

Rapport de stage pour l'obtention de la 2^{ème} année de Master

Devenir des brochets (*Esox lucius* L.) issus de pisciculture et déversés en milieu naturel : applications locales et situation dans le contexte européen.



Nicolas Guillerault

Août, 2012

Maitre de stage : Frédéric Santoul
Ecolab, Laboratoire d'écologie fonctionnelle,
Toulouse.

Remerciements

Je souhaite remercier la Fédération de Pêche du Lot, notamment Patrice Jaubert et les secrétaires qui ont été très disponibles pour répondre à mes sollicitations.

Un grand merci à François Teulière qui a pris de son temps afin que ma collecte d'informations se passe pour le mieux, lors du concours de pêche de Puy l'Evêque mais aussi pour la recherche des corbicules et pour les conseils en techniques de pêche.

Merci à Frédéric Santoul qui m'a guidé et conseillé lors de ce stage, tout en me laissant beaucoup d'autonomie.

Mes pensées vont également vers toutes les autres personnes que j'ai rencontrées et avec qui j'ai pu discuter dans les couloirs du bâtiment 4R1 ou sur le terrain (Frédéric Azemar, Arthur Compin, Sébastien Brosse, Martine Molinie, Roger Faure et les autres) ainsi que les stagiaires pour la bonne ambiance du bureau. Merci à Aurélia Martino pour les Travaux Pratiques sur les Otolithes et SIAR et de manière générale pour sa disponibilité et sa sympathie.

Pour finir, je souhaite remercier les pêcheurs ayant participé à cette étude et sans qui le retour d'informations n'aurait pu être possible.

Résumé

Les populations de Brochet *Esox lucius* régressent dans de nombreux cours d'eau en raison de la raréfaction de ses zones de reproduction, l'altération de la qualité de l'eau, les ruptures de continuité écologique, etc. Ce poisson est le plus gros carnassier autochtone des eaux douces de France métropolitaine. Outre son rôle dans la structuration du réseau trophique (en tant que top-prédateurs), cette espèce est très prisée des pêcheurs à la ligne. Il représente donc une espèce à fort intérêt patrimonial, écologique et halieutique.

Des déversements de brochets sont souvent réalisés afin de créer ou soutenir des populations, pour la pêche récréative ou pour compenser une faible reproduction. C'est le cas dans la vallée du Lot où les Associations Agréées de Pêche et de Protection des Milieux Aquatiques (AAPPMA) locales déversent depuis des années des poissons de plusieurs espèces pour palier à la réduction observée des effectifs, notamment de carnassiers. Toutefois, lorsqu'une population de brochets est supportée par des déversements, il est difficile d'évaluer la rentabilité de ces actions. Les brochets sont bien souvent lâchés sans marquage et les résultats de pêche sont alors faiblement compris. La Fédération Départementale de Pêche et Protection des Milieux Aquatiques du Lot (46), avec le support d'Ecolab (Unité mixte de recherche CNRS-Université Paul Sabatier de Toulouse) a donc, dans le cadre d'une étude sur les carnassiers du Lot, marqué les brochets déversés dans le Lot au niveau de Cahors (Figure 1). Le but est de savoir ce que deviennent ces poissons, d'acquérir des informations sur leur parcours dans le milieu naturel et ainsi tenter d'améliorer la gestion piscicole des cours d'eau.

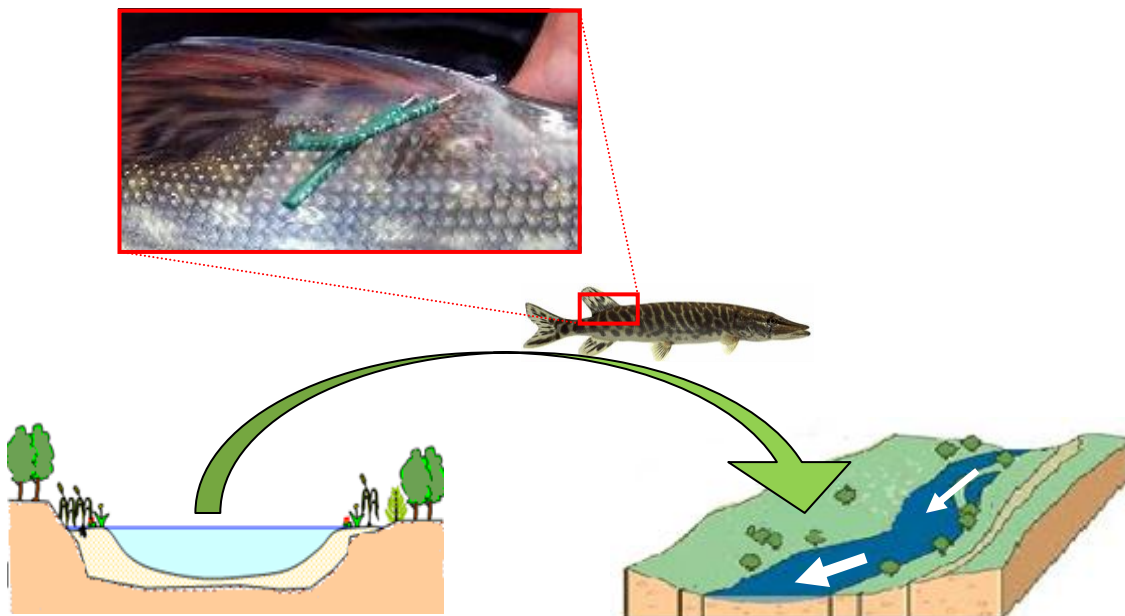


Figure 1. Déversement de brochets marqués



Environ 350 brochets ont ainsi été déversés chaque année dans le Lot, entre 2007 et 2011, après avoir été munis d'une marque spaghetti. Lorsqu'un pêcheur a capturé un poisson marqué, celui-ci a alors appelé le numéro de téléphone inscrit sur la marque. Ceci a permis à la FDPPMA 46 de connaître la date, le lieu, la taille et la technique de pêche utilisée lors de la prise du poisson. Près de 90 pêcheurs ont ainsi communiqué leurs prises et les informations correspondantes. Au total, 150 brochets ont été capturés, soit un taux global de capture voisin de 9%.



Le taux de capture des poissons déversés varie selon les années. Les meilleurs résultats sont obtenus lorsque le niveau de l'eau au moment du lâcher est faible et que le temps entre le premier coup d'eau et le lâcher est grand (Figure 2). Les poissons issus de pisciculture d'étang sont vraisemblablement mal adaptés aux conditions environnementales régnant dans un cours d'eau et en premier lieu le courant.

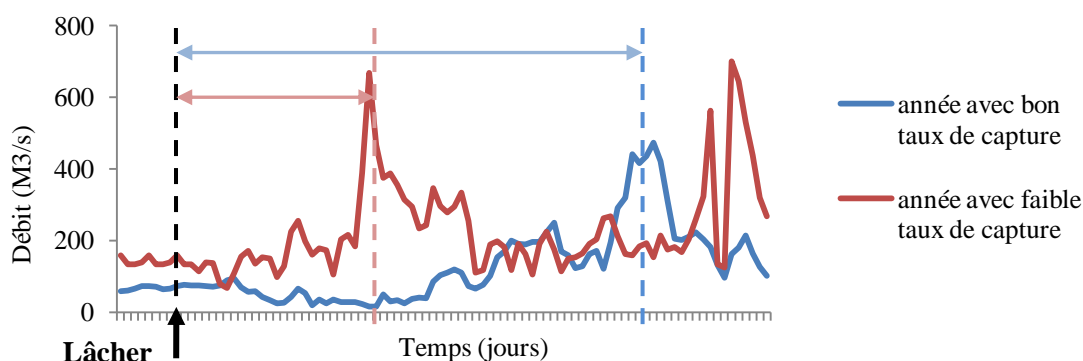


Figure 2. Conditions de débits influençant le taux de capture des brochets



Ce sont les gros poissons qui semblent s'adapter le mieux au déversement. Le taux de capture des individus lâchés à une longueur supérieure ou égale à 50 cm (50+) est au minimum 4 fois supérieur à celui relevé pour des poissons de moins de 50 cm (<50)(Figure 3). Les poissons déversés ont un taux de croissance élevé : en moyenne 20 cm/an.

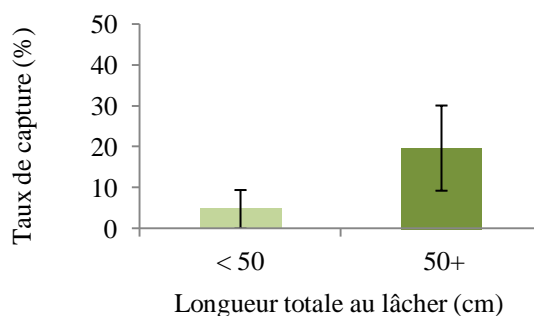


Figure 3. Taux de capture en fonction de la taille au lâcher



Les poissons déversés se déplacent dans les mêmes proportions vers l'amont et vers l'aval. Leurs déplacements vers l'amont semblent limités pas les seuils et certains individus profitent des hautes eaux pour franchir ces obstacles. La majorité des poissons a été capturée à proximité du lieu de lâcher (1400m à l'aval et 900 m à l'amont) mais certains poissons ont été capturés à plus de 10 km du lieu de déversement. Ce sont les poissons les plus gros qui se dispersent le plus vite. Au total, les déversements de Cahors ont eu un effet sur les captures sur plus de 20 km de cours d'eau.



La plupart des poissons sont capturés dans les 3 mois qui suivent le déversement. Toutefois, certains poissons peuvent rester 1 an ou 2 dans le cours d'eau (max : 788 jrs). Leur nombre est limité mais vraisemblablement sous estimé par la perte des marques. Plus de la moitié des poissons capturés sont conservés par les pêcheurs. Parmi les individus relâchés, 10% furent recapturés.



Une analyse de la chimie des tissus des brochets (Analyse des isotopes stables) a révélé que les brochets ont une niche trophique très proche de celle des silures et que celle-ci ne semble pas changer avec l'augmentation des populations de Silure. Ces deux poissons consomment principalement des cyprinidés et des écrevisses. Le Sandre à la position trophique (PT) la plus élevée au sein de la communauté de top-prédateurs du Lot. La PT des perches a varié au fil des ans et peut, dans certains cas, atteindre une valeur à celle du Sandre. Ceci est notamment lié à la prédation exercée sur les jeunes perches et un comportement de cannibalisme chez ces deux espèces (Figure 4).

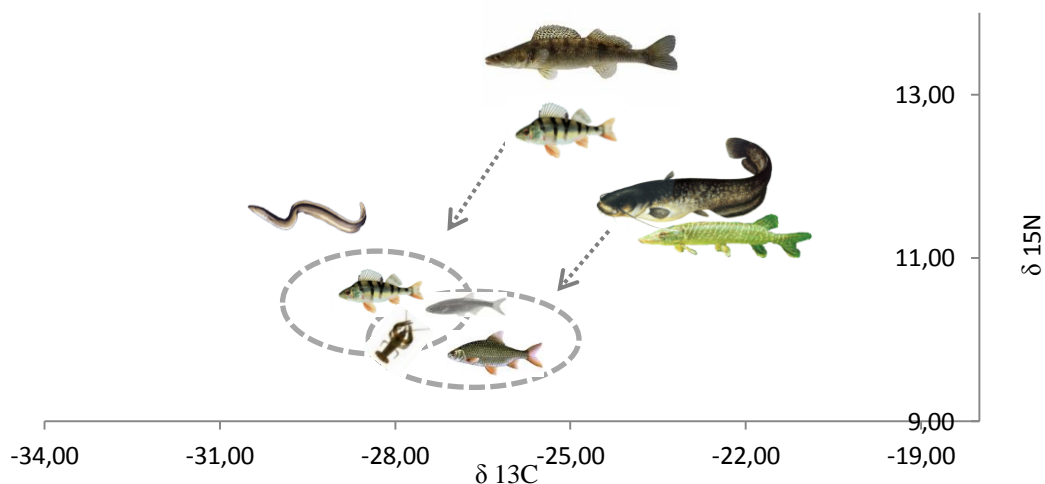


Figure 4. Schéma simplifié de la structure du réseau trophique du Lot

Cette étude a révélé que les brochets déversés sont bien adaptés à la vie dans le Lot. La période critique est située après le déversement. Les poissons issus d'étang ont besoin d'un temps d'acclimatation aux conditions environnementales régnant en cours d'eau. Un fort débit au moment du lâcher ainsi qu'une augmentation rapide et précoce du débit, dans les jours suivants, sont des facteurs limitant le taux de capture par les pêcheurs. Les Brochets lâchés à une longueur totale supérieure ou égale à 50 cm semblent être à préconiser lors de déversements automnaux. Afin d'améliorer les conditions d'accueil de ces poissons, des aménagements ou mesures de gestion visant à augmenter le nombre d'abris apparaissent intéressants à mettre en place. De plus, la mise en place d'une réglementation spéciale pour permettre aux poissons de passer plus de temps dans le cours d'eau peut être appliquée au niveau de Cahors, comme un parcours sans prélèvement ou l'expérimentation du changement de la taille de prélèvement (comme expérimentée en Finlande, par exemple).

Les lâchers de brochets sont des mesures visant à répondre à une demande par les pêcheurs et peuvent dans certaines conditions répondre à celle-ci. Toutefois, ces actions soulèvent de nombreuses questions, comme par exemple celle de l'impact de ces poissons sur la population sauvage du Lot. Cette étude a livré des résultats intéressants pour la gestion halieutique des cours d'eau et ouvre des pistes intéressantes pour l'amélioration de ces pratiques et sur l'étude de l'effet des poissons de déversement sur une population de poisson notamment en termes de reproduction.

Sommaire

Introduction générale	2
PARTIE I: DEVENIR DES BROCHETS DE PISCICULTURE DEVERSES DANS LE MILIEUX LE MILIEU NATUREL	
I-I Introduction	4
I-II Matériel et méthode	6
I-II-1 Site d'étude	6
I-II-3 Marquage des poissons	8
I-II-3 Collecte des données	10
I-II-4 Analyses des données	10
I-III Résultats	11
I-III -1 Captures.....	11
I-III-2 Durée du séjour dans la rivière.....	15
I-III-3 Mouvements	15
I-III-4 Croissance.....	20
I-III-5 Perte des marques.....	21
I-III-6 Technique de pêche et devenir des poissons	22
I-III-7 Franchissement des seuils.....	22
I-IV Discussion.....	23
I-V Conclusion	36
PARTIE II: LE BROCHET DANS LA COMMUNAUTE DE TOP-PREDATEURS DU LOT	
II-I Introduction	37
II-II Matériel et Méthode	39
II-II-1 Sites d'étude	39
II-II-2 Généralités sur les Analyses des Isotopes Stables (AIS)	39
II-II-3 Collecte des données	40
II-II-4 Analyse des données	41
II-III Résultats	42
II-III-1 Structure du réseau trophique	42
II-III-2 Position trophique (PT)	44
II-IV Discussion	45
II-V Conclusion	49
Conclusion générale.....	50
Bibliographie.....	51
Listes des figures et tableaux.....	57
ANNEXE.....	59
Table des matières.....	65

Introduction générale

Les poissons sont fréquemment introduits dans le milieu naturel, de manière accidentelle ou volontaire, dans un but aquacole de lutte biologique ou de pêche récréative (Copp *et al.* 2009). C'est en particulier dans le cas de poissons top-prédateurs (piscivores). Le devenir des poissons déversés est mal connu et l'effet de ces prédateurs est le plus souvent étudié en eaux closes (Berg *et al.* 1997), mais il reste moins connu dans les milieux lotiques, en particulier dans les grands cours d'eau.

Ecolab, laboratoire d'écologie fonctionnel et environnement, est une Unité Mixte de Recherche (UMR 5245) du Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS), de l'université Paul Sabatier (UPS)–Toulouse III et de l'Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie de Toulouse (ENSAT). Cet organisme a pour vocation l'étude du fonctionnement des communautés et des écosystèmes et de leurs interrelations (rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes, influence des régimes de perturbations, etc.). Celui-ci est composé de 5 équipes de recherches, dont l'équipe Ecologie des communautés : interactions, interfaces et contraintes (CIRCE) qui m'a accueilli durant ce stage. Elle étudie les réseaux trophiques et leur fonctionnement pour mieux comprendre les conséquences des perturbations naturelles et anthropiques sur la dynamique spatio-temporelle de la biodiversité : contribution de certaines espèces dans la structuration et le fonctionnement des communautés (espèces rares vs. communes, exotiques, prédateurs), effets de la récurrence des perturbations sur la complexité des réseaux, conséquences de l'introduction d'espèce(s), etc. Ces problématiques trouvent notamment leurs applications dans les domaines de l'ingénierie écologique (biomanipulation, etc.) et de la conservation biologique (prise en compte le réseau d'interactions autour d'une espèce ciblée). C'est en partenariat avec la Fédération Départementale du Lot pour la Pêche et la Protection des Milieux Aquatiques du Lot (FDPPMA 46) qui a pour but la promotion du loisir pêche, l'acquisition et la valorisation de connaissance sur les milieux aquatiques en vue de leur protection ou de leur restauration, qu'une étude visant à définir l'état et le fonctionnement de la communauté des poissons carnassiers du Lot a été lancée en 2007.

Cette étude « top-prédateurs », menée sur 5 années, a permis de lier monde scientifique et pêche associative pour l'acquisition de connaissances fondamentales sur la place des carnassiers dans le réseau trophique mais aussi pour répondre à des problématiques plus appliquées à la question difficile de la gestion des grands milieux lotiques. Cette étude a été financée par l'agence de l'eau Adour-Garonne, le conseil régional Midi-Pyrénées, le conseil

général du Lot, la Fédération Nationale pour la Pêche en France (FNPF), Electricité de France (EDF) et la FDPPMA 46. Elle comporte plusieurs démarches : le marquage des poissons déversés chaque année, des plongées subaquatiques pour observations *in situ* du comportement des poissons dans leurs habitats, une analyse chimique des tissus des poissons et une analyse des otolithes de brochets.

Mon stage a pris place dans la phase terminale de l'étude et fut consacré à l'analyse des données de capture des brochets de déversement. Il m'a également permis de prendre part aux dernières collectes de données par plongée, prélèvements de nageoires et leur préparation pour l'analyse isotopique et l'extraction des otolithes de brochet.

Le présent rapport présente dans un premier temps les résultats de l'étude menée sur les déversements de brochets (Partie I). Il replace ensuite le Brochet dans le réseau trophique du Lot, à partir d'une analyse des isotopes stables (AIS) réalisée grâce aux résultats préliminaires de l'étude du fonctionnement trophique du Lot (Partie II).

PARTIE I: DEVENIR DES BROCHETS DE PISCICULTURE DEVERSES DANS LE MILIEUX NATUREL

I-I Introduction

Le Brochet *Esox lucius* (Figure 5) évolue dans les eaux d'une grande partie des zones tempérées et froides de l'hémisphère nord. Il est le seul représentant de la famille des ésoцидés vivant en Europe. Ce poisson solitaire apprécie les eaux calmes et peu profondes avec une végétation dense où il peut s'embusquer pour chasser ses proies (Keith *et al.*, 2001).

Les populations de Brochet régressent dans de nombreux cours d'eau en raison de la destruction ou la dégradation de ses lieux de reproduction (prairies inondables et herbiers aquatiques), l'altération de l'hydrologie et les modifications de l'occupation des sols (qui engendrent des crues plus brèves et/ou la déconnexion des annexes hydrauliques). De plus, la pollution, la surpêche ainsi que la présence de barrages empêchant sa migration de reproduction, contribuent à fragiliser l'espèce (Keith et Marion, 2002). Classé, en France, comme « espèce vulnérable » (VU), le Brochet peut voir son statut local évoluer vers celui d'« espèce en danger » (EN) en cas d'évolution défavorable du milieu et peut faire l'objet de mesures de protection locales, prises dans le cadre d'un arrêté de biotope (arrêté du 08/12/1988). Paradoxalement, l'espèce est considérée comme indésirable dans les cours d'eau de 1^{ère} catégorie piscicole (c'est-à-dire à vocation salmonicole), ce qui pose problème pour sa préservation (UICN France *et al.*, 2010). Sa taille légale de capture est de 50 cm, sans que soit instauré au demeurant de quota de capture (Le Louarne et Feunteun, 2001).

Le Brochet est le plus gros carnassier autochtone des eaux douces de France métropolitaine. Outre son rôle dans la structuration du réseau trophique (en tant que top-prédateurs), cette espèce est très prisée des pêcheurs à la ligne. Il représente donc une espèce à fort intérêt patrimonial, écologique et halieutique.

Des déversements de brochets sont souvent réalisés afin de créer ou d'essayer d'augmenter les effectifs de certaines populations, pour la pêche récréative (Headrick et Carline, 1993) ou pour compenser une faible reproduction (Sutela *et al.* 2004, Huner et Lindquist, 1983). C'est le cas dans la vallée du Lot où les Associations Agréées de Pêche et de Protection des Milieux Aquatiques (AAPPMA) locales déversent depuis des années des poissons de plusieurs espèces pour palier à la réduction observée des effectifs, notamment de carnassiers. Depuis une dizaine d'années, les déversements sont constitués à 65% de carnassiers dont la plus grande

partie est composée de brochets. Ainsi, près d'une tonne de brochets (35-60cm) est, en moyenne, déversée chaque année sur environ 140 km de cours d'eau (le Lot) autour de Cahors.

Toutefois, lorsqu'une population de brochets est supportée par des déversements, il est difficile d'évaluer la rentabilité de ces actions. En effet, les brochets sont bien souvent lâchés sans marquage et les résultats de pêche sont alors faiblement compris. La FDPPMA 46, avec le support d'Ecolab, a donc marqué les brochets déversés dans le Lot au niveau de Cahors afin de savoir ce que deviennent ces poissons, d'acquérir des informations sur leur parcours dans le milieu naturel et ainsi tenter d'améliorer la gestion piscicole des cours d'eau. Cette partie présente les résultats recueillis sur 55 mois d'études comportant 5 lâchers automnaux, au niveau de Cahors, en termes de taux de captures, temps passé dans le cours d'eau, déplacements, taux de perte de marque et devenir après capture. Les résultats sont ensuite discutés et comparés avec les données provenant d'études menées sur l'espèce Brochet, particulièrement en Europe (Irlande, Belgique, Finlande,...)



Figure 5. Brochet en poste.

I-II Matériel et méthode

I-II-1 Site d'étude

Localisation

La rivière Lot coule vers l'ouest depuis sa source, au niveau de la montagne du Goulet en Lozère (48), jusqu'à la confluence avec la Garonne, au niveau de la ville d'Aiguillon dans le Lot-et-Garonne (47). Cette rivière, longue de 491 km, draine un bassin versant de 11200 km² (l'entente vallée du Lot, 2003). A son arrivée au niveau de la ville de Cahors (44°26'N, 1°26'E)(Figure 6), située dans le département du Lot (46) à environ 320 km de la source et une altitude de 135m, le bassin hydrographique du Lot est de 9170 km². La rivière est alors caractérisée par un cours méandriforme (coefficient de sinuosité : 2,04 d'une pente moyenne de 0,3‰).

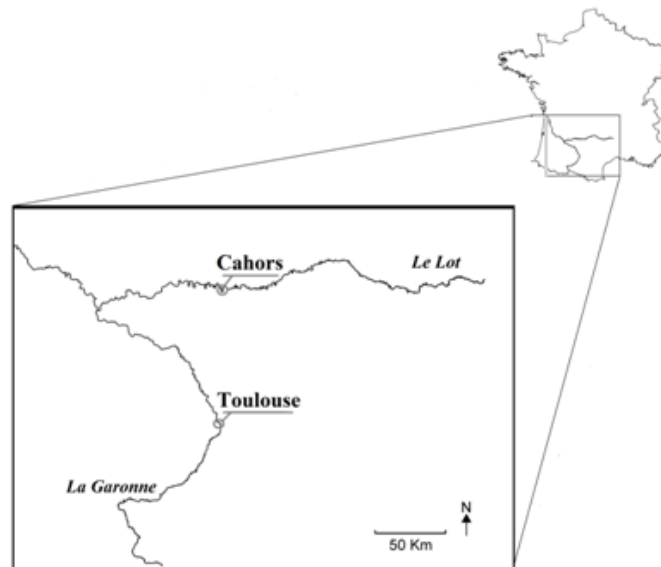


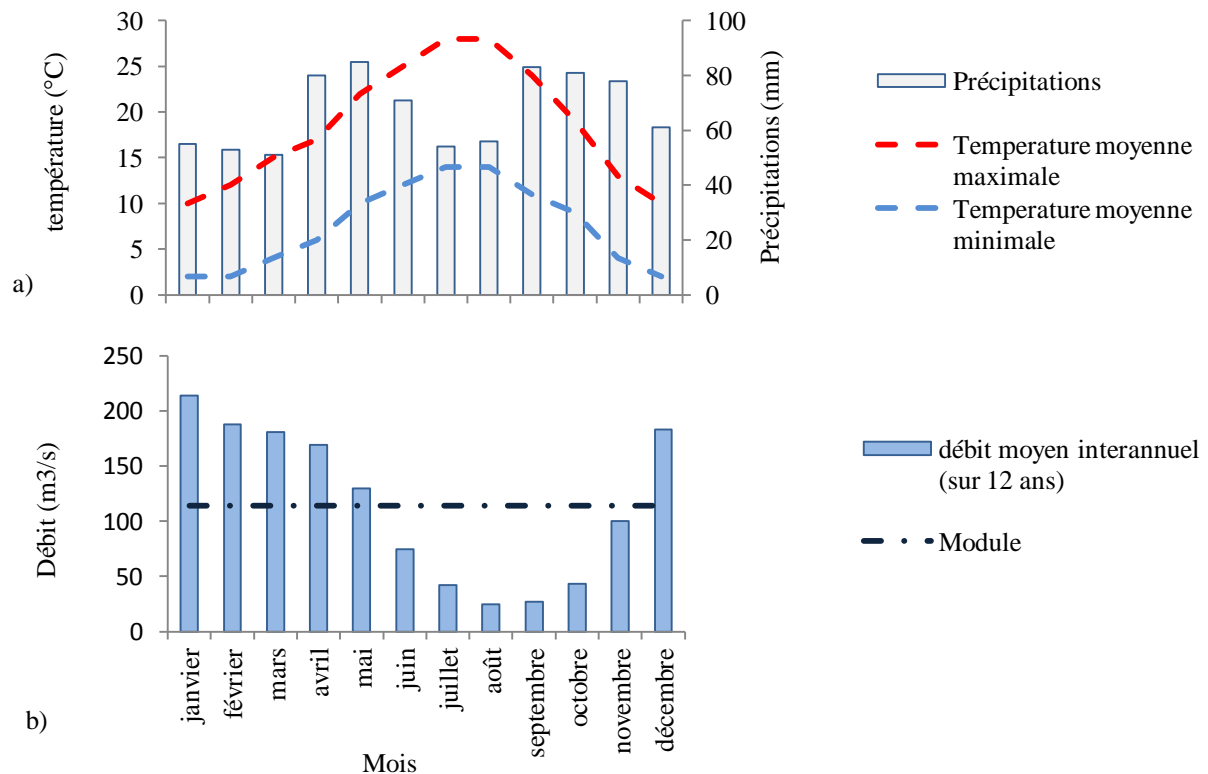
Figure 6. Carte de localisation du Lot et de Cahors.

Climat et Hydrologie

Le bassin du Lot subit plusieurs grandes influences climatiques : méditerranéennes sur l'amont puis océaniques vers l'aval. Le Lot a une alimentation pluviale (800 mm/an en moyenne)(Figure 7a) mais l'hydrologie est très artificialisée du fait de la gestion des ouvrages hydroélectriques (11 grandes retenues) répartis sur la partie amont du bassin versant et la présence de nombreux seuils («Chaussées») (densité d'ouvrage : 0,3/km au niveau de Cahors et ses environs). Les étiages ont lieu de juillet à septembre. Les étés sont secs et chauds et provoquent de graves problèmes d'étiage. Le Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion

des Eaux Adour Garonne (SDAGE) a instauré des débits d'objectifs d'étiage de 12 à 19 m³/s à Cahors (l'entente vallée du Lot, 2003). Les crues ont lieu entre janvier et mai. Elles sont, au niveau de Cahors, de type fluvial. Le débit moyen interannuel est, à Cahors, de 114m³/s (Figure 7b) et le débit de crue de temps de retour 2 ans est de 820 m³/s.

Les valeurs de débit du Lot ont été recueillies sur la « Banque Hydro » grâce aux valeurs enregistrées à la station « le Lot à Cahors [Lacombe] » (code :08231530).



**Figure 7.a) Températures et précipitations moyennes mensuelles, à Cahors (source: worldweatheronline).
 b) Hydrogramme du Lot, à Cahors (source: banquehydro).**

I-II-2 Déversements de brochets

Les lâchers de brochets ont été réalisés entre 2007 et 2011. En 2007, les lâchers ont eu lieu sur 12 points précis, puis 9 points entre 2008 et 2011 (Figure 10). Les poissons étaient issus de pisciculture extensive d'étangs (Dombes étangs SARL, Saint Rémy (01)). Ils ont été apportés par le pisciculteur puis placés dans des cuves de stockage de la fédération de pêche, remplies avec l'eau du Lot. Les poissons ont ensuite été marqués puis placés dans des bacs (une dizaine d'individus/bac de 30L), avant d'être déversés dans la rivière. Au total, 1840 brochets ont été

lâchés dans le Lot à Cahors (Tableau 1), la majorité des poissons ayant une taille inférieure à 50 cm qui constitue la taille légale de capture (poissons notés « <50 »). Les brochets d'une taille supérieure ou égale à la « maille » de capture (poissons notés « 50+ ») représentent en moyenne 20% des déversements (Figure 8).

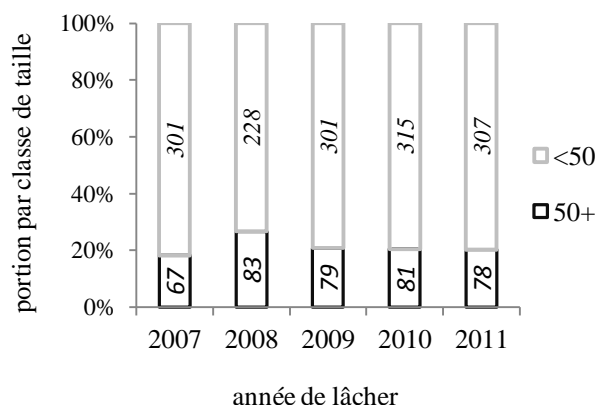


Figure 8. Proportions de brochets déversés en fonction de leur classe de taille.

Tableau 1. Nombre de brochets déversés en fonction des années.

Date de lâcher	n	L T (cm)			
		Moyenne	±	Min	Max
15/11/2007	368	43,2	9,7	28,5	74
19/11/2008	311	45,5	8,1	30	68
12/11/2009	380	42,2	9,2	30	82
18/11/2010	396	43,1	6,8	31	64
10/11/2011	385	43,0	8,4	29	73

I-II-3 Marquage des poissons

Les poissons ont été marqués avec les marques « spaghetti » (société C.O.F.A) au niveau de la nageoire dorsale (Figure 9). Au moment du marquage, la date de déversement, la taille (Longueur Totale, LT) de l'individu et le point précis du lâcher ont été renseignés.

Les brochets de taille supérieure ou égale à 50 cm ont été doublement marqués.



Figure 9. Brochet "50+" avec double marquage.

Ainsi, le taux d'individus marqués deux fois et capturés avec une seule marque, renseigne sur la tenue des marques et donc l'efficacité de ce type de marquage. Le taux de perte de marque a été estimé ainsi :

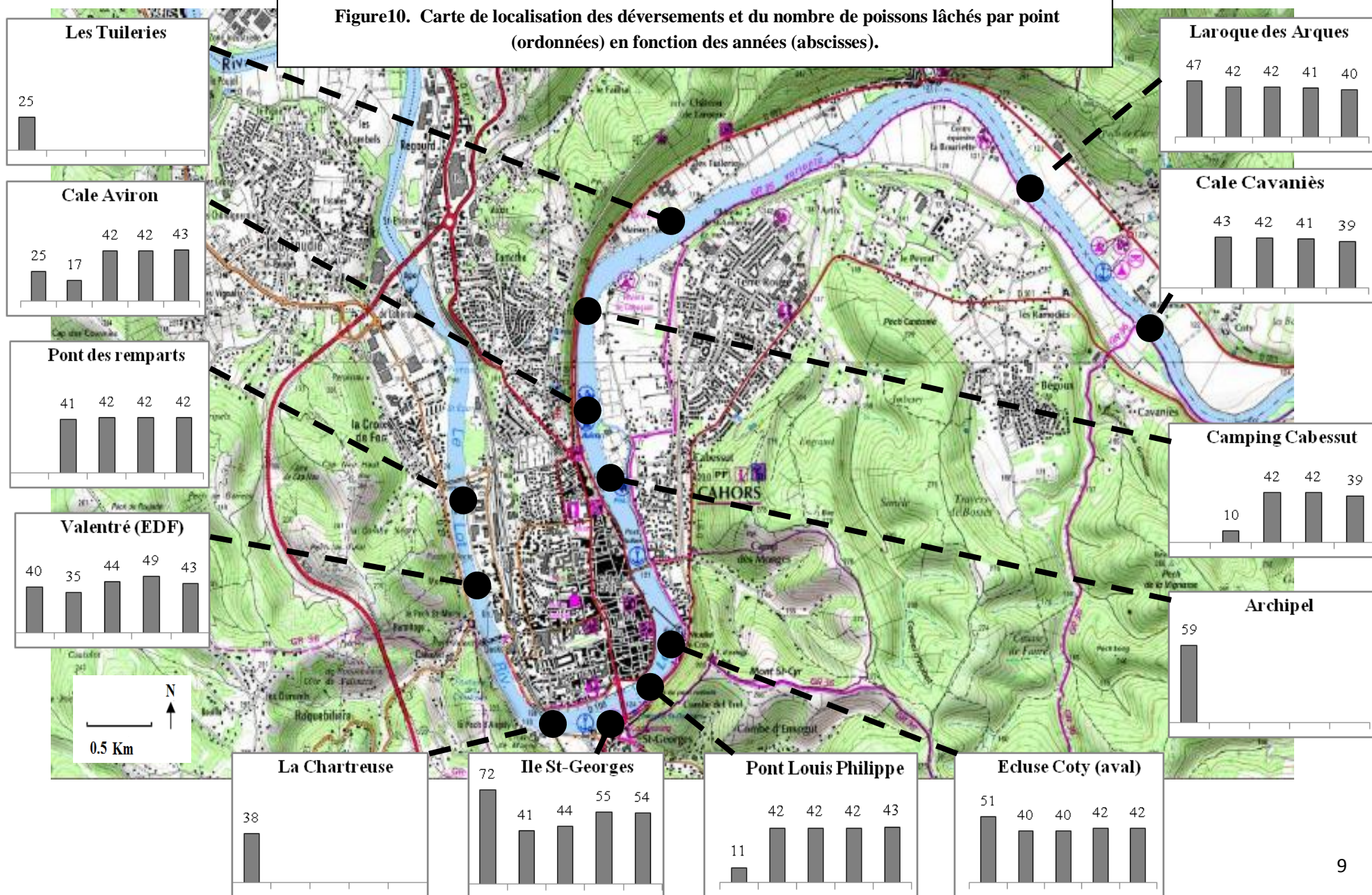
$$T = (N_{1C} / N_{2L}) * 100$$

T : taux de perte des marques.

N_{2L} : nombre d'individus capturés ayant eu un double marquage.

N_{1C} : nombre d'individus doublement marqués et capturés avec une seule marque.

Figure10. Carte de localisation des déversements et du nombre de poissons lâchés par point (ordonnées) en fonction des années (abscisses).



I-II-3 Collecte des données

Les pêcheurs capturant un brochet marqué ont alors appelé la FDPPMA 46 (numéro indiqué sur la marque) (Figure 11) afin de transmettre les informations sur :

- la date de capture,
- le lieu de capture,
- le(s) numéro(s) des marques,
- la taille de l'individu,
- la technique de pêche utilisée,
- le devenir du poisson (conservé ou relâché).

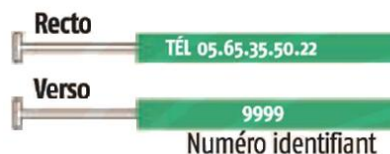


Figure 11. Schéma des marques spaghetti

La promotion de l'étude a été faite sur le site de la fédération de pêche (www.federationpeche.fr/46/), sur le guide de la pêche dans le Lot, par la réalisation d'un reportage télévisé (France 3 Midi-Pyrénées) et par la réalisation d'un film documentaire (« Les Carnassiers du Lot », Lenclos, 2011).

I-II-4 Analyses des données

Les moyennes employées sont des moyennes arithmétiques. Elles sont suivies de \pm l'écart type à la moyenne (ou erreur standard). La notion d'erreur standard, ou écart type de la moyenne, dépend du nombre de données dans l'échantillon, plus il est grand et plus l'erreur standard est petite. Elle donne l'estimation de la qualité de la moyenne. Les valeurs moyennes sont donc suivies de la valeur minimale enregistrée (« min ») et de la valeur maximale (« max ») qui permettent d'estimer l'étendue des valeurs recueillies.

Les analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel XLstat. Les tests statistiques ont été réalisés au seuil de significativité 0.05. La distribution des données n'étant pas normale (vérification avec le test Shapiro-Wilk) ou le nombre d'individus n'étant pas suffisant, les tests utilisés ont été des tests non-paramétriques : test Mann-Whitney (test bilatéral) pour comparer 2 échantillons et test de Kruskal-Wallis et comparaisons multiples par paires suivant la procédure de Dunn (test bilatéral) pour comparer plus de 2 échantillons.

Des Boîtes à moustaches (boxplot) ont parfois été utilisées pour représenter les données. Ces figures représentent les valeurs caractéristiques d'un échantillon, sans intégrer les valeurs extrêmes (Figure 12).

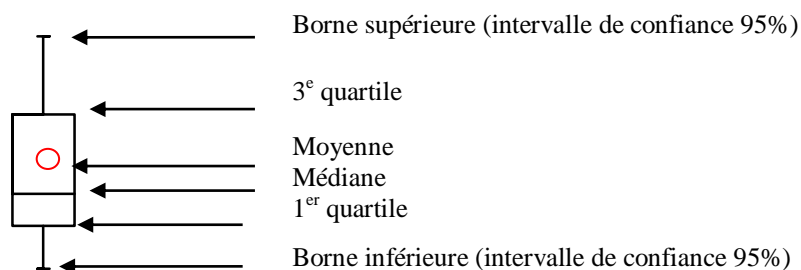


Figure 12. Signification d'une boîte à moustache.

I-III Résultats

Remarque : Les résultats de captures de poissons lâchés en 2011 ont un figuré différent car les données utilisées s'arrêtent au mois de juillet 2012. Elles ont donc été recueillies sur une période de temps plus courte que les années précédentes (6,5 mois).

I-III -1 Captures

Taux de capture

Durant les 55 mois de l'étude, 150 captures de brochets ont été signalées par les 89 pêcheurs amateurs à la ligne. La plus grande partie d'entre eux (75%) a capturé 1 poisson marqué, (moyenne= 1,6 poisson/pêcheur ; $\pm 2,2$; min=1 ; max=19).

Le taux de moyen de capture des poissons lâchés est de 8,15% ($\pm 5,35$; min=1,3 ; max=15,4). Cette valeur varie en fonction des années et en fonction de la classe de taille du poisson au moment du déversement (Figure 13).

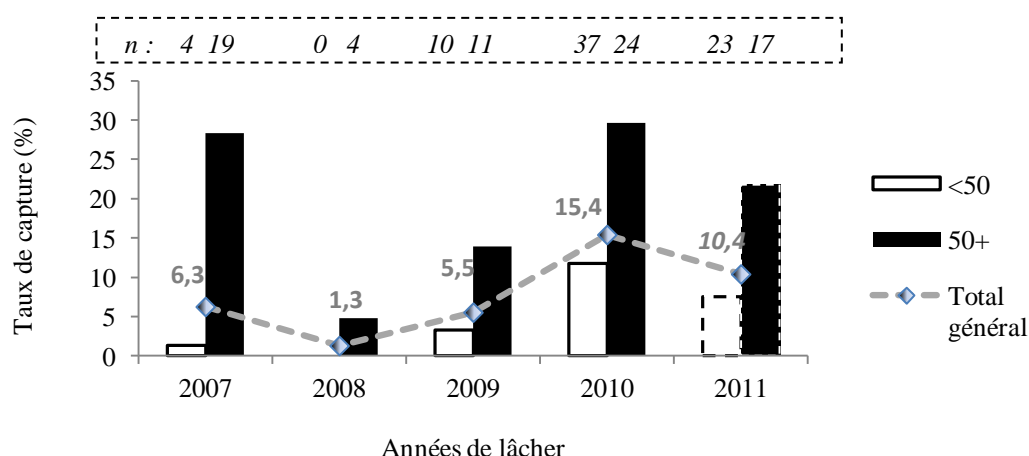


Figure 13. Taux de capture en fonction des années de lâcher.

Les individus lâchés à une taille supérieure ou égale à 50 cm ont un taux de capture supérieur à celui enregistré pour les poissons lâchés à une taille inférieure à 50 cm (Test de Mann-

Whitney : $U=2,00$; $p=0,037$) et ont respectivement un taux moyen de recapture de 19,7% ($\pm 10,4$; min=4,6 ; max= 29,6) et 4,8 ($\pm 4,8$; min=0 ; max= 11,7). Le taux de recapture des poissons 50+ fût en moyenne 4 fois supérieur à celui enregistré pour les <50 ($\pm 9,1$; min=2,5 ; max=21,3).

Parmi les 150 poissons capturés, 7 ont été pris une seconde fois suite à leur relâche (4 poissons lâchés en 2010 et 3 en 2011), soit 9.6% des poissons relâchés.

Répartition des prises au cours de l'année

Bien que les résultats soient relativement hétérogènes entre les années, les captures ont principalement été enregistrées après le lâcher, jusqu'à la fermeture administrative de la pêche (57%) (de mi-novembre à la fin du mois de janvier) et juste après celle-ci, au mois de mai (28%). L'été étant la période où les retours de captures ont été les moins nombreux (Figure 14).

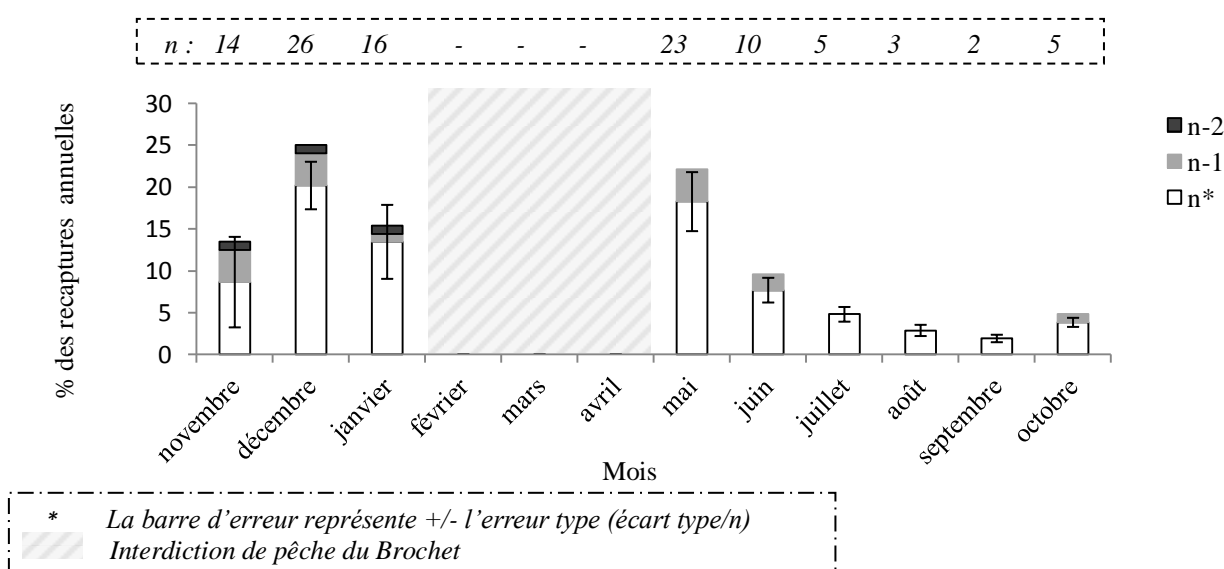


Figure 14. Répartition mensuelle des captures.

Débit et taux de capture

Remarque : les faibles nombres d'années et de captures ne permettent pas de réaliser une analyse statistique robuste de corrélation entre taux de capture et débit du cours d'eau. L'influence de ce paramètre sera donc estimée par description graphique.

Les captures ont eu lieu en moyenne à des débits de 98,6 m³/s ($\pm 92,1$; min=14,6 ; max=592). Il apparaît que plus le débit au moment du lâcher est élevé plus le taux capture des poissons, en particulier des 50 +, est faible. La précocité et l'intensité du premier coup d'eau

semble limiter le taux de capture des poissons, en particulier les <50. (Tableau 2). Bien qu'en 2009 les poissons aient été déversés à un débit relativement faible (équivalent au débit lors du lâcher de 2011), les valeurs de captures sont différentes entre ces années. La chronique de débits montre qu'un coup d'eau a eu lieu avant le lâcher (moyenne : 110m³/s sur 9 jours). Ce phénomène n'a pas eu lieu en 2007 et 2010. Il est probable que cette augmentation du débit ait engendré une augmentation de la quantité de matières en suspension qui a alors perturbé les captures de poissons, notamment de <50.

Les captures après un hiver semblent liées au passage de l'onde de crue. Ainsi, plus la crue est caractérisée par un débit élevé et une forte intensité, moins le nombre de poissons capturés est important. Il semble que les 50+ soient plus sensibles la valeur maximale du débit (et à l'amplitude de cette variation) et les <50 à la moyenne du débit hivernal (janvier à mai) (Tableau 3). Les variations de débits ne semblent pas être un paramètre très limitant ; des prises ont eu lieu quelque soit la tendance d'évolution du débit (augmentation, stagnation, diminution)(Figure 16).

Tableau 2. Taux de capture des brochets sur la période allant du lâcher à la fermeture de la pêche et débits automnaux.

Année	taux de capture (%)			Débit au lâcher	1er coup d'eau après lâcher*		
	total	<50	50+		temps après lâcher (jrs)	intensité (m ³ /s/jour)	amplitude (n * Module)
2007-2008	5,4	0,7	26,9	34	25	154	3
2008-2009	1,3	0,0	4,8	171	17	240	4
2009-2010	1,3	0,0	6,3	56,2	48	43	1
2010-2011	2,8	2,5	3,7	340	37	77	2
2011-2012	6,5	3,9	16,7	57,1	32	74	2

Tableau 3. Taux de capture après l'ouverture de la pêche et débits hivernaux

Années	taux de recapture (%)			moyenne du débit, janvier-mai (m ³ /s)	pic maximal de débit		
	total	<50	50+		Débit max	intensité (m ³ /s/jour)	amplitude (n * Module)
2007-2008	0,8	0,7	1,5	245,4	921	154 (10-7)	6
2008-2009	0,0	0,0	0,0	204,8	1340	240 (6-9)	10
2009-2010	4,2	3,3	7,6	164	491	43 (3-10)	3
2010-2011	11,6	7,6	27,2	91,4	343	*	*
2011-2012	3,6	3,6	3,8	157,7	592	74 (9-8)	5

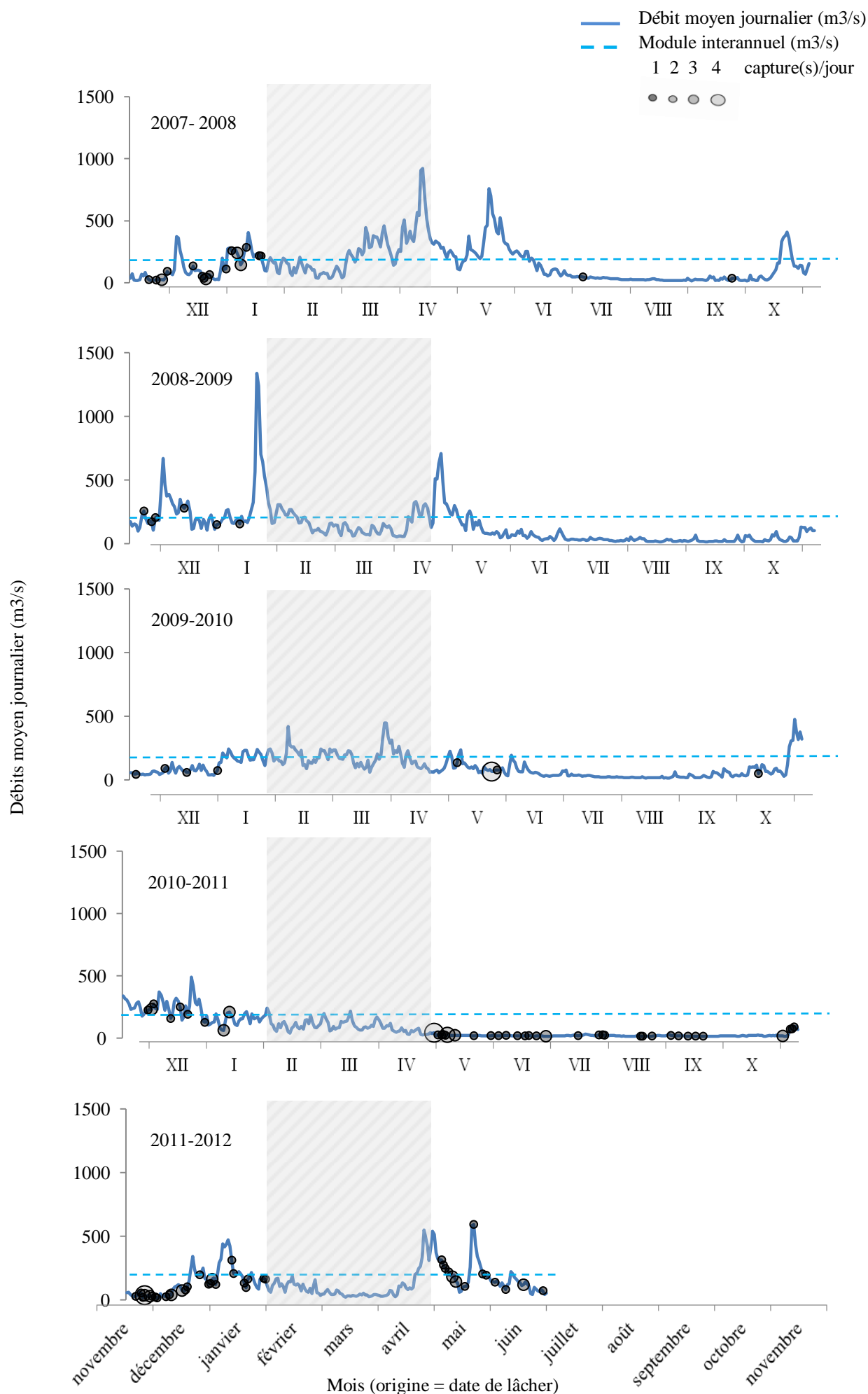


Figure 15. Répartition des captures et débits du Lot à Cahors.

I-III-2 Durée du séjour dans la rivière

Les poissons passent en moyenne 180 jours (± 179 ; min=3 ; max= 788) dans le cours d'eau avant d'être capturé. Cette valeur dépend des années (Test de Kruskal-Wallis : $K= 38,548$; $ddl=4$; $p<0,001$)(Figure 17a) et de leur taille au moment du lâcher (Test de Mann-Whitney : $U= 3206,00$; $p= 0,003$). Les captures des années 2007 et 2008 étant significativement plus rapides qu'en 2009 et 2010 (années pour lesquelles un nombre plus important de poissons a été capturé après un hiver) (procédure de Dunn : $p<0,001$). Cette valeur de temps de séjour dans le cours d'eau est, en effet, dépendante de la survie post-hivernale qui va influencer le nombre de captures après le mois de mai. Les poissons 50+ sont capturés plus vite que les <50 : la moitié des poissons de 50+ ayant été capturée avant la fermeture de la pêche des carnassiers. (Figure 17b).

Les poissons capturés une seconde fois le sont en moyenne 108 jours après leur première capture (± 82 ; min=3 ; max=197).

Nb : l'un des ces poissons a été capturé 5 jours après le déversement puis 3 jours après sa relâche.

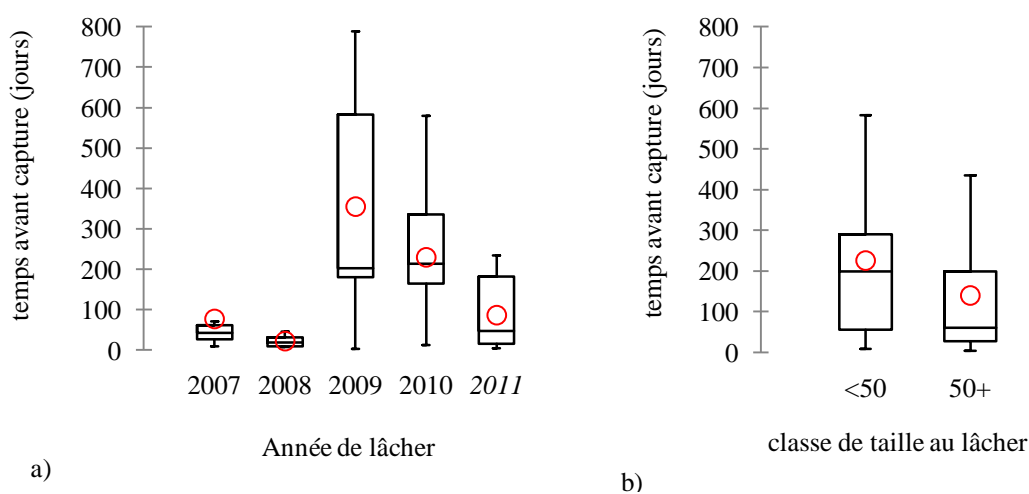


Figure 17. Temps passé dans le cours : a) en fonction des années. b) en fonction des années de lâcher.

I-III-3 Mouvements

Remarque : les distances parcourues sont des distances minimales. Elles correspondent à la distance entre le point de lâcher et celui de capture du poisson. Un individu capturé à un point donné peut avoir eu différents déplacements amont-aval, avant d'être pris par un pêcheur.

Distances parcourues

Les poissons ont en moyenne parcouru 650 m avant d'être capturés (± 2900 ; min=0 ; max=14700). Les distances varient en fonction des années (Figure 18, Tableau 4) mais ne sont pas significativement différentes chaque année (Kruskal –Wallis test : $K=8,960$; ddl=4 ; $p=0,062$). Toutefois, les poissons déversés en 2009 se démarquent des années 2010 et 2011 (procédure de Dunn : $p=0,012$) car ils ont, en moyenne, parcouru plus de chemin (en particulier vers l'amont) avant d'être capturés.

Tableau 4. Distances parcourues en fonction du sens de déplacement et des années de lâcher

Année de lâcher	Déplacements (m)										"00"
	Aval					Amont					
	n	moyenne	±	Min	Max	n	moyenne	±	Min	Max	n
2007	12	3734	4360	130	14090	11	731	448	308	1830	0
2008	2	2980	1131	2180	3780	0	-	-	-	-	1
2009	11	2340	1563	192	6010	8	2583	3703	308	11458	1
2010	28	2438	3624	192	14670	24	966	956	200	3890	8
2011	13	1435	895	360	4010	23	798	843	205	3890	2

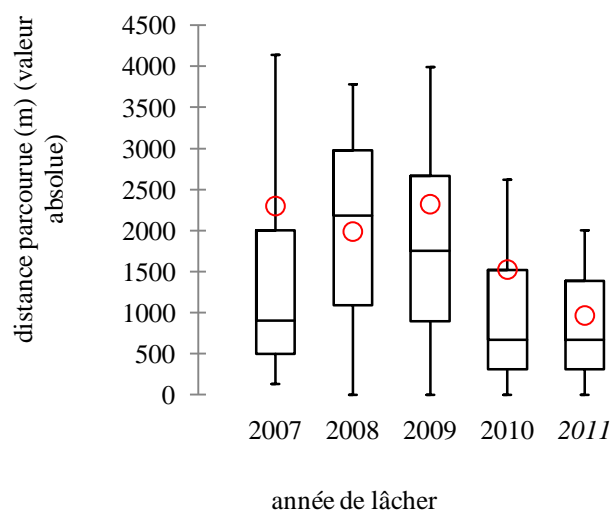


Figure 18. Valeur absolue des distances parcourue en fonction des années de lâcher

Bien que la plupart des brochets, ayant servis à l'empoissonnement du Lot à Cahors, aient été capturés à proximité du lieu de lâcher (50 % ont été capturés à moins de 900m du point de déversement ; plus précisément : 1400m à l'aval et 650 à l'amont), les lâchers réalisés à

Cahors ont une incidence sur plus de 25 kilomètres de cours d'eau. La capture la plus en aval ayant eu lieu à 14,7 km du point de lâcher et la plus en amont à 11,5 km (Figure 19).

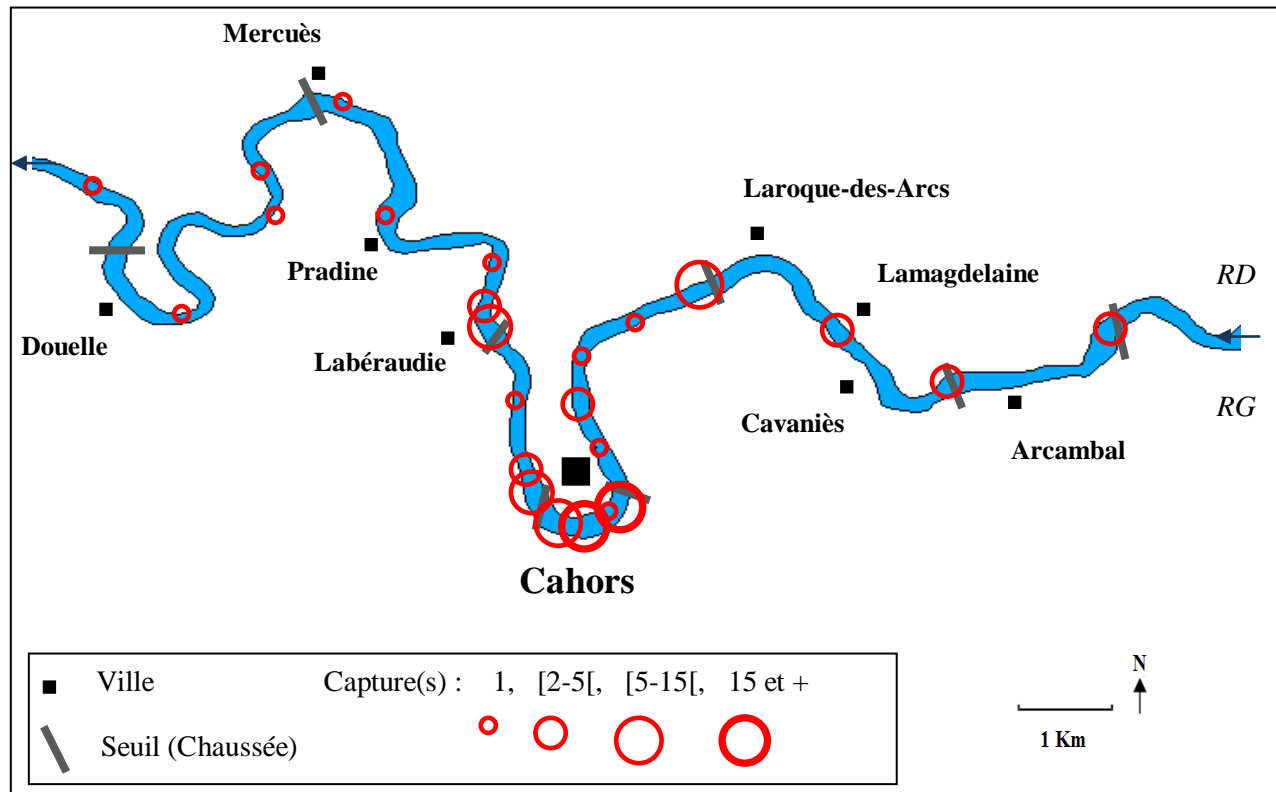


Figure 19. Carte de localisation des captures de brochets lâchés à Cahors

Les poissons parcourent de plus longues distances vers l'aval que vers l'amont (Test de Mann-Whitney : $U=900$; $p<0,001$)(Figure 20a). Les distances parcourues vers l'aval ne sont pas significativement différentes entre les poissons capturés avant la fermeture de la pêche et les poissons capturés après (Test de Mann-Whitney : $U=516,500$; $p=0,772$) mais elles sont significativement plus grandes après l'hiver ($t > 150$ jrs) pour les poissons ayant nagés vers l'amont (Test de Mann-Whitney: $U=173,500$; $p=0,04$)(Figure 20b). La dispersion des brochets vers l'aval à donc lieu juste après le lâcher et la dispersion vers l'amont est plus étalée dans le temps.

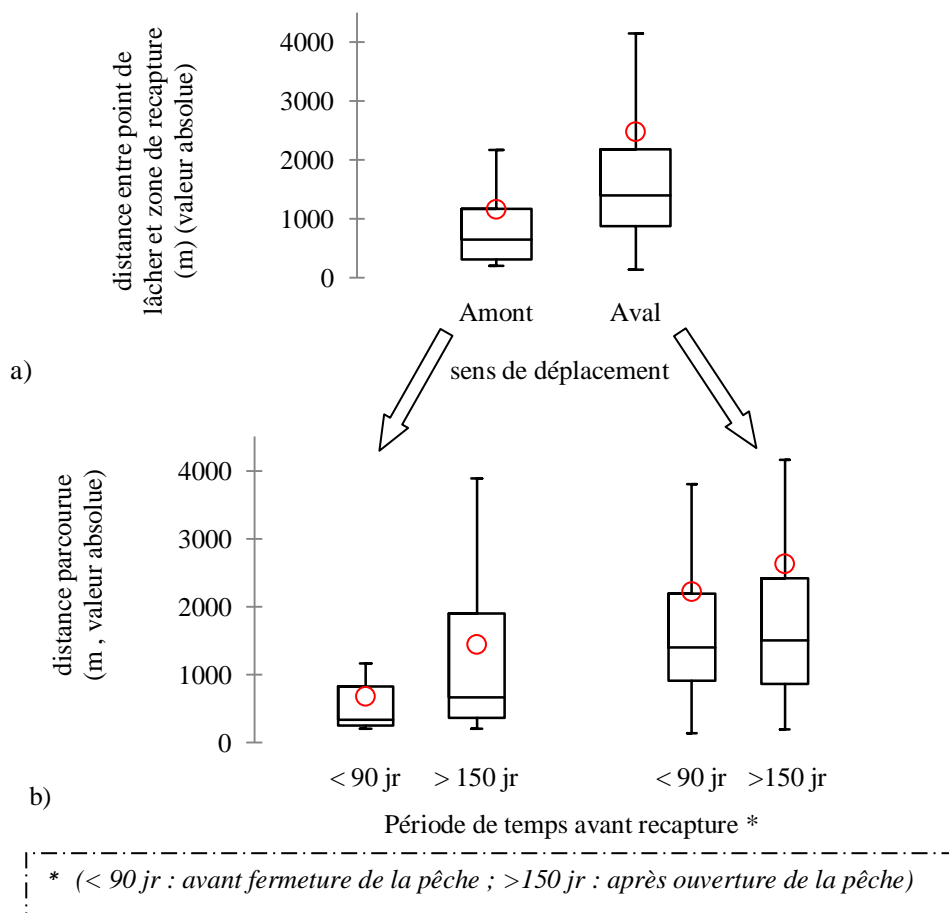


Figure 20. Distances parcourues en fonction du sens de déplacement (amont/aval) et de la période de capture (avant/après la fermeture administrative de la pêche du brochet).

Il y a une différence significative de distance parcourue entre les poissons lâchés à LT <50 et les poissons 50+ (Test de Mann-Whitney : $U=1211,500$; $p=0,027$). Cette différence a lieu dans la période avant fermeture de la pêche (Kruskal-Wallis test : $K=13,059$; $p=0,005$ et procédure de Dunn)(Figure 21) où les poissons de 50+ se dispersent plus que les <50.

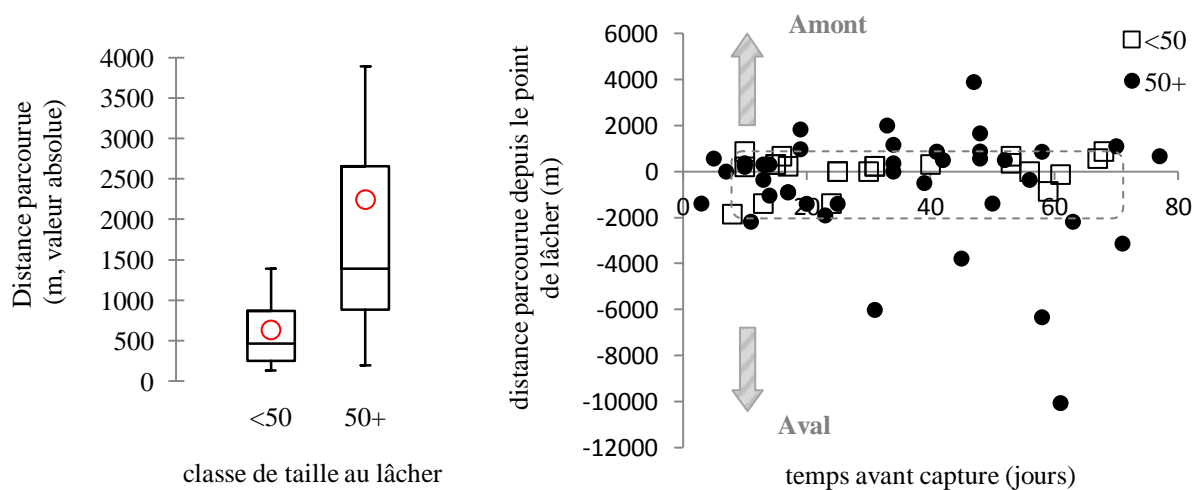


Figure 21. Distances parcourues en fonction la classe de taille au lâcher

Après leur 1^{ère} capture les poissons recapturés n'ont pas effectué de grands déplacements (moyenne=10m ; ± 260 ; min=0 ; max=565).

Sens de déplacement

Les poissons déversés ne semblent pas avoir eu de préférence quant à leur sens de déplacement. En effet, 46% des poissons ont été capturés à l'amont de leur point de déversement, 46% à l'aval de celui-ci et 8% sont restés sur la zone de lâcher (+/- 100m).

Cette tendance générale semble s'observer quelque soit l'année, mais la répartition des poissons dépend de leur classe de taille au lâcher et de la période de capture (Test de Kruskal-Wallis : $K= 9,116$; $p=0,028$). Sur la période précédant la fermeture de la pêche, les brochets <50 se retrouvent proportionnellement plus en amont du point de lâcher qu'à l'aval (moyenne=59% ; $\pm 6,3$; min=50% ; max= 62,5) bien que la différence ne soit pas significative (procédure de Dunn : $p > 0,106$). La dispersion amont-aval des brochets après le lâcher ne semble donc pas suivre de patron précis. Sur la période suivant l'ouverture de la pêche, la majorité des 50+ est capturée à l'aval du point de lâcher (moyenne= 73,3% ; ± 20 ; min= 60% ; max=100%) (procédure de Dunn : $p < 0,05$)(Figure 22).

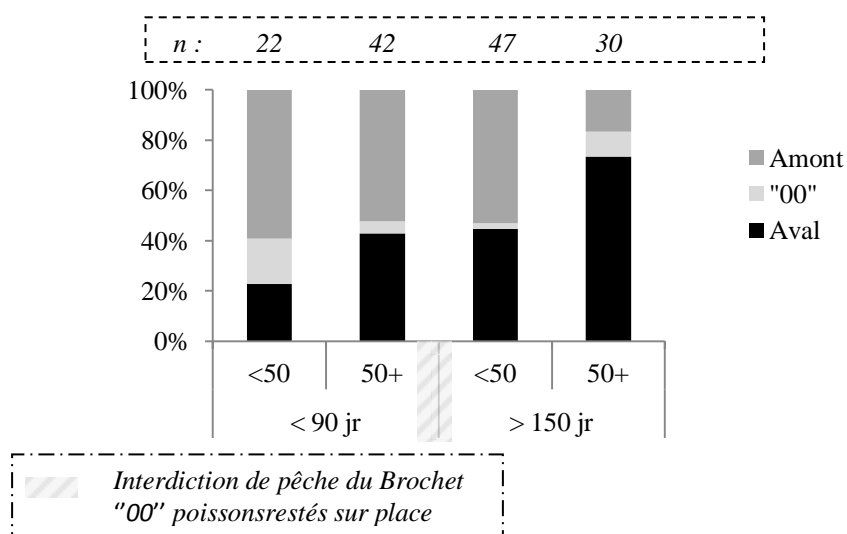


Figure 22. Sens de déplacement en fonction des classes de taille au lâcher et de la période de capture.

Il ne semble pas y avoir d'influence de la capture sur le sens de déplacement des poissons : 3 sont restés dans une zone proche, 2 ont inversé leurs sens de déplacement, 1 a continué de nager vers l'amont et 1 autre a nagé vers l'amont.

Vitesse de déplacement

La vitesse de déplacement des poissons n'est pas constante et diminue avec le temps (Figure 23). La dispersion des poissons est la plus rapide dans la période des 3 mois qui suivent le lâcher (Test de Mann-Whitney : $U=3810,000$; $p<0,001$). Cette vitesse est en moyenne de 55m/jr (± 75 ; min= 2 ; max=463) après le lâcher alors qu'elle est de 7m/jr (± 9 ; min=0,5 ; max=43) après l'ouverture de la pêche. La dispersion des poissons semble donc principalement avoir lieu dans les semaines qui suivent le lâcher.

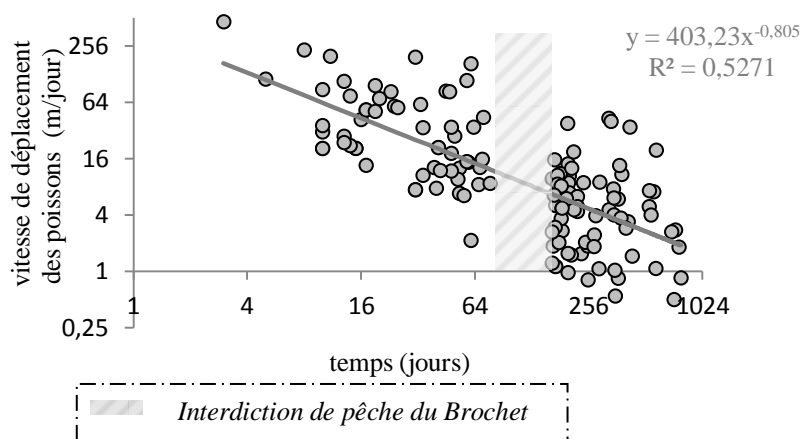


Figure 23. Vitesse de déplacement en fonction du temps avant capture

I-III-4 Croissance

Les poissons déversés ont une croissance moyenne de 19,7cm/an ($\pm 6,3$; min=9,05 ; max=34,24). Cette augmentation de taille ne varie pas significativement selon la classe de taille au lâcher (Test de Mann-Whitney : 75,000 ; $p=0,207$). Toutefois, les poissons lâchés à moins de 50 cm ont en majorité une croissance supérieure à celles des poissons 50+ (Figure 24).

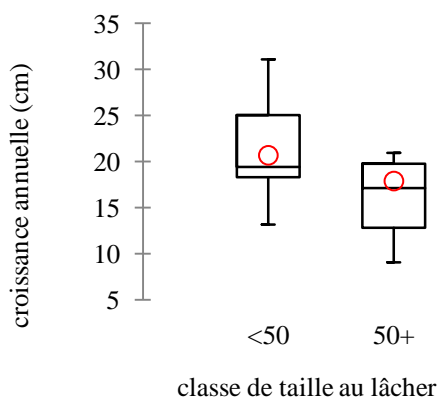


Figure 24. Croissance moyenne annuelle en fonction de la classe de taille au lâcher.

Certains poissons ont eu une croissance très rapide (Figure 25). L'accroissement en longueur des poissons ralenti avec le temps.

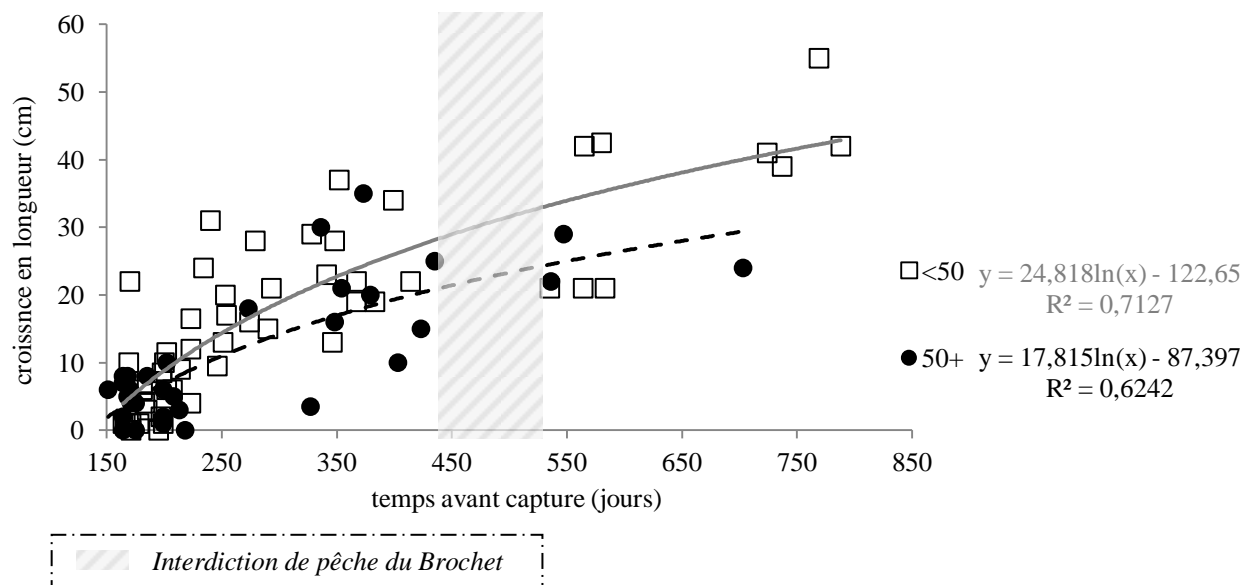


Figure 25. Croissance des poissons en fonction du temps.

I-III-5 Perte des marques

Le pourcentage total de poissons ayant perdu une marque augmente avec le temps pour atteindre la valeur 29,3% à la fin de l'étude (Figure 26a). La valeur de 1/3 des poissons ayant perdu une marque semble être atteinte avant l'ouverture de la pêche. Les poissons restés un an et plus dans le cours d'eau ont, dans 70% des cas, perdu une marque (Figure 26b).

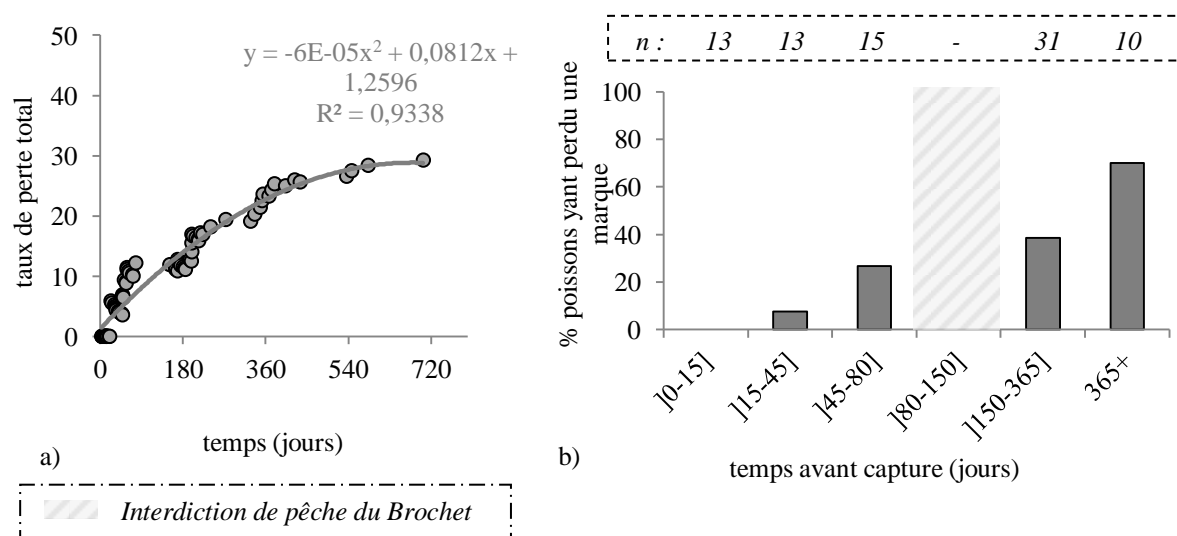


Figure 26. Taux de perte des marques en fonction du temps: a) taux de perte total, b) perte par intervalles de temps.

I-III-6 Technique de pêche et devenir des poissons

Le nombre de poissons capturés dépend de la technique employée (Figure 27). La majorité, soit 65% des poissons, a été capturée au leurre, 25% au vif et 10% au mort manié. Cependant, le nombre de prises ramené au nombre de pêcheurs utilisant chaque technique, n'indique pas qu'une technique soit plus prenante qu'une autre sur les brochets déversés (Tableau 5). Au total, 60% des poissons de plus de 50cm capturés sont conservés par les pêcheurs. Le devenir des poissons (relâchés/conservés) est variable selon la technique de pêche utilisée, la plus « conservatrice » étant la pêche au vif (Tableau 5).

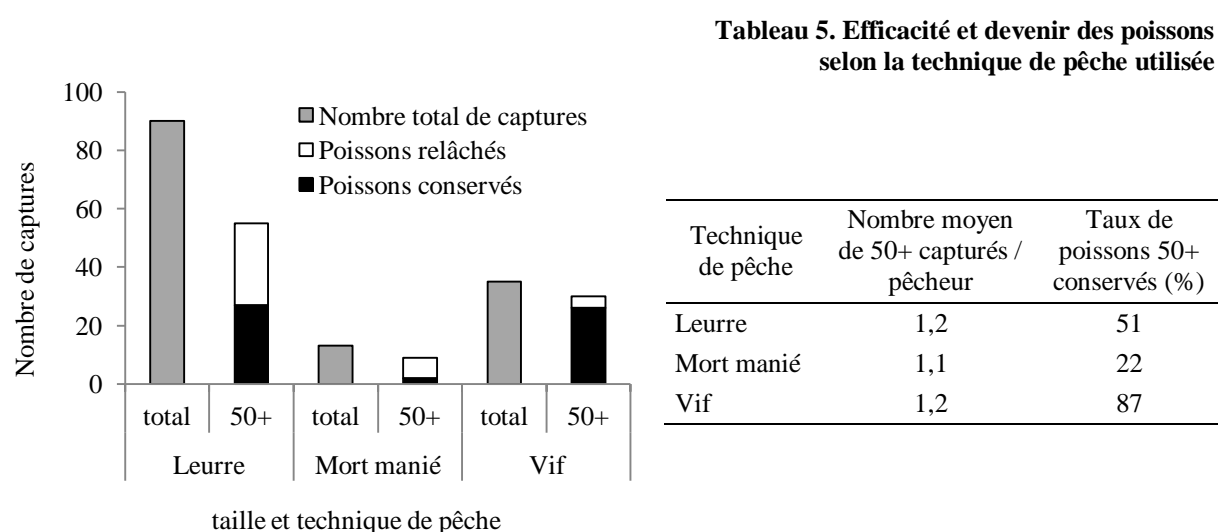


Figure 27. Nombre de captures totales et de 50+ ainsi que leur devenir, en fonction de la technique de pêche employée.

I-III-7 Franchissement des seuils

Le franchissement des ouvrages ne varie pas significativement selon la classe de taille au lâcher (Test de Mann-Whitney : $p=0,133$). Bien que le nombre de poissons capturés sans avoir franchi de seuil soit supérieur au nombre de poissons capturés après avoir franchi un seuil ou plus (respectivement 62,9% et 37,1%, sur les 35 mois de l'étude), cette différence n'est pas significative (Test de Mann-Whitney : $U=18,0$; $p=0,293$).

Le taux de franchissement des ouvrages vers l'aval (avalaison) est significativement plus élevé que celui des franchissements vers l'amont (montaison) (Test de Mann-Whitney : $U=23,5$; $p=0,027$)(Figure 28a). Après l'ouverture de la pêche ($t > 150$ jours), le nombre de

franchissements vers l'amont (montaison) est significativement plus élevé qu'avant la fermeture, en particulier pour les poissons 50+, et le nombre de franchissements vers l'aval est plus élevé pour les poissons <50 (Test de Kruskal-Wallis : $K=9,660$; $ddl=7$ $p=0,040$ et procédure de Dunn : $p=0,018$ et $0,048$).

La proportion de poissons ayant franchi les seuils par l'amont varie peu d'un endroit à l'autre (moyenne = 2,61 ; $\pm 0,28$; min = 2,38 ; max = 2,73) alors que les franchissements par l'aval sont différents. Les seuils de Coty et Arcambal sont 5 à 6 fois moins franchis par les poissons que les seuils de Valentré (muni d'un dispositif de franchissement) et Begoux (Figure 28b, Figure 19).

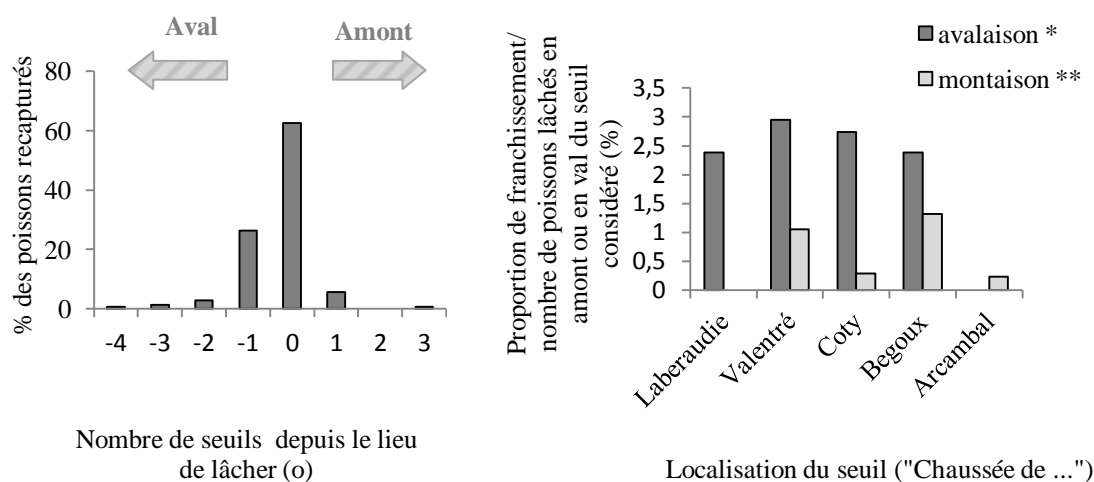


Figure 28. Franchissement des seuils: a) nombre de seuils franchis en fonction du sens de déplacement, b) estimation de la franchissabilité de différents seuils.

I-IV Discussion

Captures

Le taux de capture des poissons marqués est influencé par les paramètres abiotiques (débit, températures, etc.) et biotiques, tels que la mortalité directe des poissons après le lâcher. Un poisson fut, par exemple, retrouvé mort 23 jours après le lâcher, sans blessure apparente. La rétention d'informations peut être une raison de non retour des captures.

Le nombre de 89 pêcheurs ayant participé à l'étude est convenable, mais constitue une proportion relativement faible au regard du nombre d'adhérents aux AAPPMA alentours (2100 adhérents à l'AAPPMA de Cahors, par exemple). Il est dommage que la distribution des carnets de captures, à remplir par les pêcheurs, n'ait pas pu être maintenue. Ce mode de collecte de données apparaît comme très difficile à mettre en place, notamment car l'analyse

des données ne peut être fiable que si les pêcheurs remplissent de façon précise et assidue le carnet. Le choix a donc été fait de ne recueillir que les informations données par les pêcheurs après une capture, pour ne pas ajouter une contrainte supplémentaire aux participants, bien que les informations sur l'effort de pêche et la comparaison des captures de brochets marqués et non marqués auraient été très intéressantes.

Dans cette partie, les résultats seront discutés avec pour pré-requis que sur les 5 années, l'effort de pêche a été homogène, le taux de perte de marque est resté constant, la mortalité directe des poissons a été identique (pas d'épizootie par exemple) et le taux de retour des informations est resté constant.

Le taux global de captures des poissons déversés est relativement faible, avec moins d' 1/10 des poissons capturés après le lâcher. Cette valeur est située dans l'intervalle observé dans la littérature pour des études par marquage-recapture : 17,5% (Roosell et MacOscar, 2002) et 2% (Schwarz, 2005, Schwarz, 2006), pour des poissons capturés dans le milieu naturel (lac). Ce dernier auteur observe le meilleur taux de recapture pour des brochets de 60-70cm. De plus, Baird *et al.* (2006) reportent pour des déversements de truites un plus grand nombre de reprises pour les gros individus et Johnson et Margenau (1993) observent, pour des lâchers de Maskinongé *Esox masquinongy*, une mortalité d'autant plus grande que les poissons lâchés sont petits. Ceci est en accord avec nos résultats. Il est probable que les petits sujets soient moins robustes, plus sensibles aux manipulations et que leur taille ne les protège pas de la prédation, ce qui réduit donc le taux de retour d'informations sur ces poissons en comparaison avec les individus plus gros. Les informations sur les captures globales de brochets (marqués et « sauvages ») n'ont pas pû être recueillies mais les résultats de pêche du concours carnassiers de Puy l'Evêque donnent des indications intéressantes. Cette partie du Lot, située à une trentaine de kilomètres en aval de Cahors, reçoit des déversements annuels de brochets à la même époque que ceux réalisés à Cahors. Le nombre de prises observé lors de cette manifestation suit la même tendance que le taux de capture global de brochets à Cahors (Figure 29).

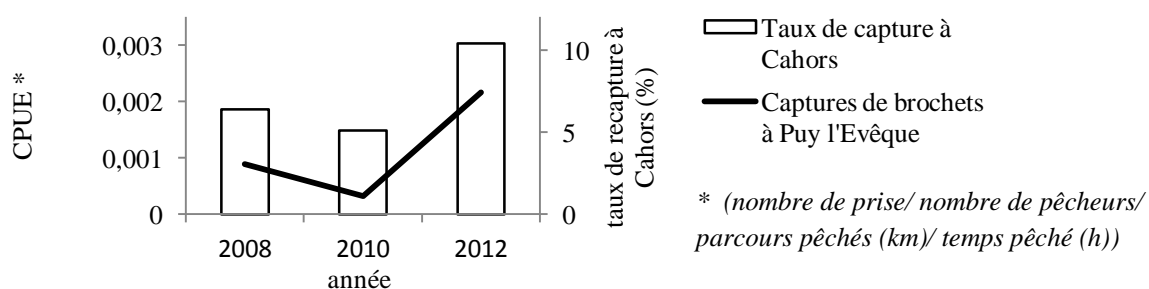


Figure 29. Nombre de brochets capturés durant le concours de Puy l'Evêque et taux de capture des poissons lâchés à Cahors en fonction des années.

Même si la capture de poissons à une date précise dépend fortement des conditions environnementales (variation de débits, températures,...) qui vont influencer l'activité des poissons et donc leur capturabilité. Ces résultats suggèrent que les lâchers ont une importance non négligeable sur le nombre total de prise par les pêcheurs, au moins dans le mois qui suit l'ouverture de la pêche. Le nombre de poissons lâchés ne semble pas dilué par le cheptel déjà en place se qui explique que la quantité de poissons pris à Puy l'Evêque suit sensiblement les mêmes variations que le taux de capture des poissons déversés dans le Lot.

(Le concours ayant lieu en mai, ce sont les poissons lâchés en novembre de l'année précédente qui sont le plus susceptibles d'être capturés. Les captures observées en 2008 sont donc comparées avec les valeurs enregistrées pour les poissons lâchés en 2007.)

Capture et débit

Les captures de brochets semblent limitées par le débit lors du lâcher et les jours qui suivent. Les poissons élevés en étangs sont certainement, dans un premier temps, mal adaptés au système lotique. Le mouvement permanent de l'eau créé une différence dans la nature des proies et dans leur comportement (présence d'ablettes *Alburnus alburnus* par exemple). Le courant va également avoir un effet direct sur les poissons. La vitesse de l'eau engendre une augmentation du coût énergétique lié aux déplacements. Il s'agit alors d'un stress qui vient s'ajouter à celui créé par les manipulations liées à la translocation des poissons. La quantité et la nature des abris à l'écoulement sont alors primordiales. En effet, les poissons limitent/réduisent la dépense énergétique liée à la locomotion, en se plaçant dans des zones calmes (annexe hydraulique connectée au chenal principal, aval d'ouvrages,...) ou en exploitant les turbulences générées par l'eau circulant derrière un obstacle physique à l'écoulement (Liao, 2012). Des habitats complexes en berge dissipent l'énergie du courant en créant des vortex dont les poissons savent tirer profit. Les individus les plus petits peuvent utiliser des abris de taille plus réduite et donc vraisemblablement plus nombreux, dans les premiers temps qui suivent le lâcher. L'augmentation significative du débit peut ensuite modifier les caractéristiques hydrauliques d'un site et en ôter la fonction d'abris, ce qui réduit le nombre potentiel de sites de repos dans le cours d'eau. Ce sont alors les poissons dominants (les plus grands (Nelissen, 1992)) qui auront les meilleures places et on peut penser que la proximité entre individus va augmenter. Le Brochet est bien connu pour être cannibale (Grimm, 1981, Nilson 2006) et capable de consommer des proies mesurant près de la moitié de sa taille (pour des proies de forme allongée) (Mittelbach et Persson, 1998). Les poissons

lâchés à une taille réduite sont donc susceptibles d'être consommés par des congénères sauvages ou par les plus gros poissons déversés, notamment si l'accès aux autres espèces proies est limité. Il est possible que ce phénomène soit accentué par l'augmentation de la densité de brochets créée par leur déversement sur un nombre réduit de sites (une quarantaine d'individus par point). Un individu marqué à 36,5 cm a ainsi été retrouvé dans l'estomac d'un brochet de 85cm, après avoir passé 45 jours dans le Lot. Nilsson (2006) a montré que la distance entre un individu et ses congénères est plus grande si ceux-ci sont potentiellement cannibales, donc quand les classes de tailles sont variées. De plus, d'après Jones *et al.* (1974), la capacité de nage des brochets est positivement corrélée avec leur longueur totale. L'arrivée du premier coup d'eau va donc avoir un impact d'autant plus grand que le temps laissé aux poissons pour s'adapter au courant et à l'exploitation de la ressource alimentaire est court, que la qualité et le nombre de leurs abris est faible et que leur taille (LT) est réduite. L'importance de la disponibilité et de la qualité des habitats est donc primordiale pour permettre l'accueil des poissons fraîchement déversés, comme zone refuge (refuge hydraulique et face aux prédateurs (Klefoth *et al.*, 2008) et zone de nourrissage (Skov *et al.*, 2002). Harmon *et al.* (1986) ont d'ailleurs montré que la présence des poissons est corrélée avec la complexité des habitats, notamment les débris ligneux.

Les captures après un hiver semblent également être liées au débit moyen hivernal et sont d'autant plus limitées que la crue est forte et courte. Au cours de la période hivernale, la faible température rend les poissons plus sensibles au stress et aux maladies en ralentissant leur métabolisme (Hurst, 2007). Les brusques variations de débit ou de températures auront donc un impact d'autant plus important. Les résultats semblent indiquer que les poissons de plus de 50 cm sont plus sensibles à l'intensité du pic de crue. Ceci va dans le sens de Lankford et Targett (2001) qui suggèrent que les poissons plus petits sont moins sensibles aux chocs osmotiques et thermiques. Les 50+ semblent moins affectés que les <50 par le débit moyen hivernal. Ceci peut s'expliquer par le fait que le stock énergétique (Hurst, 2007) et la capacité de nage augmentent avec la taille du poisson. Un individu plus grand résistera donc mieux à une période de jeûne et au courant qu'un individu plus petit. Le rôle des zones refuges est donc important depuis le lâcher des poissons jusqu'à la fin de l'hiver.

L'année 2009 se démarque des autres car le taux de capture a été faible malgré un débit assez réduit au moment du lâcher. Ceci peut être le fait d'un événement ponctuel tel qu'une pollution accidentelle,...) Il est aussi possible que le lâcher ayant été effectué juste après un coup d'eau, l'augmentation du débit (la première depuis plusieurs mois) ait remobilisé des matières en suspension qui couplées à une température relativement élevée (17°C) ont créés

des conditions physico-chimiques de l'eau, défavorables aux poissons. Ceci met en avant la nécessité d'utiliser de longues séries de données lorsque l'on souhaite étudier l'effet du débit dans un grand milieu où de nombreuses variables entrent en jeu.

Le Lot à Cahors est caractérisé par des crues de type fluvial, c'est-à-dire avec une montée lente du niveau de l'eau. Cependant, les hydrogrammes montrent que les crues peuvent parfois être violentes (cas en 2008 par exemple). Les scénarios climatiques supposent que le réchauffement global tend à augmenter le caractère stochastique des événements de crue et modifier la répartition annuelle des précipitations. Comme par exemple, les prédictions établies par le modèle Helcom qui, pour des zones au sud de la mer Baltique, prévoit une réduction de 50% des débits estivaux et une augmentation de 70% du débit hivernal (Zalewski, 2010). Les cours d'eau devraient donc subir des étiages plus sévères et des épisodes de crue plus violents. Ceci va donc donner un rôle prépondérant aux structures physiques pouvant jouer un rôle tampon sur les débits. Les grands réservoirs (Power *et al.*, 1996) et les zones humides peuvent retenir l'eau et dissiper l'énergie des crues en hiver puis relâcher cette eau en été. Il semble qu'une discussion avec le gestionnaire des ouvrages situés en tête de bassin (EDF) soit utile pour tenter de mettre en place des accords sur des débits à maintenir ou écrêter durant les périodes critiques que sont les lâchers et l'hiver (incluant la période de reproduction). Ce phénomène va également mener à s'interroger les politiques de gestion halieutique à mener dans le futur. L'évolution du climat devrait soulever des questions quant à l'utilité des investissements pour le maintien d'une espèce dans un milieu où les conditions environnementales tendent à lui devenir moins favorables et où l'application de mesures de restauration ou de compensations d'effets « néfastes » sont limitées.

Le taux de recapture global suggère que, d'un point de vue halieutique, il est préférable de lâcher des poissons d'une taille supérieure ou égale à la taille légale de capture, pour assurer des prises aux pêcheurs. Les recaptures de <50 sont limitées, alors que celles de 50+ peuvent atteindre des valeurs relativement satisfaisantes. Griffiths *et al.* (2004) ont estimé un taux de mortalité annuel moyen en rivière à 49%, les valeurs proches de 30% de captures observées en 2007 et 2010 semblent donc convenables. Si le gestionnaire souhaite diversifier les classes d'âge des poissons lâchés, il semble préférable de réaliser ce type d'intervention quand le débit de la rivière est faible en tentant de lâcher les poissons les plus jeunes dans des zones calmes exemptes de déversement de poissons nettement plus gros. Pour augmenter la capacité d'accueil du cours d'eau pour les brochets, la gestion des encombres et de la végétation doit être réduite au strict minimum afin de créer des habitats. La restauration des annexes hydrauliques (type bras mort, etc.) et la création de zones de refuges hydrauliques semblent

être envisageables pour limiter la mortalité hivernale des poissons et ainsi leur permettre d'atteindre l'âge de maturité et diversifier les classes d'âge.

Temps passé dans le cours d'eau

La plupart des poissons sont capturés dans les 200 jours qui suivent le déversement. Ceci est certainement lié à un effet sur les pêcheurs qui vont être plus assidus à la pêche après le lâcher et ce jusqu'à la fermeture (phénomène accentué par la saison ; automne et hiver étant des époques propices à la pêche des carnassiers) et dans la période qui suit l'ouverture.

Le taux de capture plus faible en novembre qu'en décembre (environ 2 fois plus petit) pour les poissons de l'année (tout juste lâchés) peut être expliqué par la date des lâchers qui ont lieu mi-novembre, ce qui signifie que les poissons capturés en novembre ne sont restés que 15 jours dans le cours d'eau (1/2 mois) et que les individus lâchés ont besoin d'une période d'acclimatation au nouveau milieu que constitue le cours d'eau, avant de reprendre une activité alimentaire « normale ». Cette différence entre captures en novembre et décembre ne se rencontre pas pour les poissons déversés l'année précédente (n-1), ce qui confirme cette hypothèse. De plus, l'absence de prise de poissons de l'année n-1 et n-2 en été confirme que l'effort de pêche est vraisemblablement augmenté par un « effet lâché » et un « effet fermeture -ouverture » en comparaison avec la période estivale, bien que ce phénomène puisse également être lié à une différence de rythme d'activité des poissons. Les poissons <50 passent plus de temps dans le cours d'eau avant d'être capturés ; des poissons de taille réduite peuvent rester plus longtemps dans le cours d'eau car ils sont plus jeunes, donc ont potentiellement plus de temps pour vieillir et ils ont éventuellement plus de difficultés à se remettre du lâcher. Près d'un quart des poissons <50 a été capturé entre 200 et 300 jours après le lâcher, ce qui correspond à la fin du printemps et à l'été. Les jeunes brochets sont peut-être capturés à cette saison car ils ont une activité alimentaire différente des sujets plus gros, en chassant dans les herbiers (Vehanen *et al.* 2006) la journée. Alors que les sujets plus gros vont avoir un rythme alimentaire ralenti par une température élevée (Harvey, 2009). Langangen *et al.* (2011), suggèrent que l'augmentation de la température favorise les petits individus. Une température élevée les rendant plus efficaces pour exploiter une ressource commune et ainsi plus compétitifs que les gros sujets.

Les résultats montrent également que certains individus peuvent rester un an et plus dans le cours d'eau. Plus de 55% des poissons ont été capturés après la saison de reproduction. Parmi eux, 48% étaient potentiellement matures (plus de 45cm) et 11 poissons ont passés deux

hivers dans le cours d'eau. Les déversements sont donc susceptibles d'augmenter le stock de poissons reproducteurs et constituer une source de poissons faisant vraiment part de l'écosystème d'accueil. Martino (2012) a pu discriminer, à partir de la chimie des otolithes de brochets capturés à proximité de Cahors, des poissons issus de pisciculture de ceux nés dans le Lot. Il est donc possible que les poissons lâchés permettent d'augmenter le recrutement des juvéniles. Ceci met l'accent sur l'importance de la présence et la fonctionnalité des zones de fraie, en mettant en œuvre des restaurations de zones de fraie et en les rendant accessibles aux poissons.

Déplacements

Les lâchers ont un effet, sur les captures enregistrées par les pêcheurs, vers l'amont et vers l'aval à proportion équivalente mais concentré à proximité du lieu de déversement. Le nombre de captures décroît avec la distance par rapport au point de déversement, quelque soit la taille au moment du lâcher, avec plus de la moitié des poissons capturés à moins d'un kilomètre du lieu de lâcher. Certains individus ont parcourus plus de 10 km avant d'être capturés. Ces résultats sont en accord avec Koed *et al.* (2006), Ovidio et Philippart (2003) et Roosell et MacOscar (2002) qui reportent des déplacements jusqu'à 16 km et une variabilité interindividuelle avec des poissons qui restent dans une zone très restreinte (+/- 300 m) et d'autres qui peuvent réaliser plusieurs kilomètres en quelques jours seulement. Les distances parcourues entre le lâcher et la fermeture de la pêche (avant la reproduction) sont parfois très supérieures à ce qui a été observé sur des poissons « sauvages » (déplacements de 0-2 km). Les poissons lâchés arrivent sur une zone inconnue où ils ne connaissent pas les zones de repos et de nourrissages et où la concurrence pour l'espace est élevée (en lien avec le nombre de poissons déversés) ce qui peut engendrer des déplacements erratiques de certains poissons vers des zones plus favorables. Ceci est conforté par l'analyse de l'évolution des vitesses de déplacement, qui montre que les déplacements ne sont pas constant dans le temps et que la dispersion semble plus grande juste après le lâcher. Ainsi, les poissons restés le plus longtemps dans le cours d'eau ne sont pas les poissons capturés les plus loin de Cahors. Ces mouvements sont vraisemblablement accentués vers l'aval car le coût énergétique des déplacements est plus réduit en allant dans le sens du courant et les différents seuils gênent les déplacements, en particulier vers l'amont. La double capture de certains individus, permet de penser que la prise d'un poisson n'est pas le déclencheur d'une émigration vers un autre site. La capture induit une réduction des déplacements sur une courte période (moins d'une

semaine) qui peut être attribuée à l'exhaustion et à un comportement anti-prédateur de réduction des mouvements à court terme. Ce phénomène est suivi par une reprise des déplacements semblable à ceux observés avant la capture (Klefoth et al. 2008). Les suivis sur le Brochet montrent que ce poisson entreprend des déplacements longs (plusieurs kilomètres) vers l'amont à partir du mois de février pour se rendre sur les sites de reproduction. La différence entre la distance parcourue vers l'amont avant et après la période de fermeture de la pêche peut donc s'expliquer par un phénomène physiologique de rhéotaxie liée aux variations de débit et de température, qui entraînent une migration de reproduction. Pendant les hautes eaux, l'effet de frein mécanique créé par les seuils est réduit car ces ouvrages sont parfois submergés et deviennent ainsi plus franchissables. L'individu 2929/2930 a, par exemple, été capturé en 2011 en amont d'un seuil, juste après une forte augmentation du débit. Les poissons capturés après le mois de mai ont pu remonter le cours d'eau pour accéder à des zones de reproduction puis redescendre à proximité de la zone de lâcher sans que les déplacements réels du poisson ne puissent être estimés. De plus, Koed *et al.* (2006) ont montré que les femelles, plus grosses que les mâles à un âge donné, se déplacent plus que les mâles. Ceci pourrait expliquer la plus forte proportion de 50+ capturée à l'aval de leur point de lâcher. En effet, il est possible que ces poissons aient cherché des zones de reproduction vers l'amont, puis soient redescendus en augmentant leur zone de déplacement, comme mentionné par Ovido et Philippart (2003). Toutefois, l'analyse des déplacements de poissons par technique de marque-recapture est délicate après la période de reproduction.

L'effet des seuils semble important sur le Lot en constituant les principaux lieux de captures des poissons. La carte de localisation des captures met en évidence l'influence des « chaussées » sur les captures de brochets. Ces ouvrages, en plus de bloquer les poissons lors de leur déplacement vers l'amont, peuvent constituer des zones d'abris au courant durant l'hiver et des zones plus oxygénées en été. De plus, les carnassiers profitent certainement de l'effet barrage créé par les chaussées sur les espèces proies et ainsi utiliser les abords des seuils comme zone de chasse.

Croissance

Les poissons déversés ont un taux de croissance très bon, qui correspond à la moyenne supérieure des courbes de croissance présentées dans la littérature. Keith *et al.* (2001) expliquent que la croissance du Brochet peut être de 20 cm/an, Berg *et al.* (1997) observent dans un réservoir danois un taux de croissance de 10 cm/an pour des poissons de 40 cm et 3

cm/an pour des poissons de 52 cm et Treer *et al.* (1998) observent en Croatie un taux de croissance moyen de l'ordre de 10 cm/ pour les poissons de 40 à 50 cm. Cette croissance ralentit en hiver et avec leur âge du poisson. L'accès à la ressource alimentaire ne semble donc pas être un facteur limitant pour les poissons lâchés et acclimatés au Lot. Les observations effectuées par les plongeurs d'Ecolab et les données de pêches électriques réalisées sur le Lot à Cahors semblent indiquer une bonne représentation de cyprinidés tels que l'Ablette *Alburnus alburnus*, le Chevesne *Squalius cephalus*, le Goujon *Gobio gobio* et le Gardon *Rutilus rutilus*. Le taux de croissance des individus 50 + semble plus éloigné de ce que montre la littérature (Graig, 1996). Il est possible que les plus gros brochets utilisent une ressource alimentaire supplémentaire qui pourrait être composée de poissons déversés. En effet, les brochets peuvent consommer des congénères plus petits, en particulier dans les secteurs où les déversements ont augmenté la densité d'individus. Ils peuvent également ingérer des truites arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss* qui sont occasionnellement lâchées dans la rivière, ce qui a permis à certains poissons d'atteindre une taille respectable avant d'être prélevés par un pêcheur (15 individus capturés à une longueur supérieure ou égale à 80 cm).

Devenir et technique de pêche

Près des 2/3 des poissons de plus de 50 cm ne retournent pas dans la rivière après capture. Ceci révèle une forte pression sur la population de Brochet du Lot par la pêche amateur à la ligne. Les données montrent qu'il n'existe pas de technique plus prenante sur les poissons lâchés mais qu'il existe des techniques plus « conservatrices ». L'utilisation d'appâts naturels, en particulier en technique dite au vif, a pour effet que les poissons engagent les hameçons plus profondément qu'avec des leurres (Wilde *et al.*, 2000). Les poissons ont alors une mortalité plus élevée (Dubois *et al.*, 1994), en particulier en cas de saignement et en lien avec le temps passé hors de l'eau (Ferguson et Tufts, 1992, Cooke, 2001). Si le retour dans le milieu naturel du poisson est prévu, toutes les précautions doivent donc être prises en évitant au maximum le nombre et la durée des manipulations (Casselman, 2005).

La gestion des brochets dans le Lot doit donc comprendre des mesures visant à limiter ou compenser la prédation directe, par les pêcheurs. Ceci peut passer par des aménagements visant à augmenter le recrutement des juvéniles (restauration de frayères par exemple) ou sur un mode de gestion visant à protéger le cheptel en place. La mise en place de zones de restriction de pêche (permanentes ou temporaires) est une solution très utilisée dans les étangs ou dans certaines rivières salmonicoles. Le « catch and release » n'est pas une pratique

exempte de mortalité, Casselman (2005) observe une mortalité moyenne de 16.2% sur un total de 118 études pour cette technique mais qui peut être très proche de zéro si le pêcheur est précautionneux (Burr, 1998). Cela permet tout de même le retour des poissons dans le milieu naturel et ainsi leur éventuelle seconde capture. Au cours de l'étude, près de 10% des carnassiers relâchés ont ainsi été capturés une seconde fois. Une autre possibilité est de modifier la taille légale de capture. Une étude menée en Finlande, par Olin *et al.* (2011), montre qu'il est possible d'augmenter la biomasse de brochets en autorisant les pêcheurs à ne conserver que les poissons mesurant entre 40 et 65cm. Ceci permet de maintenir certains gros individus qui sont attractifs pour les pêcheurs, mais aussi de favoriser la diffusion de gènes provenant d'individus ayant un fort taux de croissance. Coltman (2008) suggère que la recherche des trophées crée une sélection qui défavorise la transmission des gènes des poissons grossissant le plus vite et qui entraîne une réduction de la taille moyenne des poissons capturés.

Taux de perte de marques

Le taux global de perte de marque est relativement élevé en comparaison avec ce que mentionnent Livings *et al.* (2007) et Gurtin *et al.* (1999). Ils reportent un taux de perte de marque spaghetti entre 8% et 13% pour les brochets. Ces derniers observent un taux de perte de 8% entre 0 et 162 jours (moyenne=45 jours) dans un cours d'eau irlandais. Ceci est en accord avec les 12% estimés durant l'étude. Toutefois, les valeurs observées pour les poissons restés un an et plus dans le cours d'eau est bien plus élevée que les 13% reportés par Gurtin *et al.* (1999). Ceci peut s'expliquer par une différence dans le lieu d'ancrage de la marque ou l'angle de pose choisi par l'opérateur (si une marque est posée trop superficiellement, elle peut être plus facilement arrachée ou rejetée par le poisson). L'utilisation des zones encombrées, notamment lors des hautes eaux, va aussi favoriser un arrachement mécanique des marques. Il a, par exemple, été observé des pertes directes de marques juste au moment du lâcher pour 4 individus en 2011. Il est donc vraisemblable que ce type de perte ait lieu dans les heures ou les jours qui suivent le lâcher. Durant l'étude, seuls les poissons de 50+ ont eu une double marque, car les poissons plus petits ont une taille trop réduite pour être facilement manipulés et porter 2 spaghettis sans risque de gêne. Ceci ne permet donc pas d'estimer s'il y a une différence du taux de rétention des marques en fonction de la taille et s'il y a une taille limite pour l'utilisation de ce protocole sur le Brochet. L'utilisation des marques spaghetti apparaît comme judicieuse pour étudier les brochets en grand cours d'eau, notamment car leur

pose est simple et qu'elle limite le temps passé par le poisson hors de l'eau, qui est bien souvent corrélé avec le taux de survie après le lâcher (Cooke *et al.* 2011, Doston, 1982) mais aussi car elle permet un retour d'informations par les pêcheurs sans nécessiter de lecteur comme pour les Passive Integrated Transmitters (PIT-Tag). Le double marquage a permis d'estimer que sur la durée de l'étude près d'un tiers des poissons lâchés à 50+ ont perdu une marque. Le taux de capture « réel » des poissons de déversement est donc vraisemblablement plus élevé et la différence de taux de captures entre les poissons <50 et 50+ est certainement accentuée par l'absence de double marque sur les petits sujets. Quelques retours ont eu lieu pour des individus restés dans le Lot plus d'un an (16 individus) ou plus de deux ans (4 individus) Il semble que le type de protocole utilisé soit adapté pour des études sur une période courte (de l'ordre de quelques mois) en marquant un nombre élevé de poissons pour compenser les pertes de marque. Il est important de signaler que plus de 1800 brochets ont été marqué puis lâchés et que 150 captures ont été signalées. Une plus courte période d'étude n'aurait donc pas permis un retour d'informations assez conséquent.

Cas de Cahors

Le Lot à Cahors, comme bien d'autres endroits, subit une forte demande de captures de carnassiers, dont le Brochet. Le milieu ne semble pas être assez productif, en brochets, pour maintenir un niveau convenable de prises. Les déversements ont ainsi pour vocation de compenser ce « déficit » en brochets. Les résultats ont montré que les captures de brochets déversés à proximité de Cahors dépendent des conditions de débits après le lâcher, qui peuvent être source d'un très faible taux de capture de poissons. Ces paramètres sont très difficiles à contrôler et il convient d'en limiter l'impact en offrant aux poissons des conditions propices à leur bonne acclimatation et au passage de la période hivernale. Les lâchers peuvent être une source de poissons bien intégrés dans le milieu et potentiellement reproducteurs. Cependant, ils subissent une forte pression venant des pêcheurs et ceci dès le déversement. La quantité de géniteurs est alors réduite et le recrutement annuel des juvéniles n'est pas suffisant pour renouveler les générations. D'autant que les conditions de reproduction sont détériorées par la difficulté de déplacements engendrée par les multiples seuils et donc la difficulté d'accès aux zones de fraie déjà assez rares. Bien que le nombre de poissons ayant franchis ces seuils soit limité, l'estimation de la franchissabilité des ouvrages met en évidence que deux seuils sont moins difficiles à traverser pour les poissons en montaison : il s'agit des seuils de Valentré et Begoux. Le premier est muni d'une passe à poissons et le second a une

configuration particulière avec l'entrée de l'écluse très proche du seuil et une hauteur de chute plus faible (comm. pers.). Une étude plus précise du franchissement des seuils du Lot et des mesures possibles pour réduire l'impact sur les déplacements des poissons pourrait être utile. Une possibilité pour permettre la migration de reproduction des brochets est l'ouverture des écluses durant l'hiver. Toutefois, ceci est limité par l'architecture des ouvrages qui ne possèdent pas forcément les fondations nécessaires pour supporter les contraintes liées au passage du courant.

Pour valoriser les lâchers, un changement dans les méthodes de déversement semble utile. Entre 2004 et 2011, près d'une tonne de brochets (35-60 cm) ont en moyenne été déversés chaque année sur environ 140 km de cours d'eau (entre Cajar et Duravel). Pour un coût moyen de 10800 €/an, soit un total de plus de 86000€. Les résultats obtenus à Cahors montrent que près de 80% de ces poissons sont lâchés à une longueur inférieure de 50 cm et que cette classe de taille est faiblement capturée, dans le cas de lâchers effectués en novembre. Il semble envisageable d'augmenter la proportion de poissons de plus de 50 cm dans les lâchers, sans augmenter la quantité de poissons lâchés. Des résultats équivalents (en nombres de captures) semblent même envisageables en réduisant les quantités déversées. Une autre possibilité est de lâcher les poissons à une période plus éloignée de l'époque des crues. Ces déversement devraient être plus étalés dans l'espace (moins de poissons par point mais plus de points de lâcher) afin de limiter la compétition entre individus et diluer la pression de pêche. L'espacement entre deux points de lâcher peut être de 2 km (en référence à la distance médiane des captures par rapport au point de lâcher qui est d'environ 1400 m vers l'aval et 600 m vers l'amont). De plus, comme les chaussées sont des postes qui concentrent les poissons, il ne semble pas justifier de déverser un nombre trop important de poissons à leur aval direct. Cependant, il peut être intéressant de créer une zone plus attractive pour les pêcheurs pour concentrer l'effort de pêche sur une zone à plus faible potentiel, en y lâchant plus de poissons et dans un même temps déverser quelques poissons en aval d'une zone de fraie (en évitant les seuils). Ceci pourraient être complété de mesures spéciales, telles que des réserves temporaires à proximité des zones de fraie ou/et de lâcher.

Cahors pourrait être un site intéressant pour expérimenter des modes de gestion différents. On peut penser à la mise en place d'un secteur sans prélèvement (« No-kill ») dans le tronçon central de la ville, délimité par le seuil de Coty (limite amont) et Valentré (limite aval)(Figure 10). Ce mode de gestion permettrait à des poissons de vieillir sans pour autant être réellement bloqués, puisque les seuils sont franchissables dans certaines conditions et constituerait ainsi

une « source » en poissons matures vers les autres tronçons du Lot. Ce type de mesure doit être couplé à l'interdiction de pêche au vif et à l'aménagement d'accès aux berges pour réduire le temps de manipulation des poissons avant leur remise à l'eau. De plus, il semble indispensable de compléter ceci avec des aménagements de caches et de zones d'abris hivernal pour augmenter la capacité d'accueil du milieu. Deux aménagements simples sont d'ores et déjà envisageables : l'élargissement de l'île Saint Georges par un empierrement en tête d'île pour favoriser la mise en place de la végétation qui formera ainsi un abri lors des hautes eaux et l'aménagement (végétalisation, etc.) de l'embouchure du ruisseau de Lacoste.

Le Lot est une rivière naturellement encaissée dans le substratum géologique et la divagation du cours d'eau est limitée. Ceci lui confère naturellement un nombre réduit d'annexes hydrauliques et de zones humides. On peut penser que ce cours d'eau, au niveau de Cahors, avait à l'origine une population limitée de Brochets, que les altérations de la qualité de l'eau, de la continuité écologique et de l'hydrologie, le drainage et l'urbanisation des terres ont fragilisée. Le cas étudié met en avant la difficulté de remédier à une demande forte en poissons carnassiers qui ne semble pas en accord avec la capacité d'accueil et la productivité du milieu. Les déversements pallient ce déficit à court terme mais ne résolvent pas les problèmes que rencontrent les poissons pour accomplir leur cycle biologique. La réflexion sur le sujet doit donc être élargie, notamment dans un cadre plus conceptuel de mise en cohérence de ce que peut offrir le milieu et de ce que l'on y prélève, pour une gestion durable. D'un point de vue plus écologique, on peut aussi se demander quelle est l'utilité de soutenir une population en déversant des individus qui vont pour la majeure partie ressortir du cours d'eau avant la période de reproduction mais aussi s'interroger sur l'impact de l'augmentation brutale de la biomasse en top-prédateurs, notamment sur les autres carnassiers naturellement présents dans le cours d'eau (brochets juvéniles de l'année, par exemple).

I-V Conclusion

L'étude réalisée sur le Lot montre une nette différence du taux de capture des poissons lâchés en fonction de leur taille. Le lâcher et les hautes eaux semblent être des périodes critiques pour les poissons de déversement. Ils semblent particulièrement sensibles aux conditions de débit lors du lâcher et aux crues brèves et intenses. Le rôle des écrêteurs de crues et des zones refuges est donc primordial. Dans le cas de lâcher réalisés en novembre, ce sont les poissons les plus gros (LT >50 cm) qui sont les plus capturés par les pêcheurs. La pression exercée par les pêcheurs sur les carnassiers est non négligeable, avec 3/5 des poissons conservés et la majorité des captures ayant lieu avant la saison de reproduction. Les poissons semblent bien nourris, en présentant un taux de croissance élevé. Le marquage par marques spaghetti semble être une technique adéquate, mais elle a certainement accentué la différence de taux de capture entre « petits » et « gros » poissons, ainsi que limité le retour d'informations pour des individus restés plus d'un an dans le cours d'eau. La participation des pêcheurs dans ce genre d'étude limite la quantité de données recueillies mais reste tout de même un bon moyen d'obtenir des informations. Les déversements de brochets permettent de conserver le lien entre les hommes et la rivière ainsi que de soutenir un secteur de l'économie locale (vente d'article de pêche, tourisme,...). Ce type d'actions demande toutefois à être complété d'aménagements d'habitats et de mesures de gestion spéciales, pour étaler les prises dans le temps et permettre à certains poissons d'accomplir leur cycle biologique. Cahors apparaît comme un site intéressant pour expérimenter une limitation de la taille de capture (en s'inspirant de ce qui a été testé en Finlande, par Olin *et al.*, par exemple) ou un parcours sans prélèvement et des zones de réserve de pêche, le tout couplé à une politique d'amélioration/restauration des zones de fraies et d'habitat.

Les déversements nécessitent d'être étudiés plus précisément. On peut s'interroger sur le comportement des poissons dans les jours suivants le lâcher et sur la proportion de poissons issus de lâchers dans le nombre total de captures. L'absence de marque ne signifie en rien que le poisson est sauvage, puisque le taux de perte de marques devient important après un an. Le manque de données sur la population originelle du Lot ne permet pas de lancer une étude génétique. Le travail entamé par Martino (2012) sur la chimie des otolithes est donc une perspective intéressante pour déterminer l'origine des poissons. De plus, il semble intéressant de mieux comprendre les habitudes alimentaires des poissons, en particulier dans un milieu où se côtoient plusieurs espèces de carnassiers (introduites, soutenues par des déversements, etc.) ayant un enjeu halieutique.

PARTIE II: LE BROCHET DANS LA COMMUNAUTE DE TOP-PREDATEURS DU LOT

II-I Introduction

Les communautés écologiques forment des réseaux complexes, où chaque espèce est reliée aux autres par des interactions directes ou indirectes (Figure 30). Les liens entre espèces (et entre individus) peuvent être des interactions biologiques antagonistes ou mutualistes, des flux de matière et d'énergie, ou encore d'informations (signaux chimique, visuels, etc.). Ces communautés se structurent et évoluent en lien avec les caractéristiques des espèces (traits biologiques) et les contraintes environnementales (variabilité naturelle, perturbations). La structure des communautés résulte de la dynamique des populations qui la composent et des interactions entre ces populations (Polis et Strong, 1996). Les paramètres biotiques sont des facteurs importants de la régulation du réseau trophique (Paine, 1966), notamment la relation proie-prédateur. Ceci structure un peuplement donné en un réseau hiérarchisé dans lequel les poissons carnassiers constituent le dernier maillon (au dessus : « top ») et agissent sur le(s) niveau(x) inférieur(s) (« top-down » control (Hairston *et al.*, 1960)). Les invasions biologiques ont été identifiées comme un agent de changements environnementaux significatifs et de menaces pour la faune, la flore autochtone (Vitousek *et al.*, 1996) et la biodiversité (Sala *et al.* 2000). Les mécanismes par lesquels les chaînes alimentaires peuvent être déstabilisées par les espèces introduites sont extrêmement complexes (Cucherousset et Olden, 2011). Les introductions de top-prédateurs ont un fort effet sur les niveaux trophiques inférieurs et sur tout l'écosystème (Ehrenfeld, 2010) en modifiant notamment les flux de nutriments (Eby *et al.*, 2006, Lockwood *et al.*, 2007) et les relations interspécifiques qui ont un rôle décisif sur le comportement des poissons et l'utilisation de l'habitat (Lammens *et al.* 1992). Les interactions entre poissons invasifs et communautés de poissons natifs sont fréquemment mises en évidence par l'étude de leur régime alimentaire (Hyslop *et al.*, 1980). Les analyses de contenus stomacaux (ACS) ont mis en évidence que la population envahissante augmente la pression de prédation sur les espèces proies (Carol *et al.* 2009) ou augmente la compétition pour la ressource au sein de la communauté résidente (Britton *et al.*, 2007). Les méthodes contemporaines telles que les analyses des isotopes stables (AIS) complètent les ACS en donnant une perspective à plus long terme de la nourriture assimilée (Grey, 2006). Cette méthode est basée sur des relations connues entre proies et

consommateurs, permettant d'estimer la composition du régime alimentaire et les flux d'énergie au sein d'une chaîne alimentaire (Vander Zanden *et al.*, 1997).

La communauté de top-prédateurs du Lot est composée de deux espèces natives : Brochet et Perche *Perca fluviatilis*, et de trois espèces introduites : Sandre *Sander lucioperca*, Black-bass *Micropterus salmoides* et Silure *Silurus glanis*. Une analyse de la chimie des tissus de ces différentes espèces a été réalisée à partir d'individus capturés à Puy L'Evêque (46) entre 2008 et 2012. La partie suivante présente l'écologie trophique du Brochet au sein de la communauté de top-prédateurs du Lot, afin de situer cette espèce au sein du réseau trophique et d'estimer son éventuelle évolution, notamment en lien avec l'augmentation de la biomasse de silures.

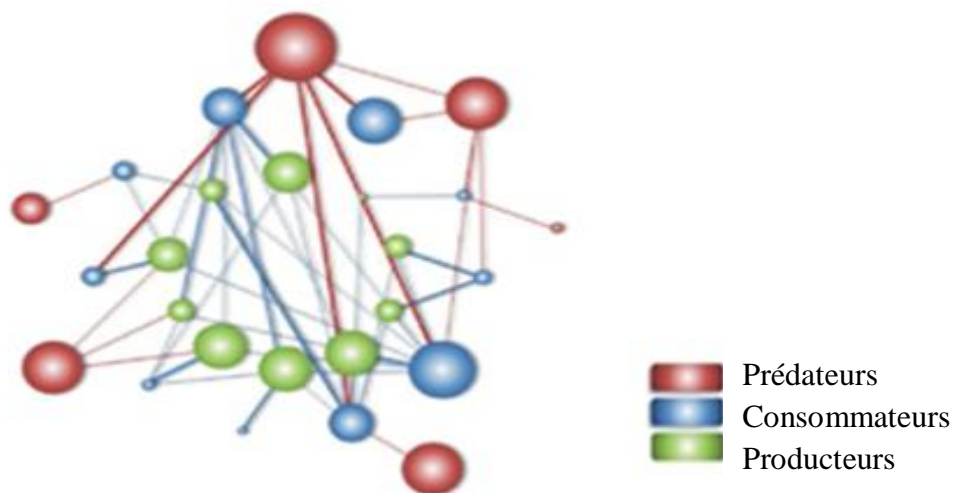


Figure 30. Schéma conceptuel d'un réseau trophique, sous forme d'un ensemble d'interactions (lignes) entre différentes communautés (nœuds) (source : Ecolab).

II-II Matériel et Méthode

II-II-1 Sites d'étude

Puy L'Evêque est une petite ville du Lot située à environ 30 kilomètres en aval de Cahors. Les caractéristiques de ce site seront considérées comme semblables à celles du Lot à Cahors, décrites dans la partie précédente (voir section I-II-1).

II-II-2 Généralités sur les Analyses des Isotopes Stables (AIS)

Deux atomes qui ont le même nombre de protons mais un nombre de neutrons différent sont appelés isotopes (par exemple : $^{16}\text{O}/^{18}\text{O}$). Ils se distinguent par une masse atomique différente, modifiant ainsi les propriétés physiques et chimiques des molécules formées. L'abondance naturelle de ces isotopes varie entre les différents compartiments de la biosphère et ainsi au niveau des chaînes trophiques. Lors de réactions chimiques, les liaisons établies par l'isotope léger seront plus aisément et plus rapidement brisées que celles faisant intervenir l'isotope lourd. Les molécules contenant les isotopes légers seront donc plus réactives. Ceci conduit à un enrichissement en isotope lourd par rapport à l'isotope léger. La composition isotopique d'un échantillon est exprimée grâce au delta isotopique (δ). Il s'agit de la différence, pour un élément donné, entre le rapport isotopique d'un échantillon (R_{ech}) et celui d'un standard (R_{std}), divisé par le rapport isotopique du standard :

$$\delta = ((R_{\text{ech}} - R_{\text{std}}) / R_{\text{std}}) * 1000$$

avec : $R = \text{Abondance isotope lourd} / \text{Abondance isotope léger}$

Les isotopes stables n'étant pas radioactifs, ils ne permettent pas de dater des événements. En revanche, ils permettent d'identifier des processus physico-chimiques et de caractériser des sources ayant une signature isotopique spécifique. Il existe une relation entre les signatures isotopiques des consommateurs et de leur nourriture, sur laquelle se base la reconstruction du réseau trophique. Chaque organisme possède une signature isotopique qui lui est propre. Lorsqu'un consommateur mange sa nourriture, il y a un transfert d'énergie trophique qui s'accompagne d'un fractionnement isotopique, de valeur variable en fonction de l'isotope considéré (Dufour et Gerdeaux, 2001). Le consommateur présente une signature identique à sa nourriture, plus la valeur du fractionnement isotopique. De nombreuses études ont permis d'estimer ces taux de fractionnement entre 0 et 1 pour le carbone ($^{12}\text{C}/^{13}\text{C}$) et à 3,4 pour l'azote

($^{14}\text{N}/^{15}\text{N}$) (Peterson et Fry, 1987). Les mesures isotopiques permettent ainsi de connaître la nature du régime alimentaire du consommateur, en général au cours des 3 derniers mois (selon le taux de renouvellement des tissus étudiés). La valeur de $\delta^{13}\text{C}$ renseigne sur l'origine de la nourriture et $\delta^{15}\text{N}$ sur la position trophique de l'individu ou de l'espèce (Figure 31, ANNEXE).

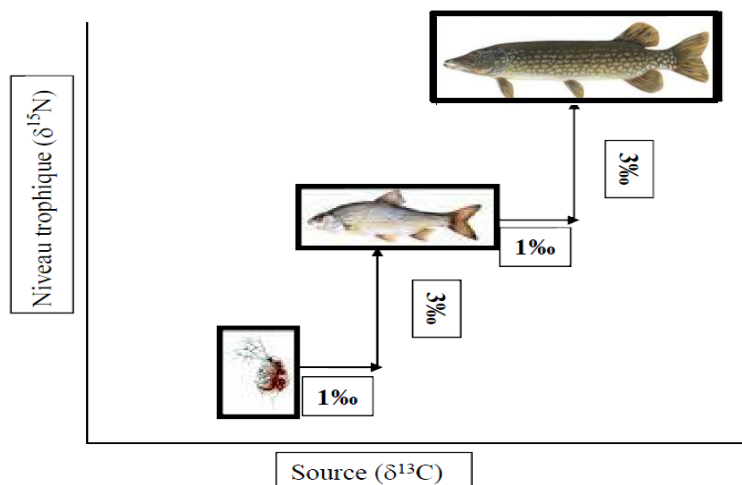


Figure 31. Reconstitution simplifiée des relations trophiques grâce aux taux de fractionnement des isotopes stables du carbone et de l'azote.

La mesure isotopique est une mesure intégrée du régime alimentaire qui prend en compte l'assimilation réelle des nutriments par l'organisme. Les AIS diffèrent en cela des contenus stomacaux qui ne traduisent que l'ingestion. La construction de graphiques $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ permet d'estimer le réseau trophique étudié. Ce dernier devenant plus complexe avec les variabilités interindividuelles et le nombre d'espèces proies.

Les signatures isotopiques peuvent également être utilisées dans le calcul des proportions des sources de nourriture consommées par un organisme. Il s'agit des modèles de mélange à plusieurs sources ou mixing models. Le plus utilisé est SIAR Stable Isotope Analysis in R de Parnell et al. (2010) utilisé sous le logiciel R.

II-II-3 Collecte des données

Echantillonnage

Le concours de pêche aux carnassiers de Puy L'évêque réunit, tous les 2 ans à la mi-mai, une quarantaine de binômes de pêcheurs amateurs. Lors de cette manifestation les équipes doivent se départager en capturant le plus grand nombre de poissons et les plus gros possibles. Ceci permet de capturer un nombre relativement important de carnassiers à un moment précis.

Lorsqu'un poisson a été capturé, celui-ci a été mesuré et un morceau de nageoire pelvienne ou pectorale (1-2 cm²) a été prélevé puis placé dans un tube Ependorff. Des corbicules *Corbicula fluminea* et des écrevisses *Orconectes limosus* ont été collectées par ramassage manuel sur tronçon considéré. En 2008 et 2010, des lignes de fond et des filets maillants ont été posés par des pêcheurs amateurs aux engins, afin de collecter des anguilles et des petits cyprinidés. En 2012, la collecte des espèces proies a été effectuée par pêche à la ligne, mais aucune écrevisse n'a pu être collectée en raison d'un niveau d'eau élevé et d'une température fraîche limitant leur activité.

Traitement des échantillons

Après prélèvement, les échantillons ont été stockés au réfrigérateur (4-6°C) puis au congélateur (environ -18°C). Après décongélation, les tissus biologiques (morceaux de muscle pour les petits poissons et les écrevisses, morceau de nageoire pour les carnassiers et pieds de trois individus groupés pour les corbicules) ont été nettoyés à l'eau distillée puis séchés (dans des tubes Eppendorf) à l'étuve à 60°C pendant 48h. Les échantillons secs ont ensuite été envoyés à l'université de Cornell (EU) pour être broyés et réduits en une poudre fine et homogène. La quantité de poudre nécessaire par échantillon est de 0,2 mg environ pour réaliser les analyses isotopiques. Cette quantité pour chaque échantillon est pesée et enfermée dans des capsules en étain avant d'être introduite dans un analyseur élémentaire couplé à un spectromètre de masse, pour les mesures isotopiques. Les résultats sont ensuite renvoyés sous forme de fichier Excel. Le coût d'un échantillon est de 9,70€ (2,40€ pour le broyage et 7,30€ pour l'analyse isotopique).

II-II-4 Analyse des données

La comparaison d'échantillons et les différents calculs ont été réalisés de la même façon que dans la partie précédente (voir section I-II-4).

En raison de variabilités interannuelles, la comparaison de $\delta^{15}\text{N}$ n'est pas possible directement. Pour cela, les données ont été corrigées en utilisant les valeurs propres des « lignes de base » constituées par des organismes filtreurs. La position trophique (PT) a été estimée, grâce à la formule de Vander Zanden *et al.* (1997) :

$$\text{PT} = [(\delta^{15}\text{N}_{\text{poisson}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{mollusques}}) / 3,4] + 2$$

où 3,4 représente une élévation de 1,0 dans le réseau (en relation avec le taux de fractionnement de l'azote).

II-III Résultats

Le concours de pêche a permis de récolter 83 échantillons de tissus de carnassiers (Tableau 6). Il n'y a pas de différence significative de taille des brochets (Test de Kruskal-Wallis : $K=3,917$; $ddl=2$; $p=0.041$) ni celle des perches (Test de Kruskal-Wallis : $K=5.33$; $ddl=2$; $p=0,063$). En 2012, les silures capturés sont plus gros que ceux capturés en 2008 et 2010 (Test de Kruskal-Wallis : $K=20,34$; $ddl=2$; $p<0,0001$ et procédure de Dunn : $p < 0,001$) et les sandres sont plus petits (Test de Kruskal-Wallis : $K=11,48$; $ddl=2$; $p=0.003$ et procédure de Dunn : < 0.047). Toutes les classes de tailles n'ont pas été capturées ; les gros silures ainsi que les juvéniles de toutes espèces ne sont pas, ou très faiblement, représentés.

Tableau 6. Longueur totale (LT) des poissons capturés à Puy l'Evêque.

Espèce	2008					2010					2012				
	n	LT (cm)				n	LT (cm)				n	LT (cm)			
		Moyenne	±	Min	Max		Moyenne	±	Min	Max		Moyenne	±	Min	Max
Brochet	6	62,7	4,8	53	66	2	56,0	4,2	53	59	10	55,2	8,7	36	68
Sandre	15	67,6	9,7	58	89	3	61,0	9,2	51	69	5	58,4	8,3	46	68
Silure	10	65,5	20,0	51	90	8	57,9	21,7	21	84	11	75,9	16,3	55	112
Perche	2	20,0	11,3	12	28	2	17,5	3,5	15	20	4	30,8	5,6	25	36
Black-bass	0	-	-	-	-	0	-	-	-	-	1	39	-	-	-
Anguille	1	60	-	-	-	3	69,0	3,6	65	72	0	-	-	-	-

II-III-1 Structure du réseau trophique

Chaque année, les différents compartiments du réseau trophique sont bien marqués. Le premier est composé d'organismes consommateurs de rang 1, ici représentés par les corbicules qui se nourrissent de matière organique morte et de phytoplancton. Le second compartiment est composé par des prédateurs d'invertébrés (zooplancton et macroinvertébrés). Le dernier est constitué de prédateurs de poissons.

Les analyses isotopiques (Figure 32) révèlent que la niche trophique du Brochet est très proche, voir recouvre celle des silures de taille relativement réduite (par rapport aux plus de 2m que peut atteindre ce poissons. Ici TL max=112 cm) et ce, quelles que soient les années. Ces deux espèces se nourrissent principalement de petits cyprinidés et d'écrevisses. Le Sandre est situé en haut de ce réseau, ce qui suggère une consommation d'organismes d'un niveau trophique supérieur à celui de cyprinidés, tels que de jeunes perches par exemple.

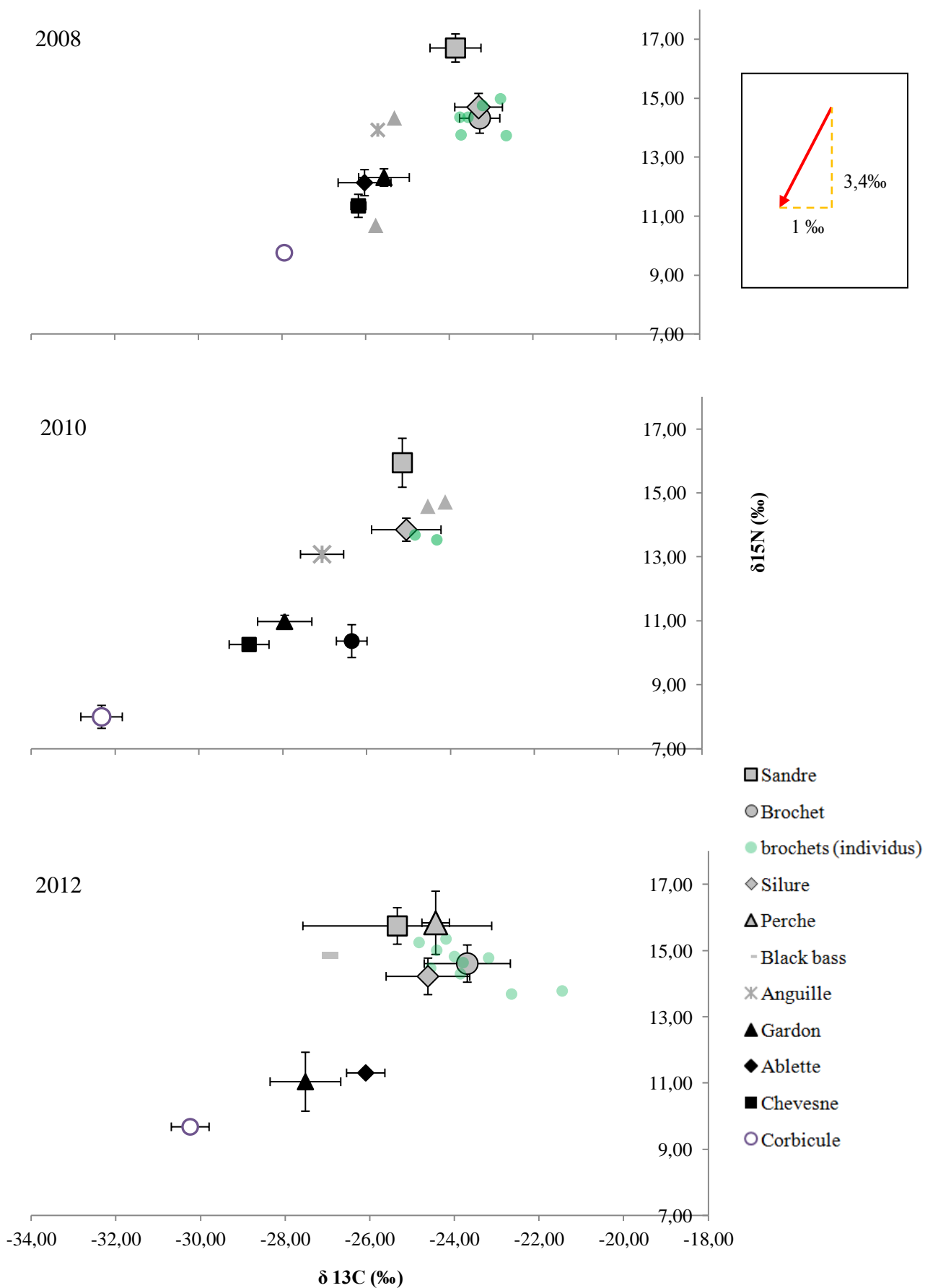


Figure 32. Delta isotopiques des poissons capturés poissons du Lot à Puy L'Evêque.

II-III-2 Positions trophiques (PT)

La position trophique du Brochet et de la Perche ne varie pas significativement entre les 3 années (Test de Kruskal-Wallis : $K= 5,904$ et $4,50$; $ddl=2$; $p=0,052$ et $0,105$)(Figure 33) mais les valeurs observées sont plus élevées en 2010 qu'en 2008 (procédure de Dunn : $p=0,0148$ et $0,041$). La PT du Silure est significativement plus élevée en 2010 (Test de Kruskal-Wallis : $K= 14,182$; $ddl=2$; $p=0.001$ et procédure de Dunn : $p < 0.028$). La PT du Sandre est significativement plus basse en 2012 qu'en 2010 (Test de Kruskal-Wallis : $K=8,139$; $ddl=2$; $p=0.017$ et procédure de Dunn : $p=0.005$).

Chaque année, les PT du Silure et du Brochet sont très proches (environ 3,5) et situées sous le Sandre. La PT de ce dernier était voisine de 4-4,5 en 2008 et 2010. Elle est inférieure à 4 en 2012 et est plus proche de celle des autres espèces prédatrices. La position trophique de la perche varie entre les années pour atteindre le niveau proche (voir légèrement supérieur) de celui du Sandre (environ 4). Le niveau trophique du Brochet ne semble pas, ou très faiblement, augmenter avec la taille (Figure 34). Les différences apparaissent comme le résultat de différences inter individuelles et inter annuelles.

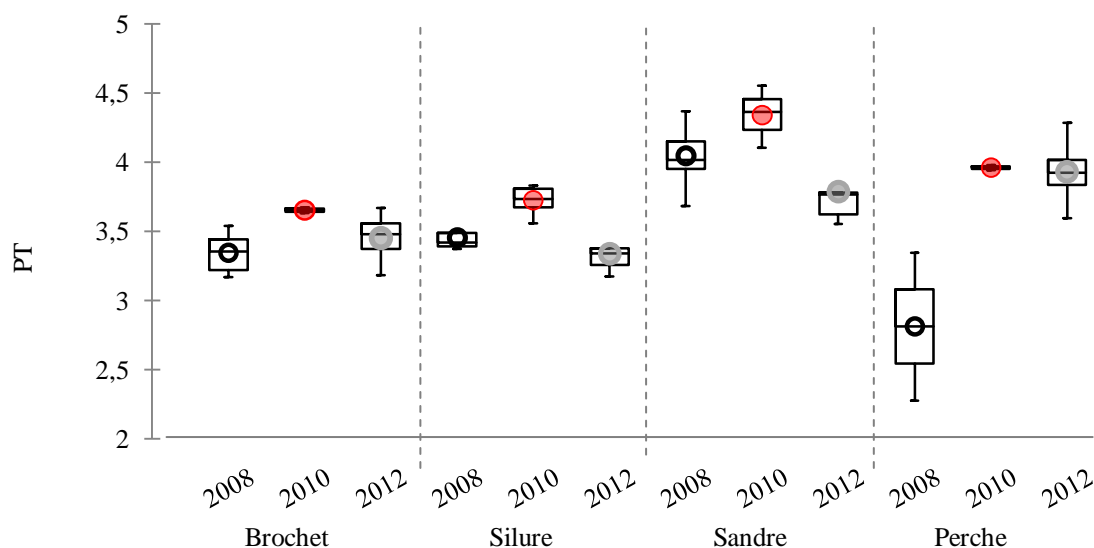


Figure 33. Position Trophique (PT) des carnassiers capturés à Puy L'Evêque en 2008, 2010 et 2012.

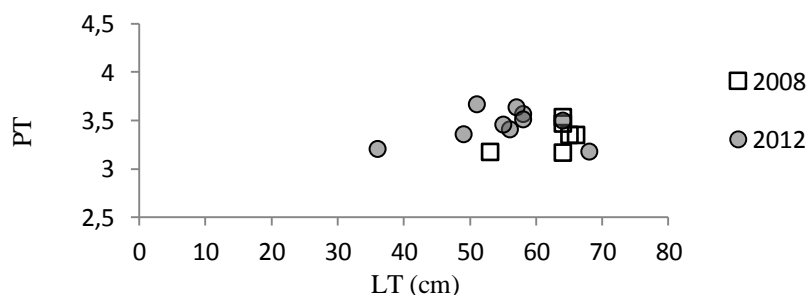


Figure 34. Position trophique des brochets en fonction de leur Longueur totale.

II-IV Discussion

La partie précédente (voir section I-IV), suggère que les déversements de brochets ont une influence sur les captures par les pêcheurs. L'estimation de l'évolution de la population d'une espèce considérée va donc être rendue plus difficile dans le cas de rivière recevant des poissons de lâchers (ce qui est aussi le cas pour le Sandre et la Perche). L'analyse isotopique de la communauté de top-prédateurs du Lot est donc une façon intéressante d'appréhender le fonctionnement et l'évolution de ce compartiment de l'écosystème.

Structure de la communauté de top-prédateurs

Sur la période d'étude, les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ varient d'une année à l'autre. Ces variations sont bien visibles pour les compartiments les plus bas du réseau (consommateurs de rang 1) et vont entraîner un décalage des compartiments supérieurs (effet « bottom-up »). C'est en 2010 que la valeur $\delta^{13}\text{C}$ a été la plus faible. L'absence du passage d'une crue relativement forte a pu limiter la remobilisation des nutriments (entre lit majeur et lit mineur), donnant ainsi une importance relative plus élevée aux débris, de type litière ($\delta^{13}\text{C}$ plus réduit), comme nourriture à la base du réseau trophique. A l'inverse, le pic de crue de janvier 2007, a pu donné plus d'importance aux sources de carbone aquatique ($\delta^{13}\text{C}$ plus proche de 0), en permettant une meilleure production planctonique. Une perche de 12 cm capturée en 2008 ayant un $\delta^{15}\text{N}$ élevé (14,3‰) semble valider cette hypothèse. En effet, un fort recrutement de perches (planctonivores aux jeunes stades de leur vie) a pu augmenter le cannibalisme intra-cohorte (Persson *et al.* 2000) et donc donner à cet individu une position trophique élevée (3,35).

Les niches trophiques des top-prédateurs sont voisines. La niche trophique du Brochet et du Silure sont très proches et se recouvrent partiellement. Leur alimentation est principalement composée de cyprinidés et d'écrevisses. Ceci est en accord avec Martino (2012) et les résultats de Syväranta *et al.* (2010). Le sandre occupe un niveau trophique supérieur en raison de consommation probable de jeunes perches (<15 cm) et de cannibalisme (Kopp *et al.*, 2009) qui vient s'ajouter à la consommation de cyprinidés et écrevisses. Bien que la signature isotopique des anguilles semble indiquer que cette espèce est une proie du Sandre, il semble peu probable que des sandres de 60 cm de longueur moyenne consomment des anguilles de plus de 60 cm. Ceci met en évidence la difficulté de reconstituer les réseaux trophiques dans des écosystèmes où les proies ont des signatures isotopique assez proche. L'utilisation des modèles de mélanges nécessite une bonne interprétation des résultats des différents deltas isotopiques et de la taille des individus.

Des variations interannuelles se distinguent. L'analyse de l'évolution de la PT des perches est limitée par un nombre réduit d'individus ($n=2-4$). Il semble que le niveau trophique de cette espèce augmente entre les années, pour atteindre son maximum en 2012. Les perches ont une PT élevée en 2010 et 2012. L'augmentation de la PT est peut-être liée à une bonne reproduction qui a favorisé le cannibalisme ou le vieillissement de poissons spécialisés dans le cannibalisme (bien que la différence ne soit pas significative, la taille des perches capturées augmente avec les années). Les poissons lâchers sont peut-être des proies pour des congénères plus gros ou cannibales (pour les plus gros individus). Il est intéressant de noter que la PT des perches capturées est élevée les années succédant des déversements automnaux (2008 étant exempt de lâcher pour cette espèce). Les poissons lâchers sont peut-être proies ou/et prédateurs, ce qui va augmenter la position trophique des plus gros sujets.

En 2012, la PT des sandres a diminué et leur niche trophique semble s'être agrandie. En effet, l'écart-type en $\delta^{13}C$ était de 2,23 en 2012 contre 0,13 et 0,47 en 2008 et 2010. Ce changement est peut-être lié à la différence de taille des poissons capturés qui va limiter la prédation sur de jeunes sujets ou des perches. Bien que significative, cette différence de taille est limitée et ne semble pas être l'élément principal expliquant ce phénomène. Le rapprochement de la niche trophique de la Perche et du Sandre a peut-être conduit ce dernier à exploiter une autre ressource alimentaire. Ce phénomène a pu être accentué par le déversement de sandres ne provenant pas du Lot au cours de l'hiver précédent (contrairement à 2007 et 2009). Il est également probable que le recrutement en Sandre ait été moins bon en 2011 ou/et qu'une bonne reproduction des cyprinidés ait constitué une ressource alimentaire suffisamment grande pour limiter le cannibalisme. Cette dernière hypothèse semble se justifier au regard de l'hydrogramme du Lot, qui montre un niveau d'eau bas et stable l'été précédent (en 2011), dès le mois de mai. Ceci a pu favoriser le réchauffement de l'eau et permettre une bonne reproduction des cyprinidés. Le manque d'informations sur le stade juvéniles des carnassiers et l'origine des poissons capturés limitent ici l'interprétation des résultats.

La position trophique du Brochet ne semble pas augmenter avec la taille des individus (entre 40 et 80 cm). Le régime alimentaire de ces poissons semble principalement dépendre des contraintes environnementales plutôt que de l'ontogénie, pour des sujets de plus d'un an. Le manque de données sur de gros sujets ($LT > 1$ m) limite l'analyse de l'évolution du régime alimentaire et de la position trophique des brochets avec l'âge.

Evolution de la communauté de top-prédateurs

L'année 2010 se distingue des autres années par une PT moyenne des top-prédateurs plus élevée. Il est probable que l'absence du passage d'une forte crue ait réduit la productivité du milieu. Ceci a pu contraindre les consommateurs de différents niveaux trophiques à se nourrir de proies d'un niveau trophique supérieur et ainsi étirer le réseau vers le haut. Des informations sur l'abondance des différentes proies auraient été utiles pour mieux comprendre ces variations.

Le silure est arrivé dans les eaux du Lot, il y a une quinzaine d'année. Le nombre de captures de cette espèce, lors du concours de Puy-L'évêque augmente depuis 2006 (5, 12, 8 et 15 captures entre 2006 et 2012), le nombre de prises lors de pêches électriques par ambiances réalisées à Cahors s'élève (1, 3, 7, 13 entre 2007 et 2010) et le nombre d'individus observés *in situ*, par plongée, augmentent également (4, 10, 13 et 14 entre 2008 et 2012). Ceci indique que la population est en expansion. Les observations des autres espèces par plongée ou pêche électrique par ambiances sont plus anecdotiques et variables selon les années. La tendance d'évolution de leurs populations est plus difficile en raison du faible nombre d'observations et du manque de données standardisées de pêche. Les analyses isotopiques réalisées se situent dans la phase de colonisation du Silure. Malheureusement, aucune donnée n'existe pour la période précédant l'arrivée du Silure ou les premières années de la colonisation. Il est donc délicat d'analyser les variations en cours dans le réseau de top-prédateurs, en relation avec l'augmentation de la biomasse de silures. Il est difficile d'attribuer à ce poisson les changements observés car des variations environnementales (débit, températures,...) et des différences de gestion halieutiques viennent s'ajouter. Les prélèvements ont été réalisés à la fin du printemps, le même type d'étude devrait être reconduit à différentes périodes de l'année pour mieux comprendre le fonctionnement du réseau trophique. En effet, le comportement des poissons varie en fonctions de la température, du nyctémère, etc. et les interactions entre espèces sont vraisemblablement différentes au cours de l'année. On peut tout de même observer que, sur les 5 années, la niche trophique du Brochet n'a pas, ou très peu, varié. Il est probable que la ressource alimentaire du Lot soit suffisante pour accueillir ces deux espèces et que la différence dans leur rythme d'activité (nocturne/diurne) leur permette d'utiliser la même ressource. Les croissances observées sur les brochets lâchés suggèrent, par ailleurs, que la ressource alimentaire, dans le cours d'eau, est bonne. On peut alors s'interroger sur l'influence de ce poisson sur les carnassiers lucifuges, tels que le sandre pour lequel l'année 2012 semble indiquer un changement. Les variations observées peuvent être liées à des changements comportementaux : la période d'activité du Sandre est peut-être réduite par la

présence de gros silures potentiellement prédateurs, mais sont également le résultat de la dynamique naturelle de cette population et/ou de la dégradation du milieu. La différence entre des niches écologiques « stables », comme celle du Brochet, et d'autres plus « variables », comme celles des percidés, est intéressante d'un point de vue de la conservation. En effet, on peut s'interroger sur le rôle de la plasticité de la niche écologique des espèces dans l'adaptation aux contraintes environnementales et la dynamique de leur population. Les analyses conduites dans les prochaines années, viendront compléter ces informations et vérifier si l'étalement de la niche du sandre, par exemple, est lié à la présence du Silure, à des variables environnementales faisant varier le recrutement de cette espèce et de ses proies ou à des actions directes de l'homme comme les déversements.

Place des poissons déversés

Il n'apparaît pas de différence de signature isotopique des brochets capturés, formant deux groupes d'individus et révélant ainsi une différence entre poissons lâchés et poissons sauvages. Les poissons lâchés semblent donc bien s'intégrer dans le réseau trophique après 6 mois dans le cours d'eau (sous réserve que les captures réalisées comprennent à la fois des poissons sauvages et des poissons lâchés). Aucun poisson capturé n'a une signature isotopique révélant du cannibalisme. Ce comportement n'apparaît pas comme un paramètre majeur de structuration de la population de brochets adultes et peut être limité par un faible recrutement des juvéniles dans le Lot. Il pourrait être intéressant de réaliser des analyses isotopiques avant la fermeture administrative de la pêche des carnassiers, pour mieux appréhender comment se fait cette adaptation aux nouvelles ressources et vérifier s'il y a du cannibalisme dans la période qui suit le lâcher, comme suggéré dans la partie précédente (voir section I-IV). L'étude de la place des poissons lâchés dans le réseau et par rapport à leur congénères « sauvages » ainsi que de leur impact dans la population et la communauté réceptrice, pour le brochet mais aussi pour d'autres espèces comme la perche, est une perspective intéressante pour mieux répondre aux problématiques de gestion des carnassiers. Une possibilité serait de ne pas réaliser de déversements de brochets à Puy l'Evêque en 2013 pour étudier la signature isotopique des poissons capturés lors du concours qui se tiendra en mai 2014.

II-V Conclusion

L'étude du fonctionnement de la communauté de top-prédateurs du Lot, par analyse isotopique, est à son stade préliminaire. Les résultats des trois premiers échantillonnages (répartis sur 5 ans) révèlent l'importance de travailler sur une longue chronique de temps et de d'intégrer un maximum d'espèces à différents stades de leur vie. Pour dégager le rôle des différents paramètres biotiques et abiotiques sur le peuplement de poissons d'un grand milieu ouvert et reconstituer un réseau trophique, le jeu de données doit être le plus complet possible. Les analyses isotopiques révèlent que la niche trophique du Brochet et celle du Silure paraissent stables et très proches, à l'échelle de temps considérée. La position trophique des brochets entre 40 et 80 cm n'augmente pas avec la taille ce qui signifie une relative stabilité du régime alimentaire. Silures et brochets se nourrissent principalement de cyprinidés et d'écrevisses. Les niches trophiques de la Perche et du Sandre ont évolué dans les 5 ans séparant le premier et le dernier échantillonnage. Les variations les plus visibles de niche trophiques s'observent chez les percidés malgré une plus grande différence de position au sein du réseau, en particulier au niveau du $\delta^{15}\text{N}$ (en relation avec la position trophique). Ces deux espèces peuvent occuper des positions trophiques élevées et supérieures à celles de Brochet, en raison de la consommation de poissons ichtyophages telles que les perches. L'analyse des variations interannuelles est rendu difficile par le nombre de variables entrant en jeu, notamment le rôle des déversements, et un nombre parfois réduits d'individus (cas des perches).

Le rôle de la présence d'une nouvelle espèce introduite sur le fonctionnement du système Lot n'a pas pu être clairement identifié. L'écologie trophique du Brochet ne semble pas avoir changé, peut-être en lien avec la productivité du milieu en proies. Ce genre d'étude doit donc être répété dans des milieux au niveau de trophie inférieur. Les observations *in situ* peuvent livrer d'autres informations précieuses (relation espèces-habitats, comportements, etc.) mais le faible nombre de poissons vus lors des plongées (3 observations en 8 plongées) limite les résultats. Le Lot semble avoir la capacité d'accueillir Silure et Brochet, malgré la proximité de leur niche trophique. Il ne faut pas oublier que les 4 principales espèces de top-prédateurs du Lot (Brochet, Sandre, Perche, Silure) cohabitent depuis longtemps dans d'autres rivières européennes, comme le Danube. La comparaison de la niche trophique des carnassiers de France pourrait également être intéressante avec un milieu aux caractéristiques similaires où aucune de ces espèces n'est considérée comme exotique ou bien où leur colonisation est plus ancienne.

Conclusion générale

Les brochets déversés dans les cours d'eau à la fin de l'automne sont capturés par les pêcheurs. La proportion de poissons capturés par rapport au nombre lâchés dépend des conditions qui règnent dans le cours d'eau au moment du lâcher et de la taille des poissons. Les meilleurs résultats sont obtenus pour des poissons déversés à une longueur supérieure à la taille légale de capture, dans les conditions de débits modérés au moment du lâcher et dans les jours/semaines suivants. Les poissons lâchés semblent pouvoir être bien intégrés dans le milieu. Les résultats ont montré des valeurs proches de ceux que fournit la littérature, notamment en termes de croissance et de déplacement. La niche écologique des brochets ne semble pas avoir été bousculée par l'augmentation de la population d'une espèce invasive : le Silure. Les deux espèces exploitent des ressources alimentaires très proches l'une de l'autre, mais celles-ci semblent suffisantes au regard du taux de croissance élevé des poissons déversés. La pression exercée par la pêche amateur sur les poissons carnassiers semble non-négligeable. Il paraît important de compléter les déversements par l'amélioration de la capacité d'accueil (qualité de l'eau, quantité d'abris,...) et la productivité en juvéniles du milieu (restauration de frayères). De plus, la mise en place des mesures de gestion visant à protéger certaines zones pour permettre le vieillissement des poissons et l'accomplissement de leur cycle biologique paraît pertinente. Cahors constitue un site intéressant pour continuer l'acquisition de données et l'expérimentation pour améliorer la gestion des espèces piscicoles à forts enjeux, telles que le Brochet.

Le présent rapport ne constitue qu'un volet de l'étude sur les carnassiers du Lot, dont les résultats devraient prochainement être rédigés sous forme plus pédagogiques et diffusés auprès des fédérations de pêche et des pêcheurs. Ceci permettra éventuellement aux gestionnaires d'améliorer leur pratiques de déversement, de réaliser des études sur les effets et/ou l'amélioration des lâchers. En effet, cette étude a permis de tirer des conclusions intéressantes mais certains aspects restent flous et méritent d'être approfondis.

La collaboration entre un laboratoire de recherche en écologie aquatique et une fédération de pêche a été une expérience fructueuse qui a permis le partage de connaissance et de savoir faire tout en impliquant les pêcheurs. Ce genre d'action semble intéressant à développer dans le futur, pour créer une dynamique d'acquisition et de partage de connaissances pour l'amélioration de la gestion et de la qualité des milieux aquatiques ainsi que des usages que l'on en fait.

Bibliographie

- Baird, O.E., Krueger, C.C., Josephson, D.C., 2006. Growth, Movement, and Catch of Brook, Rainbow, and Brown Trout after Stocking into a Large, Marginally Suitable Adirondack River. *North American Journal of Fisheries Management*, 26 :180–189.
- Berg, S., Jeppesen, E., Martin Søndergaard, M., 1997. Pike (*Esox lucius* L.) stocking as a biomanipulation tool 1. Effects on the fish population in Lake Lyng, Denmark. *Hydrobiologia*, 342/343: 311–318.
- Britton J.R., Boar R.R., Grey J., Foster J., Lugonzo J., Harper D., 2007. From introduction to fishery dominance: the initial impacts of the invasive carp *Cyprinus carpio* in Lake Naivasha, Kenya, 1999 to 2006. *Journal of Fish Biology*, 71: 239–257.
- Burr, J., 1998. Effect of post-capture handling on mortality in Northern Pike. Alaska Department of Fish and Game, Fisheries data series, 98-44 : 18p.
- Carol J., Benejam L., Benito J., Garcia-Berthou E., 2009. Growth and diet of European catfish (*Silurus glanis*) in early and late invasion stages. *Fundamental and Applied Limnology*, 174: 317–328.
- Casselman, S.J., 2005. Catch-and-release angling: A review with guidelines for proper fish handling practices. Fish & Wildlife Branch. Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough, 26 p.
- Coltman, D.W., 2008. Evolutionary rebound from selective harvesting. *Trends in Ecology and Evolution*, 3: 117-118.
- Cooke, S.J., Philipp, D.P., Dunmall, K.M., Schreer, J.F., 2001. The influence of terminal tackle on injury, handling time, and cardiac disturbance of rock bass. *North American Journal of Fisheries Management* 21: 333-342.
- Copp, G.H., Britton, J.R., Cucherousset, J., Garcia-Berthou, E., Kirk, R., 2009. Voracious invader or benign feline? A review of the environmental biology of European catfish *Silurus glanis* in its native and introduced ranges. *Fish and Fisheries*, 10: 252–282.
- Craig, J.F., 1996. Pike Biology and exploitation. London Chapman & Hall. 299p.
- Cucherousset, J., Olden, J.D., 2011. The ecological impacts of non-native freshwater fishes. *Fisheries* 36: 215–230.
- Dotson, T., 1982. Mortalities in trout caused by gear type and angler-induced stress. *North American Journal of Fisheries Management*, 2: 60-65.

- DuBois, R.B., Margenau, T.L., Stewart, R.S., Cunningham, P.K., and Rasmussen, P.W., 1994. Hooking mortality of northern pike angled through ice. *North American Journal of Fisheries Management*, 14: 769-775.
- Dufour, E., Gerdeaux, D., 2001. Apports des isotopes stables ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$, $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$, $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$, $^{36}\text{S}/^{34}\text{S}$, $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) aux études écologiques sur les poissons. *Cybiu*, 25: 369-382.
- Eby, L.A., Roach, W.J., Crowder, L.B., Stanford, J.A. 2006. Effects of stocking-up freshwater food webs. *Ecology and Evolution*, 10: 576-584.
- Ehrenfeld, J.G., 2010. Ecosystem Consequences of Biological Invasions. *Ecology and Evolution*, 41: 59-80.
- Ferguson, R.A., Tufts, B.L., 1992. Physiological effects of brief air exposure in exhaustively exercised rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): implications for "catch and release" fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49: 1157-1162.
- Griffiths, R.W., Newlands, N.K., Noakes, D.L.G., Beamish, F.W.K., 2004. Northern pike (*Esox lucius*) growth and mortality in a northern Ontario river compared with that in lakes: influences of flow. *Ecology of Freshwater Fish*, 13: 136-144.
- Grimm, M.P., 1981. Intraspecific predation as a principal factor controlling the biomass of northern pike (*Esox lucius* L.). *Fisheries Management*, 12: 77-79.
- Grey J., 2006. Stable isotopes in freshwater ecology: current awareness. *Polish Journal of Ecology*, 54: 563–584.
- Gurtins, S.D., Brown, M.L., Scalet, C.G., 1999. Retention of Floy FD-94 Tags and Effect on Growth and Condition of Northern Pike and Largemouth Bass. *Journal of Freshwater Ecology*, 3: 280-285.
- Hairton, N.G., F, E, Smith, F.E., Slobodkin, L. B., 1986. Community structure, population control and competition. *American Naturalist*, 94: 421-424.
- Harmon, M.E., Franklin, J.F., Swanson, F.J., Sollins, P., Gregory, S.V., Lattin, J.D., Anderson, N.H., Cline, P., Aumen, N.G., 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research*, 15: 133–302.
- Harvey, 2009. A Synopsis of Northern Pike (*Esox lucius*). *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2885, 31p.
- Headrick, M.R., Carline, R.F., 1993. Restricted summer habitat and growth of northern pike in two Southern Ohio impoundments. *Transactions of the American Fisheries Society*, 122: 228–236.
- Huner, J.V., Lindquist, O.V., 1983. How Finland stocks her rivers and lakes. *Fish Farming International*, 10 : 10–11.

- Hurst, T.P., 2007. Causes and consequences of winter mortality in fishes. *Journal of Fish Biology*, 71 : 315–345.
- Hyslop, E.J. 1980. Stomach contents analysis – a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17: 411–429.
- Jones, D.R., Kiceniuck, J.W., Bamford, O.S., 19974. Evaluation of the swimming performance of several fish species from the Mackenzie River. *Journal of Fish Research. Board Can*, 31: 1641-1647.
- Johnson, B.M., Margenau, T.L., 1993. Growth and Size-Selective Mortality of Stocked Muskellunge: Effects on Size Distributions. *North American Journal of Fisheries Management*, 13: 625-629.
- Keith, P., Persat, H., Feunteun, E., Allardi, J., 2001. Les poissons d'eau douce de France. Biotope, Mèze ; Muséum d'histoire naturelle, Paris (collection Inventaires et biodiversité), 552p.
- Keith, P., Marion, L., 2002. Methodology for drawing up a Red List of threatened freshwater fish in France. *Aquatic conservation*, 12 : 169-179.
- Klefoth, T., Kobler, A., Arlinghaus, L, 2008. The impact of catch-and-release angling on short-term behaviour and habitat choice of northern pike (*Esox lucius* L.). *Hydrobiologia*, 601: 99–110.
- Koed, A., Balleby, K., Mejhede, P., Aarestrup, K., 2006. Annual movement of adult pike (*Esox lucius* L.) in a lowland river. *Ecology of Freshwater Fish*, 15: 191–199.
- Kopp, D., Cucherousset, J., Syväranta, J., Martino, A., Céréghino, R., Santoul, F., 2009. Trophic ecology of the pikeperch (*Sander lucioperca*) in its introduced areas: a stable isotope approach in southwestern France. *C R Biol*, 332: 741–746.
- Lammens EHR, Landman AF, McGillavry PJ, Vlink B (1992) The role of predation and competition in determining the distribution of common bream, roach and white bream in Dutch eutrophic lakes. *Environment and Biology of Fish*, 33: 195-205.
- Langangen, O., Edeline, E., Ohlberger, J., Winfield, I.J., Fletcher, J.M., James J.B., Stenseth, N.C., Vøllestad, L.A., 2011. Six decades of pike and perch population dynamics in Windermere. *Fisheries Research*, 109: 131–139.
- Lankford, T. E., Targett, T. E., 2001. Low-temperature tolerance of age-0 Atlantic croakers: recruitment implications for U.S. mid-Atlantic estuaries. *Transactions of the American Fisheries society*, 130: 236–249.

- Le Louarn, H., Feunteun, E., 2001. Le Brochet *Esox lucius* Linné, 1758. In : Keith, P., Allardi, J., (Eds), Atlas des poissons d'eau douce de France. Patrimoines Naturels, MNHN, Paris, pp. 228-229.
- Liao, J.C., 2012. A review of fish swimming mechanics and behaviour in altered flows. Philosophical Transaction Research Society, 362:1973-1993.
- Libings, M.E., Schoenebeck, C.W., Brown, M.L., 2007. Long-term anchor tag retention in yellow perch, *Perca flavescens* (Mitchill). Fisheries Management and Ecology, 14: 365-366.
- Lockwood J.L., Hoopes M.F, Marchetti M.P., 2007. Invasion Ecology. Oxford, UK: Blackwell Publishing, 312pp.
- Martino, A., 2012. Ecologie trophique des poissons top-prédateurs – interactions entre espèces natives et introduites au sein d'écosystèmes dulçaquicoles, Thèse, Université de Toulouse.
- Mittelbach, G.G., Persson, L., 1998. The ontogeny of piscivory and its ecological consequences. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 55: 1454-1465.
- Nelissen, M.H.J., 1992. Does body size affect the ranking of a cichlid fish in a dominance hierarchy? Journal of Ethology, 10: 153-156.
- Nilsson, P.A., 2006. Avoid your neighbours: size-determined spatial distribution patterns among northern pike individuals. Oikos 113: 251-258.
- Olin, M., Kuparinen, A., Alho, J., Tiainen, J., Lehtonen, H., Ruuhijärvi, J., 2011. Changes in pike populations after 3 years size selective monitored via mark-recapture. [poster]. University d'Helsinki. 1p.
- Ovidio, M., Philippart, J.C., 2003. Long range seasonal movements of northern pike (*Esox lucius* L.) in the barbel zone of the River Ourthe (River Meuse basin, Belgium). Aquatic telemetry: advances and applications. Proceedings of the Fifth Conference on Fish Telemetry held in Europe, 9-13 June 2003, Ustica, Italy.
- Paine, R.T., 1966. Food Web Complexity and Species Diversity. The American Naturalists 100: 65-75.
- Parnell, A.C., Inger, R., Bearhop, S., Jackson, A.L., 2010. Source Partitioning Using Stable Isotopes : Coping with Too Much Variation. Plos One 5: 5.
- Persson, L., Byström, P. Wahlström, E., 2000. Cannibalism and competition in Eurasian perch: population dynamics of an ontogenetic omnivore. Ecology, 81:1058–1071.
- Peterson, B.J., Fry, B. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. Annual Review of Ecology and Systematics 18: 293-320.

- Polis, G.A., Strong, D.R., 1996. Food Web Complexity and Community Dynamics. *The American Naturalist*, 147: 813-846.
- Power, M.E., Dietrich, W.E., Finlay, J.C., 1996. Dams and downstream Aquatic biodiversity: Potentiel food web consequences of hydrologic and Geomorphic Changes. *Environmental management*, 20: 887-895.
- Rosell, R.S., MacOscar, K.C., 2002. Movements of Pike, *Esox lucius*, in lower lough Erne, determined by mark-recapture between 1994 and 2000. *Fisheries Management and Ecology*, 9: 189-196.
- Schwarz, C.J., 2005. Analysis of the mark-recapture studies for walleye and northern pike in Mille Lacs, Minnesota. Technical report, contract A82526, Department of Natural Resources State of Minnesota. 98p.
- Schwarz, C.J., 2006. Analysis of the mark-recapture studies for walleye and northern pike in Mille Lacs, Minnesota. Technical report, contract A82526 Department of Natural Resources State of Minnesota. 65p.
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, R., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., Wall, D.H., 2000. Biodiversity - global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287 : 1770–1774.
- Skov, C., Jepsen, N., Jacobsen, L., Berg, S., 2002. Habitat use and foraging success of 0+ pike (*Esox lucius* L.) in experimental ponds related to prey fish, water transparency and light intensity. *Ecology of Freshwater Fish*, 11: 65–73.
- Sutela, T., Korhonen, P., Nyberg, K., 2004. Stocking success of newly hatched pike evaluated by radioactive strontium (⁸⁵Sr) marking. *Journal of Fish Biology*, 64 : 653–664.
- Syväranta, J., Cucherousset, J., Kop, D., Crivelle, A., Céréghino, R., Santoul, F., 2010. Dietary breadth and trophic position of introduced European catfish *Silurus glanis* in the River Tarn (Garonne River basin), southwest France. *Aquatic Biology*, 8:137-144.
- Treer, T., Habekovic, D., Safner, R., Anicic, I., Kolak, A., 1998. Growth of pike (*Esox lucius* L.) in croatian reservoir Kruscica. *Ribarstvo*, 56; 85-90.
- UICN France, MNHN, SFI, ONEMA, 2010. La liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Poissons d'eau douce de France Métropolitaine. Paris, 12 p.
- Vander Zanden, M.J., Cabana, G., Rasmussen, J.B., 1997. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios ($\delta N-15$) and

- literature dietary data. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 54: 1142–1158.
- Vander Zanden, J., Casselman, J.M., Rasmussen, J.B., 1999. Stable isotope evidence for the food web consequences of species invasions in lakes. Nature, 401: 464–467.
- Vehanen, T., Hyvärinen, P., Johansson, K., Laaksonen, T., 2006. Patterns of movement of adult northern pike (*Esox lucius* L.) in a regulated river. Ecology of Freshwater Fish. 15: 154–160.
- Vitousek, P.M., D'Antonio, C.M., Loope, L.L., Westbrooks, R., 1996. Biological invasions as global environmental change. American Scientist, 84:468–478.
- Wilde, G.R., 1998. Tournament-associated mortality in black bass. Fisheries, 23(10): 12-22.
- Wilde, G.R., Muoneke, M.I., Bettoli, P.W., Nelson, K.L., Hysmith, B.T., 2000. Bait and temperature effects on striped bass hooking mortality in freshwater. North American Journal of Fisheries management, 20: 810-815.
- Zalewski, M., 2010. Ecohydrology for compensation of Global Change. Brazilian journal of biology, 70: 689-695.

PDF ET SITES INTERNET

- Banque Hydro. O8231530 Le Lot à Cahors [Lacombe]. [en ligne] . Disponible sur : <http://www.hydro.eaufrance.fr/presentation/procedure.php> (consulté le 01.07.2012).
- Cahors Weather, France Weather Averages. [en ligne]. Disponible sur: <http://www.worldweatheronline.com/Cahors-weather-averages/Midi-Pyrenees/FR.aspx> (consulté le: 23.04.2012).
- L'entente vallée du Lot. Le bassin versant du Lot.[en ligne]. 2003. Disponible sur : <http://www.eptb.asso.fr/documentation-1/etude-monographique/Lot.pdf> (consulté le: 06.04.2012).

SUPPORT AUDIOVISUEL

- Lenclos, B. 2001. Les carnassiers du Lot [**DVD**]. (ind.). No Kill.

Listes des figures et tableaux

Figure 1. Déversement de brochets marqués	3
Figure 2. Conditions de débits influençant le taux de capture des brochets	4
Figure 3. Taux de capture en fonction de la taille au lâcher	4
Figure 4. Schéma simplifié de la structure du réseau trophique du Lot	5
Figure 5. Brochet en poste.	5
Figure 6. Carte de localisation du Lot et de Cahors.	6
Figure 7.a) Températures et précipitations moyennes mensuelles, à Cahors (source: worldweatheronline). b) Hydrogramme du Lot, à Cahors (source: banquehydro).	7
Figure 8. Proportions de brochets déversés	8
Figure 9. Brochet "50+" avec double marquage.	8
Figure 10. Carte de localisation des déversements et du nombre de poissons lâchés par point (ordonnées) en fonction des années (abscisses)	9
Figure 11. Schéma des marques spaghetti	10
Figure 12. Signification d'une boîte à moustache.	11
Figure 13. Taux de capture en fonction des années de lâcher.....	11
Figure 14. Répartition mensuelle des captures.	12
Figure 15. Répartition des captures et débits du Lot à Cahors	14
Figure 16. Temps passé dans le cours : a) en fonction des années. b) en fonction des années de lâcher.	15
Figure 17. Valeur absolue des distances parcourues en fonction des années de lâcher.....	16
Figure 18. Carte de localisation des captures de brochets lâchés à Cahors	17
Figure 20. Distances parcourues en fonction la classe de taille au lâcher	18
Figure 19. Distances parcourues en fonction du sens de déplacement (amont/aval) et de la ...	18
Figure 21. Sens de déplacement en fonction des classes de taille au lâcher et de la période de capture.....	19
Figure 23. Croissance moyenne annuelle en fonction de la classe de taille au lâcher.	20
Figure 22. Vitesse de déplacement en fonction du temps avant capture.....	20
Figure 24. Croissance des poissons en fonction du temps.....	21
Figure 25. Taux de perte des marques en fonction du temps: a) taux de perte total,	21
Figure 26. Nombre de captures totales et de 50+	22
Figure 27. Franchissement des seuils: a) nombre de seuils franchis en fonction du sens de déplacement,	23
Figure 28. Nombre de brochets capturés durant le concours de Puy l'Evêque	24
Figure 29. Schéma conceptuel d'un réseau trophique, sous forme d'un ensemble d'interactions (lignes) entre différentes communautés (nœuds) (source : Ecolab).	38
Figure 30. Reconstitution simplifiée des relations trophiques grâce aux taux de fractionnement	40
Figure 31. Delta isotopiques des poissons capturés poissons du Lot à Puy L'Evêque.....	43
Figure 32. Position Trophique (PT) des carnassiers capturés à Puy L'Evêque en 2008, 2010 et 2012.	44
Figure 33. Position trophique des brochets en fonction de leur Longueur totale.	44

Tableau 1. Nombre de brochets déversés	8
Tableau 2. Taux de capture des brochets sur la période allant du lâcher à la fermeture de la pêche et débits automnaux.	13
Tableau 3. Taux de capture après l'ouverture de la pêche et débits hivernaux	13
Tableau 4. Distances parcourues en fonction du sens de déplacement et des années de lâcher	16
Tableau 5. Efficacité et devenir des poissons	22
Tableau 6. Longueur totale (LT) des poissons capturés à Puy l'Evêque.	42

1. Le fractionnement

Les propriétés chimiques des isotopes d'un même élément sont identiques car ils ont le même nombre d'électrons. En revanche, comme le noyau ne comporte pas le même nombre de neutrons, la masse des isotopes d'un même élément varie (Figure A) ce qui engendre des séparations partielles entre les isotopes légers et lourds lors des réactions cinétiques ou d'équilibre. Ce processus est appelé le fractionnement. Lors des réactions cinétiques, les isotopes lourds réagissent moins vite que les légers, ils s'accumulent dans les substrats, il y a un enrichissement du substrat et, par opposition, une déplétion du produit en isotopes lourds (Figure A). Lors des réactions d'équilibre, il y a un enrichissement des isotopes lourds dans la phase où les énergies de liaison sont les plus fortes.

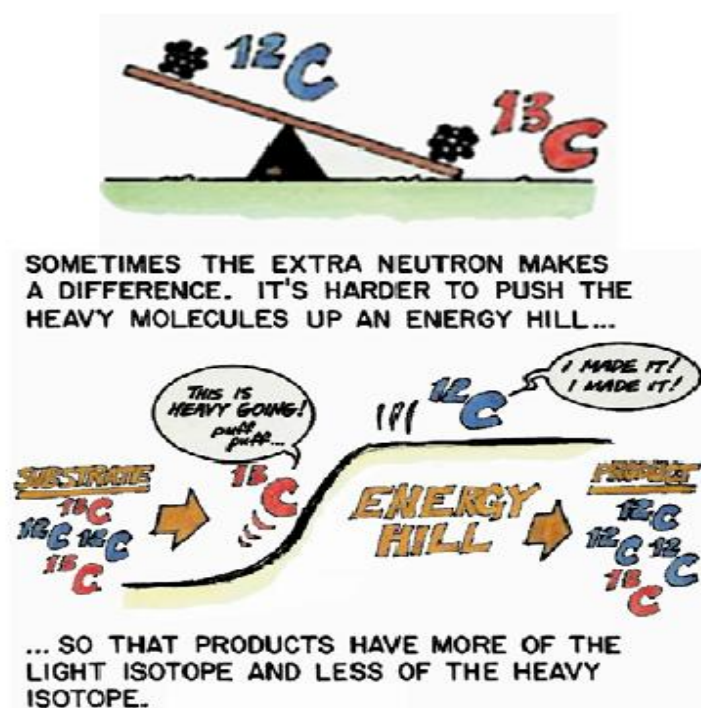


Figure A. Dessin illustrant la différence de masse entre deux isotopes et les conséquences sur les réactions enzymatiques (Fry 2006).

Le fractionnement est le processus qui contrôle la distribution des isotopes dans notre environnement. Sans ce phénomène, il n'y aurait qu'une distribution uniforme des isotopes

sans grand intérêt scientifique. Connaissant le rapport isotopique initial du système étudié et les lois mathématiques des phénomènes physico-chimiques, on peut prévoir l'évolution de ce rapport isotopique au cours du temps, c'est-à-dire au cours de l'avancement du processus physico-chimique. La mesure de la composition isotopique dans l'état actuel du système permet également d'identifier le processus responsable du fractionnement isotopique observé.

2. Application à l'étude de l'écologie Trophique des top-prédateurs

Les récentes avancées dans le domaine de la spectrométrie de masse ont permis de développer le dosage isotopique en série. Les applications de la méthode des isotopes stables se sont ainsi diversifiées (hydrologie, géologie, paléoclimatologie, physiologie, astronomie, médecine, écologie...). Depuis les années 70, un nombre croissant de publications a démontré l'utilité des isotopes stables du carbone et de l'azote dans l'étude de l'écologie alimentaire des prédateurs. Elle repose sur le fait que la composition en isotopes stables des tissus des consommateurs est reliée de manière prédictible à la composition isotopique de leur nourriture. Le taux d'enrichissement isotopique entre le prédateur et sa proie est déterminé et diffère selon l'élément chimique considéré, ce qui pourra fournir différents types d'informations sur l'alimentation du prédateur.

2-1. Le carbone

Les isotopes du carbone les plus courants sont l'isotope léger ^{12}C (98.9% du carbone atmosphérique) et l'isotope lourd ^{13}C qui est plus rare (1.1%). L'enrichissement en isotope lourd (^{13}C) le long du réseau trophique, lié principalement à l'excrétion préférentielle en $^{12}\text{CO}_2$ lors de la respiration, est relativement faible (~1‰). Les principales sources de fractionnement des isotopes du carbone se produisent à la base du réseau trophique et sont liées aux processus de photosynthèse. Les plantes terrestres de type C3 et C4 possèdent ainsi des ratios isotopiques propres car elles utilisent deux enzymes distinctes pour fixer le CO_2 atmosphérique qui discriminent les isotopes de manière différente. Bien que le phytoplancton soit de type C3, il possède une signature propre par rapport aux plantes terrestres C3 en liaison avec l'utilisation du bicarbonate comme source de CO_2 . Les sources d'alimentation terrestres ou aquatiques peuvent ainsi être déterminées en dosant le ratio isotopique des tissus

d'un consommateur. De la même manière, les sources benthiques peuvent être différenciées des sources pélagiques.

2-2. L'azote

Les isotopes de l'azote les plus courants sont l'isotope léger ^{14}N (99.6% dans l'atmosphère) et l'isotope lourd ^{15}N qui est plus rare (0.4%). Contrairement au carbone, la principale source de variations des ratios isotopiques de l'azote est liée à un enrichissement en ^{15}N d'environ 3 à 4 ‰ d'un niveau trophique à l'autre. Ce phénomène pourrait être relié aux enzymes qui favorisent les groupes aminés "légers" (contenant ^{14}N). Cela a pour conséquence un enrichissement des tissus en ^{15}N du fait de l'excrétion préférentielle du ^{14}N sous forme de déchets azotés (ammoniaque, urée, et acide urique). Le taux d'enrichissement en ^{15}N étant fixe d'un niveau trophique à l'autre, les ratios isotopiques de l'azote d'un consommateur permettent donc de connaître son niveau trophique au sein d'un réseau trophique et ainsi d'obtenir des informations sur le type de proies qu'il consomme.

2-3. La niche isotopique

L'étude des ratios isotopiques des tissus poissons permet d'estimer leur alimentation pour le carbone et leur niveau trophique pour l'azote (Figure B). La matière organique particulaire et les différentes proies possèdent, en effet, une signature isotopique en carbone distincte. Le ratio isotopique en carbone des tissus poissons permet ainsi de déterminer leur nourriture. Le ratio isotopique de l'azote présente un enrichissement le long du réseau trophique qui permet de connaître la position trophique du prédateur. Ces deux ratios isotopiques permettent donc d'identifier deux des dimensions de la niche trophique. Par assimilation du concept de niche trophique, la niche isotopique a récemment été définie. C'est un espace à n-dimensions dont les axes représentent les différents ratios isotopiques. Dans cette étude, les ratios isotopiques en carbone (l'habitat d'alimentation) et en azote (le niveau trophique) décrivent une niche isotopique à deux dimensions (Figure B).

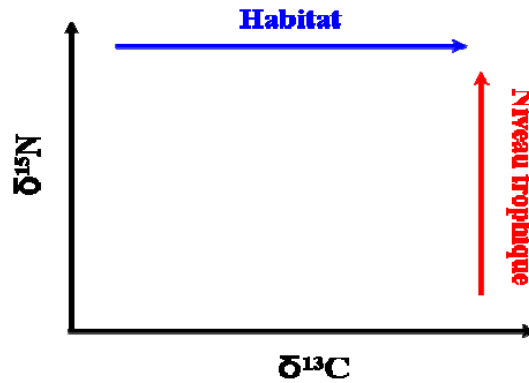


Figure B. Graphique à deux dimensions représentant la niche isotopique définie par les ratios isotopiques du carbone et de l'azote décrivant respectivement l'habitat et le régime alimentaire.

Les variations des ratios isotopiques peuvent être utilisées pour évaluer la taille de la niche trophique d'une espèce ou d'un individu. La variance des ratios isotopiques d'une population est ainsi assimilée à la taille totale de la niche trophique de cette population qui varie pour un individu donné et entre individus.

3. Dosage isotopique

Le principe du dosage des isotopes repose sur leur différence de masse. Même infime (1,67 10⁻²⁷ kg entre ¹³C et ¹²C), cette propriété va permettre grâce à un accéléromètre et un aimant de séparer les différents isotopes d'un élément, c'est la spectrométrie de masse isotopique.

3-1. La spectrométrie de masse

Avant toute analyse, les échantillons subissent une étape de préparation, variable selon le type de tissu. Il a été démontré que la quantité de lipides contenus dans un tissu pouvait influencer la valeur du ratio isotopique en carbone de ce tissu. Contrairement aux acides aminés qui proviennent en majorité directement de la nourriture et ne subissent ainsi que peu de transformations métaboliques, les lipides ont de nombreuses voies de néosynthèse. Des fractionnements isotopiques difficilement quantifiables peuvent ainsi se produire lors de certaines étapes de synthèse de ces lipides contribuant à les appauvrir en ¹³C. Les mesures des ratios isotopiques des tissus se font donc sur les protéines et non sur le tissu entier dont les lipides diminueraient le ratio isotopique en carbone. Après avoir été nettoyé pour éviter la

contamination entre échantillons, ceux-ci sont séchés à l'étuve pilés. Les tissus réduits en poudre sont ensuite pesés (0.3 à 0.5 mg) grâce à une microbalance et conservés à l'abri de l'air dans une capsule d'étain ultrapropre. Cette étape de préparation finie, les capsules d'étain sont prêtes pour le spectromètre de masse isotopique (Figure C). Le principe de la spectrométrie de masse à flux continu se résume en 4 étapes qui sont la combustion, la réduction, la séparation et enfin l'analyse. Lors de l'étape de combustion, les capsules d'étain sont brûlées grâce à de l'oxygène gazeux et une température élevée (1800°C) pour libérer le carbone et l'azote de l'échantillon à analyser en gaz CO₂ et N₂. La phase de réduction consiste à éliminer l'eau et l'O₂ du flux gazeux par le passage dans un tube de cuivre. La troisième étape a pour but de séparer le CO₂ du N₂ produits lors de la combustion par le principe de la chromatographie en phase gazeuse. Une fois séparés, l'azote et le carbone seront ionisés et passeront à travers un champ électrique qui va les accélérer. Les isotopes du carbone ou de l'azote seront ensuite différenciellement déviés par un champ magnétique en fonction de leur masse. Le champ magnétique et le champ électrique sont réglés de façon à ce que la trajectoire des différents isotopes rencontre des collecteurs qui reçoivent un signal électrique d'intensité proportionnelle à la quantité de molécules reçues. Ce signal est ensuite amplifié et traduit en tension électrique dans un amplificateur d'électrométrie, puis mesuré par un voltmètre qui retransmet l'information à un ordinateur. Ce dernier recalcule à partir de la tension reçue au voltmètre, l'abondance des isotopes. La précision des mesures est de l'ordre de 0.15‰ pour le carbone et 0.20‰ pour l'azote. Le spectromètre de masse isotopique est couplé à un analyseur élémentaire qui permet de calculer les abondances en carbone et azote de l'échantillon. Le rapport C/N a été utilisé comme un indicateur de la qualité des délipidations effectuées et donc comme contrôle de la fiabilité de la mesure isotopique. Le ratio en C/N des lipides étant plus élevé que celui des protéines, plus ce rapport est faible moins l'échantillon analysé contient de lipides.

3-2. Expression des abondances isotopiques

Les abondances isotopiques peuvent être exprimées à partir de leurs rapports (R), par exemple, ¹³C/¹²C ou ¹⁵N/¹⁴N, ou de leurs taux de fractionnement α entre 2 phases. Ces valeurs sont généralement proches de 1 avec de faibles variations. Pour faciliter les comparaisons entre différents échantillons, on préfère utiliser la notation δ qui exprime l'écart (en ‰) par rapport à un standard. Les composés enrichis en isotopes lourds auront un δX supérieur, inversement s'il y a déplétion le δX sera inférieur. Les standards sont utilisés

internationalement, normalisés par l'Agence Internationale de l'Energie Atomique et choisis dans le réservoir terrestre le plus abondant de l'élément mesuré. Pour le carbone, il s'agit du V-PDB (Vienna Pee-Dee Belemnite), rostre de bélemnite fossile (*Belemnita americana*). Les teneurs isotopiques en azote sont, quant à elles, exprimées par rapport à l'azote atmosphérique N₂. Les standards du carbone sont très enrichis en ¹³C, les valeurs de δ¹³C mesurées sont donc généralement négatives. A l'inverse, l'azote atmosphérique est appauvri en ¹⁵N par rapport aux tissus d'animaux, leurs valeurs de δ¹⁵N sont donc positives.

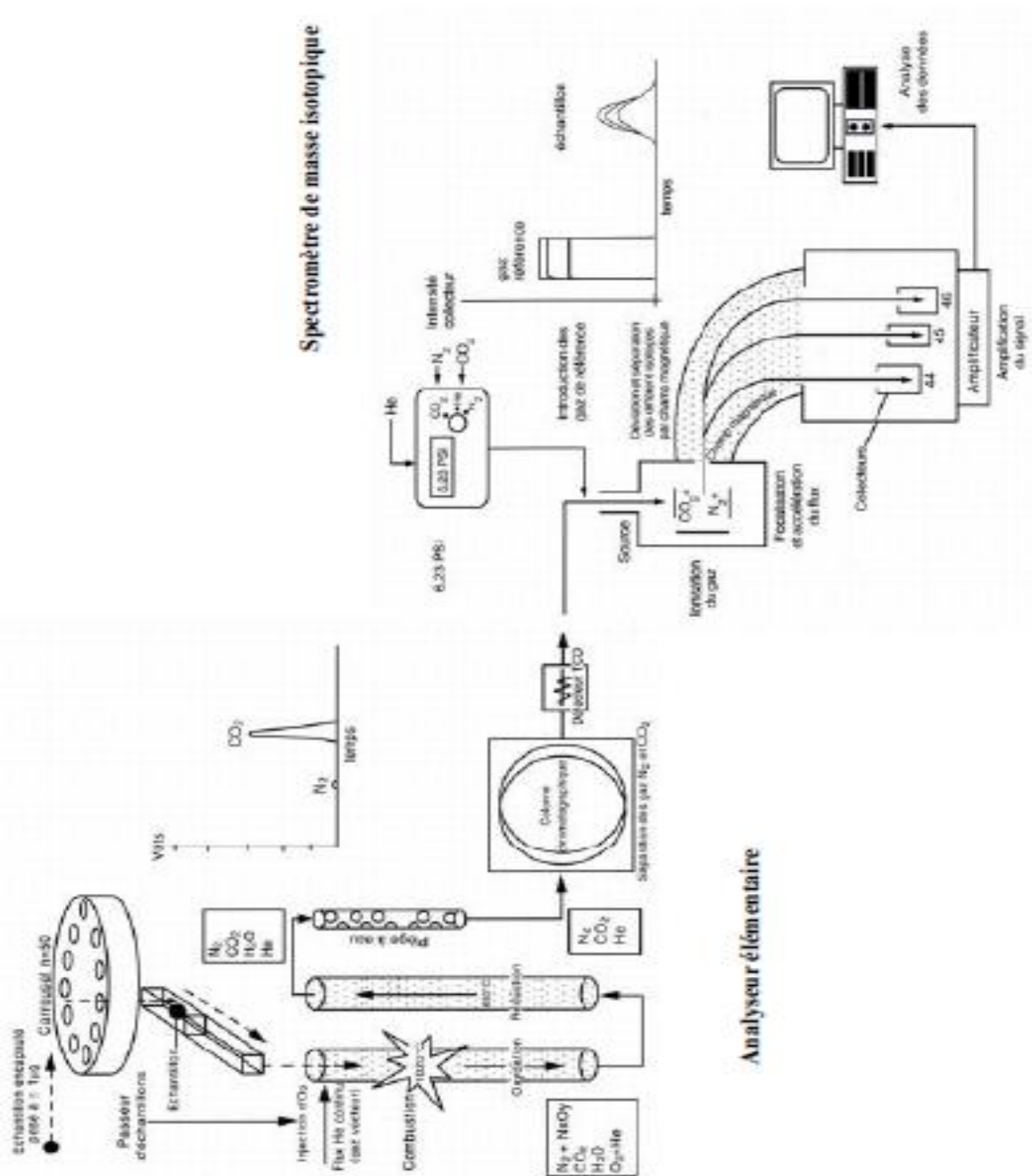


Figure C. Principe de mesure des isotopes stables, réalisée avec un analyseur élémentaire couplé à un spectromètre de masse de ratios isotopiques.

Table des matières

Remerciements

Résumé

Sommaire

Introduction générale2

PARTIE I: DEVENIR DES BROCHETS DE PISCICULTURE DEVERSES DANS LE MILIEUX NATUREL

I-I Introduction4

I-II-1 Site d'étude.....6

Localisation.....6

Climat et Hydrologie6

I-II-3 Marquage des poissons8

I-II-3 Collecte des données.....10

I-II-4 Analyses des données10

I-III Résultats11

I-III -1 Captures11

Taux de capture11

Répartition des prises au cours de l'année.....12

Débit et taux de capture12

I-III-3 Mouvements.....15

Distances parcourues16

Sens de déplacement.....19

Vitesse de déplacement20

I-III-5 Perte des marques.....21

I-IV Discussion23

Captures.....23

Capture et débit.....25

Temps passé dans le cours d'eau	28
Déplacements	29
Croissance	30
Devenir et technique de pêche.....	31
Taux de perte de marques.....	32
Cas de Cahors	33
I-V Conclusion	36

PARTIE II: LE BROCHET DANS LA COMMUNAUTE DE TOP-PREDATEURS DU LOT

II-I Introduction.....	37
II-II Matériel et Méthode	39
II-II-1 Sites d'étude	39
II-II-2 Généralités sur les Analyses des Isotopes Stables (AIS)	39
II-II-3 Collecte des données	40
Echantillonnage.....	40
Traitement des échantillons	41
II-II-4 Analyse des données	41
II-III Résultats	422
II-III-1 Structure du réseau trophique.....	41
II-III-2 Positions trophiques.....	44
II-IV Discussion	45
Structure de la communauté de top-prédateurs	45
Evolution de la communauté de top-prédateurs	47
Place des poissons déversés	48
II-V Conclusion	
Conclusion générale	50
Bibliographie.....	51
Listes des figures et tableaux.....	57
ANNEXE	59