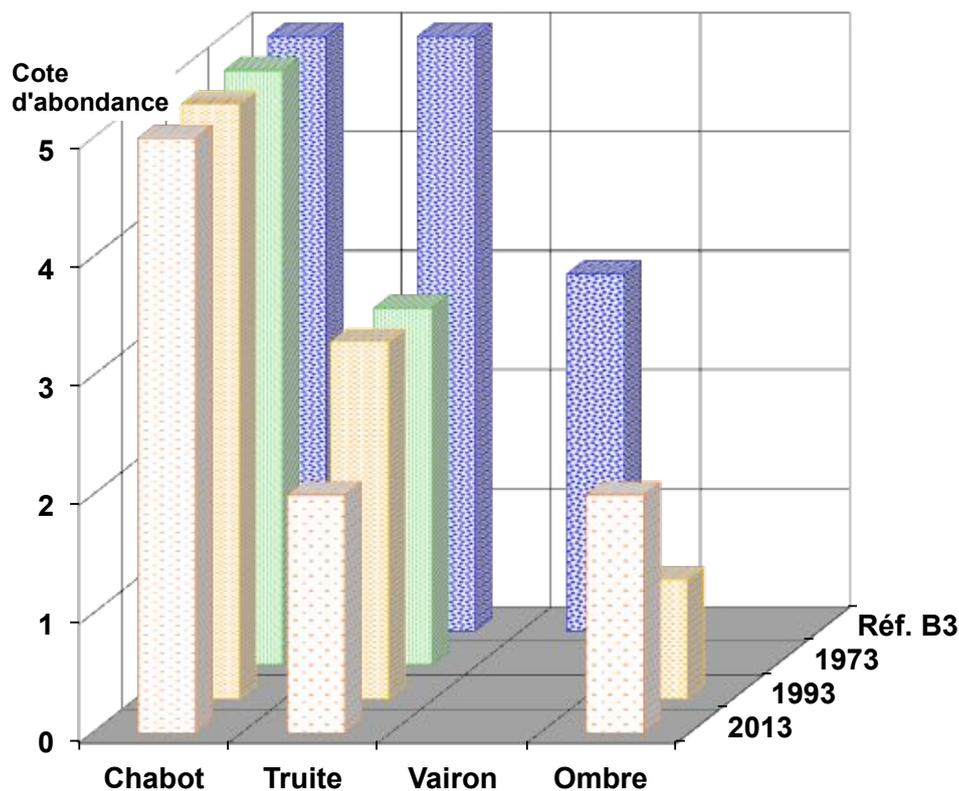


Figure 11. Evolution de la structure du peuplement piscicole du Lison amont (Nans)

Les pêches plus récentes montrent que les peuplements du Lison, comme ceux de la Loue restent appauvris. L'abondance des truites est déficitaire à fortement déficitaire sur l'intégralité du cours de cet affluent, tandis que les densités d'ombres, très contrastées, sont surabondantes dans la partie apicale, et fortement appauvrie dans la partie aval.

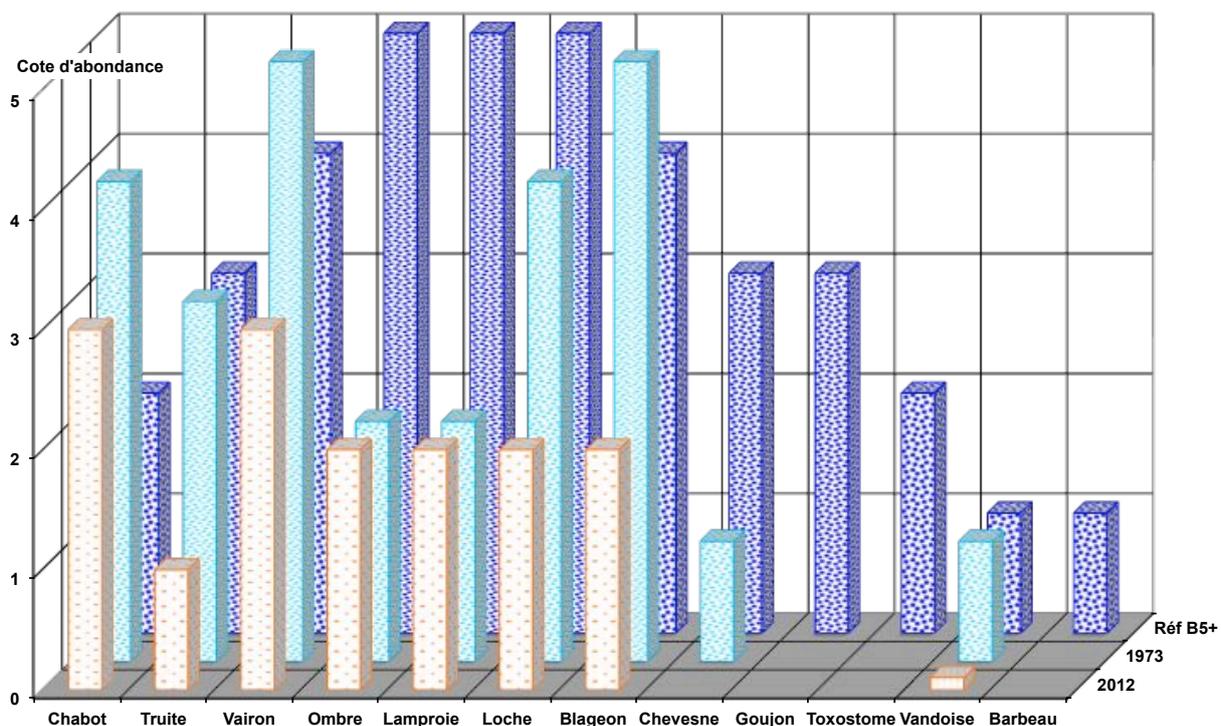


Figure 12. Evolution de la structure du peuplement piscicole du Lison aval (Lizine)

Autres affluents de la Haute et Moyenne Loue

Dans le cas des affluents plus modeste comme la Brême ou la Bonneille, les secteurs apicaux et basaux sont pauvres en poisson, alors que les secteurs médians abritent de grandes densités de truitelles (fig. 12). Ce schéma reflète une altération des capacités biologiques sensibles au niveau des sources, qui s'estompe avec l'autoépuration mais qui est réamorçée ou relayée dans les zones de confluence.

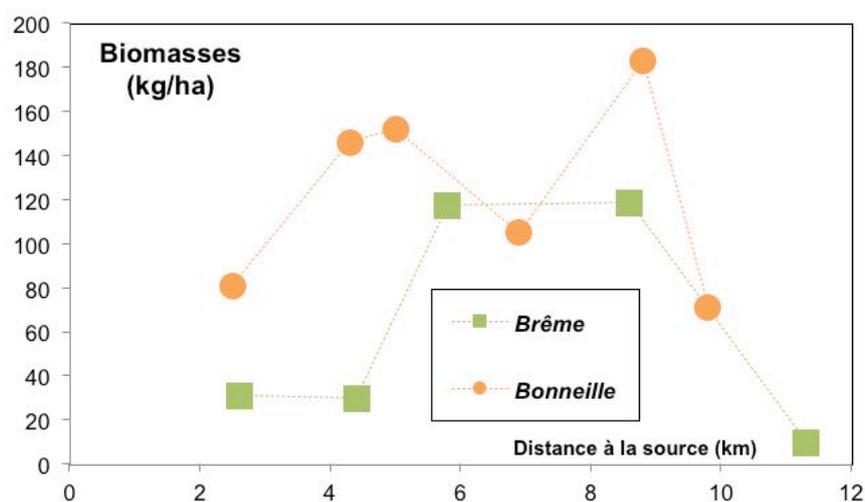


Figure 13. Evolution spatiale des biomasses salmonicoles (essentiellement des truitelles) le long de deux des affluents principaux de la Loue dans le secteur d'Ornans.

Peuplements ichtyologiques du Doubs à l'amont de ses pertes

Le Doubs apical constitue un affluent karstique de la Haute-Loue puisque ses pertes nourrissent la source de la Loue à hauteur d'un tiers à un septième du débit qui y émerge. La communication étant karstique, les apports du Doubs sont uniquement hydriques et géochimiques, en dehors des flux de contaminants.

Aussi, en octobre 2013, des pêches électriques à 3 passages ont également été effectuées dans le Doubs à l'amont et à l'aval immédiats de la STEP de Pontarlier. Le peuplement piscicole observé à l'amont du rejet est déjà déstructuré et appauvri, sans doute par les nombreux rejets non collectés et par les trop plein des collecteurs en période d'orage (fig. 14).

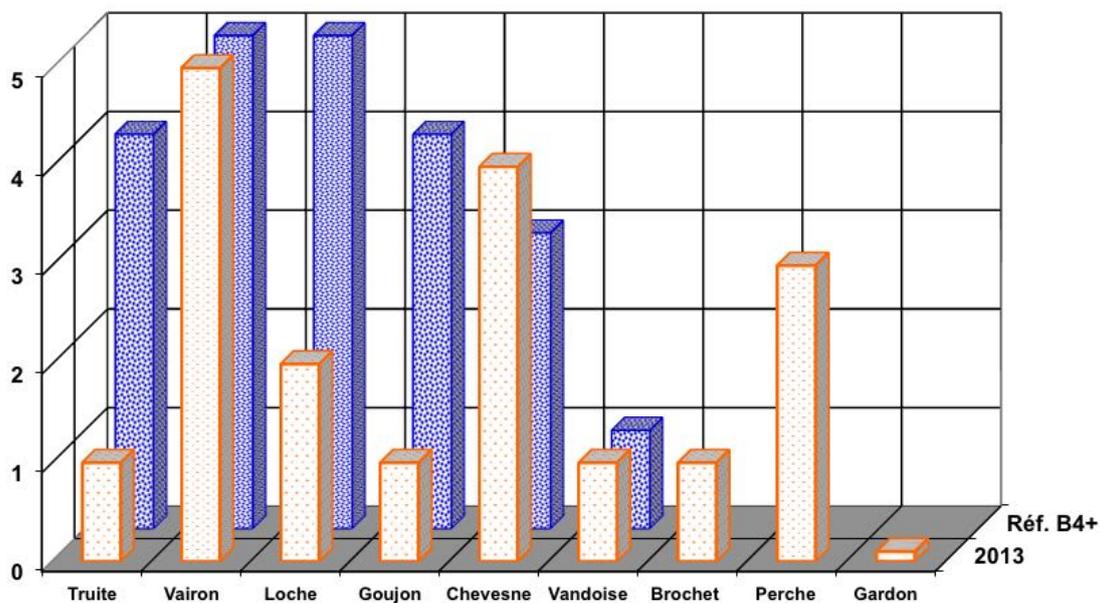


Figure 14. Structure du peuplement piscicole du Doubs à l'amont de la STEP de Pontarlier

Dans ce contexte, l'impact de la STEP apparaît faible, sauf en ce qui concerne la vandoise (fig. 15). L'abondance des truites augmente à l'aval des rejets épurés. Même si cette augmentation des densités salmonicole pourrait aussi être expliquée par l'existence d'exurgences de fond rafraichissant le Doubs à l'aval de la STEP, ces pêches montre que les peuplements piscicoles de ce secteur ont bénéficié d'une nette amélioration de la qualité chimique puis les années 1970'.

En effet, à cette époque, le Doubs était dépeuplé de tout poisson à l'aval des rejets collectés de Pontarlier et de sa station d'épuration (VERNEAUX 1973). Les efforts de collecte et d'épuration se sont donc traduits par une restauration partielle mais notable des potentiels piscicole sur cette partie du Doubs. Cette amélioration, déjà visible en 1993, semble s'être poursuivie ces dernières années (fig. 15).

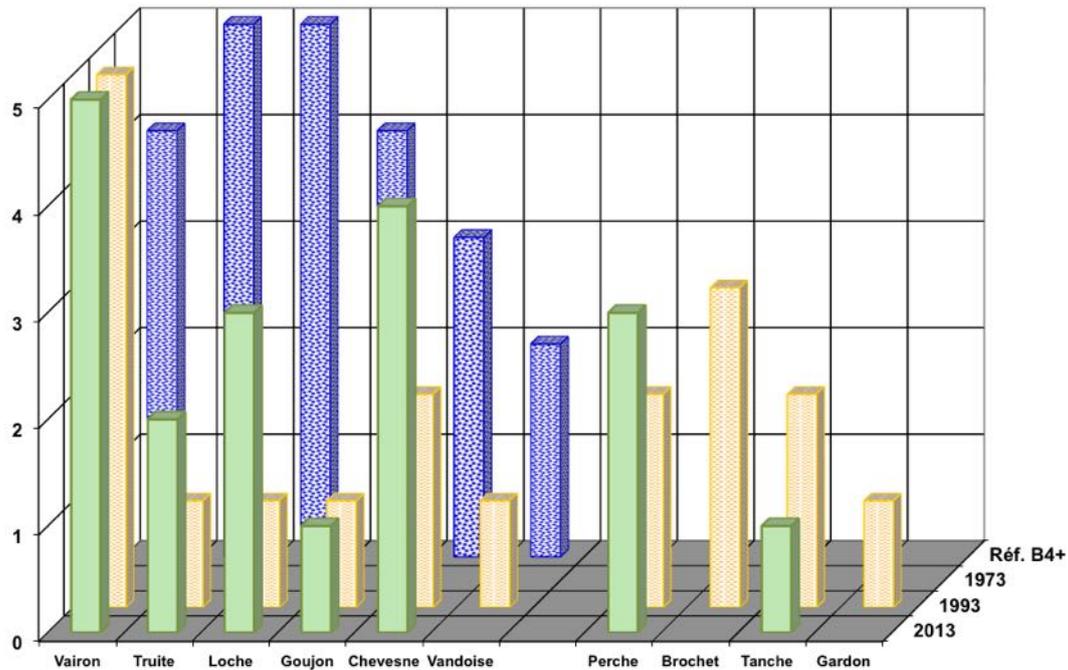


Figure 15. Structure du peuplement piscicole du Doubs à l'aval de la STEP de Pontarlier

En revanche, les potentiels piscicoles du Doubs en amont de l'agglomération pontissalienne ont nettement diminué (fig. 16). Dans le secteur de la Cluse et Mijoux, en amont de pertes qui nourrissent elles aussi la source de la Loue, les fortes abondances de truite qui étaient observées dans les années 1970 sont désormais réduites à la portion congrue. Cette régression était déjà perceptible en 1993.

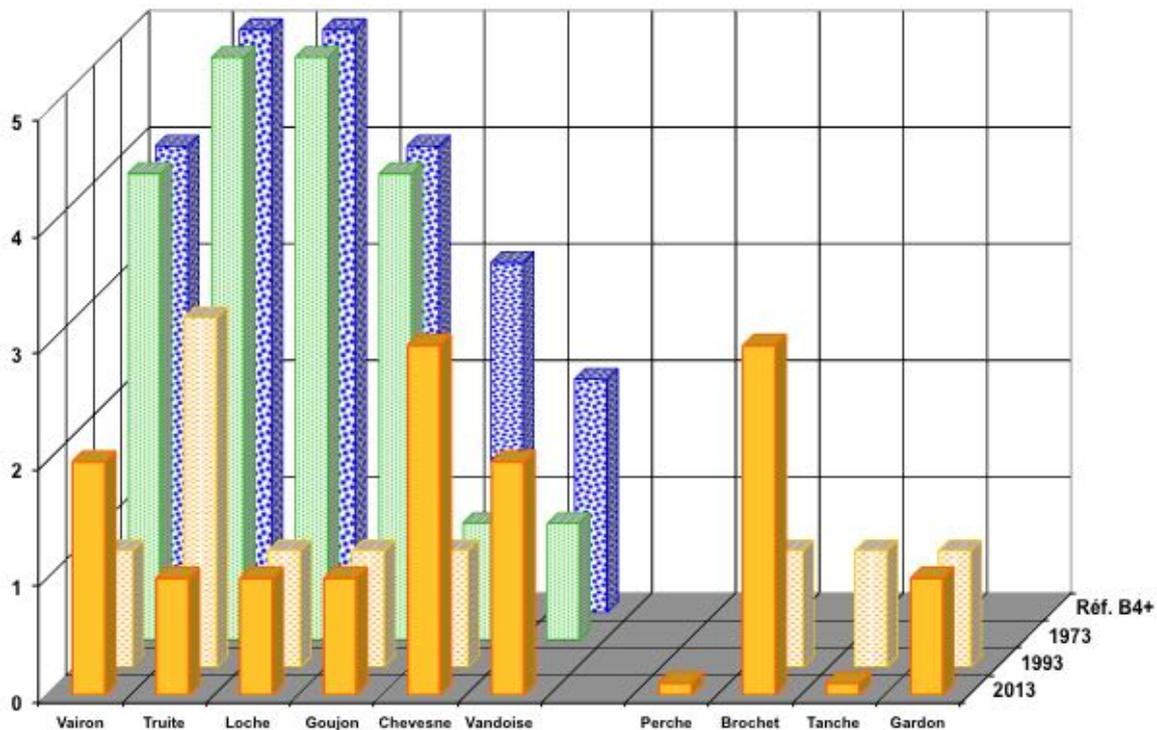


Figure 16. Structure du peuplement piscicole du Doubs à la Cluse et Mijoux

1.4. Structure et évolution des populations salmonicoles

Evolution spatiotemporelle de la biomasse de truite et d'ombre

La biomasse totale des salmonidés constitue un indicateur synthétique de l'état de santé des rivières à truites et à ombre. En effet, ces espèces, polluo-sensibles, sont centrales pour ce type de cours d'eau dont elles occupent les étages apicaux de l'édifice biologique. En dehors des mortalités intempestives et d'éventuelles contaminations produisant des effets délétères sur leur reproduction, toute perturbation d'un ou plusieurs maillons de la chaîne alimentaire se traduit donc par la réduction de leur abondance. Cette diminution est d'autant plus forte que le mécanisme d'altération dure longtemps, ou se répète.

Suivant ce principe, les valeurs proches du niveau référentiel des biomasses salmonicoles mesurées dans la partie apicale de la Loue en 1998 puis en 2009 témoignaient d'une bonne capacité d'autoépuration du cours d'eau, dont la source est polluée au moins depuis les années 1970' (fig. 17). En revanche la décroissance des abondances de truites et d'ombres enregistrées entre 2012 et 2016 à Mouthier signale une altération persistante des capacités biogènes de la Haute-Loue (fig. 18). Même si la biomasse salmonicole mesurée sur ce site montre une légère tendance à la hausse en 2017 et 2018, elle reste très inférieure au potentiel optimal.

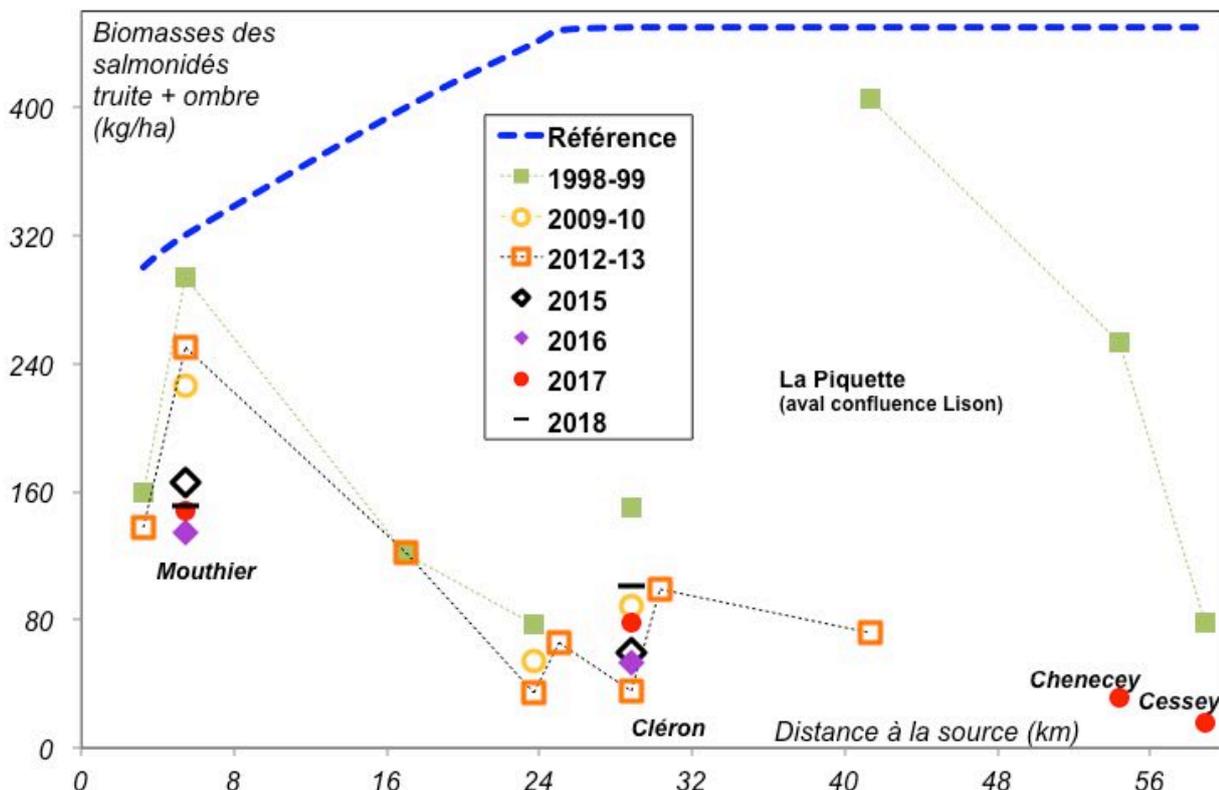


Figure 17. Evolution de la biomasse salmonicole le long de la Loue entre 1998 et 2013

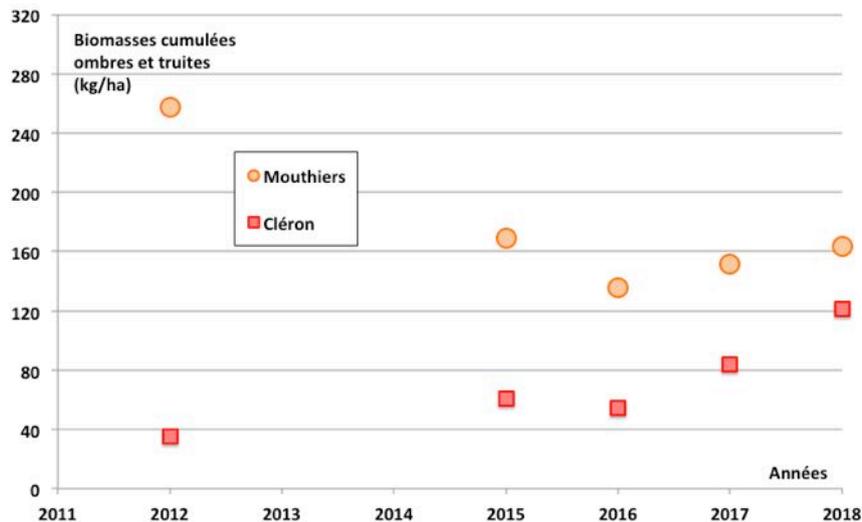


Figure 18. Evolution de la biomasse salmonicole le long de la Loue entre 1998 et 2013

A l'aval d'Ornans, les potentiels salmonicole étaient déjà altérés à la fin des années 1990 puisque les biomasses de truites et d'ombres y étaient alors très inférieures à la référence régionale. Toutefois, en 1998, les biomasses atteignaient encore des valeurs proche de l'optimum à la Piquette, quelques kilomètres plus en aval (fig. 17). Cette amélioration témoignait d'une bonne capacité d'autoépuration de la rivière, probablement combinée avec l'absence de contamination intermédiaire majeure.

Cependant, les potentiels en truites et ombres du secteur compris entre Cléron et Chenecey, jusque là référentiels, se sont effondrés entre 1998 et 2013, en dépit d'une gestion halieutique de type «no kill» proscrivant tout prélèvement. Les biomasses salmonicoles y ont désormais chuté jusqu'à des niveaux très bas.

Certes, le suivi piscicole mené depuis 2015 par la Fédération de Pêche du Doubs à l'amont de Cléron y laisse apparaître, comme à Mouthier, une tendance à la remontée des abondances de truites et d'ombre en 2017 et à 2018 (fig. 18). Cependant, elles stagnent encore ici au quart du potentiel optimal. En 2018, les déficits salmonicoles affectent l'intégralité des Hautes et Moyenne-Loue.

Comparaison aux références régionales

Le bilan des pêches montre que les potentiels salmonicoles sont appauvris dans la quasi totalité des secteurs étudiés par rapport aux observations de la fin des années 1960' (Verneaux 1973). Sur la station de la Piquette, une chute drastique des biomasses salmonicoles a été observée plus récemment (CSP DR5 2000).

A la fin des années 1990, les biomasses de truites mesurées dans la Loue la classait parmi les meilleures rivières du bassin rhodanien (fig. 20). Désormais, seule sa partie apicale abrite encore des populations de truite sub-référentielles, même si leurs biomasses ont baissé de moitié. En effet, les abondances de truites des secteurs aval ont encore plus sévèrement diminué et ne dépassent plus le quart des valeurs optimales.

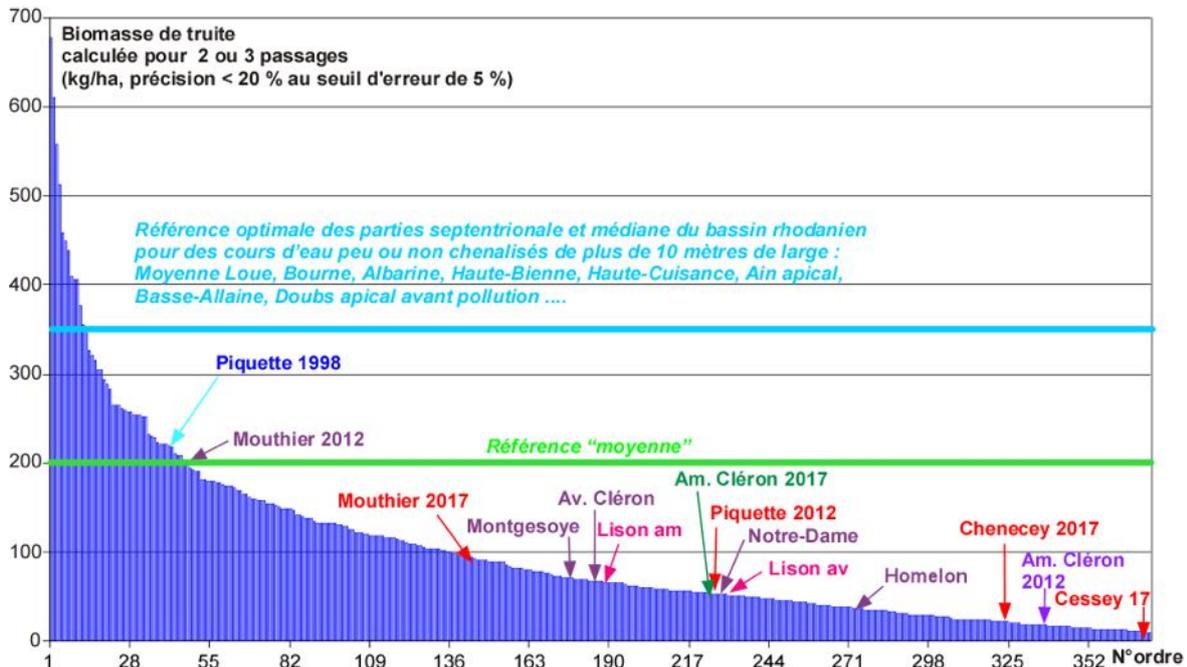


Figure 19. Classement des biomasses de truite mesurées dans la Loue en 2012, 2013 et 2017 par rapport à celles observées sur 360 cours d'eau à truite du bassin rhodanien (DEGIORGI *et al.* 2008)

Le diagnostic est encore plus sévère si l'on compare les biomasses d'ombres capturées sur la Loue aux données antérieures et aux références régionales (fig. 21). Les meilleurs potentiels thymallicoles de la Loue sont désormais cantonnés dans la partie apicale, qui ne se rattache pourtant pas à la zone à ombre et qui joue le rôle de refuge. *A contrario*, le statut de cette espèce sur la partie aval est préoccupant.

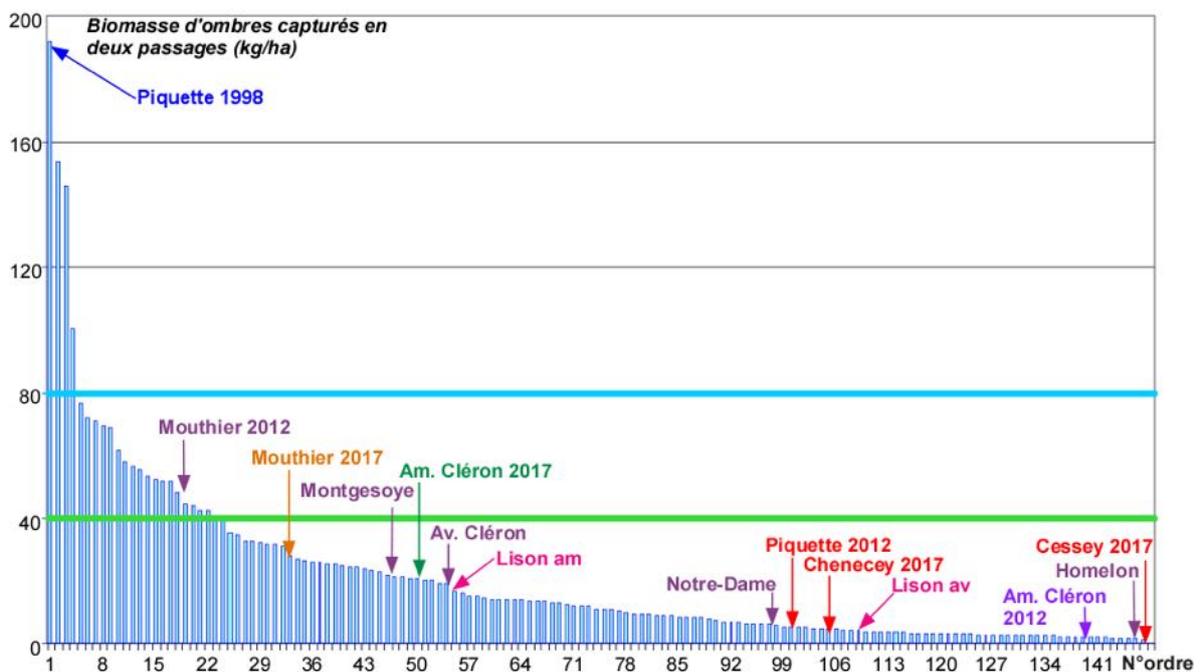


Figure 20. Classement des biomasses d'ombre mesurées dans la Loue en 2012, 2013 et 2017 par rapport à celles observées sur 360 cours d'eau à truite du bassin rhodanien (DEGIORGI *et al.* 2008)

Structure des populations et potentiels de recrutement

L'analyse des structures des populations de truite et d'ombre, permet d'affiner la caractérisation de la dynamique et des rythmes des mécanismes d'altération des potentiels biologiques. Elle montre que les ressorts de dysfonctionnement n'affectent pas que la reproduction et les stades juvéniles de ces deux espèces.

En effet, dans leur état eufonctionnel, les rivières karstiques larges et fraîches sont le lieu de 2 stratégies de fraies pour les ombres et les truites. Une partie des géniteurs remontent dans les affluents qui font alors office de nurserie tandis que l'autre partie fraie dans le cours d'eau principal (Chapman et al. 2012, Doddson et al. 2013).

La coexistence des 2 modalités de reproduction contribue à assurer aux rivières karstiques des capacités salmonicoles particulièrement fortes. Cette optimisation de l'espace fluvial est pratiquée par les 2 espèces sur la quasi-totalité du linéaire de la Loue et du Lison, avec des déclinaisons et des variations interannuelles, selon les configurations habitationnelles et les conditions hydrologiques.

Cependant, les densités de truite de l'année varient d'un site et d'une année à l'autre, en fonction des conditions hydroclimatiques et de l'évolution de la qualité du milieu. Or, les densités de juvéniles mesurées en 2010 sont nettement inférieures à celles qui avaient été enregistrées en 1999 dans les 3 stations échantillonnées (fig. 19). La baisse s'est accentuée entre 2010 et 2012.

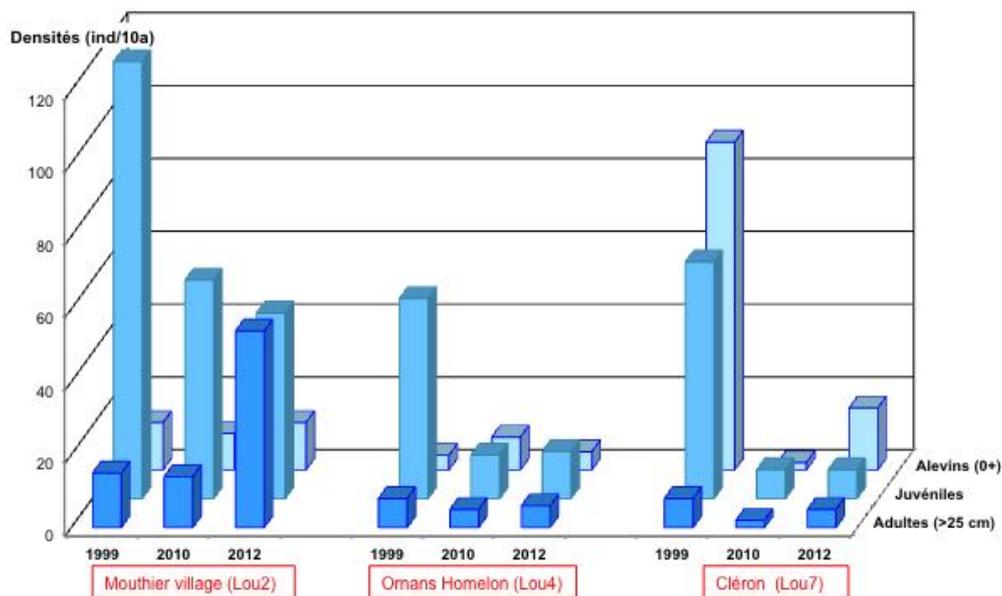


Figure 21. Evolution temporelle de la structure des populations de truite sur 3 stations jalonnant la Loue échantillonnées en 1999, 2010 et 2012

Cette tendance à l'érosion drastique de l'efficacité du recrutement des truites juvéniles au sein même de la Loue se confirme à Mouthier et à Cléron en 2015 et 2016. Seules les densités de truitelles de l'année de l'année 2017 atteignent des valeurs référentielle, mais qui ne sont pas retrouvées en 2018.

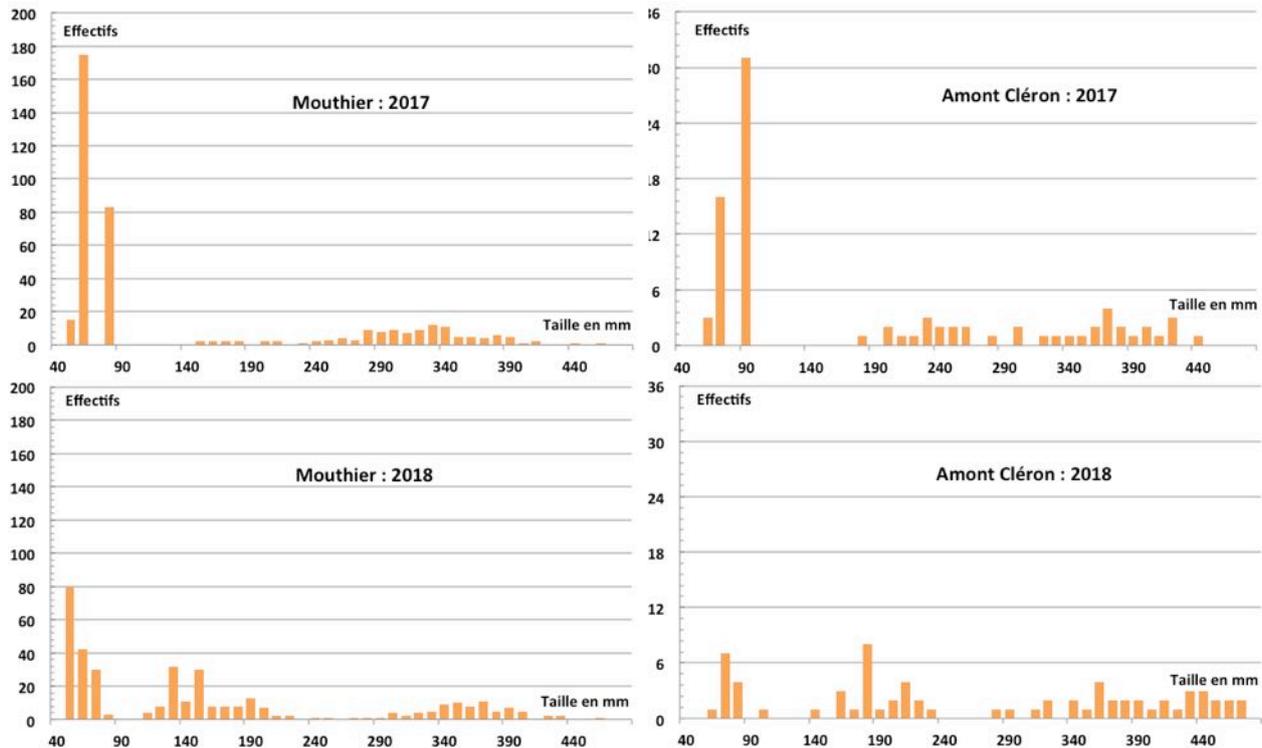


Figure 22. Comparaison des structures taille / fréquence des populations de truite échantillonnées à l'amont de Cléron et à Mouthier en 2017 et en 2018

Dans le cas de l'ombre, la régression de l'efficacité du recrutement est encore plus appuyée. On observe en particulier une chute des densités d'alevins de 1999 à 2010, puis une réduction drastique des juvéniles entre 2010 et 2012 (fig. 23).

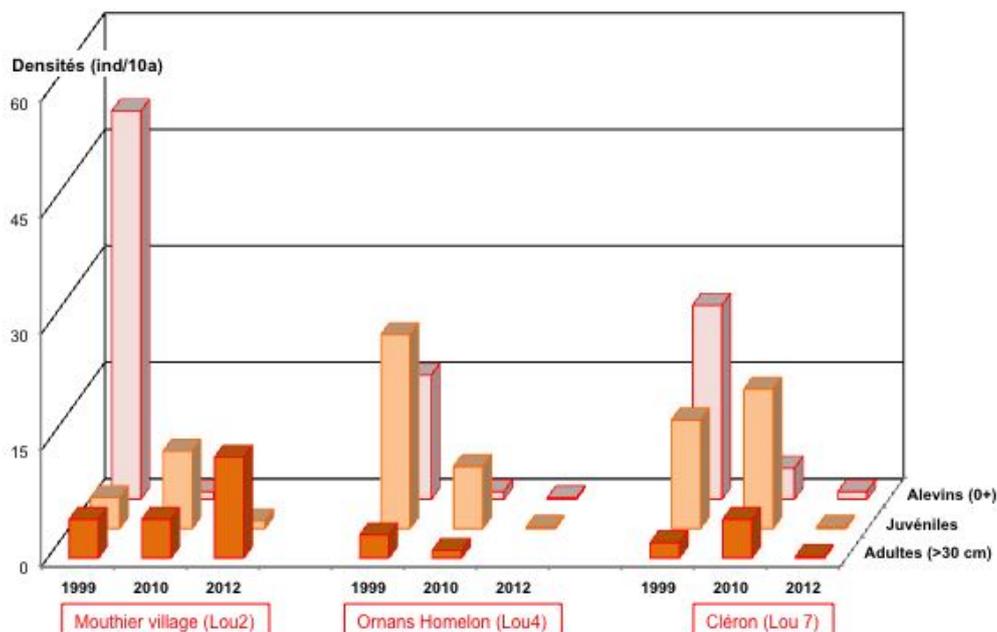


Figure 23. Evolution temporelle de la structure des populations d'ombre sur 3 stations jalonnant la Loue échantillonnées en 1999, 2010 et 2012

Comme dans le cas des truites, les densités de juvénile de l'année observées en 2017 ont exceptionnellement retrouvé des valeurs référentielles (fig. 24). Toutefois, cette embellie n'est plus observée en 2018, comme pour la truite, à nouveau.

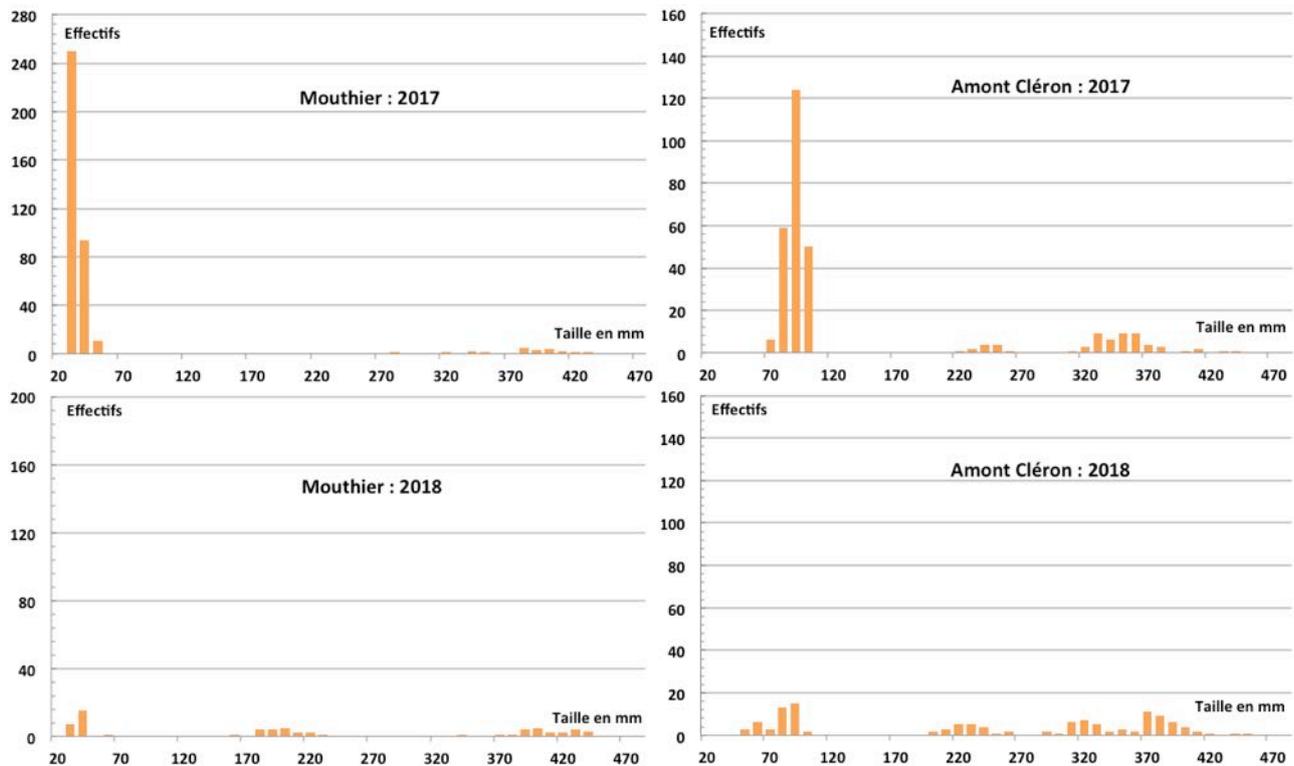


Figure 24. Comparaison des structures taille / fréquence des populations d'ombre échantillonnées à l'amont de Cléron et à Mouthier en 2017 et en 2018

Pour les deux espèces de salmonidés peuplant la Loue et ses principaux affluents, l'efficacité du recrutement ne retrouve des niveaux réellement fonctionnels qu'en 2017, au moins sur les 2 stations suivies annuellement depuis 2015. Ce rétablissement temporaire coïncide avec une augmentation très sensible de la biodiversité et de l'abondance des macroinvertébrés sur les dix stations jalonnant la Loue (cf. § 2 ci-dessous). Il pourrait être lié au petit nombre et à la faible intensité des épisodes de crue lessivantes entre novembre 2016 et octobre 2017.

Toutefois, même si les densités de truites immatures augmentent légèrement en 2018 sur les 2 sites d'étude, plusieurs indices montrent que la production salmonicole n'est pas uniquement entravée au stade du recrutement des truitelles de l'année. En effet, l'analyse de la structure des populations de truite et d'ombre des principaux affluents indique que les frayères et les nurseries qu'ils abritent devrait suffire à pallier au recrutement des populations de truite de la Loue.

De même, la Brème et le Lison, qui constituent les 2 principaux affluents de la Loue, abritent également des frayères à ombre. Cependant, leurs potentiels thymallicoles sont tout aussi fortement dégradés que ceux du cours d'eau principal. Ces affluents ne semblent donc pas pouvoir soutenir les populations d'ombre de la Loue.

A contrario, plusieurs affluents abritent de fortes densités de truitelles, même si leur partie aval apparaît moins propice au développement de cette espèce (fig. 19). Par conséquent, la faible efficacité du soutien des populations de truite de la Loue par les affluents peut être interprétée par 2 phénomènes sans doute concomitants :

- soit la circulation des poissons est entravée, par des obstacles physique ou et des « barrages » chimiques ;
- soit, plus probablement, les truitelles qui dévalent ne trouvent pas dans la Loue les conditions propices à leur développement, voire à leur survie.

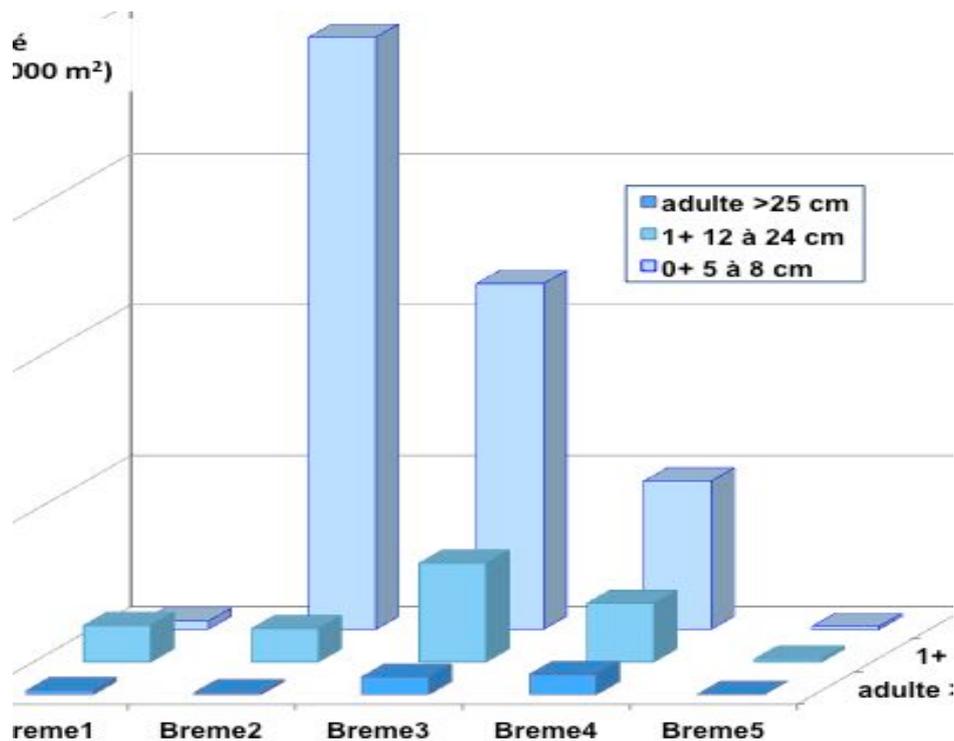


Figure 25. Evolution longitudinale de la structure des populations de truite sur 5 stations jalonnant la Brème

En résumé, les potentiels ichtyologiques de la Haute et de la Moyenne Loue sont fluctuants mais restent altérés sur la totalité du linéaire étudié, avec les déclinaisons spatio-temporelles suivantes :

1. Sur la partie apicale, l'effet des mortalités de 2009 à 2012 s'était moins fait sentir mais les biomasses salmonicoles ont continué à s'éroder jusqu'en 2017.
2. Sur la partie aval, la situation catastrophique des années 2012-2013 semble suivre une légère tendance à l'amélioration mais la reconstitution des biomasses salmonicoles reste lente et le recrutement aléatoire.
3. Sur la partie aval, les peuplements piscicoles sont très appauvris : la situation en 2017 était mauvaise pour la truite et préoccupante pour l'ombre.

1.5. Bibliographie sur les potentiels piscicoles

- CHAMPIGNEULLE A., DEGIORGI F., RAYMOND J.-C., CACHERA S., 2002. Dynamique temporelle de la contribution du repeuplement en stades précoces de truite (*Salmo trutta* L.) dans la population en place et dans la pêche sur le Doubs franco-suisse. Bull. Fr. Pêche Piscic., 365-366 : 471-485.
- CHAPMAN B. B., SKOV C., HULTHE K., BRODERSEN J., NILSSON P. A., HANSSON, BRÖNMARK L.-A., 2012. Partial migration in fishes: definitions, methodologies and taxonomic distribution. C.J Fish Biol. 81(2):479-499.
- DEGIORGI F., CHAMPIGNEUL A., 2000. Diagnose piscicole et mesure de l'efficacité des alevinages en truite sur le Doubs Franco-Helvétique. Ed. Conseil supérieur de la pêche et Institut National de la recherche Agronomique de Thonon-les-Bains, 119 p.
- DEGIORGI, F., RAYMOND J.C., 2000. Guide technique : Utilisation de l'ichtyofaune pour la détermination de la qualité globale des écosystèmes d'eau courante. Conseil Supérieur de la Pêche Délégation Régionale de Lyon. 197p.
- DODSON J. J., AUBIN-HORTH N., THERIAULT V., PAEZ D. J., 2013. The evolutionary ecology of alternative migratory tactics in salmonid fishes. Biol Rev. 88(3):602–625.
- JONES N., TONN W., 2004. Resource selection functions for age-0 Arctic grayling (*Thymallus arcticus*) and their application to stream habitat compensation. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 61: 1736–1746.
- LIÈVRE A., DEGIORGI F., VERGON J.P., ELOY A.E., CONSUEGEGRA D., PÉRIAT G. , 2002. Etude des causes de diminution des populations de poissons dans les cours d'eau jurassiens. Teillprojet 01/01 de Fischnetz – Réseau suisse « poisson en diminution ». Fédération cantonale 157p. + annexes.
- MALLET, J.P., LAMOUREUX, N., SAGNES, P. AND PERSAT, H., 2000. Habitat references of European grayling in a medium size stream, the Ain river, France. Journal of Fish Biology, 56: 1312-1322.
- MEYER L., 2001. Spawning migration of grayling *Thymallus thymallus* (L., 1758) in a Northern German lowland river. Archiv für Hydrobiologie, 152, 99-117.
- NORTHCOTE, T.G., 1995. Comparative biology and management of Arctic and European grayling (*Salmonidae*, *Thymallus*). Reviews in Fish Biology and Fisheries. 5, 141-194.
- NORTHCOTE T.G., 1992. Migration and residency in stream salmonids: some ecological considerations and evolutionary consequences. Nordic Journal of Freshwater Research, 67, 5–17.
- OVIDIO M., PARKINSON D., SONNY D., PHILIPPART J.-C., 2004. Spawning movements of European grayling *Thymallus thymallus* in the River Aisne (Belgium). Folia Zoologica, 53, 87-98.
- PARKINSON, D., PHILIPPART, J.C., BARAS, E., 1999. A preliminary investigation of spawning migrations of grayling in a small stream as determined by radio-tracking. Journal of Fish Biology. 55, 172-182.
- PERSAT H., 1988. De la biologie des populations de l'Ombre commun *Thymallus thymallus* L. 1758 à la dynamique des communautés dans un hydrosystème fluvial aménagé, le Haut- Rhône français. Éléments pour un changement d'échelles. Thèse d'État, Univ. Lyon 1, 223 p.

- SCARSBROOK M. R., TOWNSEND C. R. 1993. Stream community structure in relation to spatial and temporal variation: a habitat templet study of two contrasting New Zealand streams. *Freshwater Biology* 29 (3): 395–410.
- SEDELL J.R., REEVES G.H., HAUER F.R., STANFORD J.A., HAWKINS C.P., 1990. Role of refugia in recovery from disturbances: modern fragmented and disconnected river systems. *Environmental Management* 14(5): 711-724.
- VERNEAUX J., 1973. Cours d'eaux de Franche-Comté. Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs- Essai de biotypologie. Mém. Thèse Doct. d'Etat, Univ. Besançon, 260 p.
- VERNEAUX J., 1981. Le poisson et la qualité des cours d'eau. *Annls Univ. Fr. Comté Biol An 4 (2)*, 33-41.
- VERNEAUX J., 1984. Méthodes biologiques et problèmes de la détermination des qualités des eaux courantes. *Bull. Ecol.*, 15 (1), 47-55.
- VERNEAUX J., SCHMITT A., VERNEAUX V., PROUTEAU C., 2003. Benthic insects and fish of the Doubs River system: typological traits and the development of a species continuum in a theoretically extrapolated watercourse. *Hydrobiologia* 490: 63–74.
- VERNEAUX J., SCHMITT A., VERNEAUX V., PROUTEAU C., 2004. Accessing Biological Orders of river sites and biological structures of watercourses using ecological traits of aquatic insects. *Hydrobiologia* 519 : 39-47.
- VERNEAUX J., SCHMITT A., VERNEAUX V., PROUTEAU C., 2005. Typological traits of 90 genera of aquatic insects (Trichoptera, Ephemeroptera, Plecoptera). *Rapp. int Univ Fr.-Comté*, 2p.
- WELCH, E. B., JACOBY, J. M., HORNER, R. R., SEELEY, M. R. 1988. Nuisance biomass levels of periphytic algae in streams, *Hydrobiologia*, 157: 161-168.

2. Benthos et entomologie

Le Benthos de la Loue, du Lison mais aussi du Doubs et de plusieurs affluents de la Loue a été étudiés suivant 2 méthodes coordonnées : l'IBG-RCS (AFNOR 2008) et le MAG20 (Décourcière & Degiorgi 2001). Les prélèvements ont été effectués à plusieurs reprises, à chaque fois sur des séries de stations jalonnant les cours d'eau étudiés. Cette approche permet d'évaluer leurs capacités biogènes avec plusieurs niveaux de précision et de sensibilité.

2. 1 Analyse simplifiée des biocénoses de la Loue et du Lison

Evolution des IBGN sur la Loue entre 2012 et 2014

Les prélèvements MAG20 de juin 2012 ont ainsi permis de calculer l'IBGN-RCS sur les 10 stations jalonnant la Loue, ainsi que sur l'amont et l'aval du Lison quelques mois après les derniers grands épisodes de mortalités piscicoles constatés au printemps 2012. Les indices obtenus sont compris entre 15 et 17, sauf à la source de la Loue où la note n'atteint que 11 sur 20 (fig. 26).

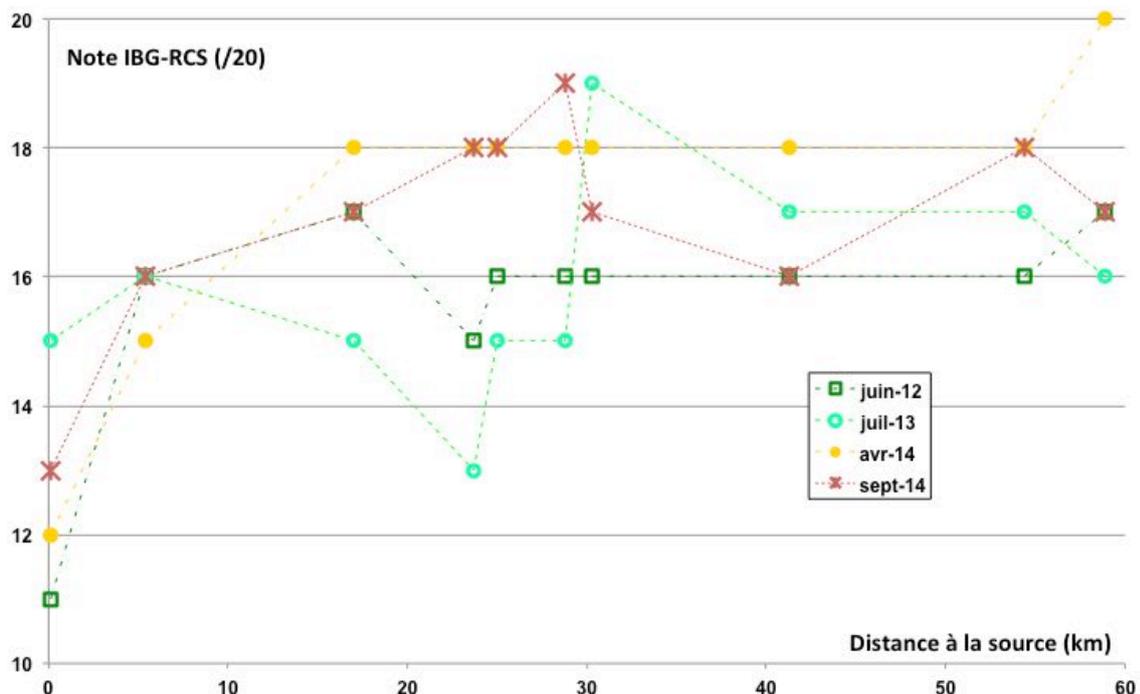


Figure 26. Evolution de la note IBG-RCS le long de la Loue au cours de 4 campagnes de prélèvement échelonnées entre juillet 2012 et septembre 2014

Les valeurs observées sur les 11 autres stations ne sont pas référentielles puisque l'IBGN devrait atteindre 20/20 sur des cours d'eau comme la Loue ou le Lison. Les écarts à la note maximale restent toutefois modérés, contrastant avec l'appauvrissement des peuplements piscicoles ainsi qu'avec les phases de colmatage par des algues filamenteuses advenant régulièrement dans les 2 rivières.

En juillet 2013, une nouvelle campagne de 12 MAG 20 a été réalisée. Les notes IBGN_RCS obtenues sont du même ordre qu'en 2012, avec des variations locales notoires (fig. 26). Ainsi, les indices déterminés pour la source de la Loue et pour l'Ille-en-Gon augmentent de 4 et 3 points tandis que les valeurs mesurées à l'amont et à l'aval d'Ornans (chutent de 2 points. Les notes déterminées sur le Lison apical et basal augmentent, elles, de 1 et 2 points pour atteindre 16 et 18/20.

En 2014, 2 nouvelles campagnes de prélèvements MAG20 ont été réalisées en avril et en septembre. Comme pour les investigations précédentes, ces deux séries de mesures reflètent des potentiels biogènes encore bien présents, mais aussi des altérations dont l'intensité varie dans le temps et dans l'espace.

Selon le test non-paramétrique apparié de Friedman, les différences entre les 4 campagnes prises 2 à 2 ne sont pas statistiquement significatives au seuil de 5 % d'erreur. Le petit nombre de notes maximales (un 20/20 et deux 19/20 sur 40 IBGN), confirment que les capacités biogènes de la Loue ont du mal à atteindre leur potentiel optimal durant cette période.

Evolution des IBG-RCS sur la Loue entre 2015 et 2018

Un suivi « a minima » de la qualité globale a été assuré en 2015 et 2016 grâce à la mise en œuvre de l'IBG-RCS sur un nombre restreint de stations. Cette veille a permis de continuer à suivre les variations de la qualité globale d'une partie au moins de la Loue. Ce suivi s'est intensifié en 2017 et a été étendu jusqu'en 2018 (fig. 27).

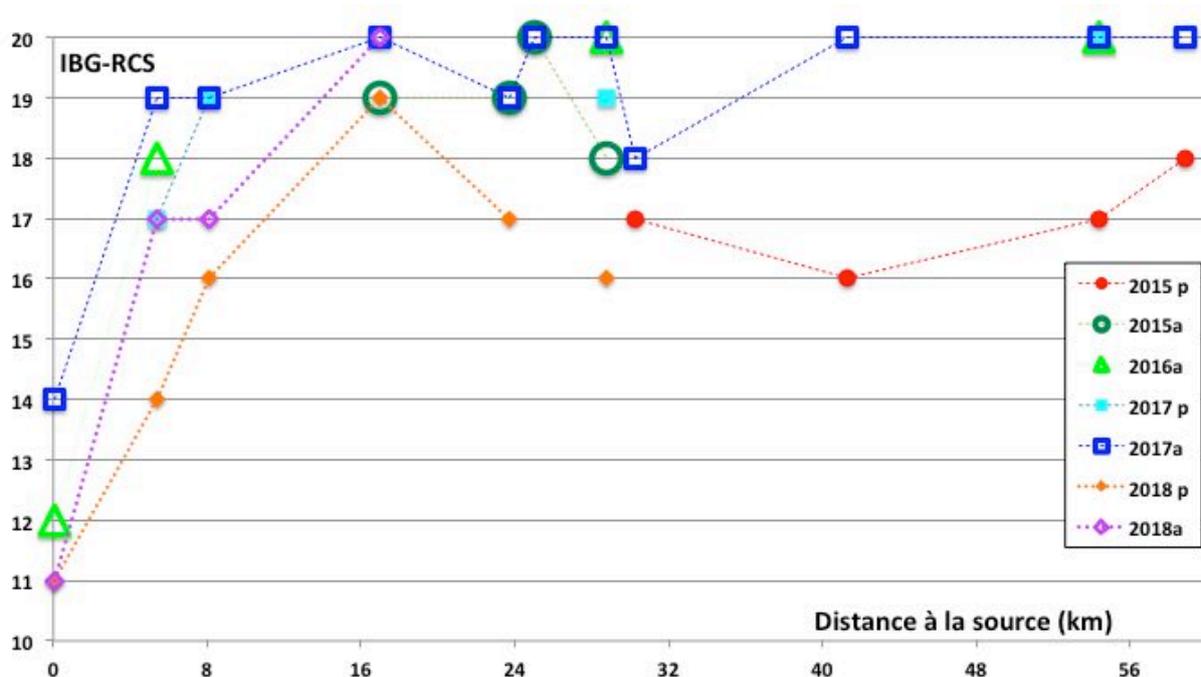


Figure 27. Evolution de la note IBG-RCS le long de la Loue au cours de 6 campagnes de prélèvement échelonnées entre mai 2015 et octobre 2018

a = campagne d'automne, soit en septembre ou octobre; p = campagne de printemps soit en avril ou mai

Les résultats indiciaires montrent que la source est toujours nettement altérée puisque les notes IBG y sont comprises entre 11 et 12 avec une seule valeur à 14 sur 20. Ils confirment aussi que les capacités d'autoépuration de la Loue sont encore partiellement actives, au moins sur le plan qualitatif, sur les premiers kilomètres.

En revanche, les résultats printaniers sont paradoxalement moins bons que ceux qui sont obtenus à la fin des étiages d'automne. Corrélativement, à saison égale, les meilleurs résultats ne sont atteints qu'en période de faible lessivage, c'est à dire après plusieurs mois sans crue turbide.

2. 2. Analyses quantitatives génériques pour les EPT

Ce diagnostic a pu être confirmé puis précisé par l'analyse des variations d'abondances des genres d'éphéméroptères, trichoptères et plécoptères (EPT) mesurées à plusieurs époques sur des séries de stations jalonnant la Loue (fig. 28). La somme des cotes d'abondances de ces 3 ordres d'insectes à larves aquatiques, réputés sensibles aux dégradations de la qualité des milieux aquatiques, et surtout dont l'écologie est très contrastée, constitue un score de biodiversité reflétant l'état de santé des cours d'eau et mesurant leur capacité d'autoépuration.

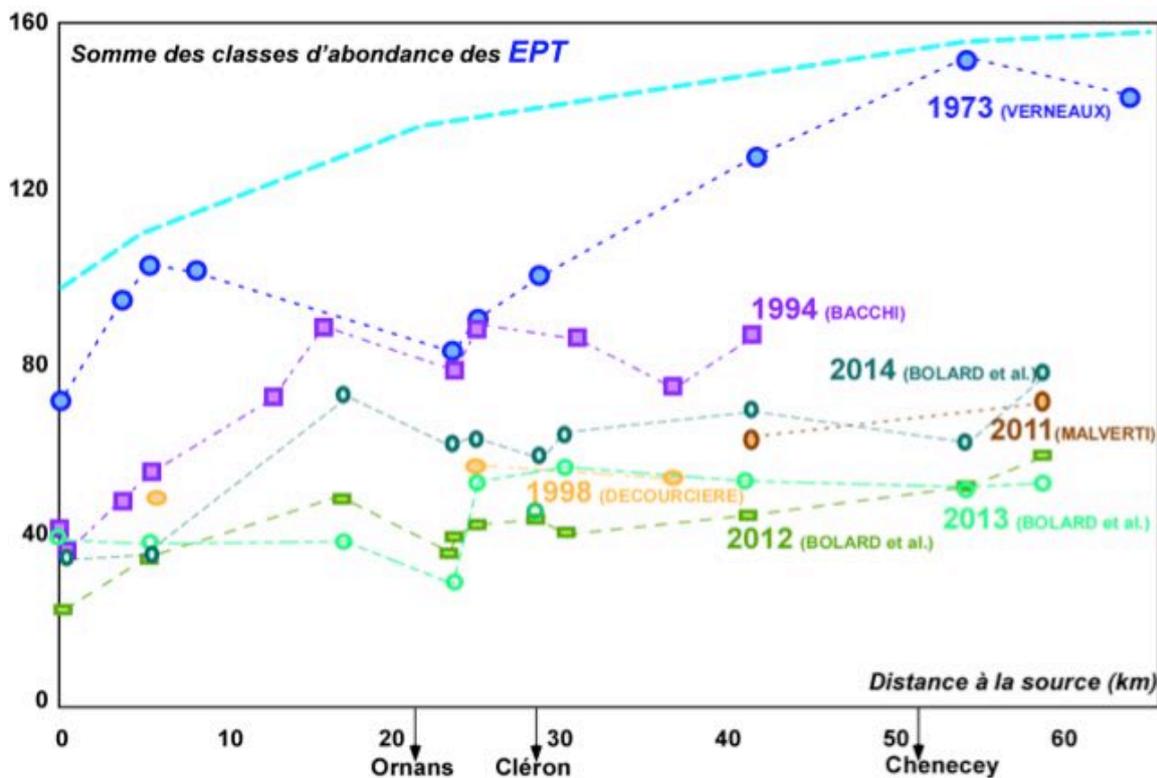


Figure 28. Variation des abondances génériques cumulées d'éphéméroptères, plécoptères et trichoptères (EPT) le long de la Loue entre 1968 et 1972 (VERNEAUX 1973, chasse d'imagos + prélèvements benthiques) puis entre 1994 et 2014 (MAG 20). Les tiretés en bleu turquoise figurent les scores référentiels, estimés d'après VERNEAUX 1973

Sur le plan méthodologique, les données d'abondance générique tirées des travaux de Verneaux (1973) peuvent servir de point de comparaisons avec les nôtres :

- d'une part, en 1973, les cotes d'abondance spécifique sont calculées à partir des densités larvaires génériques, elles-mêmes déterminées par échantillonnage au suber suivant la même approche que pour les indices biologiques « benthiques », eux même proche du protocole MAG20 que nous avons utilisés ;
- d'autre part, dans nos propres mesures, la totalité des genres non anecdotiques (c'est-à-dire associé à des cotes d'abondance supérieures ou égales à 1) a bien pu être capturée à la fois lors des chasses d'adulte et par la mise en œuvre des MAG 20 (cf. § 2-3. ci-dessous).

Certes, d'après les données de **1973**, les potentiels biologiques de la Loue étaient **déjà en partie altérés** à la fin des années 1960, en particulier à la source et à l'aval d'Ornans. Cependant, la rivière possédait alors de **fortes capacités d'autoépuration**. Ainsi, les scores de biodiversité des peuplements EPT des stations de Mouthier, Vuillafans, Montgesoye et Chenecey atteignaient la gamme des **meilleures valeurs observées sur le bassin du Doubs** (Verneaux 1973).

Par comparaisons, **en 1994**, les mesures réalisées sur la partie amont indiquent des degrés d'altérations plus accentués. Cependant, la pente d'accroissement des indices à l'aval de la source reste similaire à celle observée en 1973. Cet effet de l'autoépuration est moins net à l'aval d'Ornans, où le nombre de stations étudiées était insuffisant en 1994.

Les mesures effectuées entre **2012 et 2014** montrent que le déficit de capacité biogène s'est accentué, en dépit de la succession d'étés frais et arrosés qui a marqué cette période. En effet, les scores d'abondance des EPT sont nettement moins élevés qu'en 1973, et même qu'en 1994. En outre, en 2012 et 2013, la faiblesse de la remontée de la biodiversité entre la source et Montgesoye, et surtout à l'aval d'Ornans, indique une dégradation des capacités d'autoépuration.

Les scores obtenus en **avril 2014** sont légèrement mais significativement supérieurs (test ANOVA sur série normales appariées, $p < 0,001$). Toutefois, les scores EPT de septembre 2014 s'infléchissent pour se rapprocher de ceux de 2012 et 2013 (fig. 29). Les valeurs mesurées sur 4 stations aval en mai 2015 sont elles aussi comprises entre le quart et le tiers des potentiels optimaux.

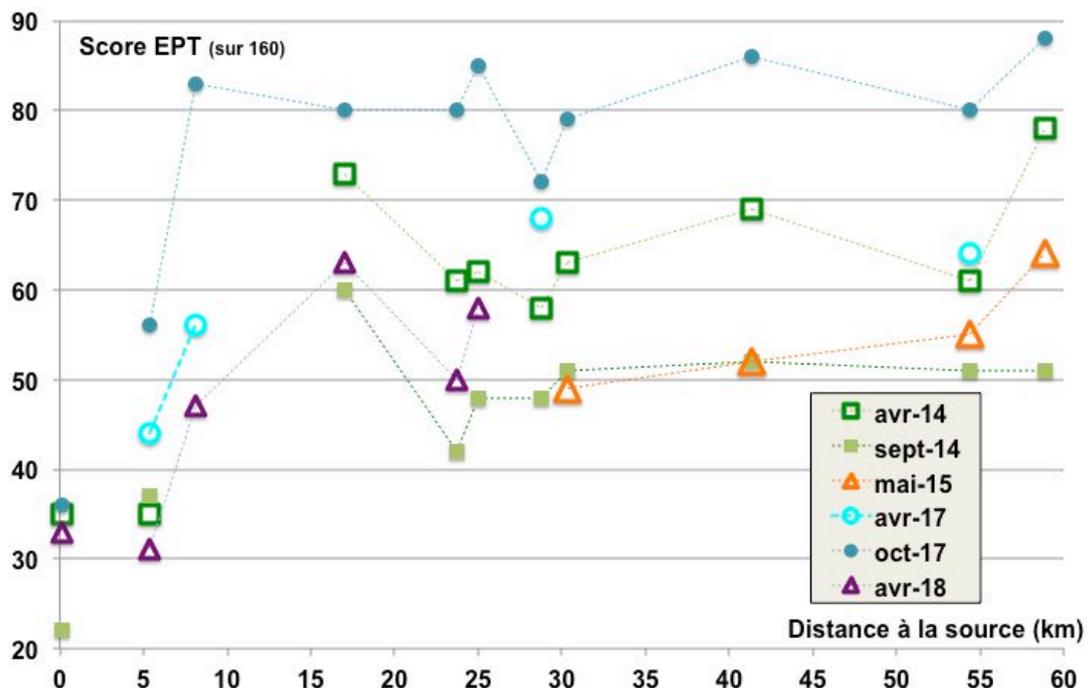


Figure 29. Variation des abondances cumulées mesurées à l'aide du protocole MAG20 (soit 20 placettes par station) des genres d'éphéméroptères, plécoptères et trichoptères (EPT) le long de la Loue entre 2014 et 2018

A *contrario*, en avril 2017, les scores d'abondance EPT mesurés sur 4 stations indiquaient une nouvelle tendance à la hausse de la biodiversité benthique. Puis, paradoxalement, c'est en octobre 2017 que ces indicateurs ont atteint leurs plus fortes valeurs depuis 1994, après une longue période de sécheresse estivale.

Pourtant, les abondances mesurées en fin d'été sont généralement plus sensibles aux altérations de la qualité chimique de l'eau. En effet, l'impact des contaminations organiques et nutritives sont amplifiés par l'élévation de la température et la baisse naturelle des débits. En outre, comme la plupart des espèces d'insecte à larve aquatique éclosent au printemps et en début d'été, leur stock larvaire est naturellement à son plus bas en automne. Or, entre novembre 2016 et novembre 2017, la Loue n'a connu que de faibles crues, n'engendrant que de faibles turbidités et entrecoupées de plusieurs épisodes d'étiages accentués (fig. 30).

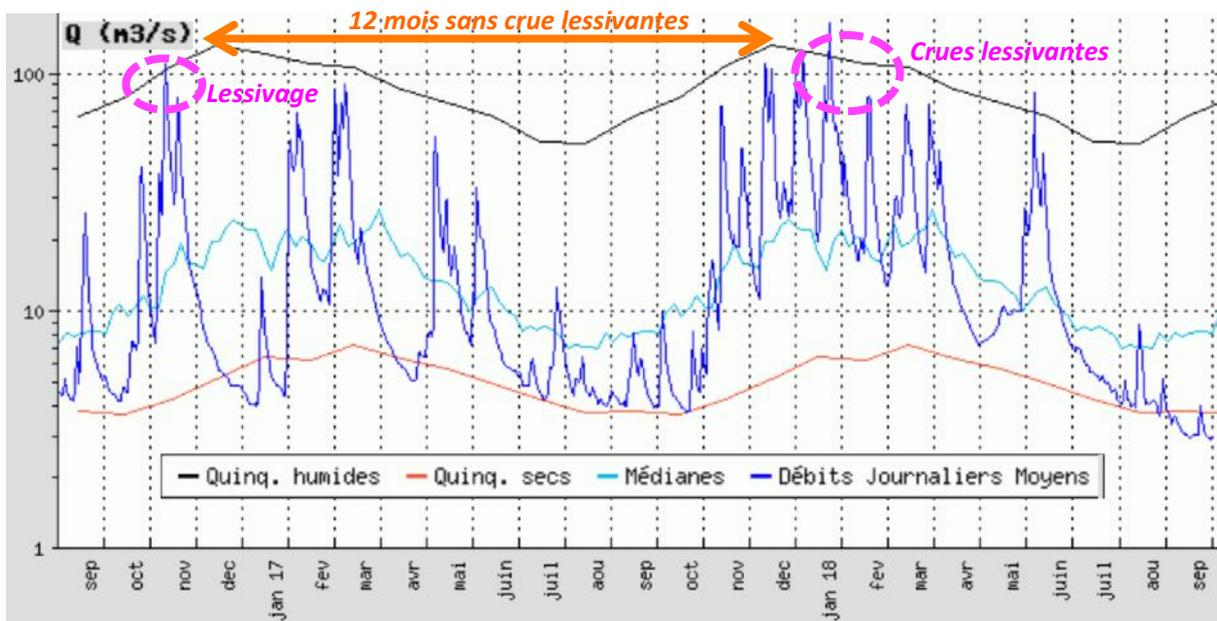


Figure 30. Chronique des débits journaliers de la Loue à Vuillafans entre septembre 2016 et septembre 2018. La courbe supérieure noire (respectivement inférieure rouge) correspond aux débits de crue (respectivement d'étiage) de fréquence quinquennale

Il semble donc que, dans le cas de la Loue, ce soit plutôt la succession de crues d'une certaine importance qui s'accompagne d'une importante baisse de la variété et de l'abondance des larves d'EPT. Ces crues peuvent être qualifiées de lessivantes car elles s'accompagnent d'une importante turbidité conférant à la Loue et à ses affluents une couleur chocolat.

Plus généralement, **les meilleurs scores d'abondance EPT** sont atteints en l'absence de crue lessivantes dans les mois qui précèdent l'échantillonnage :

- avril 2014 : score EPT moyen de 60, après 6 mois sans crue lessivante ;
- avril 2017 : score EPT moyen de 58, après 5 mois sans crue lessivante ;
- oct. 2017 : score EPT moyen de 75, après 12 mois sans crue lessivantes

A contrario, **les moins bons scores d'abondance EPT** sont atteints quand l'échantillonnage est réalisé moins de trois mois après une crue lessivante (c'est-à-dire engendrant une importante turbidité des eaux de la Loue) :

- juin 2012 : score EPT moyen de 42, 2 mois après une crue lessivante ;
- Juil. 2013 : score EPT moyen de 46, 2 mois après une crue lessivante ;
- sept. 2014 : score EPT moyen de 42, 3 mois après une crue lessivante ;

Les scores EPT obtenus en automne sont les plus discriminants en matière d'état fonctionnel du milieu (fig. 30). Ils montrent que selon les années et selon les secteurs, les capacités biologiques benthiques varient soit entre le cinquième et le quart (pour les années les plus « lessivées ») soit entre le tiers et la moitié (années les moins « lessivées ») des potentiels optimaux.

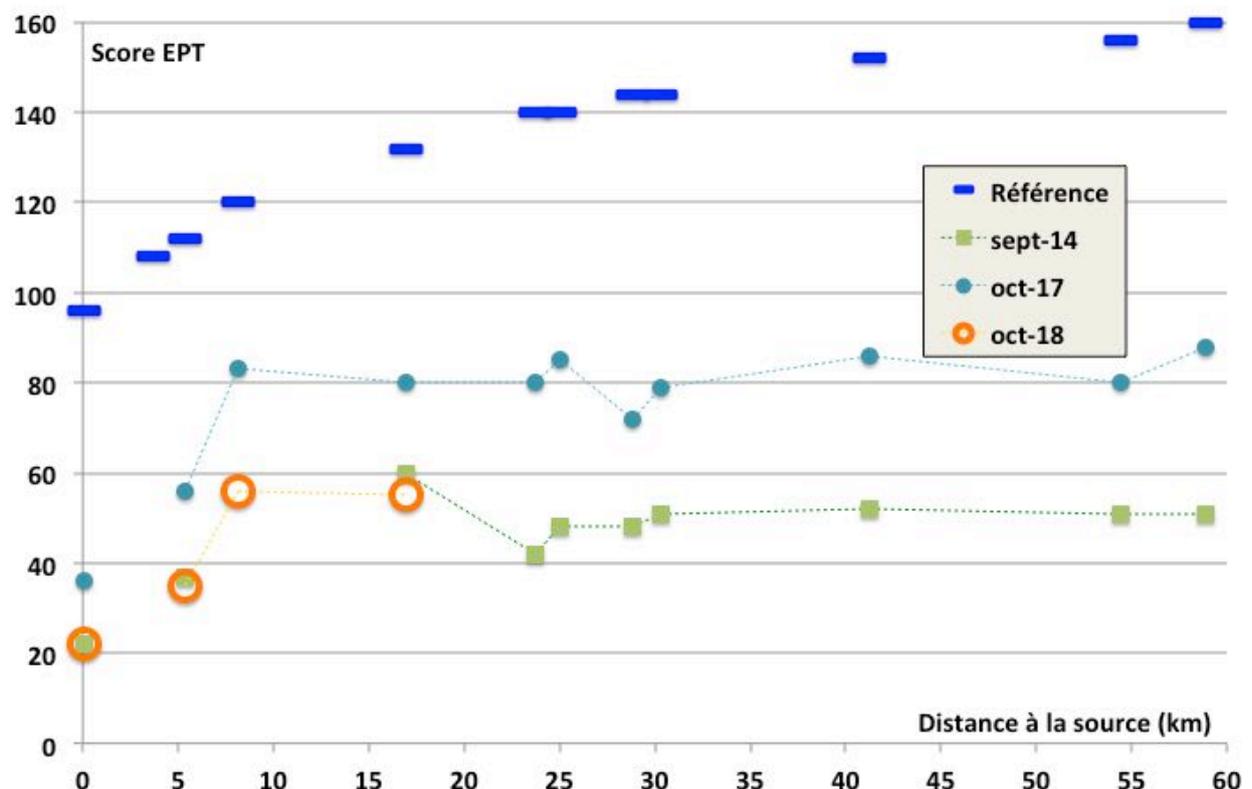


Figure 31. Variation de l'abondance cumulée des genres d'éphéméroptères, plécoptères et trichoptères (EPT) observée le long de la Loue en fin de saison estivale en 2014, 2017 et 2018. Les tiretés bleus figurent les scores référentiels, estimés d'après VERNEAUX 1973.

Les déficits biologiques benthiques ainsi mis en évidence pour les 3 ordres d'insectes à larves aquatiques sont du même ordre que ceux qui sont observés pour les salmonidés dont les stades juvéniles et immatures sont essentiellement benthophages. Les meilleurs recrutements de ces écostades sont d'ailleurs, eux aussi, advenus lors d'années marquées par l'absence de lessivage hivernal ou printanier, comme en 2017 et en 2018.

La coïncidence des *minima* d'abondances larvaires avec des épisodes de lessivage advenant moins de 3 mois avant les prélèvements de faune benthique incline à suspecter le rôle de contaminations temporellement intermittentes mais spatialement généralisées. Parallèlement, les signes de dégradation de la capacité d'autoépuration qui sont observés pourraient aussi s'expliquer par des contaminations autres qu'organiques ou nutritives.

2. 3. Variation quantitative des autres groupes benthiques

Ces observations sont corroborées et complétées par les mesures de la variété et l'abondance de l'ensemble du benthos sur les séries de 20 placettes. En effet, les déficits de richesses et de densités affectent l'ensemble des peuplements benthiques, y compris les groupes phytophages ou détritivores réputés pourtant peu sensibles aux contaminations organiques et nutritives et y compris quand de grosses quantités d'algues ou d'hydrophytes envahissent les fonds de la rivière.

En particulier, les densités de gammares sont très en deçà de l'optimum associé aux cours d'eau salmonicoles calcaires, sauf pour quelques stations et uniquement quand elles sont échantillonnées après une longue période sans lessivage (fig. 32). Comme dans le cas des EPT ou des juvéniles de salmonidés, les plus fortes abondances sont observées en 2017. Les densités mesurées à l'amont de Cléron sont très faibles durant les 3 campagnes automnales réalisées de 2015 à 2017

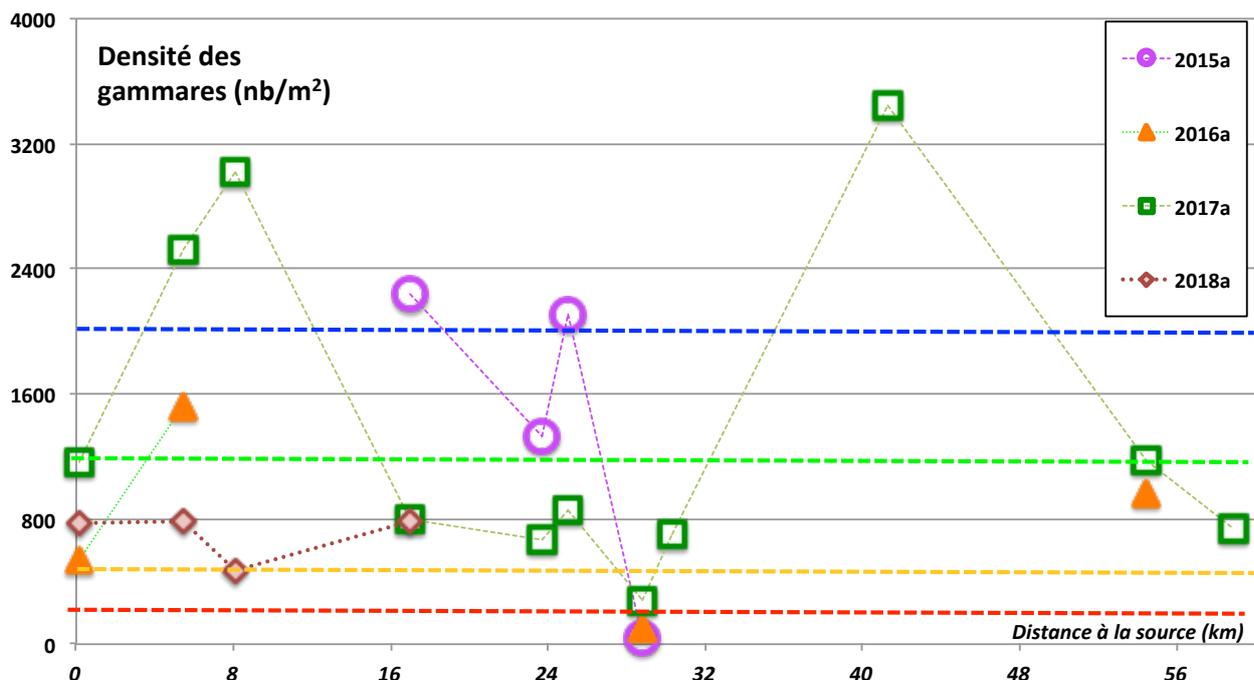


Figure 32. Variations spatio-temporelles des abondances de gammares mesurées en fin de période estivale, en septembre ou en octobre, sur tout ou partie des 10 stations jalonnant la Loue. Les lignes en pointillés signalent les seuils de densités très faible (rouge), faible (jaune), moyenne (vert) et soutenue (bleu).

Parallèlement, les mollusques susceptibles de coloniser les rivières à truite et à ombre sont absents ou en densités étiques. Ainsi, les 4 stations échantillonnées à 4 occasions d'avril à juillet n'abritent chacune que de 2 à 5 genres de mollusques, tous échantillonnés en très faibles densités (tab. 2). La comparaison de ces valeurs avec celles qui ont été mesurées par Mouthon (2012) dans la Basse-Clauge et le Drugeon souligne l'importance des déficit en mollusques de la Loue, pourtant elle aussi affectée de colmatages végétaux tant par des algues et que par des hydrophytes.

Taxon	Fréquence (répartition spatiale)	Moyenne en avril 2017	Evolution d'avril à juillet 2017	Densité maximale dans la Clauge et le Drugeon *
<i>Pisidium</i>	1/4 présents à Chenecey-Buillon	1/m ²	↘	1 600/m ² 6 000/m ²
<i>Ancylus fluviatilis</i>	3/4, absent à Cléron	10/m ²	↘	2 500/m ² 100/m ²
<i>Radix</i>	4/4	22 /m ²	→	360/m ² 795 /m ²
<i>Potamopyrgus</i>	1/4, présent à Vuillafans	5/m ²	↘	2 450/m ² -
<i>Bithynia</i>	1/4 présent à Chenecey-Buillon	2/m ²	↘	413/m ² 160/ m ²
<i>Gyraulus</i>	1/4 présent à Chenecey-Buillon	1/m ²	↘	22/m ² 88/m ²

Tableau 2. Evolution spatio-temporelle des densités de mollusques échantillonnés sur 4 stations de la Loue à 4 occasions, d'avril à septembre 2017 ; * : données sur les densités observées dans la Clauge et le Drugeon d'après Mouthon 2012

Comme dans le cas des gammares, les abondances de mollusques mesurées dans la Loue sont fortement déficitaires pour la quasi-totalité des campagnes d'échantillonnage quantitatif effectuées depuis 1998 dans la Loue (fig. 33). Seuls les prélèvements réalisés en octobre 2017 ont permis d'observer des densités de mollusques atteignant les gammes optimales, voire, les dépassant.

Ainsi, durant cette campagne, plus de 4000 limnées du genre *Radix* par mètre carré ont pu être dénombrées à la Piquette. Le recouvrement algal y dépassait alors 80 % pour une biomasse colmatante de plus d'1 kilogramme de masse essorée fraîche par mètre carré (cf. § 3 ci dessous).

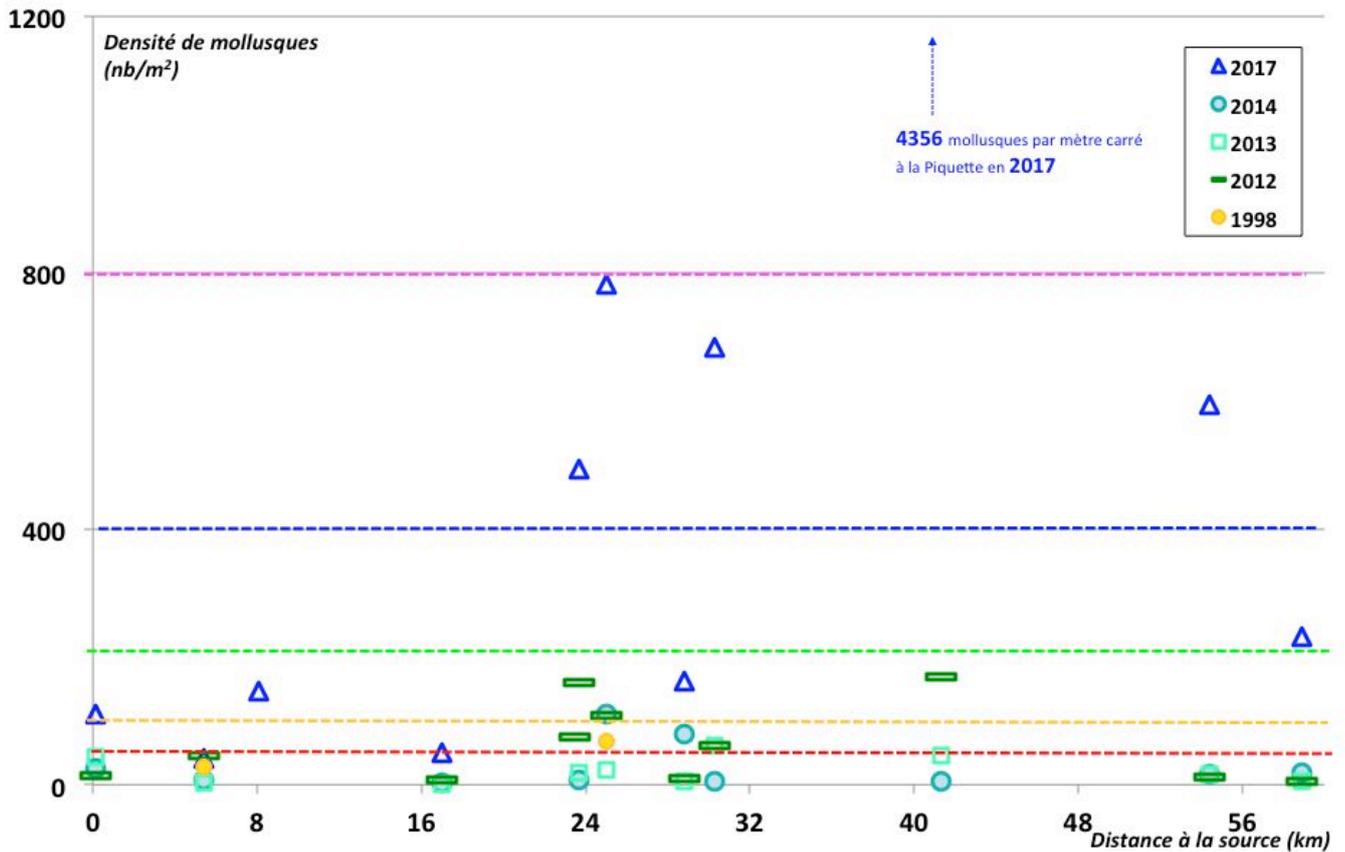


Figure 33. Variations spatio-temporelle des abondances de mollusques tous genres confondus mesurées en 6 occasions, sur tout ou partie des 10 stations jalonnant la Loue. Les lignes pointillées signalent les seuils de densités très faible (rouge), faible (jaune), moyenne (vert), soutenue (bleu), surabondante (magenta).

En revanche, pour toute les autres campagnes, les densités de mollusques variaient de quelques unités à quelques dizaines d'individus par mètre carré, sans jamais dépasser 170. Pourtant certaines de ces stations étaient déjà fortement colmatées par des algues (de la source à la Piquette) ou et par des hydrophytes (de la Piquette à Cessey).

2. 4. Analyse à l'espèce de la structure des peuplements EPT

Objectif et méthodologie

En complément de l'étude de la faune benthique, un inventaire complet des espèces d'éphémères, plécoptères et trichoptères a été réalisé sur les 10 stations jalonnant la Loue (fig. 34). Sur chaque station, les imagos de ces 3 ordres ont été capturés à l'aide de filets entomologiques et de pièges lumineux, au cours de 29 campagnes effectuées en période d'éclosions durant 3 années successives, de mai 2012 à juin 2015. Toutes les captures ont été identifiées à l'espèce.

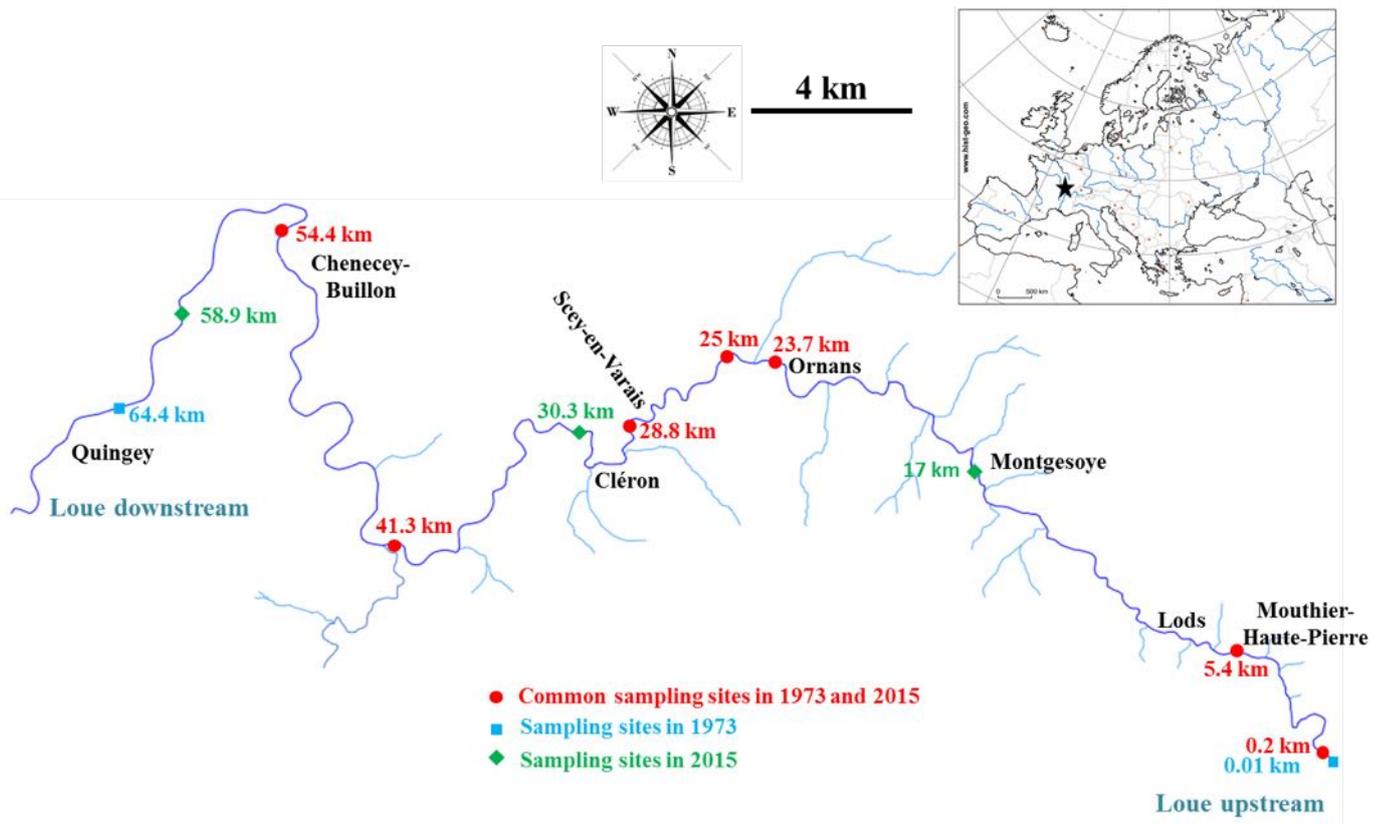


Figure 34. Localisation des sites d'échantillonnage des imagos d'éphéméroptères, plécoptères et trichoptères prospectées de 1969 à 1972 (bleu), de 2012 à 2015 (vert) ou durant chacune de ces deux époques (rouge)

Les prélèvements benthiques réalisés à 4 reprises entre 2012 et 2015 sur chacune des dix stations ont permis de vérifier quelles espèces étaient liées aux sites d'études. Dans cet esprit, une espèce est considérée comme peuplant un site où elle a été capturée à l'état d'imago si et seulement si au moins une larve appartenant au même genre a pu être échantillonnée sur le fond de la station considérée.

Parallèlement le dénombrement des larves échantillonnées à l'aide du protocole MAG20 a permis d'attribuer une cote d'abondance objective à chaque espèce, en suivant la méthode employée pour les données récoltées entre 1969 et 1972 (Verneaux 1973, Verneaux et al. 2004) et rappelée ci-dessous :

1. Sur chaque site, la densité de chaque genre est estimée par la densité larvaire maximale mesurée pour ce genre au cours des 4 campagnes d'échantillonnages benthiques.
2. La densité de chacune des espèces appartenant à un même genre est ensuite déduite de la densité générique pondérée par la proportion de capture des imagos de cette espèce par rapport aux captures de l'ensemble des espèces appartenant à ce genre.
3. Les densités spécifiques ainsi calculées sont enfin transformées en cotes d'abondance à l'aide des grilles proposées par Verneaux, (1973) et rappelées par Verneaux et al. (2004).

Les différentes étapes de cette procédure, et en particulier la première, permettent de réduire les risques de sous-estimation liés aux variabilités phénologiques (chronologie du cycle de vie, dynamique des populations ...) ainsi qu'aux incertitudes expérimentales. *A contrario*, ce filtrage conduit sans doute à surestimer les abondances « courantes ».

L'intérêt de cette méthode d'inventaire pluriannuel est double :

D'une part, elle permet d'apprécier l'évolution de la biodiversité « globale » de la Loue depuis la fin des années 1960 par comparaison avec les données acquises sur le même domaine avec un protocole similaire entre 1969 et 1972 (Verneaux 1973).

D'autre part, elle permet de filtrer les variabilités temporelles pour évaluer les potentiels biologiques résiduels de la Loue. En effet, chaque genre peut regrouper plusieurs espèces, parfois vicariantes sur le plan temporel, c'est-à-dire dont les larves ne sont pas forcément présentes au même moment. En outre, le bilan spécifique effectué cumule les captures sur 3 ans et filtre donc les périodes de plus fort déficit en primant les meilleures conditions.

Vérification méthodologique : stabilité de l'image spécifique

Selon Verneaux (1973), la répétition trisannuelle de l'échantillonnage fournit une image stable des richesses spécifiques stationnelles. En effet, en 2014, c'est à dire dès la 2^{ème} année de prospection, 91 à 100 % des espèces capturées en 3 ans avaient déjà pu être inventoriées (fig. 35).

De la source à Cléron, les chasses de la 3^{ème} année ne permettent d'ajouter qu'une ou 2 espèces supplémentaires, quand elles ne sont pas purement redondantes. Sur les 3 stations aval, elles permettent de gagner 4 espèces, soit moins de 9 % de l'information obtenue en 3 ans. En revanche, les richesses spécifiques annuelles varient, selon les années et les stations, entre 50 et 90 % de la richesse finale.

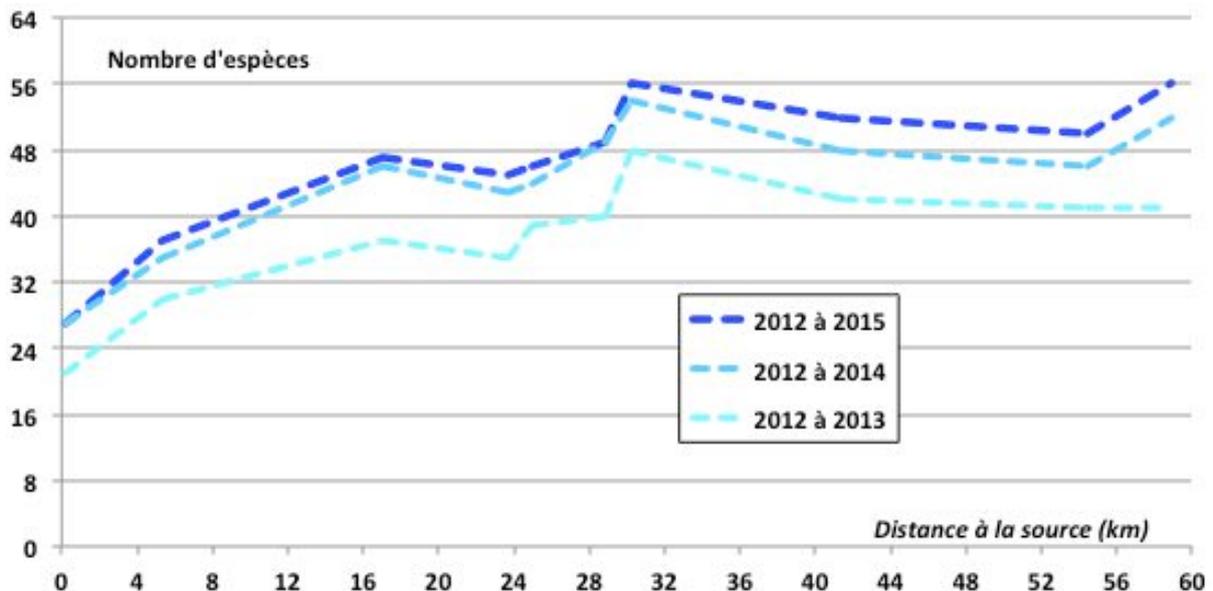


Figure 35. Nombre cumulé d'espèces capturées sur les 10 sites jalonnant la Loue, au bout d'un, deux et trois ans.

Perte de richesse spécifique et banalisation des peuplements

Au total, 85 espèces de TPE ont été collectées sur les 10 sites étudiés entre 2012 et 2015 dont 20 espèces d'éphéméroptères, 19 espèces de plécoptères et 46 espèces de trichoptères (ann. 1). En 1973, 102 espèces de TPE avaient été collectées sur les 11 sites étudiés, dont 25 espèces d'éphéméroptères, 26 espèces de plécoptères et 51 espèces de trichoptères. Au total, **30 espèces observées avant 1973** n'ont plus été retrouvées au cours de l'inventaire actualisé.

Inversement, 1973, 12 nouvelles espèces ont été inventoriées entre 2012 et 2015. Il s'agit d'une part d'espèces basales montrant des affinités pour des eaux plus chaudes ou et plus minéralisées. La plupart d'entre elles avaient été inventoriées plus en aval avant 1973, comme *Athripsodes cinereus*, *Mystacides azurea*, *Oligoneuriella rhenana* et *Potamanthus luteus*. Les autres espèces « apparues » sont des microphytophages ou des filtreurs comme *Allotrichia pallicornis*, *Hydroptila tineoides* et *Orthotrichia angustella*, qui appartiennent à la famille des *Hydroptilidae*.

En 2015, la richesse spécifique de chacun des sites est inférieure à celle qui a été mesurée avant 1973 (fig. 36). Ainsi, en 2015, le nombre d'espèces varie de 27 (source) à 58 (aval Cléron) alors qu'avant 1973, le nombre d'espèces variait de 45 (source) à 73 (la Piquette et Chenecey). En outre, avant 1973, la diversité des TPE augmentait régulièrement avec l'éloignement à la source, sauf à l'aval immédiat d'Ornans où des pollutions organiques et métalliques étaient alors identifiées (Verneaux 1973, Verneaux s2004). En 2015, cette augmentation de la richesse avec la distance à la source n'est plus observée à partir de 23,7 km.

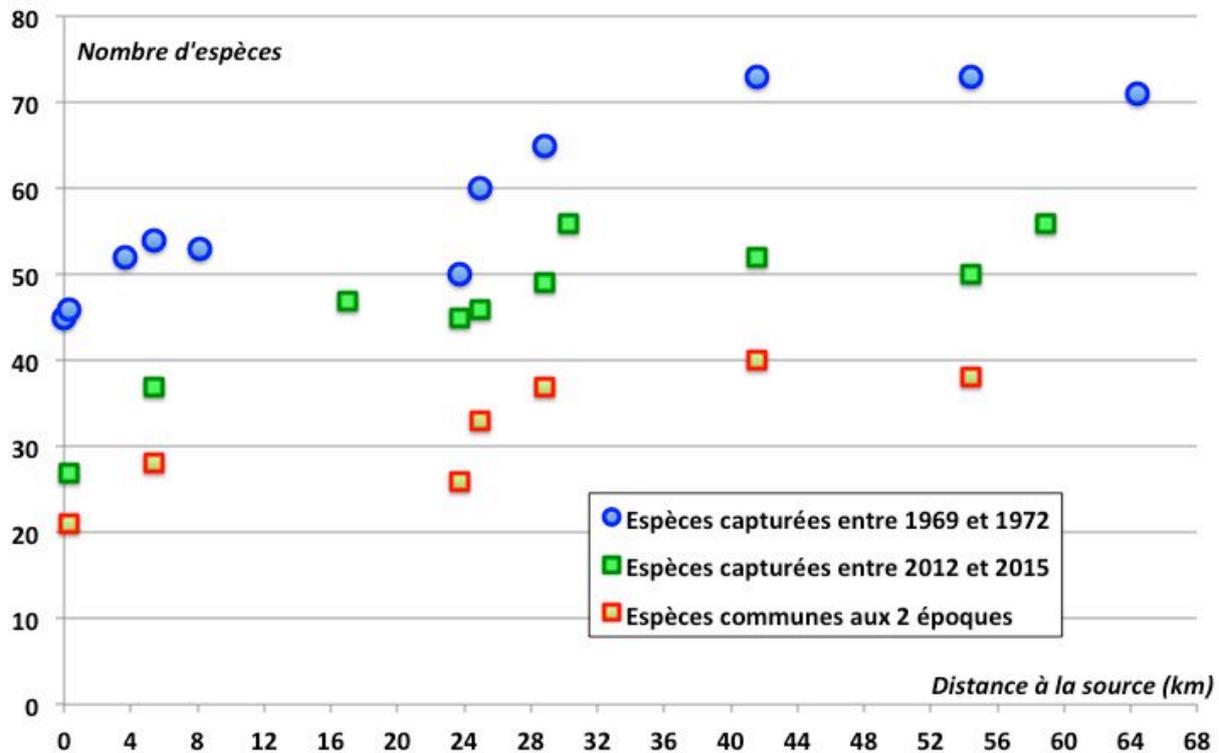


Figure 36. Evolution du nombre d'espèce d'éphémère plécoptère et trichoptère capturés le long des Haute et Moyenne Loue entre 1972 (VERNEAUX 1973) et 2015

Sur le plan qualitatif, entre 46 et 57 % des espèces « typiques » observées en 1973 ont donc été perdues sur la totalité des stations prospectées aux 2 époques, soit sur 7 sites jalonnant la Loue de la source à Chenecey (tab. 3). Toutefois comme une proportion notable de ces espèces « perdues » a été remplacée par des espèces plus communes, la richesse spécifique n'a été réduite « que » de 25 % en moyenne.

Distance à la source (km)	0,1	0,3	3,7	5,4	8,1	17,0	23,7	25,0	28,8	30,3	41,6	54,4	58,9	64,4
Richesse "1973" (nb sp)	45	46	52	54	53		50	60	65		73	73		71
Richesse "2015" (nb sp)		27		37		47	45	46	49	56	52	50	56	
Nb d'espèces communes		21		28			26	33	37		40	38		
Perte d'espèces typiques		46%		52%			52%	55%	57%		55%	52%		
Remplacement d'espèces		13%		17%			38%	22%	18%		16%	16%		
Perte de richesse nette		41%		31%			10%	23%	25%		29%	32%		

Tableau 3. Comparaison des richesses spécifiques stationnelles mesurées entre 2012 et 2015 avec celles qui ont été enregistrées entre

Pour quantifier la réduction de biodiversité entre les 2 époques, les séries de cotes d'abondance spécifiques déterminées entre 2012 et 2015 ont été projetées sur le premier plan d'une Analyse Factorielle des Correspondances calculée à partir des cotes d'abondances des espèces capturées avant 1973 (fig. 37). Cette approche montre que la structure longitudinale actuelle des peuplements d'insectes à larves aquatique des 3 ordres est beaucoup moins contrastée, comme en témoigne l'amointrissement des distances entre les projections des différentes stations.

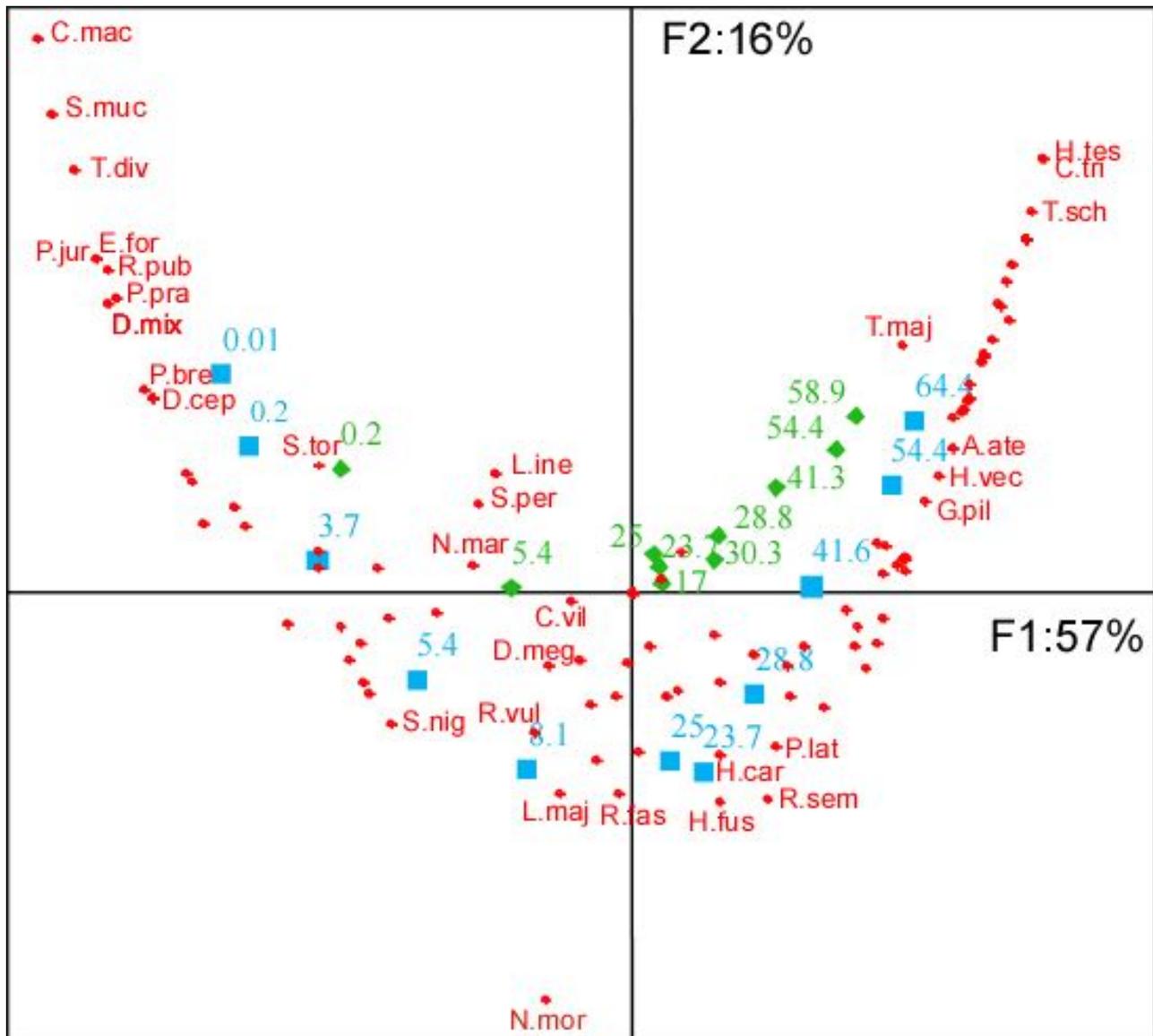


Figure 37. Projection des séries de cotes d'abondance spécifiques déterminées entre 2012 et 2015 pour les Ephéméroptères Plécoptères et Trichoptères peuplant 10 stations jalonnant la Loue entre la source et Quingey (losanges verts) sur le premier plan d'une Analyse Factorielle des Correspondance calculée à partir des cotes d'abondance spécifique mesurées avant 1973 sur 11 stations réparties sur le même domaine (carrés bleus) : le nombre flanquant chacune des stations indique sa distance à la source ; légende du codes des espèces (rouge) en annexe 1

Permanence de la structure longitudinale

Le resserrement des projections des images stationnelles actuelles vers le centre du plan d'analyse, rassemblant la projection des espèces les plus euryèces ou les moins typiques, confirme la banalisation des peuplements associés. Malgré tout, la structure typologique longitudinale reste visible dans les prélèvements récents, comme on peut aussi le vérifier en appliquant la méthode de « l'ordre biologique » développée par Verneaux *et al.* en 2004.

Pour rappel, cette approche consiste à déterminer le type écologique, ou « ordre biologique », d'un peuplement d'insectes à larve aquatique à partir des préférences et des amplitudes typologique des espèces qui le composent, en les pondérant par leurs abondances respectives. Ainsi, sur les soixante premiers kilomètres de la Loue, la gamme d'ordres biologiques qui s'étendait de 3,2 à 5,6 avant 1973 est désormais comprise entre 3,7 et 5,9 (fig. 38).

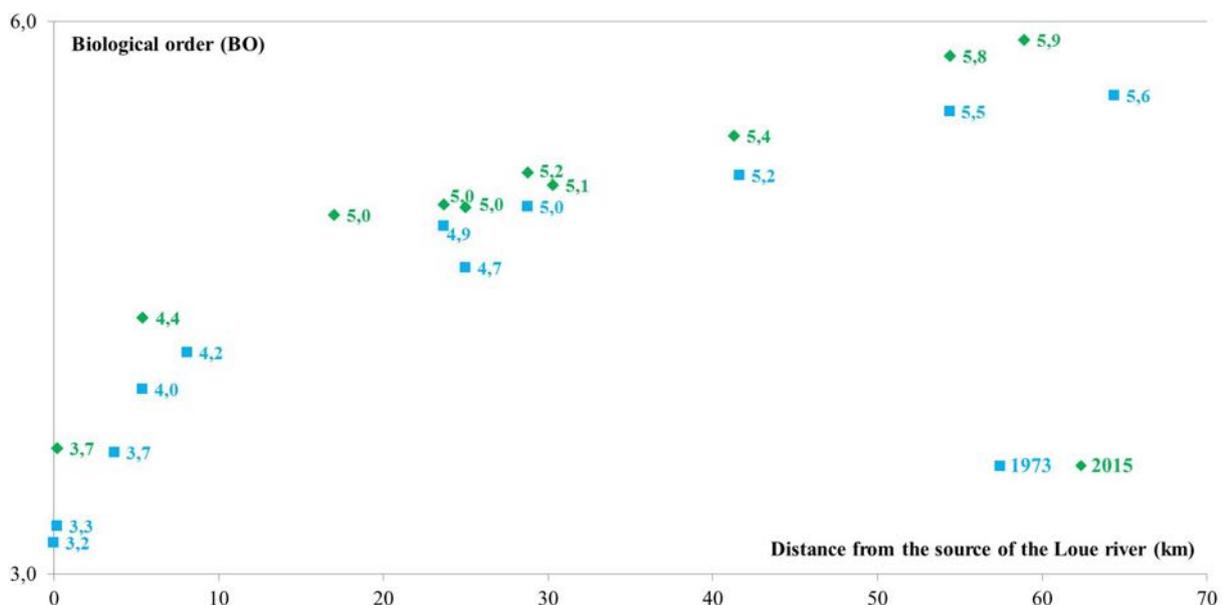


Figure 38. Comparaisons des ordres biologiques calculés sur les stations jalonnant la Loue entre la source et Quingey prospectées d'une part avant 1973 (carrés bleus) et d'autre part entre 2012 et 2015 (losanges verts)

Si l'ordre biologique calculé pour les données obtenues entre 2012 et 2015 est toujours supérieur à celui calculé pour les résultats récoltés avant 1973, les écarts ne dépassent jamais 0,4, soit une variation moyenne de l'ordre de 5 à 10 %. Cette comparaison n'indique donc qu'un léger vieillissement écologique et confirme la permanence d'une structure longitudinale encore nette.

En revanche, la prise en compte de l'écologie des espèces capturées aux 2 époques révèle la disparition de 8 des 35 espèces réputées les plus polluo-sensibles capturées avant 1973 (fig. 39) : il s'agit d'une espèce de *Glossosomatidae*, d'une espèce de *Philopotamidae* ; de 2 espèces de *Chloroperlidae*, de 2 espèces de *Perlidae*, d'une espèce de *Perlodidae* et d'une espèce de *Taeniopterygidae*.

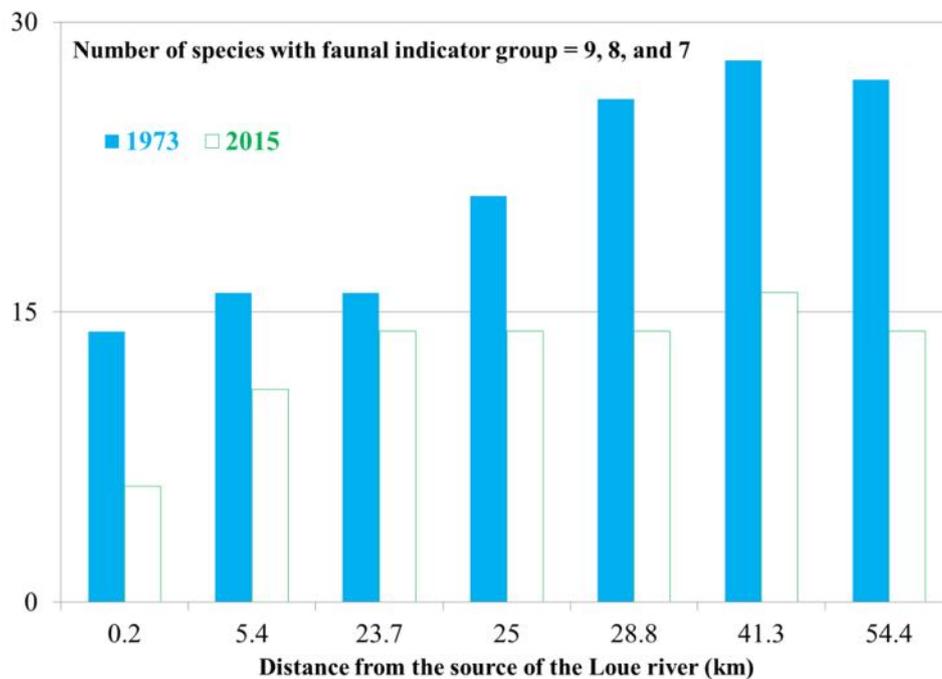


Figure 39. Comparaison de la proportion du nombre d'espèces appartenant à des familles associées à une forte polluosensibilité (7 à 9 sur 9) dans la grille IBGN (AFNO 1995) qui ont été capturées d'une part avant 1973 (barres bleues) et d'autre part entre 2012 et 2015 (rectangles verts)

Ces espèces sont oxyphiles, exigeantes en matière d'habitat et vulnérables vis-à-vis de plusieurs catégories de contaminants, même à faible dose. La durée de leur vie larvaire est pluriannuelle (sauf pour les *Glossosomatidae* et les *Philopotamidae*).

Elles appartiennent à des familles qui servent de groupes indicateurs faunistiques jugés très polluosensibles dans la plupart des méthodes biologiques européennes de la qualité de l'eau. Par exemple, dans la grille de notation de l'IBGN (AFNOR 1992), leur indice de sensibilité est compris entre 7 et 9 sur 9.

A l'échelle stationnelle, le nombre de ces espèces réputées « sensibles » régresse, entre les deux époques, de 12 à 57 %, selon les stations. Sauf dans le cas de la source, les plus fortes diminutions de cet indicateur sont observées sur les sites les plus aval, qui étaient associés, avant 1973, à la plus forte richesse spécifique. Ces tendances confirment le nivellement vers le bas de la qualité globale de la Loue.

Réduction quantitative des capacités biogènes

Sur le plan quantitatif, l'analyse de la variation spatiotemporelle du score de biodiversité constitué par la somme des abondances des espèces d'EPT permet de mieux évaluer l'altération des peuplements de la Loue entre 1973 et 2015 (fig. 40). Suivant ce point de vue, la source de la Loue apparaît particulièrement appauvrie. Cette altération des capacités biogènes de la partie apicale de la Loue, déjà sensible à la fin des années 1960' semble donc s'être aggravée.

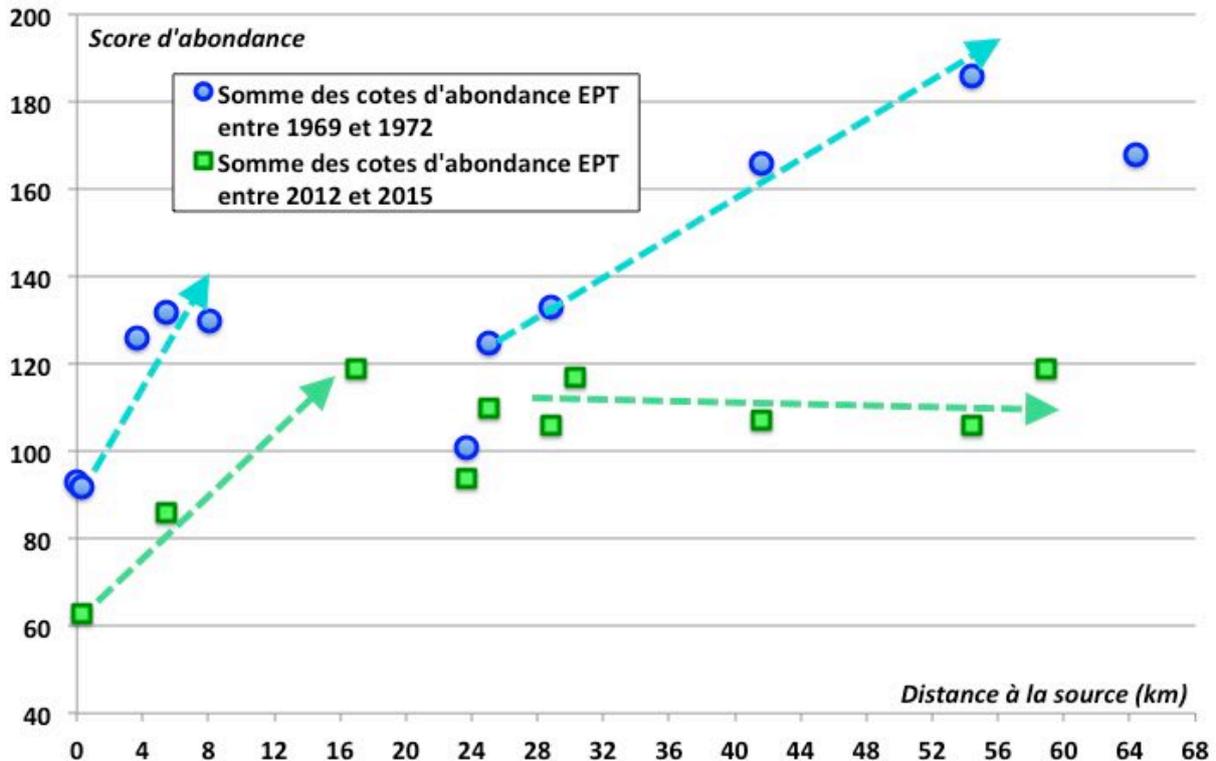


Figure 40. Comparaison des scores de biodiversité constitué par les sommes d'abondance spécifiques d'Ephéméroptères, de Plécoptères et de Trichoptères (EPT) peuplant la Loue entre la source et Quingey déterminées, d'une part, avant 1973 sur 11 stations (carrés bleus) et d'autre part entre 2012 et 2015 sur 10 station (losanges verts) dont 7 communes aux données de 1973 ; la pente des flèches en pointillés estime les capacités d'autoépuration

Sur les premiers kilomètres du linéaire de la Loue, le score de biodiversité s'accroît lors des 2 époques, à la fois sous l'influence de la progression du type écologique et sous l'effet de l'autoépuration. La récupération de la biodiversité est un peu moins rapide en 2015 qu'en 1973, mais les capacités d'autoépuration de la Haute-Loue, ont encore tangibles à l'heure actuelle, même si elles se sont estompées.

Parallèlement, la réduction des capacités biogènes mesurée à l'aval immédiat d'Ornans, déjà notoire à la fin des années 1960, est restée du même ordre. En revanche, à l'aval plus lointain, elle n'est désormais plus compensée par l'autoépuration alors qu'elle l'était avant 1973.

La vision intégrée de la biodiversité spécifique indique une altération des potentiels écologiques nette mais moins accentuée que celle qui est montrée par les scores d'abondance générique larvaire, en particulier lors des années à fort lessivage. Cette différence est due à la prise en compte, pour l'approche spécifique, des meilleures abondances mesurées au cours de 3 années successives. Elle représente donc d'avantage les meilleures situations correspondant aux potentiels rapidement récupérables dès qu'une amélioration chimique se fait sentir. Suivant ce point de vue, la résilience de la Loue est encore notoire, en particulier sur sa partie amont.

2.5. Capacités biogènes du Doubs avant ses pertes (rappel)

Les études simplifiées des peuplements benthiques effectuées en 2013 sur le Doubs à l'amont et à l'aval de l'agglomération pontissalienne montrent que cette portion du cours d'eau souffre, elle aussi, d'un sérieux déficit de capacité biogène (tab. 4). A l'amont de Pontarlier, les groupes indicateurs variant de 7/9 à 4/9 révèlent une nette altération de la qualité de l'eau.

Cours d'eau Stations		Doubs amont Pontarlier		Affluents secteur Pontarlier	
		Oye et Palet	Pnt Rosiers	Morte av.	Drugeon av
12 placettes	Abondance (nb/m ²)	4088	5770	15133	16122
	Variété (nb de taxons)	48	49	32	44
8 placettes	Groupe Indicateur	<i>Leuctridae</i> (7)	<i>Leptoceridae</i> (4)	<i>Leuctridae</i> (7)	<i>Lepidomastidae</i> (6)
	Variété taxonomique	31	35	22	33
	IBGN	15	13	13	15
	<i>Robustesse</i>	14	12	12	13

Cours d'eau Stations		Doubs aval Pontarlier			
		Av. Pontarlier Am. DO Doubs	Av. DO Doubs Am. STEP	Av. STEP Am. Drugeon	Av. Drugeon Arçon
12 placettes	Abondance (nb/m ²)	9567	5183	10462	6120
	Variété (nb de taxons)	51	40	50	46
8 placettes	Groupe Indicateur	<i>Heptageniidae</i> (5)	<i>Heptageniidae</i> (5)	<i>Hydroptilidae</i> (5)	<i>Hydroptilidae</i> (5)
	Variété taxonomique	34	24	32	36
	IBGN	14	11	13	14
	<i>Robustesse</i>	13	10	12	13

Tableau 4. Descripteurs du benthos échantillonné en octobre 2013 sur 6 stations du Doubs dans la traversée de l'agglomération pontissalienne (DO = déversoir d'orage de Doubs)

L'évolution des indices entre Pontarlier et Arçon montre que, au moment des prélèvements, l'impact du déversoir d'orage de Doubs sur les capacités biogènes de la rivière était plus important que celui du rejet de la STEP. Juste avant les pertes qui alimentent en partie la source de la Loue, la qualité du Doubs s'est partiellement restaurée, grâce aussi à la confluence du Drugeon. Cependant, le niveau de polluosensibilité du groupe indicateur du peuplement benthique ne s'élève qu'à 5/9.

Pourtant, à la fin des années 1980, alors que le collecteur périphérique du lac Saint-Point semblait fonctionnel depuis une dizaine d'année, la qualité du Doubs à l'aval du lac Saint Point et à l'amont de Pontarlier atteignait un niveau référentiel. Les Indices Biologiques Globaux qui étaient déterminés étaient régulièrement compris entre 19 et 20/20 (tab. 5).

Descripteurs	Doubs à la Cluse et Mijoux		Doubs à Arçon	
	Oct-86	juil-87	juil-87	sept-87
Date du prélèvement				
Groupe Indicateur (GI)	9	8	8	4
Variétés Taxonomiques (VT)	43	41	30	20
Indice Biologique Global (IBG) /20	20	19	16	9

Tableau 5. Descripteurs des peuplements benthiques échantillonnés entre octobre 1986 et septembre 1987 dans le Doubs à l'amont et à l'aval de Pontarlier (données Agence de l'Eau et Université de Franche-Comté) ; rappel : l'IBG est la version originelle de l'IBGN, associée à une grille de notation un peu plus exigeante que celle de la version normalisée AFNOR en 1992 et que celle de l'IBGN RCS utilisé actuellement

Au vu de la valeur des indices IBG mesurés en début d'été en 1987, les portions du Doubs à l'aval de la STEP semblaient à cette époque elles aussi bénéficier d'un potentiel biogène globalement plus élevé. Cependant, la chute régulière des indices en fins d'été montre que cette partie du Doubs subissait des phases de pollutions organiques importantes, dont l'effet se faisait sentir plus particulièrement durant les étiages estivaux.

2.6. Analyses des capacités biogènes des affluents (rappel)

Les MAG 20 et IBGN RCS réalisés sur les principaux affluents de la Loue confirment l'état d'altération des portions apicales du réseau hydrographique (tab. 6 et 7). En particulier les petits affluents de la Brème et les parties apicales de la Bonneille semblent altérés par des perturbations de la qualité de l'eau.

Cours d'eau	Position hydrographique	Boneille am.	Boneille moy.	Boneille av.	Bonnecrau
		<i>apical</i>	<i>médian</i>	<i>basal</i>	<i>médian</i>
20 placettes	Abondance (nb/m ²)	2953	684	2128	
	Variété (nb de taxons)	19	24	31	
12 placettes	Abondance (nb/m ²)				301
	Variété (nb de taxons)				16
8 placettes	Groupe Indicateur	<i>Baetidae</i> (2)	<i>Leuctridae</i> (7)	<i>Leuctridae</i> (7)	<i>Leuctridae</i> (7)
	Variété taxonomique	13	14	18	15 (5)
	IBGN	6	11	12	11
	<i>Robustesse</i>	6	11	12	10

Tableau 6. Descripteurs des peuplements benthiques échantillonnés en juillet 2013 sur 4 stations de la Bonneille et de ses affluents (TRIPONNEZ 2013)

Cours d'eau		Défois	Champagn.	Breuillots	Plaisir Font.
<i>Position hydrographique</i>		<i>apical</i>	<i>apical</i>	<i>apical</i>	<i>médian</i>
12 placettes	Abondance (nb/m ²)	783	2244	2244	2862
	Variété (nb de taxons)	16	13	13	19
8 placettes	Groupe Indicateur	<i>Limnephilidae (3)</i>	<i>Baetidae (2)</i>	<i>Baetidae (2)</i>	<i>Leuctridae (7)</i>
	Variété taxonomique.	11	11	11	13
	IBGN	6	5	5	11
	<i>Robustesse</i>	5	5	5	10

Cours d'eau		Brème amont	Brème moyenne	Brème aval
<i>Position hydrographique</i>		<i>médian</i>	<i>médian</i>	<i>basal</i>
20 placettes	Abondance (nb/m ²)	593	4146	676
	Variété (nb de taxons)	23	31	26
8 placettes	Groupe Indicateur	<i>Leuctridae (7)</i>	<i>Perlidae (9)</i>	<i>Leuctridae (7)</i>
	Variété taxonomique	18	21	20
	IBGN	12	15	12
	<i>Robustesse</i>	12	13	12

Tableau 7. Descripteurs des peuplements benthiques échantillonnés en juillet 2013 sur 7 stations de la Brème et de ses affluents (TRIPONNEZ 2013)

Les parties basales de ces sous-affluents et les parties médianes des deux cours d'eau principaux considérés semblent bénéficier d'une certaine autoépuration. En revanche cette amélioration est grevée sur les parties aval, en particulier mais non exclusivement par des altérations de la qualité physique.

2. 7. Bibliographie sur le benthos et l'entomologie aquatiques

- ADAM, O., BADOT, P.-M., DEGIORGI, F., CRINI, G., 2009. Mixture toxicity assessment of wood preservative pesticides in the freshwater amphipod *Gammarus pulex* (L.). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 72, 441–449.
- AFNOR, 1992, 2004, Qualité écologique des milieux aquatiques. Qualité de l'eau. Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN), Association française de normalisation, Norme homologuée T 90-350.
- AFNOR, 2009, Qualité écologique des milieux aquatiques. Qualité de l'eau. Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes, Association française de normalisation, Norme expérimentale T 90-333.
- AFNOR, 2010, Qualité écologique des milieux aquatiques. Qualité de l'eau. Traitement au laboratoire d'échantillons contenant des macro-invertébrés de cours d'eau, Association française de normalisation, Prénorme expérimentale XP T 90-388.
- AGENCE DE L'EAU, 2004. Indice biologique global normalisé (IBGN), Guide technique (2ème édition).
- ASHAUER, R., BOXALL, A., BROWN, C., 2006. Uptake and Elimination of Chlorpyrifos and Pentachlorophenol into the Freshwater Amphipod *Gammarus pulex*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 51, 542–548.
- BACCHI, M., 1994. Recherches sur la macrofaune benthique de la Haute Loue. Évolution des peuplements depuis 1973. Mémoire de DESS « Eaux continentales » de l'Univ. de Franche-Comté, Besançon, 85p.
- BRITAIN, J.E., EIKELAND, T.J., 1988. Invertebrate drift—a review. *Hydrobiologia* 166, 77–93.
- COLD, A., FORBES, V., 2004. Consequences of a short pulse of pesticide exposure for survival and reproduction of *Gammarus pulex*. *Aquat. Toxicol.* 67, 287–299
- DECAMPS, A., POUPENEY, A., 2013. Caractérisation de l'état de santé de la Loue dans le secteur d'Ormans et recherche des causes d'altération. Mémoire de 2^e année de Master QuEST, Université de Franche-Comté, 62 p.
- DELONG M. D., BRUSVEN, M. A., 1998. Macroinvertebrate community structure along the longitudinal gradient of an agriculturally impacted stream. *Environmental Management*, 22(3), 445-457.
- DECOUCIERE, H., DEGIORGI, F., 2000. Protocole d'analyse semi-quantitative des communautés benthiques : le MAG20. Note technique. Teleos et Université de Franche Comté, 4 pages.
<http://www.teleos.info/images/MAG20.pdf>
- DECOUCIERE, H., MARTIN, B., 1998. Situation typologique et qualité écologique actuelles de l'hydrosystème Haute-Loue, Mémoire de DESS « Eaux continentales », Université de Franche-Comté, Besançon : 92 p.
- FRONTIER, 1983. Stratégies d'échantillonnage en écologie. Les presses de l'université laval – québec. Ed. Masson : 492 p.
- GEE, J., 1988. Population dynamics and morphometric of *Gammarus pulex* L.: evidence of seasonal food limitation in a freshwater detritivore. *Freshw. Biol.* 19, 333–343.
- GERHARDT, A., 1995. Monitoring behavioural responses to metals in *Gammarus pulex* (L.)(Crustacea) with impedance conversion. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2, 15–23.
- GOEDMAKERS, A., PINKSTER, S., 1981. Population dynamics of three gammarid species (Crustacea : Amphipoda) in a french chalk stream. *Migr. Bijdr Dierk* 51, 145–180.
- MALVERTI, L., 2010. Étude des colmatages minéraux et algaux des fonds de la Loue (25): conséquences sur les compartiments biologiques, Master 2 Qualité des Eaux, des sols et Traitement Option Système Aquatique des Bassins Versants.

- OBRDLIK, P., 1972. A population of *Rivulogammarus fossarum* Koch (Amphipoda) in a small fishless stream. *Hydrobiologia* 40, 279–295.
- OLMI, M., 1976. *Coleoptera Dryopidae, Elminthidae*, Calderini. ed, Fauna d'Italia. Bologna, Italia.
- RASMUSSEN J. J., WIBERG-LARSEN P., KRISTENSEN E. A., CEDERGREEN N., FRIBERG N., 2013. Pyrethroid effects on freshwater invertebrates: A meta-analysis of pulse exposures. *Environmental Pollution*, 182: 479-485.
- REDING, J.-P., 2012. Guide pratique d'identification des plécoptères du Jura Franco-Suisse. Partie 1 : Larves au genre et à l'espèce, 124 p.
- REYNOLDSON, T.B., LOGAN, C., PASCOE, T., THOMPSON, S.P., 2003. CABIN (Réseau Canadien de Biosurveillance Aquatique). Manuel de terrain et de laboratoire de Biosurveillance d'Invertébrés. Inst. Natl. Rech. Sur Eaux Environ. Can. 49 p.
- SCARSBROOK, M.R., TOWNSEND, C.R., 1993. Stream community structure in relation to spatial and temporal variation: a habitat templet study of two contrasting New Zealand streams. *Freshw. Biol.* 29, 395–410.
- TACHET, H., RICHOUX, P., BOURNAUD, M., USSEGLIO-POLATERA, P., 2010. Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie, écologie., CNRS éditions. ed. CNRS., 415 p.
- VERNEAUX J., 1973. Cours d'eau de Franche-Comté. Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs - Essai de biotypologie. *Thèse de doctorat, Univ. Besançon*, 260 p.
- VERNEAUX, J., 1976. Biotypologie de l'écosystème "eau courante". Les groupements socio-écologiques. *C. R. Acad Sc, Paris Série, B*, 293 : 1791–1793.
- VERNEAUX, J., 1982. Expression biologique qualitative et pratique, de l'aptitude des cours d'eau au développement de la faune benthique. Un coefficient d'aptitude biogène : le Cb2. *Trav Cent Hydrobiol Univ Besançon* 20.
- VERNEAUX, J., VERNEAUX, V. SCHMITT A., PROUTEAU C., 2004. Assessing biological orders of river sites and biological structures of watercourses using ecological traits of aquatic insects. *Hydrobiologia* 519: 39–47.
- VERNEAUX, J., REZZOUK, M., 1974. Les structures d'un grand cours d'eau à Salmonidés : La Loue. Essai typologique et problèmes des relations entre espèces et milieu. *Ann Limnol* 10 : 131-162.
- WARINGER, Y., WOLFRAM, G., 2000. Atlas des larves de thricoptères. Larves d'Autriche et de ses pays limitrophes. *Facultas-Universitätsverlag*.
- WOODCOCK, T.S., HURYN, A.D., 2007. The response of macroinvertebrate production to a pollution gradient in a headwater stream. *Freshw. Biol.* 52, 177–196.

3. Végétation aquatiques et colmatages des fonds

Les colmatages épisodiques des fonds des rivières karstiques par la végétation aquatique constituent des manifestations tangibles des dysfonctionnements qui les affectent. Ainsi, en hiver et en début de printemps, d'épais feutrages d'épibenthos recouvrent régulièrement galets et graviers des rivières comtoises (fig. 41). A partir du milieu de printemps et, selon les années, en cours d'été ou en autonome, des tapis d'algues filamenteuses plus ou moins épais en verdissent les fonds (fig. 42).



Figure 41. Colmatage des fonds de la Loue à Montgesoye par des diatomées, avril 2015



Figure 42. Colmatage estival des fonds de la Loue à la Piquette (*Spyrogya*), juin 2015

En outre, sur une grande partie de la Loue à l'aval de Cléron, de denses herbiers de renoncules se développent à partir d'avril ou mai et jusqu'en octobre sur des surfaces qui peuvent atteindre la moitié, voire les 2/3 du lit mouillé (fig. 43). De l'été à l'automne, ces herbiers peuvent être surcolmatés par des algues épiphytiques, qui peuvent aussi recouvrir les bryophytes (cf. photo sur la première de couverture).



Figure 43. Extension des renoncules à Cessey (photo Johan Benoist, 2015)

Ces accumulations de biomasses végétales résultent d'excès de nutriments ou / et des déséquilibres qui affectent la chaîne alimentaire. Elles provoquent à leur tour des effets délétères sur la faune aquatique. En effet, elles affectent de façon directe la qualité physique des cours d'eau en colmatant les interstices qui constituent des abris pour les macro-invertébrés benthiques.

Parallèlement, l'intensité de la photosynthèse et de la respiration nocturne des formations végétales très denses induit, le jour, une sursaturation et, la nuit, un déficit en oxygène dissous. Ces 2 phénomènes sont dommageables pour l'ensemble des animaux aquatiques. Enfin, les phases de dépérissement ou et d'arrachement des algues produisent des floccs organiques consommateurs d'oxygène.

Aussi, depuis Juillet 2012, les différents types de colmatage végétal ont été analysés à plusieurs reprises sur plusieurs secteurs. La nature et l'intensité des accumulations récentes de biomasses végétales ont été confrontées à celles qui ont été observées lors d'investigations antérieures ainsi qu'avec des mesures et observations sur la chimie de l'eau et sur l'hydrodynamique de la Loue.

3.1. Approche du phytobenthos de la Loue (Leitao et al. 2015)

Introduction et méthodologie

Rappel du contexte et des objectifs de l'étude du phytobenthos

Jusqu'à la période de crise des années 2008 à 2010, marquées par des mortalités massives de poissons et par des proliférations de cyanobactéries, les analyses portant sur le phytobenthos des cours d'eau comtois étaient cantonnées aux indices diatomiques. Ces analyses, purement qualitatives et fondées sur un protocole de prélèvement simplifié débouchaient pour la Loue sur des valeurs indicielles élevées, toujours supérieures à 16 sur 20 et atteignant le plus souvent les notes maximales de 19 ou 20 sur 20.

Aussi, il a été décidé de réaliser des prélèvements, des déterminations et des comptages du phytobenthos dans son ensemble pour permettre l'analyse quantitative de sa composition et de ses variations spatio-temporelles. Les objectifs opérationnels de cette approche étaient les suivants :

- définir la composition qualitative et quantitative des populations algales colonisant les substrats pierreux (les autres supports comme les litières, les bryophytes ou les macrophytes étant donc exclus), hors colonies filamenteuses ;
- tenter de faire le lien entre ce type production végétale et les conditions physico-chimiques du milieu.

Protocole d'échantillonnage

L'échantillonnage du phytobenthos a été effectué sur **4 stations** parmi les 10 sélectionnées pour constituer l'atelier d'étude d'ensemble. Il s'agit de :

- Lou 3 : "témoin" à 2,7 km de l'amont d'Ornans, sur la commune de Montgesoye ;
- Lou 5 : 2 km en aval d'Ornans, au lieu-dit Notre Dame ;
- Lou 6 : à l'amont proche (0,5 km) de Cléron ;
- Lou 7 : à l'aval proche de Cléron (0,8 km environ).

Dans chaque station, 3 placettes ont été échantillonnées sur des transects disposés dans 2 faciès : un lotique ou radier et un lentique ou plat. Sur chacun des 2 transects, les quadrats sont numérotés de la rive gauche, à la rive droite.

Au sein de chaque point, défini grossièrement autour d'un mètre carré, 5 « gros » galets (de surface > 25 cm²) étaient prélevés au hasard. Les plantes aquatiques macroscopiques, ou macrophytes (Renoncules, Bryophytes, *Vaucheria*, *Cladophora*...), étudiées par ailleurs, étaient écartées.

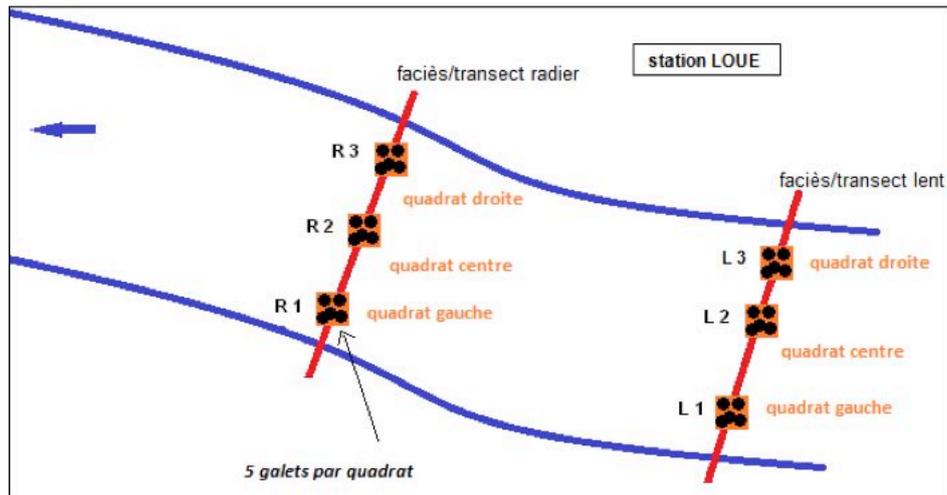


Figure 44. Principe d'échantillonnage sur 3 quadrats dans chaque faciès, rapide-R ou lent-L

La surface de grattage standardisée était alors délimitée sur la face supérieure du caillou à l'aide d'un gabarit constitué d'un -carré souple de 25 cm² (fig. 44). Avec un scalpel puis une brosse à dents, le biofilm y était gratté. Les prélèvements effectués sur ces 5 galets étaient alors rassemblés dans un seul et même flacon contenant donc le biofilm gratté sur 125 cm² (25 cm² x 5 galets).



Fig. 3 : Délimitation de la portion de biofilm gratté sur surface standard de 125 cm²

Les échantillons ont été formolés sur place, avec un volume fixe, puis étiquetés. A la fin de chaque campagne, l'ensemble (24 flacons) était expédié à Bi-Eau.

Préparation, détermination et dénombrement

Les techniques et modalités de préparation et l'analyse optique des échantillons ainsi que la stratégie de dénombrement et de quantification des biovolumes sont détaillées dans le volume « biologie » du rapport rédigé en 2015 (tranches 1 et 2A).

Les données obtenues pour l'épilithon ont fait l'objet d'un traitement statistique par l'outil « General Linear Model ». Des analyses ont été réalisées avec les résultats des différentes campagnes (2012 à 2014) en considérant les 4 stations et faciès utilisés. Les variations observées au niveau de la station et du faciès sont explorées pour la densité cellulaire, la biomasse, richesse et indice de diversité.

Composition du phytobenthos de la Loue

Durant les 4 campagnes, 204 taxa ont été identifiés, ce qui montre un milieu très riche en diversité algale. Parmi les organismes constituant ce biofilm, la plupart sont réellement benthiques, d'autres le sont de façon plus aléatoire, transitoirement dans leur cycle de développement ou piégés occasionnellement en zone lentique.

Ces taxa se répartissent dans 11 classes mais sont majoritairement des Diatomophycées, en particulier (52%, fig. 45). Cette prédominance est sans doute amplifiée par les préparations de lames dédiées à cette classe, pour chacun des points et dates de prélèvement.

Pour les 3 principales classes (Diatomophycées, Chlorophycées, Cyanobactéries), la richesse taxonomique dépasse trente taxons. En revanche, les Chrysophycées (*Dinobryon divergens*), Xanthophycées (*Tribonema*), Cryptophycées (*Cryptomonas*) et Dinophycées (Péridinien) ne sont représentées chacune que par un seul taxon.

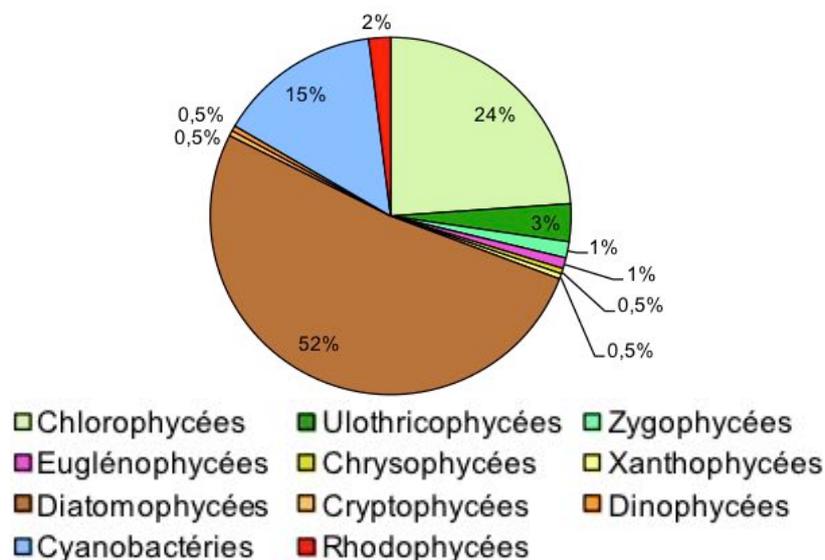


Figure 45. Répartition par famille des 204 taxa identifiés sur la Loue au cours des 4 campagnes, sur les 4 stations étudiées entre 2012 et 2014

Parmi les espèces les plus abondantes, 3 taxons se retrouvent dans toutes les stations et dans toutes les campagnes (tab. 8) :

- la diatomée *Achnanthydium pyrenaicum*, typique des eaux calcaires bien oxygénées, est sensible à la matière organique, mais tolère des niveaux moyens à fort en azote (Van Dam *et al.* 1994, Noga *et al.* 2014, Jakovljević 2016) ;
- les cyanobactéries du genre *Homoeothrix* (le plus souvent *H. janthina*), affectionnent des eaux rapides, bien oxygénées et pauvres ou au plus moyennement riches en phosphore (Mateo *et al.* 2014), mais tolèrent elles aussi des teneurs moyennes à élevées en azote minéral dissout, voire affectionnent des teneurs soutenues en nitrates (Poltava 2005) ;

- les cyanobactéries du genre *Phormidium*, représenté par plusieurs espèces (*Ph. granulatum*, *Ph. taylori*, *Ph. tergestinum* ...), parfois mélangées, souvent en masse, difficile à séparer lors des comptages, sont susceptibles de proliférer dans les eaux pauvres en phosphore et riche en azote (Mac Allister et al. 2016) ; elles peuvent utiliser le phosphore adsorbé ou piégé dans les sédiments (Wood 2015) ; ce genre comporte des espèces potentiellement toxiques, non identifiées dans nos prélèvements.

La Loue - principaux taxa		Station				Campagne			
Taxon	Classe	3	5	6	7	août-12	oct-13	mars-14	juin-14
<i>Achnanthydium</i>	Diatomophycées	x			x	x	x	x	
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	Diatomophycées		x	x		x			
<i>Achnanthydium pyrenaicum</i>	Diatomophycées	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Amphora pediculus</i>	Diatomophycées				x				x
<i>Aphanocapsa</i>	Cyanobactéries		x		x		x	x	
<i>Aphanothece</i>	Cyanobactéries	x			x	x	x		
<i>Chamaesiphon</i>	Cyanobactéries			x				x	
<i>Chroococcopsis fluviatilis</i>	Cyanobactéries				x			x	x
colonies vertes indéterminées	Chlorophycées		x	x	x	x	x		x
<i>Cyanosarcina chroococcoides</i>	Cyanobactéries	x						x	
<i>Gloeocapopsis</i>	Cyanobactéries				x		x		
<i>Gomphonema elegantissimum</i>	Diatomophycées	x	x	x	x			x	
<i>Gomphonema olivaceum</i>	Diatomophycées		x					x	
<i>Gomphonema spp.</i>	Diatomophycées	x			x		x		x
<i>Homoeothrix (dont H. janthina)</i>	Cyanobactéries	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Hyella</i>	Cyanobactéries	x		x	x	x	x		x
<i>Melosira varians</i>	Diatomophycées				x		x		
<i>Navicula cryptotenella</i>	Diatomophycées	x	x			x	x		
<i>Navicula reichardtiana</i>	Diatomophycées			x		x			
<i>Navicula tripunctata</i>	Diatomophycées	x	x	x			x	x	x
pennées (vues connectives)	Diatomophycées		x					x	
<i>Phormidium (Ph. tergestinum, Ph. granulatum, Ph. taylori, ...)</i>	Cyanobactéries	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Pleurocapsa</i>	Cyanobactéries			x	x			x	
<i>Pseudanabaena</i>	Cyanobactéries	x					x		
Rhodophycées indéterminées	Rhodophycées				x	x			
<i>Scenedesmus gr. Acutodesmus</i>	Chlorophycées	x	x	x	x	x			
<i>Xenococcus minimus</i>	Cyanobactéries		x	x			x		

Tableau 8. Liste des taxa classés parmi les 3 densités numériques les plus importantes au moins dans un des prélèvements

D'autres taxons sont présents sur les 4 stations, mais durant une seule campagne :

- la diatomée *Gomphonema elegantissimum* n'est ainsi prélevée qu'en mars 2014, quand les températures conviennent à son écologie (Van Dam et al. 1994) ;
- *Scenedesmus* groupe *Acutodesmus* (Chlorophycée), pouvant adhérer épisodiquement au substrat, n'est présente qu'en août 2012 ;

Enfin, certains des taxa les plus abondants ne sont présents que ponctuellement, comme les cyanobactéries *Chamaesiphon*, *Cyanosarcina chroococcoides*, *Gloeocapopsis*, *Chroococcopsis*, *Hyella*, *Xenococcus* ...

Variations spatio-temporelles de la structure du phytobenthos

Sur chaque transect, les fluctuations transversales sont importantes : la composition et la densité du phytobenthos varient notablement sur largeur du cours d'eau (fig. 46). Même si l'on ne considère que la partie centrale de chaque transect, les variabilités longitudinales sont considérables et leur sens varie dans le temps.

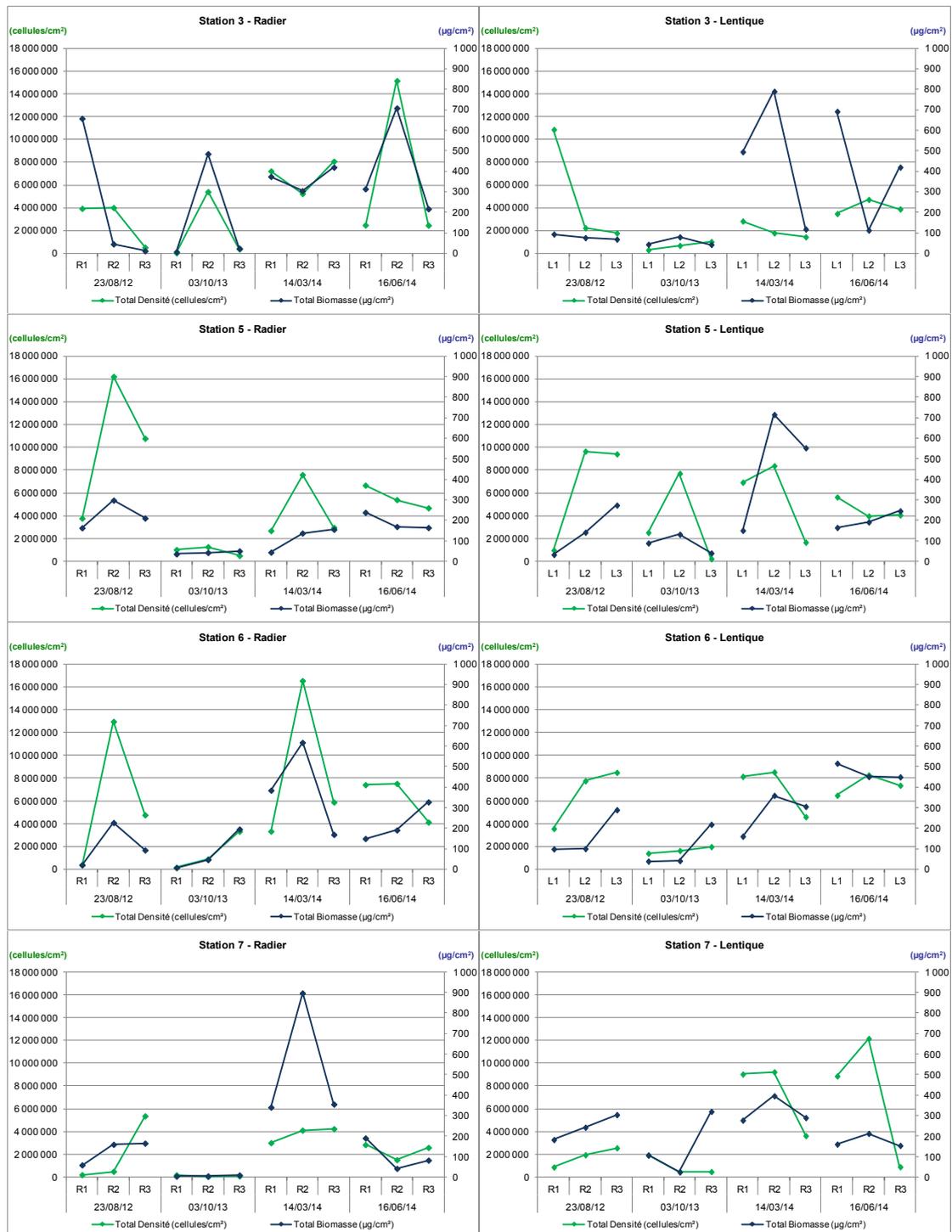


Figure 46. Variation spatio-temporelle des densités cellulaires et des biomasses par faciès

Toutefois, les densités numériques et les biomasses phytobenthiques mesurées durant la campagne d'octobre 2013 ont été significativement plus faibles (fig. 47). En revanche, les richesses taxinomiques observées étaient proches de celles des autres campagnes, et m

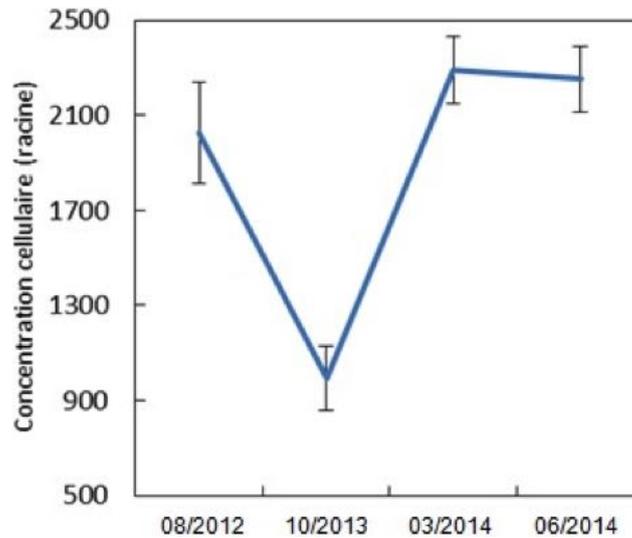


Figure 47. Evolution temporelle de la densité de recouvrement cellulaire

Parallèlement, la richesse taxinomique est significativement plus forte en faciès lentique qu'en radier, toutes stations et dates confondues, l'écart étant d'environ de 2 taxa en moyenne (fig. 48). Les différences de composition des phytobenthos respectifs des 2 faciès s'expliquent par les différences de vitesses de courant et d'oxygénation, de flux nutritifs percolant dans les substrats ou /et de morphologie au centre du cours d'eau, en cuvette dans le cas des faciès lentique et en dôme dans le cas des radiers.

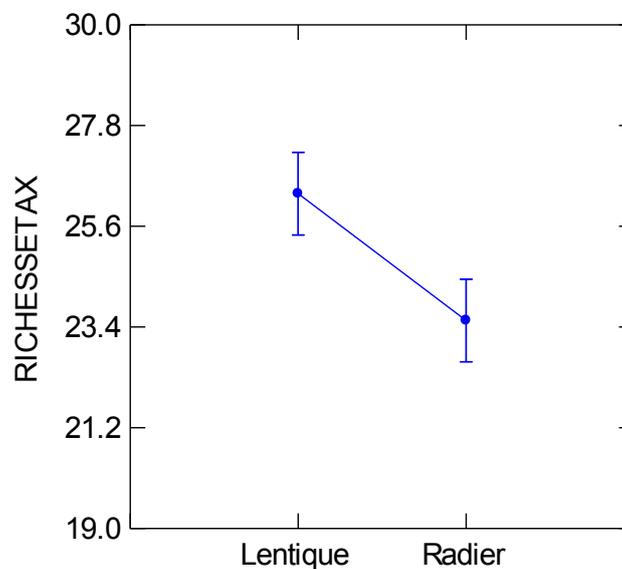


Figure 48. Comparaison des richesses taxinomiques respectives des radiers et des lentiques

Bilan sur le phytobenthos de la Haute Loue entre 2012 et 2014

Les structures du phytobenthos étudié dans 4 stations jalonnant la Louent entre l'amont d'Ornans (Montgesoye) et l'aval de Cléron (Les Iles en Gon) varient fortement dans l'espace et dans le temps (fig. 49). Une partie de ces fluctuations peut être expliquée par la dynamique saisonnière et / ou par le gradient de surcharge nutritive, souvent décroissant d'amont en aval.

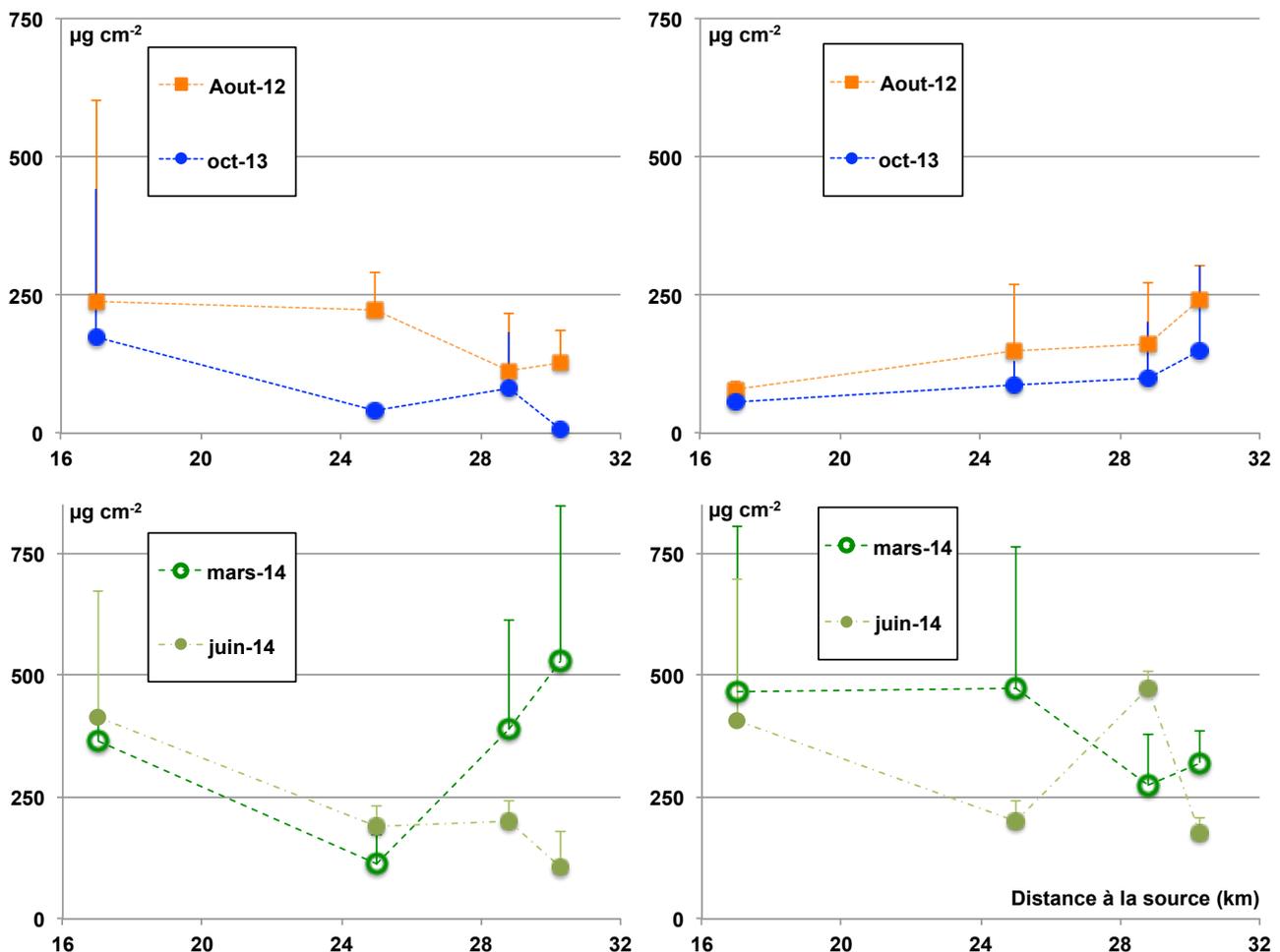


Figure 49. Variations spatio-temporelles des biomasses sur les radiers (à gauche) et les plats (à droite) durant l'été 2012 et l'automne 2014 (en haut) ainsi que durant le début et la fin du printemps 2014 (en bas); les barres verticales correspondent à l'écart type calculé pour chaque triplets de prélèvement rattaché à un faciès.

Sur le plan temporel :

- les échantillons des campagnes « chaudes » d'octobre 2013 et d'août 2012 sont les moins denses, en nombre et en biomasse ;
- *a contrario*, les biomasses maximales sont observées durant les deux campagnes printanières (mars et juin 2014), pour chacun des 2 faciès.

Sur le plan spatial :

- la station en amont, Montgesoye, est associée à un peuplement diversifié, mais assez tolérant aux nutriments ; sauf pour la campagne de mars 2014, c'est elle qui abrite les plus fortes biomasses...
- la station la plus à l'aval montre, au contraire, une moindre richesse taxinomique, mais abrite quelques taxa réputés polluosensibles, ou en tout cas intolérants aux teneurs excessives en phosphore ;
- la richesse taxinomique du phytobenthos des radiers est systématiquement inférieure à celle du phytobenthos des plats, quelle que soit la période.

Sur le plan quantitatif, les biomasses mesurées pour l'épibenthos au moment des 4 campagnes sont faibles. Contrairement aux colonies d'algues filamenteuses, les densités d'algues épibenthiques n'atteignent pas les gammes de valeurs susceptibles de provoquer des nuisances (Welsh 1984, Bigg 1996).

Cette dominance des formes filamenteuses révèle d'ailleurs un déséquilibre trophique net (Law 2011, cf. aussi § 3.3 ci-dessous). Cependant, les 2 campagnes printanières, réalisées en mars et juin 2014 durant la période potentiellement la plus favorable au développement maximal du phytobenthos se sont déroulées sans que des crues lessivantes ne les aient précédées.

Sur le plan qualitatif, les cortèges phytobenthiques, bien que très fournis, sont essentiellement dominés par les diatomées typiques des eaux calcaires. On relève ainsi de fortes abondances de *Achnanthydium pyrenaicum* et de *Gomphonema elegantissimum* (Hofmann et al. 2013), dont les morphologies sont adaptées à de forts courants ou encore d'*Amphora pediculus* capable de se multiplier très rapidement.

Plusieurs espèces indiquent l'absence ou la faible prévalence de pollution organique ou d'excès de phosphore dans des eaux fraîches et bien oxygénées. La plupart sont en revanche tolérantes à des teneurs moyennes à fortes en azote minéral dissous.

Les cyanobactéries dominantes (*Homoeothrix*) forment ainsi en présence de nitrates de denses tapis de courts filaments adhérant au substrat et résistants ainsi aux courants forts. Leur gaine gélatineuse augmente la surface d'absorption des nutriments dans les phases où ils sont déficitaires dans l'eau (Reynolds, 1984).

Parallèlement, les cyanobactéries du genre *Phormidium* montrent une nette propension à proliférer dans les eaux pauvres en phosphore et riches en azote (Mac Allister et al. 2016). Certaines d'entre elles sont susceptibles de produire des toxines (Chorus I. & Bartram J. 1999, Couté & Bernard 2001, Mac Allister et al. 2016).

La plupart de ces cyanobactéries jouent un rôle prépondérant dans la formation du tuf, dont la texture et la dynamique déterminent une partie des capacités biogènes en tant que cache et support de faune (Teleos 2001). La nature et la cinétique de ce phénomène mériteraient d'être mieux étudiées et surtout quantifiées.

Diatomées et cyanobactéries se développent durant les premières phases de la colonisation des substrats, avant que le bioderme ne se complexifie avec l'apparition des Chlorophycées, Xanthophycées, Rhodophycées, quand les cycles hydrologiques lui en laissent le temps. Le rôle des consommateurs dans cette complexification demanderait aussi à être caractérisé pour pouvoir être pris en compte.

Bibliographie sur le phytobenthos

- AFNOR, 2006. NF EN 15204, Qualité de l'eau – Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl). Décembre 2006, 39 pp.
- AFNOR, 2007. Norme NF T 90354, Qualité de l'eau - Guide pour l'identification et le dénombrement des échantillons de diatomées benthiques de rivières et leur interprétation. 11 p.
- Cazaubon A. & S. Dandelot, 2007 – Etude de la végétation aquatique de la Durance : expérimentations des débits réservés de Sainte Tulle, rapport pour EDF. 66 pp + annexes.
- Chorus I. & J. Bartram, 1999 - Toxic Cyanobacteria in Water - A guide to their public health consequences, monitoring and management, E & FN SPON, London, 416 pp.
- Couté, A. & C. Bernard, 2001 - Les Cyanobactéries toxiques, 21-37 in : Frémy & Lassus, Ifremer-AFSSA
- Geitler, L. (1930-1932) *Cyanophyceae von Europa*. Kryptogamen-Flora Vol. Koeltz Scientific Books, Koenigstein ; 1196 pp.
- Hofmann G., M. Werum und H. Lange-Bertalot, 2013. Diatomeen im Süßwasser - Benthos von Mitteleuropa. Koeltz Scientific Books. 908 pp.
- Kómarék, J. & K. Anagnostidis, (1999) *Cyanoprokaryota. 1. Teil : Chroococcales*. Süßwasserflora von Mitteleuropa Vol. n°19. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart ; 548 pp.
- Komárek, J. & K. Anagnostidis, 2005. *Cyanoprokaryota. 2. Teil : Oscillatoriales*. Süßwasserflora von Mitteleuropa n°19/2. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart ; 759 pp.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot, 1986. Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/1. Bacillariophyceae 1. Teil : Naviculaceae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 876 pp.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot, 1988. Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/2. Bacillariophyceae 2. Teil : Epithemiaceae, Bacillariaceae, Surirellaceae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 596 pp.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot, 1991b. Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/4. Bacillariophyceae 4. Teil : Achnantheaceae und kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 437 pp.
- Lecointe A., M. Coste, & J. Prygiel, 1993. « OMNIDIA » software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia* 269/270 : 509-513.
- Lohmann, H., 1908. "Untersuchungen zur Feststellung des vollständigen Gehaltes des Meeres an Plankton." *Wiss. Meeresunters.* Kiel, N.F. 10: 129-370.
- Reynolds, C. S., 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge studies in Ecology Vol. Cambridge University Press, Cambridge ; 384 pp.
- Smayda, T. J. (1978a). From phytoplankters to biomass, in : A. Sournia ed. *Phytoplankton manual*. UNESCO, Paris ; 273-278.
- Smayda, T. J. (1978b). Interpreting the observations : From phytoplankters to biomass, in : A. Sournia ed. *Phytoplankton manual*. Monographs on oceanographic methodology. Vol. n°6. UNESCO, Paris ; 237-282.
- Van Dam, H., A. Mertens & J. Sinkeldam, 1994 : A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of aquatic ecology*, 28 (1) ; 117-133.
- Utermöhl, H. (1958) Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. int. Ver. theor. angew. Limnol.* 9) ; 1-38.

<http://www.amazon.com/Experimental-Design-Data-Analysis-Biologists/dp/0521009766>

<http://www.cyanosite.bio.perdue.edu>

http://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/toxcyanchap3.pdf

3.3. Les macrophytes aquatiques de la Loue (Benoist 2015)

Composition des communautés macrophytiques de la Loue

Dans la Haute et Moyenne Loue, de la source à Quingey, les spermaphytes, végétaux des fonds déposés remplacent progressivement les bryophytes, végétaux des fonds érodés, tandis que les formes algales sont ubiquistes. Ainsi, de la source à Cessey, 3 types de communautés macrophytiques dominent successivement :

- La source, est occupée par une communauté de bryophytes crénophiles, aquatiques à amphibies, basophiles et rhéophiles.
- De Mouthier à la Piquette, les fonds sont dominés par les communautés de bryophytes d'eaux vives, aquatiques à amphibies, basophiles et rhéophiles.
- De Chenecey à Cessey fleurit une communauté de spermaphytes d'eaux vives, aquatiques à amphibies, basophiles et rhéophiles.

➤ La Source de la Loue

Les fonds de la source abritent majoritairement des bryophytes crénophiles, aquatiques à amphibies, basophiles et oxyphiles, saxicoles et rhéophiles (fig. 4). Les bryophytes dominantes, *Cinclidotus aquaticus*, *Cinclidotus fontinaloides* et *Cinclidotus danubicus*, sont caractéristiques d'associations rhéophiles de l'alliance du *Cinclidotium fontinaloidis* (Baillly et al. 2004).



Figure 50. Association végétale des fonds de la Loue à sa source, juin 2015, photo J. Benoit

Le secteur de la source abrite aussi d'autres bryophytes qui appartiennent à cette association et dont l'amplitude écologique est plus large : *Rhynchostegium riparioides*, *Fontinalis antipyretica* ou encore *Brachytecium rivulare*. Dans ce groupe, les algues filamenteuse des genres *Vaucheria* ou encore *Cladophora*, réputés euryèces, étaient elles aussi bien représentées au moment de l'échantillonnage.

Parallèlement, les bryophytes sub-dominantes, *Cratoneuron filicinum* et *Palustriella commutata*, sont caractéristiques d'associations non rhéophiles, de parois humides, de l'alliance du *Cratoneurion commutati*, Bonnard et Michon, 1981. Ce groupe est représenté ici par des espèces à large amplitude écologique : *Chiloscyphus polyanthos*, *Conocephalum conicum*, *Marchantia polymorpha*, ou *Pellia endiviifolia*.

Enfin, des algues psychrophiles, *Batrachospermum* et *Hildenbrandia rivularis*, s'installent localement dans les veines d'eau les plus courantes. En revanche, les spermaphytes aquatiques euryèces, *Phalaris arundinacea*, *Nasturtium officinale*, *Petasites hybridus* et *Mentha longifolia*, poussent surtout dans les bordures.

➤ De Mouthier à la Piquette

De Mouthier à la Piquette, en début d'été, les communautés de macrophytes se composent majoritairement de bryophytes d'eaux vives, aquatiques à amphibies, basophiles et rhéophiles (fig. 5). Les bryophytes dominantes, *Cinclidotus fontinaloides*, *C. aquaticus* et *C. danubicus*, font partie d'associations rhéophiles de l'alliance du *Cinclidotion fontinaloidis*, (Bailly et al. 2004).



Figure 51. Végétations des fonds de la Loue à Cléron, juin 2015, photo J. Benoit

Ces associations sont aussi représentées, dans les stations considérées par des bryophytes à large amplitude écologique, *Rhynchostegium riparioides*, *Fontinalis antipyretica*, *Brachytecium rivulare* ainsi que par des algues filamenteuses affectionnant les eaux fraîches, *Diatoma*, *Melosira*, *Tetraspora*, ou plus euryèces, *Vaucheria* et *Cladophora*. Les genres d'algues d'eau froide prédominent en amont, notamment à Mouthier, tandis que les algues à plus large spectre écologique prédominent en aval, notamment à Cléron et à la Piquette.

D'amont en aval, les bryophytes d'associations non rhéophiles du *Cratoneurion commutati* se raréfient. Des spermaphytes d'eaux vives, *Phalaris arundinacea*, *Ranunculus penicillatus* ou encore *Callitriche platycarpa*, s'installent dans les courants modérés.

L'espèce dominante, *Ranunculus penicillatus* est caractéristique d'associations rhéophiles de l'alliance du *Ranunculion fluitantis* (Bonnard et Michon 1981). D'autres spermaphytes d'eaux vives et eutrophes, *Groenlandia densa*, *Veronica anagallis aquatica*, *Sium erectum* ou encore *Myriophyllum spicatum*, poussent localement sur les stations de Montgesoye, de Cléron et de la Piquette.

➤ **Chenecey Buillon et Cessey**

A Chenecey Buillon et à Cessey, les fonds sont majoritairement recouverts de spermaphytes d'eaux vives, aquatiques à amphibies, basophiles et rhéophiles (fig. 6). L'espèce dominante, *Ranunculus penicillatus* est caractéristique d'associations rhéophiles de l'alliance du *Ranunculion fluitantis* (Bonnard et Michon 1981).



Figure 52. Densification de renoncules à Cessey, juin 2015, photo J. Benoit

Les spermaphytes sub-dominants, *Phalaris arundinacea*, *Myriophyllum spicatum* et *Potamogeton perfoliatus*, sont caractéristiques d'associations rhéophiles à lénitiques de l'alliance du *Potamogetonion* (Bonnard et Michon 1981). Dans ces associations, se trouvent des spermaphytes d'eaux vives et eutrophes : *Sium erectum* ou encore *Groenlandia densa* ; ainsi que des algues d'eaux fraîches à thermophiles : *Ulothrix*, et *Spirogyra*, ou encore *Rhizoclonium*.

Les bryophytes dominantes, *Cinclidotus fontinaloides*, *Cinclidotus aquaticus* et *Cinclidotus danubicus*, sont caractéristiques d'associations rhéophiles. Dans ces associations, se rencontrent des bryophytes à large amplitude écologique : *Rhynchostegium riparioides*, *Fontinalis antipyretica* ou encore *Amblystegium riparium* ; des algues d'eaux fraîches : *Diatoma*, *Melosira*, ou encore *Tetraspora* ; ainsi que des algues à large amplitude écologique : *Vaucheria* et *Cladophora*.

Au sein de ces deux stations, des spermaphytes d'eaux lentes et eutrophes, *Scirpus lacustris*, *Elodea canadensis*, *Ranunculus circinatus* ou encore *Sparganium erectum*, s'installent dans les faciès lénitiques, sur graviers, sables et limons. Quelques cyanobactéries d'eaux lenticules et méso-eutrophes appartenant aux genres *Phormidium* et *Nostoc* se développe sur blocs et galets bien ensoleillés.

Richesses taxonomiques macrophytiques

D'une manière générale, la richesse taxonomique aux limites de l'IBMR passe de 19 taxons à la source à 30 taxons à Cessey. Cependant, cette évolution spatiale est la résultante de 2 tendances inverses qui se conjuguent de façon irrégulière. En effet, si la richesse bryophytique diminue, de 11 taxons à la source à 8 taxons à Cessey, les richesses spermaphytiques et algales passent, respectivement, de 2 et 6 unités taxonomiques à la source à 12 et 11 à Cessey.

De façon plus détaillée, la richesse taxonomique des macrophytes évolue par palier (fig. 7) :

1. De la source, LOU01, à Montgesoye, LOU03, la richesse taxonomique approche la vingtaine de taxons, 18 à 19 taxons. Les bryophytes sont nettement dominantes, 9 à 11 taxons, les algues sont sub-dominantes, 5 à 7 taxons et les spermaphytes sont rares, 2 à 5 taxons.
2. D'Ornans, LOU04, à l'amont de Cléron, LOU06, la richesse taxonomique ne dépasse pas quinze taxons, 13 à 15 taxons. Les bryophytes sont nettement dominantes, 7 à 8 taxons, les algues sont sub-dominantes, 3 à 5 taxons et les spermaphytes sont rares, 1 à 3 taxons.
3. De l'aval de Cléron, LOU07, à Cessey, LOU10, la richesse taxonomique atteint et dépasse la vingtaine, 20 à 30 taxons. Les spermaphytes et algues sont co-dominants ; 5 à 12 spermaphytes et 8 à 11 algues. Les bryophytes deviennent minoritaires, 7 à 8 taxons.

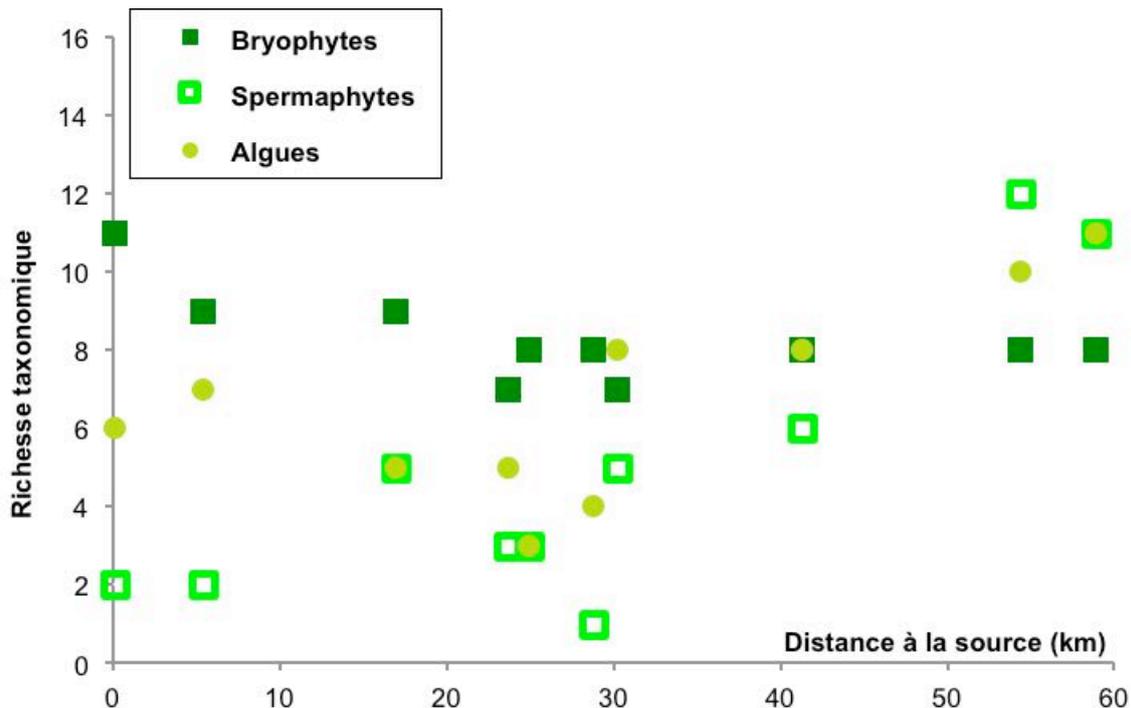


Figure 53. Evolution longitudinale de la richesse taxonomique des macrophytes observés dans la Loue en juin 2015

Recouvrement macrophytique

Globalement, le recouvrement macrophytique diminue d'amont en aval en passant de 65 % à la source à 41 % à Cessey (fig. 8). La représentativité des bryophytes diminue de 62 % à la source à 16 % à Cessey. A *contrario*, le recouvrement spermaphytique augmente de 0,2% à la source à 24 % à Cessey. Le recouvrement algal au moment de l'échantillonnage évolue de façon plus complexe en croissant de 3,2 % à la source à 50 % à Mouthier pour redescendre en fluctuant de 8 à 30% puis jusqu'à 3,7 % à Cessey.

D'amont en aval on rencontre les situations suivantes :

1. A la source, LOU01, les bryophytes dominent, 62 %, les algues et les spermaphytes sont sporadiques ; 3,2 % d'algues et 0,2 % de spermaphytes.
2. A Mouthier, LOU02, les algues dominent, 53 %, les bryophytes sont sub-dominantes, 41 % et les spermaphytes sont sporadiques, 0,2 %.
3. De Montgesoye, LOU03 à Scey en Varais, LOU06, les bryophytes dominent, 25 à 30 %, les algues sont sub-dominantes, 8 à 14 % et les spermaphytes sont sporadiques, moins de 1 %.
4. De Cléron, LOU07 à la Piquette, LOU08, les bryophytes et les algues dominent ; 30 % de bryophytes, 26 à 30 % d'algues. Les spermaphytes croissent, 1 à 9 %.
5. De Chenecey, LOU09 à Cessey, LOU10, les spermaphytes dominent, 21 à 24 %, les bryophytes sont sub-dominantes, 16 % et les algues minoritaires, 4 %.

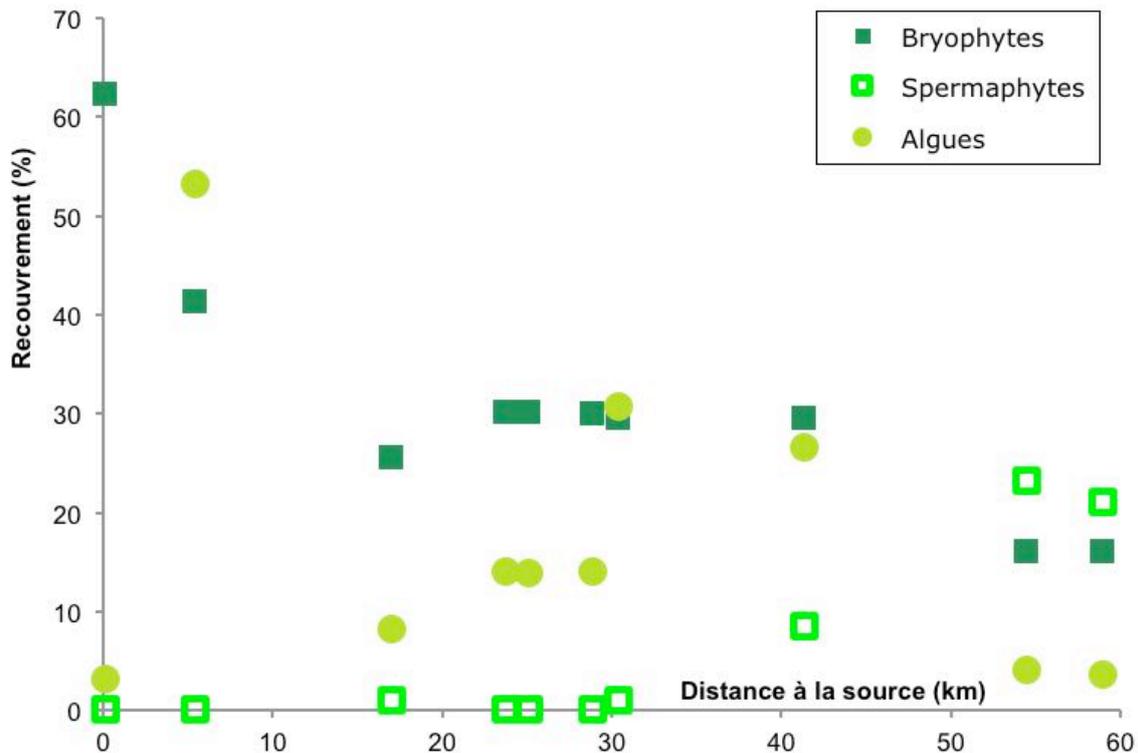


Figure 54. Evolution longitudinale des recouvrements macrophytiques observés dans la Loue en juin 2015

Niveau trophique et coefficient de sténoécie

Globalement, la note IBMR et la cote spécifique, niveau trophique diminuent d'amont en aval, en passant de 13,0/20 à la source à 10,5/20 à Cessey (fig. 9). Parallèlement, la cote spécifique est de 12,0 à la source et de 10,4 à Cessey.

D'amont en aval, on assiste globalement à une augmentation du niveau trophique.

- A la source, LOU01, la note IBMR indique une eau Oglio-mésotrophe, 13,0. La cote spécifique dénote un potentiel trophique encore plus fort, 11,9.
- De Mouthier, LOU02, à Montgesoye, LOU03, les notes IBMR indiquent une eau mésotrophe, 11,73 à 11,52. Les cotes spécifiques confirment cette indication.
- D'Ornans, LOU04, à Cessey, LOU10, les notes IBMR indiquent une eau méso-eutrophe, 11,15 à 10,40. Les cotes spécifiques affirment cette indication.

Le coefficient de sténoécie varie d'amont en aval en marquant une inflexion :

- De la source, LOU01, à Cléron, LOU07, la sténoécie diminue, 1,74 à 1,50 ; les taxons d'eaux fraîches et oligotrophes disparaissent au profit de taxons euryèces.
- De Cléron, LOU07, à Cessey, LOU10, la sténoécie augmente, 1,50 à 1,62 ; les taxons d'eaux thermophiles et méso-eutrophes deviennent dominants.

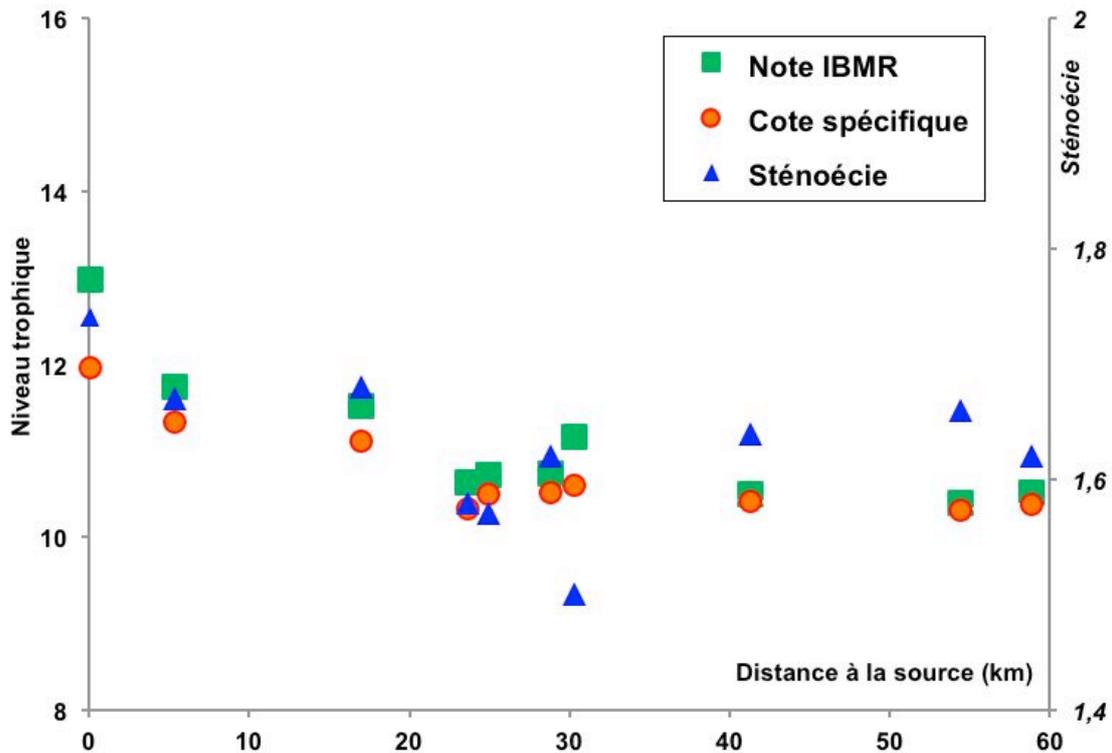


Figure 55. Evolution longitudinale des niveaux trophiques et des degrés de sténocécie des peuplements macrophytiques observés dans la Loue en juin 2015

Etat actuel des communautés macrophytiques

La structure des communautés macrophytiques de la Haute Loue est typique des cours d'eau calcaires de piémont (Montegut 1973 ; Barbe 1984). A la source, se développe une communauté de bryophytes caractéristique d'associations incrustantes, du *Cratoneurion commutati* (Bonnard et Michon 1981) et d'associations rhéophiles du *Cinclidotion fontinaloidis* (Bailly et al.2004).

De Mouthier à la Piquette, prospère une communauté de bryophytes rhéophiles typiques du *Cinclidotion fontinaloidis*. Au delà, fleurit une communauté de spermaphytes caractéristiques d'associations rhéophiles du *Ranunculion fluitantis*, et d'associations plus lénitiques du *Potamogetonion* (Bonnard et Michon 1981) ; les bryophytes caractéristiques du *Cinclidotion fontinaloidis* restent présentes.

Dès la source, les fonds sont peuplés d'algues euryèces, épilithiques ou épiphytiques ; les plus communes étant les genres *Vaucheria* et *Cladophora* (Laplace-Treyture et al. 2014).

Les notes IBMR traduisent une richesse nutritive notoire dès la source, et qui s'accroît à partir de Mouthier. Les indices trophiques sont indicateurs d'eaux oligo-mésotrophes à la source, d'eaux mésotrophes de Mouthier à Montgesoye et d'eaux méso-eutrophes d'Ornans à Cessey (Haury et al. 2006).

Evolution temporelle des communautés macrophytiques

Qualitativement, les associations de bryophytes de la source à Mouthier, de même que les alternances d'associations de bryophytes et de spermaphytes qui leur succèdent à l'aval ne semblent pas avoir varié depuis les années 1920'. En effet, les auteurs qui les ont étudiées à différentes époques décrivent des compositions et des successions spécifiques similaires (Imchenetzky 1926, Verneaux 1973, Bonnard et Michon 1981).

Plus quantitativement, Rodriguez et Courty (2010) décrivent, à l'aide de la méthode IBMR, les structures des peuplements macrophytiques de Mouthier et de la Piquette ainsi que leurs variations entre 2007 et 2010. Les associations végétales qu'elles caractérisent, similaires à celles de 2015, sont indicatrices d'eaux courantes « méso-eutrophes ». Les notes IBMR de 2007 à 2010 sont légèrement supérieures à celles de la présente étude (tab. 9).

Stations	D0 (km)	2007	2008	2009	2010	2011	2011	2013	2014	juin-15	juil-15
Source	0,1									13,0	
Mouthier	5,4		13,1	12,8	12,3	11,7	10,3	12,4		11,7	12,9
Montgesoye	17,0								9,4	11,5	
Ornans (aval)	23,7					10,9				10,6	
Notre Dame	25,0								10,3	10,7	
Am. Cléron	28,8								10,6	10,7	
Aval Cléron	30,3								10,3	11,2	
La Piquette	41,3	11,1	11,3	10,4		10,2				10,5	
Chenecey	54,4									10,4	
Cessey	58,9									10,5	

Tableau9. Evolution spatiotemporelle des Indices IBMR mesurés dans la Haute et Moyenne Loue depuis 2007 (D0 = distance à la source)

La gamme des indices IBMR obtenus sur la Loue depuis 2007 pointe une qualité moyenne à médiocre. Elle indique un enrichissement des eaux, favorable aux algues filamenteuses, au détriment des autres formes végétales.

Toutefois, l'indice IBMR très synthétique, ne permet par toujours de distinguer la charge, le niveau et le statut trophiques. En outre, si cette méthode prend en compte le recouvrement surfacique des formations macrophytiques en étiage estival, elle ne permet pas de quantifier l'importance des proliférations algales printanières et automnales. Pour caractériser ces phénomènes colmatants souvent versatiles, une approche quantitative et plurisaisonnière est nécessaire.

3. 3. Algues filamenteuses : campagnes de 2017 et bilan

Stratégies et protocoles de prélèvement

La dynamique du colmatage des fonds de la Loue par les algues filamenteuses a été caractérisée entre avril et septembre 2017. Dans ce but, le pourcentage de recouvrement surfacique et la biomasse des colonies algales ont été déterminés à l'occasion de 6 campagnes sur 8 stations de la Loue (fig. 56, tab. 10). Les teneurs des algues en azote, phosphore et carbone y ont été déterminées à 4 occasions.

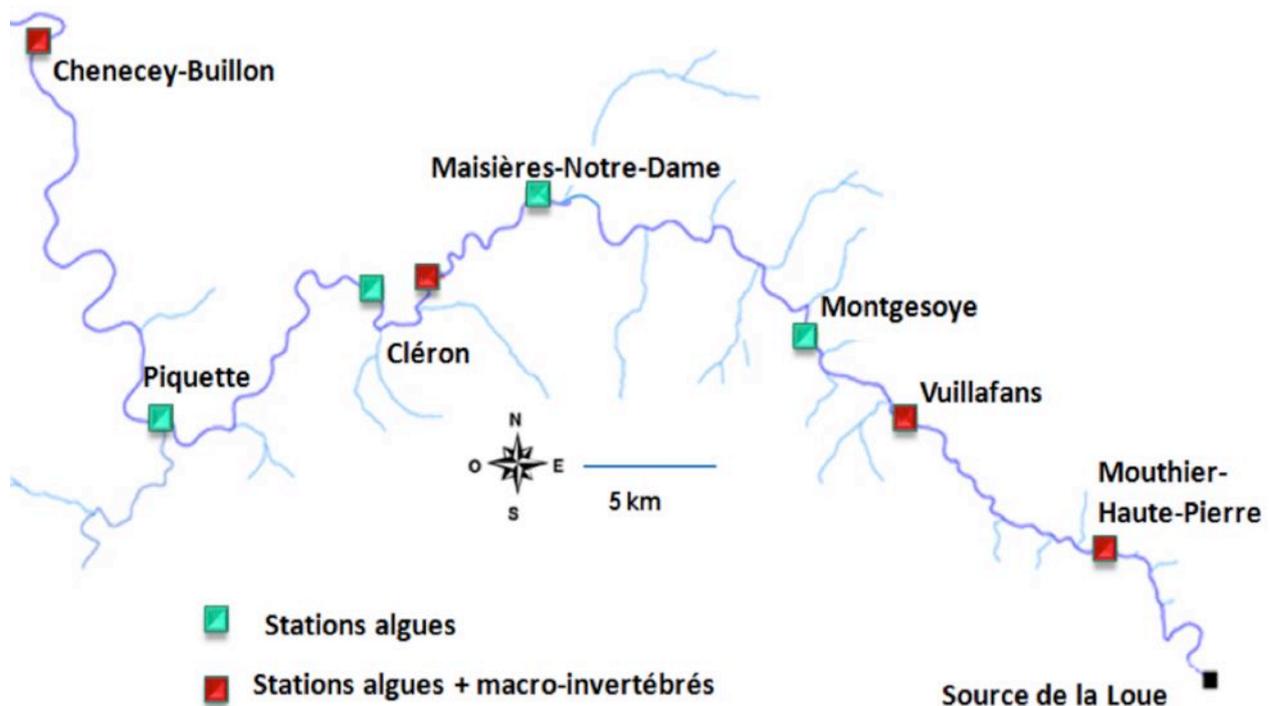


Figure 56. Localisation des 8 stations sur lesquelles les colmatages algaux ont été étudiés en 2014 sur la Loue et la partie aval du Lison

Campagnes Stations	C1 10-avr	C2 25-avr	C3 20-juin	C4 20-juil	C5 09-août	C6 12-oct
Mouthier	A	ACM	ACM	ACM	A	ACM
Vuillafans	A	ACM	ACM	ACM	A	ACM
Montgesoye	A	AC	AC	AC	A	AC
Maisières ND	A	AC	AC	AC	A	AC
Cléron am	A	ACM	ACM	ACM	A	ACM
Cléron av	A	AC	AC	AC	A	AC
Piquette	A	AC	AC	AC	A	AC
Chenecey	A	ACM	ACM	ACM	A	ACM

Tableau 10. Campagne d'analyses des colmatages algaux (A) et de l'abondance des macroinvertébrés (M) ainsi que d'analyse de la composition chimique des algues (C) effectuées en 2017 sur 8 stations jalonnant la Loue

Les mesures de recouvrement et de biomasses fraîches des colonies algales ont été effectuées en appliquant le protocole standard mis au point par GUIMARD et MAZZARINO (2003) puis finalisé par DEGIORGI *et al.* (2006). Pour rappel, ce protocole, stratifié, consiste à utiliser le recouvrement surfacique comme stratificateur, puis à mesurer la biomasse fraîche d'algues filamenteuses sur au moins 3 placettes de chaque classe de recouvrement surfacique. On en déduit une estimation de la biomasse stationnelle, associée à un intervalle de confiance.

Sur 4 des 8 stations étudiées, l'évolution saisonnière de la densité du benthos a été suivie en parallèle. Pour cela, un Mag20 a d'abord été réalisé sur chacune des 4 stations en avril 2017, juste avant la première campagne de mesures des biomasses algales. Puis, les macroinvertébrés ont été prélevés, identifiés et dénombrés à deux autres reprises, fin juin sur 6 placettes sur chacun.

Variations de la composition des peuplements algaux en 2017

Pendant la première campagne, début avril, les diatomées et en particulier les genres *Melosira* et *Diatoma*, dominent les stations les plus en amont, de Mouthier à Maisières-Notre-Dame, en constituant 80-95 % du peuplement (fig. 57). Ces algues d'eaux fraîches, printanières, abondent dans des milieux alcalins eutrophes.

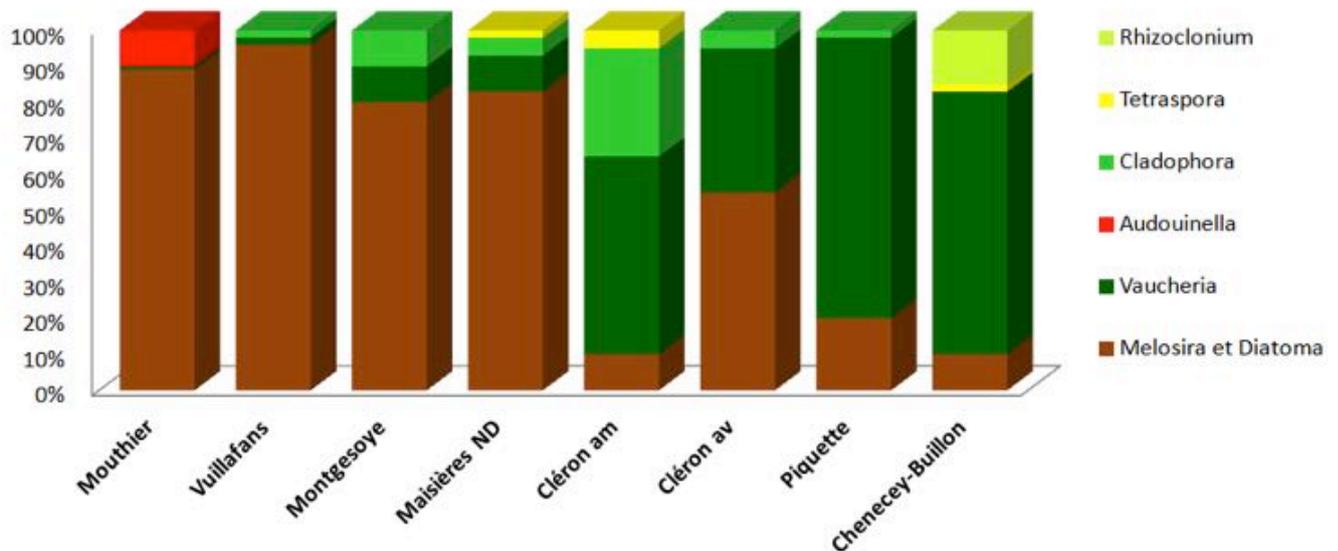


Figure 57. Composition des peuplement algaux de la Loue au début du mois d'avril 2017

Le genre sub-dominant *Vaucheria*, taxon euryèce ayant un optimum dans des eaux à température modérée (15-20°C) et eutrophes, représente 55 à 80 % des peuplements des stations les plus en aval, de Cléron amont à Chenecey-Builion. Le genre *Cladophora* se rencontre sur la plupart des stations avec un pourcentage de recouvrement moindre. C'est un taxon euryèce, des eaux méso-eutrophes, eurytherme puisque sa croissance advient de 10 à 30 °C, même si sa température optimale est plutôt signalée de 20 à 25 °C, pour la plupart des espèces du genre.

Le genre *Audouinella*, est observé sur la station de Mouthier (10 %). C'est une algue rouge élective des eaux carbonatées fraîches et courantes, peu tolérante aux excès de phosphore. Le genre *Tetraspora* est présent sur les stations Maisières, Cléron amont et Chenecey-Buillon. Cette algue verte printanière affectionne les eaux fraîches à tendance eutrophe. Le genre *Rhizoclonium*, taxon des eaux chaudes et eutrophes, se développe à Chenecey-Buillon (15 %). Il est révélateur d'une trophie élevée et d'une charge organique importante (Laplace-Treyture *et al.* 2014).

Durant la deuxième campagne, fin avril, les mêmes tendances qu'en C1 sont observées, à quelques nuances près (fig. 58). Les diatomées *Melosira*, *Diatoma*, et la xanthophycée *Vaucheria* restent dominantes. Cependant, les genres *Melosira* et *Diatoma* disparaissent sur la station Cléron amont. Le genre *Cladophora* tend à augmenter sur les différentes stations où il est présent. Le genre *Rhizoclonium* prospère à Chenecey-Buillon où il passe de 15 % en C1 à 70 % en C2. Le genre *Nostoc* apparaît à Maisières-Notre-Dame (1 %). Il s'agit d'une cyanobactérie ubiquiste peu exigeante (Laplace-Treyture *et al.* 2014).

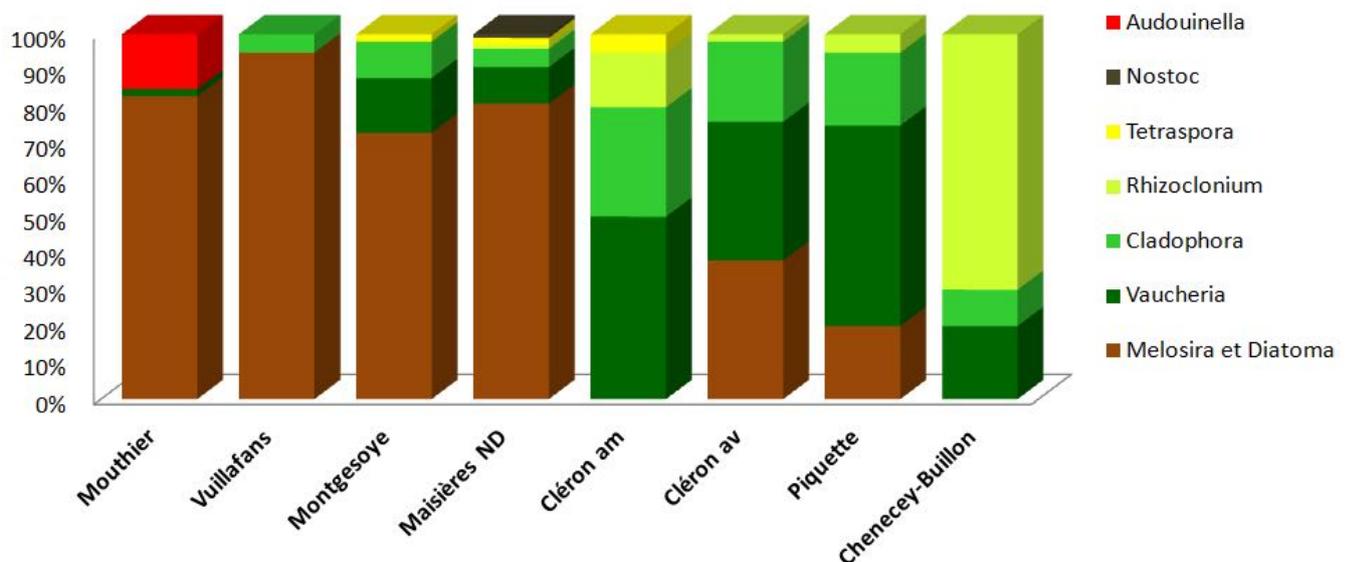


Figure 58. Composition des peuplement algaux de la Loue à la fin du mois d'avril 2017

Durant la troisième campagne, fin juin, le genre *Vaucheria* devient dominant au détriment des diatomées *Melosira* et *Diatoma*, ces dernières ayant disparu sauf à Mouthier (fig. 59). Le genre *Cladophora* tend à augmenter sur l'ensemble des stations, sauf à Chenecey-Buillon où il disparaît complètement. Le genre *Rhizoclonium*, davantage observé, augmente sur presque toutes les stations (sauf à Mouthier et à Cléron aval). Il est largement dominant à Chenecey-Buillon (95 %).

Sur Mouthier et Vuillafans, les genres d'algue rouge *Batrachospermum* et *Lemanea* affectionnant les eaux courantes, à température fraîche, peu tolérante aux excès de matière organique et de phosphore. Le genre *Audouinella* reste présent sur Mouthier avec un pourcentage qui augmente légèrement (15 % en C2 et 20 % en C3). Les genres *Nostoc* et *Tetraspora* restent présent sur les mêmes stations que pour C2, dans les mêmes proportions.

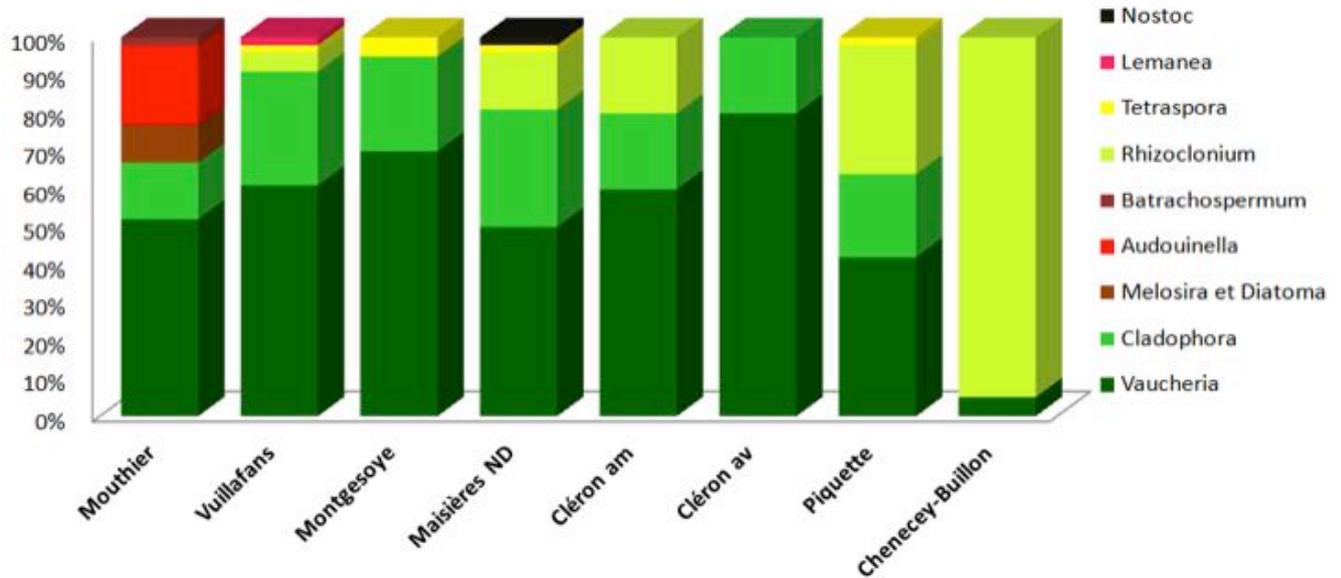


Figure 59. Composition des peuplement algaux de la Loue à la fin du mois de juin 2017

A la fin du mois de juillet, le taxon dominant reste *Vaucheria* avec des recouvrements de 55 à 95 % pour les stations allant de Mouthier à Cléron aval (fig. 60). Pour les deux stations les plus en aval, le genre *Rhizoclonium* domine largement (respectivement 85 % et 100 %). Cette algue est également présente sur les autres stations (sauf Mouthier) en quantité moindre.

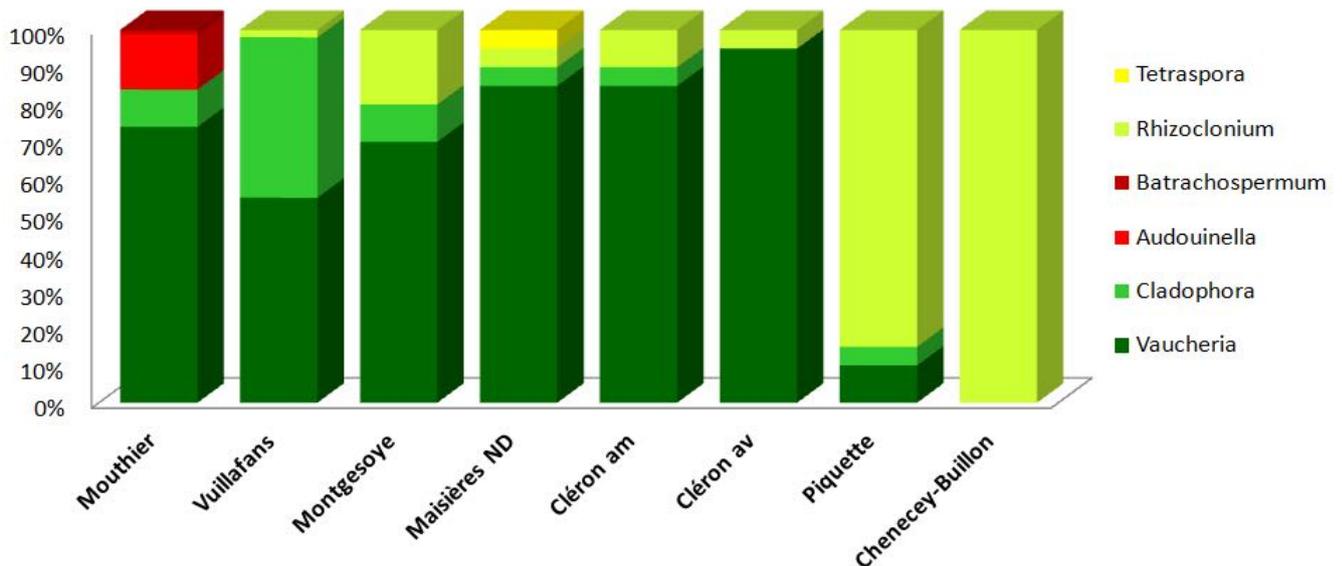


Figure 60. Composition des peuplement algaux de la Loue à la fin du mois de juillet 2017

Le genre *Cladophora* tend à diminuer au profit de *Vaucheria*, sauf à Vuillafans où il se maintient). Les algues rouges *Batrachospermum* et *Audouinella* diminuent à Mouthier. Le genre *Tetraspora* est plus abondant à Maisières mais disparaît des stations Piquette, Montgesoye et Vuillafans. Les genres *Nostoc*, *Lemanea*, *Melosira* et *Diatoma* ont disparu.

Début août, les colmatages algaux ont disparu sur la moitié des stations. Sur les 4 stations encore colmatées, les taux de recouvrement varient entre 2 % et 30 %. Le genre *Vaucheria* compose 98 % du peuplement à Mouthier, contre 55 % des stations de Vuillafans et de Cléron amont, qui abritent aussi 45 % de *Cladophora* (fig. 61). A Chenecey-Buillon, *Rhizoclonium* est toujours dominante (68 %).

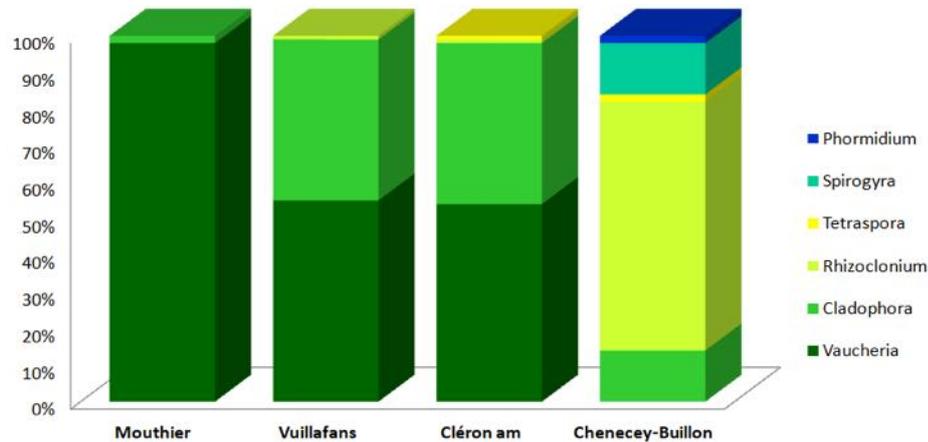


Figure 61. Composition des peuplement algaux de la Loue à la fin du mois de juin 2017

Sur cette station, 2 nouveaux genres apparaissent. Il s'agit de *Phormidium* (2 %), cyanobactérie euryèce, et de *Spirogyra* (14 %), algue verte affectionnant des conditions d'éclairage et de température élevée (20-25 °C) dans des eaux méso-eutrophes (Laplace-Treytore *et al.*, 2014). Sur la station de Chenecey-Buillon, les genres *Cladophora* (14 %) et *Tétraspore* (2 %) sont de nouveaux présents.

Au début du mois d'octobre, après une longue période d'étiage interrompue d'une petite période de pluie en septembre, les 2 stations amont retrouvent des fortes densités de diatomées (fig. 62). Les stations plus à l'aval sont ultra-dominées par des genres nitrophiles ou et tolérants des charges nutritives élevées : *Vaucheria* sur Montgesoye et sur Cléron aval, *Rhizoclonium* sur Notre Dame, Cléron amont et la Piquette, et *Spirogyra* sur Chenecey.

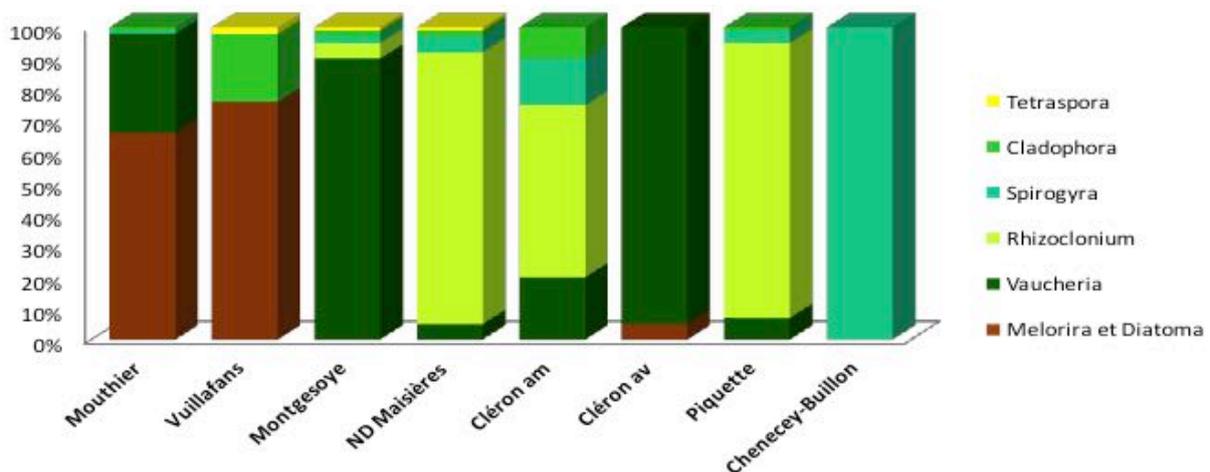


Figure 62. Composition des peuplement algaux de la Loue à la fin du mois de juin 2017

Variations de l'intensité des colmatages algaux en 2017

Le protocole mis en œuvre permet de suivre l'évolution de l'intensité des colmatages (fig. 63). Les modifications de la composition des peuplements s'accompagnent d'une tendance nette à l'extension du taux de recouvrement et à l'augmentation des biomasses algales à partir de la troisième campagne, c'est-à-dire après les crues des mois de mai et de juin.

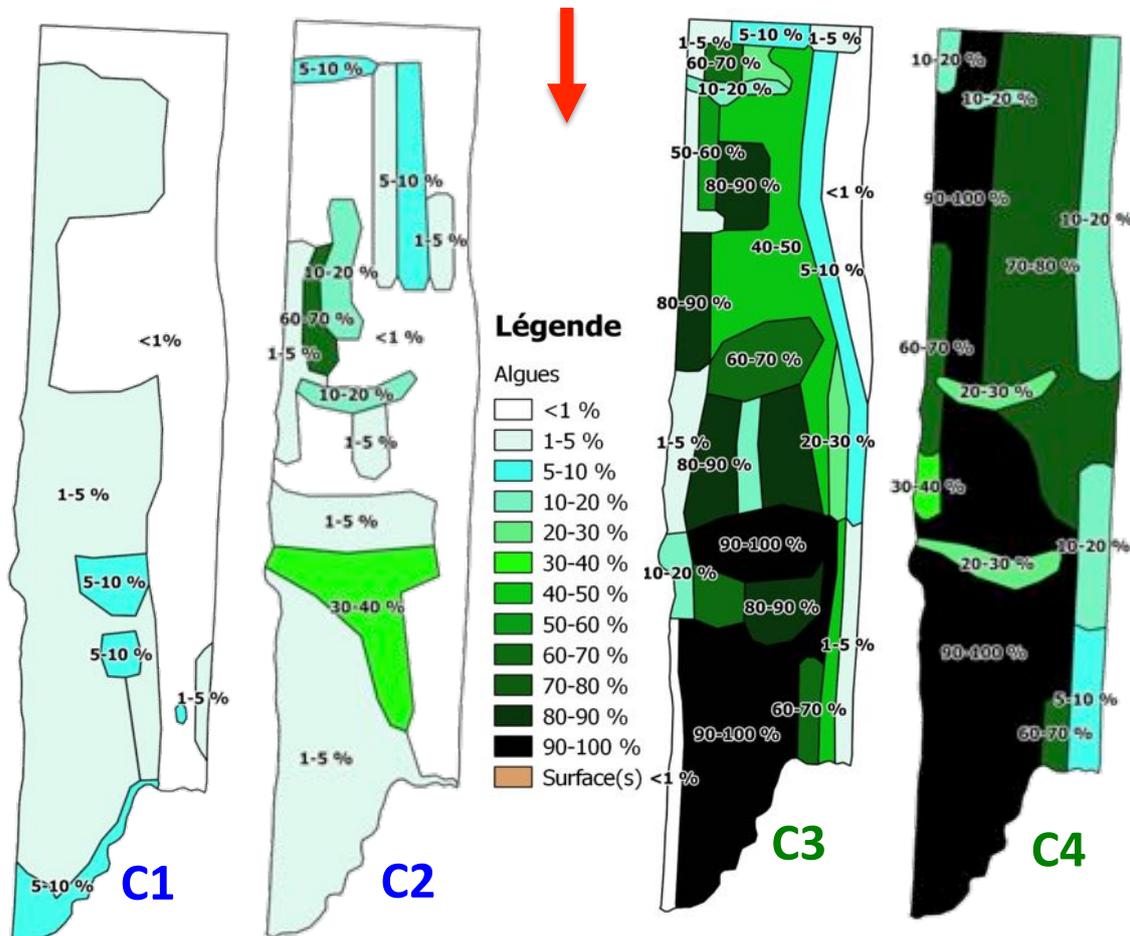


Figure 63. Evolution du taux de recouvrement surfacique de la station de la Piquette par des algues filamenteuses (cf. dates des campagnes C1 à C4, tab. 11)

Au début du mois d'avril, l'ensemble des stations, le recouvrement surfacique total des algues (ou taux de colmatage efficace) ne dépasse pas 32 % à Vuillafans, 21 % à l'aval de Cléron ni 10 % à Mouthier (fig. 64). Les biomasses accumulées durant cette période sont très faibles et ne dépassent 100 grammes / m² que sur la station de Cléron aval où elles restent faible modérées (fig. 65).

Durant la seconde campagne (fin avril), le taux de colmatage augmente notablement sur les deux stations les plus amont où le recouvrement total atteint 43 %, mais plus modérément sur les autres sites étudiés. Les biomasses algales restent modérées et ne dépassent 100 grammes / m² qu'à l'amont et à l'aval de Cléron.

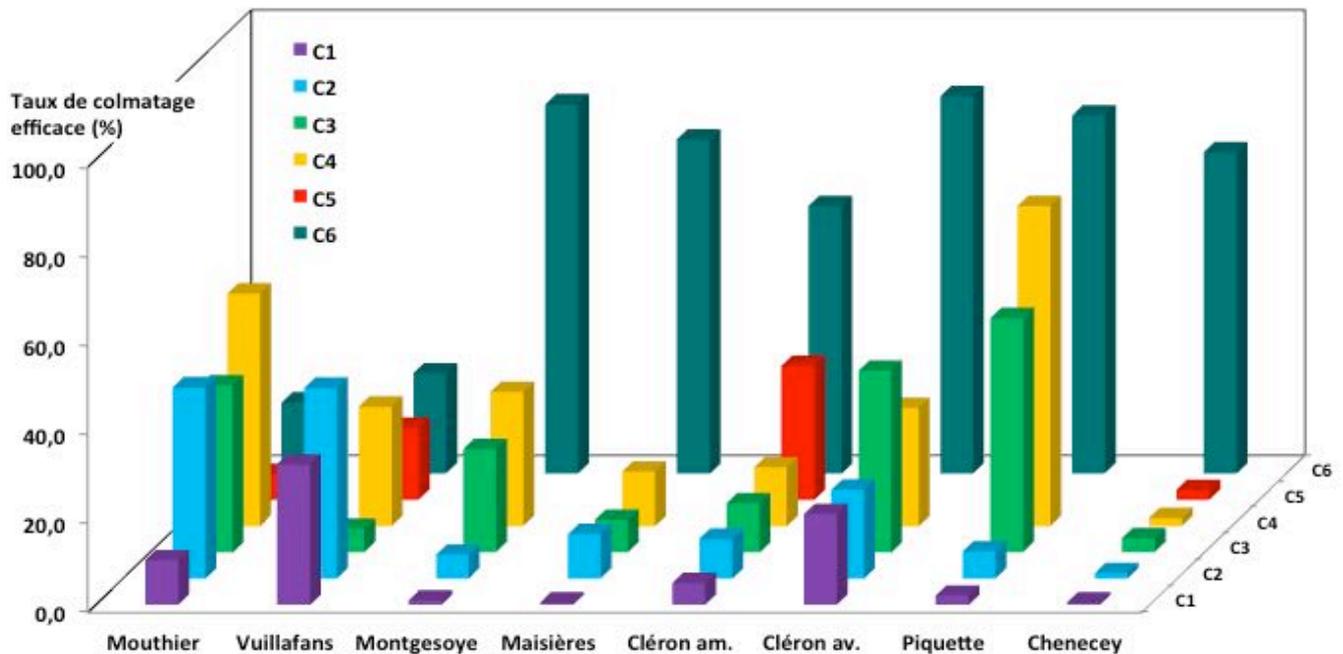


Figure 64. Evolution du taux de colmatage efficace par des algues filamenteuses de 8 stations jalonnant la Loue prospectées à 6 reprises entre début avril et début octobre 2017 (cf. dates des campagnes C1 à C6 dans le tableau 10)

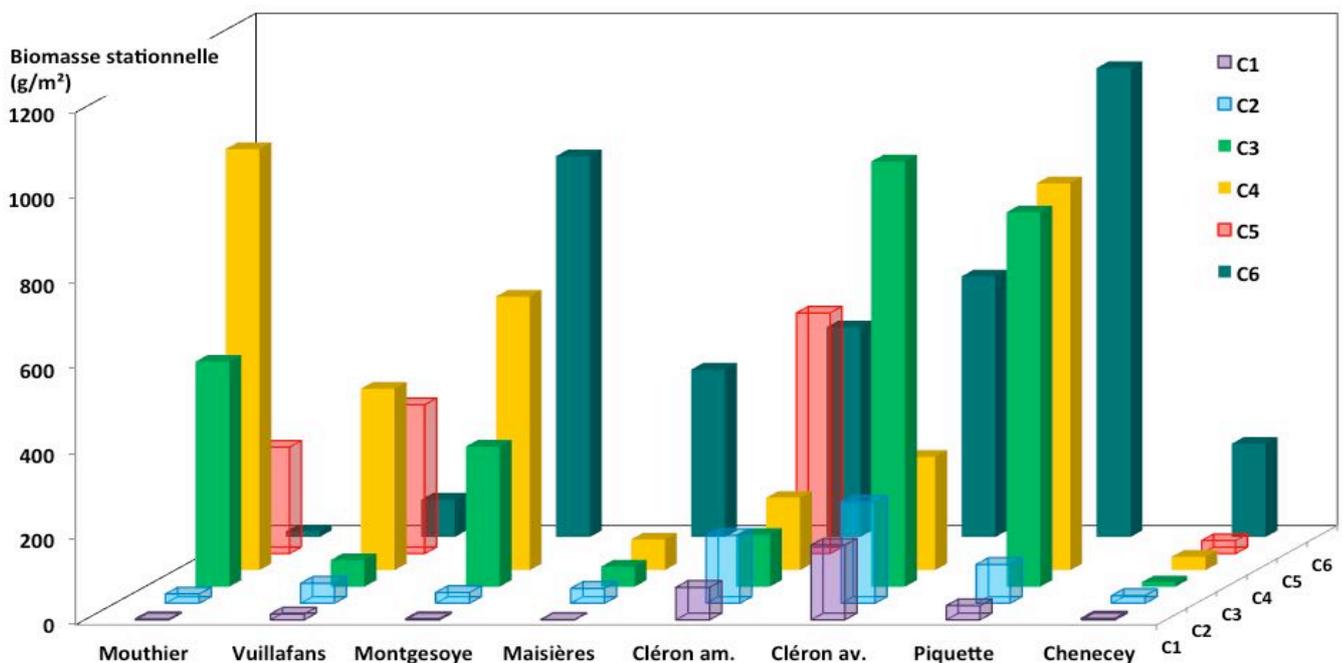


Figure 65. Evolution des biomasses d'algues filamenteuses de 8 stations jalonnant la Loue prospectées à 6 reprises entre début avril et début octobre 2017 (cf. dates des campagnes C1 à C6 dans le tableau 10)

En revanche, à partir de la 3^{ème} et surtout de la 4^{ème} campagne c'est-à-dire à partir de mi juin, les taux de colmatage augmentent plus nettement. Parallèlement, les biomasse dépassent 100 grammes / m² sur 5 puis sur 6 stations sur 8. Seules les stations de Maisières et de Chenecey demeurent peu affectées par ces colmatages.

Durant la campagne de début aout, les deux stations amont sont assez nettement colmatées, mais moins nettement que celle de Cléron amont. Les 5 autres stations ne sont pratiquement pas affectées.

En revanche en octobre, une nouvelle accumulation d'algues filamenteuses est constatée. Elle affecte préférentiellement les stations médianes et aval. Le taux de colmatage atteint ainsi 80 % de la surface de la station de Montegesoye et varie entre 60 et 85 % plus en aval. Les biomasses algales fraîches restent inférieures à 100 grammes / m² sur Mouthier et Vuillafans, mais fluctuent entre 200 et 1100 grammes / m² sur les 6 autres stations.

L'analyse des chronique de débits de la Loue indique que le développement plus net des colonies algales est observé après des crues advenant pendant la période des épandages agricoles sur les plateaux karstique du bassin versant (fig. 66). Ces crues pourraient donc apporter à la rivière des « bouffées » nutritive favorisant la pousse des algues.

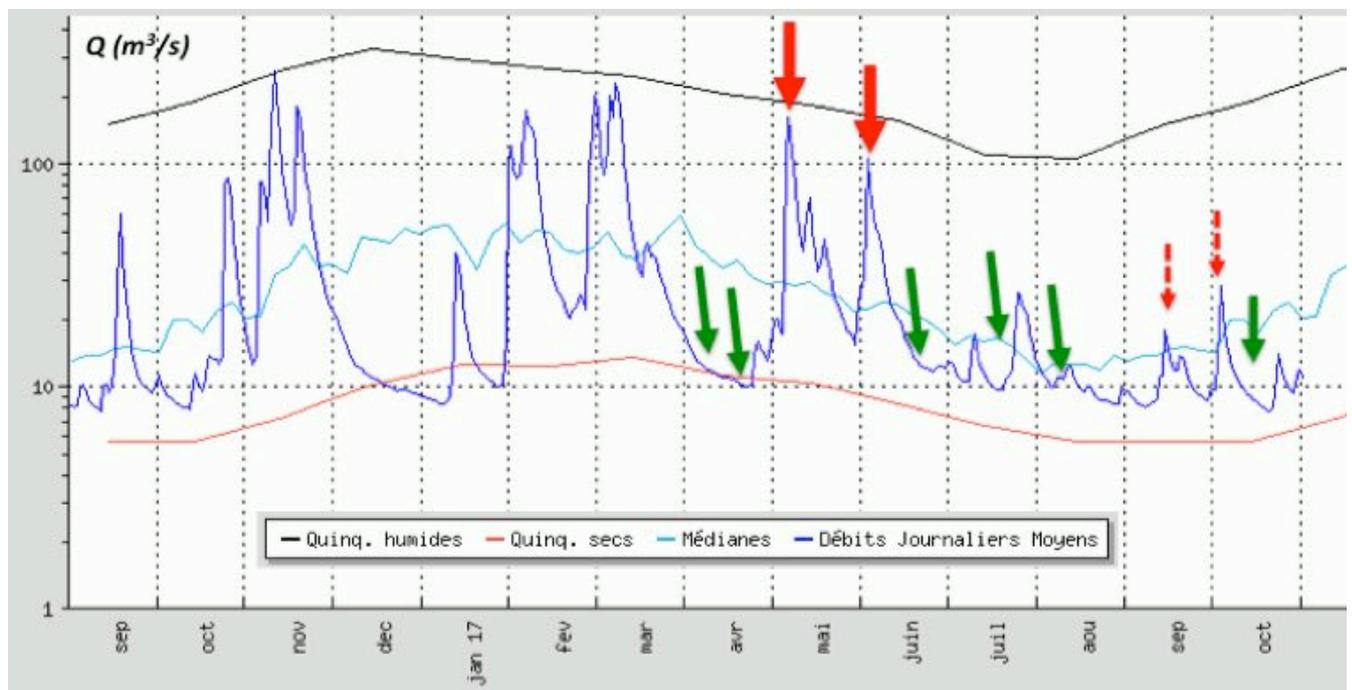


Figure 66. Chronique des débits de la Loue à Chenecey Buillon entre septembre 2016 et octobre 2018 ; les flèches vertes indique les dates des campagnes de prélèvement, les flèches rouges signalent les crues advenues en périodes d'épandage (en pointillé quand l'effet de lessivage reste à confirmer).

Cependant, la production des algues filamenteuses est aussi contrôlée par l'éclairement qui varie, station par station, en fonction de l'évolution saisonnière de la hauteur du soleil par rapport à la ripisylve et à l'orientation des différents sites. Parallèlement, les températures stationnelles n'entrent pas non plus au même moment dans les gammes les plus favorables à la plupart des algues filamenteuses.

Enfin, le rôle des consommateurs est aussi fondamental pour limiter l'accrétion de la biomasse algale en période d'étiage prolongé, ainsi que pour structurer les peuplements de producteurs et pour contrôler leur dynamique (Wallace & Webster 1996, Hillebrand 2002-2009, Fleeger et al. 2003). Selon la composition et la densité du macrobenthos, les colmatages induits par un même niveau de surcharge nutritive peuvent donc fortement varier.

Dans le cas de la Loue en 2017, les mesures réalisées à 4 reprises sur 4 stations ont montré que le taux de colmatage était anti-corrélé à la proportion de macroinvertébrés capable d'ingérer des algues filamenteuses y compris aux derniers stades de leur développement (fig. 67). Ces « macrophytophages » regroupent en particulier les gastéropodes comme les lymnées ou les ancyles, les crustacés comme les gammarés et les écrevisses, les larves d'éphémères pétricoles de grandes tailles comme les *Heptageniidae*. Le même type de relation avait déjà été mis en évidence par Malverti en 2011 sur les stations de la Piquette et de Cessey

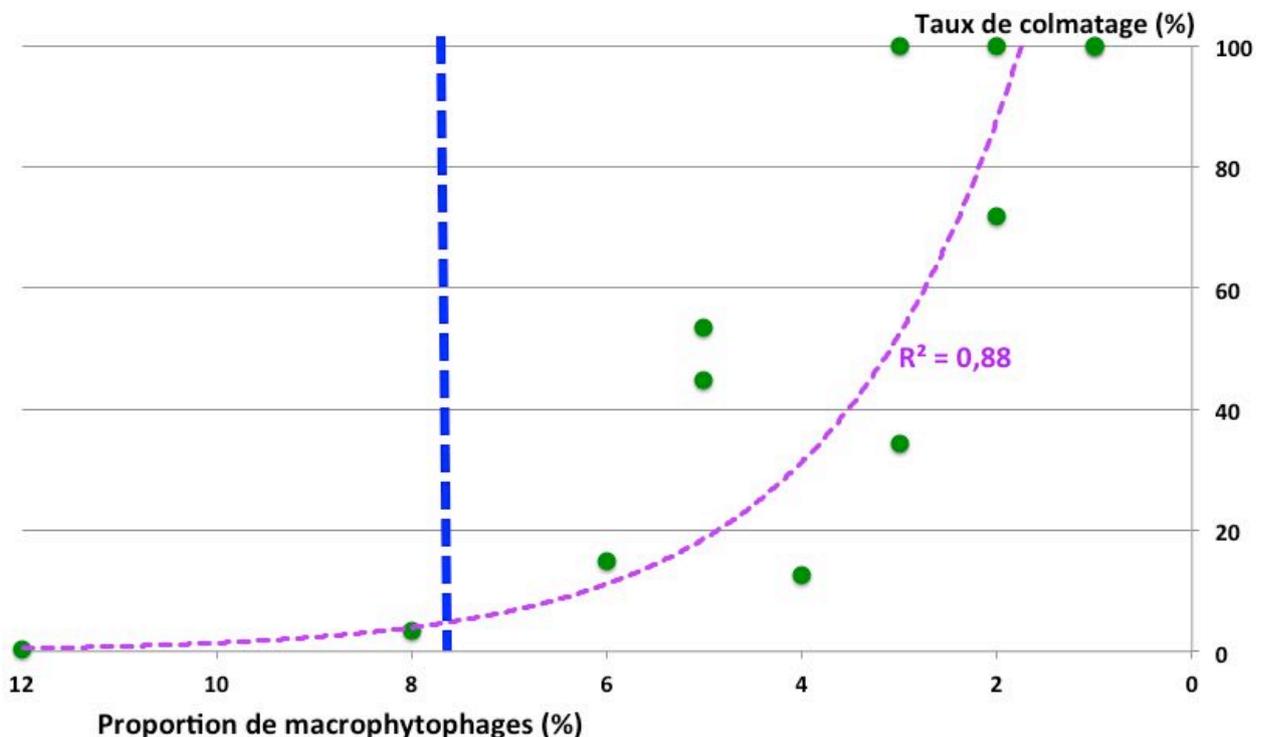


Figure 67. Comparaison de la proportion de macrophytophages (gastropodes, crustacés, grandes formes d'éphémères) avec le taux de colmatage mesurés à 4 reprises sur 4 stations jalonnant la Loue (Mouthier, Vuillafans, Amont Cléron et Chenecey)

Dans le cas de la Loue à l'aval de sa confluence avec le Lison, le hotu (*Chondrostoma nasus*) contribue aussi à réguler les biomasses algales. Ce poisson racleur de fond, se nourrit surtout de diatomée mais consomme aussi les autres sortes d'algues, y compris filamenteuses, durant les premières phases de leur développement. Les hotus sont particulièrement abondants et actifs sur la station de Chenecey durant les mois d'été (observation personnelle, François Degiorgi).

Evolution historique des colmatages algaux

La comparaison des valeurs obtenues à différentes époques avec le même protocole (Degiorgi *et al.* 2006) montre que les biomasses fraîches stationnelles maximales mesurés en 2017 était, selon les campagnes et les stations faibles à moyennes (tab. 11). Les séries de valeurs stationnelles maximales se situent entre celles de 2011 très élevées et celles mesurées en 2014 entre avril et septembre, elles mêmes plus réduites sans être négligeables.

Stations	D0 (km)	2017	2015	2014	2011	2008	2006
<i>Taux de recouvrement (%)</i>							
LOU02 Mouthier	5,4	52			80		
Lou02' Vuillafans	8,3	43					
LOU03 Montgesoye	17,0	83		21			
Lou4' Ornans am. Step	22,8			22		41	58
LOU04 Ornans (aval)	23,7			34	82	47	60
LOU05 ND Maisières	25,0	75		31			
LOU06 Amont Cléron		60					
LOU07 Aval Cléron	30,3	85	57				
LOU08 La Piquette	41,3	72	39	21			
Lou8' Rurey	45,0				90		
LOU09 Chenecey	54,4	72	24	20			
LOU10 Cessey	58,9		11	30			
<i>Biomasse fraîche stationnelle (maximale intersaisonnière) g m⁻²</i>							
LOU02 Mouthier	5,4	986			3079		
Lou02' Vuillafans		425					
LOU03 Montgesoye	17,0	641		21			
Lou4' Ornans am. Step	22,8			92		805	1180
LOU04 Ornans (aval)	23,7			397	1465	780	840
LOU05 ND Maisières	25,0	393		288			
LOU06 Amont Cléron		564					
LOU07 Aval Cléron	30,3	996	453				
LOU08 La Piquette	41,3	906	610	19			
Lou8' Rurey	45,0				1473		
LOU09 Chenecey	54,4	219	305	27			
LOU10 Cessey	58,9		30	20			

Tableau 11. Valeurs maximales intersaisonnières des taux de recouvrement et des biomasses fraîches stationnelles d'algue filamenteuse mesurés à différentes occasions sur les fonds de la Loue à l'aide du protocole standard (Degiorgi *et al.* 2006)

Sources : 2017, 2015 et 2014 = présent programme 2011 = Eaux Continentales (2012)
2008 = Vacelet (2008) 2006 = Frossard (2006)

Sur 75 % des situations analysées, les taux maximaux de recouvrement surfacique stationnel observés dépassent largement les 30 % considérés comme la limite de nuisance pour les cours d'eau à truite (Biggs 2000). Parallèlement, 85 % des valeurs de biomasses stationnelles fraîches dépassent la valeur seuil de 50 g/m² qui indique un net déséquilibre trophique et même le seuil de 100 g/m² qui signe le début des nuisances nette du colmatage algal sur la faune aquatique.

Au sein de cette série de données chronologiques, la comparaison des années 2011 et 2017 est riche d'enseignement. Sur le plan hydrologique, les deux années sont similaires et paraissent *a priori* très favorables à l'accumulation de biomasse algale. En effet, elles ont été marquées toutes deux par une succession de crues hivernales lessivantes, puis par des petites crues printanières et estivales modérées, séparées de périodes d'étiages prolongés, sous des ciels clairs et lumineux.

Or, à charge nutritive égale, l'expression des colmatages algaux dépend pour partie du régime hydrologique puisque les pics de biomasses sont observés à l'issue d'une période stable, par accroissement lent (Biggs 2000). D'après Frossard et al. (2014), l'importance des apports de nutriment par lessivage et le taux d'ensoleillement déterminent alors la vitesse et l'intensité de ces accroissements.

Les différences sensibles observées entre les biomasses stationnelles maximales respectives de 2011 et de 2014, en particulier au printemps, pourraient donc s'expliquer soit par des différences de surcharge nutritive, soit par des différences de densité des macrophytophages (Walace & Webster 1996, Hillebrand 2002-2009, Fleeger et al. 2003). Si la deuxième hypothèse s'avérait, l'écart d'intensité de colmatage entre les deux stations inclinerait à suspecter des contaminations par des biocides plus accentuées en 2011 qu'en 2017.

Enfin, une partie des données obtenues ces 10 dernières années peut être comparée avec des valeurs historiques enregistrées par Verneaux & Vergon, (1974) ou par Vergon (1990). Il s'agit uniquement des valeurs maximales intra-stationnelles de biomasses c'est-à-dire pour chaque station, de la biomasse récoltées sur la placette la plus densément colmatée. En effet, avant 1992, les prélèvements n'étaient effectués qu'aux points les plus chargés en algues filamenteuses.

Cette comparaison semble indiquer une baisse nette, depuis 1989, des pics « ponctuels » de biomasse algale dans la partie aval de la Moyenne-Loue (tab. 12). Cependant, la significativité statistique de cette tendance n'est pas avérée puisque les mesures des années antérieures à l'élaboration du protocole standard n'étaient pas accompagnées de réplicats permettant de tester leur significativité.

En outre, cette approche montre que, en dehors de valeurs extrêmes mesurées à Chenecey et à Cessey en 1972, les valeurs « ponctuelles » maximales, comprises entre 1500 et 5000 g m⁻², restent du même ordre aux différentes époques. A *contrario*, en 1972 et en 1989, l'amont immédiat et l'aval lointain d'Ornans n'étaient pas ou peu colmatés par les algues filamenteuses.

Stations	D0 (km)	2017	2015	2014	2008	2006	1998	1989	1972
Source	0,1								4000
Mouthier	5,4	3140						1900	5200
Vuillafans		2060							
Montgesoye	17	3100		2340			904	0	
Ornans am. Step	22,8			3160	3766	3260	677	2300	200
Ornans (aval)	23,7			3500	2312	3400	5030	2600	
ND Maisières	25	2620		4880			3795	100	600
Amont Cléron	28,8	2820						100	300
Aval Cléron	30,3	5360	3738						
La Piquette	41,3	3000	2460	1540			960	1900	3500
Rurey	45						607		
Chenecey	54,4	1600	2260	2580				8500	30000
Cessey	58,9			2360				1800	30800

Tableau 12. Valeurs maximales de la biomasse fraîche stationnelle d'algues filamenteuses mesurée sur une placette à différentes occasions sur les fonds de la Loue ; avant 2006, une seule valeur était mesurée, en choisissant empiriquement la zone de colmatage maximal

Sources : 2017, 2015 et 2014 = présente étude 2008 = Vacelet (2008)
 2006 = Frossard (2006) 1998 = Décourcière et Martin (1998)
 1989 = Vergon (1990) 1972 = Verneaux et Vergon (1974)

3.4. Conclusions et perspectives sur les colmatages végétaux

Bilan sur la structures des peuplements végétaux de la Loue

L'analyse de la structure et de la dynamique des proliférations végétales dans la Loue montre que cette rivière subit un dérèglement trophique depuis plusieurs années. La structure des peuplements de macrophytes aquatiques reflète l'influence d'une surcharge trophique bénéficiant surtout aux espèces tolérantes. Lorsque l'hydroclimat est favorable, c'est à dire en période de débit stabilisé entrecoupé de petites crues lessivantes, les fonds de la Loue se couvrent d'algue filamenteuses.

Si l'étiage perdure, le taux de recouvrement algal dépasse fréquemment 50 % et peut atteindre 100 %. L'épaisseur et la densité de ces colmatages varient en revanche fortement d'un site à l'autre, et même sur un même site d'une saison et d'une année à l'autre.

Par rapport aux données anciennes (années 1970 et 1980), les valeurs ponctuelles maximales des biomasses fraîches mesurées entre 2006 et 2017 ont très nettement diminué dans la partie aval du domaine d'étude. Cette réduction des pics localisés de l'accroissement des algues filamenteuses pourrait être liée à la réduction drastique des teneurs en phosphate dans l'eau.

En revanche les valeurs de biomasses maximales ponctuelles restent du même ordre, voire ont fortement augmenté dans les parties apicales et médianes de la Loue, selon les sites considérés et leur distance à la source ainsi que dans le secteur d'Ornans. La réduction des concentrations en phosphore soluble ne suffit donc pas à juguler les colmatages algaux sur l'intégralité du cours des Haute et Moyenne-Loue.

En 2017 les biomasses stationnelles d'algues filamenteuses ont été faibles en tout début de printemps, mais plus intense en milieu et en fin de période chaude. Ces tendances peuvent être expliquées par deux processus qui sont ici concomitants :

1. Des flux de nutriments en excès, en particulier azoté, parviennent dans la Loue en de multiples points, via des arrivées karstiques, à l'occasion de crues « lessivantes ». *A contrario*, lors des périodes d'étiage, la rivière réalise une autoépuration des nutriments qui se traduit par des productions algales plus ou moins denses selon les périodes et les secteurs.
2. L'importance et la permanence de ces colmatages sont contrôlées par des macrophytophages (mollusques, crustacés, grandes éphémères...). Leur abondance et leur efficacité de broutage dépendent de la fréquence et l'intensité des contaminations par des substances exerçant sur eux des effets inhibiteurs ou toxiques. Parallèlement, la Loue à l'aval de Chenecey, dont le lit majeur partiellement occupé par des cultures céréalières, est aussi contaminée par des herbicides susceptibles de modifier les structures des peuplements végétaux.

Rôle des excès de nutriments et en particulier d'azote

Dans l'hypothèse ou le processus 1 serait dominant, les excès azotés mesurés dans la Loue, modérés mais permanents dans le temps et quasi-généralisés dans l'espace, pourraient constituer à la fois un témoin de lessivage et de transfert d'intrants agricoles comme des pesticides ou des herbicides ET un **facteur de causalité directe des proliférations végétales**.

En effet, des auteurs nord-américains montrent que les dépassements de seuils de concentrations en azote relativement faibles sont eux aussi susceptibles de se traduire par des production ou des accumulations de biomasses primaires intempestives, indépendamment des valeurs en phosphore. D'après ces auteurs, les seuils de concentration en azote total au dessus desquels les biomasses végétales s'accroissent notablement sont nettement plus bas que les 10 mg/L de nitrates (soit 2,26 m/L d'azote total) indiqué par la DCE comme le seuil supérieur du « bon état écologique » pour ce paramètre.

Ainsi Lohman et al. (1992), comme Dodds et al. (1997), montrent que les biomasses d'algues benthiques augmentent lorsque que la concentration en azote total dépasse **0,35 mg/L** dans les rivières nord-américaines. Pour un ensemble de rivière plus large, prenant en compte aussi une analyse de la littérature internationale, ce seuil est porté à **0,54 mg/L** par Dodds et al., (2002-2006).

Chambers et al. 2012 déclinent cette approche pour proposer des valeurs maximales optimales d'azote total variant selon les éco-régions canadiennes de **0,35 mg/L** pour les rivières montagneuse à **1,09 mg/L** pour les prairies de l'Est. Dans la même optique, le seuil de valeur optimale « chronique » de la concentration en azote total promulgué par l'US EPA pour les rivières des régions pré-montagneuse des Etats-Unis consacrant à la production laitière est fixé à **0,54 mg/L** (US EPA 2000).

Toutefois, selon Dodds et al. (2002), la déclinaison régionale des valeurs seuils de teneur en nutriment ne distingue pas assez les effets anthropiques des variations naturelles. Parallèlement, des différences d'effets pour une même concentration peuvent être induites, y compris dans une même « éco-région », par des capacités biogène qui varient, en particulier, selon le type et la productivité naturelle des cours d'eau (Nisbet et Verneaux 1978, Chambers et al. 2012). Suivant ce point de vue, des niveaux de production secondaire différents se traduiraient par des pressions de broutage plus ou moins importantes sur les algues benthiques (cf. ci-dessous).

Plus récemment, des auteurs européens ont aussi attiré l'attention de la communauté scientifique sur les risques « d'eutrophisation » engendrés par l'azote dès que sa concentration totale dépasse **0,5 mg/L** (Grizetti et al. 2011). Pour des gammes de valeurs plus fortes, Azevedo et al. (2015) indiquent que les effets nocifs directs et indirects sur la faune benthique de l'azote en excès en conditions modérément ou faiblement phosphorés peuvent s'avérer plus accentués que ceux des fortes valeurs de phosphore en conditions faiblement azotées.

Selon Mac Allister et al. 2016 les cyanobactéries du genre *Phormidium* (dont on trouve plusieurs espèces dans les fond de la Loue, cf. partie phytobenthos) prolifèrent et couvrent plus de 60 % de la surface des rivières néozélandaises lorsque les teneurs en phosphore sont très faible ($< 10 \mu\text{g/L}$) et que les teneurs en azote totale dépasse $0,5 \text{ mg/L}$. Dans de telles conditions, plusieurs espèces de *Phormidium* sont en outre susceptibles de produire des toxines. Les tapis noirâtres de *Phormidium* photographiés par les auteurs font penser aux fonds de la Loue en 2009 et 2010.

Les effets des excès même modérés d'azote sur les proliférations ou et les accumulations de biomasses d'algues filamenteuses benthiques en cours d'eau y compris en condition faiblement phosphoré s'expliquent par les valeurs du rapport C/N/P qui les caractérisent. En effet, ces proportions, qui valent en moyenne 106/16/1 (« *Redfield ratio* ») pour les espèces unicellulaires phytoplanctoniques, dépassent 550/30/1 (« *Atkinson ratio* ») pour la moyenne des espèces coloniales benthiques (Duarte et al. 1996, Baird et Middleton 2004).

Dans le cas de *Spirogyra fluviatiles*, par exemple, ce rapport atteint même 1800/87/1 (TOWNSEND et al. 2008). Selon ces auteurs, dans la plupart des cas, c'est l'azote qui est limitant pour la production des algues benthiques. Dans le cas de la Loue, ce sont justement les algues filamenteuses appartenant aux genres les plus nitrophiles, comme *Vaucheria*, *Spirogyra* ou *Rhizoclonium* qui dominent les biomasses au moment des pics de colmatage.

Ces observations justifient la nécessité, soulignée par de nombreux auteurs, de **réduire aussi bien l'azote que le phosphore** pour juguler les proliférations végétales (Tank & Dodds 2003, Grizetti et al. 2011, Azevedo et al. 2015, Dalton et al. 2015). Selon ces auteurs, les **seuils d'azote total** en dessus desquels les biomasses d'algues benthiques augmente de façon intempestive, y compris pour des teneurs en phosphore inférieures à $0,050 \text{ mg/L}$, varient **entre 0,5 à 1,0 mg/L**,

Rôle des consommateurs et en particulier des macrophytophages

Dans l'hypothèse ou le processus 2 serait dominant, la production supplémentaire de biomasse végétale induite par les excès en nutriments (N et P) ainsi que par l'augmentation des teneurs en bicarbonate s'accumulerait aussi ou d'avantage ou surtout parce qu'elle ne serait pas suffisamment consommée. Ce mécanisme serait lui même dû à l'inhibition du broutage ou et à la réduction de l'abondance des organismes macrophytophages benthique.

De nombreux auteurs montrent en effet que le rôle des macroinvertébrés herbivore (« graders») est tout aussi déterminant que la limitation des teneurs en nutriments pour contrôler la biomasse végétale (Walace & Webster 1996, Hillebrand 2002-2009, Fleeger et al. 2003). En effet, dans la plupart des investigations prises en compte, l'éradication des consommateurs primaires ou l'inhibition du broutage se traduisent par une augmentation nette des biomasses primaires.

Ainsi, au Canada, dans un cours d'eau à salmonidé de grande taille, la pulvérisation de DDT sur le bassin forestier, en faisant disparaître une grande partie des insectes, a provoqué l'augmentation notoire de la biomasse d'algues benthiques (Ide 1967). De la même façon l'application expérimentale de temephos dans un petit cours d'eau de tête de bassin par Yasuno *et al.* (1987) s'est traduite par la disparition ou la réduction drastique et durable de l'abondance de la plupart des larves d'insecte puis par un « bloom » algal. Inversement, la recolonisation progressive par le benthos a été suivie de la réduction des biomasses algales.

Dans des cours d'eau de montagne de plus grande taille, des applications uniques mais massives de malathion entraînent l'augmentation de la biomasse d'algue benthique en réduisant la densité des larves d'insecte, que ce soit avec ou sans enrichissement par des nutriments (C, N, P). En revanche, les enrichissements en nutriments sans ajout d'insecticide se traduisent par une augmentation de la densité des larves d'insectes mais pas de la biomasse algale.

En mésocosme, Boyle *et al.* (1996) observent que des contaminations ponctuelles de 10 ppb de Diflubenzuron provoquent la régression de l'abondance des macroinvertébrés brouteurs et un accroissement simultané des biomasses algales. Dans cette expérience, les teneurs en insecticide sont réduites à quelques 10^{ème} de ppb quelques jours après chaque traitement.

Suivant un autre plan d'expérience, la mise en contact de larve d'éphéméroptère appartenant à l'espèce *Epeorus longimanus* avec une solution d'1 µg/L d'imidaclopride pendant 24 heures inhibe ensuite leur faculté d'ingérer des algues pendant 4 jours (Alexander *et al.* 2007). Pour mémoire, la Loue héberge une espèce d'*Epeorus* algophage tandis que l'imidaclopride est utilisé dans son bassin versant.

Dans des mésocosmes composés de fluviariums, Rasmussen *et al.* (2008) ont testé l'effet d'une très courte exposition d'un gammare, d'un plécoptère, d'un éphéméroptère et d'un mollusque rhéophile à une concentration de 0,1 µg/L de lambda-cyhalothrine (un pyréthrianoïde proche de ceux qui ont été retrouvés dans les sédiments de la Loue lors des campagnes d'analyses menées de 2014 à 2015). Cette exposition de 90 minutes s'est traduite au bout de 10 jours par un accroissement significatif de la biomasse algale des chenaux accueillant les macroinvertébrés exposés par rapport aux témoins.

Dans le cas de la Loue, des contaminations hétérogènes et discontinues, mais fréquentes et récurrentes des sédiments et des MES en différents pesticides ont pu être mises en évidence (cf. volets « contaminations » de la présente étude). Il est donc probable que les macrophytophages, particulièrement sensibles aux insecticides et autres biocides décelés, subissent par moments et par endroits, des baisses drastiques de leur abondance ou / et de leur efficacité de broutage.

Orientation de la recherche des causes des colmatages végétaux

En résumé, dans la Loue, la nature et la dynamique des colmatages végétaux, irréguliers et intermittents, mais fréquents et persistants, montrent qu'ils résultent de **deux processus** agissant **en synergie** :

1. La surcharge modérée mais continue en azote total, probablement accrue et accompagnée d'apport phosphoré en excès au moment des crues lessivantes favorise la pousse, pendant les phases d'étiage prolongé, d'algues nitrophiles, ainsi que la densification des herbiers de renoncules sur la partie aval. Il est probable que l'augmentation du taux de bicarbonates dissous mesurés dans la Loue depuis une trentaine d'années amplifie ce phénomène de production.
2. Des contaminations discontinues, diffuses et hétérogènes en divers biocides dont plusieurs insecticides brident la consommation des végétaux aquatiques en réduisant la densité ou / et l'activité des macroinvertébrés macrophytophages. Selon les périodes et les sites, ces pollutions déclenchent ou amplifient la fréquence et l'intensité des colmatages végétaux.

Les mesures des flux de contaminants issus des sols agricoles et l'inventaire des pressions anthropiques exercées sur le bassin versant qui sont réalisés en parallèle vont permettre de proposer des hypothèses argumentées pour faire le lien entre ces 2 séries de contaminations et les activités humaines qui en sont la source. Des principes de traitement des causes des colmatages algaux en seront déduits.

Enfin, ces principes d'orientation de la recherche des causes des colmatages algaux, puis des modalités de remédiation à ce syndrome pernicieux sont transposables à la plupart des rivières karstiques comtoises. En effet leurs niveaux de surcharge nutritives sont comparables, tandis que la dynamique de colmatage végétal y est similaire à celle qui a été caractérisée sur la Loue.

Proposition de suivi des effets des actions de remédiation

Pour pouvoir suivre l'efficacité des mesures de dépollution du bassin versant de la Loue qui seront prises, il sera nécessaire de disposer d'un outil permettant d'interpréter la variation spatio-temporelle des biomasses algales. En effet, des gammes de concentrations nutritives similaires peuvent se traduire par des colmatages d'intensités différentes, dans un même site et pour des séquences hydroclimatiques similaires selon l'efficacité du broutage par les macro-invertébrés.

Aussi, pour pouvoir interpréter les résultats du suivi en semi-continu de la qualité nutritive de l'eau mené par le BRGM et le CD25, nous proposons d'étudier conjointement la dynamique des colmatages algaux et l'évolution annuelle de la structure des biocénoses benthiques. Ces investigations permettront aussi de détecter l'existence éventuelle et dans ce cas l'intensité d'autres types de contaminations. Elles devront être menées sur au moins 6 stations suivies annuellement à au moins 4 reprises pour les algues et idéalement à 2 reprises pour le benthos, à l'aide d'une méthode quantitative comme le MAG20.

3.5. Bibliographie sur les algues et les colmatages végétaux

- Alexander A. C., Culp J. M., Liber K., Cessna J. R., 2007. Effects of insecticide exposure on feeding inhibition in mayflies and oligochaetes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26 (8): 1726-1732.
- Allogho Ondo F., Rota T., 2014. *Causes et conséquences du colmatage des fonds de la rivière Loue, Haute et Moyenne par les algues filamenteuses. Impact écotoxicologique des sédiments de la Haute Loue*. Mémoire de Master 2 QUEST., Université de Franche-Comté, 81 p. + annexes.
- Badot P.M., Degiorgi F., 2014. Étude de l'état de santé des rivières karstiques en relation avec les pressions anthropiques sur leurs bassins versants : atelier Loue/Lison 2012-2013. Université de Franche-Comté, 58 p.+ annexes
- Bailly G., Vadam J.C., Vergon J.P. 2004. Guide pratique d'identification des bryophytes aquatiques. ISBN : 2-11-095214-8. 156 p.
- Baird E. B., Middleton J. H., 2004. On relating physical limits to the carbon: nitrogen ratio of unicellular algae and benthic plants, *Journal of Marine Systems*, 49: 169–175.
- Bonnard R., Michon A., 1981. Les groupements de macrophytes aquatiques de la Loue. *Annals Limnology* : 105-120.
- Boyle P. T., Faichild J. F., Robinson-Wilson, Haverland P.S., Leb J. A., 1996. Ecological restructuring in experimental aquatic mesocosms due to the application of diflufenzuron. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15: 1806-1814.
- Brechet O., 1990. Incidence des proliférations algales sur l'habitabilité des substrats d'eau courante, *Rapp. DESS Univ. Fr. Comt.*, 58 p.
- Brock T. C. M., Roijackers R. M. M., Rollon R., Bransen F., Van der Heyden L., 1995 . Effects of nutrient loading and insecticide application on the ecology of *Elodea*-dominated fresh-water microcosms II. Responses of macrophytes, periphyton and macroinvertebrate grazers. *Arch. Hydrobiol.*, 134: 53-74.
- Chambers P. A., Mc Goldrick D. J., Brua R. B., Vis C., Culp J. M., Benoy G. A., 2012. Development of environmental thresholds for nitrogen and phosphorus in streams. *J Environ Qual*, 41(1):7-20.
- Contrat de rivière Loue, 2013. Etude bilan, évaluation et perspectives du contrat de rivière Loue. 87 p.
- Correll D. L., 1999. Phosphorus: A Rate Limiting Nutrient in Surface Waters. *Poultry Sci*. 78: 674-682.
- Dawson F.H., 1976. The annual production of the aquatic macrophyte *Ranunculus penicillatus* var. *calcareus*. C.D.K. Cook. *Aquat. Bot.*: 51-73.
- Dawson F.H., Kern-Hansen U., 1979. The effect of natural and artificial shade on the macrophytes of lowland streams and the use of shade as a management technique. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiologie*: 437-455.
- Dawson F.H., Castellano E., Ladle M., 1978. Concept of species succession in relation to river vegetation and management. *Limnology*: 1429-1434.
- Dalton R. L., Boutin C., Pick F. R., 2015. Determining in situ periphyton community responses to nutrient and atrazine gradients via pigment analysis. *Sc. Tot. Environ.*, 515–516 : 70-82.
- De Lange H. J., Sperber V., Peeters E. T., 2006. Avoidance of polycyclic aromatic hydrocarbon-contaminated sediments by the freshwater invertebrates *Gammarus pulex* and *Asellus aquaticus*. *Environ Toxicol Chem*, 25(2): 452-7.
- Decamps A., Poupenev A., 2013. Caractérisation de l'état de santé de la Loue dans le secteur d'Ornans et recherche des causes d'altération. Mémoire de Master 2 QUEST. 77p + annexes.
- Decouciere H., Martin B., 1998. Situation typologique et qualité écologique actuelles de l'hydrosystème Haute-Loue, Mémoire de DESS « Eaux continentales », 41p + annexes..

- Degiorgi F, Vergon J. P., Periat G., 2006. Protocole standard de mesures des colmatages algaux. Note technique. *LBE de l'UFC, DIREN FC., Teleos-Suisse*. 4p. <http://teleos.info/images/ProtocAlgV2.pdf>
- DIREN FC, 1997. Qualité des eaux superficielles. Bassin de la Loue. Direction Régionale de l'Environnement de la Franche-Comté 94p.
- Dodds W. K., 2003. The role of periphyton in phosphorus retention in shallow freshwater aquatic system, *Journal of Phycology*, Vol. 39, Issue 5, 840p.
- Dodds, W. K., V. H. Smith, and K. Lohman. 2002. Nitrogen and phosphorus relationships to benthic algal biomass in temperate streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59:865–874.
- Dodds, W. K., V. H. Smith, and K. Lohman. 2006. *Erratum*: Nitrogen and phosphorus relationships to benthic algal biomass in temperate streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63:1190–1191.
- Dodds, W. K., V. H. Smith, and B. Zander. 1997. Developing nutrient targets to control benthic chlorophyll levels in streams: A case study of the Clark Fork River. *Water Res.* 31:1738–1750. doi:10.1016/S0043-1354(96)00389-2
- Dodds, W. K., and E. B. Welch. 2000. Establishing nutrient criteria in streams. *J. North Am. Benthol. Soc.* 19:186–196. doi:10.2307/1468291
- Duarte C. M., 1992. Nutrient concentration of aquatic plants: patterns across species. *Limnology and Oceanography*, 37: 882–889.
- Dreyfuss M., 1967. Observations faites en 1966 vers le confluent de la Loue et du Doubs. *Bull. Soc. Hist. Nat. Doubs*, 69, 1 : 19-20.
- Friberg-Jensen U., Wendt-Rasch L., Woin P., Christoffersen K., 2003. Effects of the pyrethroid insecticide, cypermethrin, on a freshwater community studied under field conditions. I. Direct and indirect effects on abundance measures of organisms at different trophic levels. *Aquatic Toxicology*, 63: 357-371.
- Flynn N.J., Snook D.L., Wade A.J., Jarvie H.P., 2002. Macrophyte and periphyton dynamics in a UK Cretaceous chalk stream: the River Kennet, a tributary of the Thames. *The Science of the Total Environment*: 143-157.
- Fleeger J. W., Carmana K. R., Nisbet R. M., 2003. Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. *The Science of the Total Environment*, 317: 207-233.
- Frontier, 1983. Stratégies d'échantillonnage en écologie. Les presses de l'université laval - québec. Ed. Masson. 492 p.
- Frossard V., 2006. Etude des proliférations algales sur la Loue. *SMIX Loue*, Mémoire de 2^e année de Master QTBEV, Université de Franche-Comté, 60 p. + annexes.
- Frossard V., Versanne-Janodet S., Aleya L., 2014. Factors supporting harmful macroalgal blooms in flowing waters: a 2-year study in the Lower Ain River. *Harmful Algae* 33: 19- 28.
- Grasmück N., 1994. La végétation aquatique des cours d'eau de Lorraine : typologie floristique et écologique. Contribution à l'étude de l'autoécologie des espèces de la flore aquatique lorraine. Thèse de doctorat. Science vie. Université de Metz. 219 p.
- Grizzetti, B., Bouraoui, F., Billen, G., van Grinsven, H. J. M., Cardoso, A. C., Thieu, V., Garnier, J., Curtis, C., Howarth, R. W., and Jones, P. (2011). Nitrogen as a threat to European water quality. In "European nitrogen assessment" (M. A. Sutton, C. M. Howard, J. W. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, H. J. M. Van Grinsven and B. Grizzetti, eds.), pp. 379-404. Cambridge University Press.
- Guimard N., Mazzarino S., 2003. Proliférations des algues macroscopiques et des végétaux aquatiques en Franche Comté en 2003. Mémoire de 2^e année de Master QTBEV, Univ. Fr.-Comté, 43 p. + annexes.
- Hillebrand H., 2002. Top-down versus bottom-up control of autotrophic biomass—a meta-analysis on experiments with periphyton. *Journal of the North American Benthological Society*, 21: 349-369.
- Hillebrand H., 2009. Meta-Analysis of grazer control of periphyton biomass across aquatic ecosystems. *Journal of Phycology* 45(4): 798-806.

- Ide F. P., 1967. Effects of forest spraying with DDT on aquatic insects of salmon streams in new Brunswick. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 24 : 769-805.
- Ham S.F., Wright J.F., Berrie A.D., 1981. Growth and recession of aquatic macrophytes on an unshaded section of the River Lambourn, England, from 1971 to 1976. *Freshwater Biology*. Pp 381-390.
- Haslam S.M., 1978. *River plants*. Cambridge Univ. Press. 396p.
- Haury J., Baglinière J.L., 1996. Les macrophytes, facteurs structurant de l'habitat piscicole en rivières à salmonidés. Etude de micro-répartition sur un secteur végétalisé du Scorff, Bretagne-Sud. *Cybiurn*, 20, 3 suppl.: 107-122.
- Haury J., Peltre M.C., Muller S., Thiébaud G., Trémolières M., Demars B., Barbe J., Dutartre A., Daniel H., Bernez I., Guerlesquin M., Lambert E., 2000. Les macrophytes aquatiques bio-indicateurs des systèmes lotiques. Intérêts et limites des indices macrophytiques. Synthèse bibliographique des principales approches européennes pour le diagnostic biologique des cours d'eau. ENSA EQHC Rennes - CREUM-Phytoécol. Univ. Metz - AE Artois-Picardie. 101 p. + annexes.
- Haury J., Peltre M.C., Trémolières M., Barbe J., Thiébaud G., Bernez I., Daniel H., Chatenet P., Haan-Archipof G., Muller S., Dutartre A., Laplace-Treytoure C., Cazaubon A., Lambert-Servien E., 2006. A new method to assess water trophy and organic pollution – the Macrophyte Biological Index for Rivers, IBMR: its application to different types of river and pollution. *Hydrobiologia*, 570: 153-158.
- Imchenetzky A., 1926. Les associations végétales de la partie supérieure de la vallée de la Loue. Thèse Fac. Sciences Besançon. 120p.
- Johnson M., Shivkumar S., Berlowitz-Tarrant L., 1996. Structure and properties of filamentous green algae. *Materials Science and Engineering*, 38: 103-108.
- Juget J., Rostan J.C., 1973. Influence des herbiers à *Trapa natans* sur la dynamique d'un étang en période estivale. *Limnology*: 11-24.
- Laplace-Treytoure C., Peltre M.C., Lambert E., Rodriguez S., Vergon J.P., Chauvin C., 2014. Guide pratique de détermination des algues macroscopiques d'eau douce et de quelques organismes hétérotrophes. Les éditions d'Irstea Bordeaux. Cestas. 204 p.
- Li Y., Cao W., Su C., Hong H., 2011. Nutrient sources and composition of recent algal blooms and eutrophication in the northern Jiulong River, Southeast China. *Mar Poll. Bull.*, 63: 249-254.
- Lohman, K., J.R. Jones, and B.D. Perkins. 1992. Effects of nutrient enrichment and flood frequency on periphyton biomass in northern Ozark streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49:1198–1205.
- Madsen T.V., Brix H., 1997. Growth, photosynthesis and acclimation by two submerged macrophytes in relation to temperature. *Oecologia*, 110: 320-327.
- McAllister T.G., Wood SA, Hawes I., 2016. The rise of toxic benthic *Phormidium* proliferations: A review of their taxonomy, distribution, toxin content and factors regulating prevalence and increased severity. *Harmful Algae*, 55:282-294.
- Malverti, L., 2010. Étude des colmatages minéraux et algaux des fonds de la Loue, 25: conséquences sur les compartiments biologiques, Master 2 Qualité des Eaux, des sols et Traitement Option Système Aquatique des Bassins Versants
- Montegut J., 1973. *Le milieu aquatique – Tome 1 Milieu aquatique et flore*. Association de coordination technique et agricole. ISBN : 2-85794-061-0. 59p.
- Moore J.W., 1975. The role of algae in the diet of *Asellus aquaticus* L. and *Gammarus pulex* L. *The Journal of Animal Ecology*: 719-730.
- ONEMA, 2010. Etude des peuplements de poissons sur quatre stations de la Loue. 39 p.
- ONEMA, 2012. Rapport d'expertise sur les mortalités de poissons et les efflorescences de cyanobactéries de la Loue. Étude du fonctionnement de la Loue et de son Bassin Versant. 32 p + annexes.
- Peltre M.C., Dutartre A., Barbe J., Haury J., Muller S., Ollivier M., 2002. Les proliférations végétales aquatiques en France : caractères biologiques et écologiques des principales espèces et

- milieux propices – II Impact sur les écosystèmes et intérêt pour le contrôle des proliférations
Bull. Fr. Pêche Piscic.: 259-280.
- Riis T., Biggs B.J.F., 2003. Hydrologic and hydraulic control of macrophyte establishment and performance in streams. *Limnology Oceanography*: 88–97.
- Robach F., Thiébaud G., Trémolières M., Muller S., 1996. A reference system for continental running waters : plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acidic water in north-east France. *Hydrobiologia*, 340: 67-76.
- Rodriguez S., Courty C., 2010. Note sur la qualité hydrobiologique, macro-invertébrés, macrophytes et diatomées de la Loue - stations de Mouthier Haute Pierre et de la Piquette – année 2010. DREAL Franche-Comté. 22 p. + annexes.
- Rodriguez S., Vergon J. P., 1996. Guide pratique de détermination générique des algues macroscopiques d'eau douce. *DIREN Franche-Comté*, 109 p.
- Sandgren C. D., Engevoold P. M., Neerhof S., Ehlinger T. J., 2004. *Nuisance of Cladophora in Urban Streams: habitats, seasonality, morphology, production, nutrient composition, heavy metals, foodweb bottleneck*. Dep. Biol. Sc, Univ Wisconsin-Milwaukee: 17p.
- Sculthorpe C.D., 1967. *The biology of aquatic vascular plants*. London Edward Arnold Ltd. 610p.
- Symoëns J.J., Hooper S.S., Compere P., 1982. *Studies on aquatic vascular plants*. Bruxelles. 424p.
- Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau, 2003. Grilles d'évaluation SEQ-Eau, Version 2. MEDD, Agences de l'eau.
- Rasmussen J., Friberg N., Larsen S. E., 2008. Impact of lambda-cyhalothrin on a macroinvertebrate assemblage in outdoor experimental channels: implications for ecosystem functioning. *Aquatic Toxicology*, 90: .
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M., Usseglio-Polatera P., 2010. *Invertébrés d'eau douce, systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions, Paris. ISBN : 978-2-271-06945-0. 601p.
- Tank J. L., Dodds W. K., 2003. Nutrient limitation of epilithic and epixylic biofilms in 10 North American streams. *Freshwater Biology*, 48: 1031-1049 .
- Teleos, 2002. Étude des potentiels écologiques aquatiques des sites Natura 2000 de la Loue et du Lison. Rapport édité pour la DIREN Franche-Comté, 90 p.
- Townsend S. A., Schult J. H., Douglas M. M., Skinner S., 2008. Does the Redfield ratio infer nutrient limitation in the macroalga *Spirogyra fluviatilis*? *Freshwater Biology*, 53: 509-520.
- US EPA 2000. Ambient Water Quality Criteria Recommendation. Rivers and Streams in Nutrient Ecoregion VII, 93 p.
- Vacelet E., 2008. *Etude du développement algal et des micropolluants de la Loue*. Mémoire de Master 2ème année QuEST, option PTD., Université de Franche-Comté, 51 p.
- Vergon J.P., 1990. *Proliférations algales dans la Loue - Été 1989*. SRAE Franche-Comté et Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse. 36 p.
- Vergon J.P., Masson J.P., 1972. Analyses physico-chimiques en relation avec le développement des algues filamenteuses : Bassin du Doubs, étiage 1972. Service Régional d'Aménagement des eaux de Franche-Comté. 21 p.
- Verneaux J., 1973. Cours d'eau de Franche-Comté. Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs - Essai de biotypologie. *Thèse de doctorat, Univ. Besançon*, p. 260.
- Verneaux J., Vergon J.P., 1974. A propos d'un processus « d'autoépuration » des cours d'eau par les algues filamenteuses. Société hydrotechnique de France, Annales des XIIIèmes journées de l'Hydraulique de la Soc. Hydrotechnique de France, (Paris, 1974), 7p.
- Wallace J. B., Webster J. R., 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annu Rev Entomol*, 41: 115-39.
- Wendt-Rasch L., Pirzadeh P., Woin P., 2003a. Effects of metsulfuron methyl and cypermethrin exposure on freshwater model ecosystems. *Aquatic Toxicology*, 63: 243-256.

- Wendt-Rasch L., Friberg-Jensen U., Woin P., Christoffersen K., 2003b. Effects of the pyrethroid insecticide cypermethrin on a freshwater community studied under field conditions. II. Direct and indirect effects on the species composition. *Aquatic Toxicology*, 63: 373- 389.
- Winterbourn M. J. ; 1990. Interactions among nutrients, algae and invertebrates in a New Zealand mountain stream. *Freshw. Biol.*, 23:463-74.
- Whitton B.A., 1970. Review paper : biology of *Cladophora* in freshwaters. *Wat. Res.*, 4: 457-476.
- Wong S. L., Clark B., 1976. *Field determination of the critical nutrient concentrations for Cladophora in streams and their importance in waste load management*. Queen's Printer for Ontario, 37 p.
- Xiufeng Z., Xueying M., 2013. Periphyton response to nitrogen and phosphorus enrichment in a eutrophic shallow aquatic ecosystem. *Chin J. of Oceanol. and Limnol.*, 31(1): 59-64.
- Yasuno M., Fukushima S., Hasegawa J., Shioyama F., Hatakeyama S., 1982. Changes in the benthic fauna and flora after application of temephos to a stream on Mt. Tsukuba. *Hydrobiologia*, 89: 205-214.