

Caractérisation des habitats optimaux pour le repeuplement de civelles d'anguille européenne dans le bassin hydrographique de la Meuse

Auteur : Colson, Dylan

Promoteur(s) : Ovidio, Michael; Nzau Matondo, Billy

Faculté : Faculté des Sciences

Diplôme : Master en biologie des organismes et écologie, à finalité approfondie

Année académique : 2017-2018

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/5270>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.



Université de Liège
Département de Biologie, Ecologie, Evolution
Faculté des Sciences
UR-FOCUS
Unité de Biologie du Comportement
Laboratoire de Démographie des Poissons et d'Hydroécologie

Caractérisation des habitats optimaux pour le repeuplement de civelles d'anguille européenne dans le bassin hydrographique de la Meuse



Mémoire présenté par Dylan Colson
en vue de l'obtention du grade de Master en Biologie des Organismes et Écologie
Année académique 2017-2018

Promoteurs : Dr. M. Ovidio et Dr. B. Nzau Matondo



Résumé du mémoire « Caractérisation des habitats optimaux pour le repeuplement de civelles d'anguille européenne dans le bassin hydrographique de la Meuse » présenté par Dylan Colson, année académique 2017-2018

Laboratoire de Démographie des Poissons et d'Hydroécologie,
sous la direction du Dr. Ovidio et du Dr. Nzau Matondo

L'anguille européenne (*Anguilla anguilla*) est une espèce migratrice catadrome en danger critique d'extinction. Le niveau de recrutement en civelles transparentes (le stade juvénile occupant les estuaires) en mer du Nord a chuté de 97,2% par rapport au niveau de référence de 1960-1979. Le stade anguille jaune (croissance en eau douce), qui remonte en Meuse belge, a diminué de 95,5% par rapport à 1992. L'Union européenne a imposé en 2007, via un règlement, des mesures qui visent à restaurer et protéger les populations d'anguilles dans les pays de l'Union Européenne. Une des mesures de gestion préconisée consiste à repeupler les systèmes hydrographiques où la raréfaction ou l'absence de l'espèce est observée, par le biais d'individus juvéniles provenant d'estuaires où l'espèce est encore abondante.

Le Laboratoire de Démographie des Poissons et d'Hydroécologie de l'Uliège a mis en lumière l'efficacité potentielle d'une option de repeuplement inédite : transloquer des civelles dans des ruisseaux situés à plus de 300 km de la mer. L'objectif principal du présent mémoire est de faire le lien entre les caractéristiques de l'habitat et le niveau de rétention (en termes de survie et de croissance) des jeunes anguilles afin de caractériser les habitats optimaux pour le repeuplement de civelles dans le bassin hydrographique de la Meuse. Pour cela, nos objectifs spécifiques étaient de déterminer l'abondance, la densité et la croissance des jeunes recrues d'anguilles dans les secteurs d'études, de préciser la préférence des anguillettes (jeunes anguilles jaunes) pour les microhabitats et de tester les gains biologiques liés à l'utilisation des microhabitats spécifiques.

Des civelles transparentes provenant du Sud-Ouest de la France ont été déversées sur 43 sites (2,4 kg/ha) en avril 2017 dans 6 rivières typologiquement différentes afin de comparer leur potentiel pour une bonne survie, fitness et rétention des individus transloqués. La combinaison de la pêche à l'électricité de capture-marquage et de la télémétrie mobile RFID nous a permis d'évaluer efficacement le taux de rétention en anguillettes dans les différents secteurs étudiés ainsi que les préférences d'habitat des anguillettes.

Nos résultats montrent que certaines typologies de cours d'eau situés loin à l'intérieur des terres sont capables de retenir une densité très élevée en juvéniles d'anguilles (densité maximum observée = 13 individus/100 m²), comparable à celle observée naturellement à proximité des estuaires. De plus, la croissance moyenne observée (5,1 cm en 6 mois) est comparable à celle observée en divers milieux eutrophes. Parmi les paramètres d'habitat étudiés, seul le substrat de fond influence significativement le gain biologique de croissance. Ces résultats indiquent que la translocation de civelles transparentes capturées en estuaire, dans des rivières situées en tête de bassins versants est une mesure potentiellement efficace pour soutenir ou recréer les stocks locaux, à conditions de procéder à une sélection rigoureuses des milieux à repeupler. Les connaissances acquises dans cette étude sur les caractéristiques hydromorphologiques et physico-chimiques nécessaires pour une bonne rétention d'anguillettes en eau douce pourraient servir de guide dans la définition de plans d'actions à des fins de sauvegarde et de conservation de l'espèce.

Remerciements

Au terme de ce mémoire, je tiens à remercier tout particulièrement mon promoteur Michaël Ovidio et mon co-promoteur Billy Nzau Matondo pour m'avoir guidé dans la réalisation de ce travail et pour m'avoir partagé leurs connaissances durant ces quelques mois passés au sein du LDPH.

Un tout grand merci également à Jean-Philippe Benitez, Gilles Rimbaud et Arnaud Dierckx pour leur implication et leur bonne humeur sur le terrain.

Mes remerciements s'adressent également à Amandine, Séverine et aux collaborateurs du LDPH pour leur aide lors des pêches électriques.

Ce travail s'intègre dans la continuité d'un projet de recherche de 4 ans du LDPH, qui est financé par le Fonds Européen des Affaires Maritimes et de la Pêche et le SPW-DNF-DGO3

Je tiens également à remercier le Dr Gilles Lepoint, le Dr Christian Michel et le Dr Célia Joaquim Justo pour avoir accepté de faire partie de mon comité de lecture.

Et finalement, merci à Maëlys pour sa collaboration à la mise en page de ce travail et pour avoir réussi à me supporter durant cette année.

Table des matières

1. Introduction.....	1
1.1. Introduction générale.....	1
1.1.1. Identifications morphologique et taxonomique	1
1.1.2. Cycle de vie.....	1
1.1.3. Distribution géographique	4
1.1.4. Etat des stocks.....	5
1.1.5. Les causes du déclin	6
a) Contamination chimique.....	6
b) Pathogènes.....	6
c) Causes océaniques	6
d) Les obstacles anthropiques à la migration	6
e) Perte de l'habitat.....	7
f) Impact de la pêche commerciale.....	7
1.1.6. Les pistes de remédiations	8
1.2. Le repeuplement de soutien aux stocks locaux	8
1.2.1. Les repeuplements en Europe et en Wallonie	9
1.2.2. Efficacité des mesures de repeuplement.....	10
1.2.2.1. Survie des individus transloqués.....	10
1.2.2.2. Croissance des individus transloqués	10
1.2.2.3. Dispersion post-repeuplement	11
1.2.2.5. Impact sur le sex-ratio.....	11
1.2.2.6. Avantages et inconvénients de la stabulation et de l'élevage.....	11
1.3. Synthèse des connaissances sur la biologie des jeunes stades d'anguille.....	12
1.3.1. Les préférences d'habitat.....	12
1.3.2. Alimentation.....	13
1.3.3. Compétition interspécifique	13
1.4. Objectifs du mémoire.....	14
2. Méthodologie	15
2.1. Caractérisation des cours d'eau étudiés	15
2.2. Stratégie de repeuplement	17
2.3. Pêche électrique de capture et marquage.....	18
2.3.1. Capture par pêche électrique	18
2.3.2. Marquage	19

2.4. Caractérisation des secteurs étudiés	19
2.4.1. Caractéristiques hydromorphologiques.....	19
2.4.2. Composition ichtyologique	22
2.4.3. Physico-chimie de l'eau.....	22
2.5. Télémétrie mobile RFID.....	22
2.6 Calendrier des actions de terrains	23
2.7. Essai d'estimation de l'efficacité des pêches électriques et des détections RFID	24
2.8. Analyses des données et statistiques.....	24
3. Résultats	27
3.1. Efficacité de capture d'anguillettes et de leur détection RFID	27
3.2. Abondances et densités des anguillettes.....	27
3.2.1. Evaluation par pêche électrique	27
3.2.2. Estimation statistique des stocks	28
3.3. Analyse de la croissance.....	29
3.3.1. Echantillonnage des secteurs lors des pêches électriques de capture-marquage	29
3.3.2. Croissance des anguillettes après marquage	31
3.4. Dispersion longitudinale et latérale	32
3.4.1. Dispersion longitudinale.....	32
3.4.1.1. Estimation de la dispersion par pêche électrique.....	32
3.4.1.2. Estimation de la dispersion par télémétrie mobile.....	32
3.4.2. Dispersion latérale	34
3.5. Utilisation des habitats.....	34
3.5.1. Hydromorphologie	35
3.5.1.1. Préférence pour les microhabitats.....	35
3.5.1.1.1. Substrat de fond	35
3.5.1.1.2. Profondeur	37
3.5.1.1.3. Faciès d'écoulement	38
3.5.1.1.4. Couverture	39
3.5.1.2. Gains biologiques liés à l'utilisation des microhabitats	40
3.5.2. Physico-chimie des eaux	41
4. Discussion	43
4.1. Efficacité des méthodes utilisées	43
4.1.1. Pêche électrique.....	43
4.1.2. Télémétrie mobile RFID	43

4.2. Abondance et densité des anguillettes issues de repeuplements.....	44
4.3. Application des modèles démographiques.....	45
4.4. Dispersion longitudinale et latérale	46
4.4.1. Dispersion longitudinale.....	46
4.4.2. Dispersion latérale	47
4.5. Croissance des jeunes recrues d’anguilles	47
4.6. Influence du marquage	48
4.7. Influence de l’utilisation des habitats et de la physico-chimie sur le succès du repeuplement.....	48
4.8. Conclusions.....	50
4.9. Perspectives et recommandations.....	51

1. Introduction

1.1. Introduction générale

1.1.1. Identifications morphologique et taxonomique

L'anguille européenne (*Anguilla anguilla*) (figure 1) possède un corps serpentiforme. Les nageoires dorsales, caudales et anales sont fusionnées en une seule nageoire impaire (www.fishbase.org). Les nageoires pelviennes sont absentes, les seules nageoires paires étant les pectorales (Tesch, 2003). Les écailles sont de petite taille et ovalaires. Profondément incluses dans la peau, elle lui donne sa texture lisse. La peau, visqueuse, est recouverte d'un épais mucus. Le nombre de vertèbres varie entre 111 et 119, ce qui permet de la distinguer de l'anguille américaine (*Anguilla rostrata*) qui en possède entre 103 et 112 (Bruslé & Quignard, 2013). L'anguille européenne fait partie de la famille des *Anguillidés* qui comporte 1 genre *Anguilla* et 15 espèces dont 12 sont inféodées aux milieux tropicaux et 3 aux milieux tempérés. Les anguilles des milieux tempérés sont l'anguille américaine, l'anguille japonaise (*Anguilla japonica*) et l'anguille européenne (Tesch, 2003 ; Bruslé & Quignard, 2013).

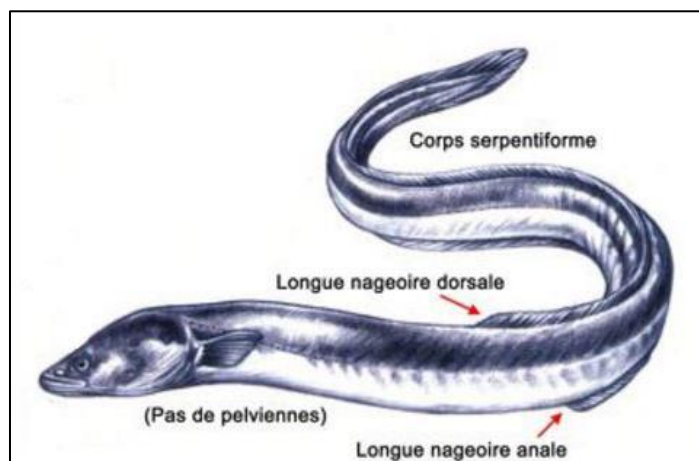


Figure 1: Morphologie de l'anguille européenne. Schéma modifié d'Arnaud Filleul.

1.1.2. Cycle de vie

L'anguille européenne est une espèce catadrome emblématique au cycle de vie long et complexe (figure 3). Le site de reproduction présumé se situe dans la mer des Sargasses, une partie de l'océan Atlantique situé à l'Est des côtes centre-américaines. Après l'éclosion, les **larves leptocéphales** (figure 2 A) profitent du Gulf Stream pour rejoindre par drift les plateaux continentaux européen et Nord-Africain. A l'approche des côtes, ces larves se métamorphosent en **civelles** (figure 2 D), qui sont morphologiquement adaptées à la colonisation anadrome des eaux continentales (Tesch, 2003 ; Bardonnet et al., 2005; Daverat et al., 2006; Arai et al., 2006). La période d'arrivée des **civelles transparentes** (figure 2 B & C) varie selon un gradient nord-sud régulé par la température et se situe entre septembre et avril (Tesch, 2003). Les civelles transparentes occupent alors les estuaires, où elles subissent des modifications de leur patron de pigmentation (Tesch, 2003 ; Fukuda et al., 2013). Malgré une croissance plus rapide et l'absence de parasites en eau salée et saumâtre, les anguilles européennes colonisent les eaux douces qui constituent leur habitat de croissance (Edeline,

2005 ; Lin et al., 2007 ; Panfili et al., 2012 ; Patey et al., 2017). La colonisation des eaux douces peut être décomposée en deux phases. La première phase correspond à une colonisation rapide par densité-dépendance des parties inférieures des systèmes hydrographiques par les juvéniles (Ibbotson et al., 2002). La majorité sont des **civelles pigmentées** (taille moyenne=133mm ; figure 2 E & F), néanmoins quelques civelles transparentes participent à la colonisation des eaux douces (Laffaille et al., 2000). La deuxième phase consiste au passage des **civelles** au stade d'**anguillettes** totalement pigmentées, puis d'**anguilles jaunes** (figure 2 G), parallèlement à une diffusion aléatoire en particules (Ibbotson et al., 2002). Les anguilles jaunes représentent le stade ultime de croissance en eau douce (Panfili et al., 2012). Elles se sédentarisent dans tous types d'environnement aquatique tels que les marais, les fleuves, les rivières ou encore les étangs (Daverat et al., 2006 ; Phillipart, 2006 ; Verhelst et al., 2017). Les mâles colonisent les estuaires et les habitats proches de l'exutoire, au contraire des femelles qui occupent les habitats plus en amont (Tesch, 2003). Arai et al. (2006) ont observé des anguilles jaunes dont l'âge variait de 6 à 22 ans. Les mâles restent moins longtemps au stade d'anguille jaune que les femelles (Tesch, 2003 ; Phillipart et al., 2010). La taille moyenne augmente avec la distance par rapport à la mer, alors que la densité diminue. Néanmoins, la croissance de l'anguille est plutôt sexe-dépendante que densité-dépendante (Huertas & Cerdas, 2006). Les mâles grandissent plus rapidement que les femelles mais atteignent des tailles maximales moins importantes. Après quelques années de croissance, les mâles adultes ne dépassent pas les 50 cm à leur maturation, contrairement aux femelles mûres qui peuvent atteindre 150 cm (Bruslé & Quignard, 2013). Lors de la maturation, les anguilles jaunes subissent une dernière métamorphose vers le stade **anguille argentée** (figure 2 H). C'est sous cette forme que les anguilles vont effectuer une migration de dévalaison afin de rejoindre l'estuaire puis traverser l'Océan Atlantique par nage active pour rejoindre la mer des Sargasses, pour se reproduire et y mourir. La durée de la migration de reproduction n'est pas encore bien connue, mais différentes études effectuées en aquarium dans des tunnels de nage de type Blazka et en milieu naturel par suivi télémétrique estiment la vitesse de nage des anguilles argentées entre 0,5 et 1 BL/s^a (Van Ginneken & Maas, 2005). Cependant, de récentes observations empiriques ont déterminé une vitesse de nage inférieure, entre 0,03 et 0,56 BL/s (Righton et al., 2016). La durée de la migration de reproduction serait donc différente selon la taille (et le sexe) des anguilles, leur point de départ et selon la stratégie adoptée : soit une migration rapide vers la mer des Sargasses avec une arrivée à la fin de la période de reproduction de l'année en cours, soit une migration lente avec une arrivée au début de la saison de reproduction suivante. L'anguille européenne serait donc une espèce semelpare panmictique (Righton et al., 2016). L'hypothèse de reproduction panmictique chez *Anguilla anguilla* est soutenue par l'absence de différenciation génétique entre les diverses aires géographiques européennes ainsi que par l'absence de structure génétique chez les larves capturées dans la mer des Sargasses (Als et al., 2011). La complexité du cycle de vie de l'anguille européenne est certainement une des raisons pour lesquelles de nombreuses données biologiques ne sont pas encore bien établies (Geffroy & Bardonnnet, 2012).

^a BL/s ou body length per second est une vitesse de déplacement qui se réfère à la taille de l'individu. Cette unité se traduit en terme de longueur du corps par seconde.

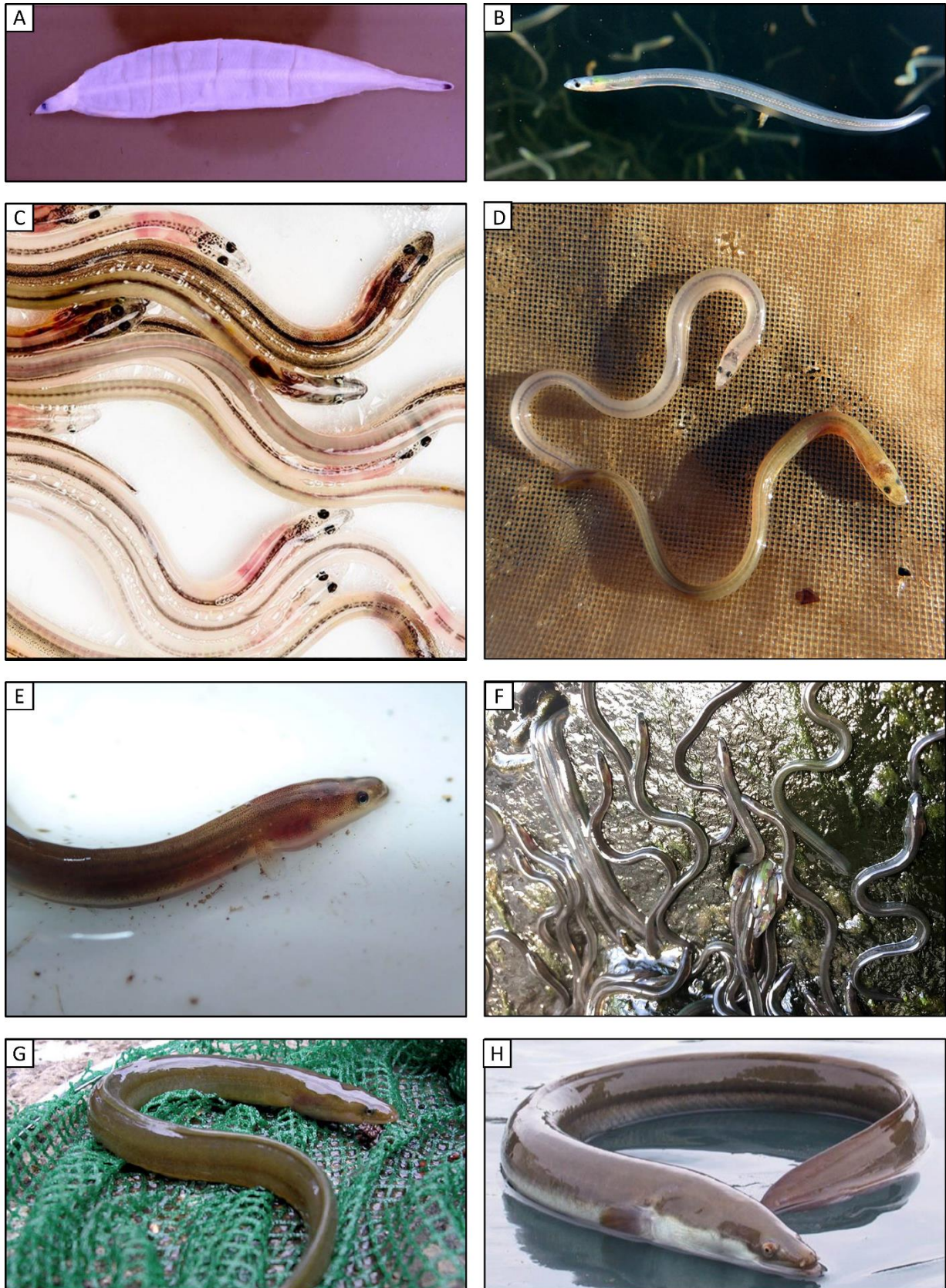


Figure 2: Stades de développement de l'anguille européenne. A : Larve leptocéphale ([©Desaunay, http://Ifremer.fr](http://Ifremer.fr)) ; B & C : Civelles transparentes ([©Nick Upton & ©Angulas Roset, https://instagram.com/p/BgDlCiWAawg/](https://instagram.com/p/BgDlCiWAawg/)) ; D : Civelles transparentes (en haut) et civelle pigmentée (en bas) (<http://europeaneel.com>) ; E & F : Civelles pigmentées (<http://europeaneel.com>) ; G : Anguille jaune ([©Adam, Diren](http://Adam, Diren)) ; H : Anguille argentée (<http://saumon-Rhin.com>).

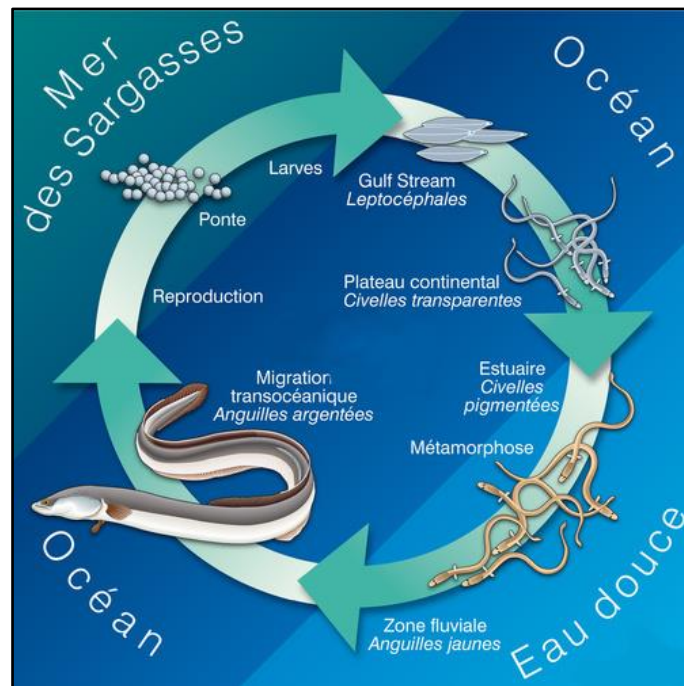


Figure 3: Cycle de vie de l'anguille européenne (Beaudoin et al., 2014).

1.1.3. Distribution géographique

L'aire de distribution océanique des larves leptocéphales de l'anguille européenne est d'abord limitée à la mer des Sargasses, mais s'accroît avec la croissance de ces larves jusqu'au talus continental. La répartition des stades post-larvaires de l'anguille est largement étendue autour du bassin atlantique (figure 4). La limite sud de la distribution continentale semble être formée par les Canaries. À l'ouest, ce sont les Açores, Madère et l'Islande qui matérialisent la frontière. Au nord, la présence de l'anguille est signalée sur les côtes du nord de la Norvège et de la Russie Occidentale. Quant à l'est, l'anguille européenne a colonisé le bassin méditerranéen ainsi que la Mer Noire (Tesch, 2003).

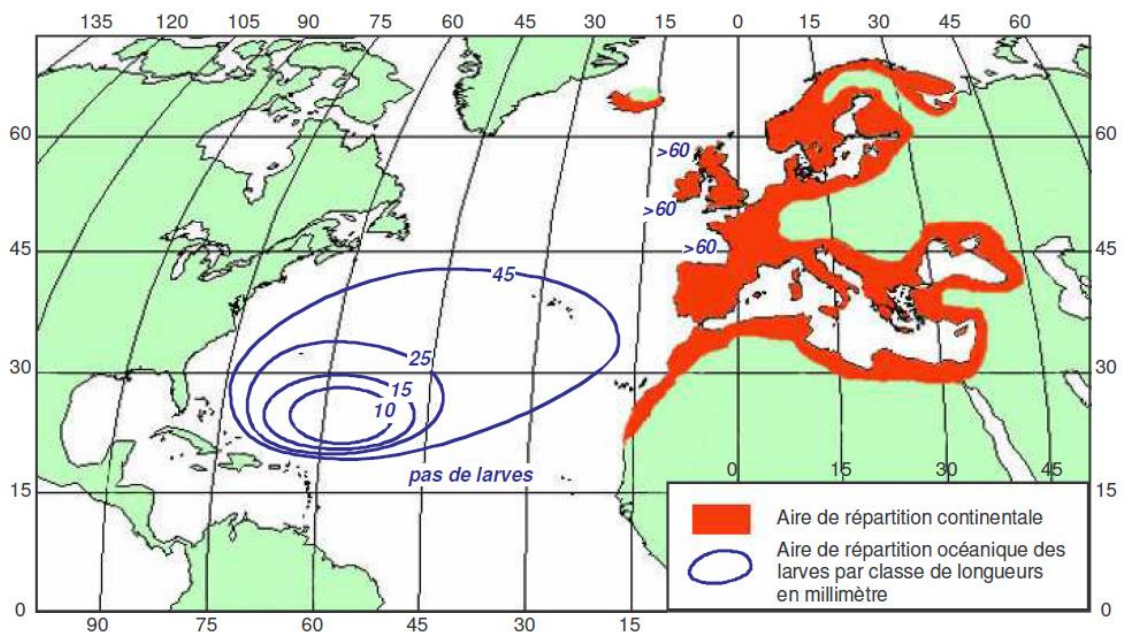


Figure 4: Aire de répartition de l'anguille européenne (Adam, 1997).

1.1.4. Etat des stocks

L'espèce était répandue dans la plupart des eaux continentales européennes et jugée nuisible dans certains pays jusqu'aux années 1970. Mais depuis le début des années 1980, le stock d'anguille européenne n'a cessé de chuter (Dekker, 2003). L'anguille européenne a donc été classée en « danger critique d'extinction » dès 2008 par l'Union internationale pour la conservation de la nature (Jacoby & Gollock, 2014). En 2016, l'indice de recrutement des civelles en Mer du Nord atteignait seulement 2,7% du niveau de référence de 1960-1979. Le plan de gestion «Evaluation de la biomasse et du taux de mortalité de l'anguille argentée», mis en place par le Conseil International pour l'Exploration de la Mer (ICES), estime que la biomasse actuelle est en dessous des limites de régulation de l'anguille et que dans la plupart des unités de gestion, la mortalité anthropogénique ne permet pas d'atteindre le rétablissement des populations (ICES, 2016).

En Wallonie, le constat n'est pas meilleur. Le suivi de la migration de colonisation des anguilles jaunes en Meuse belge, à plus de 300 km de la mer, a mis en lumière en 23 années d'étude une chute de 95,5% de remontés par rapport au niveau historique de 1992 (Nzau Matondo & Ovidio, 2016) (figure 5). La régression des stocks mosans remontant s'est accompagnée d'une augmentation de leur taille corporelle et d'une inhibition du comportement de colonisation due à un phénomène de densité-dépendance (Nzau Matondo & Ovidio, 2016 et 2018). Les stocks locaux sont réduits à la présence de spécimens âgés sur le point d'entamer leur dévalaison de reproduction (Nzau Matondo et al. 2018) Si aucune action n'est réalisée, il est probable que le départ progressif des dernières anguilles argentées ne soit plus compensé par la colonisation des jeunes recrues avec comme conséquence ultime la probable disparition de l'anguille européenne dans le bassin mosan (Nzau Matondo & Ovidio, 2018).

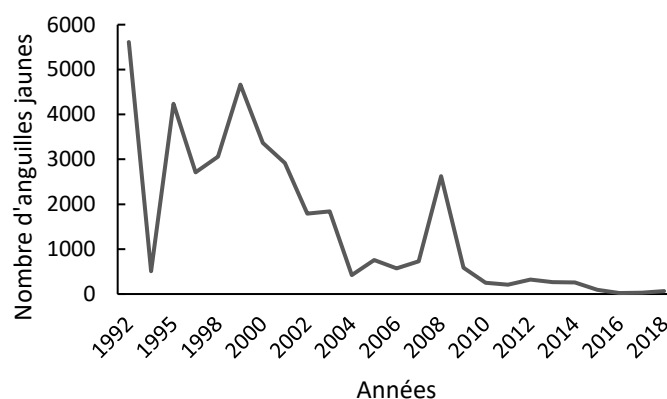


Figure 5 : Nombre d'anguilles jaunes capturées dans l'échelle à poisson de Lixhe, en Belgique, entre 1992 et fin juillet 2018.

1.1.5. Les causes du déclin

Les causes du déclin de la population d'anguilles, bien que connues, ne sont pas encore hiérarchisables. Celles-ci sont multiples et pourraient agir en synergie (Feunteun, 2002 ; Dekker, 2004 ; van Ginneken & Maes, 2005).

a) Contamination chimique

Les anguilles sont des poissons gras, carnivores et benthiques. Elles sont dès lors fortement soumises aux contaminations par les polluants aquatiques bioaccumulables tels que les PCBs et les métaux lourds (Belpaire et al., 2016). Il est maintenant reconnu que la contamination par ces polluants comporte un risque pour la fitness des anguilles et le succès de leur migration de reproduction (Belpaire et al., 2009 ; Palstra et al., 2006 ; Pannetier et al., 2016 ; Patey et al., 2017 ; van Ginneken & van den Thillart, 2000 ; Van Den Thillart et al., 2004). Palstra et al. (2006) ont également observé un dysfonctionnement du développement embryonnaire engendré par les PCBs.

b) Pathogènes

Le parasite *Anguillicola crassus* a été détecté pour la première fois dans les années 1980 (Lefebvre et al., 2013). Ce nématode hématophage infeste la vessie natatoire des anguilles, un organe crucial pour la migration océanique. Schneeberger et al. (2016) ont constaté la diminution des défenses anti-oxydantes de la vessie natatoire suite à l'infestation par *A. Crassus*. Une charge parasitaire trop importante altère les capacités de migration de l'anguille (Pelster, 2015). D'autres agents pathogènes comme les virus (*Evex*, *herpesvirus*) sont également des facteurs de stress importants qui causent la mortalité des anguilles (Kulmann et al., 2017).

c) Causes océaniques

Le réchauffement de l'aire de reproduction dans la mer Sargasses a pour conséquence la modification du mixage des nutriments par la thermocline ainsi que la diminution de la productivité primaire (Knight, 2003 ; Friedland et al., 2007). Il en découle un appauvrissement de l'apport en nourriture pour les larves leptocéphales (Bonhommeau et al., 2008). Le changement climatique global implique également une modification des courants marins comme le Gulf Stream. Ces modifications entraîneraient un ralentissement de la vitesse de migration des larves et un changement dans la répartition des flux de juvéniles (Friedland et al., 2007). La corrélation entre la modification des courants marins et la diminution du recrutement en civelles indique que ces changements climatiques pourraient contribuer au déclin de l'anguille européenne (Knight, 2003 ; Friedland et al., 2007 ; Bonhommeau et al., 2008).

d) Les obstacles anthropiques à la migration

Les obstacles anthropiques à la migration comme les barrages et les centrales hydroélectriques ont un impact négatif sur les populations d'anguilles. L'accessibilité des habitats en amont est réduite pour les civelles, les anguillettes et les anguilles jaunes en phase

de colonisation et de croissance (Lafaille et al., 2005). Lors de la phase de dévalaison en rivière, les anguilles argentées subissent des blessures et un taux de mortalité non négligeable en passant par les turbines des barrages hydroélectriques. Les risques de mutilation sont considérablement accrus par leur corps serpentiforme et leur grande taille (Buysse et al., 2014 ; Daynis et al., 2018). Le taux de mortalité est taille-dépendant et varie entre 16 et 100% en fonction des turbines utilisées (Winter et al., 2006; Calles et al., 2010; Buisse et al., 2015; Daynis et al., 2018). De plus, la réticence des anguilles à passer par les turbines, le stress encouru et les blessures éventuellement subies peuvent entraîner un retard dans la migration, voire une diminution du taux d'arrivée dans la mer Sargasses (Belpaire et al., 2009 ; Besson et al., 2016).

e) Perte de l'habitat

En plus de la diminution de l'accessibilité des habitats, leur destruction ou la diminution de leur qualité physico-chimique font partie des causes possibles du déclin de l'anguille (ICES, 2016). Cependant, depuis les années 1970 la population d'anguille belge n'a fait que chuter, et ce, malgré une amélioration générale de la qualité des cours d'eau et d'une grande disponibilité d'habitats (Nzau Matondo & Ovidio, 2016 ; Séleck, 2017). La perte d'habitat ne semble donc pas être une des causes majeures du déclin de l'anguille européenne en Belgique, mais pourrait être une cause majeure dans d'autres régions de son aire de distribution (Dekker, 2004).

f) Impact de la pêche commerciale.

La surpêche est un des facteurs reconnus du déclin des effectifs d'anguilles européennes (ICES, 2016). Cependant l'effort de pêche illégale des civelles s'intensifie encore dans certains pays comme l'Espagne, le Portugal et l'Angleterre afin de profiter de l'augmentation du prix/kg. Le règlement européen pour le commerce de civelles a été endurci mais les actes de braconnage sont encore très fréquents, avec notamment des exportations vers la Chine où le kg de civelles peut atteindre 7000 euros au marché noir. L'estimation des captures totales de civelles transparentes en Europe était de 494,5 t en 1994 (ICES, 2014), 51,6 t en 2015 et 59,2 t en 2016 (ICES, 2016). La pêche commerciale des anguilles jaunes est interdite par l'Europe. La capture d'anguilles argentées reste quant à elle autorisée dans certains pays. Winter et al. (2006) estiment entre 22 et 26% le taux de mortalité chez les anguilles dévalantes dû à la pêche dans le bassin de la Meuse. En 1968, la masse totale d'anguilles européennes capturées atteignait le record de 20 278 t. En revanche, 36 ans plus tard, en 2014, la masse totale de capture a chuté à 3 321 t (FAO.org) (figure 6).

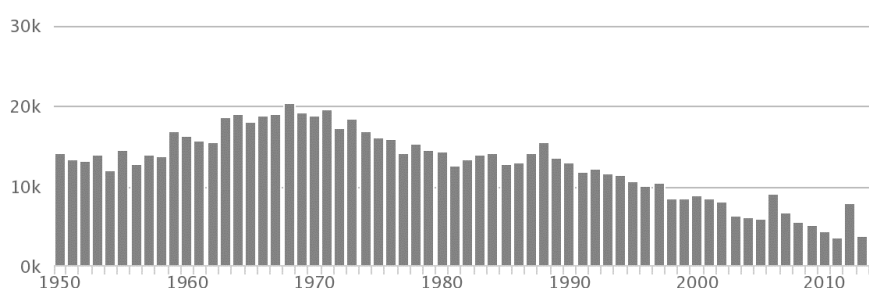


Figure 6 : Capture globale d'anguille européenne (tonnes). FAO FishStat

1.1.6. Les pistes de remédiations

L'Europe a élaboré en 2007 un règlement instituant des mesures de reconstitution du stock d'anguille européenne. L'objet de ce règlement est la mise en place de plans de gestion par bassin versant. Ces plans visent à réduire la mortalité anthropique afin d'assurer l'échappement vers la mer d'au moins 40% de la biomasse d'anguilles argentées, sur base d'une population n'ayant subi aucune influence anthropique (appelée « population pristine »). Les mesures de restauration susceptibles d'être mises en place sont les suivantes :

- La réduction de la pêche commerciale et la limitation de la pêche récréative ;
- les mesures structurelles permettant la libre circulation des poissons et l'amélioration des habitats, conjointement avec d'autres mesures de protection de l'environnement ;
- le transport des anguilles argentées des eaux intérieures vers des eaux à partir desquelles elles peuvent migrer librement vers les estuaires et ensuite la mer des Sargasses ;
- l'arrêt temporaire des turbines des centrales hydroélectriques lors de la dévalaison de l'espèce et/ou le placement de turbines fish-friendly ;
- la lutte contre les prédateurs ;
- les mesures en faveur de l'aquaculture ;
- les mesures concernant le repeuplement.

Le repeuplement des systèmes hydrographiques présentant un déficit piscicole est une pratique communément utilisée en Europe (Dekker & Beaulaton, 2016). Les mesures de repeuplements ont donc été désignées par l'Europe comme une option intéressante pour faire face au déclin du stock d'anguilles européennes. L'Europe a dès lors instauré l'obligation, pour les États membres autorisant la pêche commerciale d'anguilles d'une longueur inférieure à 12 cm, d'affecter chaque année au moins 60% des captures au repeuplement dans les bassins hydrographiques qui présentent un déficit des stocks (EU, 2007). Cependant, les conditions des repeuplements et le cycle de vie complexe de l'anguille rendent difficile l'évaluation de l'efficacité de cette méthode (Pedersen, 2009; ICES, 2016).

1.2. Le repeuplement de soutien aux stocks locaux

Le repeuplement est une des mesures utilisées pour tenter d'augmenter les stocks d'anguilles résidentes et le taux d'échappement des géniteurs en route vers la mer des Sargasses. (EU, 2007 ; ICES, 2016). Cependant, la reproduction artificielle de l'anguille n'est pas encore maîtrisée (Butts et al., 2016 ; Di Biase et al., 2016 ; Mordenti et al., 2018). Par conséquent, le repeuplement par translocation est actuellement la seule piste envisageable. Cette méthode consiste à capturer des jeunes anguilles dans une zone de l'aire de répartition où elles sont abondantes, pour les transloquer dans un milieu où les peuplements locaux sont pauvres ou absents (ICES, 2016). Les anguilles sont généralement capturées dans les estuaires au stade de civelles transparentes. Elles sont soit relâchées directement dans le milieu naturel, soit mises en grossissement avant d'être relâchées (Feunteun, 2002). Les résultats des repeuplements en système ouvert sont difficiles à estimer. Toutefois, ces actions se sont

révélées efficaces pour augmenter les stocks locaux en systèmes hydrographiques clos (Pedersen, 2000 ; Rossel et al., 2005 ; Psuty et Draganik, 2008). L'aptitude des anguilles argentées provenant de repeuplement à participer au recrutement fait toujours débats (Wickström & Sjöberg, 2014). Des auteurs tels que Westin (2003) ou Prigge et al. (2013) ont observé un retard voir un échec dans la migration d'anguilles transloquées. Néanmoins, d'autres études semblent montrer que les civelles issues de repeuplements auraient des capacités à migrer vers les Sargasses semblables à celle des anguilles naturellement recrutées (Verreault et al., 2010 ; Sjöberg et al., 2017). De plus, il reste impossible à l'heure actuelle d'évaluer l'impact des actions de repeuplement sur le stock de géniteurs dans la mer des Sargasses. L'efficacité des repeuplements reste donc à préciser (Feunteun, 2002 ; Dekker & Beaulaton, 2016 ; ICES, 2016 ; Kullman, et al., 2017).

1.2.1. Les repeuplements en Europe et en Wallonie

L'utilisation de civelles pour des repeuplements en Europe (figure 7) a connu un pic dans les années 1980 avant de chuter fortement jusqu'en 2009, où la diminution du prix des civelles a permis une augmentation de leur utilisation. L'emploi de jeunes anguilles jaunes a connu une légère hausse dans les années 1990 avant d'atteindre son maximum en 2013. En 2015, les proportions étaient sensiblement égales avec 10 millions de civelles utilisées contre 9,2 millions pour les anguilles jaunes (ICES, 2016).

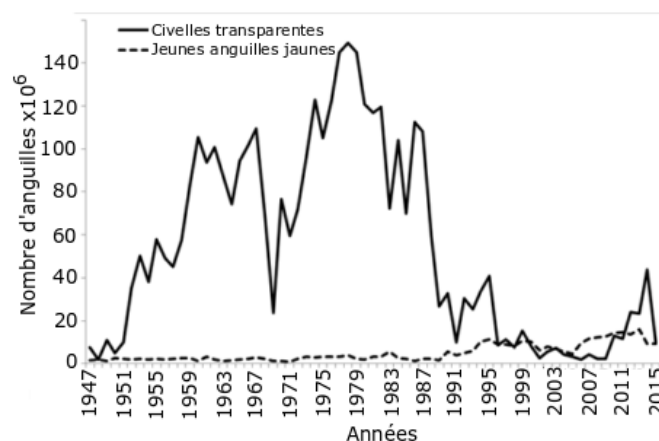


Figure 7: Repeuplement en civelles et anguilles jaunes en Europe (ICES, 2016).

Entre 1967 et 1980, des déversements importants de civelles (740 kg pour un poids moyen de 0,36g) ont eu lieu dans la Meuse liégeoise, la dérivation de la Meuse et le Canal Albert. Plus récemment, en 1999, un repeuplement a été effectué dans la Meuse entre Ben-Ahin et Flémalle avec 505 kg d'anguilles jaunes (30 < LT < 40 cm ; poids moyen=42g) (Phillipart et al., 2010). Le service de la Pêche a également effectué entre 2011 et 2018 des repeuplements dans les bassins de la Meuse, du Rhin et de l'Escaut avec N=1518229 civelles (Séleck, 2017) dont 240kg pour un N estimé à 1 000 000 individus rien qu'en 2018 (figure 8).

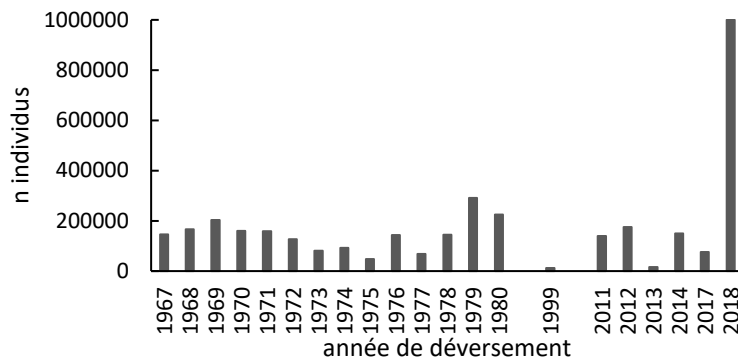


Figure 8 : Historique de déversement d'anguilles européennes en Wallonie de 1967 à 2018.

1.2.2. Efficacité des mesures de repeuplement

1.2.2.1. Survie des individus transloqués

Bien que les civelles transparentes vivent normalement au niveau des côtes maritimes et des estuaires (Laffaille et al., 2000), la survie en eau douce obtenue lors de tests en aquarium est de 100% (Crean et al., 2005). Le taux de survie des civelles transloquées en cours d'eau est quant à lui généralement inférieur à 20%, voire parfois inexistant en fonction du milieu (Pedersen, 2009 ; Rigaud et al., 2015). Cependant, la capacité des civelles à quitter rapidement les secteurs de déversements (Bisgaard & Pedersen, 1991 ; Pedersen, 2009 ; Ovidio et al., 2015 ; voir point 1.3.2.3) et la très faible efficacité des pêches électriques pour ce jeune stade d'anguille (Simon & Dörner, 2014 ; Ovidio et al., 2015) entraînent souvent une sous-estimation des taux de survie. Les taux de survie rapportés en milieu fermé sont plus élevés. Simon et Dörner (2014) ont observé une survie variant de 5 à 45% dans 5 lacs allemands. Selon Deprez et al. (2013), la survie des civelles issues de repeuplement ne serait pas influencée par le stade pigmentaire, mais Rigaud et al. (2015) recommandent d'utiliser un stade pigmentaire précoce. Plusieurs auteurs ont observé l'effet négatif des manipulations (Acou et al., 2017) ou d'une densité de repeuplement trop élevée sur la survie des civelles transloquées (Vollestad & Jonsson, 1988 ; Bardonnnet, et al., 2005 ; Huertas & Cerdas, 2006 ; Pedersen, 2009 ; Bevacqua et al., 2011).

1.2.2.2. Croissance des individus transloqués

En milieux comparables, la croissance des anguilles provenant de repeuplement serait similaire à celle des anguilles naturellement recrutées. Par contre, l'habitat sélectionné pour les repeuplements serait un facteur important de variation de croissance (Lin et al., 2007). Les petites rivières situées à l'intérieur des terres ont été ignorées lors des campagnes de translocations de civelles transparentes. Cependant, la croissance des civelles transparentes déversées dans le Mosbeux (2,2 cm/an), un petit cours d'eau situé en province de Liège en Belgique, est comparable à celles trouvées en lacs et en rivières de plus gros gabarit (Ovidio et al., 2015). Pedersen (2000) rapporte une croissance de 3,6 à 5,1 cm/an, dans un lac eutrophique danois 6 à 8 ans après le déversement. Simon et al. (2013) ont observé une croissance moyenne de 2,3 et 4,9 cm/an dans deux lacs allemands 1 an post-repeuplement et Simon & Dörner (2014) rapportent une croissance variant de 1,9 et 4,8 cm/an dans 5 lacs allemands 5 à 6 ans après le repeuplement. Bisgaard & Pedersen (1991) ont observé une

croissance de 2 à 5 cm/an dans un ruisseau Danois. Silm et al. (2017) rapportent, quant à eux, une croissance variant de 3 à 6,9 cm /an dans 5 lacs estoniens.

1.2.2.3. Dispersion post-repeuplement

Le nombre de civelles présentes dans la zone de repeuplement diminue au cours du temps en raison de l'émigration importante des civelles (Ovidio et al., 2015 ; Séleck, 2017). Le taux de disparition peut-être très élevé, jusqu'à atteindre 85 à 100% en 1 an (Pedersen, 2009). Les civelles peuvent se disperser vers l'amont ou vers l'aval du point de déversement. L'amplitude de dispersion des individus est fonction de la capacité d'accueil du milieu et des paramètres de repeuplements tels que la densité de déversement et la taille des individus (Pedersen, 2009 ; Séleck, 2017). Par exemple, Pedersen (2009) a observé une dispersion post-repeuplement importante (max=3,5km) dans un cours d'eau à faible capacité d'accueil. Séleck (2017) a quant à elle observé une dispersion plus faible (Q90=1,08 km) et un domaine vital réduit (moyenne=283m) après 4 ans de suivi dans une petite rivière dotée d'une capacité d'accueil jugée importante. Bardonnnet et al. (2005) ont également observé une corrélation négative entre l'abondance de macrophytes et l'émigration des civelles. Cela souligne l'importance de sélectionner des habitats dotés d'une grande capacité d'accueil afin de permettre l'installation d'une forte densité d'anguilles et de maximiser les résultats des repeuplements (Pedersen, 2009 ; Boulenger et al., 2016; Séleck, 2017 ; Verhelst et al., 2017).

1.2.2.5. Impact sur le sex-ratio

Le déterminisme du sex-ratio chez l'anguille européenne n'est pas encore totalement compris. Néanmoins, les études les plus récentes avancent l'existence de deux facteurs prédominants. Le premier de ces facteurs est le coefficient de conditions (CF) des civelles transparentes. Les juvéniles avec un CF haut (CF de Ricker : $1,35 \pm 0,15$) ne montreraient pas de croissance de compensation et investiraient alors leur énergie dans des ovaires. Au contraire, les individus présentant un CF bas ($1,26 \pm 0,11$) investiraient leur énergie dans une croissance de compensation et des testicules. Les civelles transparentes capturées en automne présentent un CF plus haut que celles capturées au printemps (Geffroy & Bardonnnet, 2012 ; Geffroy & Bardonnnet, 2016). Le deuxième facteur prédominant semble être la densité de population (Huertas & Cerdas, 2006). Une forte densité d'anguille induirait un stress suivi d'une augmentation du niveau de cortisol. L'augmentation de cette hormone résulterait en la production de mâles. L'augmentation de la disponibilité en abris par unité de surface diminuerait le taux de cortisol à densité égale de civelles (Geffroy et al., 2015). Par conséquent, il faudrait éviter les captures tardives de civelles transparentes et les densités de repeuplement trop élevées pour les repeuplements dont l'objectif est de produire des femelles (Huertas & Cerdas, 2006 ; Geffroy et al., 2015).

1.2.2.6. Avantages et inconvénients de la stabulation et de l'élevage

Pedersen et al. (2017) ont observé une croissance et une survie égales voire supérieures chez des civelles pigmentées (LT=12-16 cm) d'élevage par rapport à des civelles recrutées naturellement. Cependant, Simon et Dörner (2014) rapportent une survie et une croissance plus élevées chez les civelles réintroduites directement après leur capture, comparées à celles qui sont restées en stabulation avant leur réintroduction, et ce, malgré un avantage initial de croissance procuré par l'aliment artificiel fournit en bassin. La perte de cet avantage serait dû

à l'amaigrissement des anguilles lors du passage de l'aliment artificiel à l'aliment naturel (Simon et al., 2013 ; Dainys et al., 2017). De plus, Pedersen (2009) n'a pas observé de différence de croissance entre deux groupes de civelles élevées pendant 3 et 6 mois dans une ferme aquacole avant d'être déversées. D'autre part, les élevages de civelles sont une source de stress pour les individus. Cette méthode est donc susceptible de causer l'augmentation du taux de cortisol des civelles avec pour conséquence la modification du sex-ratio en faveur des mâles (Geffroy et al., 2015). L'élevage est également susceptible d'être une source de pathogènes pour les milieux dulçaquicoles. Il apparaît donc que la stabulation des civelles avant leur réintroduction en milieu naturel soit surtout intéressante pour optimiser la période de repeuplement. En effet, la meilleure période correspondant au printemps, il est judicieux de stocker les civelles arrivées précocement dans les estuaires, à un moment où les milieux à repeupler ne contiennent pas encore assez de ressources trophiques nécessaires pour les accueillir (Simon & Dörner, 2014). Il est alors préconisé de minimiser la durée de stabulation et de privilégier la nourriture naturelle (Geffroy et al., 2015 ; Dainys et al., 2017).

1.3. Synthèse des connaissances sur la biologie des jeunes stades d'anguille

1.3.1. Les préférences d'habitat

Tous les stades continentaux de l'anguille expriment un comportement cryptique et une phototaxie négative (Dou & Tsukamoto, 2003 ; Dou et al., 2003 ; Domingos et al., 2006 ; Riley et al., 2011 ; Ovidio et al., 2013). Les habitats des anguilles sont constitués d'abris tels que les interstices entre les racines ou les assemblages de pierres sous lesquelles elles peuvent se cacher (Ovidio et al., 2013 ; Ovidio et al., 2015 ; Séleck, 2017). Toutefois, les préférences d'habitat des anguilles évoluent au fil de leur croissance.

Les préférences d'habitat des civelles transparentes sont peu connues et les estuaires n'offrent pas la possibilité d'un suivi précis des juvéniles (Harrison et al., 2014). De plus, la faible occurrence des civelles transparentes en eau douce et la difficulté d'observation de ce stade en milieu naturel occasionnent une stagnation des connaissances relatives à la préférence d'habitats de ce stade précoce (Ovidio et al., 2015). Il est cependant connu que lors des six semaines suivant l'arrivée des civelles transparentes en estuaire, celles-ci expriment un comportement cryptique grégaire (Bardonnnet, et al., 2005) et qu'elles favorisent les interstices de substrats grossiers aux substrats sableux (Dou & Tsukamoto, 2003).

L'habitat des civelles pigmentées (<100 mm pour Domingos et al., 2006 ; <150mm pour Feunteun et al., 2003 ; <160 mm pour Lafaille et al., 2004) est mieux étudié. A ce stade, les civelles favorisent les milieux peu profonds, à proximité des berges et/ou avec une forte présence de végétation aquatique (Laffaille et al., 2004 ; Domingos et al., 2006 ; Séleck, 2017). Le couvert est un paramètre clé de l'attractivité des habitats pour les anguilles < 100mm (Domingos et al., 2006). Les macrophytes aquatiques émergés représentent le couvert le plus intéressant. Ces habitats constituent de bons abris contre le courant et les prédateurs. Ils permettent également une efficacité accrue de prise alimentaire (Ovidio et al., 2015 ; Séleck, 2017). Au fil de leur croissance, les civelles évoluent et leur comportement se modifie. La profondeur des habitats utilisés augmente avec la taille des anguilles. Les anguilles > 250mm occupent des habitats dont le couvert est moindre et le courant plus rapide (Domingos et al.,

2006). Les anguilles > 360mm utilisent préférentiellement les habitats pauvres en végétation aquatique et où la profondeur est supérieure à 80cm (Feunteun et al., 2003 ; Lafaille et al., 2004 ; Verhelst et al., 2017).

1.3.2. Alimentation

Bardonnet et Riera (2005) ont étudié les isotopes stables chez des civelles transparentes capturées en estuaires afin de déterminer leur régime alimentaire. Ces juvéniles, recrutés naturellement, sont des consommateurs primaires qui se nourrissent de POM^b terrigènes, de plancton dulçaquicole et de périphyton. Cependant, des civelles transparentes en stabulation dans des systèmes expérimentaux ont été nourries avec succès à l'aide de vers de vase, de larves de chironomes et de tubifex (Dou & Tsukamoto, 2003 ; Geffroy et al., 2012 ; Dainys et al., 2017). A partir du stade de civelle pigmentée, les anguilles se nourrissent principalement d'invertébrés aquatiques ou terrestres. En grandissant, les anguilles commencent également à se nourrir de petits poissons. La proportion de poissons dans l'alimentation augmente avec la taille des anguilles. Le chabot (*Cottus gobio*) semble être l'espèce la plus consommée, sans doute à cause de son caractère benthique (Mann & Blackburn, 1991 ; Bouchereau et al., 2009).

1.3.3. Compétition interspécifique

Domingos et al. (2006) ont observé une corrélation négative entre la densité d'écrevisses de Louisiane (*Procambarus. Clarkii*) et la densité de civelles, indiquant l'existence d'une compétition pour les abris benthiques ainsi qu'une pression de prédation importante des écrevisses sur les jeunes anguilles. Les truites (*Salmo trutta*) sont également des prédateurs potentiels des petites anguilles (Rikardsen et al., 2006). En plus de cette éventuelle pression de prédation, les truites peuvent entrer en compétition avec les civelles pour les ressources trophiques (Sinha & Jones, 1967 ; Boulenger et al., 2016). En effet, les civelles pigmentées et les truites se nourrissent des mêmes groupes taxonomiques (Mann & Blackburn, 1991 ; Bouchereau et al., 2009), les civelles pourraient alors subir un ralentissement de croissance (Boulenger et al., 2016). Néanmoins, les anguilles ont une alimentation benthique alors que les truites se nourrissent plutôt dans les zones démersales et pélagiques, ce qui pourrait limiter la compétition (Mann & Blackburn, 1991 ; Bouchereau et al., 2009).

L'adéquation des habitats sélectionnés pour les repeuplements à base de civelles, transparentes et pigmentés, est peu connue. Les difficultés de suivi de ces individus de faible taille dans des milieux relativement profonds en est la principale raison. Pourtant, l'amélioration des connaissances quant à la préférence d'habitat chez les civelles pourrait permettre une meilleure sélection des cours d'eaux à repeupler et une amélioration de l'efficacité de ces pratiques.

^b Particules de matière organique

1.4. Objectifs du mémoire

Le présent mémoire s'inscrit dans la continuité des recherches menées sur la pratique du repeuplement à des fins scientifiques au Laboratoire de démographie des poissons (LPDH) de l'Uliège. Ces recherches, réalisées depuis 2012, ont permis d'obtenir des avancées scientifiques rassurantes sur l'efficacité potentielle du repeuplement en civelles dans certains types de milieux continentaux. Il reste cependant de nombreux points à éclaircir pour arriver à optimiser cette pratique. Des connaissances scientifiques acquises dans un ruisseau avec un bon recrutement en civelles (Ovidio et al., 2015) ont été transposées à des modèles écologiques (rivières) de plus grandes dimensions afin de déterminer quelles typologies de cours d'eau sont capables d'assurer un recrutement maximal (survie et croissance) en jeunes anguilles. Pour cela, 6 rivières typologiquement différentes sur les plans hydromorphologiques et physico-chimiques ont été sélectionnées afin d'être comparées entre elles. Des civelles transparentes y ont été artificiellement dispersées en plusieurs sites. Dans une approche scientifique de diversité typologique des cours d'eau, notre étude vise à identifier les habitats optimaux pour un recrutement maximal en anguillettes avec comme objectifs spécifiques :

- déterminer l'abondance et la densité des jeunes recrues d'anguilles,
- évaluer la survie,
- estimer la croissance,
- mesurer la dispersion,
- caractériser par télémétrie le taux de rétention des secteurs/cours d'eau en anguillettes marquées,
- préciser la préférence des anguillettes pour les microhabitats,
- tester les gains biologiques liés à l'utilisation des microhabitats spécifiques.

2. Méthodologie

2.1. Caractérisation des cours d'eau étudiés

Six cours d'eau du bassin Mosan (figure 9) ont été sélectionnés pour réaliser le déversement de civelles : la Berwinne, la Gueule, la Hoëgne, le Wayai, le Ruisseau de Winamplanche et l'Oxhe (tableau 1). La Berwinne, la Gueule, la Hoëgne et l'Oxhe sont des cours d'eau de typologie condrusienne. Le Wayai et le Winamplanche sont quant à eux des cours d'eau de typologie ardennaise. La Berwinne coule sur des sols limono-caillouteux surplombant une couche calcaire. La Gueule s'écoule sur des couches composées de grès ou de calcaire. La Hoëgne, le Wayai et le Winamplanche coule dans la région géologique complexe de Theux où se mêlent schiste et calcaire. L'Oxhe ruisselle sur des limons alluvionnaires de la Meuse ainsi que sur des affleurements de schiste quartzeux.

*Tableau 1 : Description des 6 rivières étudiées. T1 = températures moyennes enregistrées entre septembre 2017 et mai 2018, pour la comparaison des 6 cours d'eau ; T2 = températures moyennes enregistrées entre avril 2017 et mai 2018, qui sont les conditions thermales expérimentées par les civelles ; * = données incomplètes, voir figure x ; IBGN = indice biotique globale normalisé, IBIP = indice biotique d'intégrité piscicole, IPS = Indice diatomée (aquabio.environnement.wallonie.be)*

Rivière	Berwinne	Gueule	Hoëgne	Wayai	Winamplanche	Oxhe
Typologie	Condrusienne	Condrusienne	Condrusienne	Ardennaise	Ardennaise	Condrusienne
Géologie	Sols limono-caillouteux sur calcaire	Calcaire + grès	Schiste + calcaire	Schiste + calcaire	Schiste (calcaire ?)	Schiste quartzeux + limon alluvionnaire
Pente	Forte	Moyenne	Forte	Forte	Forte	Moyenne
Zonation	Truite	Ombre inférieure	Truite supérieure	Truite inférieure	Truite	Truite
Confluence	Meuse belge	Meuse néerlandaise	Vesdre	Hoëgne	Wayai	Meuse belge
Affluents principaux	R.d'Asse, Bel, R. de Mortier, Bolland	Roebach, R. de Vivier, Rodbushkesbach, Tunishbach, Banhagenbach	Statte, Wayai	Winamplanche, Chawion	-	R. de Falogne
Distance à la Meuse (km)	18	43	34	34	38	3
Distance à la mer (km)	341	324	377	376	381	366
Bassin versant (km²)	118	380	189	93,78	-	45,32
Débit moyen (m³/s)	0,505	1,277	3,178	1,386	-	-
T1 (°C) : 09-17 / 05-18	9,1	9,1	7,9	8,6	8	8,6
T2 (°C) 04-17 / 05-18	-	11,1	10,2	10,6	10	10,5*
Indices de qualité des eaux						
IBGN	Moyen	Moyen	Moyen	Moyen	-	Moyen
IBIP	Moyen	Médiocre	Très bon	Très bon	-	Très bon
IPS	Bon	Moyen	Très bon	Moyen	-	Bon

Parmi ces rivières à pente moyenne ou forte, seule la Gueule est classée dans la zone à ombre (Huet, 1949). Les 5 autres rivières font partie de la zone à truite (tableau 1). Ces 6 rivières font partie du bassin hydrographique de la Meuse dont la Berwinne, la Gueule et l'Oxhe sont des affluents directs. La distance séparant la mer du nord des différents sites d'étude varie entre 324 et 381 km. Les débits annuels moyens varient entre 0,5 et 1,36m³/s pour la Berwinne, la Gueule, la Hoëgne et le Wayai. Cette information n'est pas disponible pour le Winamplanche et l'Oxhe (absence de limnigraphe). L'enregistrement automatique de la température (1 fois par heure) à l'aide de sondes de type logger (Onset® data loggers) placées dans les différents cours d'eau, a montré que les 6 cours d'eau étudiés ont un régime thermal fort semblable. Les moyennes, minima et maxima ne varient pas de plus d'1,2°C entre les 6 cours d'eau (figure 10). Les températures moyennes les plus basses ont été observées dans la Hoëgne et le Winamplanche où les anguillettes ont également expérimenté les températures les plus froides depuis leur déversement au stade des civelles transparentes (tableau 1). La qualité biologique des milieux varie selon les rivières et les indices utilisés. L'indice biotique global normalisé est similaire pour l'ensemble des cours d'eau étudiés, avec une qualité moyenne dans 7 des 8 stations (<http://aquabio.environnement.wallonie.be>). Cependant, l'indice diatomée et l'indice biotique d'intégrité piscicole apportent un peu plus de complexité à la classification de la qualité biologique de ces rivières avec une qualité variant de médiocre à très bon.

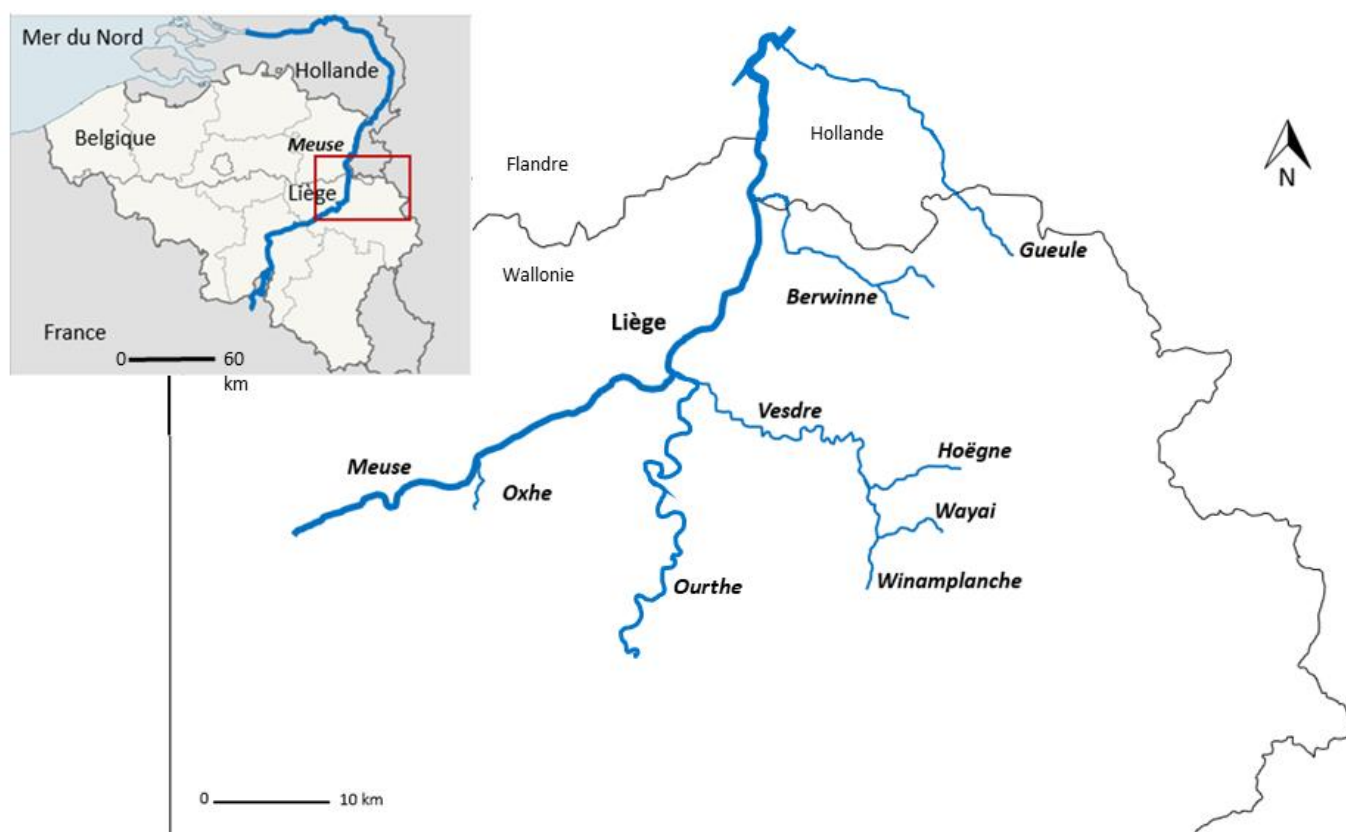


Figure 9 : Carte de localisation des six rivières étudiées dans le bassin de la Meuse : l'Oxhe, le Winamplanche, le Wayai, la Hoëgne, la Berwinne et la Gueule.

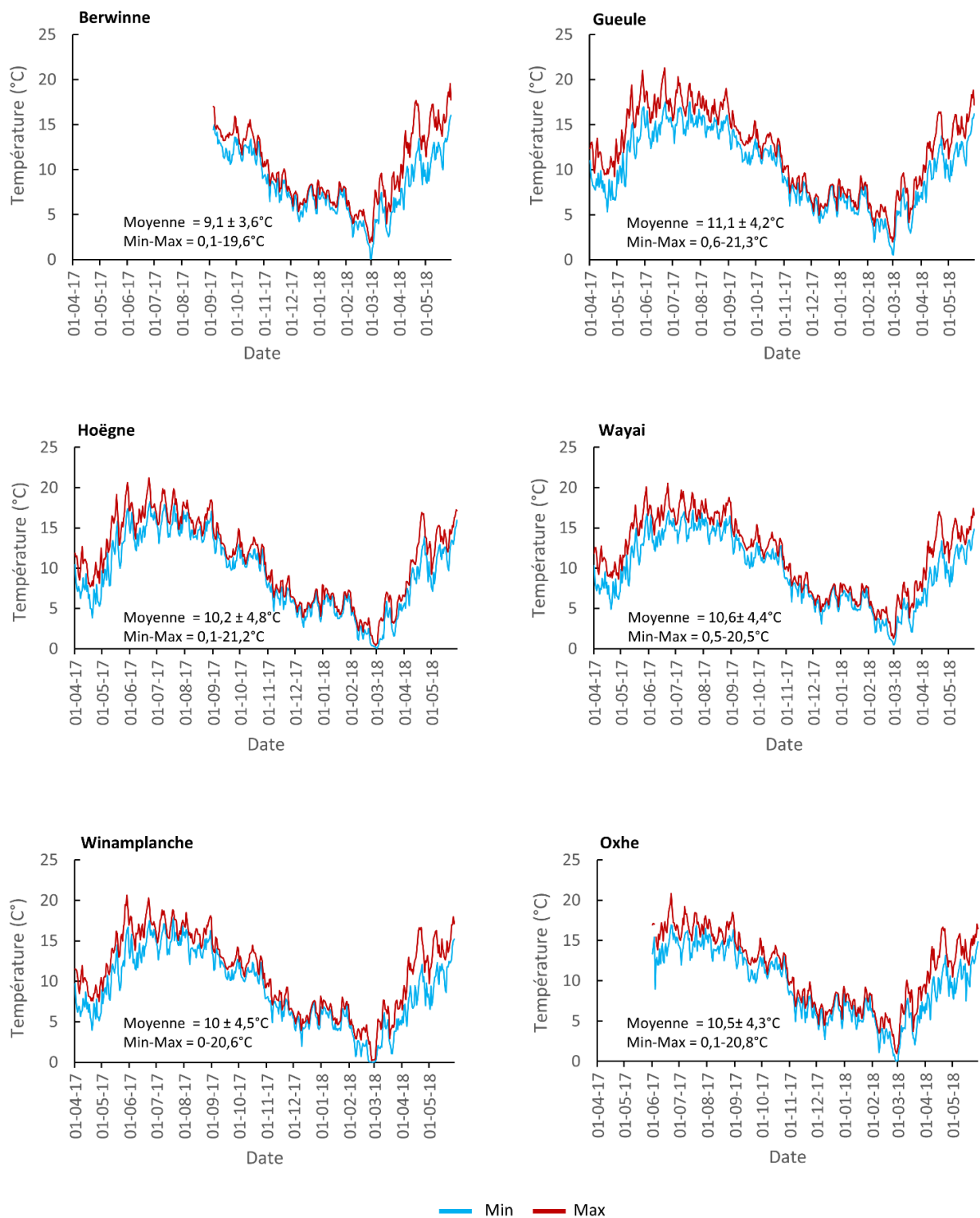


Figure 10 : Moyennes journalières des températures ($^{\circ}\text{C}$) minimum (min), maximum (max) et moyennes d'avril 2017 au 29 mai-2018 (données des enregistreurs automatiques de température : logger).

2.2. Stratégie de repeuplement

Le 21 mars 2017, 17,3 kg de civelles, réceptionnées depuis la France, ont été immédiatement déversés sur 43 sites répartis dans les six cours d'eau étudiés (tableau 2). Ces sites de lâchers des civelles ont préalablement été balisés tous les 250 m et identifiés par coordonnées GPS. La densité de repeuplement était de 2,4 kg de civelles/ha, laquelle a été calculée à partir de la densité de référence du ruisseau «bon recruteur en civelles» de 2015, le Ry de Mosbeux (Ovidio et al. 2015). Cette densité de déversement a toutefois été doublée, compte tenu de la dimension plus importante des cours d'eau concernés. Le déversement dans l'Oxhe (en un seul point), était constitué du stock restant des civelles après les déversements effectués dans les 5 autres cours d'eau (Berwinne, Gueule, Hoëgne, Wayai et Winamplanche). Le matériel biologique utilisé a été acheté à la société *Gurruchaga Marée*, établie sur les côtes françaises au niveau du Golfe de Gascogne (Handaye, Pays basque). Un échantillon de 51 individus a été individuellement mesuré (Moyenne \pm SD : 67 \pm 4,4mm) et pesé (0,23 \pm 0,05g) lors de la réception. Les stades pigmentaires de l'échantillon ont été identifiés. Ils étaient principalement répartis entre VB (25,5%), VIA0 (21,5%), VIA1 (27,5%) et VIA2 (23,5%) (Elie et al., 1982).

Tableau 2 : Paramètres de déversement et de pêche électrique : nombres de sites, quantité (nombre et poids) de civelles et, coordonnées GPS.

Rivière	Date	Déversements		Secteurs de pêche électrique				
		Nombre de sites	Quantité		Dénomination	Coordonnées géographiques	Quantité	
			n total	g total			n	g
Hoëgne	21-04-17	6	17075	3876	2-Chaudfeid	N50°31'35.7" E005°49'56.7"	2846	646
					5-Pré-au-Pont	N50°31'39.7" E005°50'45.0"	2846	646
Wayai	21-04-17	10	15859	3600	2-Spixhe	N50°31'20.7" E005°49'13.9"	1586	360
					9-Spa	N50°29'19.02" E005°50'21.4"	1586	360
Winamplanche	21-04-17	5	2643	600	3-Theux	N50°29'07.6" E005°49'46.2"	529	120
Berwinne	21-04-17	11	17445	3960	2-Val Dieu	N50°41'57.1" E005°48'10.2"	1586	360
					6-Herve/Aubel	N50°41'27.7" E005°49'05.7"	1586	360
Gueule	21-04-17	10	18943	4300	4-Plombières	N50°43'42.27" E005°58'32.80"	1894	430
					8-Moresnet	N50°43'23.52" E005°58'47.26"	1894	430
Oxhe	21-04-17	1	4405	1000	1-Ombret	N50°43'23.52" E005°20'42.42"	4405	1000
Total		43	76370	17336	10		20758	4712

2.3. Pêche électrique de capture et marquage

2.3.1. Capture par pêche électrique

Lors de l'automne 2017, soit 6 mois après le repeuplement, 10 journées de pêche électrique ont été organisées afin de procéder à l'évaluation à court terme du repeuplement effectué. Dix sites de relâcher (soit 1-2 sites/rivière) ont été choisis comme secteurs de pêche au sein des six rivières étudiées (voir tableau 2, figure 11, 13 & 14) sur base de leur facilité d'accès et en prenant soin d'éviter les sites situés aux extrémités. La méthode de capture par pêche à l'électricité consiste à créer un courant électrique entre une cathode (pôle négatif) et une anode (pôle positif), tous deux reliés à un groupe électrogène. Ce courant inhibe les mouvements du poisson (anesthésie motrice) et peut induire une nage forcée en direction de l'anode. La cathode est plongée dans la rivière à proximité du groupe électrogène (figure 16 A). Lorsque l'utilisateur plonge l'anode dans l'eau, le courant se forme entre les deux pôles. Les poissons à proximité de l'anode sont alors attirés vers celle-ci et peuvent être capturés à l'aide d'une épuisette. Néanmoins, les juvéniles d'anguilles ont la particularité de ne pas nager vers l'anode. Cette caractéristique, combinée à la petite taille des individus et à leur comportement cryptique, rend difficile leur capture.

Les secteurs de pêches ont été balisés au centimètre près à l'aide de décamètres déployés sur une longueur de 100m vers l'amont (+100) et vers l'aval (-100) du site de déversement considéré (point 0). La pêche a été effectuée en deux passages, de l'aval vers l'amont. L'équipe de pêche (figure 16 B) était composée de deux opérateurs munis d'anodes (EFKO, 3,0 KVA), 4 personnes aux épuisettes (maille de 2x2mm) et 2 personnes pour collecter les anguilles et gérer les câbles reliant les anodes au groupe électrogène. Deux autres personnes étaient chargées de la biométrie et du marquage des anguillettes.

La capture de chaque anguillette était suivie d'une mesure du microhabitat, à l'endroit précis de capture (profondeur, température, substrat, couverture végétale). De même, la position latérale dans la rivière (rive gauche, rive droite, milieu) et la position longitudinale par rapport au site de lâcher ont été relevées. Les anguilles capturées ont été anesthésiées (Eugénol 0,3 ml/l), mesurées (± 1 mm), et pesées (Kern 440-45N ; $\pm 0,1$ g) (figure 16 C). Lors de chaque journée de capture, 10 anguillettes ont été prélevées et confiées au laboratoire d'Immunologie et Vaccinologie de l'Uliège pour l'analyse de l'état sanitaire (infection à l'herpesvirus) après 6 mois de vie en eau douce. Les civelles restantes ont été marquées et relâchées avec succès à leur endroit précis de capture. La prise en main des anguillettes a également été une occasion d'observer macroscopiquement l'état sanitaire (malformations, maladies) des individus capturés. Les truites et les écrevisses (des prédateurs potentiels) capturées ont été comptabilisées lors du premier passage puis directement relâchées. Pour les autres espèces, seule la présence fut relevée afin de dresser une liste de la diversité piscicole des différents secteurs étudiés.

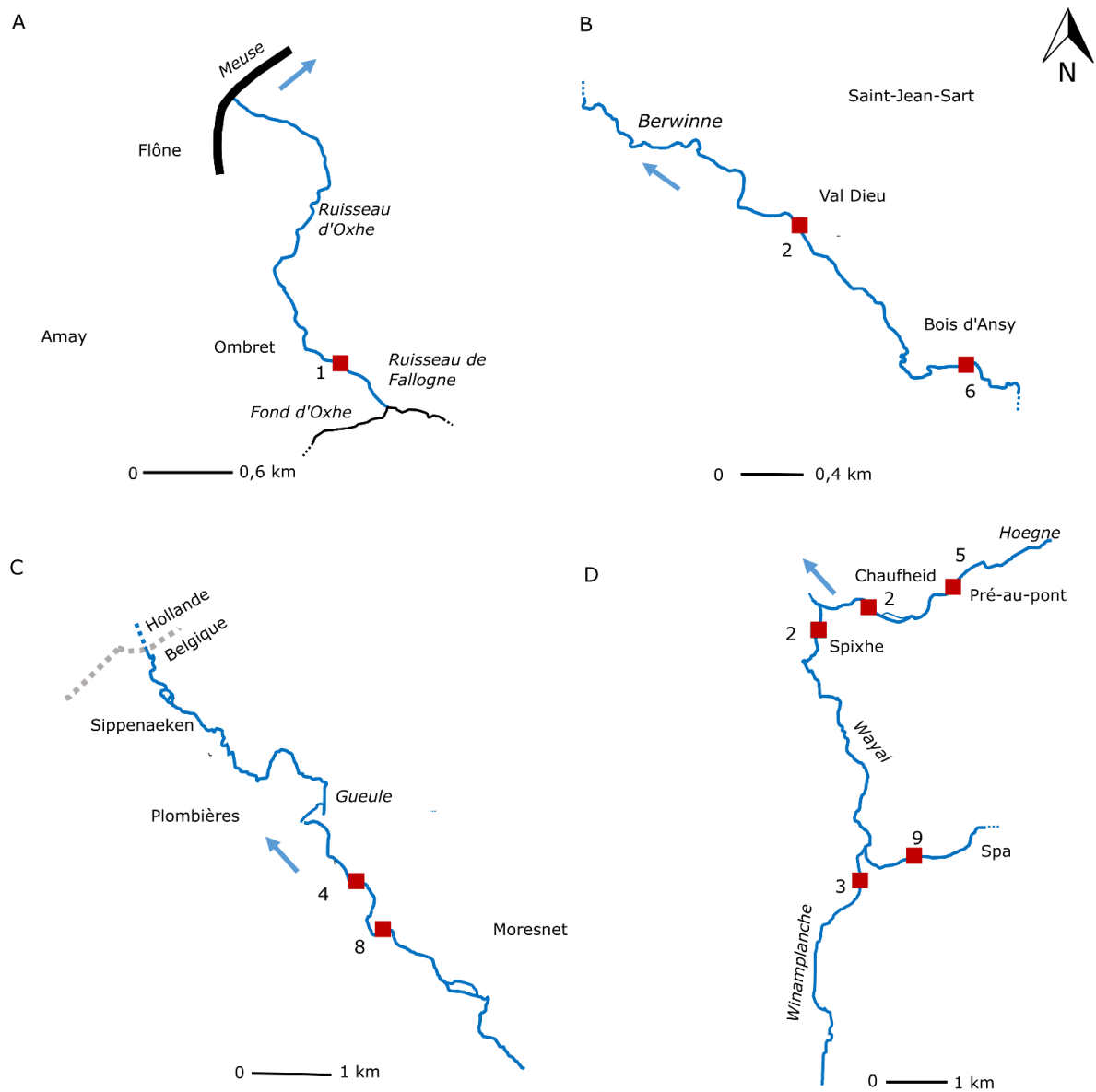


Figure 11 : Carte de localisation des 10 secteurs de pêche. A : 1-Ombret dans l'Oxhe ; B : 2-Val Dieu et 6-Herve/Aubel dans la Berwinne ; C : 4-Plombières et 8-Moresnet dans la Gueule ; D : 2-Chaufheid et 5-Pré-au-pont dans la Hoëgne, 2-Spixhe et 9-Spa dans le Wayai, 3-Theux dans le Winamplanche.

2.3.2. Marquage

Les civelles capturées dont le poids était supérieur ou égal à 2 g ont été marquées avec un transpondeur RFID semi-passif (Passive Integrative Transponder-tag) de 12mm pour un poids de 0,095g (Texas Instruments Incorporated; half duplex; 134.2kHz; temps de lecture : 70 ms). Ce type de transpondeur est composé d'une capsule en verre biocompatible contenant une micro-puce. Il ne comporte pas de batterie, mais est capable de répondre à un lecteur en utilisant l'énergie envoyé par un lecteur. Le marquage RFID permet d'identifier les individus marqués à l'aide d'un code alphanumérique propre à chaque PIT-tag. Il est alors possible de récolter des données de croissance individuelle lors de recaptures et d'utiliser la télémétrie mobile RFID (voir point 2.5) afin de localiser précisément les civelles. Pour procéder au marquage, une incision médio-ventrale de 2 mm est réalisée dans le quart postérieur du corps à l'aide d'un scalpel préalablement désinfecté à l'alcool. Le transpondeur, désinfecté lui aussi, est alors placé dans la cavité péritonéale (figure 12). L'incision, qui ne nécessite pas de suture, est ensuite désinfectée à l'éosine (Nzau Matondo et al., 2017). Le poids des transpondeurs représentait entre 1,2 et 5,88% (moyenne=2,67%) du poids des civelles. La longueur des transpondeurs représentait entre 7,4 et 12,5% (moyenne=9,32%) de la taille des civelles.

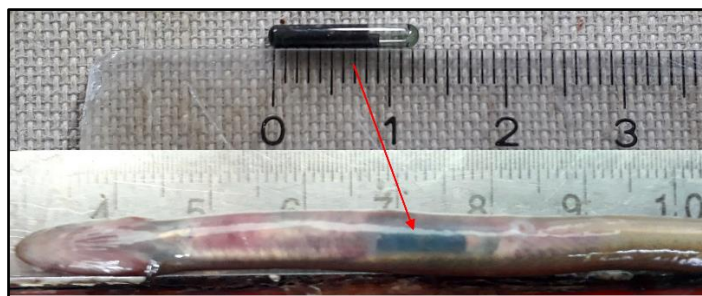


Figure 12 : Marque RFID (12 mm) nouvellement insérée dans une anguillette.

Les individus dont le poids était inférieur à 2 g étaient considérés comme trop petits pour recevoir une marque RFID. Ils ont dès lors été marqués avec un élastomère VIE de couleur rose (Visible Implant Elastomer, Northwest Marine Technology Inc., Shaw Island, WA, USA) afin de les distinguer des individus nouvellement capturés lors des pêches électriques suivantes. Ce type de marque est adapté aux individus de petite taille (Imbert et al., 2007). Certains poissons d'un poids supérieur à 2g (min-max=2-5,5 g) ont également été marqués avec un VIE lorsque le stock de marques RFID est venu à manquer sur le secteur 2-Val Dieu dans la Berwinne. L'implant est injecté sous forme semi-solide à l'aide d'une aiguille. Par la suite, l'élastomère se polymérise et devient solide. La marque a été placée dans les tissus transparents situés le long de la nageoire caudale, en arrière de la papille génitale (Ovidio et al., 2015).

2.4. Caractérisation des secteurs étudiés

2.4.1. Caractéristiques hydromorphologiques

Lors des pêches électriques, les macrohabitats disponibles pour les civelles dans les secteurs étudiés ont été caractérisés selon les critères de faciès d'écoulement, de substrat de fond, de couverture, de largeur et de profondeur. Les mesures ont été effectuées tous les 5 m, sur les 200 m du linéaire du secteur étudié correspondant au secteur de pêche.

- La description des faciès d'écoulement et du substrat de fond a été réalisée selon la méthode de description standardisée de Malavoi et al. (2002). Les faciès d'écoulement ont été caractérisés par observation visuelle du cours d'eau et le type de substrat a été précisé par une mesure de la granulométrie du substrat (tableau 3) (Malavoi & Souchon, 1989).
- Le paramètre de couverture représente l'estimation de la surface du cours d'eau (%) qui est surplombée par de la ripisylve ou des ponts.
- La largeur des secteurs a été mesurée à l'aide d'un décimètre (± 1 cm). La profondeur a été mesurée (± 1 cm) en plusieurs points sur la largeur du cours d'eau à l'aide d'une mire.

Tableau 3 : Echelle granulométrique de Wentworth (1922), modifiée dans Malavoi et Souchon (1989).

Nom de la classe granulométrique	Classe de taille (diamètre en mm perpendiculaire au plus grand axe)	Code utilisé
Rochers	>1024	R
Blocs	256-1024	B
Pierres Grossières	128-256	PG
Pierres Fines	64-128	PF
Cailloux Grossiers	32-64	CG
Cailloux fins	16-32	CF
Graviers Grossiers	8-16	GG
Graviers Fins	2-8	GF
Sables Grossiers	0,5-2	SG
Sables Fins	0,0625-0,5	SF
Limons	0,0039-0,0625	L
Argiles	<0,0039	A

La caractérisation hydromorphologique des secteurs étudiés montre une diversité typologique entre les secteurs au sein d'une même rivière mais également une diversité typologique entre les cours d'eau (Tableaux 4 & 5). Le secteur 2-Chaufheid dans la Hoëgne a été le plus large des secteurs étudiés (moyenne = 9,3 m). Le secteur 4-Plombières dans la Gueule était le plus profond (moyenne = 30,9 cm). Les secteurs 9-Spa dans le Wayai et 5-Pré-au-pont dans la Hoëgne montraient un écoulement dominant de type rapide. La diversité la plus élevée de faciès d'écoulement composée de plat lentique, plat courant et radier a été relevée à 2-Val Dieu dans la Berwinne, 4-Plombières dans la Gueule et 1-Ombret dans l'Oxhe (tableau 5). Le substrat de fond a été identifié à granulométrie excessivement grossière à 9-Spa dans le Wayai et 5-Pré-au-pont dans la Hoëgne et, à granulométrie à tendance fine à 4-Plombières dans la Gueule, 3-Theux dans le Winamplanche et 1-Ombret dans l'Oxhe. Le substrat de fond grossier, équilibré entre les blocs et les pierres grossières, a été observé à 2-Val Dieu dans la Berwinne et 2-Chaufheid dans la Hoëgne. Tous les secteurs étudiés sont couverts par la ripisylve à des degrés divers, avec 2-Spixhe dans le Wayai et 8-Moresnet dans la Gueule comme les secteurs les moins couverts.

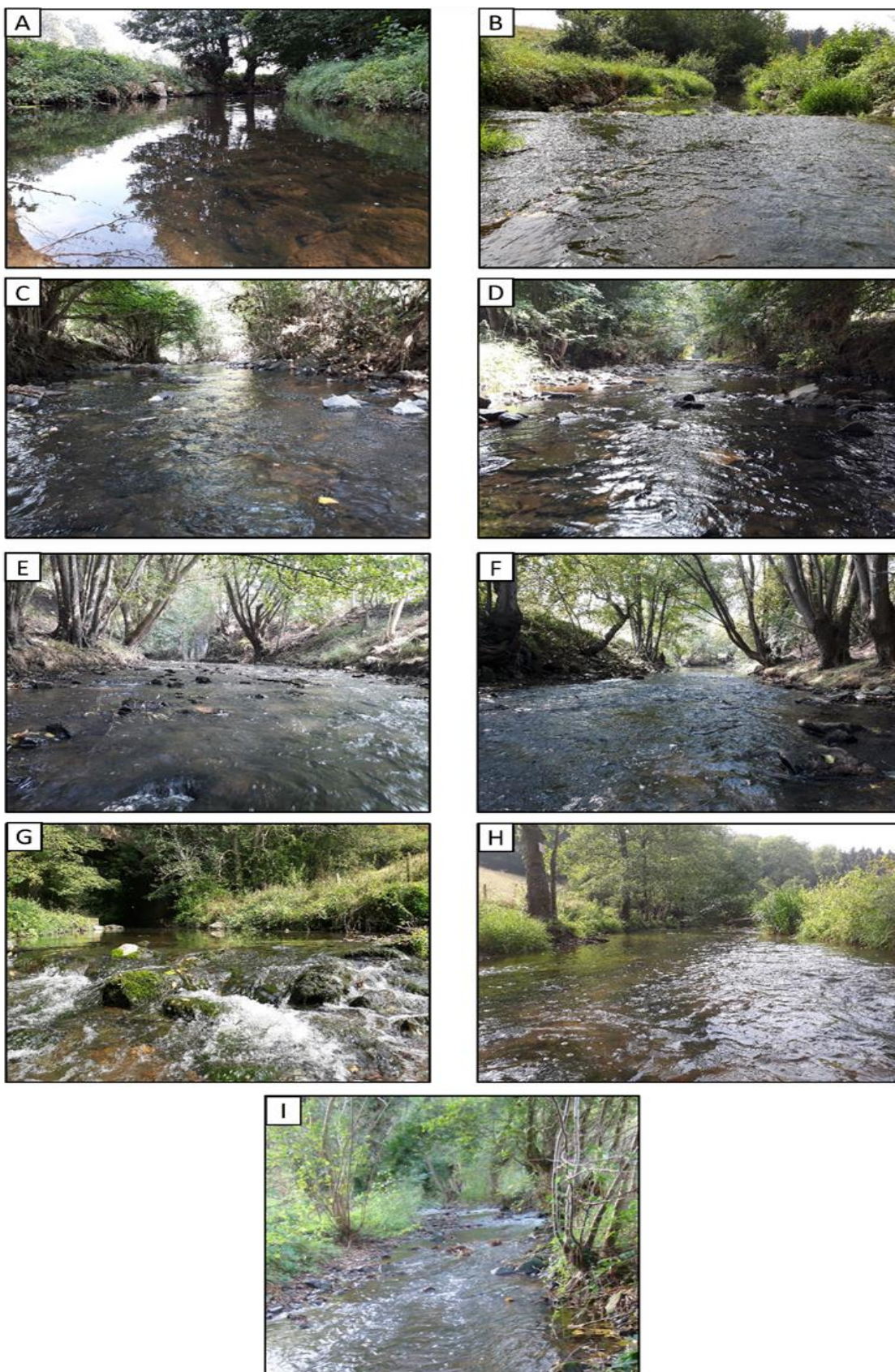


Figure 13 : Vue amont (à gauche) et aval (à droite) du point de déversement dans les différents secteurs d'études. A & B : secteur 6-Herve/Aubel (Berwinne); C & D : secteur 2-Val Dieu (Berwinne) ; E & F : secteur 4-Plombières (Gueule); G & H : secteur 8-Moresnet (Gueule) ; I : vue amont secteur 1-Ombret (Oxhe).



Figure 14: Vue amont (à gauche) et aval (à droite) du point de déversement dans les différents secteurs d'études. A & B : secteur 2-Chaufheid (Hoëgne) ; C & D : secteur 5-Pré-au-pont (Hoëgne) ; E & F : secteur 2-Spixhe (Wayai) ; G & H : secteur 9-Spa (Wayai) ; I & J : secteur 3-Theux (Winamplanche).

Tableau 4: Synthèse de l'hydromorphologie des cours d'eau et de leur physico-chimie dans les secteurs étudiés : C=plat courant, L=plat lentique, R=radiers, B=blocs, CG=cailloux grossiers, PF= pierres fines, PG=pierres grossières, Ro=roche.

Rivières	Berwinne		Gueule		Wayai		Hoëgne		Winamplanche	Oxhe
Secteurs	2-Val Dieu	6-Herve/Aubel	4-Plombières	8-Moresnet	2-Spixhe	9-Spa	2-Chaufheid	5-Pré-au-pont	3-Theux	1-Ombret
1. Hydromorphologie										
Largeur (m)	5,8	4,9	6,9	7,4	8,5	6,8	9,3	7,8	5,1	4,7
Profondeur (cm)	18	20,3	30,9	23,4	26,6	21	26,1	24,8	25,7	16,3
Ecoulement dominant (%)	C : 44 L :31 R : 25	L : 60 C : 35	R : 69	C : 81	C : 86	R : 91	C : 76	R : 86	C : 91	C : 67
Substrat dominant (%)	B : 48 PG : 27	PG : 41	PG : 32 CG : 26	PG : 46 PF : 46	PF : 38 PG : 35	Ro: 54	PG : 49 B : 34	Ro : 65	CG : 68	PG : 33 PF : 31
Couverture dominante (ripisylve,%)	84	45	87	32	31	69	76	99	80	95
Ripisylve (espèce dominante)	Erable sycomore, frêne commun	Chêne, épicéa	Aubépine, aulne glutineux	Aubépine, aulne glutineux	Aubépine, aulne glutineux	Aulne glutineux, charme	Aulne glutineux, épicéa	Aubépine, aulne glutineux	Aubépine, aulne glutineux	Aubépine, aulne glutineux
Faune aquatique dominante	Chabot, loche franche	Chabot, loche franche	Truite fario, chabot	Chabot, truite fario	Truite fario, chabot	Truite fario, chabot	Truite fario, chabot	Truite fario, chabot	Truite fario, chabot	Truite fario, chabot
2. Physico-chimie de l'eau										
Oxygène (mg/l)	9,61	9,83	10,58	12,95	11	10,7	10,8	10,63	10,4	11,17
Conductivité (µs/cm)	605	624	602	622	222	219	175	167	102	560
pH	7,63	7,63	7,75	7,8	7,37	7,25	6,83	6,88	6,63	7,7
Dureté carbonatée °KH	7	7	9	9	3	3	2	2	2	7
Dureté totale °GH	13	13	12	13	4	3	3	3	2	11
Calcium	103	107	77	87	27	24	20	20	20	84
Ammonium/ammoniaque	0,05	0,07	0,15	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,06
Nitrates	3,67	4,35	5	5,18	1,51	3	1,67	1,58	1,7	3,4
Nitrites	0,11	0,18	0,11	0,17	0,03	0,08	0,02	0,02	0,04	0,01
Phosphates	0,41	0,39	0,34	0,32	0,04	0,06	0,05	0,05	0,03	0,14

Tableau 5 : Composition et abondance du faciès d'écoulement, du substrat de fond, de la faune aquatique) et de la couverture dans les 10 secteurs étudiés (par ordre décroissant).

		Faciès d'écoulement		Substrat de fond		Faune aquatique	Couverture (%)		
Rivière	Secteur	Composition	Abondance (%)	Composition	Abondance (%)	Composition	Ripisylve	Pont	Total
Berwinne	6-Herve/Aubel	<div><div></div><div></div></div>	(60+35) = 95	<div><div></div><div></div><div></div></div>	(40,5+20,2+17,9) = 78,6	<div><div>3</div><div>10</div><div>6</div><div>8</div><div>13</div><div>14</div></div>	44,5	9,5	54
	2-Val Dieu	<div><div></div><div></div><div></div></div>	(43,8+31,3+25) = 100	<div><div></div><div></div></div>	(48,1+27) = 75,1	<div><div>3</div><div>10</div><div>14</div><div>6</div><div>13</div><div>1</div><div>2</div></div>	83,9	5,2	89,1
Gueule	4-Plombières	<div><div></div><div></div><div></div></div>	(68,8+18,7+12,5) = 100	<div><div></div><div></div><div></div></div>	(31,8+26,4+23) = 81,2	<div><div>13</div><div>3</div><div>10</div><div>11</div><div>8</div><div>6</div><div>4</div><div>12</div><div>9</div><div>2</div></div>	86,7		86,7
	8-Moresnet	<div><div></div><div></div></div>	(81+14,3) = 95,3	<div><div></div><div></div></div>	(45,8+44,8) = 90,6	<div><div>3</div><div>13</div><div>11</div><div>10</div><div>6</div><div>7</div><div>12</div></div>	31,7	4,8	36,5
Wayai	2-Spixhe	<div><div></div></div>	85,7	<div><div></div><div></div><div></div></div>	(37,6+35,1+22) = 94,7	<div><div>13</div><div>3</div><div>10</div><div>6</div><div>5</div><div>14</div></div>	30,5	3,8	34,3
	9-Spa	<div><div></div><div></div></div>	(81+10) = 91	<div><div></div><div></div><div></div></div>	(53,9+20+19,9) = 93,8	<div><div>13</div><div>3</div><div>10</div><div>6</div><div>14</div></div>	68,6	16,2	84,8
Hoëgne	2-Chuafheid	<div><div></div><div></div></div>	(76,2+14,3) = 90,5	<div><div></div><div></div></div>	(48,6+33,8) = 82,4	<div><div>13</div><div>3</div><div>10</div><div>5</div><div>14</div><div>9</div></div>	75,5	4,1	79,6
	5 Pré-au-pont	<div><div></div><div></div></div>	(85,7+14,3) = 100	<div><div></div><div></div></div>	(65+17,3) = 82,3	<div><div>13</div><div>3</div><div>10</div><div>5</div><div>14</div><div>9</div></div>	99,3		99,3
Winamplanche	3-Theux	<div><div></div></div>	90,5	<div><div></div><div></div><div></div></div>	(68+12,8+11) = 91,8	<div><div>13</div><div>3</div><div>5</div></div>	79,8		79,8
Oxhe	1-Oxhe	<div><div></div><div></div><div></div></div>	(66,7+19+14,3) = 100	<div><div></div><div></div><div></div></div>	(33,3+31,2+10,9) = 75,4	<div><div>13</div><div>3</div><div>9</div><div>1</div><div>10</div></div>	95		95

○ Plat lentique

○ Plat courant

● Radier

● Rapide

Bloom de périphyton :

57% du linéaire à Val Dieu

● Roches

● Blocs

● Pierres grossières

● Pierres fines

● Cailloux grossiers

● Gravier grossiers

● Sables fins

● Racines

1 Anguille résidente

2 Carpe commune

3 Chabot

4 Chevesne

5 Ecrevisse

6 Epinoche

7 Gardon

8 Goujon

9 Lamproie de Planer

10 Loche franche

11 Ombre

13 Truite fario

14 Vairon

12 Perche

2.4.2. Composition ichtyologique

La faune aquatique est dominée par les truites (un prédateur potentiel des civelles) et les chabots (*Cottus gobio*) dans 8 des 10 secteurs (tableaux 4 & 5) Au contraire, Les truites sont rares dans les 2 sites de la Berwinne (2-Val Dieu et 6-Herve/Aubel) où se sont les loches franches (*Barbatula barbatula*) et les chabots qui sont les plus abondants. L'écrevisse américaine (un autre prédateur potentiel) a été identifiée à 2-Spixhe dans le Wayai, 2-Chaufheid et 5-Pré-au-pont dans la Hoëgne et 3-Theux dans le Winamplanche. Quelques spécimens anguilles résidentes issues des repeuplements antérieures ont été également trouvés à 1-Ombret dans l'Oxhe et 2-Val dieu dans la Berwinne.

2.4.3. Physico-chimique de l'eau

Entre septembre 2017 et juin 2018, cinq campagnes d'analyses ponctuelles de la physico-chimie des eaux ont été réalisées dans les 10 secteurs étudiés. Les mesures de pH, de température, de conductivité et d'oxygène ont été effectuées directement dans la rivière, avec un appareil numérique de mesure multiple (Hach HQ30D; sonde pH PHC10103 ; sonde conductivité CDC40103 ; sonde O₂dissous LDO). Les paramètres de NH₄⁺/NH₃, NO₃, NO₂, PO₄, SiO₂, Fe, Cu, KH, GH, pH et Ca²⁺ ont été analysés à l'aide d'un kit d'analyse colorimétrique JBL Testlab selon le protocole défini par le constructeur. Les échantillons d'eau pour ces analyses ont également été prélevés au niveau des sites d'étude.

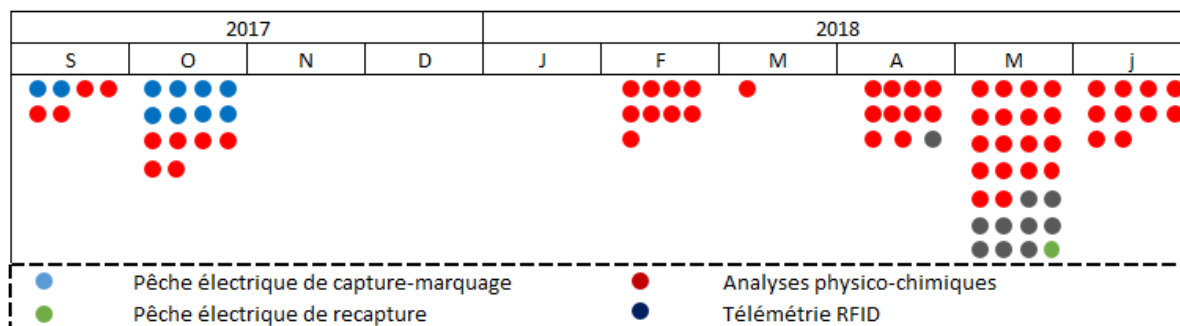
Comme pour l'hydromorphologie des secteurs, les mesures physico-chimiques ont montré une diversité entre les secteurs au sein d'une même rivière mais également une diversité entre les cours d'eau (Tableau 4). La conductivité, la dureté de l'eau, le calcium et le pH ont été les plus faibles à 3-Theux dans le Winamplanche et, 2-Chaufheid et 5-Pré-au-pont dans la Hoëgne. Les composés azotés et les phosphates ont été les plus bas dans ces 3 secteurs mais également à 2-Spixhe dans le Wayai. Les valeurs physico-chimiques de l'eau les plus élevées (conductivité, pH, températures, phosphates, dureté carbonatée et totale, carbonates de calcium et composés azotés) ont été observées dans les secteurs situés principalement dans 2 cours d'eau : la Gueule (4-Plombières et 8-Moresnet) et la Berwinne (2-Val Dieu et 6-Herve/Aubel).

2.5. Télémétrie mobile RFID

Le système de télémétrie mobile RFID est composée d'une antenne ovale (48*58,6 cm), qui produit un champ magnétique afin d'interroger un transpondeur RFID, et d'un boîtier électronique qui interprète la réponse fournie par le transpondeur détecté (figures 16 F & G). Cette réponse est directement transmise par Bluetooth à une tablette équipée du programme BlueTerm+. Ce programme traduit la réponse du transpondeur en un code (alpha)numérique. Le dispositif de télémétrie mobile permet une localisation précise des individus marqués avec une marque RFID. La limite de détection varie selon la position relative du PIT-tag. Si celui-ci est perpendiculaire à l'antenne et placé au centre de cette dernière, la limite de détection est de 33cm. Par contre, Si le PIT-tag est parallèle à l'antenne et détecté par un bord autre que le bord arrière de l'antenne, la limite est fixée à 7 cm (Séleck, 2017). Le sens de déplacement dans le cours d'eau n'a pas d'impact sur l'efficacité de détection par télémétrie mobile chez l'anguille à cause de son comportement cryptique (Cucherousset et al., 2010). Ce système a été utilisé pour évaluer la dispersion des anguillettes 14 mois après la translocation des

Taux de rétention des secteurs en anguilletes = nombre d'anguillettes marquées détectées / nombre d'anguillettes marquées relâchées.

Au total, n=10 sessions (1 session par secteur étudié) de pêche électrique de capture-marquage et 58 sessions d'analyses physico-chimiques (5/6 sessions par secteur étudié : 5 sessions pour 1-Ombret dans l'Oxhe et 9-Spa dans le Wayai à cause des crues du mois de mai qui nous ont empêché d'effectuer les analyses) ont été réalisées sur l'ensemble des 10 secteurs de pêche (figure 15). Le suivi par télémétrie mobile RFID a été réalisé en 8 sessions (1 session par secteur recruteur d'anguillettes) et la pêche électrique de recapture en 1 session sur le secteur à rétention maximale 2-Val Dieu dans la Berwinne.



23

2.7. Essai d'estimation de l'efficacité des pêches électriques et des détections

RFID

Le secteur présentant le nombre le plus élevé d'anguillettes capturées lors des sessions de pêche électrique a été identifié comme « secteur de référence ». Ce secteur de référence a été utilisé pour mieux évaluer l'efficacité de la pratique de repeuplement et des techniques d'étude comme la pêche électrique de capture et la détectabilité RFID des anguillettes. Pour cela, le secteur de référence a été scanné la veille du jour de pêche électrique de recapture. Les résultats de ces deux méthodes ont alors été mis en relation pour évaluer l'efficacité de pêche électrique de capture et l'efficacité de détection suivant les formules suivantes :

Efficacité de la pêche électrique de capture = nombre d'anguillettes détectées recapturées / nombre total d'anguillettes détectées ;

Efficacité de détection RFID = nombre d'anguillettes marquées détectées / nombre d'anguillettes marquées détectées + nombre d'anguillettes marquées non détectées mais recapturées.

Cette méthode de calcul de l'efficacité de pêche originale est complémentaire à la technique classique de De Lury.

2.8. Analyses des données et statistiques

- La **rétenction** en termes d'**abondance** et de **densité** en anguillettes a été estimés par pêche électrique. Les valeurs d'abondance et de densité sont les valeurs observées dans les secteurs (=N observé, densité observée), parfois combinées à des valeurs corrigées (=N corrigé, densité corrigée) pour le secteur de référence après évaluation de l'efficacité de pêche électrique de capture et des valeurs estimées (=N estimé, densité estimée) suivant un modèle d'estimation démographique. L'**abondance** d'anguillettes représente le nombre d'individus sur un secteur (=N observé). La **densité** a été calculée selon la formule suivante : **Densité** = nombre d'anguillettes/surface pêchée (=densité observée).
- **N et densité corrigés** sur le secteur de référence ont été calculés selon les formules suivantes :
 - **N corrigé** = N observé / efficacité de la pêche électrique de capture et,
 - **Densité corrigée** = N corrigé / surface pêchée
- Le modèle de De Lury a été utilisé pour estimer la taille de la population (**N estimé**), la **densité** et la **survie** suivant les formules suivantes :
 - **N estimé** = $n_1^2 / n_1 - n_2$ où n_i = nombre d'anguillettes capturées respectivement au premier (n_1) et deuxième (n_2) passage.
 - **Densité estimé** = N estimé / surface pêchée.
 - **SURVIE estimée** «capacité de rétenction du secteur en anguille» = N estimé / n civelles déversées.

- La régression linéaire a été utilisée afin de tester la **relation poids-longueur** des anguillettes capturées. Cette relation a été calculée à selon l'équation $P = a \times Lt^b$ transformé en $\log_{10}(P) = \log_{10}(a) + b \log_{10}(Lt)$ afin de réduire la variabilité et homogénéiser les variables. Dans cette équation, P = poids (g), Lt = longueur totale (cm), a = coefficient de la forme du corps et b = coefficient allométrique de croissance. Un **coefficient b** égale à 3 indique une croissance isométrique en longueur et poids. Un coefficient b inférieur à 3 traduit une croissance plus importante en poids qu'en longueur, au contraire d'un coefficient supérieur à 3.
- L'influence du facteur **secteur** ou macrohabitat sur la **croissance** des anguillettes ainsi que l'influence du **micro habitat** exploité sur la **taille** des anguillettes ont été testés à l'aide du test de Kruskal-Wallis (KW). Ce test était suivi d'une comparaison deux à deux (test de Wilcoxon apparié) lorsqu'une différence significative était détectée. Le test de Wilcoxon a également été utilisé pour comparer la **longueur totale** des anguillettes marqués recapturées lors de la pêche électrique de recapture et la longueur totale des anguillettes non marquées capturées lors de cette même pêche.
- La répartition de la **dispersion longitudinale** entre l'amont et l'aval ainsi que celle de la **dispersion latérale** entre les rives et le centre du cours d'eau ont été testées à l'aide du test de Chi².
- La **préférence d'habitat** par les anguillettes a été étudiée sous la notion d'**indice de préférence (IP)**. L'**IP** est défini comme le rapport entre le **taux d'utilisation** d'un microhabitat (la proportion d'anguillettes utilisant une caractéristique physique spécifique) et le **taux de disponibilité** de ce même type d'habitat à l'échelle du macrohabitat (la proportion d'une certaine caractéristique physique dans le site d'étude).
- L'influence des **paramètres physico-chimiques** sur l'abondance et la longueur totale des anguillettes a été analysée par la corrélation des rangs de Spearman.
- Le seuil de significativité est de $P < 0,05$ pour toutes les analyses statistiques réalisées.



Figure 16: A : Groupes électrogènes placés pour une pêche électrique ; B : Pêche électrique de capture d'anguillettes ; C : Mesures biométriques des anguillettes capturées ; D : Mesure physico-chimique avec un appareil électronique de mesures multiples Hach HQ30D ; E : Analyses Figure physico-chimiques par colorimétrie ; F : Antenne et boîtier électronique de télémétrie mobile RDIF ; G : Vue supérieure du boîtier électronique ; H : Utilisation du matériel de télémétrie mobile RFID.

3. Résultats

3.1. Efficacité de capture d'anguillettes et de leur détection RFID

La capture de l'anguille par pêche électrique est moins efficace et davantage variable que pour les espèces plus communes telles que les salmonidés. Un essai d'estimation de l'efficacité de la capture des anguillettes par pêche électrique et de l'efficacité de détection par télémétrie mobile RFID a donc été réalisé sur le secteur 2-Val Dieu dans la Berwinne. Les résultats obtenus ont révélé qu'une part importante d'anguillettes détectées n'est pas recapturée par pêche électrique. Le taux d'anguillettes marquées non recapturées observé s'élève à 64% (figure 17). En revanche, près d'un tiers des anguillettes détectées sont recapturées, ce qui traduit une efficacité de pêche électrique de capture établie à 33,3%. D'autre part, n=1 anguillette (4% de n=25) non détectée a été recapturée, ce qui révèle une efficacité de détection RFID de 96%. C'est résultats permettent de relativiser les résultats des captures et détections dans notre étude.

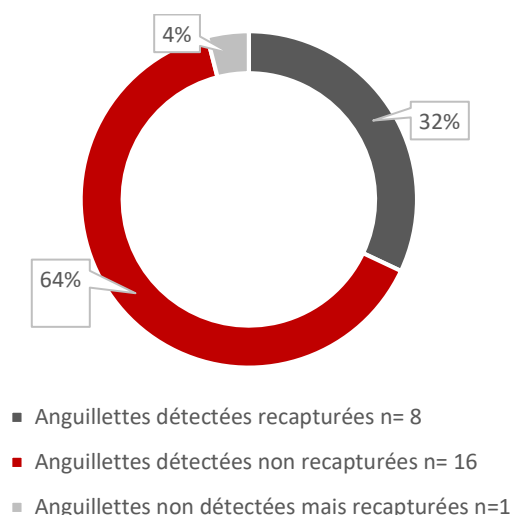


Figure 17 : Relation entre la détection par télémétrie RFID et la capture par pêche électrique sur le secteur 2-Val Dieu dans la Berwinne, n=25.

3.2. Abondances et densités des anguillettes

3.2.1. Evaluation par pêche électrique

Les résultats de pêche électrique (tableau 6) montrent l'absence de toute capture d'anguillettes dans 2 des 10 secteurs explorés : 3-Theux dans le Winamplanche et 5-Pré-au-pont dans la Hoëgne. En revanche, un total de 323 anguillettes (biomasse=949,8 g ; densité=0,3 individu/m²) de bon état sanitaire apparent (absence des maladies et malformations) a été capturé sur l'ensemble des 8 secteurs restants. L'abondance et la densité observées varient entre les cours d'eau et entre les secteurs d'un même cours d'eau. La rétention la plus faible (densité=0,01 individu/m², soit 1 individus/100 m²) a été observée sur 3 secteurs appartenant à 3 rivières différentes : le secteur 8-Moresnet dans la Gueule, 9-Spa dans le Wayai et 2-Chaufheid dans la Hoëgne. Le recrutement maximum (N observé=138 ; densité observée=0,13 individu/m², soit 13 individus/100 m²) a été observé sur 2-Val Dieu dans la Berwinne.

Tableau 6: Abondance et densité observée dans les 10 sites étudiés, 6 mois après le repeuplement. Nombre d'anguillettes capturées au 1^{er} passage= n_1 ; nombre d'anguillettes capturées au deuxième passage= n_2 ; nombre totale d'anguillettes capturées= $N_{\text{observé}}$; Individu= ind .

Rivière	Secteur	Surface pêchée (m ²)	n_1	n_2	$N_{\text{observé}}$	Biomasse (g)	Densité (ind/m ²)
1. Absence d'anguillettes							
Hoëgne	5-Pré-au-pont	1560	-	-	-	-	-
Winamplanche	3-Theux	1020	-	-	-	-	-
Sous-total		2580	-	-	-	-	-
2. Présence d'anguillettes							
Berwinne	6-Herve/Aubel	882	18	7	25	65,3	0,03
	2-Val Dieu	1102	99	39	138	447,8	0,13
Gueule	8-Moresnet	1480	10	5	15	23	0,01
	4-Plombières	1380	6	18	24	83,6	0,02
Wayai	2-Spixhe	1700	28	27	55	163	0,03
	9-Spa	1360	11	8	19	92,6	0,01
Hoëgne	2-Chauheid	1860	11	8	19	36,3	0,01
Oxhe	1-Ombret	940	15	13	28	38,2	0,03
Sous-total		10 704	198	125	323	949,8	0,03

3.2.2. Estimation statistique des stocks

L'application du modèle de De Lury sur les 8 secteurs de pêche permet d'estimer l'abondance totale à 1202 anguillettes (densité=0,11 individu/m²) (tableau 7). L'abondance et la densité estimées varient entre les cours d'eau et entre les secteurs d'un même cours d'eau. La rétention estimée la plus faible ($N_{\text{estimé}}=20$; $d_{\text{estimée}}=0,01$ individu/m², soit 1 individus/100 m²) a été rapporté sur le secteur 8-Moresnet dans la Gueule. En revanche, les rétentions les plus élevées ont été observées sur 2-Spixhe dans le Wayai ($N_{\text{estimé}}=784$; $d_{\text{estimée}}=0,46$ individu/m², soit 46 individus/100 m²) et 2-Val Dieu dans la Berwinne ($N_{\text{estimé}}=175$; $d_{\text{estimée}}=0,16$ individu/m², soit 16 individus/100 m²). Sur ces deux secteurs à haut niveau de rétention, les taux de rétention «survie» des anguillettes par rapport au nombre de civelles déversées sont estimés à 11% sur 2-Val Dieu et à 49% sur 2-Spixhe.

L'application de notre modèle d'estimation des stocks, qui tient compte de l'efficacité de pêche électrique de capture observée (33,3%) sur le secteur 2-Val Dieu, la rétention minimale peut être ramené de $N_{\text{observé}}=138$ ($d_{\text{observée}}=13$ individus/100 m²) à $N_{\text{corrigé}}=414$ anguillettes ($d_{\text{corrigée}}=38$ individus/100 m²). Sur base de $n=1586$ civelles déversées, le taux de rétention «survie» minimum de ce secteur en anguillettes peut être estimé à 26,1%.

Tableau 7 : Abondance, densité et taux de rétention « survie » estimés selon le Modèle de De Lury, 6 mois après le repeuplement : nombre d'anguillettes capturées au 1^{er} passage= n_1 ; nombre d'anguillettes capturées au deuxième passage= n_2 ; population estimée= $N_{estimé}$; Densité=individu/m² ; E=efficacité de capture (De Lury) ; NA=non applicable.

Rivière	Secteur	n civelles déversées	Surface pêchée (m ²)	n_1	n_2	$N_{estimé}$	Biomasse (g)	Densité	E	Taux de rétention
Berwinne	6-Herve/Aubel	1586	882	18	7	29	76,9	0,03	0,85	0,02
	2-Val Dieu	1586	1102	99	43	175	567,9	0,16	0,81	0,11
Gueule	8-Moresnet	1894	1480	10	5	20	30,7	0,01	0,75	0,01
	4-Plombières	1894	1380	6	18	NA	NA	-	0,07	-
Wayai	2-Spixhe	1586	1700	28	27	784	2323,5	0,46	0,47	0,49
	9-Spa	1586	1360	11	8	40	196,6	0,03	0,47	0,03
Hoëgne	2-Chaufheid	2846	1860	11	8	40	77,1	0,02	0,25	0,01
Oxhe	1-Ombret	4405	940	15	13	113	154,2	0,12	0,58	0,03
	Total	18643	10704	198	129	1202	3426,7	0,11	0,58	0,06

3.3. Analyse de la croissance

3.3.1. Echantillonnage des secteurs lors des pêches électriques de capture-marquage

La croissance des jeunes recrues d'anguilles, 6 mois après le déversement, est globalement allométrique de type majorant (coefficient $b > 3$) dans tous les secteurs, à l'exception du secteur 2-Chaufheid ($b=2,095$: croissance allométrique minorante) sur la Hoëgne. Les anguillettes capturées montrent une longueur totale moyenne de 118,4 mm pour un poids moyen de 2,95 g et une corrélation linéaire forte entre le poids et la longueur ($R^2=0,902$; $P < 2,2 \times 10^{-16}$) (figure 18). La croissance varie significativement entre les cours d'eau et entre les secteurs d'un même cours d'eau ($KW=82,161$; $df=7$; $p\text{-value}=4,989 \times 10^{-15}$) (figure 19, tableau 8). Les valeurs les plus élevées de croissance sont observées respectivement sur le secteur 9-Spa (Q50 LT=144 mm) dans le Wayai, suivi de 2-Val Dieu (123mm) dans la Berwinne, 2-Spixhe (121 mm) dans le Wayai et enfin 4-Plombières (121 mm) dans la Gueule (test de Wilcoxon apparié, $p\text{-value} < 0,05$). La croissance la plus faible est observée à 1-Ombret (Q50 LT=94mm) dans l'Oxhe.

Tableau 8 : Statistiques descriptives et relations poids-longueur estimées des anguillettes capturées dans les 8 secteurs d'étude : longueur totale=LT ; taille de l'échantillon= n ; moyenne=Moy \pm SD ; coefficient d'allométrie $b=b$, coefficient $a=a$; coefficient de détermination= R^2 ; $P\text{ value}=P$.

Rivière	Secteur	LT (mm)			Relation poids - longueur							
		n	Moy	SD	Min	Max	Q50	Q95	b	a	R ²	P
Berwinne	2-Val Dieu	138	121,2	17,2	83	160	123	147	3,317	-3,116	0,93	$<2 \times 10^{-16}$
	6-Herve/Aubel	24	115,1	12,5	90	142	112	131,85	3,258	-3,076	0,89	$2,52 \times 10^{-11}$
Gueule	4-Plombières	24	125,5	19,7	101	162	121	160,55	3,255	-3,074	0,96	$<2,2 \times 10^{-16}$
	8- Moresnet	15	101,1	9,7	86	116	104	115,3	3,706	-3,56	0,88	$1,84 \times 10^{-4}$
Wayai	2-Spixhe	55	121,7	13,7	86	158	121	142,3	3,150	-2,971	0,77	$<2,2 \times 10^{-16}$
	9-Spa	19	138,9	24,0	85	174	144	169,5	3,363	-3,202	0,96	$3,51 \times 10^{-15}$
Hoëgne	2-Chaufheid	19	110,3	13,4	90	136	107	133,3	2,095	-1,936	0,34	0,009156
Oxhe	1-Ombret	27	94,7	13,7	71	125	94	116,7	3,203	-3,014	0,87	$1,84 \times 10^{-9}$

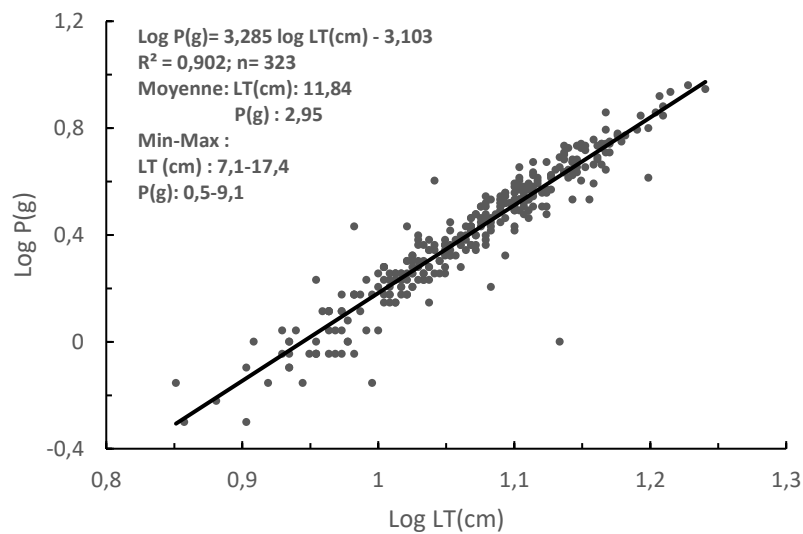


Figure 18: Croissance globale (relation poids-longueur) des anguillettes au sein des 8 secteurs d'études à rétention. Poids=P; longueur totale=LT.

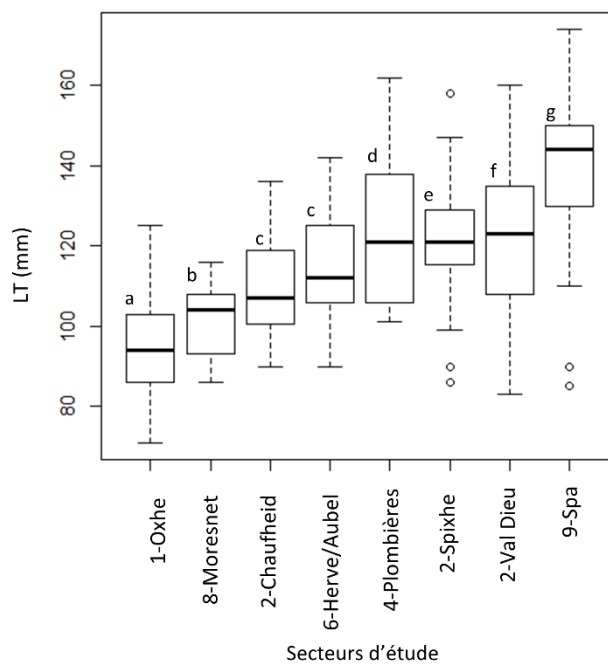


Figure 19 : Variation de croissance inter-sites, testée à l'aide des tests non paramétriques de Kruskal-Wallis et de Wilcoxon apparié. La significativité des résultats ($P < 0,05$) est exprimée par des lettres différentes sur le graphique. n=27, 15, 19, 24, 24, 55, 138 et 19 respectivement pour 1-Oxhe, 8-Moresnet, 2-Chaufheid, 6-Herve/Aubel, 4-Plombières, 2-Spixhe, 2-Val Dieu et 9-Spa.

3.3.2. Croissance des anguillettes après marquage

Lors de la pêche de recapture, réalisée 8 mois après le marquage, sur le secteur de référence à haute rétention, le secteur 2-Val Dieu dans la Berwinne, n=66 anguillettes étaient capturées dont 14% étaient marquées. Les anguillettes marquées recapturées (n=9) avaient grandi en moyenne de $14,1 \pm 8,2$ mm (min-max=4 mm-32 mm) en 8 mois post-marquage (figure 20). Les classes de tailles des anguillettes marquées recapturées (Q50 LT=132 mm, min – max=116-177 mm) sont incluses dans les classes de tailles des anguillettes non marquées capturées (Q50 LT=144 mm, min-max=78-193 mm) (figure 21). Le test de Wilcoxon apparié (V=45, p=0,0088) révèle une taille significativement supérieure pour le groupe d'anguillettes non marquées capturées.

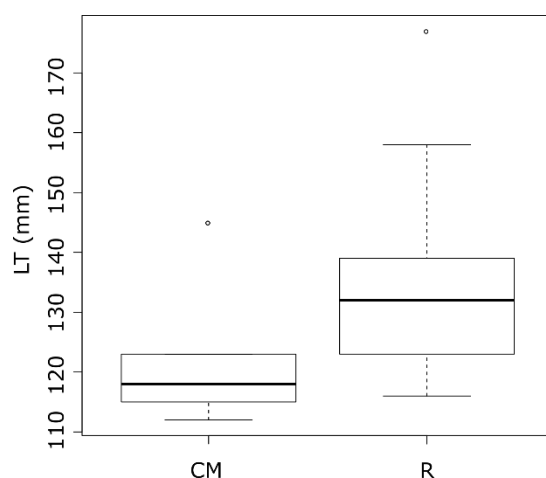


Figure 20 : Variation de longueur totale (LT en mm) chez les anguillettes *marquées recapturées* (n=9) entre la pêche électrique de capture-marquage (CM) réalisée 6 mois post reuplement et la pêche électrique de recapture (R) réalisée 8 mois après le marquage sur le secteur 2-Val Dieu dans la Berwinne.

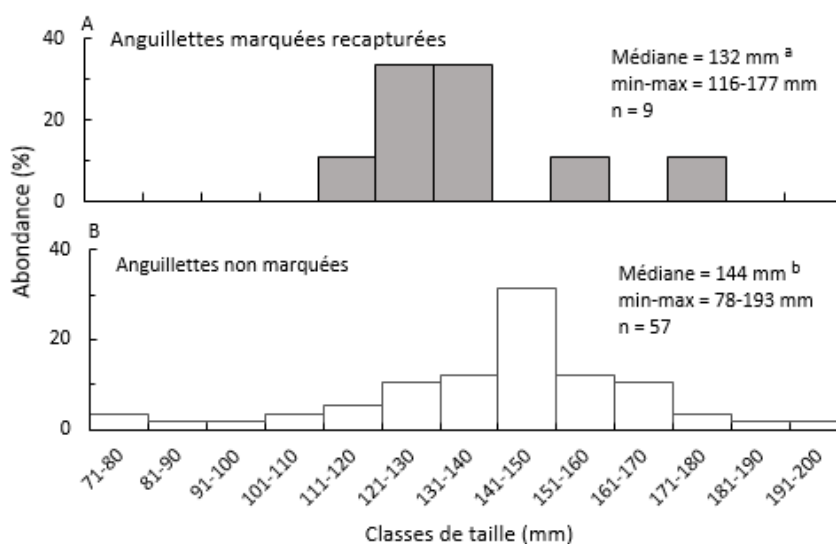


Figure 21 : Répartition des classes de tailles (LT en mm) entre un échantillon d'anguillettes *marquées recapturées* (A) et un échantillon d'anguillettes *non marquées capturées* (B), sur le secteur 2-Val Dieu dans la Berwinne. Une différence significative entre les médianes, détectée par le test de Wilcoxon apparié ($p < 0,05$) est exprimé par une lettre différente.

3.4. Dispersion longitudinale et latérale

3.4.1. Dispersion longitudinale

3.4.1.1. Estimation de la dispersion par pêche électrique

Les anguillettes issues du repeuplement montrent, 6 mois après le déversement, une variabilité inter-secteur et inter-rivière en ce qui concerne les profils de dispersion, que l'on peut regrouper sous 2 grandes tendances (figure 22). La première, une dispersion plus étalée, recouvrant la quasi-totalité ($>3/4$ du linéaire) de la zone explorée par pêche électrique, a été observée dans 6 secteurs : 8-Moresnet (Gueule), 6-Herve/Aubel (Berwinne), 1-Ombret (Oxhe), 2-Chaufeid (Hoëgne), 9-Spa et 2-Spixhe (Wayai). La seconde, une dispersion moins étalée, recouvrant près de la moitié du linéaire exploré, avec une concentration autour du site de déversement a été observée dans 2 secteurs : 4-Plombières (Gueule) et 2-Val Dieu (Berwinne). Les anguillettes se dispersent aussi bien vers l'amont que vers l'aval. Le test de χ^2 montre, globalement, qu'une part significativement importante ($X^2=20,63$; $p=5,58 \times 10^{-6}$) d'anguillettes (57% des $n=326$) se dispersent vers l'amont plutôt que vers l'aval (40%). Au niveau des secteurs, la dispersion est significativement plus élevée vers l'amont que vers l'aval uniquement sur le secteur 2-Val Dieu dans la Berwinne (test de χ^2 : $X^2=82,12$; $p=2,2 \times 10^{-16}$). Une dispersion aval significativement plus élevée que celle vers l'amont a été observée sur 2 secteurs : 2-Spixhe dans le Wayai ($X^2=4,57$; $p=0,033$) et 4-Plombières dans la Gueule ($X^2=4,67$; $p=0,031$). Dans les 5 autres secteurs, la dispersion vers l'amont n'est pas significativement différente de celle vers l'aval. La présence de $n=1$ à 5 anguillettes au point 0, situé sur le site de déversement, révèle que certaines jeunes anguilles ne quittent pas l'endroit de leur repeuplement au stade de civelle transparente.

3.4.1.2. Estimation de la dispersion par télémétrie mobile

Lors des pêches électriques de capture-marquage, $n=178$ anguillettes ont été marquées avec un PIT-tag RFID dans 8 secteurs des cours d'eau. Durant les campagnes de détections par télémétrie mobile effectuées 8 mois après le marquage, 22% ($n=39$) des anguillettes marquées ont été détectées dans 6 secteurs. Les nombres les plus importants d'anguillettes marquées détectées ont été observés, respectivement, sur les secteurs : 2-Val Dieu ($n=24$) dans la Berwinne et 2-Spixhe ($n=9$) dans le Wayai (tableau 9). Les détections sur ces deux secteurs représentent respectivement 61 et 22% du nombre total de détection. Dans 2 secteurs : 2-Chaufeid (Hoëgne) et 1-Ombret (Oxhe), la télémétrie mobile a révélé la présence de $n=1$ individu marqué par secteur. En revanche, aucun individu n'a été détecté sur 2 des 8 secteurs scannés : le secteur 9-Spa (Wayai) et 8-Moresnet (Gueule). La télémétrie mobile révèle les deux mêmes profils de dispersion que ceux observés 8 mois plus tôt par pêche électrique. La dispersion plus étalée ($>3/4$ du linéaire) est observée dans 2 secteurs : 2-Val Dieu (Berwinne) et 2-Spixhe (Wayai). La dispersion moins étalée (près d' $1/4$ du linéaire) est observée sur 2 secteurs : 6-Herve/Aubel (Berwinne) et 4-Plombières (Gueule). Contrairement à ce qui a été observé lors de l'estimation de la dispersion par pêche électrique, il n'y a pas de différence significative entre la dispersion amont et la dispersion aval, tant au niveau de chaque secteur que dans la globalité. Comme lors des pêches électriques, la présence d'anguillette ($n=1$) a été observée au point de déversement.

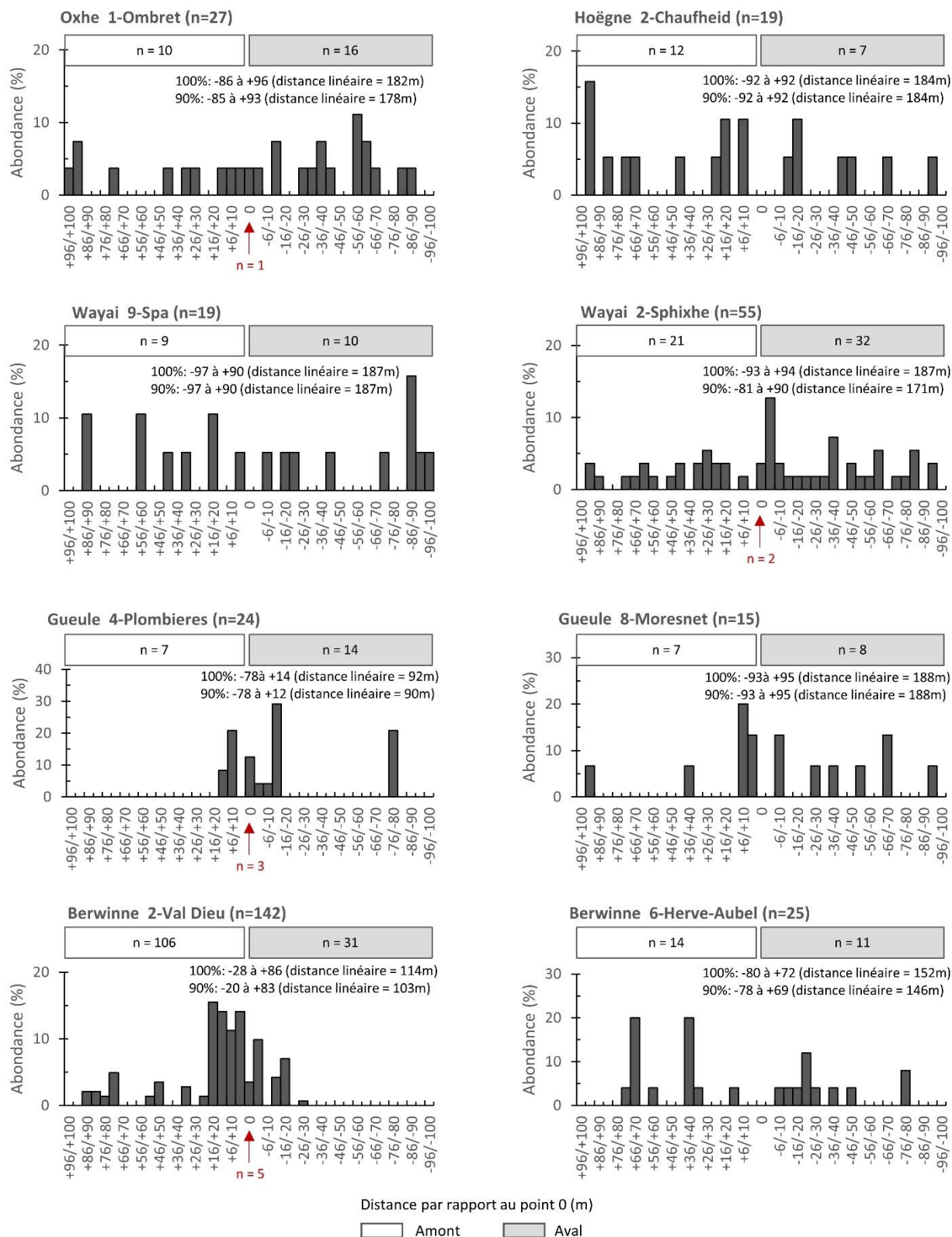


Figure 22 : Observation de la dispersion des anguillettes par pêche électrique dans les secteurs d'étude 6 mois post-repeuplement.

Tableau 9 : Observation par télémétrie mobile RFID de la dispersion des anguillettes, 8 mois après la capture et le marquage. Nombre d'anguillettes marquées=m1, nombre d'anguillettes détectées=d2, taux de rétention du secteur=d2/m1.

Rivière	Secteur	m1	d2	d2/m1	Dispersion (distance linéaire, m)		Amont : aval
					100%	90%	
1. Absence de détection							
Gueule	8-Moresnet	1	0	0	-	-	-
Wayai	9-Spa	7	0	0	-	-	-
Sous-total		8	0				
2. Présence de détection							
Berwinne	2-Val Dieu	96	24	0,25	-78 à +85 (163m)	-78 à +79 (157m)	12:12
	6-Herve/Aubel	16	2	0,13	-49 à -19 (30 m)	-	0:2
Wayai	2-Spixhe	34	9	0,26	-81 à +93 (174 m)	-81 à +90 (171m)	4:5
Gueule	4-Plombières	16	2	0,13	-33 à +11 (44 m)	-	1:1
Hoëgne	2-Chaufheid	4	1	0,25	0 (m)	-	-
Oxhe	1-Ombret	4	1	0,25	+25 (m)	-	1:0
Sous-total		170	39	0,23			18 :20

L'analyse de la distance qui sépare le point de marquage (CM) à celui de détection chez les anguillettes marquées détectées a révélé des distances variant entre 0 et 120m (distances : Q50=18 m, Q95=111 m). Les distances les plus élevées entre ces 2 points ont été observées à 2-Val Dieu sur la Berwinne (distance : Q50=28m, Q100=120m), suivi de 2-Chaufheid sur la Hoëgne (Q50=25m, Q100=25m) (figure 23).

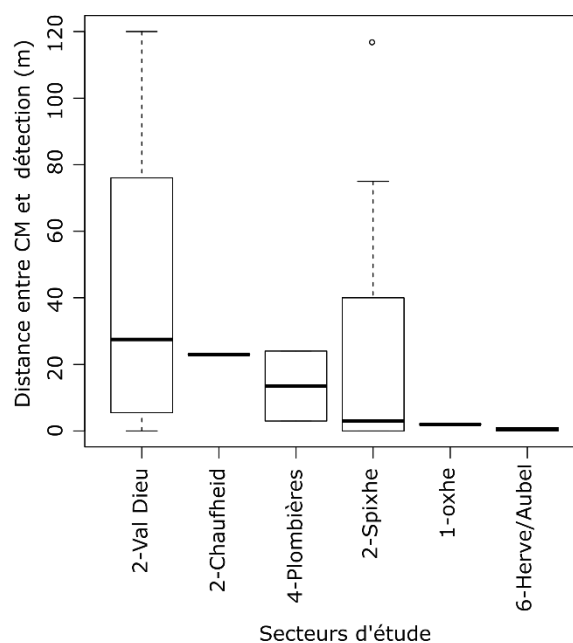


Figure 23 : Distance entre le point de capture-marquage (CM) et le point de détection RFID (détection) des anguillettes marquées détectées sur les différents secteurs à rétention : n=24, 1, 2, 9, 1, 2, respectivement.

3.4.2. Dispersion latérale

Les anguillettes exploitent la totalité de la coupe latérale des cours d'eau sur les secteurs étudiés lors des campagnes de pêches électriques de capture-marquage réalisées 6 mois après le déversement des civelles transparentes et lors des sessions de télémétrie mobile de détection RFID réalisées 8 mois après ces pêches (figure 24). En pêches électriques ($X^2=42,135$; $p\text{-value}=8,52 \times 10^{-11}$) comme en télémétrie ($X^2=4,12$; $p\text{-value}=0,0415$), les anguillettes exploitent significativement plus les rives (somme des rives gauche et droite) que le centre des cours d'eau.

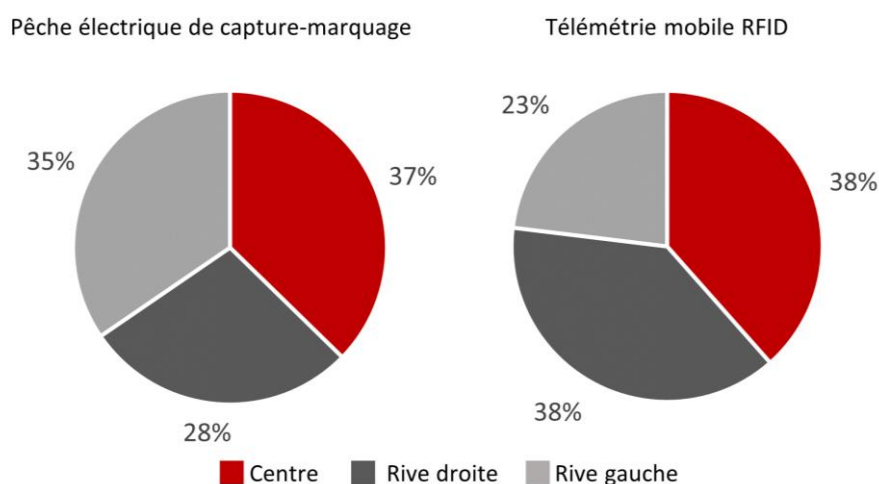


Figure 24 : Dispersion latérale des anguillettes lors des campagnes de pêches électriques de capture-marquage ($n=327$) et lors des sessions de télémétrie mobile RFID ($n=39$), tous secteurs confondus.

3.5. Utilisation des habitats

L'étude de l'utilisation des habitats chez les anguillettes issues de repeuplement montre sur le plan hydromorphologique une exploitation de microhabitats très variés d'un point de vue du substrat de fond, de la profondeur, du faciès d'écoulement et de la couverture. Cette constatation apparaît dans tous les secteurs/les cours d'eau étudiés. Pour le substrat de fond, aucune anguilllette n'a été trouvée dans 3 des 14 types de substrats identifiés. Il s'agit notamment des substrats de fonds de petite granulométrie : cailloux grossiers, graviers fins et sables fins. Les anguillettes ont été capturées entre 5 et 75 cm de profondeur. La présence d'anguillettes a été observée dans tous les types de faciès d'écoulement (plat lentique, plat courant, radier) hormis pour le faciès d'écoulement de type rapide. Pour ce qui concerne la couverture, les anguillettes ont été capturées dans les habitats non couverts comme dans les habitats couverts par la ripisylve ou les ponts. Sur le plan de la physico-chimie des eaux, les anguillettes exploitent une large gamme de seuils de paramètres physico-chimiques (conductivité, température, pH, dureté carbonatée, dureté totale, calcium, ammonium/ammoniaque, nitrites, nitrates, phosphates).

3.5.1. Hydromorphologie

3.5.1.1. Préférence pour les microhabitats

3.5.1.1.1. Substrat de fond

Les anguillettes montrent une préférence nette pour un substrat de fond grossier, constitué de pierres grossières et de blocs (figure 25). Les substrats combinés de type blocs et pierres grossières sont préférés dans 4 des 8 secteurs étudiés : 2-Val Dieu (IP=1,61 et 1,16) dans la Berwinne, 8-Moresnet (IP=2,69 et 1,31) dans la Gueule, 2-Spixhe (IP=2,23 et 2,78) et 9-Spa (IP=2,86 et 1,59) dans le Wayai. Les pierres grossières sont préférées dans 3 des 8 secteurs étudiés : 4-Plombières (IP=1,62) sur la Gueule, 2-Chaufheid (IP=1,41) dans la Hoëgne et 1-Ombret (IP=1,55) dans l'Oxhe. Les pierres fines sont préférées dans 1 des 8 secteurs : 6-Herve/Aubel (IP=61,6) dans la Berwinne. Une forte préférence pour les racines de la ripisylve (IP=2.41-53.05) est également observée dans 5 des 8 secteurs mais la disponibilité de ce type de microhabitat reste faible.

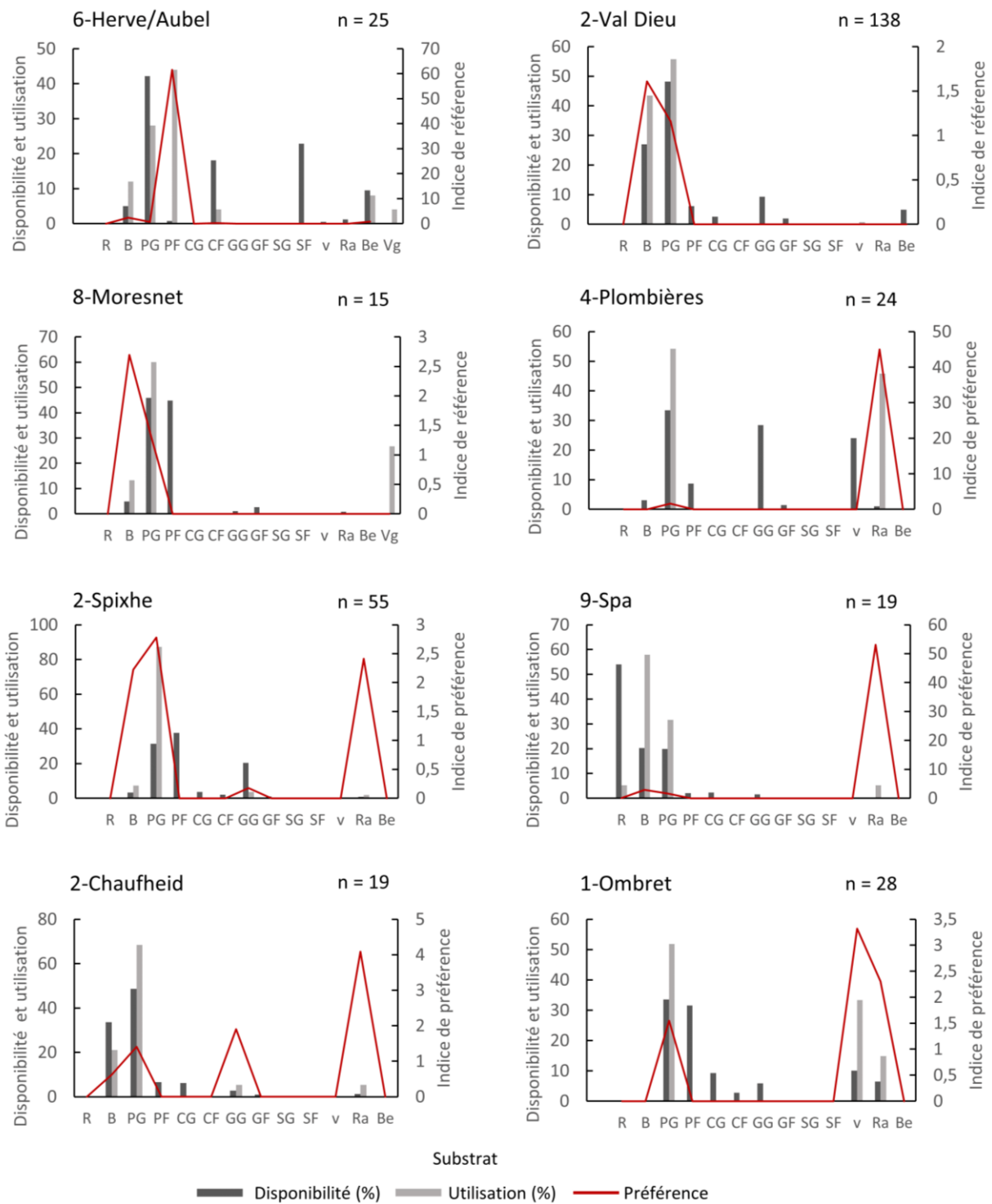


Figure 25: Préférence des anguillettes pour le substrat de fond. R=Roche, B=bloc, PG=pierres grossières, PF=pierres fines, CG=cailloux grossiers, CF=cailloux fins, GG=graviers grossiers, GF=graviers fins, SG=sables grossiers, SF=sables fins, v=vase, Ra=racines, Be=béton, Vg=plantes aquatiques.

3.5.1.1.2. Profondeur

Globalement, les anguillettes montrent une préférence pour des microhabitats peu profonds (<41cm) (figure 26). Une préférence pour des gammes spécifiques de profondeur a toutefois été observée dans différents secteurs. Les indices de préférence les plus élevés ont été observés pour les profondeurs de : 1-10 cm à 4-Plombières (IP=4,38) dans la Gueule ; 11-20 cm à 6-Herve/Aubel (IP=1,87), 2-Val Dieu (IP=1,96) dans la Berwinne et 2-Chaufheid dans la Hoëgne (IP=1,77) ; 21-30 cm à 8-Moresnet (IP=1,94) dans la Gueule, 2-Spixhe (IP=3,6) dans le Wayai et 9-Spa (IP=3,32) dans le Wayai ; 31-40 à 1-Ombret(IP=3,63) dans l'Oxhe.

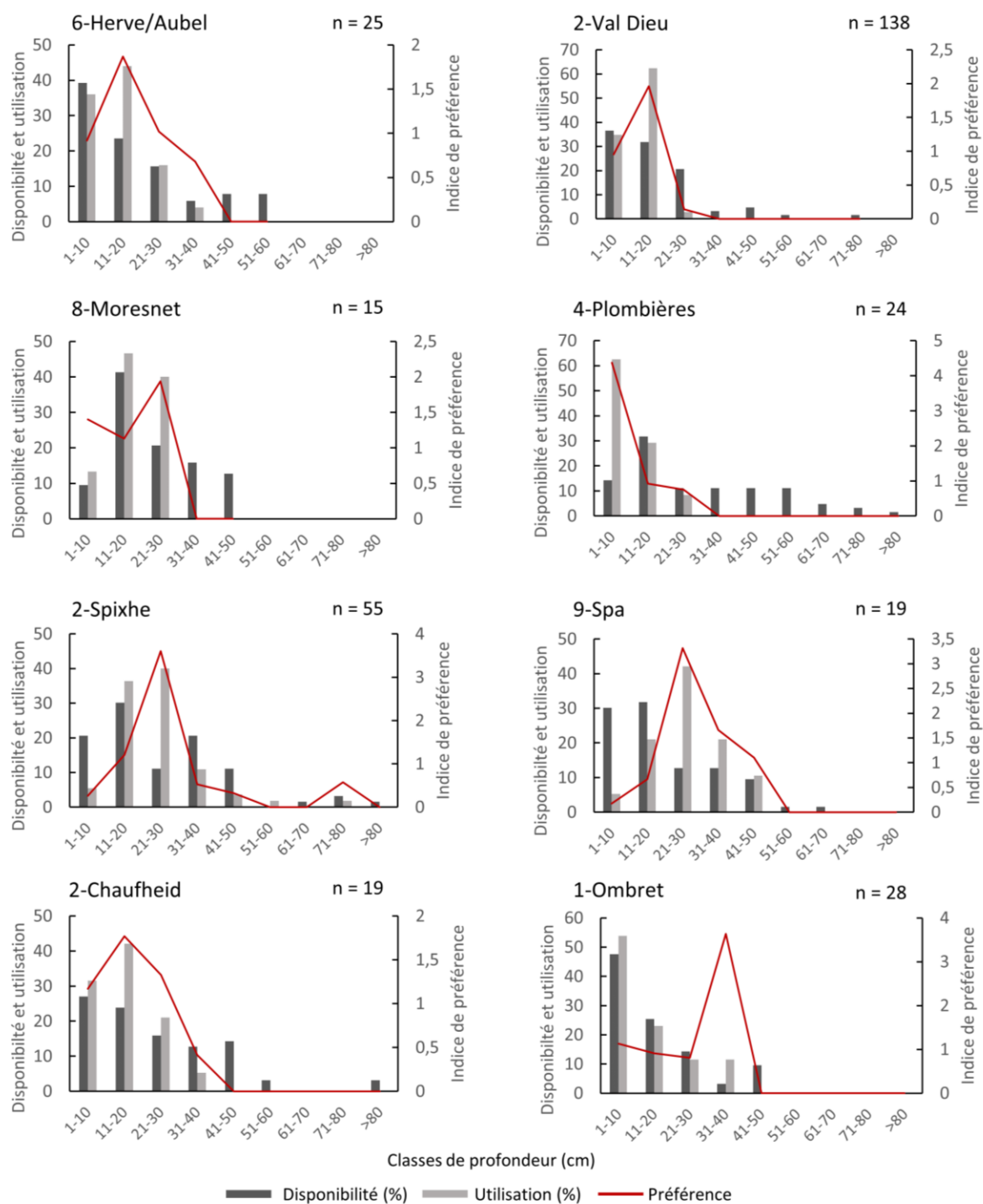


Figure 26 : Préférence des anguillettes pour la profondeur.

3.5.1.1.3. Faciès d'écoulement

Les anguillettes montrent une préférence pour des types de faciès d'écoulement variable entre les secteurs et entre les cours d'eau (figure 27). Les indices de préférence les plus élevés sont observés pour les types de faciès d'écoulement : plat lentique à 1-Ombret (IP=3,37) dans l'Oxhe, 2-Spixhe (IP=1,6) dans le Wayai et 2-Chaufheid (IP=5,53) dans la Hoëgne ; plat courant à 2-Val Dieu (IP=1,73) dans la Berwinne, 4-Plombières (IP=3,25) dans la Gueule et 9-Spa (IP=12,16) dans le Wayai ; le radier à 6-Herve/Aubel (IP=2,52) dans la Berwinne et 8-Moresnet (IP=1,4) dans la Gueule.

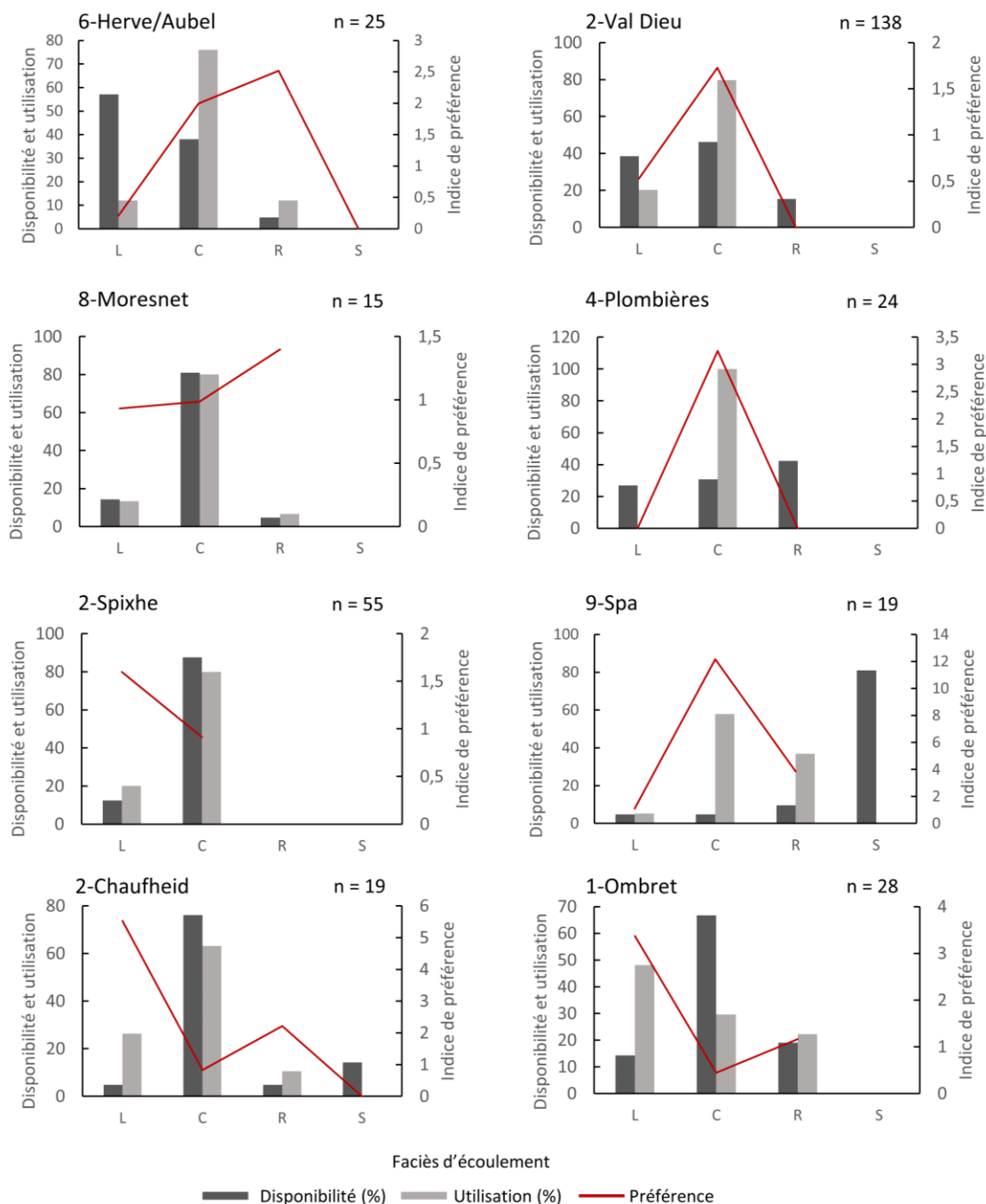


Figure 27 : Préférence des anguillettes pour le faciès d'écoulement : L=plat lentique ; C=plat courant ; R=radier ; S=rapide.

3.5.1.1.4. Couverture

Les anguillettes montrent une préférence élevée pour des microhabitats non couverts sur 5 des 8 secteurs étudiés : 6-Herve/Aubel (IP=1,35) et 2-Val Dieu (IP=1,53) dans la Berwinne, 8-Moresnet (IP=1,15) dans la Gueule, 9-Spa (IP=1,38) dans le Wayai et enfin, 2-Chaufheid (IP=1,54) dans la Hoëgne (figure 28). Une préférence élevée pour les microhabitats avec une couverture de type végétale a été observée sur 3 secteurs : 4-Plombières (IP=1,15) dans la Gueule, 2-Spixhe (IP=1,84) dans le Wayai et 1-Ombret (IP=1,05) dans l'Oxhe.

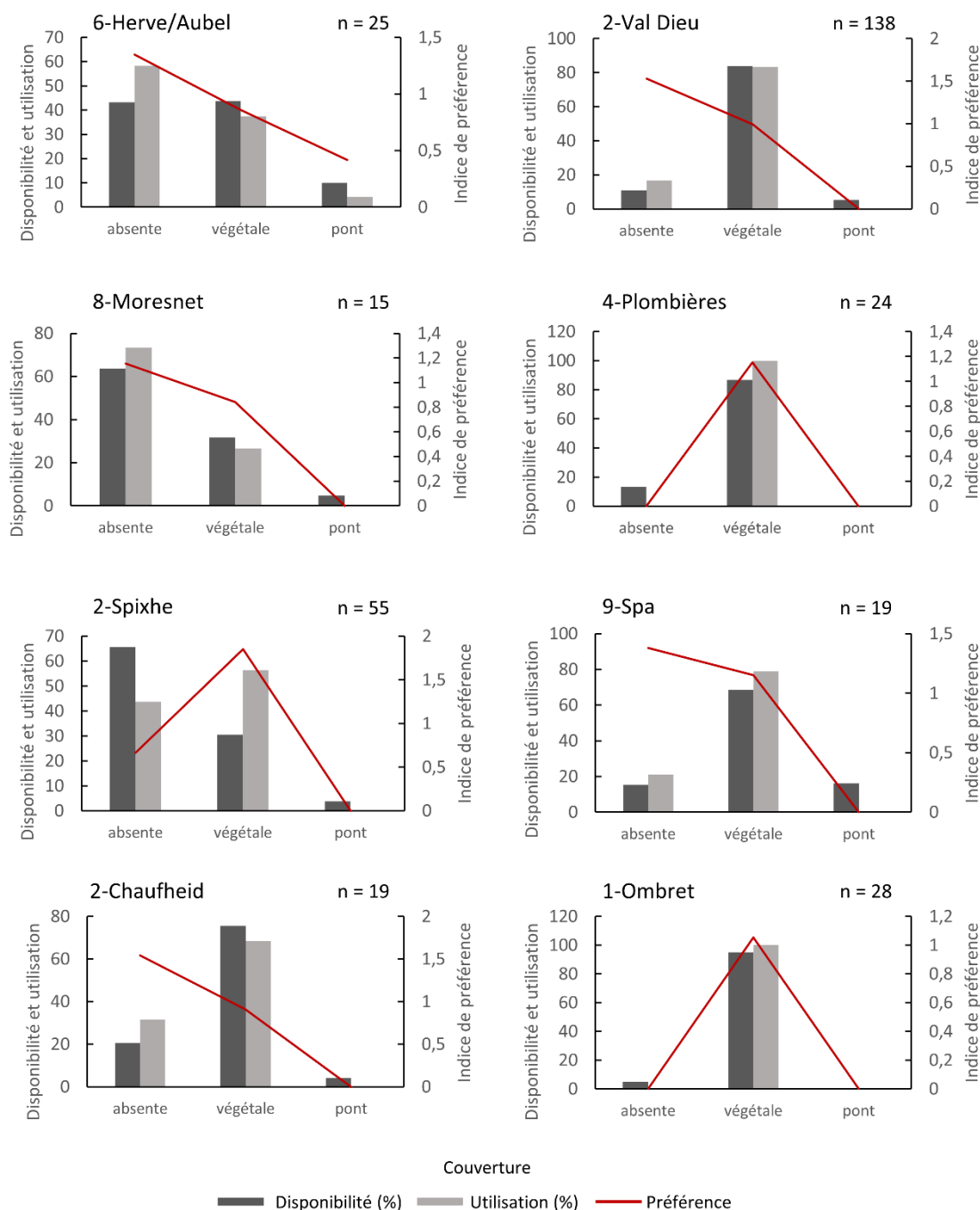


Figure 28 : Préférence des anguillettes pour la couverture.

3.5.1.2. Gains biologiques liés à l'utilisation des microhabitats

L'analyse de gain biologique en termes de longueur totale des anguillettes a été réalisée en fonction des types de microhabitats exploités. Les résultats ont révélé à ce stade de l'étude que le type de faciès d'écoulement, la profondeur et la couverture n'offrent aucun avantage significatif sur la taille des anguillettes (figure 29 B, C et D). En revanche, le type de substrat de fond occupé influence significativement la taille des anguillettes ($KW=3,036$; $df=9$; $p\text{-value}=0,0001316$). Les substrats de fond de type racines de la ripisylve et substrats grossiers présentaient des anguillettes de tailles significativement plus grandes que celles des anguillettes occupant les plantes aquatiques et la vase (test de Wilcoxon, $p < 0,05$) (figure 29 A).

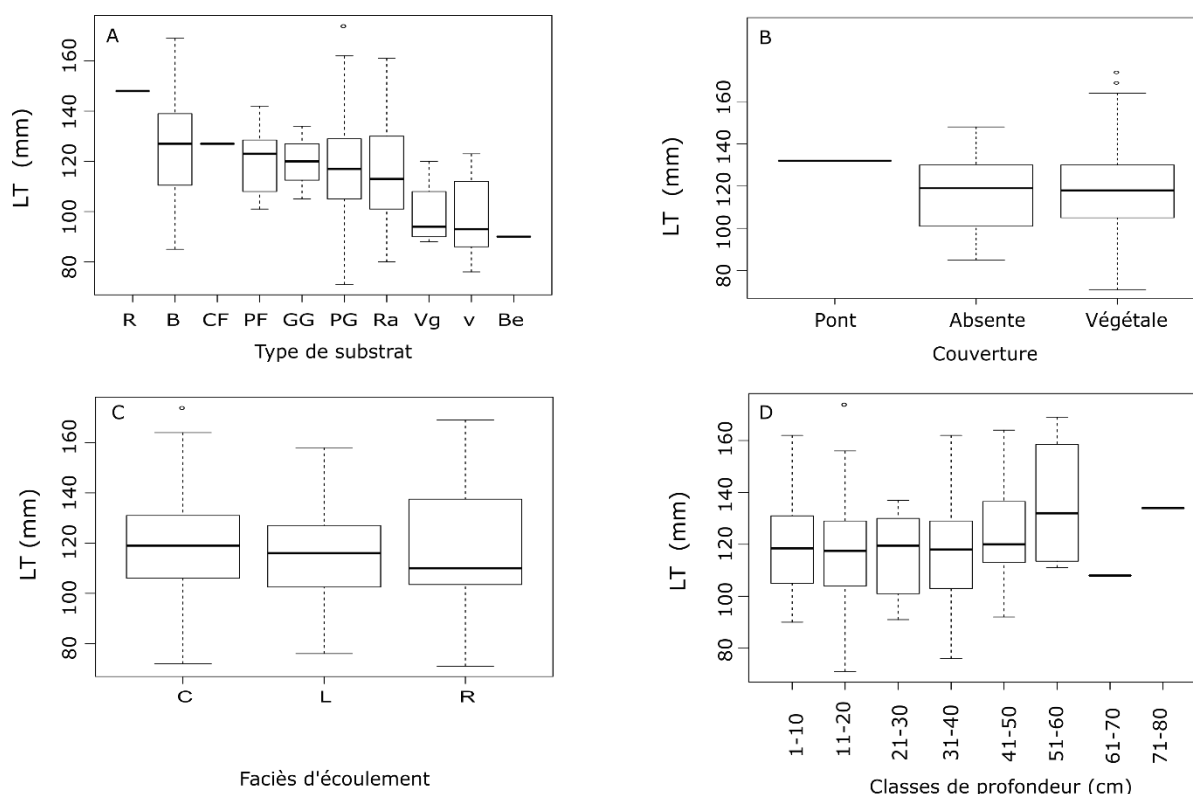


Figure 29 : Box plots des Longueurs totales (mm) selon les différents types de microhabitats utilisés par les anguillettes. **A) Type de substrat** : R=Roche, B=bloc, CF=cailloux fins, PF=pierres fines, GG=graviers grossiers, PG=pierres grossières, Ra=racines, Vg=plantes aquatiques, v=vase, Be=béton. $n=1, 84, 1, 11, 3, 187, 18, 5, 10$ et 1 , respectivement; **B) Couverture** : pont $n=1$, Végétation $n=238$, absente $n=81$; **C) Faciès d'écoulement** : C=plat courant, L=plat lentique, R=radiers. $n=239, 63, 19$, respectivement ; **D) Classes de profondeur** $n=88, 156, 55, 15, 4, 1, 1$, respectivement.

3.5.2. Physico-chimie des eaux

La présence d'anguillettes a été observée dans des secteurs/cours d'eau à des gammes très variées de conditions physico-chimique de l'eau (en valeurs moyennes des mesures mensuelles prises pendant les sorties de terrain) (figure 30) :

- Conductivité entre 175 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (sur le secteur 2-Chaufheid dans la Hoëgne) et 624 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (6-Herve/Aubel),
- Dureté carbonatée entre 2° KH (2-Chaufheid dans la Hoëgne) et 9 ° KH (4-Plombières et 8-Moresnet dans la Gueule),
- Dureté totale entre 3° GH (2-Chaufheid dans la Hoëgne) et 13 ° GH (2-Val Dieu et 6-Herve/Aubel dans la Berwinne ainsi que 8-Moresnet dans la Gueule),
- Carbonates de calcium (Ca^{2+}) entre 20 mg/l (2-Chaufheid dans la Hoëgne) et 107 mg/l (6-Herve/Aubel dans la Berwinne),
- Température entre 10,94°C (1-Ombret dans l'Oxhe) et 13,03°C (4-Plombières dans la Hoëgne),
- Oxygène dissout (O_2) entre 9,61 mg/l (2-Val Dieu dans la Berwinne) et 11,17mg/l (1-Ombret dans l'Oxhe),
- pH entre 6,83 (2-Chaufheid, dans la Hoëgne) et 7,8 (8-Moresnet dans la Gueule),
- Ammonium/ammoniaque (NH_4^+) entre 0,05 mg/l (4 sur 8 secteurs) et 0,15 mg/l (4-Plombières dans la Gueule),
- Nitrates (NO_3^-) entre 1,51 mg/l (2-Spixhe dans le Wayai) et 5,18 mg/l (8-Moresnet dans la Gueule),
- Nitrites (NO_2^-) entre 0,01 mg/l (1-Ombret dans l'Oxhe) et 0,18 mg/l (6-Herve/Aubel dans la Berwinne),
- Phosphates (PO_4^{3-}) entre 0,04 mg/l (2-Spixhe dans le Wayai) et 0,41 mg/l (2-Val Dieu dans la Berwinne).

Parmi les paramètres physico-chimiques étudiés, seul la teneur en carbonates de calcium à une influence significative (corrélation de Spearman : $S = 60,1$; $\text{cor} = 0,64$; $p\text{-value} = 0,04817$) sur les niveaux de rétention observés lors des campagnes de pêche électrique (figure 30). Toutefois, les conditions physico-chimiques associées à la rétention maximum observée sur le secteur 2-Val Dieu peuvent être définies comme suit (en valeurs moyennes) : Conductivité=605 $\mu\text{S}/\text{cm}$; KH=7 ° KH ; GH=13 ° GH ; Ca^{2+} =103 mg/l ; t° =12,28°C ; O_2 =9,61 mg/l ; pH=7,63 ; NH_4^+ =0,05 mg/l ; NO_3^- =3,67 mg/l ; NO_2^- =0,11 mg/l ; PO_4^{3-} =0,41 mg/l.

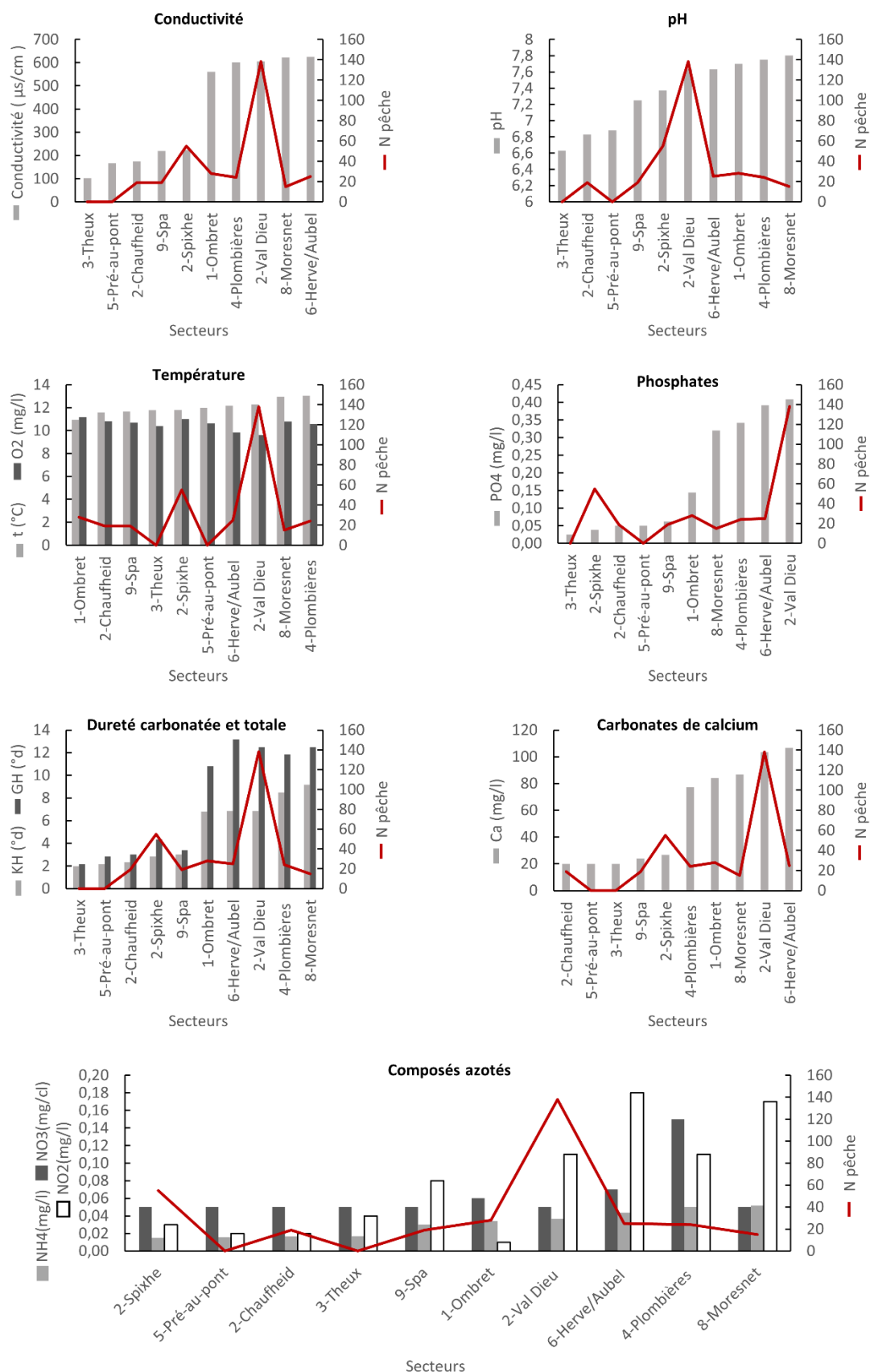


Figure 30 : Relation entre les moyennes mensuelles des paramètres physico-chimiques et le nombre d'anguillettes capturées ou détectées dans les 10 secteurs d'études.

4. Discussion

4.1. Efficacité des méthodes utilisées

4.1.1. Pêche électrique

La faible efficacité de capture par pêche électrique sur les jeunes anguilles est un problème bien connu dans les études de suivi de repeuplement. La profondeur élevée des milieux aquatiques et la faible taille des juvéniles chez cette espèce benthique à instinct cryptique sont les 2 principales explications à cette faible efficacité (Simon & Dörner, 2014 ; Ovidio et al., 2015). Les taux de recapture par pêche électrique les plus élevés rapportés dans la littérature varient entre 15 et 30% en milieu lacustre (Naismith & Knights 1990 ; Lambert et al. 1994 ; Simon & Dörner, 2014) et 0,2 à 36% dans les cours d'eau (Aprahamiam, 1986 in Adam et al., 2008 ; Naismith & Knights, 1990). Lors de cette étude, l'efficacité de capture observée par pêche électrique était de 33%, ce niveau classe cette efficacité de capture dans les limites supérieures des performances de capture de l'espèce rapportées dans plusieurs milieux aquatiques. L'intérêt de la technique de pêche électrique de capture réside dans la possibilité de prise en main des anguillettes qui permet de relever les paramètres biométriques tels que la croissance et l'état sanitaire. La pêche électrique a également permis de caractériser de façon précise la dispersion et les microhabitats des anguillettes. Cette technique d'étude apparaît donc particulièrement intéressante et adaptée pour le suivi des jeunes anguilles issues des repeuplements en civelles transparentes importées. En revanche, la réalisation de pêches électriques efficaces exige un faible niveau d'eau ce qui explique leur exécution à la fin printemps et au début de l'automne. Cette méthode présente également l'inconvénient d'être très gourmande en main d'œuvre (11 hommes-jours par secteur de pêche)

4.1.2. Télémétrie mobile RFID

Le test d'efficacité de détection par télémétrie mobile RFID effectué sur le secteur de référence (2-Val Dieu dans la Berwinne) a montré une efficacité de détection 96%. Les 4% restant représentent n=1 anguilllette marquée non détectée qui a été recapturée (position : +4 m). Il est probable que cet individu se trouvait dans un petit affluent en partie souterrain qui rejoint le secteur étudié à -10 m (14 m plus bas que la position de capture de l'anguilllette) et qui n'a pas été scanné. Cette hypothèse est soutenue par la capture de nombreuses anguillettes dans la partie aval de ce petit ruisseau. L'efficacité de détection observée ici est largement supérieure à celle observée par Cucherousset et al. (2010) dans une petite rivière anglaise (efficacité moyenne=20,4%) malgré la taille plus importante des anguilles (LT moyenne=397 mm). Lors de leur étude, Cucherousset et al. (2010) ont également observé une efficacité de détection de 39,1 % pour le saumon atlantique (*Salmo salar*) et de 43% pour la truite fario. Ces taux d'efficacité sont comparables à ceux estimés par Banish et al. (2016) pour la truite fardée du Colorado (*Oncorhynchus clarkii pleuriticus*). L'intervalle de temps plus long entre les scans et la pêche électrique dans l'étude de Cucherousset et al. (2010) (temps = 6-115 jours) par rapport aux 24h qui séparaient le scan de la pêche électrique dans notre présente étude pourrait expliquer la différence d'efficacité estimée pour l'anguille. La probabilité de dispersion des individus est plus élevée lorsque l'étude s'étale dans le temps. La méthode de suivi par télémétrie mobile présente les avantages d'avoir un taux d'efficacité très élevé de

détection et donc une probabilité plus élevée de retrouver ou localiser les individus par rapport à la méthode exigeant leur capture. La télémétrie mobile permet d'étudier les anguillettes sans trop les perturber car elle ne nécessite pas la capture des individus. La mise en œuvre de cette technique ne nécessite pas beaucoup de main d'œuvre, 1 à 2 personnes pour effectuer le scan. En revanche, le suivi par télémétrie mobile RFID nécessite un marquage RFID obligatoire, ce qui réserve son utilisation exclusivement aux individus dépassant une taille minimale. Pour cette étude, une longueur totale-LT minimale=105 mm pour un poids de 2 g, soit 11% de la LT et 5% du P, étaient les conditions minimales requises pour le marquage des anguillettes. Le marquage d'individus trop petit aurait un impact trop important sur la mobilité-reptation et le taux de mortalité. De plus, la faible limite maximale de détection (33cm) de ce système portatif rend cette technique difficilement applicable en milieu profond ou lors des crues. La combinaison de la pêche électrique et de la télémétrie mobile RFID nous offre la possibilité de réaliser un suivi complet des anguillettes avec les avantages combinés provenant des 2 techniques.

4.2. Abondance et densité des anguillettes issues de repeuplements

Les résultats de capture par pêche électrique montrent que tous les cours d'eau n'ont pas le même potentiel de rétention en jeunes anguilles après des opérations de repeuplement en civelles transparentes. Cette différence de niveaux de rétention en termes d'abondance et de densité de jeunes anguilles doit être mise en relation avec la diversité typologique des macrohabitats entre les secteurs étudiés. Avec les niveaux d'abondance et de densité observés variant de 1 à 13 individus au 100 m² (densité moyenne observée=3 individus au 100 m²), la présente étude montre l'influence du type d'habitat sur l'efficacité du repeuplement. Le niveau maximal d'abondance-densité a été rapporté dans le secteur 2-Val Dieu (densité observée=13 ind./100 m² ; densité corrigée=38 individus/100 m²) dans la Berwinne. De telles densités de peuplement d'anguilles ne se rencontrent que dans les macrohabitats situés très près de la mer, la densité de peuplement d'anguilles déclinant fortement avec l'augmentation de la distance par rapport à la mer (Ibbotson et al., 2002). Selon ces auteurs, la performance maximale de densité de rétention (recrutement artificiel) rapportée dans cette étude s'observe naturellement au niveau des habitats aquatiques situés en aval des cours d'eau à une distance de moins de 25 km amont par rapport à la zone limite d'influence des marées. Or dans notre étude, nous sommes déjà à plus de 320 km de la mer. La majorité des cours d'eaux wallons accueillent naturellement une densité d'anguilles jaunes inférieure à 0,45 individu/m² (Phillipart et al., 2010). Seuls quelques cours d'eau présentent une densité >1 individus/m². La comparaison entre les densités observées créées artificiellement dans cette étude et des situations naturelles doit tout de même être considérée avec prudence. La densité maximale observée dans cette étude de transposition d'un modèle de type ruisseau avec un bon recrutement en civelles à un modèle de type rivière est similaire à la densité observée dans ce ruisseau de référence (densité observée=13 ind./100 m² : Ovidio et al. 2015).

4.3. Application des modèles démographiques

Le modèle de De Lury est un outil régulièrement utilisé dans les suivis piscicoles afin d'estimer la taille des populations à partir de captures par pêche électrique (Laurent & Lamarque, 1975). Ce modèle offre l'avantage de permettre l'estimation de la taille d'une population présente sur un secteur en une journée de pêche électrique réalisée en 2 passages successifs comme le cas des pêches électriques de capture réalisées dans le cadre de cette étude. En revanche, ce modèle est uniquement basé sur le nombre d'individus capturés (au premier et deuxième passage) alors que l'anguille par son comportement cryptique est difficile à capturer. Par conséquent, ce modèle tend d'une part à sous-estimer la taille de la population lorsque la différence entre le nombre d'individus capturés au premier (n_1) et au deuxième (n_2) passage est très grande. C'est le cas au secteur 2-Val Dieu ($n_1=99$; $n_2=43$) dans la Berwinne où la pêche électrique situe un N corrigé à 414 individus alors que le modèle de De Lury estime N à 175 individus. Ce modèle tend d'autre part à surestimer la taille de la population lorsque la différence du nombre d'individus capturés est très faible entre n_1 et n_2 comme c'est le cas au secteur 2-Spixhe dans le Wayai avec $n_1=28$ et $n_2=27$ pour un N estimé à 784 individus par le modèle de De Lury contre un N observé par pêche électrique de 55 individus. Le modèle devient inapplicable lorsque n_1 est inférieur à n_2 , c'est le cas à 4-Plombières ($n_1=6$; $n_2=18$) dans la Gueule où aucune estimation de la taille de la population n'a été possible alors que 24 individus étaient capturés. Ceci démontre que ce modèle semble moins adapté à l'estimation des populations d'espèces cryptiques comme de jeunes anguilles. L'utilisation de modèles d'estimation de population intégrant plusieurs sessions de capture-marquage-recapture en milieux aquatiques ouverts, comme les cours d'eau, pourrait être plus appropriée pour des études de recensement démographiques chez les anguilles, ce qui n'était pas possible ici à cause de la nécessité des captures multiples.

Par ailleurs, l'application du modèle de De Lury fixe le taux de rétention «survie» des anguillettes dans cette étude entre 1 et 49% (survie moyenne=6%). Ces valeurs de survie estimées peuvent être considérées comme des valeurs minimales puisqu'elles portent sur des secteurs de petite taille (200 m de linéaire). Ces seuils estimés de survie se situent tout de même dans la gamme des survies rapportées chez les jeunes stades d'anguilles déversés en milieu naturel (Pedersen, 2009 ; Rigaud et al., 2015).

Notre modèle d'estimation démographique se base sur la comparaison des résultats de deux méthodes de suivi : la pêche électrique et la télémétrie mobile RFID. L'utilisation des résultats de télémétrie mobile, une méthode, dont l'efficacité de détection a été estimée à 96% dans le secteur considéré, permet une estimation précise de l'efficacité de capture des anguillettes. Notre estimation de l'efficacité de capture par comparaison des détections RFID et des captures semble donc plus adaptée au suivi des juvéniles d'anguille que celui de De Lury. Cependant, l'efficacité de la pêche électrique varie en fonction de plusieurs paramètres tels que la vitesse du courant, la profondeur d'eau, la turbidité et la profondeur d'enfouissement des anguillettes sous les différents types de substrat. L'efficacité de détection varie en fonction de la taille du transpondeur, de la profondeur d'enfouissement des individus et de l'angle de détection de la marque (Linnansaari et al., 2007). Ceci est appuyé par la comparaison de notre modèle avec celui de l'étude préliminaire effectuée sur les modèles de types ruisseau avec la même méthodologie (Nzau Matondo, données non publiées) où

l'efficacité de capture était de 10,5% sur le Mosbeux. Les résultats de notre modèle sont donc à considérer avec prudence. Ceux-ci sont adaptés aux caractéristiques hydromorphologiques du secteur où l'estimation a eu lieu. Des variations dans ces caractéristiques pourraient amener à la modification de l'efficacité de capture des anguillettes. L'estimation de l'efficacité de capture de 33%, bien que correcte pour le secteur 2-Val Dieu dans Berwinne, reste un résultat préliminaire.

Par ailleurs, l'application de notre modèle estime le taux de rétention « survie » des anguilles à 26,1% dans le secteur à rétention maximum 2-Val Dieu dans la Berwinne. Cette valeur se situe dans les gammes maximums de survies rapportées dans la bibliographie, la survie ne dépassant généralement pas 20% en cours d'eau (Pedersen, 2009 ; Rigaud et al., 2015). Cependant, il est possible qu'un certain nombre d'individus capturés dans un secteur d'étude proviennent d'un autre secteur de déversement. Le ratio anguillettes capturées / anguillettes déversées pourrait alors être biaisé dans certain secteur, amenant une imprécision dans l'estimation du taux de survie.

4.4. Dispersion longitudinale et latérale

4.4.1. Dispersion longitudinale

En situation naturelle, les stades de civelles transparentes, de civelles pigmentées et d'anguillettes sont connus pour exprimer un comportement intense de colonisation par densité-dépendance vers l'amont des cours d'eaux (Lafaille et al., 2000 ; Ibbotson et al., 2002). Cependant, les pêches électriques de capture d'anguillettes révèlent que la dispersion a lieu aussi bien vers l'amont que vers l'aval des cours d'eau. Les jeunes anguilles repeuplées sont donc capables d'explorer le cours d'eau dans les deux sens (amont et aval) afin d'exploiter les habitats adéquats. Nos résultats ont également mis en évidence, 6 mois après le repeuplement, la faible mobilité de certains individus issus de repeuplement (distance max=120 m). La faible mobilité de juvéniles d'anguilles provenant de repeuplement a déjà été observée par pêche électrique dans un ruisseau danois (Pedersen, 2009). Cette faible mobilité des anguillettes déversées dans nos 6 cours d'eau pourrait s'expliquer par la diminution drastique du recrutement d'anguilles dans le bassin de la Meuse. En effet, la diminution du nombre d'anguilles engagées dans une colonisation par densité-dépendance vers les cours d'eaux wallons entraîne la raréfaction de cette espèce dans de nombreux cours d'eau, ce qui a pour effet de laisser de nombreux habitats adéquats libres pour les individus de repeuplement (Nzau Matondo et Ovidio, 2018). Cependant les profils de dispersion observés dans cette étude sont limités aux secteurs de faibles étendues explorés par pêche électrique (200 m de linéaire dont 100 m amont et 100 m aval par secteur) et au nombre minime d'individus capturés par rapport au nombre élevé des civelles déversées (323 individus capturés sur 17383 civelles déversées sur les 8 secteurs). Cette faible mobilité observée est donc à interpréter avec prudence étant donné le nombre important d'individus qui auraient quittés les secteurs pêchés.

Selon Feunteun et al. (2003), les civelles expriment deux catégories comportementales : les «pioneers» et les «founders». Les «pioneers» remontent les cours d'eau jusqu'à être bloqués dans leur migration par un obstacle (physique ou chimique) sans montrer de densité-dépendance. Les «founders», quant à elles, migrent de façon densité-dépendante jusqu'à

trouver un habitat adéquat. Ces «founders» expriment ensuite soit un comportement sédentaire avec des déplacements minimes, soit un comportement nomade avec des déplacements plus conséquents. Les jeunes anguilles de stratégie «founders» peuvent passer d'un comportement à l'autre selon l'évolution de l'habitat et de la dynamique de la population.

Nos observations ont également montré deux grandes tendances de profils de dispersion longitudinale : une dispersion étalée recouvrant la presque totalité du secteur exploré (plus de 150m), qui était fréquemment observée et une dispersion moins étalée, ne recouvrant que près de la moitié du secteur (± 100 m) qui n'était que très minoritairement observée. Le secteur 2-Val Dieu dans la Berwinne fait partie des secteurs à dispersion moins étalée, et ce, malgré la densité maximum d'anguillettes observée ($d=0,13$ individu/m²). Ceci révèle l'importance de la disponibilité élevée des ressources trophiques pour ralentir la dispersion et augmenter ainsi le taux de rétention des jeunes anguilles (taux de rétention : pêche électrique 6 mois post déversement=26% ; télémétrie mobile 8 mois post pêche électrique=25%) sur un secteur après le déversement des civelles. Le recouvrement entre l'aire de dispersion des anguilletes et l'aire de dispersion du bloom de périphyton, qui est une source alimentaire important des jeunes anguilles (Bardonnnet et Riera, 2005), ne vient que soutenir cette constatation.

4.4.2. Dispersion latérale

Le taux élevé d'utilisation des rives (taux d'occupation=pêche électrique : 63% ; télémétrie : 61%) par rapport au centre des cours d'eau dans cette étude est couramment observé dans plusieurs études sur l'écologie de l'anguille (Ovidio et al., 2015 ; Séleck, 2017). La préférence pour les rives serait due à la disponibilité élevée d'abris de bonne qualité et l'abondance de faibles profondeurs, ce qui offrent aux jeunes anguilles une protection contre les prédateurs et le courant, ainsi qu'une efficacité accrue dans la prise alimentaire (Ovidio et al., 2015).

4.5. Croissance des jeunes recrues d'anguilles

Tous secteurs confondus, la croissance des anguilletes est allométrique majorante. A partir de civelles déversées (taille médiane=6,7 cm), l'accroissement observé de la taille médiane des anguilletes a été de 5,1 cm en 6 mois (Q50 LT=11,8 cm). Ces taux de croissances, observés sur 6 mois, sont comparables à ceux observés en milieux eutrophes : lacs et en rivières de plus gros gabarit sur 1 an. Pedersen (2000) rapporte une croissance moyenne de 3,6 à 5,1 cm/an dans un lac eutrophe danois, 7 à 9 ans après le déversement. Simon et al. (2013) ont observé une croissance moyenne de 2,3 et 4,9 cm/an dans deux lacs allemands, 1 an post-repeuplement et Simon & Dörner (2014) rapportent une croissance variant de 1,9 et 4,8 cm/an dans 5 lacs allemands, 5 à 6 ans après le repeuplement. Bisgaard et Pedersen (1991) ont observé une croissance de 2 à 5 cm/an dans un ruisseau danois. Silm et al. (2017) rapportent quant à eux une croissance variant de 3 à 6,9 cm /an dans 5 lacs estoniens. La croissance moyenne observée dans 3 petits cours d'eau belges par Ovidio et al. (2015) était de 2,2 cm/an. Dans notre étude, la croissance varie significativement entre les cours d'eau et entre les secteurs d'un même cours d'eau. La meilleure croissance, observée à 9-Spa dans le Wayai, était de 7,7 cm en 6 mois (Q50 LT=14,4 cm ; $b=3,36$). Pourtant, le niveau de rétention y est faible (0,01 individu/m²) ce qui révèle un habitat peu intéressant pour les anguilletes. L'abondance des ressources trophiques dans ce secteur expliquerait cette performance

maximale de croissance observée. En effet, sur le secteur 9-Spa dans le Wayai, on observe la présence de rejets d'eaux usées provenant de l'école d'hôtellerie située en rive gauche. Une bonne performance de croissance de 5,6 cm en 6 mois (Q50 LT=12,3 cm ; b=3,32) a été également observée sur le secteur à rétention maximum 2-Val Dieu dans la Berwinne. Sur ce secteur, 57% du linéaire était recouvert par du périphyton, une source alimentaire importante pour les anguillettes (Bardonnet et Riera, 2005). Cette abondance expliquerait la croissance élevée de ces individus, laquelle était très proche de celle rapportée sur le secteur à croissance la plus élevée (9-Spa dans le Wayai). En revanche, si la croissance était allométrique de type majorant dans la plupart de secteurs, cela n'a pas été le cas pour le secteur 2-Chaufheid (4cm en 6mois ; Q50 LT=10,7 cm ; b=2,095) dans la Hoëgne où la croissance allométrique de type minorant est révélatrice d'un faible niveau trophique du secteur. Ceci montre l'importance du critère *niveau trophique des macrohabitats* lors de la sélection des sites pour des opérations de repeuplement.

4.6. Influence du marquage

L'âge précoce des individus lors du marquage RFID (6 mois post déversement) et les taux élevés des rapports de longueur (taux moyen=9,3%) et poids (taux moyen=2,7%) du PIT-tag par rapport à la taille et au poids des anguillettes soulève la question de l'impact d'une telle démarche méthodologique sur la mobilité-dispersion, la croissance et l'état sanitaire des individus marqués. Les taux de rétention sur les secteurs de pêche électrique de capture-marquage, évalué 8 mois post marquage, ont montré que 22% de n=170 anguillettes marquées sont restées dans les secteurs de leur marquage. Ceci pourrait traduire que le marquage précoce ne semble pas perturber la dynamique de dispersion (78%) des anguillettes marquées. La pêche électrique de recapture sur le secteur de référence (2-Val Dieu dans la Berwinne) a révélé que les anguilles marquées précocement continuaient de grandir (croissance moyenne en 8 mois post marquage=14,1 ± 8,2 mm) et montraient une cicatrisation complète des plaies et un état sanitaire visuel excellent. Les tailles des individus marqués recapturés étaient englobées au sein de celles des individus non marqués. Mais, l'absence de groupes témoins non marqués constitués lors du marquage des anguillettes rend difficile l'appréciation exacte de l'influence du marquage précoce sur la croissance des anguillettes. En revanche, les tailles médianes très proches entre les individus non marqués (Q50 LT=14,4 cm) et les individus marqués recapturés (Q50 LT=13,2 cm) pourraient indiquer une petite influence du marquage précoce. Ceci ouvre des perspectives pour la compréhension de l'adaptation des civelles en eau douce au cours de leur première année en eau douce grâce à la possibilité bien réelle d'opérer un marquage individuel précoce.

4.7. Influence de l'utilisation des habitats et de la physico-chimie sur le succès du repeuplement

Aucune anguillette n'a été capturée 6 mois après le déversement des civelles transparentes dans 2 des 10 secteurs : 3-Theux dans le Winamplanche et 5-Pré-au-pont dans la Hoëgne. Ces deux secteurs présentent des caractéristiques hydromorphologiques et physico-chimiques très proches. D'un point de vue hydromorphologique, ces 2 secteurs montrent une absence ou une rareté de faciès d'écoulement de type plat lentique et une prédominance de substrat de fond à granulométrie excessivement grossière (5-Pré au pont : rocher=65% ; pierres

grossière=17,3%) ou à tendance fine (3-Theux : cailloux grossiers=68% ; pierres grossières=12,8% et graviers grossiers=11%). Les substrats excessivement grossiers comme les rochers comportent des surfaces lisses et ne présentent pas suffisamment de cavités pour un bon enfouissement. Quant aux substrats à tendance très fine, ils présentent des interstices de faible taille rapidement colmatés créant ainsi des microhabitats hypoxiques peu attractifs et peu favorables à la survie – croissance des jeunes anguilles. D'un point de vue physico-chimique, ces deux secteurs possèdent une eau à faible conductivité (respectivement 102 et 167 $\mu\text{S}/\text{cm}$), au pH légèrement acide (6,63 et 6,88) et à dureté très basse (2 et 2° KH ; 2 et 3° GH).

Le secteur 2-Chaufheid dans la Hoëgne montre tout de même une faible rétention (N observé=19 ; d observée=0,01 ind/m²) malgré des caractéristiques physico-chimiques très proches de ces deux secteurs sans anguillettes (3-Theux dans le Winamplanche et 5-Pré-au-pont dans la Hoëgne). La différence principale entre ces trois secteurs réside dans la nature différente du substrat de fond. Le secteur 2-Chaufheid dans la Hoëgne possède une disponibilité importante en substrat de fond permettant un bon enfouissement. En effet il est constitué d'un mélange bien proportionné entre des pierres grossières (49%) et des blocs (34%), ce qui est une composition de substrat de fond fort proches de celle du secteur à rétention maximale en anguillettes (2-val Dieu dans la Berwinne : pierres grossières=48%, blocs=27%). Il semblerait que la physico-chimie influence dans une certaine mesure le taux de rétention malgré l'absence de significativité pour n = 9 des 10 paramètres étudiés. Dans le cas contraire, nous aurions dû observer à 2-Chaufheid dans la Hoëgne un taux de rétention proche de celui de 2-Val Dieu dans la Berwinne étant donné la similarité dans la composition du substrat de fond de ces deux secteurs. Le secteur 2-Val Dieu est caractérisé par une disponibilité élevée en substrats grossiers. Plus de la moitié du substrat (57%) sur ce secteur était recouvert par un bloom de périphyton. La majorité des profondeurs de 2-Val Dieu est inférieure à 21 cm (1-10 cm=21%, 11-20 cm=30%). Presque 1/3 des habitats de 2-Val Dieu sont non-couverts (30%). Les 2/3 restants sont couverts par la ripisylve (64%). La ripisylve est composée de feuillus indigènes (érable sycomore et frêne commun). Le profil d'écoulement est principalement composé d'une diversité presque équilibrée des faciès d'écoulement de type plat courant (44%), plat lentique (31%) et radier (25%). La faune piscicole est dominée par le chabot et la loche franche. D'un point de vue physico-chimique, 2-Val Dieu est caractérisé par une eau à conductivité élevée (605 $\mu\text{S}/\text{cm}$), au pH légèrement basique (7,63) et à dureté très élevée (7° KH ; 13° GH). Avec la capture de 26% des anguillettes 6 mois après le repeuplement en civelles, la pêche électrique a montré une capacité élevée de rétention des jeunes stades d'anguilles sur ce site. La télémétrie mobile RFID effectuée 8 mois après la pêche électrique de capture-marquage a également montré une capacité de rétention élevée, avec la détection de 25% des anguillettes marquées sur ce secteur. Les caractéristiques du secteur 2-Val Dieu devraient être donc pris en considération lors de la sélection de milieux aquatique à repeupler en priorité.

Dans l'ensemble des 8 secteurs avec rétention en anguillettes, on retrouve les anguillettes dans une large gamme de diversité hydromorphologique d'habitats et de paramètres physico-chimiques de l'eau. Ceci démontre la plasticité biologique et écologique de l'espèce, notamment la capacité d'adaptation des jeunes stades d'anguilles (civelles et anguillettes) à des environnements différenciés d'un point de vue hydromorphologique, physico-chimique

et trophique. Nous avons observé des anguillettes dans des habitats oligotrophes au pH légèrement acide (2-Chaufheid dans la Hoëgne), mais également dans des habitats eutrophes au pH légèrement alcalin (8-Moresnet dans la Gueule). En revanche, une préférence claire et nette a été identifiée pour des microhabitats constitués de substrats de fonds grossiers composés de blocs et de pierres grossières. Ces types de substrats sont également identifiés comme des microhabitats aux gains biologiques les plus élevés (accumulation-concentration des anguillettes, croissance élevée). Ceci implique que la présence de ces types de microhabitats devrait servir de critère incontournable lors de la sélection des habitats à repeupler. D'ailleurs, le paramètre de l'habitat appelé type de substrat de fond a été le seul paramètre parmi les paramètres examinés ayant montré une influence significative sur la taille des anguillettes (gain biologique de croissance), ce qui ne fait que soutenir cette affirmation.

4.8. Conclusions

L'objectif principal de cette étude était de déterminer quelle(s) typologie(s) de cours d'eau sont capables d'assurer une rétention maximale (survie et croissance) en jeunes anguilles à partir de repeuplements en civelles transparentes. Les performances de survie obtenues se situent dans les limites supérieures rapportées dans des cours d'eau européens. De plus, les performances de croissances observées sont similaires à celles rapportées dans des milieux aquatiques eutrophes (lacs, cours d'eau). Ceci démontre à suffisance que les repeuplements à base de civelles transparentes transférées des zones estuariennes vers des sites d'accueil propices à leur survie et leur croissance est bel et bien une mesure potentiellement efficace. Elle pourrait même être qualifiée de mesure d'urgence pour contribuer à court et moyen terme à la reconstitution des stocks locaux perdus ou altérés d'anguille européenne dans les régions géographiquement éloignées de la mer. Cette mesure pourrait également contribuer à long terme à atteindre le taux d'échappement à la mer des anguilles argentées de 40% de la biomasse recommandé par le plan européen de sauvegarde de l'anguille.

L'étude des macrohabitats nous a permis de préciser les préférences de microhabitats des jeunes recrues d'anguilles. Grâce à cette méthode nous connaissons les caractéristiques hydromorphologiques et physico-chimiques nécessaires pour une bonne rétention d'anguillettes en eau douce. Parmi ces caractéristiques, nous pouvons citer :

- une eau à pH légèrement alcalin,
- une rugosité suffisante du substrat de fond (constitué majoritairement de blocs et de pierres grossières),
- un niveau élevé en ressources trophiques (habitats eutrophes),
- la présence de milieux aquatiques peu profonds avec un écoulement diversifié composé de plats courants, de plats lenticules et de radiers,
- l'absence ou la rareté en espèces aquatiques prédatrices (truites et écrevisses)

4.9. Perspectives et recommandations

La présente étude apporte des connaissances préliminaires sur l'efficacité potentielle des repeuplements en civelles d'anguille européenne dans le bassin de la Meuse ainsi que sur les habitats optimaux pour cette pratique. Afin d'approfondir ces connaissances, il serait intéressant d' :

- établir un suivi à plus long terme sur le secteur à rétention maximum afin d'observer l'évolution dans le temps de la capacité de rétention du milieu avec l'augmentation de taille des anguilles,
- étendre la zone d'étude au-delà du linéaire étudié sur le secteur à rétention maximum et d'y multiplier les scans RFID afin d'étudier la dispersion des anguillettes à plus large échelle,
- associer à la télémétrie mobile un réseau étendu d'antennes RFID fixes pour mieux comprendre la dynamique de dispersion post translocation des anguillettes en eau douce,
- placer une antenne RFID fixe à la confluence du cours d'eau bon recruteur en anguillettes (la Berwinne) avec son collecteur principal (la Meuse) afin d'observer le phénomène de dévalaison «échappement»,
- étudier l'impact de la méthodologie d'étude (dispersion artificielle des civelles dans le milieu) sur la différenciation sexuelle (sexe ratio) chez les anguilles provenant de déversement en civelles transparentes (Geffroy & Bardonnnet, 2015).

Les connaissances scientifiques acquises dans cette étude pourraient servir de guide dans la définition de plans d'actions à des fins de sauvegarde et de conservation de l'espèce. Nous proposons aux gestionnaires d' :

- utiliser les acquis de cette étude pour sélectionner des habitats à repeupler (sites offrant le meilleur gain biologique : meilleure survie, meilleure croissance, échappement optimal vers la mer),
- valoriser les habitats à haute rétention en les utilisant comme des véritables nurseries pour le développement des civelles en anguillettes suivi de leur marquage précoce et de leur translocation dans d'autres cours d'eau,
- améliorer et modifier l'habitat (apport des substrats grossiers, équilibrer les éléments du substrat de fond, augmenter le niveau trophique) d'accueil des civelles de certains cours d'eau.

Bibliographie

- Acou, A., Feunteun, E., Josset, Q., Trancart, T., Mazel, V., Charrier, F., & Frotte, L. (2017). programme, 73(December), 150–157.
- Adam, G. (1997). *L'anguille européenne (Anguilla anguilla L. 1758): dynamique de la sous-population du lac de Grand-Lieu en relation avec les facteurs environnementaux et anthropiques*(Doctoral dissertation, Toulouse 3).
- Adam, G., Feunteun, É., Prouzet, P., & Rigaud, C. (2008). *L'anguille européenne, indicateurs d'abondance et de colonisation*. Retrieved from http://www.ifremer.fr/indicang/version_anglaise/GuideEnglishversion.pdf
- Als, T. D., Hansen, M. M., Maes, G. E., Castonguay, M., Riemann, L., Aarestrup, K., ... Bernatchez, L. (2011). All roads lead to home: Panmixia of European eel in the Sargasso Sea. *Molecular Ecology*, 20(7), 1333–1346. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2011.05011.x>
- Arai, T., Kotake, A., & McCarthy, T. K. (2006). Habitat use by the European eel *Anguilla anguilla* in Irish waters, 67(4), 569–578. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.01.001>
- Banish, N. P., Burdick, S. M., & Moyer, K. R. (2016). Efficiency of portable antennas for detecting passive integrated transponder tags in stream-dwelling salmonids. *PloS one*, 11(2), e0149898.
- Bardonnet, A., & Riera, P. (2005). Feeding of glass eels (*Anguilla anguilla*) in the course of their estuarine migration: New insights from stable isotope analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 63(1–2), 201–209. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.11.009>
- Bardonnet, A., Rigaud, C., & Labonne, J. (2005). Etude expérimentale des comportements de civelles *Anguilla* L. influence de la densité et de la disponibilité en abris. *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, 378–379, 47–65.
- Baudoin, J. M., Burgun, V., Chanseau, M., Larinier, M., Ovidio, M., Sremski, W., ... & Voegtli, B. (2014). Evaluer le franchissement des obstacles par les poissons. *Principes et méthodes*, Onema.
- Belpaire, C. G. J., Goemans, G., Geeraerts, C., Quataert, P., Parmentier, K., Hagel, P., & De Boer, J. (2009). Decreasing eel stocks: Survival of the fattest? *Ecology of Freshwater Fish*, 18(2), 197–214. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2008.00337.x>
- Belpaire, C., Pujolar, J., Geeraerts, C., & Maes, G. (2016). Contaminants in Eels and their Role in the Collapse of the Eel Stocks. *Biology and Ecology of Anguillid Eels*, (December 2017), 225–250. <https://doi.org/10.1201/b19925-13>
- Besson, M. L., Trancart, T., Acou, A., Charrier, F., Mazel, V., Legault, A., & Feunteun, E. (2016). Disrupted downstream migration behaviour of European silver eels (*Anguilla anguilla*, L.) in an obstructed river. *Environmental Biology of Fishes*, 99(10), 779–791. <https://doi.org/10.1007/s10641-016-0522-9>
- Bevacqua, D., Andrello, M., Melià, P., Vincenzi, S., de Leo, G. A., & Crivelli, A. J. (2011). Density-dependent and inter-specific interactions affecting European eel settlement in freshwater habitats. *Hydrobiologia*, 671(1), 259–265. <https://doi.org/10.1007/s10750->

- Bisgaard, J., & Pedersen, M. (1991). Mortality and growth of wild and introduced cultured eels (*Anguilla anguilla* (L.)) in a Danish stream, with special reference to a new tagging technique. *Dana*, 9(L), 57–69. Retrieved from http://oersted.sitecore.dtu.dk/upload/aqua/publikationer/dana/dana_vol_9_pp_57-69.pdf
- Bonhommeau, S., Chassot, E., Planque, B., Rivot, E., Knap, A. H., & Le Pape, O. (2008). Impact of climate on eel populations of the Northern Hemisphere. *Marine Ecology Progress Series*, 373, 71-80.
- Bouchereau, J. L., Marques, C., Pereira, P., Guelorget, O., Lourié, S. M., & Vergne, Y. (2009). Feeding behaviour of *Anguilla anguilla* and trophic resources in the Ingril Lagoon (Mediterranean, France). *Cahiers de Biologie Marine*, 50(4), 319–332.
- Boulenger, C., Crivelli, A. J., Charrier, F., Roussel, J. M., Feunteun, E., & Acou, A. (2016). Difference in factors explaining growth rate variability in European eel subpopulations: The possible role of habitat carrying capacity. *Ecology of Freshwater Fish*, 25(2), 281–294. <https://doi.org/10.1111/eff.12209>
- Bruslé, J. & Quignard, J.P., 2013. *Biologie des poissons d’eau douce européens*. 2nd édition, Lavoisier (ed.), Paris, Collection Aquaculture - Pisciculture, 782 pages.
- Butts, I. A. E., Sørensen, S. R., Politis, S. N., & Tomkiewicz, J. (2016). First-feeding by European eel larvae: A step towards closing the life cycle in captivity. *Aquaculture*, 464, 451–458. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2016.07.028>
- Buyse, D., Mouton, A. M., Stevens, M., Van den Neucker, T., & Coeck, J. (2014). Mortality of European eel after downstream migration through two types of pumping stations. *Fisheries Management and Ecology*, 21(1), 13–21. <https://doi.org/10.1111/fme.12046>
- Calles, O., Olsson, I. C., Comoglio, C., Kemp, P. S., Blunden, L., Schmitz, M., & Greenberg, L. A. (2010). Size-dependent mortality of migratory silver eels at a hydropower plant, and implications for escapement to the sea. *Freshwater Biology*, 55(10), 2167–2180. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02459.x>
- Crean, S. R., Dick, J. T. A., Evans, D. W., Rosell, R. S., & Elwood, R. W. (2005). Survival of juvenile European eels (*Anguilla anguilla*), transferred among salinities, and developmental shifts in their salinity preference. *Journal of Zoology*, 266(1), 11–14. <https://doi.org/10.1017/S0952836905006539>
- Cucherousset, J., Britton, J. R., Beaumont, W. R. C., Nyqvist, M., Sievers, K., & Gozlan, R. E. (2010). Determining the effects of species, environmental conditions and tracking method on the detection efficiency of portable PIT telemetry. *Journal of Fish Biology*, 76(4), 1039–1045. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02543.x>
- Dainys, J., Gorfine, H., Šidagytė, E., Jakubavičiūtė, E., Kirka, M., Pūtys, & Ložys, L. (2017). Do young on-grown eels, *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758), outperform glass eels after transition to a natural prey diet? *Journal of Applied Ichthyology*, 33(3), 361–365. <https://doi.org/10.1111/jai.13347>
- Dainys, J., Stakėnas, S., Gorfine, H., & Ložys, L. (2018). Mortality of silver eels migrating through different types of hydropower turbines in Lithuania. *River Research and*

- Daverat, F., Limburg, K. E., Thibault, I., Shiao, J.-C., Dodson, J.-J., Caron, F., ... Wickstöm, H. (2006). Phenotypic plasticity of habitat use by three temperate eel species, *Anguilla anguilla*, *A. japonica* and *A. rostrata*. *Marine Ecology Progress Series*, 308, 231–241. <https://doi.org/10.3354/meps308231>
- Dekker, W. (2003). Did lack of spawners cause the collapse of the European eel, *Anguilla anguilla*? *Fisheries Management and Ecology*, 10, 365–376, (1979), 365–376.
- Dekker, W. (2004). Status of the European eel stock and fisheries. *Eel Biology*, 237–254. <https://doi.org/10.1007/978-4-431-65907-5>
- Dekker, W., & Beaulaton, L. (2016). Faire mieux que la nature? The history of eel restocking in Europe. *Environment and History*, 22(2), 255–300. <https://doi.org/10.3197/096734016X14574329314407>
- Desprez, M., Crivelli, A. J., Lebel, I., Massez, G., & Gimenez, O. (2013). Demographic assessment of a stocking experiment in European Eels. *Ecology of Freshwater Fish*, 22(3), 412–420. <https://doi.org/10.1111/eff.12035>
- Di Biase, A., Casalini, A., Emmanuele, P., Mandelli, M., Lokman, P. M., & Mordenti, O. (2016). Controlled reproduction in *Anguilla anguilla* (L.): comparison between spontaneous spawning and stripping-insemination approaches. *Aquaculture Research*, 47(10), 3052–3060. <https://doi.org/10.1111/are.12755>
- Domingos, I., Costa, J. L., & Costa, M. J. (2006). Factors determining length distribution and abundance of the European eel, *Anguilla anguilla*, in the River Mondego (Portugal). *Freshwater Biology*, 51(12), 2265–2281. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01656.x>
- Dou, S. Z., & Tsukamoto, K. (2003). Observations on the nocturnal activity and feeding behavior of *Anguilla japonica* glass eels under laboratory conditions. *Environmental Biology of Fishes*, 67(4), 389–395. <https://doi.org/10.1023/A:1025894010739>
- Dou, S., J.M. Miller & K. Tsukamoto. (2003). Growth, pigmentation and activity of juvenile Japanese eel in relation to temperature and fish size. *J. Fish. Biol.* 63 (Suppl.): In press.
- Edeline, E. (2005). Facteurs du contrôle de la dispersion continentale chez l'anguille, 144.
- EU. (2007). Establishing measures for the recovery of the stock of European eel. Council regulation (EC) no 1100/ 207 of 18 September 2007. *Official Journal of the European Union L*, 248, 17-23.
- Feunteun, E. (2002). Management and restoration of European eel population (*Anguilla anguilla*): An impossible bargain. *Ecological Engineering*, 18(5), 575–591. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(02\)00021-6](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(02)00021-6)
- Feunteun, E., Laffaille, P., Robinet, T., Briand, C., Baisez, A., Olivier, J. M., & Acou, A. (2003). A review of upstream migration and movements in inland waters by anguillid eels. Towards a general theory. *Eel Biology*, 191–213. https://doi.org/10.1007/978-4-431-65907-5_14
- Friedland, K. D., Miller, M. J., & Knights, B. (2007). Oceanic changes in the Sargasso Sea and declines in recruitment of the European eel. *ICES Journal of Marine Science*, 64(3), 519–

530. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsm022>

- Fukuda, N., Miller, M. J., Aoyama, J., Shinoda, A., & Tsukamoto, K. (2013). Evaluation of the pigmentation stages and body proportions from the glass eel to yellow eel in *Anguilla japonica*. *Fisheries Science*, 79(3), 425–438. <https://doi.org/10.1007/s12562-013-0621-x>
- Geffroy, B., & Bardonnnet, A. (2012). Differential effects of behaviour, propensity to migrate and recruitment season on glass eels and elvers' growing performance. *Ecology of Freshwater Fish*, 21(3), 469–482. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2012.00566.x>
- Geffroy, B., Sadoul, B. and Bardonnnet, A. (2015) Behavioural syndrome in juvenile eels and its ecological implications. *Behaviour* 152, 147–166.
- Geffroy, B., & Bardonnnet, A. (2016). Sex differentiation and sex determination in eels: Consequences for management. *Fish and Fisheries*, 17(2), 375–398. <https://doi.org/10.1111/faf.12113>
- Harrison, A. J., Walker, A. M., Pinder, A. C., Briand, C., & Aprahamian, M. W. (2014). A review of glass eel migratory behaviour, sampling techniques and abundance estimates in estuaries: implications for assessing recruitment, local production and exploitation. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 24(4), 967–983. <https://doi.org/10.1007/s11160-014-9356-8>
- Huertas, M., & Cerdà, J. (2006). Stocking density at early developmental stages affects growth and sex ratio in the European eel (*Anguilla anguilla*). *The Biological Bulletin*, 211(3), 286–296. Retrieved from <http://www.biolbull.org/content/211/3/286.short>
- Huet, M. (1949). Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*, 11(3-4), 332-351.
- Ibbotson, A., Smith, J., Scarlett, P., & Aprhamian, M. (2002). Colonisation of freshwater habitats by the European eel *Anguilla anguilla*, 47(9), 1696–1706. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00930.x>
- ICES. (2014). Report of the Joint EIFAC / ICES Working Group on Eels (WGEEL), (September), 3–9. <https://doi.org/ICES CM 2015/ACOM:18>
- ICES. (2016). ICES WGEEL REPORT 2016 Report of the Working Group on Eels (WGEEL) Cordoba , Spain, (September), 15–22.
- Imbert, H., Beaulaton, L., Rigaud, C., & Elie, P. (2007). Evaluation of visible implant elastomer as a method for tagging small European eels. *Journal of Fish Biology*, 71(5), 1546–1554. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01617.x>
- Jacoby, D., & Gollock, M. (2014). *Anguilla anguilla*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2014*, 8235. <https://doi.org/e.T60344A45833138>
- Knights, B. (2003). A review of the possible impacts of long-term oceanic and climate changes and fishing mortality on recruitment of anguillid eels of the Northern Hemisphere. *Science of the Total Environment*, 310(1–3), 237–244. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00644-7](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00644-7)
- Kullmann, B., Adamek, M., Steinhagen, D., & Thiel, R. (2017). Anthropogenic spreading of anguillid herpesvirus 1 by stocking of infected farmed European eels, *Anguilla anguilla*

- (L.), in the Schlei fjord in northern Germany. *Journal of Fish Diseases*, 40(11), 1695–1706. <https://doi.org/10.1111/jfd.12637>
- Laffaille, P., Acou, A., & Guillouët, J. (2005). The yellow European eel (*Anguilla anguilla* L.) may adopt a sedentary lifestyle in inland freshwaters. *Ecology of Freshwater Fish*, 14(2), 191–196. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2005.00092.x>
- Laffaille, P., Baisez, A., Rigaud, C., & Feunteun, E. (2004). Habitat preferences of different European eel size classes in a reclaimed marsh: A contribution to species and ecosystem conservation. *Wetlands*, 24(3), 642–651. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2004\)024\[0642:hpodee\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2004)024[0642:hpodee]2.0.co;2)
- Laffaille, P., Feunteun, E., Acou, A., & Lefeuvre, J.-C. (2000). Role of European eel (*Anguilla anguilla* L.) in the transfer of organic matter between marine and freshwater systems. *Archiv Für Hydrobiology, Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 27(April), 616–619.
- Lambert, P., Feunteun, E., & Rigaud, C. (1994). Étude de l'anguille en marais d'eau douce. Première analyse des probabilités de capture observées lors des inventaires par pêche électrique. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (335), 111-121.
- Laurent, M., & Lamarque, P. (1975). Utilisation de la méthode des captures successives (De Lury) pour l'évaluation des peuplements piscicoles. *Bulletin Français de Pisciculture*, (259), 66-77.
- Lefebvre, F., Fazio, G., Mounaix, B., & Crivelli, A. J. (2013). Is the continental life of the European eel *Anguilla anguilla* affected by the parasitic invader *Anguillicoloides crassus*? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1754), 20122916–20122916. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.2916>
- Lin, Y. J., Ložys, L., Shiao, J. C., Iizuka, Y., & Tzeng, W. N. (2007). Growth differences between naturally recruited and stocked European eel *Anguilla anguilla* from different habitats in Lithuania. *Journal of Fish Biology*, 71(6), 1773–1787. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01642>.
- Linnansaari, T., Roussel, J. M., Cunjak, R. A., & Halleraker, J. H. (2007). Efficacy and accuracy of portable PIT-antennae when locating fish in ice-covered streams. In *Developments in Fish Telemetry* (pp. 281-287). Springer, Dordrecht.
- Malavoi, J. R., & Souchon, Y. (1989). Méthodologie de description, quantification des variables morphodynamiques d'un cours d'eau à fond caillouteux: exemple d'une station sur la Fillière (Haute-Savoie)/A methodology for the description and the quantification of the morphodynamic variables along a gravel bed river: a reach of the Fillière river (Haute-Savoie) as an example. *Géocarrefour*, 64(4), 252-259.
- Malavoi, J. R., Souchon, Y., Grandmont, P. De, & Lyon, G. De. (2002). Description standardisée des principaux faciès d'écoulement observables en rivière : clé de détermination qualitative et mesures physiques. *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, (365–366), 357–372. <https://doi.org/10.1051/kmae:2002040>
- Mann, R. H. K., & Blackburn, J. H. (1991). The biology of the eel *Anguilla anguilla* (L.) in an English chalk stream and interactions with juvenile trout *Salmo trutta* L. and salmon *Salmo salar* L. *Hydrobiologia*, 218(1), 65–76. <https://doi.org/10.1007/BF00006419>
- Mordenti, O., Emmanuele, P., Casalini, A., Lokman, P. M., Zaccaroni, A., Di Biase, A., &

- Parmeggiani, A. (2018). Effect of aromatizable androgen (17-methyltestosterone) on induced maturation of silver European eels (*Anguilla anguilla*): Oocyte performance and synchronization. *Aquaculture Research*, 49(1), 442–448. <https://doi.org/10.1111/are.13475>
- Naismith, I. A., & Knights, B. (1990). Studies of sampling methods and of techniques for estimating populations of eels, *Anguilla anguilla* L. *Aquaculture and Fisheries Management*, 21, 357–367.
- Nzau Matondo, B., & Ovidio, M. (2016). Dynamics of upstream movements of the European eel *Anguilla anguilla* in an inland area of the River Meuse over the last 20 years. *Environmental Biology of Fishes*, 99(2–3), 223–235. <https://doi.org/10.1007/s10641-016-0469-x>
- Nzau Matondo, B., Benitez, J. P., Dierckx, A., Philippart, J. C., & Ovidio, M. (2017). Assessment of the Entering Stock, Migration Dynamics and Fish Pass Fidelity of European Eel in the Belgian Meuse River. *River Research and Applications*, 33(2), 292–301. <https://doi.org/10.1002/rra.3034>
- Nzau Matondo, B., & Ovidio, M. (2018). Living Resources Decreased stock entering the Belgian Meuse is associated with the loss of colonisation behaviour in yellow-phase European eels.
- Ovidio, M., Serebinski, A. L., Philippart, J. C., & Nzau Matondo, B. (2013). A bit of quiet between the migrations: The resting life of the European eel during their freshwater growth phase in a small stream. *Aquatic Ecology*, 47(3), 291–301. <https://doi.org/10.1007/s10452-013-9444-1>
- Ovidio, M., Tarrago-Bes, F., & Matondo, B. N. (2015). Short-term responses of glass eels transported from UK to small Belgian streams. *Annales De Limnologie-International Journal of Limnology*, 51(3), 219–226. <https://doi.org/10.1051/limn/2015016>
- Palstra, A. P., Van Ginneken, V. J. T., Murk, A. J., & Van Den Thillart, G. E. E. J. M. (2006). Are dioxin-like contaminants responsible for the eel (*Anguilla anguilla*) drama? *Naturwissenschaften*, 93(3), 145–148. <https://doi.org/10.1007/s00114-005-0080-z>
- Panfili, J., Darnaude, A. M., Lin, Y. J., Chevalley, M., Iizuka, Y., Tzeng, W. N., & Crivelli, A. J. (2012). Habitat residence during continental life of the European eel *Anguilla anguilla* investigated using linear discriminant analysis applied to otolith Sr:Ca ratios. *Aquatic Biology*, 15(2), 175–185. <https://doi.org/10.3354/ab00414>
- Pannetier, P., Caron, A., Campbell, P. G. C., Pierron, F., Baudrimont, M., & Couture, P. (2016). A comparison of metal concentrations in the tissues of yellow American eel (*Anguilla rostrata*) and European eel (*Anguilla anguilla*). *Science of the Total Environment*, 569–570, 1435–1445. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.232>
- Patey, G., Couillard, C. M., Pierron, F., Baudrimont, M., & Couture, P. (2017). Biotransformation, antioxidant and histopathological biomarker responses to contaminants in European and American yellow eels from the Gironde and St. Lawrence estuaries. *Chemosphere*, 188, 292–303. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.139>
- Pedersen, M. (2000). Long-term survival and growth of stocked eel, *Anguilla anguilla* (L.), in a

small eutrophic lake. *Dana*, 12, 71–76. Retrieved from http://www.dtu-aqua.dk/upload/aqua/publikationer/dana/dana_vol_12_pp_71-76.pdf

- Pedersen, M. I. (2009). Does Stocking of Danish Lowland Streams with Elvers Increase European Eel Populations? *American Fisheries Society Symposium: SCIENCE, STATUS, AND CONSERVATION CONCERNS*, 149–156.
- Pedersen, M. I., Jepsen, N., & Rasmussen, G. (2017). Survival and growth compared between wild and farmed eel stocked in freshwater ponds. *Fisheries Research*, 194(March), 112–116. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2017.05.013>
- Pelster, B. (2015). Swimbladder function and the spawning migration of the European eel *Anguilla anguilla*. *Frontiers in Physiology*, 6(JAN), 1–10. <https://doi.org/10.3389/fphys.2014.00486>
- Philippart, J. C. (2006). Facteurs Explicatifs De L'État De Dégradation Des Populations De Poissons. *Etat de L'environnement Wallon 2006*, 79–183.
- Philippart, J.C., Ovidio, M., Rimbaud, G., Dierckx, A. & Poncin, P., (2010). Bilan des observations sur les populations de l'anguille dans les sous-bassins hydrographiques Meuse aval, Ourthe, Amblève et Vesdre comme bases biologiques à la prise de mesures de gestion en rapport avec le Règlement Anguille 2007 de l'Union européenne. Rapport pour l'année 2009 à la Commission provinciale de Liège du Fonds piscicole du Service Public de Wallonie, 161 pages.
- Prigge, E., Marohn, L., & Hanel, R. (2013). Tracking the migratory success of stocked European eels *Anguilla anguilla* in the Baltic Sea. *Journal of Fish Biology*, 82(2), 686–699. <https://doi.org/10.1111/jfb.12032>
- Psuty, I., & Draganik, B. (2008). The effectiveness of glass eel stocking in the Vistula Lagoon, Poland. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 38(2), 103–111. <https://doi.org/10.3750/AIP2008.38.2.04>
- Rigaud, C., Beaulaton, L., Briand, C., Charrier, F., Feunteun, E., Mazel, V., Pozet, F., et al. (2015). Le programme français de repeuplement en civelles Bilan des trois premières années de transferts Rapport d'expertise, 226.
- Righton, D., Westerberg, H., Feunteun, E., Økland, F., Gargan, P., Amilhat, E., ... & Acou, A. (2016). Empirical observations of the spawning migration of European eels: The long and dangerous road to the Sargasso Sea. *Science Advances*, 2(10), e1501694.
- Rikardsen, A. H., Amundsen, P. A., Knudsen, R., & Sandring, S. (2006). Seasonal marine feeding and body condition of sea trout (*Salmo trutta*) at its northern distribution. *ICES Journal of Marine Science*, 63(3), 466–475. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.07.013>
- Riley, W. D., Walker, A. M., Bendall, B., & Ives, M. J. (2011). Movements of the European eel (*Anguilla anguilla*) in a chalk stream. *Ecology of Freshwater Fish*, 20(4), 628–635. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2011.00513.x>
- Rosell, R., Evans, D., & Allen, M., (2005). The eel shery in Lough Neagh, Northern Ireland e an example of sustainable management. *Fisheries Management and Ecology*, 12377e385, 377–385. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2005.00464.x>

- Schneebauer, G., Hanel, R., & Pelster, B. (2016). *Anguillicola crassus* impairs the silvering-related enhancements of the ROS defense capacity in swimbladder tissue of the European eel (*Anguilla anguilla*). *Journal of Comparative Physiology B: Biochemical, Systemic, and Environmental Physiology*, 186(7), 867–877. <https://doi.org/10.1007/s00360-016-0994-0>
- Séleck, Emilie. *Occupation du temps et de l'espace d'une population de jeunes anguilles issues d'un repeuplement*. Mémoire en vue de l'obtention du grade de Master en Biologie des Organismes et Ecologie. Liège : Faculté des Sciences, UR-FOCUS, Unité de Biologie du Comportement, Laboratoire de Démographie des Poissons et d'Hydroécologie, 2017, 63 p.
- Silm, M., Bernotas, P., Haldna, M., Järvalt, A., & Nõges, T. (2017). Age and growth of European eel, *Anguilla Anguilla* (Linnaeus, 1758), in Estonian lakes. *Journal of Applied Ichthyology*, 33(2), 236–241. <https://doi.org/10.1111/jai.13314>
- Simon, J., & Dörner, H. (2014). Survival and growth of European eels stocked as glass- and farm-sourced eels in five lakes in the first years after stocking. *Ecology of Freshwater Fish*, 23(1), 40–48. <https://doi.org/10.1111/eff.12050>
- Simon, J., Dörner, H., Scott, R. D., Schreckenbach, K., & Knösche, R. (2013). Comparison of growth and condition of European eels stocked as glass and farm sourced eels in lakes in the first 4 years after stocking. *Journal of Applied Ichthyology*, 29(2), 323–330. <https://doi.org/10.1111/jai.12078>
- Sinha, V. R. P., & Jones, J. W. (1967). On the food of the freshwater eels and their feeding relationship with the salmonids. *Journal of Zoology*, 153(1), 119–137. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1967.tb05034.x>
- Sjöberg, N. B., Wickström, H., Asp, A., & Petersson, E. (2017). Migration of eels tagged in the Baltic Sea and Lake Mälaren—in the context of the stocking question. *Ecology of Freshwater Fish*, 26(4), 517–532. <https://doi.org/10.1111/eff.12296>
- Tesch, F.W., 2003. In Thorpe JE (ed.), *The Eel*, London: Blackwell Science, 408 pages.
- Van Den Thillart, G., Van Ginneken, V., Körner, F., Heijmans, R., Van Der Linden, R., & Gluvers, A. (2004). Endurance swimming of European eel. *Journal of Fish Biology*, 65(2), 312–318. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2004.00447>
- van Ginneken, V. J., & van den Thillart, G. E. (2000). Physiology: Eel fat stores are enough to reach the Sargasso. *Nature*, 403(6766), 156.
- van Ginneken, V. J. T., & Maes, G. E. (2005). The European eel (*Anguilla anguilla*, Linnaeus), its lifecycle, evolution and reproduction: A literature review. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 15(4), 367–398. <https://doi.org/10.1007/s11160-006-0005-8>
- Verhelst, P., Reubens, J., Pauwels, I., Buysse, D., Aelterman, B., Van Hoey, S., ... Mouton, A. (2017). Movement behaviour of large female yellow European eel (*Anguilla anguilla* L.) in a freshwater polder area. *Ecology of Freshwater Fish*, (April), 1–10. <https://doi.org/10.1111/eff.12362>
- Verreault, G., Dumont, P., Dussureault, J., & Tardif, R. (2010). First record of migrating silver American eels (*Anguilla rostrata*) in the St. Lawrence Estuary originating from a stocking program. *Journal of Great Lakes Research*, 36(4), 794–797.

<https://doi.org/10.1016/j.jglr.2010.08.002>

Vollestad, L. A., & Jonsson, B. (1988). A 13-year study of the population dynamics and growth of the European eel *Anguilla anguilla* in a Norwegian river: evidence for density-dependent mortality, and development of a model for predicting yield. *The Journal of Animal Ecology*, 983-997.

Westin, L. (2003). Migration failure in stocked eels *Anguilla anguilla*. *Marine Ecology Progress Series*, 254, 307–311. <https://doi.org/10.3354/meps254307>

Wickström, H., & Sjöberg, N. B. (2014). Traceability of stocked eels - the Swedish approach. *Ecology of Freshwater Fish*, 23(1), 33–39. <https://doi.org/10.1111/eff.12053>

Winter, H. V., Jansen, H. M., & Bruijs, M. C. M. (2006). Assessing the impact of hydropower and fisheries on downstream migrating silver eel, *Anguilla anguilla*, by telemetry in the River Meuse. *Ecology of Freshwater Fish*, 15(2), 221–228. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2006.00154.x>

Références internet

Food and Agriculture Organization of the United Nations. *Fisheries & aquaculture* [en ligne]. Disponible sur : http://www.fao.org/figis/servlet/SQServlet?file=/usr/local/tomcat/8.5.16/figis/webapps/figis/temp/hqp_8081659782134549344.xml&outtype=html (Consulté le 25 mars 2017).

Froese, R. & Reyes, R.B., 2017. *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758), European eel. FishBase [en ligne]. Disponible sur : <http://www.fishbase.org/summary/Anguilla-anguilla.html> (Consulté le 25 mars 2017).

SPW-DGO3-DEMNA. *Qualité biologique des cours d'eau* [en ligne]. Disponible sur <http://aquabio.environnement.wallonie.be> (consulté le 30 avril 2018).