



HAL
open science

Connectivités des tronçons de cours d'eau et structuration des communautés piscicoles à leurs voisinages

Hervé Capra, N. Lamouroux, Laura Plichard, T. Datry

► **To cite this version:**

Hervé Capra, N. Lamouroux, Laura Plichard, T. Datry. Connectivités des tronçons de cours d'eau et structuration des communautés piscicoles à leurs voisinages. Accord cadre IRSTEA - Agence de l'Eau RMC - Action 41. 2014, 75 pp. hal-04195800

HAL Id: hal-04195800

<https://hal.science/hal-04195800>

Submitted on 4 Sep 2023

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

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

CENTRE DE LYON-VILLEURBANNE
UNITE DE RECHERCHE MILIEUX AQUATIQUES, ECOLOGIE ET POLLUTIONS
5 RUE DE LA DOUA – CS7007
69226 VILLEURBANNE CEDEX

Connectivités des tronçons de cours d'eau et structuration des communautés piscicoles à leurs voisinages

ACTION 41 – CONNECTIFISH

ACCORD CADRE IRSTEA – AGENCE DE L'EAU RMC



DECEMBRE 2014

**Hervé CAPRA, Nicolas LAMOUREUX,
Laura PLICHARD & Thibault DATRY**

AVEC LA COLLABORATION DE

**Pascal ROGER, Hervé PELLA, Raphaël MONS &
Bertrand LAUNAY**



Institut national
de recherche en sciences
et technologies
pour l'environnement
et l'agriculture



TABLES DES MATIERES

Introduction	8
Contexte de l'étude.....	8
Objectifs de l'étude	11
Site d'étude.....	11
Analyse bibliographique	13
Rôle des ruptures de connectivité dans la structuration des communautés de poissons	14
<i>En général</i>	14
<i>Cas particulier des assèchements de cours d'eau</i>	16
Rôle des affluents dans la structuration des communautés de poissons.....	21
Conclusions	22
Description des habitats	24
Chroniques de débit :.....	24
Description des faciès :.....	25
Echantillonnage de la communauté piscicole	26
Le protocole d'échantillonnage EPO	26
Les campagnes d'échantillonnage 2012 & 2013.....	27
Comparaison EPA –EPO	28
Analyse des données EPO.....	31
Synthèse et conclusions.....	37
Bibliographie	39
ANNEXES	46

Proposition de citation :

Capra H., Lamouroux N., Plichard L. & Datry T. 2014. Connectivités des tronçons de cours d'eau et structuration des communautés piscicoles à leurs voisinages. Rapport – Action 41 – Irstea – Agence de l'Eau RMC. Pp. 75.

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1: REPRESENTATION DE L'ABONDANCE RELATIVE DE 4 ESPECES DE SALMONIDES ECHANTILLONNEES EN 2007 ET 2008 SUR 65 KM DE LINEAIRE DE LA RIVIERE ELWHA (WASHINGTON'S OLYMPIC PENINSULA). D'APRES BRENKMAN ET AL., 2012.	10
FIGURE 2 : LES SECTEURS ETUDIES (EN BLEU) SUR LES TROIS RIVIERES : AIN, ALBARINE ET SEYMARD.(CF. EN COMPLEMENT ANNEXE 1)	12
FIGURE 3 : SCHEMA CONCEPTUEL DES PROCESSUS DE DYNAMIQUE DES POPULATIONS ET DES COMMUNAUTES DANS LES RESEAU ECOLOGIQUES DENDRITIQUES.	13
FIGURE 4 : SITE D'ETUDE DANS LA RIVIERE TORGAL, MONTRANT (A) LES MOUILLES OU LES POISSONS (SQUALIUS TORGALENSIS) ONT ETE MARQUES LORS DE LA SAISON SECHE (SEPT. 2007); (B) SITES DE RE-CAPTURE (DEC. 2007 ET FEV., AVR. ET JUIN 2008) ET DE MARQUAGE SUPPLEMENTAIRE (DEC.2007 ET FEV 2008); (C) LES SITES OU LES POISSONS MARQUES EN SEPT. 2007 ONT ETE RECAPTURES; ET (D) LES SITES OU LES POISSONS MARQUES EN DEC 2007 ET FEV 2008 ONT ETE RECAPTURES. DANS LES PANNEAUX (A) ET (B) LES CERCLES GRIS SONT DES SITES QUI ONT GENERE DES RECAPTURES ET LES POINTS INDIQUENT LES SITES OU L'EAU DE SURFACE A PERSISTE TOUT AU LONG DE LA PERIODE D'ETUDE (PIRES ET AL., 2014).....	17
FIGURE 5 : PHOTOS DE MOUILLES ISOLEES SUITE A L'INTERRUPTION DE LA CONNEXION HYDROLOGIQUE DANS LES SECTEURS 5 & 4 DE L'ALBARINE AU PRINTEMPS 2011 (EN HAUT). PHOTOS DE CADAVRES DE POISSONS RETROUVES SUR LES GALETS (EN BAS DE GAUCHE A DROITE : TRUITE ADULTE, OMBRE ADULTE ET ALEVINS DE TRUITE).(PHOTOS IRSTE).	18
FIGURE 6 : CONNECTIVITE HYDRAULIQUE AU COURS DU TEMPS DANS UN SECTEUR DE 14.6-KM DE LA RIVIERE BIG SANDY CREEK ENTRE SIMLA ET LE RESERVOIR RAMAH, COLORADO, USA (TRAIT POINTILLE = ASSECS). LES MOUILLES SONT REPRESENTEES EN NOIR LORSQU'ELLES SONT EN EAU ET EN BLANC LORSQU'ELLES SONT ASSEC. LES * INDIQUENT LES MOUILLES OU LES ARKANSAS DARTER (ETHEOSTOMA CRAGINI) ONT ETE OBSERVES. (D'APRES LABBE & FAUSCH, 2000)	20
FIGURE 7 : CHRONIQUE DE DEBIT MOYEN JOURNALIER DE L'AIN (A CHAZEY SUR AIN) ET DE L'ALBARINE (A ST RAMBERT)	24
FIGURE 8 : RELATION ENTRE LE DEBIT MOYEN JOURNALIER DU SEYMARD (Q_SEYM), ESTIME A PARTIR DES ENREGISTREMENTS DE LA SONDE DE PRESSION INSTALLEE A L'AVANT DU SEYMARD, EN FONCTION DU NIVEAU PIEZOMETRIQUE DE LA NAPPE DE L'ALBARINE A ST MAURICE DE REMENS (ALTITUDE EN M – 220) ;LE MODELE EXPONENTIEL ($R^2 = 0.87$; $p < 0.001$) EST REPRESENTE EN ROUGE (A GAUCHE). RELATION ENTRE LE DEBIT MOYEN JOURNALIER DU SEYMARD PREDIT PAR LE MODELE EN FONCTION DU MEME DEBIT MOYEN JOURNALIER PREDIT A PARTIR DES DONNEES DE LA SONDE DE PRESSION (MODELE ATTENDU : $Y = X$).....	25
FIGURE 9 : PROPORTION DES DIFFERENTS TYPES DE FACIES DANS LA RIVIERE D'AIN ENTRE PONT D'AIN ET CHAZEY SUR AIN (D'APRES RASO, 2011) EN PROPORTION GLOBALES EN FONCTION DES ANNEES D'ECHANTILLONNAGE.....	25
FIGURE 10 : PRINCIPE DE L'ECHANTILLONNAGE PONCTUEL PAR OBSERVATION (EPO), AVEC DETAIL DES MESURES ENREGISTREES SUR CHAQUE EPO.	26
FIGURE 11 : ECHANTILLONNAGE PONCTUEL D'ABONDANCE (PECHE ELECTRIQUE PAR POINT A PIED ET EN BATEAU) AVEC DETERMINATION VISUELLE DE L'ESPECE ET MESURE DE LA TAILLE DE CHAQUE INDIVIDU CAPTURE HORS DE L'EAU (A GAUCHE ; BLAGEON (HAUT) ET SPIRLIN (BAS)) ; ECHANTILLONNAGE PONCTUEL PAR OBSERVATION (OBSERVATION SUBAQUATIQUE) AVEC DETERMINATION VISUELLE DES ESPECES ET DU NOMBRE D'INDIVIDUS PAR ESPECE SOUS L'EAU (A DROITE ; PERCHE COMMUNE ET GARDON).....	28
FIGURE 12 : DIFFERENCE DE LOG ABONDANCE MOYEN ENTRE EPA ET EPO STANDARDISES PAR LE LOG ABONDANCE MOYEN TOTAL EN EPA DANS L'AIN; LES BARPLOTS ROUGES INDIQUENT UNE MOYENNE SUPERIEURE EN EPO ET LES BLEUS SUPERIEURE EN EPA. LES BARRES D'ERREURS INDIQUENT UN INTERVALLE DE CONFIANCE A 95 %. LES COULEURS EN FOND REPRESENTENT LES CLASSES DEFINIES SUR LA FACILITE A PRIORI DE DETECTER LES ESPECES PAR LES EPO : DE GAUCHE A DROITE, DES ESPECES LES PLUS DIFFICILEMENT OBSERVABLES AUX PLUS FACILEMENT OBSERVABLES. LES POINTILLES INDIQUENT L'INTERVALLE [-1 ;+1]. (CF. ANNEXE 2 POUR LES CODES ESPECES):	29
FIGURE 13 : DIFFERENCE DE LOG ABONDANCE MOYEN ENTRE EPA ET EPO STANDARDISES PAR LE LOG ABONDANCE MOYEN TOTAL EN EPA DANS LE SEYMARD; LES BARPLOTS ROUGES INDIQUENT UNE MOYENNE SUPERIEURE EN EPO ET LES BLEUS SUPERIEURE EN EPA. LES BARRES D'ERREURS INDIQUENT UN INTERVALLE DE CONFIANCE A 95 %. LES COULEURS EN FOND REPRESENTENT LES CLASSES DEFINIES SUR LA FACILITE A PRIORI DE DETECTER LES ESPECES PAR LES EPO : DE GAUCHE A DROITE, DES ESPECES LES PLUS DIFFICILEMENT OBSERVABLES AUX PLUS FACILEMENT OBSERVABLES. LES POINTILLES INDIQUENT L'INTERVALLE [-1 ;+1]. (CF. ANNEXE 2 POUR LES CODES ESPECES):	30

FIGURE 14 : CARTOGRAPHIES DES LOG-ABONDANCES PAR POINT, OBTENUES PAR EPA ET PAR EPO SUR LE SEYMARD, POUR LES CAMPAGNES 3, 4, 5 ET 6. LES CARTES MONTRENT QUE L'UTILISATION DE L'ENSEMBLE DES CAMPAGNES, POUR CHAQUE METHODE, CONDUIT A DES DESCRIPTION DE LA REPARTITION SPATIALE DES ESPECES TRES COMPARABLES ENTRE CES DEUX METHODES.....	31
FIGURE 15 : DISTRIBUTION DES ABONDANCES RELATIVES TOUTES ESPECES CONFONDUES (ABONDANCE AU POINT/ABONDANCE TOUS LES POINTS) EN FONCTION DE LA DISTANCE A L'AMONT POUR L'AIN (A GAUCHE), LE SEYMARD (EN HAUT) ET L'ALBARINE (EN BAS) LORS D'EPISODES D'ASSECHEMENTS (LIGNES POINTILLEES) ET EN ABSENCE D'ASSECHEMENT (LIGNES CONTINUES). LES LIGNES CORRESPONDENT A DES LISSAGES EN NOYAU (KERNEL). LES LOSANGES BLEUS SUR LA CARTE ET SUR LES DISTRIBUTIONS INDIQUENT LA PRESENCE DE CONFLUENCE (REFERENCEES VIA GEOPORTAIL). SUR LES GRAPHES : (NTOTAL ASSEC ; NTOT ABSENCE D'ASSEC)	34
FIGURE 16 : POINTS EPO OU DES BARBEAUX ONT ETE OBSERVES (RECTANGLE : ADULTES ; TRIANGLE : JUVENILES) EN FONCTION DES JOURS D'ECHANTILLONNAGE (AXES DES ABCISSES) ET DU DEBIT DANS LA PARTIE AVAL DE L'ALBARINE (AXE DES ORDONNEES). LES COULEURS UTILISEES SUR LES CARTES CORRESPONDENT AUX COULEURS DES POINTS SUR LE GRAPHE DES DEBITS. LA LIGNE POINTILLEE INDIQUE UN DEBIT D'UNE VALEUR DE 1000 L.S^{-1}	35
FIGURE 17 : POINTS EPO OU DES OMBRE COMMUN ONT ETE OBSERVES (RECTANGLE : ADULTES ; TRIANGLE : JUVENILES) EN FONCTION DES JOURS D'ECHANTILLONNAGE (AXES DES ABCISSES) ET DU DEBIT DANS LA PARTIE AVAL DE L'ALBARINE (AXE DES ORDONNEES). LES COULEURS UTILISEES SUR LES CARTES CORRESPONDENT AUX COULEURS DES POINTS SUR LE GRAPHE DES DEBITS. LA LIGNE POINTILLEE INDIQUE UN DEBIT D'UNE VALEUR DE 1000 L.S^{-1}	36

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1 : GENERALITES SUR LES CAMPAGNES D'ECHANTILLONNAGE 2012 ET 2013 : NOMBRE DE POINTS, ET NOMBRE D'ESPECES PAR CAMPAGNE ET PAR TYPE D'ECHANTILLONNAGE (EPA ET EPO)	27
---	-----------

Résumé

La question principale abordée dans le projet « Connectifish », action 41 de l'accord cadre Irstea – Agence de l'Eau RMC, est de savoir comment se structure une communauté piscicole, dans l'espace et dans le temps, au voisinage large (dizaines de kilomètres) d'une 'rupture' de connectivité et de confluences. Les techniques classiques d'investigation de terrain (e.g. pêche électrique par EPA) pour évaluer la structure des communautés piscicoles ne permettent pas de prospecter plusieurs dizaines de kilomètres de linéaire de cours d'eau. Ainsi une technique d'échantillonnage nouvelle, par observations ponctuelles directes (subaquatiques) et nommée « Échantillonnage Ponctuel par Observation » (EPO) a été développée. Cet échantillonnage nous a permis, avec 5 campagnes d'échantillonnage (en 2012 et 2013), autour de la triple confluence Ain-Albarine-Seymard, 1) de décrire la répartition spatiale des différentes espèces et sa variabilité dans le temps, 2) d'évaluer la possible influence d'une rupture de connectivité liée à un assèchement de l'Albarine sur la répartition spatiale des espèces de poissons et 3) de décrire le rôle important des confluences dans la répartition des individus (abondance totale relative). Ces résultats, peu significatifs, ne sont pas encore généralisables, mais ils illustrent l'intérêt du protocole EPO pour adresser la problématique écologique de la structuration des méta-communautés et méta-populations.

Abstract

The main issue addressed in the "Connectifish" project, Action 41 of the framework agreement Irstea- RMC Water Agency, is to understand drivers of fish community structuring, in space and in time, at the large neighborhood (tens of kilometers) of a connectivity break and of confluences. Conventional field investigation techniques (e.g. electric point fishing) to assess the structure of fish communities do not allow to explore several kilometers of streams. Then a new sampling technique, direct point observations (underwater) and named "Point Sampling by Observation" (PSO) has been developed. This sampling allowed us, with 5 sampling campaigns (2012 and 2013), around the triple confluence Ain-Albarine-Seymard, 1) to describe the spatial distribution of different species and its variability over time, 2) to assess the possible influence of a connectivity break due to a drying phase of Albarine on the spatial distribution of fish species and 3) to describe the important role of confluences in the distribution of individuals (total relative abundance). These results, non-significant, are not yet transferable, but they illustrate the importance of the PSO protocol to address the ecological topic of meta-meta-populations and communities structuring.

Introduction

La question principale abordée dans le projet « Connectifish » est de savoir comment se structure une communauté piscicole, dans l'espace et dans le temps, au voisinage large (dizaines de kilomètres) d'une 'rupture' de connectivité et de confluences. Les techniques classiques d'investigation de terrain pour évaluer la structure des communautés piscicoles ne permettent pas de prospecter plusieurs dizaines de kilomètres de linéaire de cours d'eau. Ainsi une technique d'échantillonnage nouvelle, par observations ponctuelles directes (subaquatiques) et nommée « Échantillonnage Ponctuel par Observation » (EPO) est en cours de développement dans le cadre du projet Connectifish, action 41 de l'accord cadre Irstea – Agence de l'Eau RMC.

Contexte de l'étude

Les méta-communautés sont des ensembles de communautés régies par des processus de colonisation, d'extinction et de dispersion des espèces (Leibold *et al.*, 2004). Dans les milieux naturels, la fragmentation d'habitat est l'une des principales causes limitant la dispersion des individus en créant des ruptures de connectivités entre les différentes communautés. Les cours d'eau sont concernés par des ruptures de connectivité naturelles et anthropiques. Les ruptures de connectivité naturelles au sein d'un réseau hydrographique peuvent être créées, entre autres, par des chutes infranchissables, par des assèchements temporaires (Labbe & Fausch 2000; Miyazono & Taylor 2013) ou par des variations brutales de la température de l'eau (Waco & Taylor 2010). Les fragmentations anthropiques, les barrages et autres obstacles à l'écoulement (~70.000 sur les rivières françaises ; Baudoin *et al.*, 2014) entraînent de fortes perturbations sur la structure physique des rivières et sur la biologie des espèces (Hart 2002; Petts & Gurnell 2005). Les effets de la fragmentation naturelle liée par exemple aux assèchements de certaines parties de cours d'eau sur les méta-communautés de poissons sont moins connus.

La compréhension de la structuration des communautés, notamment en lien avec l'habitat disponible et la connectivité entre ces habitats, nécessite une approche locale et une approche à plus large échelle, complémentaires et obligatoires. Cette double approche permet de connaître les habitats fonctionnels nécessaires à la réalisation des principales activités vitales et les possibilités pour les poissons d'atteindre ces habitats (migrations, dispersion, recherche de refuge...) pour la réalisation de leur cycle de développement. Caractériser la répartition spatiale des espèces de poissons et les déplacements des individus à large échelle spatiale (celle des méta-communautés, typiquement plusieurs dizaines de km ; Torgersen *et al.*, 2006) dans des systèmes dendritiques (Peterson *et al.*, 2013) tels que les réseaux hydrographiques permet de mettre en évidence les réponses des communautés piscicoles à la fragmentation de leurs habitats (Grenouillet *et al.*, 2008; Blanchet *et al.*, 2010). Par exemple, lors de projets d'effacement de barrages, la caractérisation des déplacements des individus à différentes échelles de temps et d'espace permet d'évaluer la résilience de l'écosystème (Brenkman *et al.*, 2012). Ces concepts écologiques sont à l'origine des principaux enjeux des programmes de

restauration visant à réduire la fragmentation des cours d'eau pour améliorer la dispersion des individus et favoriser ainsi la connectivité entre communautés (Fausch *et al.*, 2002).

Les réponses attendues doivent certainement se construire sur une durée assez longue (plusieurs générations ; cf. Robinson 2012 : changements de la structure des communautés d'invertébrés pendant 10 ans) et en fonction de la connectivité, de la dispersion et des migrations des individus. Cependant, même les suivis à long terme associés à des chroniques de débits, d'habitat et de température (des données déjà extrêmement rares) peuvent ne pas suffire à expliquer le processus de structuration des communautés, notamment à cause du nombre très important de facteurs agissant conjointement (Daufresne *et al.*, in press). Les réponses des populations et des communautés à la variabilité des conditions d'habitat physique, naturelles ou issues de la restauration physique des cours d'eau, ne sont pas simples à mettre en évidence avec les outils actuels. Il apparaît difficile de mettre en évidence les effets des changements de régime hydrologique, par exemple issus d'une restauration, sur le fonctionnement des hydrosystèmes (Richter *et al.*, 1997 ; Olden & Poff 2003 ; Souchon *et al.*, 2008 ; Arthington *et al.*, 2010), et des communautés piscicoles en particulier (Harris *et al.*, 1991 ; Phillips *et al.*, 2000 ; Souchon & Capra 2004; Jowett & Biggs 2006 ; Sabaton *et al.*, 2008). Les réponses des communautés commencent à être significatives lorsque les modifications hydrologiques (e.g. augmentation du débit réservé) sont importantes (par exemple vitesse moyenne multipliée par 2), notamment pour ce qui concerne les espèces rhéophiles (Lamouroux & Olivier in press ; Mérigoux *et al.*, in press ; Daufresne *et al.*, in press). Il est pourtant fondamental de mieux connaître les dynamiques des populations et des communautés ce qui implique d'élargir l'échelle spatiale (et temporelle) de nos investigations. Il faut sortir du tronçon d'étude pour découvrir les mécanismes de régulation des communautés agissant à large échelle dont les plus importants sont la connectivité dans le réseau hydrographique et la structure de ce dernier, notamment en ce qui concerne les confluences. D'autre part, même si les concepts de métapopulation et de métacommunauté s'adaptent très bien au fonctionnement écologique des réseaux hydrographiques, il manque encore beaucoup de connaissances sur des points clefs tels que les déplacements des individus (dispersion, migrations) ou encore la dynamique des populations. Les études qui ont associé à l'échelle du réseau hydrographique des données de structuration physique du réseau et des échantillonnages des communautés piscicoles sont encore rares (Torgersen *et al.*, 2006 les précurseurs; Brenkman *et al.*, 2012 ; Macnaughton *et al.*, 2014) et le développement de nouvelles stratégies d'échantillonnage biologique et physique, à mettre en œuvre à large échelle, est nécessaire.

Actuellement, les déplacements des individus dans les systèmes dendritiques sont majoritairement étudiés selon deux approches. La première, théorique, consiste à simuler les processus de dispersion des espèces dans les rivières en intégrant leurs traits biologiques (Bellier *et al.*, 2012; Peterson *et al.*, 2013; O'Hanley *et al.*, 2013). La seconde approche, de terrain, vise à comptabiliser les individus au voisinage des ruptures de connectivité et à représenter leurs répartitions spatiales (Torgersen *et al.*, 2006). Cette approche de terrain nécessite de développer de nouvelles méthodes d'échantillonnage 1) ayant de faibles impacts sur l'environnement et sur les espèces, 2) « simples » à mettre en œuvre et 3) utilisables sur de

larges échelles spatiales (Torgersen *et al.*, 2006). Les échantillonnages par observation subaquatique peuvent répondre à ces critères malgré les problèmes d'estimation de l'abondance de chaque espèce par rapport aux autres méthodes d'échantillonnage plus classiques comme la pêche électrique (Brosse *et al.*, 2001; Wildman & Neumann 2003; Mueller 2003). Brenkman *et al.*, (2012) ont publié en décembre 2012 des résultats de 2007 et 2008 (Figure 1) issus d'un protocole assez proche de celui imaginé pour le projet « Connectifish », mis en œuvre pour évaluer les modifications de colonisation du milieu par les différentes espèces présentes en amont et en aval d'un ouvrage à effacer, en lien avec les modifications physiques attendues au cours de la restauration.

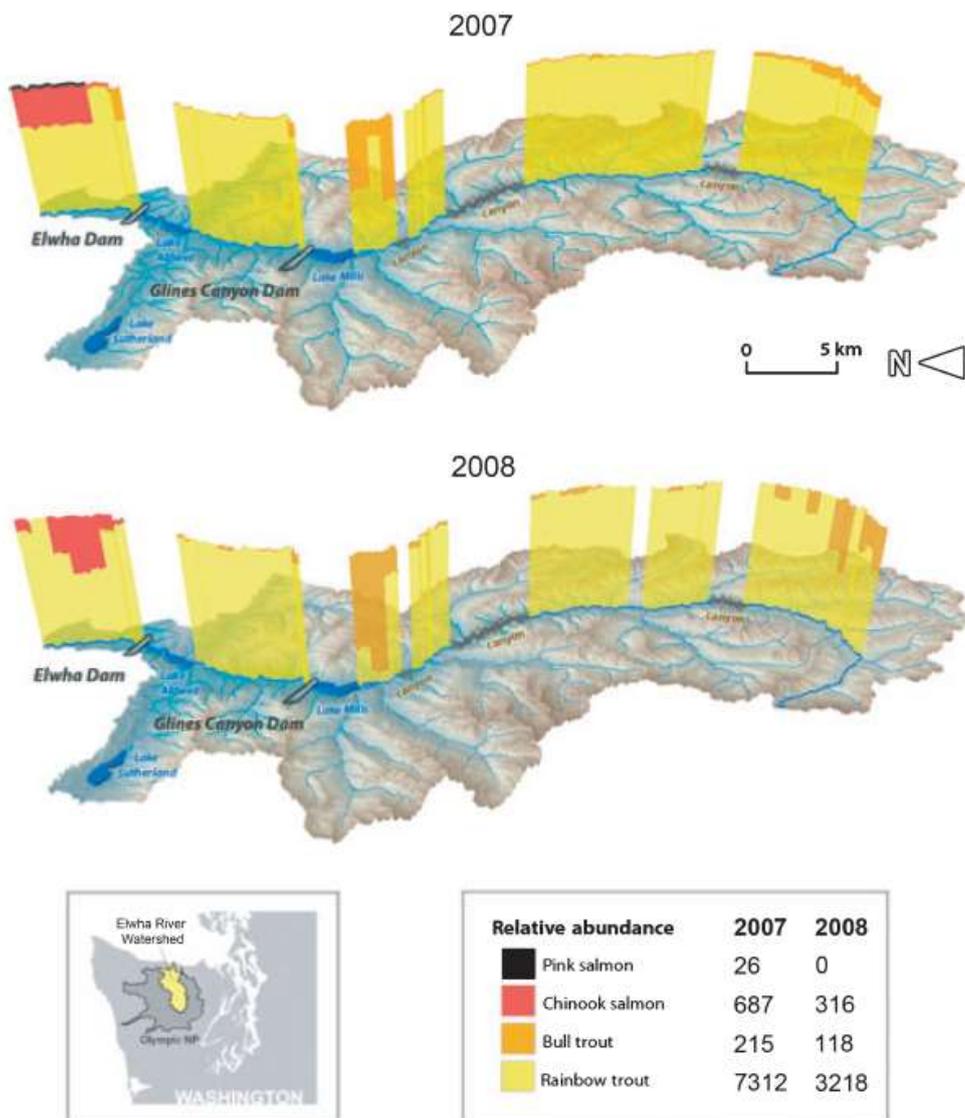


Figure 1: Représentation de l'abondance relative de 4 espèces de salmonidés échantillonnées en 2007 et 2008 sur 65 km de linéaire de la rivière Elwha (Washington's Olympic Peninsula). D'après Brenkman *et al.*, 2012.

Objectifs de l'étude

L'objectif principal du projet « Connectifish » était de comprendre comment se structure la communauté piscicole, dans l'espace et dans le temps, au voisinage large (dizaines de kilomètres) d'une 'rupture' de connectivité (assèchements temporaires d'une rivière) et de confluences. Cet objectif de connaissance était associé au développement d'un protocole d'échantillonnage adapté à la question posée et à l'échelle spatiale choisie pour la réalisation de l'étude : plusieurs dizaines de kilomètres de linéaire de cours d'eau.

La première partie de ce rapport vise à synthétiser les principales connaissances disponibles quant aux rôles joués par les ruptures de connectivité et la présence des confluences au sein des réseaux hydrographiques sur la structuration des peuplements de poissons.

La seconde partie est une description des principales caractéristiques du site d'étude à partir d'une description des conditions de débit et de la morphologie des 3 secteurs de cours d'eau échantillonnés.

La troisième partie est une présentation de l'échantillonnage ponctuel par observation (EPO) subaquatique avec dans un premier temps une comparaison des échantillonnages effectués par EPO et par EPA (échantillonnage ponctuel d'abondance par pêche électrique), plus classiquement mis en œuvre pour caractériser la structure des peuplements de poissons et ensuite une présentation des résultats obtenus au cours des campagnes d'échantillonnage du site d'étude par EPO en 2012 et 2013.

Site d'étude

Les objectifs du projet « Connectifish » ont orientés le choix d'un site d'étude composé de trois rivières, qui par ordre décroissant de gabarit sont : l'Ain (largeur moyenne = 70 m), l'Albarine (largeur moyenne = 20 m) et le Seymard (largeur moyenne = 10 m). Ce site d'étude se caractérise par une triple confluence (Figure 2) et une connectivité intermittente liée à l'assèchement de l'Albarine depuis sa confluence avec l'Ain et avec le Seymard en direction de l'amont (Datry *et al.*, 2011 ; Corti & Datry, 2012).

Plusieurs secteurs d'étude ont été délimités pour l'échantillonnage (description des secteurs de l'amont vers l'aval pour chaque rivière; Figure 2 et Annexe 1) :

Ain – 2 secteurs sur 14 km :

secteur 1 (amont) : Pont de Priay – Pont de Gévrieux (5.8 km)

secteur 2 (aval) : Pont de Gévrieux – Pont de Chazey (7.8 km)

Albarine - 5 secteurs sur 38 km :

- secteur 1 Moulin de Charabotte - Maison écroulée Tenay (8 km)
- secteur 2 Maison écroulée Tenay - St Rambert en Bugey (parking aval en RG) ; 8 km)
- secteur 3 St Rambert en Bugey (parking aval en RG) - amont pont de Bettant (7 km)
- secteur 4 Amont pont de Bettant -aval st Denis en Bugey (tas de bois) ; 7,5 km)
- secteur 5 Aval St Denis en Bugey (tas de bois) – Confluence (7,7 km)

Seynard – 1 secteur sur 2.5 km :

- secteur 1 Chau de Bettant / Cormoz → confluence avec Albarine (2.5 km).



Figure 2 : Les secteurs étudiés (en bleu) sur les trois rivières : Ain, Albarine et Seynard.(cf. en complément Annexe 1)

Analyse bibliographique

L'objectif de cette revue de littérature est d'illustrer l'influence des ruptures de connectivité et des confluences dans la structuration des communautés piscicoles au sein d'un réseau hydrographique.

Les populations ou les communautés sont le niveau d'organisation biologique utile pour l'analyse de l'évolution des écosystèmes dans leur ensemble sous différentes contraintes liées à des perturbations, notamment les perturbations anthropiques (Aarts *et al.*, 2004). Selon Young *et al.*, (2011) il y a un réel besoin d'un cadre quantitatif qui intègre des représentations mathématiques issues d'observations de terrain et de laboratoire à propos des débits, de la température, de la structure de l'habitat, des stades de vie des poissons selon la saison, de la dynamique des populations de poissons et des peuplements de poissons, qui peuvent être utilisés pour prédire des résultats et définir des stratégies d'atténuation des impacts dans des rivières régulées.

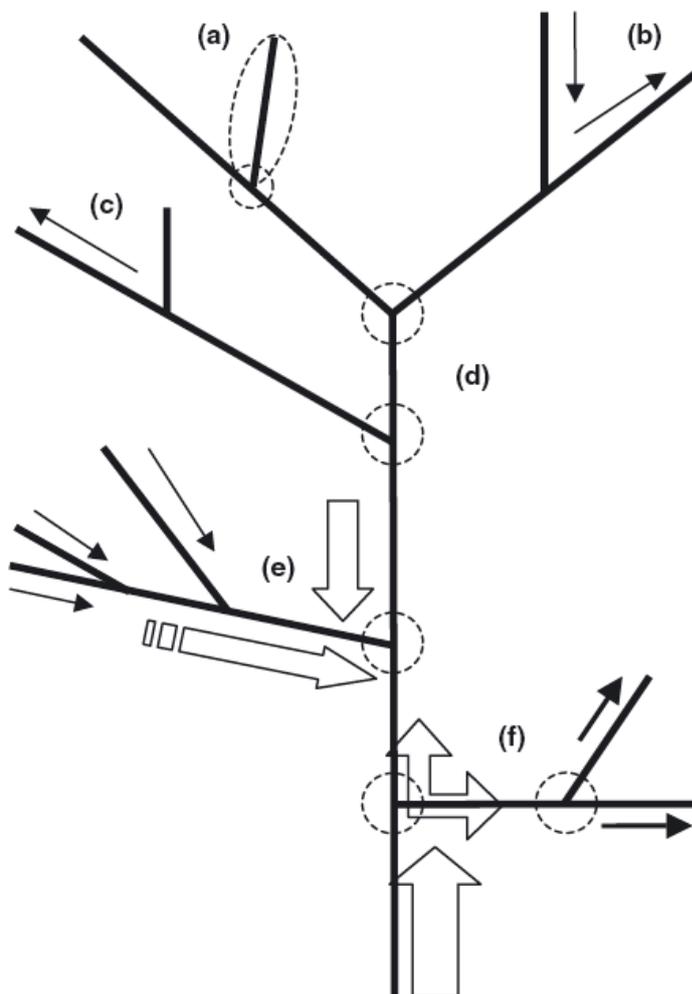


Figure 3 : Schéma conceptuel des processus de dynamique des populations et des communautés dans les réseaux écologiques dendritiques.

Les réseaux dendritiques sont uniques en ce que les Nœuds et les Branches servent tous les deux d'habitat (a). Une conséquence majeure de l'architecture dendritique est de modifier les modes de dispersion. Par exemple, la géométrie dendritique peut faciliter le sauvetage des populations en déclin (b), modifier les directions des règles d'arrêt (c), et de favoriser la diversité au Nœuds (points de confluence), en fournissant une hétérogénéité dans la répartition des ressources (d), ou en fonction du déplacement convectif (e). L'isolation spatiale imposée par la géométrie du réseau de ramification peut également interagir avec la mobilité individuelle pour ralentir la propagation spatiale le long du réseau (f). (D'après Grant *et al.*, 2007)

Pour atteindre l'objectif visé par Young *et al.*, (2011) il faut renforcer la surveillance biologique des rivières à long terme et développer des approches basées sur l'analyse (quantification) des processus qui structurent (démographie, taux de dispersion des très jeunes stades, flux d'individus juvéniles et adultes) les populations - communautés à l'échelle locale et surtout à large échelle (globale). A large échelle, Brown *et al.*, (2011), Hugueny *et al.*, (2011) ou Perkin & Gido (2012) estiment que la structure des communautés est directement fonction de la structure du réseau hydrographique et de son degré de fragmentation (i.e. de rupture de connectivité). Les perturbations, facteurs importants de la structuration des communautés, peuvent agir à l'échelle locale ou à large échelle et leur intensité sera plus ou moins « transportée » (advection) vers l'aval. En cela le réseau hydrographique a une forte dynamique « orientée », vers l'aval principalement, qu'il convient de décrire correctement (cf. le concept de Dendritic Ecological Network (DEN); Grant *et al.*, 2007 ; Figure 3). Cependant, il faut aussi décrire 1) la diversité d'habitat disponible dans les différents segments non fragmentés du réseau (NS), 2) les peuplements dans chaque NS et 3) les flux d'individus (e.g. par dispersion vers l'aval) et de gènes entre NS (cf. concept de méta-communauté ; Leibold *et al.*, 2004). Ces approches ont pour objectif d'évaluer à partir de quand, sous différentes pressions possibles (e.g. baisse du débit, augmentation température ; rupture de connectivité), un NS en particulier ou le DEN au complet possède des populations en « danger d'extinction » (e.g. les analyses de « population viability analysis » de Nickelson & Lawson 2011 ; Hugueny *et al.*, 2011). Le rôle fondamental joué par les affluents et les confluences, largement mis en évidence par Rice *et al.*, (2008), dans le fonctionnement morphodynamique et écologique de l'hydrosystème, influence donc directement la dynamique des méta-communautés de poissons.

Rôle des ruptures de connectivité dans la structuration des communautés de poissons

En général

Les suivis des déplacements des poissons à grande échelle de temps et d'espace mettent en évidence des migrations saisonnières qui peuvent se réaliser sur plusieurs dizaines de kilomètres (Ovidio & Philippart 2002). La présence d'obstacles aux déplacements pour les poissons peut significativement réduire la taille des domaines vitaux longitudinaux des individus et avoir des conséquences en termes de dynamique des métapopulations.

Par télémétrie manuelle classique, De Vocht & Baras (2005) observent des domaines vitaux longitudinaux de 1.05 à 27.3 km dans la Meuse Belge. Dans des cours d'eau de plus petites tailles (débit $< 30 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) et moins fragmentés, les domaines vitaux annuels des barbeaux mesurés par télémétrie manuelle dépassent régulièrement les 10 km (7 poissons sur 9 marqués) et peuvent atteindre des valeurs de 40 km (Baras 1992, Ovidio *et al.*, 2007). Même si une expérimentation sur le Rhône à Bugey en 2010 (Capra *et al.*, in prep.) nous a permis de montrer que 3 barbeaux, 2 chevaines et 2 hotus ont pu franchir les seuils en enrochement de

Sault-Brénaz, les cyprinidés rhéophiles ont des capacités de franchissement d'obstacles limitées (Lucas & Fear 1997 ; Ovidio & Philippart 2002 ; Weibel & Peiter 2013), et les limites supérieures des domaines vitaux observés dans la littérature correspondent souvent aux tailles maximum des tronçons, ce qui reflète une certaine contrainte d'adaptation des stratégies d'utilisation de l'espace à la fragmentation de l'habitat. Les domaines vitaux longitudinaux des barbeaux et des chevaines ne semblent pas liés à la taille de la rivière, ni à la gestion du débit, mais à la fragmentation et à la qualité des habitats disponibles entre deux obstacles. Si les cyprinidés rhéophiles semblent démontrer une certaine capacité d'adaptation à la fragmentation de leur habitat, il reste à déterminer les limites raisonnables de l'intensité de la fragmentation pour que leurs populations puissent se maintenir en place, avant d'encourager au plus tôt une restauration de la continuité longitudinale et une protection des habitats préférentiels. En effet lorsqu'un obstacle devient franchissable, même après une longue période d'imperméabilité, une fraction de la population de l'aval explore le secteur amont rendu accessible (Ovidio *et al.*, 2012). Ces individus ont un rôle capital dans la dynamique des communautés de poissons. Enfin soulignons ici que les ruptures de connectivité n'influencent pas que les déplacements des poissons ; elles influencent également la dynamique physique des cours d'eau, avec l'arrêt du transport sédimentaire par exemple, qui peut directement influencer la structuration des communautés de poissons (e.g. substrat de ponton pour les lithophiles).

Les méthodes d'analyse des réseaux orientés et de statistiques spatialisées trouvent dans les réseaux hydrographiques des systèmes parfaitement adaptés à leur mise en œuvre (segments non fragmentés du réseau = NS, confluences, liens orientés, avec des sources, des puits, des flux, des interactions...). La structuration des communautés de poissons au sein d'un réseau hydrographique (persistance, extinction, colonisation) se fonde principalement sur des interactions des processus locaux et régionaux associés à la dispersion. Les déplacements des individus au sein du réseau sont la clef de voûte de la dynamique d'une métapopulation ou d'une métacommunauté. Il ne s'agit pas des déplacements infra-journaliers en lien avec l'utilisation de différents habitats vitaux (alimentation, repos) mais bien d'une exploitation volontaire ou contrainte de la dimension longitudinale de l'écosystème. La connectivité physique, qui rend possible les déplacements, est le lien physique qui existe entre les différents habitats et donc entre les différentes populations ou communautés, ce qui en fait un facteur clef du fonctionnement écologique des cours d'eau (Poff *et al.*, 1997; Bunn & Arthington 2002; White *et al.*, 2012). Un défaut de connectivité peut réduire les vitesses de recolonisation (Lake *et al.*, 2007) et favoriser l'homogénéisation des peuplements (Rahel 2007). Une forte fragmentation (e.g. aménagements en série, comme les 23 aménagements sur le Rhône entre le lac Léman et la mer méditerranée), avec possiblement des conditions environnementales contrastées (e.g. régime hydrologique régulé ou pas), peut conduire à des réponses différentes des communautés de différents NS face à une même modification de régime hydrologique (Jacquemin & Doll 2013 ; Gido *et al.*, 2013 ; Daufresne *et al.*, in press). Au sein d'un cours d'eau, la connectivité n'est pas que physique et elle possède aussi une dimension temporelle et une dimension biologique. En plus d'exister physiquement, il faut aussi que les habitats nécessaires au maintien et au développement d'une espèce soient accessibles au moment où les différents stades de développement du cycle biologique de

l'espèce ont des exigences fortes vis-à-vis de cet habitat. Ce lien entre la connectivité physique et la connectivité ontogénique est fondamentale à décrire dans le cadre de la restauration des cours d'eau pour assurer le maintien des espèces en place (O'Hanley *et al.*, 2013 ; Perkin *et al.*, 2013 ; Rolls *et al.*, 2013). Rolls *et al.*, (2014) indiquent par exemple que l'impact de la fragmentation de l'habitat dans les rivières dépend de l'interaction des caractéristiques de la migration des poissons, de la variation temporelle de l'hydrologie qui détermine la connectivité et de l'emplacement des obstacles anthropiques. [30 sites ; 3 saisons ; pêche électrique ; 1 passage ; 27 esp. vs hydrologie ; barrages ; habitat à échelle large et locale].

Cas particulier des assèchements de cours d'eau

Dans le cadre d'un échantillonnage à large échelle spatiale l'intermittence de l'écoulement est surtout vu comme une rupture de connectivité longitudinale (avant tout physique) au sein de la rivière et du réseau hydrographique. Quels sont les conséquences de telles ruptures de connectivité sur les peuplement de poissons ?

L'intermittence d'une rivière se définit par un arrêt de l'écoulement dans tout ou partie de son linéaire au cours du cycle hydrologique. Ce changement d'état est plus ou moins long dans le temps et peut se répéter plusieurs fois par an, comme pour l'Albarine qui s'assèche à partir de sa confluence avec la rivière d'Ain (Datry *et al.*, 2011). Ces ruptures d'écoulement sont des ruptures de connectivité longitudinale au sein de la rivière. L'intérêt majeur de comprendre l'effet de tels assèchements intermittents est qu'ils caractérisent beaucoup de cours d'eau actuellement et que sous hypothèse d'une réduction des précipitations liée au changement climatique leur nombre et leur intensité devraient augmenter dans le futur (Datry *et al.*, 2014). Jaeger *et al.*, (2014) ont modélisé finement les conséquences du changement climatique en termes de régime hydrologique, avec une emphase particulière sur les occurrences d'assèchement et les discontinuités hydrologiques spatialisée à l'échelle du bassin versant de la rivière Verde (Colorado). Ils prédisent (pour la période 2046-2064) une réduction de la continuité hydrologique dans le temps et de la connectivité dans l'espace qui aura des conséquences négatives et significatives sur la distribution, l'abondance et la persistance des espèces natives déjà soumises à de fortes contraintes actuellement. Un numéro spécial de la revue *River Research and Applications* est dédié à l'écologie des rivières intermittentes (Arthington *et al.*, 2014) avec notamment leurs spécificités de variabilité hydrologique intra et inter annuelle et leurs peuplements fortement adaptés.

Les rivières intermittentes (e.g. méditerranéennes) ont une faible diversité spécifique, une proportion importante d'espèces endémiques et les peuplements sont dominés par les taxons plus généralistes (Hermoso *et al.*, 2010). L'augmentation des prélèvements (retenues, dérivation pour l'irrigation) dans les rivières intermittentes peuvent conduire à une diminution des proportions relatives des espèces les moins tolérantes et des espèces natives au profit, par exemple, d'espèces non-native (Ribeiro & Leunda 2012 ; Godinho *et al.*, 2014).

Les mouilles sont les principaux abris potentiels pour les poissons contre les assèchements (Pires *et al.*, 2010). Mais le comportement des poissons (différentes espèces et différents stade de développement) est fondamental pour évaluer la sensibilité du peuplement à l'occurrence d'un assec et son potentiel de recolonisation, notamment par dispersion lors des crues qui assurent la remise en eau des parties déconnectées (Hodges & Magoulick 2011). Pires *et al.*, (2014) ont évalué les mouvements de 1416 chevaines (endémique de la rivière) marqués individuellement (Figure 4). Leurs résultats mettent surtout en évidence la variabilité individuelle considérable dans les mouvements (notamment en lien avec la période du marquage, i.e. pendant l'assec ou pendant la connexion) et soulignent l'importance de comprendre les conséquences de cette variation et comment elle peut être maintenue dans les populations de poissons face à la fragmentation croissante et l'intermittence des paysages fluviaux.

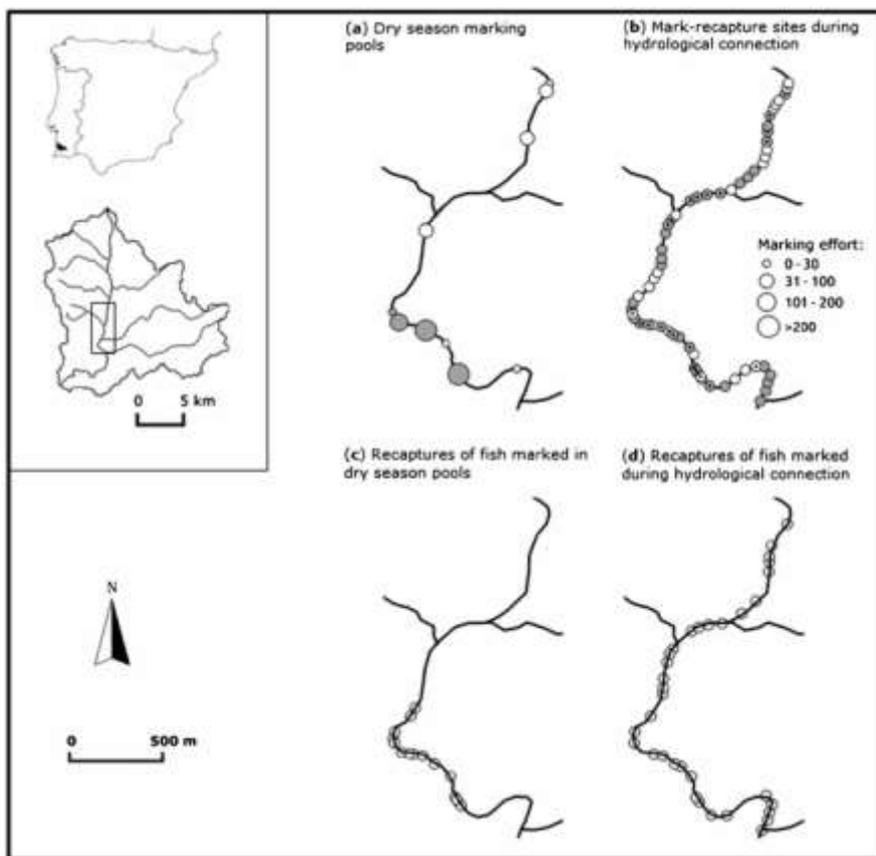


Figure 4 : Site d'étude dans la rivière Torgal, montrant (a) les mouilles où les poissons (*Squalius torgalensis*) ont été marqués lors de la saison sèche (sept. 2007); (b) sites de re-capture (déc. 2007 et fév., avr. et juin 2008) et de marquage supplémentaire (déc.2007 et fév 2008); (c) les sites où les poissons marqués en sept. 2007 ont été recapturés; et (d) les sites où les poissons marqués en déc 2007 et fév 2008 ont été recapturés. Dans les panneaux (a) et (b) les cercles gris sont des sites qui ont généré des recaptures et les points indiquent les sites où l'eau de surface a persisté tout au long de la période d'étude (Pires *et al.*, 2014).

[Remarque : un premier dénombrement et une inspection visuelle en plongée des mouilles isolées dans la partie aval de l'Albarine a permis, au printemps 2011, de recenser des individus appartenant à un grand nombre d'espèces. Ces individus se sont retrouvés piégés car la durée de l'assec a conduit à l'assèchement et/ou à l'échauffement des mouilles ; Figure 5]



Figure 5 : Photos de mouilles isolées suite à l'interruption de la connexion hydrologique dans les secteurs 5 & 4 de l'Albarine au printemps 2011 (en haut). Photos de cadavres de poissons retrouvés sur les galets (en bas de gauche à droite : truite adulte, ombre adulte et alevins de truite). (Photos Irstea).

Les déplacements des individus jouent un rôle fondamental dans la compensation des pertes locales d'individus résidents et favorisent l'expansion et la redistribution des populations en réponse à des perturbations naturelles et anthropiques (Albanese *et al.*, 2009). Les progrès dans la quantification des mouvements, vers des refuges durant une perturbation et après le retour à des conditions plus favorables, sont essentiels à l'amélioration de la connaissance des mécanismes écologiques sous-jacents à la persistance des populations dans les paysages fragmentés (Pires *et al.*, 2014). Les assecs sont particulièrement influents pour les poissons du fait des déconnexions hydrologiques se produisant à de multiples échelles spatiales et en divers secteurs simultanément, isolant les habitats aquatiques pérennes à travers le réseau de cours d'eau. À l'échelle de la station ou du tronçon de rivière, les assecs se traduisent généralement par une mosaïque très inégale des mouilles déconnectées les unes des autres, enchâssées dans les chenaux à sec, qui diffèrent quant à leurs conditions abiotiques et biotiques (Magalhães *et al.*, 2007 ; Pires *et al.*, 2010). Mais finalement peu de connaissances existent à propos des mouvements des poissons hors des mouilles persistantes après l'occurrence d'un ou plusieurs assecs et leur capacités à disperser le long de la rivière lors de la reprise de la connexion hydrologique (Davey & Kelly 2007 ; Pires *et al.*, 2010) s'ils ont survécu. Pourtant, Davey & Kelly (2007), concluent que les capacités des différentes espèces à recoloniser les parties asséchées de la rivière Selwyn (Central Canterbury, South Island, New Zealand), à partir de leurs refuges, déterminent la structure longitudinale de la communauté piscicole (augmentation de la densité et de la richesse spécifique vers l'aval) observée en conditions d'écoulement permanent.

L'échantillonnage de la répartition spatiale des différentes espèces de poissons avant, pendant et après les assecs peut aussi renseigner sur les déplacements des différents individus. Pires *et al.* (2014) ont effectué un marquage de masse (1416 individus) et en se concentrant sur une seule espèce ils ont démontré que les stratégies de déplacements étaient extrêmement variables d'un individu à l'autre. L'intérêt de s'attacher à décrire l'ensemble des espèces sans contrainte de marquage est de pouvoir appréhender plus facilement la réponse globale de la communauté et ce à une échelle spatiale plus importante que les 3.6 km de l'étude de Pires *et al.*, (2014). Cependant l'alternative de suivis individuels par marquage (Pit-Tag ou télémétrie) permettra de mieux comprendre les stratégies comportementales mise en œuvre face à l'occurrence d'un assec.

Labbe & Fausch (2000) analysent la dynamique de la répartition spatiale d'un petit percidé (*Arkansas darter*) dans le bassin de la rivière Big Sandy (Colorado, USA ; Figure 6) à quatre échelles spatiales emboîtées : mouille (persistance *versus* présence / absence et croissance), station (marquage-recapture *versus* déplacements), tronçon (variations de débit saisonnières *versus* dispersion et reproduction) et bassin versant (prédateur (brochet) *versus* présence / absence)). A l'échelle du tronçon de rivière (14.6 km ; Figure 6) l'effet de la fragmentation périodique par assèchement (dans le temps et dans l'espace) est évalué par l'échantillonnage des mouilles (avec des filets ; n=399) à différentes saisons. A cette échelle spatiale Labbe & Fausch (2000) mettent en évidence que l'emprise spatiale de la dispersion de l'espèce étudiée est variable d'une année à l'autre, dépendamment de la dynamique spatiale de l'habitat.

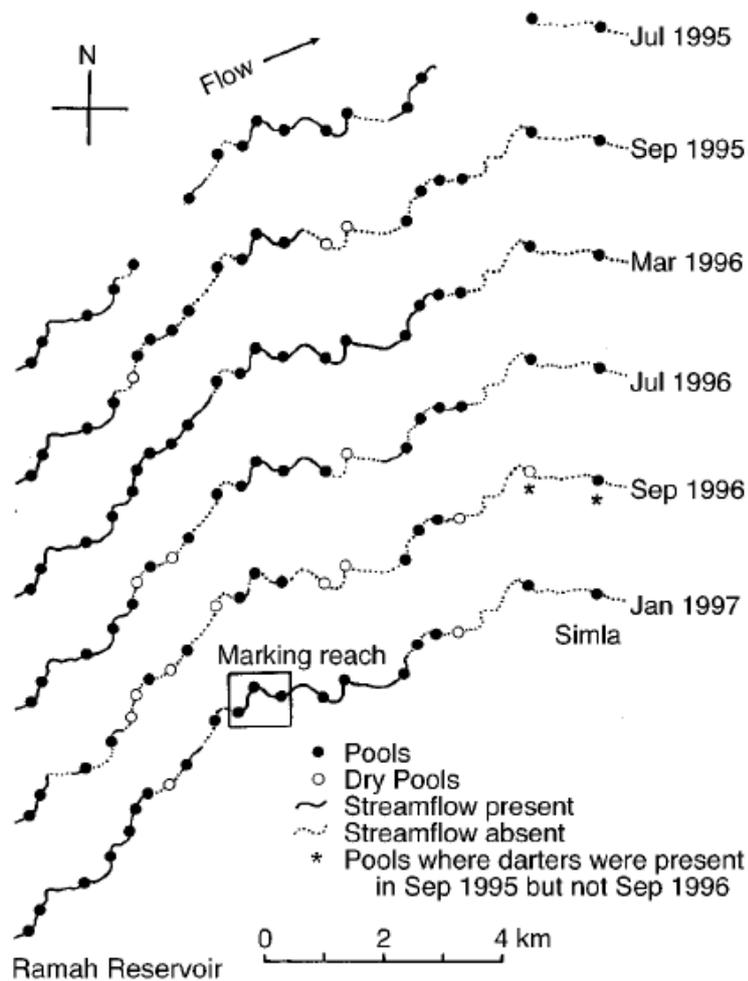


Figure 6 : Connectivité hydraulique au cours du temps dans un secteur de 14.6-km de la rivière Big Sandy Creek entre Simla et le réservoir Ramah, Colorado, USA (trait pointillé = assecs). Les mouilles sont représentées en noir lorsqu'elles sont en eau et en blanc lorsqu'elles sont assec. Les * indiquent les mouilles où les Arkansas darter (*Etheostoma cragini*) ont été observés. (D'après Labbe & Fausch, 2000)

Les rivières intermittentes représentent des environnements instables, où les interactions avec l'environnement, notamment physique, sont supposées être les principaux facteurs de structurations des communautés de poissons (au contraire des environnements stable où les facteurs biotiques (e.g. compétitions) seraient plutôt dominants ; Schlosser 1987). Dans ces environnements instables, les espèces les plus robustes (moins sensibles et généralistes) seront avantagées du fait de leurs capacités à utiliser indifféremment un large spectre de conditions environnementales. Les conditions physico chimiques au sein des mouilles isolées évoluent rapidement en fonction de la durée de l'assèchement (e.g. augmentation de la température, diminution de l'oxygène dissout). Les capacités physiologiques des espèces, qui leur confèrent un statut d'espèces plus ou moins sensibles, sont les premiers facteurs qui expliquent la structuration des peuplements dans des conditions de plus en plus extrêmes (au cours de l'assèchement ; Beesley & Prince 2010).

Dans ce cadre pas mal d'études ont essayé de déterminer le rôle joué par les mouilles isolées et plus ou moins pérennes dans le maintien des populations de poissons (Wigington Jr *et al.*, 2006). Beesley & Prince (2010) montrent que les mouilles permanentes à l'aval des bassins

versants contiennent plus d'espèces que les mouilles non permanentes (instables) en tête de bassin. Mais Wigington Jr *et al.*, (2006) démontrent que ces mouilles isolées permettent une meilleure croissance des juvéniles de saumon coho en jouant en plus le rôle d'habitat refuge lors des assecs. Il y a une dynamique spatio-temporelle entre l'amont et l'aval d'un cours d'eau (ou d'un bassin), séparés temporairement (mais fréquemment) par un secteur asséché, à l'exception des mouilles, qui se caractérise par des processus de fuite, d'attente et de recolonisation (dispersion) à partir des zones refuges et pérennes (à l'aval mais aussi à l'amont) ou refuges ponctuelles (les mouilles isolées). C'est pourquoi l'ensemble des conclusions soulignent le besoin impératif de maintenir l'existence de ces linéaires de cours d'eau avec des mouilles isolées plus ou moins pérennes et la connectivité longitudinale au sein du réseau hydrographique pour maintenir les échanges entre linéaires permanents et linéaires intermittents (Wigington Jr *et al.*, 2006 ; Beesley & Prince 2010 ; Kerezy *et al.*, 2013). En effet la fragmentation de l'habitat (rupture de la continuité physique) et les différents usages conduisant à une diminution des volumes d'eau annuels peuvent conduire non seulement à une amplification des périodes d'assèchement mais à une disparition des capacités de recolonisation des peuplements de poissons. Bond *et al.*, (2010) ont tenté de modéliser le devenir de la structure d'une communauté de poissons après modification de la gestion d'un ouvrage pour redonner un statut intermittent à des linéaires de cours d'eau à l'aval., Cinq espèces plutôt réophiles tendrait à disparaître alors que deux espèces natives pourraient à nouveau redevenir plus abondantes ainsi que deux espèces exotiques plus généralistes Bond *et al.*, (2010).

Les conditions d'habitat et la qualité d'eau au sein des mouilles isolées est fonction de conditions locales d'écoulements et de sous-écoulements (e.g. échanges avec la nappe). Les possibilités de recolonisations des secteurs asséchés par dispersion des individus est fonction des conditions d'habitat à plus large échelle (continuité longitudinale au sein du réseau hydrographique ; distances entre mouilles isolées et secteurs pérennes) et de l'occurrence de crues, qui peuvent avoir le rôle principal dans la recolonisation (Beesley & Prince 2010).

Rôle des affluents dans la structuration des communautés de poissons

Les réseaux hydrographiques sont des assemblages d'affluents qui forment une structure dendritique complexe. Les confluences, où les affluents de taille inférieure se jettent dans des rivières de taille plus importante, génèrent des discontinuités dans le réseau appelées « Hot spots ». Ces confluences provoquent des changements significatifs de morphologie du chenal et de la plaine inondable (flux d'eau et de sédiments qui augmentent l'hétérogénéité physique ; Benda *et al.*, 2004) et possiblement de la structures des communautés, en favorisant localement une productivité et des abondances maximum de consommateurs (Rice *et al.*, 2001 (invertébrés); Kiffney *et al.*, 2006 (producteur primaires et consommateurs)). Par exemple Kiffney *et al.*, (2006) montrent que les abondances de chabots, de juvéniles de salmonidés et de gros trichoptères ainsi que la diversité en classes de taille des espèces de salmonidés étaient plus élevées aux confluences ou juste à l'aval., Ces résultats démontrent l'intérêt d'échantillonner les réseaux hydrographiques sur un linéaire conséquent (« extensive

design » de Torgersen *et al.*, 2008), notamment pour intégrer les principales confluences et leurs effets cumulatifs vers l'aval, plutôt que de devoir choisir des stations d'échantillonnage (« intensive design »), même représentative de la morphologie globale du tronçon de cours d'eau (Fausch *et al.*, 2002 ; White *et al.*, 2014).

Dans l'étude de la mosaïque d'habitat à large échelle (multikilométrique), définit comme le « Riverscape » (Fausch *et al.*, 2002), l'affluent est souvent vu et analysé comme une source d'hétérogénéité pour la rivière principale par l'apport de différents éléments (e.g. débit, substrat, matière organique ; Rice *et al.*, 2008). L'affluent peut aussi être décrit avec une vision plutôt ascendante, avec des apports de la rivière principale vers l'affluent. Certes ces apports sont essentiellement caractérisés par les déplacements des individus, mais n'en demeurent pas moins cruciaux pour la structuration des peuplements. Par exemple l'utilisation d'affluents comme refuge thermique a déjà été observé (Torgersen *et al.*, 1999; Capra *et al.*, 2012), ainsi que l'importance de la connectivité hydrologique, entre la rivière principale et plaine d'inondation et les affluents, pour la structuration des communautés piscicoles (Lasne *et al.*, 2007 : richesse spécifique qui diminue avec l'occurrence de déconnexions hydrologiques ; White *et al.*, 2012 : richesse spécifique qui augmente avec l'occurrence de déconnexions hydrologiques).

White *et al.*, (2014) enjoignent les acteurs de la recherche en écologie à s'intéresser à l'hétérogénéité du paysage aquatique des hydrosystèmes en cherchant simultanément à connaître les réponses comportementales des individus face à cette hétérogénéité. Ils ne proposent pas de protocole précis pour les études suggérées mais soulignent cependant qu'une première étape, avec une approche à large échelle, est de cartographier l'hétérogénéité spatiale des distributions des espèces / stades de développement de poissons. C'est exactement le dessein de l'échantillonnage par EPO tel que nous l'avons imaginé dans le projet « Connectifish ». En effet, l'hétérogénéité longitudinale de la structure de la communauté de poissons, en lien avec la structure du réseau hydrographique impose un échantillonnage à large échelle (plusieurs dizaines de kilomètres). Une des techniques adaptée à ce type d'échantillonnage, encore peu utilisée, est l'observation directe (masque & tuba ; Torgersen *et al.*, 2006 ; White *et al.*, 2014). Cette technique peut s'envisager dans les affluents comme dans la rivière principale, tant que celle-ci est de taille raisonnable (possibilité de la traverser en nageant).

Conclusions

La prise en compte du cadre physique de la réalisation de la dynamique des métapopulations avec les déplacements d'individus associés (migrations de reproduction, dispersion, déplacements journaliers pour la réalisation d'activités vitales), les concepts de metacommunautés, de continuité écologique et de continuité physique (accès aux ressources et aux habitats) concourent à l'étude des dynamiques spatiotemporelles des populations et des

communautés de poissons à large échelle. Même si la réalisation d'expérimentation à cette échelle va s'avérer très vite complexe, il faut se lancer dans ce défi. Le contexte opérationnel a déjà formulé clairement les attendus en définissant des notions de continuité avec la notion de trame bleue (ou verte). Si on interroge un moteur de recherche avec les mots « continuité écologique » on obtient plus d'un million de résultats en un quart de seconde. Les premières propositions de liens internet renvoient sur la Dreal, l'Onema, des programmes Life, des Sages, l'Agence de l'Eau. Le concept développé pour la gestion des cours d'eau est très en avance par rapport aux connaissances réellement disponibles pour quantifier les besoins de déplacement des différentes espèces de poissons et des conséquences de ces déplacements sur le maintien ou l'extinction des espèces. Dans la situation actuelle, de plus en plus de seuils sont équipés de dispositifs de franchissement sans vraiment d'études précises (au sens de O'Hanley *et al.*, 2013) sur les conséquences de ces aménagements en terme de fonctionnement des populations et des communautés de poissons. Pour apprendre de ces restaurations importantes il faudrait pourtant pouvoir ajuster l'évaluation du bénéfice écologique aux coûts des opérations. Mais les ruptures de connectivité temporaires, liées par exemple à des assèchements de certains secteurs de cours d'eau, peuvent aussi avoir leur influence dans la structuration des communautés aquatiques et sont pourtant peu étudiées pour les poissons.

La triple confluence Ain – Albarine – Seymard est un site expérimental très intéressant du fait même de la zone de confluence mais également de par sa dynamique temporelle issue des assèchements temporaires de l'Albarine. L'évaluation du rôle de cette confluence (et de ces voisines) dans la structuration de la communauté piscicole impose obligatoirement la connaissance de la répartition temporelle et spatiale des poissons. L'échantillonnage de la communauté piscicole, à une échelle compatible avec les facteurs de structuration de cette communauté, donc à une échelle pluri-kilométrique, peut se réaliser par observation directe le long des différents linéaires du réseau hydrographique.

Une analyse future de la structure de la communauté piscicole, en terme de répartition spatiale des origines des individus, peut s'envisager par l'analyse de marqueurs soit isotopiques (Huey *et al.*, 2014 ; Pouilly *et al.*, 2014) soit génétiques (Blanchet *et al.*, 2010). Ces analyses permettent de rendre compte d'échanges ou d'isolements de sous populations de certaines espèces dans différentes parties du réseau hydrographique.

Aspects synchronismes / auto corrélation <10-15 km = semblable ?

Description sommaire de l'habitat

Chroniques de débit :

Les chroniques de débit en moyenne journalière (Figure 7) de 2012 & 2013 (années d'échantillonnage) ont été fournies par le service hydrologique de la DREAL pour l'Ain (à Chazey sur Ain) et pour l'Albarine (à St Rambert).

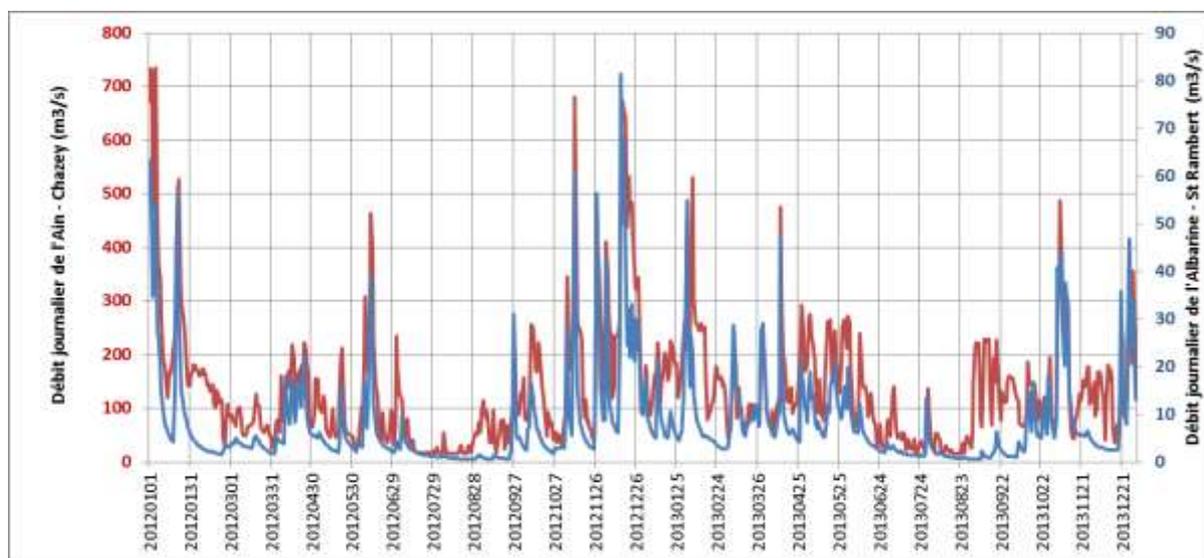


Figure 7 : Chronique de débit moyen journalier de l'Ain (à Chazey sur Ain) et de l'Albarine (à St Rambert)

La chronique de débit moyen journalier du Seynard a été établie à partir d'enregistrements de niveau d'eau (sonde de pression) dans la partie aval du Seynard, étalonnés pour cinq débits contrastés entre 0.10 et $2.35 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Stage F. Giroud – Maison Familiale Rurale "La Petite Gonthière" - 2013). Cet étalonnage nous a permis de reconstituer la chronique de débit moyen journalier du Seynard pour toute la période d'installation de la sonde de pression (05/04/2013 au 24/06/2014). Ensuite nous avons cherché à prédire le débit moyen journalier du Seynard à partir d'une autre variable disponible en moyenne journalière sur une période plus large (couvrant l'ensemble des échantillonnages). Les meilleurs descripteurs possibles et disponibles étaient le débit de l'Ain, le débit de l'Albarine et le niveau de la nappe de l'Albarine (enregistré en continu (en m) à St Maurice de Remens – données ADES : Piézomètre 06757X0071/PZ ; RDES0UP01). Le modèle retenu, le plus simple avec le R^2 le plus élevé) n'intègre que le niveau moyen journalier de la nappe de l'Albarine à St Maurice de Remens. Ce modèle est de type exponentiel :

$$Q_j_{\text{Seynard}} = -0.5472 + 0.2045 * \exp(\text{Alti}_j_{\text{Piezo}} - 220).$$

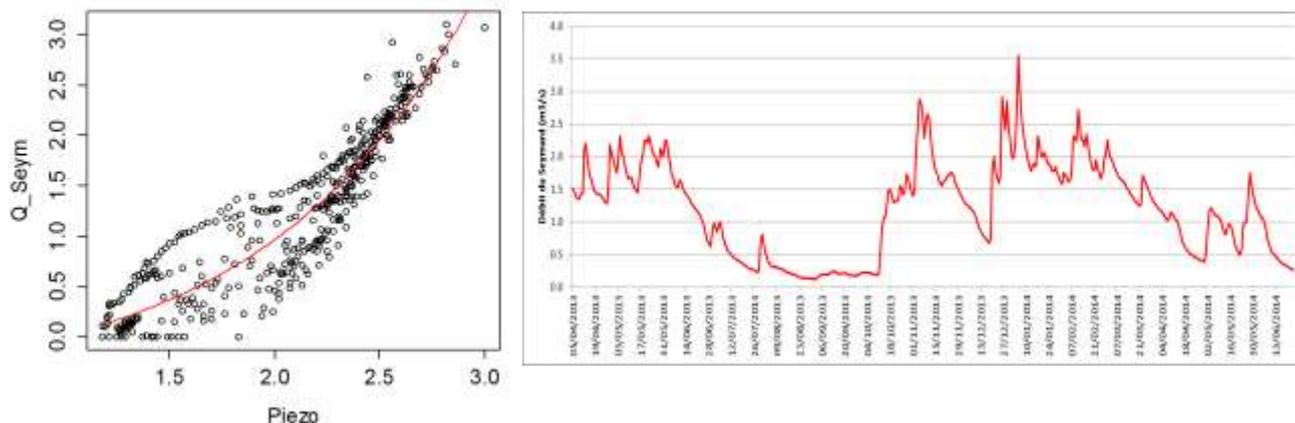


Figure 8 : Relation entre le débit moyen journalier du Seymard (Q_{Seym}), estimé à partir des enregistrements de la sonde de pression installée à l'aval du Seymard, en fonction du niveau piézométrique de la nappe de l'Albarine à St Maurice de Remens (Altitude en m – 220) ; le modèle exponentiel ($R^2 = 0.87 : p < 0.001$) est représenté en rouge (à gauche). A droite, débit moyen journalier du Seymard prédit par le modèle du 5/4/13 au 13/6/14..

Description des faciès :

Ain : L'analyse des proportions des trois principaux types de faciès (plat, radier, mouille) du secteur d'étude sur l'Ain (Pont de Priay à Pont de Chazey) est issue du rapport de Raso (2011 ; analyse de photographies aériennes et d'images satellitales ; Figure 9). Nous avons observé 35% de plat, 28% de mouille et 37% de radier.

Seymard : l'analyse des proportions des trois principaux types de faciès (plat, radier, mouille) du secteur d'étude sur le Seymard a été faite à pieds, sur 4.2 km vers l'amont en partant de sa confluence avec l'Albarine. Nous avons observé 78.5% de plat, 13.3% de mouille et 8.2% de radier.

Albarine : la description des faciès d'écoulement n'a pas été possible dans l'Albarine.

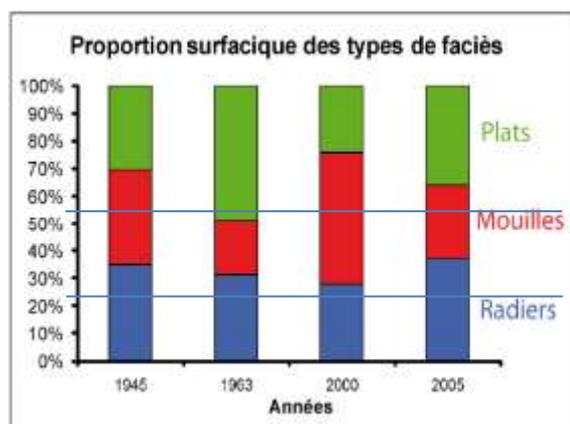


Figure 9 : Proportion des différents types de faciès dans la rivière d'Ain entre Pont d'Ain et Chazey sur Ain (d'après Raso, 2011) en proportion globales en fonction des années d'échantillonnage.

Echantillonnage de la communauté piscicole

Le protocole d'échantillonnage EPO

Un protocole d'Echantillonnage Ponctuel d'Abondance (EPA) par pêche électrique (Copp 2010) est actuellement utilisé en France (et dans bien d'autres pays) pour les suivis réguliers de populations de poissons ou des suivis de qualité des rivières ((Tomanova *et al.*, 2013). Reprenant le principe du protocole de pêche par EPA (Nelva *et al.*, 1979 ; Persat & Copp 1990), un protocole d'Echantillonnage Ponctuel par Observation (EPO) a été développé pour décrire la structure des communautés piscicoles à une échelle spatiale plus large.

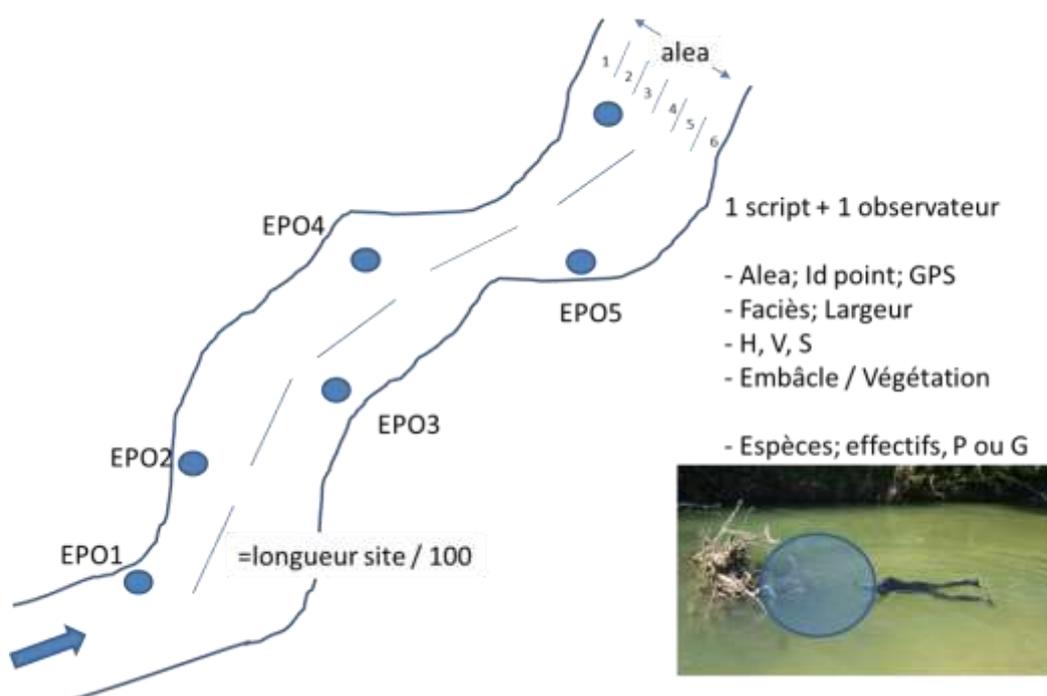


Figure 10 : Principe de l'Echantillonnage Ponctuel par Observation (EPO), avec détail des mesures enregistrées sur chaque EPO.

Le déplacement des échantillonneurs se fait vers l'aval. Le choix du point d'échantillonnage – EPO, prédéterminé de manière aléatoire au sein d'une grille (tous les « longueur du secteur / 100 » et tous les « largeur mouillée / 6 »), est indiqué par le script à l'observateur. En chaque point EPO (Figure 10), géoréférencé, l'observateur détermine visuellement : les effectifs de chaque espèce de poisson présents dans tout le volume d'eau devant lui, dans un rayon de 1.5 m (2 classes de taille pour les espèces le plus connues ; petits (juvéniles) et grands individus) et les caractéristiques physiques (vitesse (cm.s^{-1}), hauteur d'eau (cm), substrat dominant (cm), largeur (m), abris, faciès (plat, radier, mouille, cascade)). L'ensemble des données sont

enregistrées sur un dictaphone étanche. La visibilité est estimée en mètre en début d'échantillonnage.

Les poissons des principales espèces (salmonidés et espèces rares) observés entre deux EPOs consécutifs (dits « intermédiaires ») sont également recensés.

La technique d'approche du point d'échantillonnage doit être la plus calme possible, et privilégier autant que possible une arrivée par le coté sur le point d'échantillonnage. L'objectif est de surprendre les poissons sans les effrayer. Il est parfois utile d'attendre quelques secondes pour que les poissons légèrement dérangés reprennent une activité normale (e.g. nage statique). Lorsque la vitesse du courant ne permet pas de s'arrêter, le point doit être décrit « en passant », mais il est toujours préférable d'essayer de se maintenir en place.

Les campagnes d'échantillonnage 2012 & 2013

Nous avons effectué trois campagnes d'échantillonnage en 2012 et deux campagnes en 2013. Le Tableau 1 récapitule les dates d'échantillonnage, le nombre de points réalisés sur chaque secteur échantillonné et le nombre d'espèces total observé.

Tableau 1 : Généralités sur les campagnes d'échantillonnage 2012 et 2013 : nombre de points, et nombre d'espèces par campagne et par type d'échantillonnage (EPA et EPO).

Rivière	Secteur	EPO			camp	EPA		
		Date	Points	Espèces		Date	Points	Espèces
Ain	1	07/06/2012	108	9	c2	05/06/2012	103	12
		01/10/2012	124	6	c3	05/10/2012	88	14
		23/10/2012	105	7	c4	22/10/2012	106	9
		19/06/2013	102	4	c5	07/06/2013	73	13
		08/10/2013	106	3	c6	08/10/2013	85	20
	2	07/06/2012	111	8	c2	06/06/2012	100	12
		01/10/2012	125	5	c3	03/10/2012	102	10
		24/10/2012	103	11	c4	23/10/2012	104	12
		19/06/2013	81	6	c5	20/06/2013	105	13
		08/10/2013	98	4	c6	09/10/2013	107	18
Seymard	1	05/06/2012	94	9	c2			
		02/10/2012	62	6	c3	03/10/2012	105	11
		25/10/2012	83	5	c4	24/10/2012	105	10
		19/06/2013	90	3	c5	18/06/2013	101	11
		07/10/2013	98	8	c6	16/10/2013	56	12
Albarine	1	04/10/2012	113	4	c3			
		10/10/2013	88	2	c6			
	2	04/10/2012	105	6	c3			
		10/10/2013	109	4	c6			
	3	04/10/2012	80	4	c3			
		17/06/2013	118	6	c5			
		10/10/2013	101	5	c6			
	4	06/06/2012	70	2	c2			
		02/10/2012	115	3	c3			
		25/10/2012	94	4	c4			
		17/06/2013	90	5	c5			
	5	21/06/2012	116	11	c2			
		05/10/2012	21	2	c3			
		26/10/2012	25	1	c4			
		17/06/2013	90	7	c5			
01/10/2013		6	4	c6				

Comparaison EPA –EPO

Les échantillonnages par pêche électrique ou par observations subaquatiques ont déjà été comparées dans la littérature (Heggnes *et al.*, 1990; Torgersen *et al.*, 2006; Chamberland, Lanthier & Boisclair 2014) mais il n'existe aucune comparaison de ces méthodes lorsqu'elles sont appliquées sur de longues distances suivant le principe d'échantillonnages ponctuels.



Figure 11 : Echantillonnage Ponctuel d'Abondance (pêche électrique par point à pied et en bateau) avec détermination visuelle de l'espèce et mesure de la taille de chaque individu capturé hors de l'eau (à gauche ; blageon (haut) et spirilin (bas)) ; Echantillonnage Ponctuel par Observation (observation subaquatique) avec détermination visuelle des espèces et du nombre d'individus par espèce sous l'eau (à droite ; perche commune et gardon)

Afin de tester et améliorer le protocole par EPO, Plichard (2014) a comparé la capacité des EPAs et des EPOs à représenter les abondances, les proportions relatives et la répartition spatiale des individus et des assemblages de poissons sur les secteurs de l'Ain et du Seynard (Figure 11).

Les résultats montrent que les échantillonnages ponctuels par observation (EPO) sous-estiment l'abondance (de manière variable selon le faciès) de la plupart des espèces présentes dans les petites comme dans les grandes rivières par rapport aux échantillonnages ponctuels d'abondance (EPA ; Figure 12 & Figure 13). Ces sous-estimations des abondances obtenues par EPO par rapport aux EPA ne sont pas expliquées par les différences de taille ou de comportement des individus.

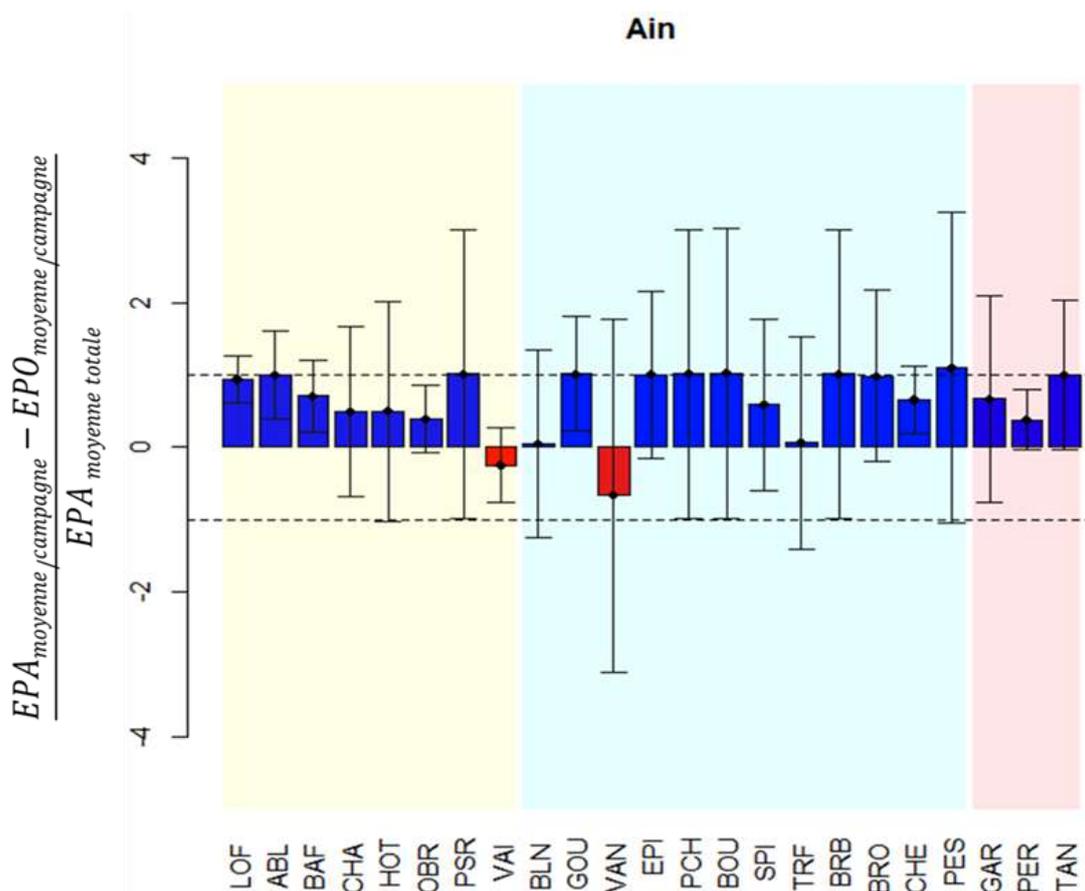


Figure 12 : différence de log abondance moyen entre EPA et EPO standardisés par le log abondance moyen total en EPA dans l'Ain; Les barplots rouges indiquent une moyenne supérieure en EPO et les bleus supérieure en EPA. Les barres d'erreurs indiquent un intervalle de confiance à 95 %. Les couleurs en fond représentent les classes définies sur la facilité a priori de détecter les espèces par les EPO : de gauche à droite, des espèces les plus difficilement observables aux plus facilement observables. Les pointillés indiquent l'intervalle [-1 ; +1]. (cf. Annexe 2 pour les codes espèces):

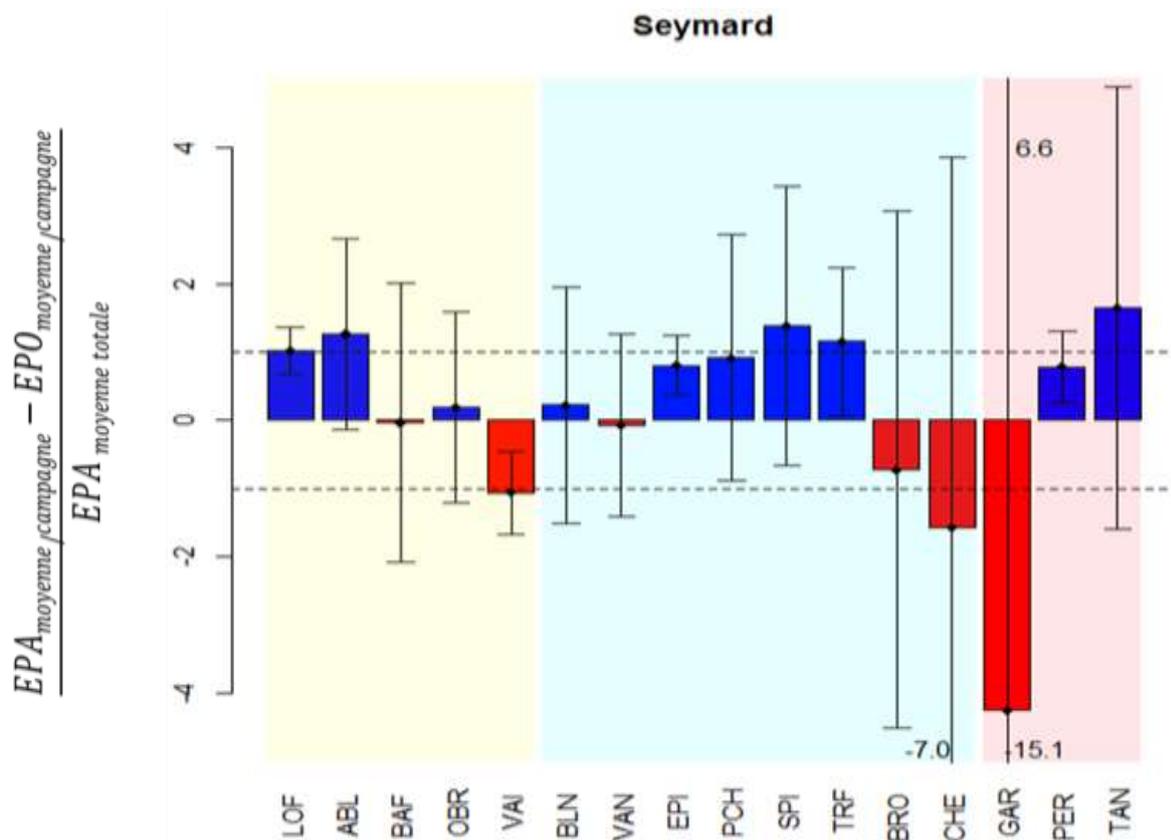


Figure 13 : différence de log abondance moyen entre EPA et EPO standardisés par le log abondance moyen total en EPA dans le Seymard; Les barplots rouges indiquent une moyenne supérieure en EPO et les bleus supérieure en EPA. Les barres d'erreurs indiquent un intervalle de confiance à 95 %. Les couleurs en fond représentent les classes définies sur la facilité a priori de détecter les espèces par les EPO : de gauche à droite, des espèces les plus difficilement observables aux plus facilement observables. Les pointillés indiquent l'intervalle [-1 ; +1]. (cf. Annexe 2 pour les codes espèces):

Par ailleurs, un effet plongeur est caractérisé par l'absence d'observations de certaines espèces. Néanmoins, les EPA et les EPO ont des assemblages de poissons et des variables environnementales estimées intra-campagnes qui présentent de fortes similitudes, en soulignant par exemple l'importance des zones de confluence (Figure 14). Les EPA et les EPO révèlent une structure d'assemblages de poissons inter-campagnes différentes, liées à des campagnes particulières pour les EPOs comme pour les EPA. Enfin, les EPO apparaissent être plus utiles pour échantillonner et représenter les répartitions spatiales des assemblages de poissons des moyennes à petites rivières présentant de bonnes conditions de visibilité.

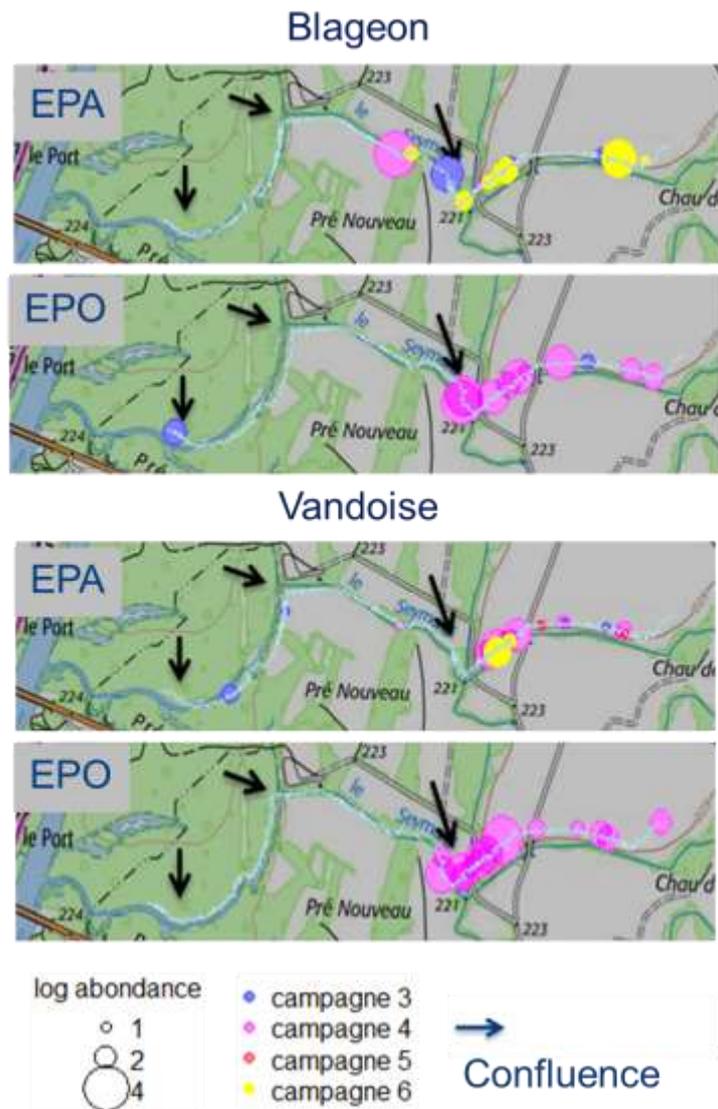


Figure 14 : Cartographies des log-abondances par point, obtenues par EPA et par EPO sur le Seynard, pour les campagnes 3, 4, 5 et 6. Les cartes montrent que l'utilisation de l'ensemble des campagnes, pour chaque méthode, conduit à des description de la répartition spatiale des espèces très comparables entre ces deux méthodes.

Analyse des données EPO

Une comparaison des abondances par espèce (transformées en logarithme népérien) par campagne pour l'Ain, l'Albarine et le Seynard par un test de Kruskal-Wallis est présentée en Annexe 3.

A l'exception du vairon présent en forte abondance, toutes les espèces ont une abondance médiane au voisinage de 0. Les points non nuls représentent les quelques points d'échantillonnage où l'espèce a été observée.

Un total de 13 espèces a été observé dans l'Ain, 12 dans l'Albarine et 12 dans le Seynard. Les hotus et spirilins ont été observés seulement dans l'Ain tandis que le goujon a été observé

uniquement dans l'Albarine. Toutes les espèces n'ont pas été observées à chaque campagne et dans chaque rivière.

Dans le Seymard, seuls le blageon, le chevaine, le vairon et la vandoise ont une variation significative de leur abondance selon les campagnes. Tandis que dans l'Albarine, seuls le barbeau, l'ombre, la truite, le vairon et la vandoise ont une abondance différente selon les campagnes. Les abondances des autres espèces ne sont pas différentes. Dans l'Ain, plus de 50 % des espèces ont une abondance qui varie selon les campagnes.

Tentatives de synthèse :

Nous avons tenté de visualiser la variabilité spatiale et temporelle des données issues de l'échantillonnage par EPO. Une première synthèse s'intéresse à la description de l'abondance totale relative (toutes espèces confondues et toutes campagnes confondues) en fonction de la distance échantillonnée sur les linéaires des secteurs d'étude (cf. Plichard 2014 pour l'intérêt de cumuler les campagnes). Cette synthèse dissocie les campagnes effectuées en période de connexion de celles réalisées en période de déconnexion de l'Albarine. Sur une carte « simplifiée » des trois rivières nous avons renseigné les confluences avec les principaux affluents visualisés sous Géoportail (Figure 15) avec en parallèle l'évolution longitudinale de l'abondance totale relative pour chaque rivière.

L'analyse de cette synthèse de la répartition spatiale des abondances totales relatives montre :

1) dans l'Ain, les distributions des abondances totales relatives en fonction de la distance à l'amont sont différentes lorsque l'Albarine est déconnectée de l'Ain ou lorsque la connexion hydraulique est effective. Les fortes variations de ces distributions d'abondance totales relatives dans l'Ain sont influencées par une plus forte abondance totale lors d'épisodes de déconnexion associé à un effort d'échantillonnage plus important (plus de campagnes dans ces conditions) dans l'Ain. En période de connexion Ain – Albarine, les abondances observées à l'aval de la confluence sont plus fortes qu'à l'amont. Dans l'Albarine les abondances sont toujours supérieures dans les secteurs amont (1 – 3) que dans les secteurs aval (4 – 5) ;

2) les confluences ou la périphérie des confluences sont des zones où se trouve une forte abondance de poissons. En effet, des pics d'abondance sont observés principalement en amont ou en aval de ces confluences (cf. exemple du blageon et de la vandoise dans le Seymard : Figure 14). Ces pics sont moindres lors des phases de déconnexion à l'exception de la confluence 5 de l'Albarine. Pour les 19 confluences recensées sur l'ensemble des secteurs échantillonnés, l'abondance augmente en période de connexion au abords de 14 d'entre elles, contre 5 fois en période de déconnexion ;

3) au niveau de la triple confluence (Albarine – Ain – Seymard), des pics d'abondances sont observés dans l'Albarine et en aval dans l'Ain (secteur 2). Tandis qu'un pic d'abondance est observé lors des phases de déconnexion dans le Seymard.

Les Figure 16 & Figure 17 sont des synthèses par espèce (exemple du barbeau et de l'ombre commun respectivement) de l'information spatiale ET temporelle contenues dans les données. Les points EPO avec présence de l'espèce sont indiqués en fonction de la date d'échantillonnage, dans le secteur échantillonné à cette date et en fonction du débit modélisé à l'aval de l'Albarine (modèle de Datry *et al.*, 2011). L'idée est d'essayer de voir si une interprétation peut être faite quant à la répartition des individus d'une espèce donnée en fonction du degré de connectivité au droit de la triple confluence.

Les répartitions spatio-temporelles mises en évidence par les cinq campagnes d'EPO sont différentes pour le barbeau et pour l'ombre commun. Le barbeau est observé dans l'Ain, à l'aval de l'Albarine et dans le Seymard. Il est fréquemment observé à hauteur de la triple confluence. Le pic d'abondance totale relative de l'aval de l'Albarine (Figure 15) est influencé par la présence notamment de barbeau (Figure 16) et de chevaine (la même carte à été réalisée pour le chevaine, mais elle n'est pas présentée dans le rapport) localisés uniquement dans la partie aval de l'Albarine. Après des épisodes de fort débit dans l'Albarine ($> 6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) les barbeaux sont globalement peu observés, mais restent présents dans la partie aval de l'Albarine et dans le Seymard. Pendant les phases de déconnexion beaucoup d'observation de barbeau sont fait dans le secteur 2 (aval triple confluence) de l'Ain.

L'ombre commun est surtout observé dans les secteurs 2 à 4 de l'Albarine et de manière plus anecdotique dans l'Ain (même si en « intermédiaire », i.e. entre 2 EPOs, nous en observons plus que sur les points d'EPO) ou dans la zone de la triple confluence (uniquement en octobre 2013 ; Figure 17). Excepté dans les secteurs amont de l'Albarine, l'ombre est peu observé après des montées de débit ($>6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). A l'inverse quand le débit passe en dessous de $1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ alors l'ombre commun est plus souvent observé, y compris dans l'aval du secteur 5 de l'Albarine (début octobre 2012 et octobre 2013 ; Figure 17). Enfin, l'ombre commun est régulièrement observé dans le Seymard, notamment pendant les périodes de déconnexion (fin octobre 2012 & octobre 2013).

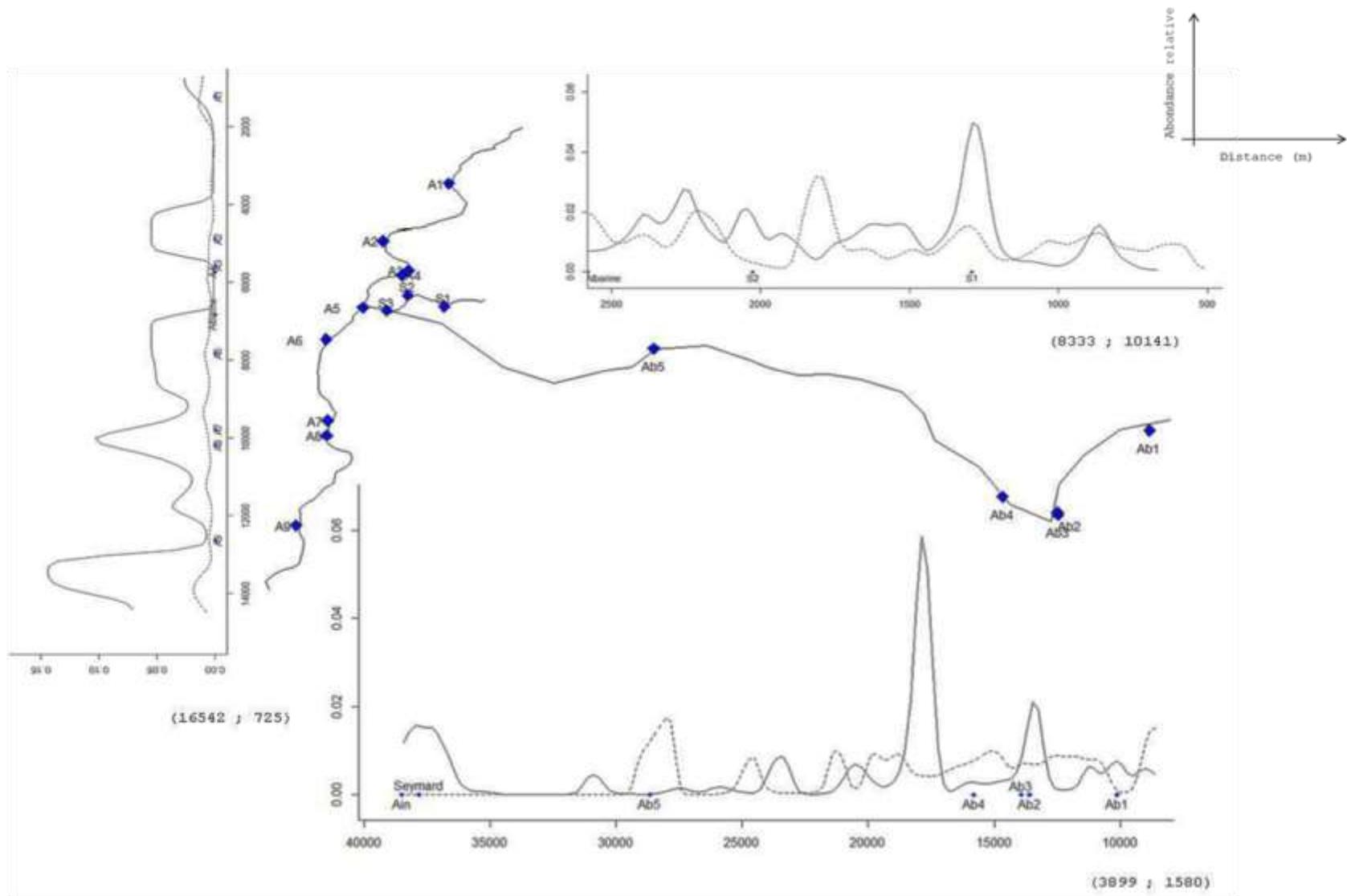


Figure 15 : Distribution des abondances relatives toutes espèces confondues (abondance au point/abondance tous les points) en fonction de la distance à l'amont pour l'Ain (à gauche), le Seynard (en haut) et l'Albarine (en bas) lors d'épisodes d'assèchements (lignes pointillées) et en absence d'assèchement (lignes continues). Les lignes correspondent à des lissages en noyau (kernel). Les losanges bleus sur la carte et sur les distributions indiquent la présence de confluence (référéncées via Geoportail). Sur les graphes : (Ntotal assec ; Ntot absence d'assec)

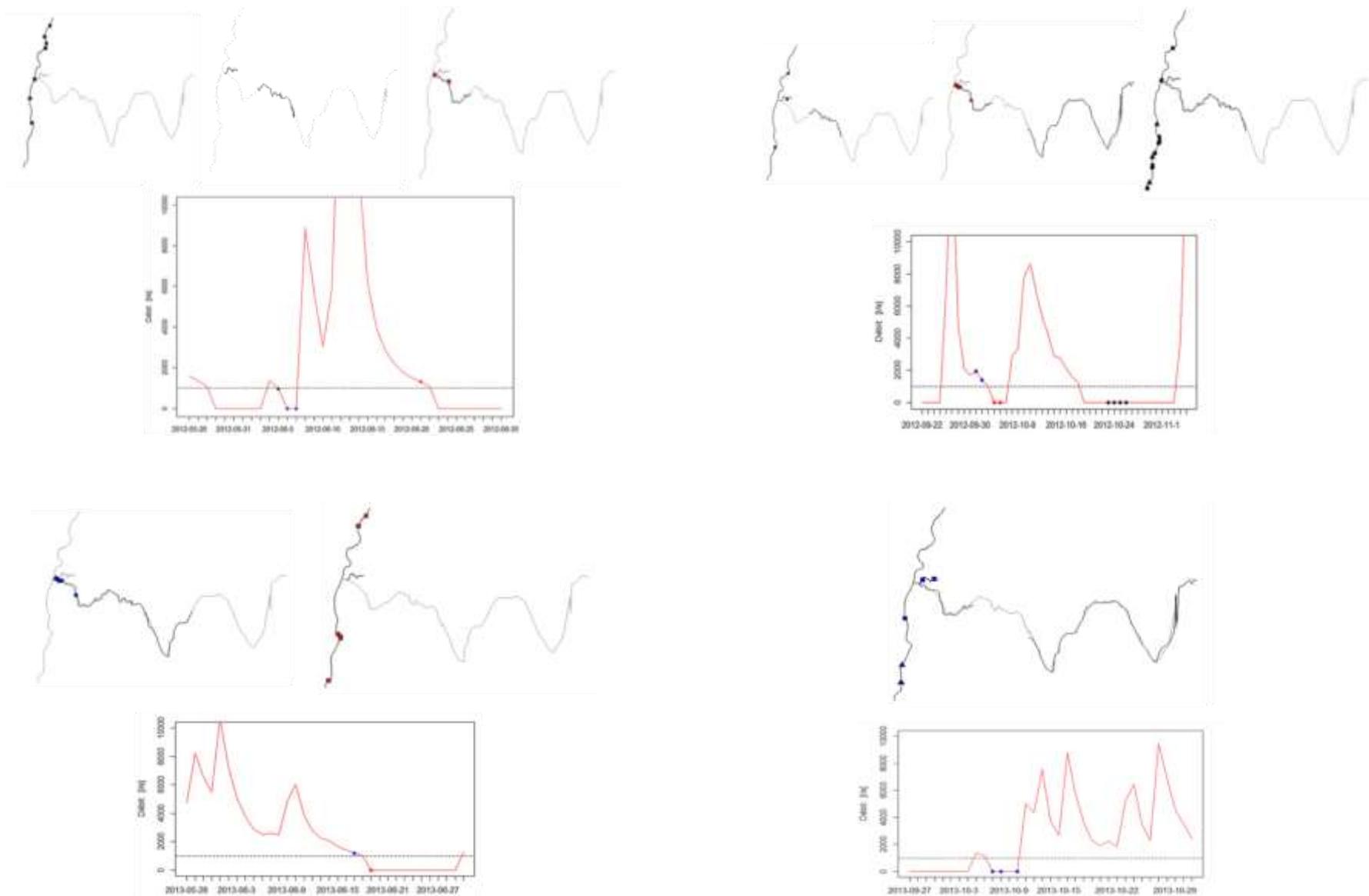


Figure 16 : Points EPO où des barbeaux ont été observés (rectangle : adultes ; triangle : juvéniles) en fonction des jours d'échantillonnage (axes des abscisses) et du débit dans la partie aval de l'Albarine (axe des ordonnées). Les couleurs utilisées sur les cartes correspondent aux couleurs des points sur le graphe des débits. La ligne pointillée indique un débit d'une valeur de 1000 l.s^{-1} .

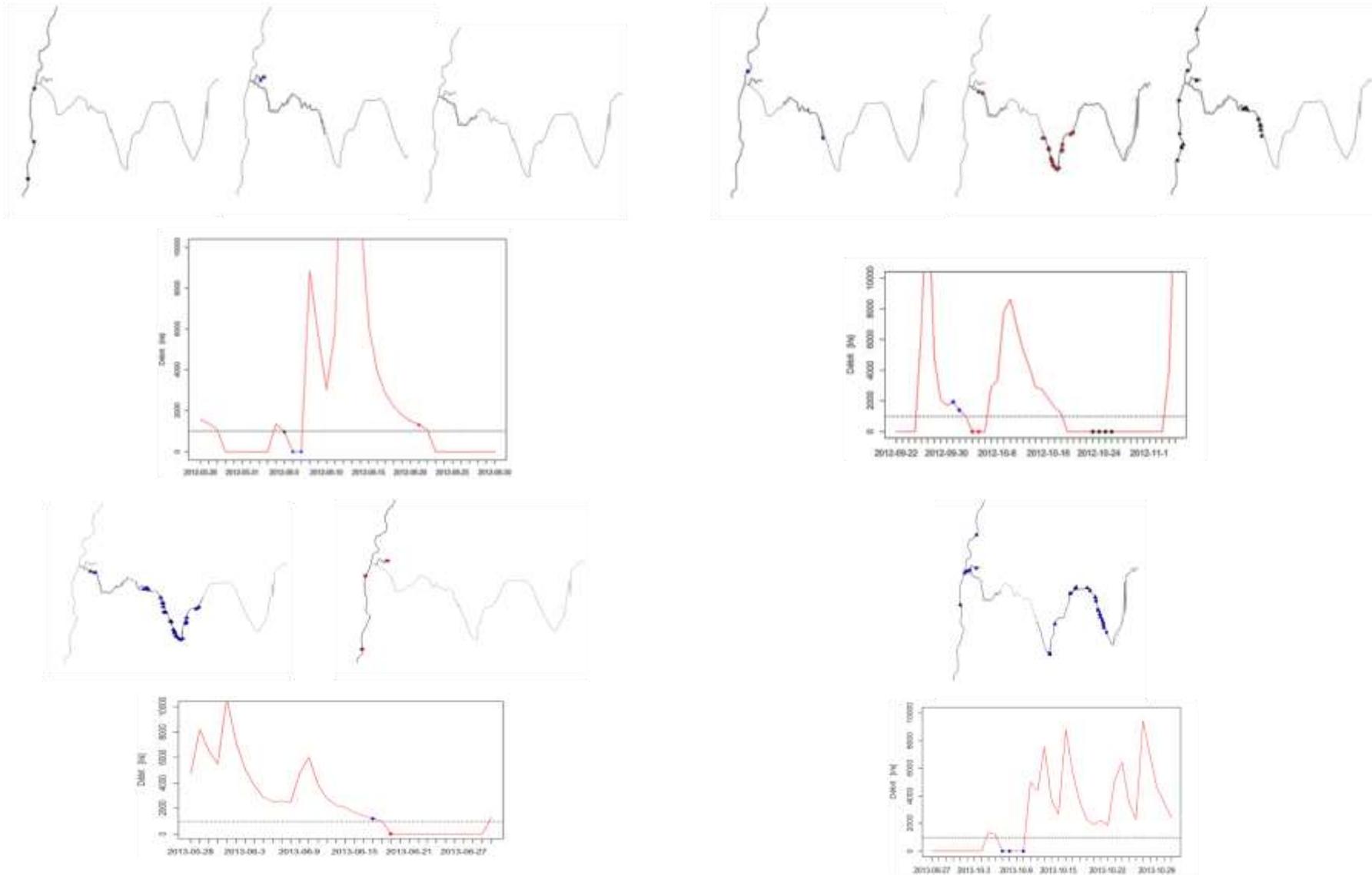


Figure 17 : Points EPO où des ombre commun ont été observés (rectangle : adultes ; triangle : juvéniles) en fonction des jours d'échantillonnage (axes des abscisses) et du débit dans la partie aval de l'Albarine (axe des ordonnées). Les couleurs utilisées sur les cartes correspondent aux couleurs des points sur le graphe des débits. La ligne pointillée indique un débit d'une valeur de 1000 l.s^{-1} .

Synthèse et conclusions

Dans le cadre de l'Action 41 de l'accord cadre Irstea – Agence de l'Eau RMC, nous avons pu mettre en évidence, autour de la triple confluence Ain-Albarine-Seymard (Figure 2, Annexe 1), l'intérêt d'étudier les communautés piscicoles à large échelle spatiale (plusieurs dizaines de kilomètres) en illustrant 1) la répartition spatiale des différentes espèces et sa variabilité dans le temps, 2) la possible influence d'une rupture de connectivité liée à un assèchement de l'Albarine et 3) un rôle important des confluences dans la répartition spatiale des individus (abondance totale relative). Ces résultats, peu significatifs, ne sont pas encore généralisables, mais ils illustrent l'intérêt du protocole mis en œuvre (protocole d'échantillonnage ponctuel par observation, EPO) pour adresser la problématique écologique de la structuration des méta-communautés et méta-populations.

L'intérêt majeur du protocole EPO est sa facilité de mise en œuvre. En effet, deux personnes peuvent échantillonner jusqu'à 15 km de cours d'eau sur une journée. La comparaison des résultats d'échantillonnage par EPO avec les résultats, plus classiques, d'échantillonnage par EPA (Plichard, 2014) a montré qu'ils n'étaient pas si différents entre eux à partir du moment où plusieurs campagnes étaient effectuées. En revanche aucune des deux méthodes (EPA ou EPO) ne peut prétendre être exactement représentative de la réalité de la distribution des différentes espèces au sein des secteurs de rivières échantillonnés. Pour des espèces assez simples à reconnaître, plutôt pélagiques et pour des individus de taille importante (> 5-10 cm) le protocole EPO est sans conteste très avantageux pour décrire mais également pour comprendre la répartition des poissons au sein d'un réseau hydrographique. En effet sur chaque point d'échantillonnage d'une part, mais aussi au cours des trajets entre 2 points d'échantillonnage successifs, l'observation des poissons dans leur milieu nous renseigne sur quelques aspects de leur comportement (plutôt statiques, toujours en mouvement, plus ou moins haut dans la colonne d'eau, craintifs, en bancs...). Enfin, le protocole EPO ne peut pas s'envisager comme une méthode d'évaluation de l'abondance des différentes espèces à grande échelle, Plichard (2014) ayant montré que les abondances spécifiques étaient pour pratiquement toutes les espèces, supérieure avec la pêche électrique (supposant donc une sous-estimation avec le protocole EPO).

D'après nos premiers essais d'échantillonnage par EPO, la rivière d'Ain avec un débit de 80 – 100 m³.s⁻¹ représente les conditions limites (peut-être même déjà au-delà de la limite) pour la mise en œuvre du protocole (vitesses d'écoulement qui rendent difficiles les observations et les traversées de cours d'eau, dangereux le passage de radiers – rapides).

L'analyse des conditions de débit, de température et l'alternance connexion – déconnexion de l'Albarine ne pourront vraiment être prises en compte qu'avec une intensité d'échantillonnage supérieure à celle proposée dans notre étude Connectifish. Il faut pouvoir suivre l'évolution de la répartition spatiale des espèces au même rythme que celui des événements structurants (débit, connexion). Des échantillonnages par EPO pourraient aussi, assez simplement, être

associés à du marquage individuel (de type Pit-Tag ou télémétrie) pour pouvoir identifier les individus et mieux évaluer les déplacements individuels, en réponse par exemple à une dynamique de connexion – déconnexion.

Le lien avec l'habitat n'a pas été abordé dans cette étude, mais cela représente un axe très intéressant à développer, pour appréhender les stratégies d'utilisation / sélection de l'habitat pour différentes espèces. Une description des conditions d'habitat à l'échelle du point d'échantillonnage est disponible et Plichard (2014) a démontré qu'il n'y avait pas de différence entre les approches EPA et EPO en terme d'habitat échantillonné. Il serait relativement simple de décrire à grande échelle la disponibilité en habitat en fonction du débit, pour mieux évaluer la disponibilité totale en habitat pour les poissons. Ces données serviraient à étudier, par exemple, les stratégies de sélections d'habitat individuelles et spécifiques. Il se pourrait en effet que dans différentes conditions hydrodynamiques (dépendant du débit, de la température, de la proximité d'une confluence, de la continuité hydraulique) ces stratégies soient différentes.

Le site d'étude de la triple confluence Ain-Albarine-Seynard s'avère très intéressant pour un programme de plus grande envergure, ayant pour objectif de mieux comprendre la structuration et le fonctionnement de la communauté piscicole avec différentes contraintes telles que les éclusées issues de la production hydroélectrique de pointe (dans l'Ain) ou les périodes de déconnexion hydraulique entre l'Ain et l'Albarine. L'analyse de la répartition spatio-temporelle des individus et leurs déplacements nous renseigneraient plus précisément sur leur utilisation de refuges thermiques, sur le rôle des affluents (importance des confluences et des zones de refuge potentielles telles que le Seynard), sur l'importance de la dispersion.

Pour information, l'échantillonnage par observation subaquatique (EPO) est mis en œuvre dans le projet de suivi des effets de l'arasement du barrage de Poutès (aménagement EDF de Poutès – Monistrol) sur le haut Allier (campagnes d'échantillonnage en octobre 2013 et septembre 2014 sur 47 km de l'Allier et 2 affluents). Pour le moment il s'agit de réaliser un état initial (approche comparable à celle de Brenkman *et al.*, 2012), qui sera suivi, lors des travaux, d'un état transitoire avant d'entreprendre un suivi des conséquences du changement du mode de gestion (les barrage doit devenir « transparent » pour le transport des sédiments et pour les déplacements des poissons). L'intérêt du protocole EPO est de pouvoir intervenir dans un secteur de gorges, inaccessible par voie terrestre, dans un temps relativement limité (homogénéité des conditions environnementales). En plus d'une continuité rétablie sont attendues des évolutions des conditions physiques entre l'amont et l'aval suite à la reprise du transport sédimentaire et aux changements de régime hydrologique. La succession des campagnes d'EPO devrait permettre de suivre les réponses des populations de poissons à ces profonds changements de l'environnement physique.

Bibliographie

- Aarts B. G. W., Van Den Brink F. W. B. & Nienhuis P. H. 2004. Habitat loss as the main cause of the slow recovery of fish faunas of regulated large rivers in Europe: the transversal floodplain gradient. *River Research and Applications* **20**, 2–23.
- Albanese B., Angermeier P. L. & Peterson J. T. 2009. Does mobility explain variation in colonisation and population recovery among stream fishes? *Freshwater Biology* **54**, 1444–1460.
- Arthington A. H., Naiman R. J., McClain M. E. & Nilsson C. 2010. Preserving the biodiversity and ecological services of rivers: new challenges and research opportunities. *Freshwater Biology* **55**: 1–16.
- Arthington A. H., Bernardo J. M., Ilhéu M. 2014. Temporary rivers: linking ecohydrology, ecological quality and reconciliation ecology. *River Research and Applications* **24**, (Published online).
- Baras, E. 1992. Etude des stratégies d'occupation du temps et de l'espace chez le barbeau fluviatile, *Barbus barbus* (L). *Cahiers d'Ethologie Appliquée* **12**, 125–442.
- Baudoin J.M., Burgun V., Chanseau M., Larinier M., Ovidio M., Sremski W., Steinbach P. & Voegtle B. 2014. Evaluer le franchissement des obstacles par les poissons. Principes et méthodes. Onema. 200 pp.
- Beesley L. S. & Prince J. 2010. Fish community structure in an intermittent river: the importance of environmental stability, landscape factors and within-pool habitat descriptors. *Marine and Freshwater Research* **61**, 605–614.
- Bellier E., Monestiez P., Certain G., Chadoeuf J. & Bretagnolle V. 2012. Decomposing the heterogeneity of species distributions into multiple scales: a hierarchical framework for large-scale count surveys. *Ecography* **35**, 839–854.
- Benda L., Andras K., Miller D. & Bigelow P. 2004. Confluence effects in rivers: Interactions of basin scale, network geometry, and disturbance regimes. *Water Resources Research* **40**, 413–427.
- Blanchet S., Rey O., Etienne R., Lek S. & Loot G. 2010. Species-specific responses to landscape fragmentation: implications for management strategies. *Evolutionary Applications* **3**, 291–304.
- Bond N., McMaster D., Reich P., Thomson J. R. & Lake P.S. 2010. Modelling the impacts of flow regulation on fish distributions in naturally intermittent lowland streams: an approach for predicting restoration responses. *Freshwater Biology* **55**, 1997–2010.
- Brenkman S.J., Duda J.J., Torgersen C.E., Welty E., Pess G.R., Peters R. & McHenry M. L. 2012. A riverscape perspective of Pacific salmonids and aquatic habitats prior to large-scale dam removal in the Elwha River, Washington, USA. *Fisheries Management and Ecology* **19**, 36–53.
- Brosse S., Laffaille P., Gabas S. & Lek S. 2001. Is scuba sampling a relevant method to study fish microhabitat in lakes? Examples and comparisons for three European species. *Ecology of Freshwater Fish* **10**, 138–146.
- Brown B. L., Swan C. M., Auerbach D. A., Campbell Grant E. H., Hitt N. P., Maloney K. O. & Patrick C. 2011. Metacommunity theory as a multispecies, multiscale framework for

- studying the influence of river network structure on riverine communities and ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* **30**, 310–327.
- Bunn S. E. & Arthington A. H. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* **30**, 492–507.
- Capra H., Pella H., Bergé J., McNeil E., Ovidio M., Bouillon M. C., Alfaro C. & Jeanpierre A. 2012. Utilisation de l'habitat hydraulique et thermique par les poissons (répartition spatiale et temporelle des habitats). Rapport Irstea, EDF, AERM&C, FEDER. 188 p. & Annexes.
- Capra H., Pella H. & Ovidio M. (in prep). Assessing cyprinids and catfish movements in a large river (Rhône, France) using a new active scanning telemetry system.
- Chamberland J.-M., Lanthier G. & Boisclair D. 2014. Comparison between electrofishing and snorkeling surveys to describe fish assemblages in Laurentian streams. *Environmental Monitoring and Assessment* **186**, 1837–1846.
- Copp G.H. 2010. Patterns of diel activity and species richness in young and small fishes of European streams: a review of 20 years of point abundance sampling by electrofishing. *Fish and Fisheries* **11**, 439–460.
- Corti R. & Datry T. 2012. Invertebrate and sestonic matter in an advancing wetted front travelling down a dry river bed (Albarine, France). *Freshwater Science* **31** :1187–1201.
- Datry T., Corti R., Claret C. & Philippe M. 2011. Flow intermittence controls leaf litter breakdown in a French temporary alluvial river: the “drying memory.” *Aquatic Sciences* **73** :471–483.
- Datry T., Larned S. & Tockner K. 2014. Intermittent rivers: a challenge for freshwater ecology. *BioScience* (Advance Access published).
- Daufresne M, Veslot J., Capra H., Carrel G., Olivier J.M. & Lamouroux N. (in press). Fish community dynamics (1985-2010) in flow restored and unrestored reaches of a large river (French Rhone) and their environmental determinants. *Freshwater Biology*.
- Davey, A. J. H. & Kelly, D. J. 2007. Fish community responses to drying disturbances in an intermittent stream: a landscape perspective. *Freshwater Biology* **52**, 1719–1733.
- De Vocht A. & Baras E. 2005. Effect of hydropeaking on migrations and home range of adult barbel (*Barbus barbus*) in the River Meuse, pp. 35–44. In: Aquatic Telemetry: Advances and Applications. Proceedings of the Fifth Conference on Fish Telemetry held in Europe. Spedicato M. T., Lembo G. & Marmulla G. (Eds.), 9–13 June 2003, Ustica, Italy. Rome: FAO/COISPA.
- Fausch K.D., Torgersen C.E., Baxter C.V. & Li H.W. 2002. Landscapes to Riverscapes: Bridging the Gap between Research and Conservation of Stream Fishes. *BioScience* **52**, 483–498.
- Gido K. B., Propst D. L., Olden J. D. & Bestgen K. R. 2013. Multidecadal responses of native and introduced fishes to natural and altered flow regimes in the American Southwest. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **70**, 554–564.
- Godinho F. N., Pinheiro P. J., Oliveira J. M. & Azedo R. 2014. Responses of intermittent stream fish assemblages to irrigation development. *River Research and Applications* (Early View).
- Grant E. H. C., Lowe W. H. & Fagan W. F. 2007. Living in the branches: population dynamics and ecological processes in dendritic networks. *Ecology Letters* **10**, 165–175.

- Grenouillet G., Brosse S., Tudesque L., Lek S., Baraillé Y. & Loot G. 2008. Concordance among stream assemblages and spatial autocorrelation along a fragmented gradient. *Diversity and Distributions* **14**, 592–603.
- Hart D.D., Johnson T.E., Bushaw-newton K.L., Horwitz R.J., Bednarek A.T., Charles D.F., Kreeger D.A. & Velinsky, D.J. 2002. Dam Removal: Challenges and Opportunities for Ecological Research and River Restoration. *BioScience* **52**, 669–681.
- Heggenes J., Brabrand Åg. & Saltveit S. 1990. Comparison of Three Methods for Studies of Stream Habitat Use by Young Brown Trout and Atlantic Salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* **119**, 101–111.
- Hermoso V., Clavero M., Blanco-Garrido F. & Prenda J. 2010. Assessing the ecological status in species-poor systems: A fish-based index for Mediterranean Rivers (Guadiana River, SW Spain). *Ecological Indicators* **10**, 1152–1161.
- Hodges S. W. & Magoulick D. D. 2011. Refuge habitats for fishes during seasonal drying in an intermittent stream: movement, survival and abundance of three minnow species. *Aquatic Sciences* **73**, 513–522.
- Huey J.A., Crook D.A., Macdonald J.I., Schmidt D.J., Marshall J.C., Balcombe S.R., Woods R.J. & Hughes J.M., 2014. Is variable connectivity among populations of a continental gobiid fish driven by local adaptation or passive dispersal? *Freshwater Biology* **59**, 1672–1686.
- Hugueny B., Movellan A. & Belliard J. 2011. Habitat fragmentation and extinction rates within freshwater fish communities: a faunal relaxation approach. *Global Ecology and Biogeography*, **20**, 449–463.
- Jacquemin S. J. & Doll J. C. 2013. Long-term fish assemblages respond to habitat and niche breadth in the West Fork White River, Indiana. *Ecology of Freshwater Fish* **22**, 280–294.
- Jaeger K.L., Olden J.D. & Pelland N.A. 2014. Climate change poised to threaten hydrologic connectivity and endemic fishes in dryland streams. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **111**, 13894–13899.
- Jowett I. G. & Biggs B. J. F. 2006. Flow regime requirements and the biological effectiveness of habitat-based minimum flow assessments for six rivers. *International Journal of River Basin Management*, **4**, 179–189.
- Kerezszy A., Balcombe S. R., Tischler M. & Arthington A. H. 2013. Fish movement strategies in an ephemeral river in the Simpson Desert, Australia. *Austral Ecology* **38**, 798–808.
- Kiffney P. M., Greene C. M., Hall J. E. & Davies J. R. 2006. Tributary streams create spatial discontinuities in habitat, biological productivity, and diversity in mainstem rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **63**, 2518–2530.
- Labbe, T. R. & Fausch, K.D. 2000. Dynamics of intermittent stream habitat regulate persistence of a threatened fish at multiple scales. *Ecological Applications* **10**, 1774–1791.
- Leibold M.A., Holyoak M., Mouquet N., Amarasekare P., Chase J.M., Hoopes M.F., *et al.*, 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* **7**, 601–613.
- Labbe T.R. & Fausch K.D. 2000. Dynamics of Intermittent Stream Habitat Regulate Persistence of a Threatened Fish at Multiple Scales. *Ecological Applications* **10**, 1774–1791.

- Lake P. S., Bond N. & Reich P. 2007. Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology*, **52**, 597–615.
- Lamouroux N., Gore J. A., Lepori F. & Statzner B. (in press). The ecological restoration of large rivers needs science-based, predictive tools meeting public expectations: an introduction to the Rhône project. *Freshwater Biology*.
- Lasne E., Lek S. & Laffaille P. 2007. Patterns in fish assemblages in the Loire floodplain: The role of hydrological connectivity and implications for conservation. *Biological conservation* **139**, 258–268.
- Lucas M. C. & Frear P. A. 1997. Effects of a flow-gauging weir on the migratory behaviour of adult barbel, a riverine cyprinid. *Journal of Fish Biology*, **50**, 382–396.
- Macnaughton C.J., Harvey-Lavoie S., Senay C., Lanthier G., Bourque G., Legendre P. & Boisclair D. 2014. A comparison of electrofishing and visual surveying methods for estimating fish community structure in temperate rivers. *River. River Research and Applications* (early view).
- Magalhães M. F., Beja P., Schlosser I. J., Collares-Pereira M. J. 2007. Effects of multi-year droughts on fish assemblages of seasonally drying Mediterranean streams. *Freshwater Biology* **52**: 1494–1510.
- Mérigoux S., Forcellini M., Dessaix J., Fruget J-F., Lamouroux N. & Statzner B. (in press) Testing predictions of changes in benthic invertebrate abundance and community structure after flow restoration in a large river (French Rhône). *Freshwater Biology*.
- Miyazono S. & Taylor C.M. 2013. Effects of habitat size and isolation on species immigration–extinction dynamics and community nestedness in a desert river system. *Freshwater Biology* **58**, 1303–1312.
- Mueller K.W. 2003. A comparison of electrofishing and scuba diving to sample black bass in western Washington lakes. *North American Journal of Fisheries Management* **23**, 632–639.
- Nelva A., Persat H. & Chessel D. 1979. Une nouvelle méthode d'étude des peuplements ichtyologiques dans les grands cours d'eau par échantillonnage ponctuel d'abondance. *Comptes-Rendus de l'Académie des Sciences de Paris, Série D* **289**, 1295–1298.
- Nickelson T. E. & Lawson P. W. 2011. Population viability of coho salmon, *Oncorhynchus kisutch*, in Oregon coastal basins: application of a habitat-based life cycle model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **55**, 2383–2392.
- O'Hanley J.R., Wright J., Diebel M., Fedora M.A. & Soucy C.L. 2013. Restoring stream habitat connectivity: A proposed method for prioritizing the removal of resident fish passage barriers. *Journal of Environmental Management* **125**, 19–27.
- Olden J. D. & Poff N. L. 2003. Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes. *River Research and Applications* **19**, 101–121.
- Ovidio M. & Philippart J.-C. 2002. The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish. *Hydrobiologia* **483**, 55–69.
- Ovidio M., Capra H. & Philippart J.-C. 2007. Field protocol for assessing small obstacles to migration of brown trout *Salmo trutta*, and European grayling *Thymallus thymallus*: a contribution to the management of free movement in rivers. *Fisheries Management and Ecology* **14**, 41-50.

- Ovidio M., Dierckx A., Benitez J.-P., Philippart J.-C. & Orban P. 2012. Behavioural adaptations of rheophilic fish radio-tracked in a river highly fragmented by hydroelectric plants. Outcomes of a partial reopening of their migration routes. Proceedings of ISE - Ecohydraulics 2012, Vienne, Autriche.
- Perkin J. S. & Gido, K. B. 2012. Fragmentation alters stream fish community structure in dendritic ecological networks. *Ecological Applications* **22**, 2176–2187.
- Perkin J. S., Gido, K. B., Al-Ta'ani O. & Scoglio C. 2013. Simulating fish dispersal in stream networks fragmented by multiple road crossings. *Ecological Modelling* **257**, 44– 56.
- Persat H. & Copp G.H. 1990. Electric fishing and point abundance sampling for the ichthyology of large rivers. In: *Developments in Electrofishing*, I.G. Cows. Fishing News Books, pp. 197–209. Cambridge University Press, Cambridge.
- Peterson E.E., Ver Hoef J.M., Isaak D.J., Falke J.A., Fortin M.-J., Jordan C.E., McNyset K., Monestiez P., Ruesch A. S., Sengupta A., Som N, Steel E. A., Theobald D. M., Torgersen C. E. & Wenger S. J. 2013. Modelling dendritic ecological networks in space: an integrated network perspective. *Ecology Letters* **16**, 707–719.
- Petts G.E. & Gurnell A.M. (2005) Dams and geomorphology: Research progress and future directions. *Geomorphology* **71**, 27–47.
- Phillips J. L., Ory J. & Talbot A. 2000. Anadromous salmonid recovery in the Umatilla River basin, Oregon: a case study. *Journal of the American Water Resources Association*, **36**, 1287-1308.
- Pires D. F., Pires A. M., Collares-Pereira M. J. & Magalhães M. F. 2010. Variation in fish assemblages across dry season pools in a Mediterranean stream: effects of pool morphology, physicochemical factors and spatial context. *Ecology of Freshwater Fish* **19**, 74–86.
- Pires D. F., Beja P. & Magalhães M. F. 2014. Out of pools: movement patterns of mediterranean stream fish in relation to dry season refugia. *River Research and Applications* (Early View).
- Plichard L. 2014. Pêcher ou plonger ? Comparaison spatio-temporelle des méthodes d'échantillonnage des communautés de poissons d'eau courante. Rapport Master II Irtsea Lyon – Université Lyon 1.
- Poff N. L., Allan J. D., Bain M. B., Karr J. R., Prestegard K. L., Richter B. D., Sparks R. E. & Stromberg J. C., 1997. The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience* **47**, 769–784.
- Pouilly M., Point D., Sondag F., Henry M. & Santos R.V., 2014. Geographical origin of Amazonian freshwater fishes fingerprinted by 87Sr/86Sr ratios on fish otoliths and scales. *Environmental Science & Technology* **48**, 8980–8987.
- Rahel F.J. 2007. Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. *Freshwater Biology* **52**, 696–710.
- Raso, T. 2011. Mise en place d'une méthodologie d'étude diachronique des méso-habitats piscicoles à partir de photographies aériennes et d'images satellitales. Rapport Ingénieur Engees – UMR5600 (EVS). 75 pp.
- Ribeiro F. & Leunda P. M. 2012. Non-native fish impacts on Mediterranean freshwater ecosystems: current knowledge and research needs. *Fisheries Management and Ecology* **19**, 142–156.

- Rice S. P., Greenwood M. T. & Joyce C. B. 2001. Tributaries, sediment sources, and the longitudinal organisation of macroinvertebrate fauna along river systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58**, 824-840.
- Rice, S. P., Roy, A. G. & Rhoads, B. L. (eds) 2008. River Confluences, Tributaries and the Fluvial Network, John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK.
- Richter B. D., Baumgartner J. V., Wigington R. & Braun D. P. 1997. How much water does a river need? *Freshwater Biology* **37**, 231–249.
- Robinson C.T. 2012. Long-term changes in community assembly, resistance, and resilience following experimental floods. *Ecological Applications* **22**, 1949-1961.
- Rolls R.J. Ellison T., Faggotter S. & Roberts D.T. 2013. Consequences of connectivity alteration on riverine fish assemblages: potential opportunities to overcome constraints in applying conventional monitoring designs. *Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems* **23**, 624–640.
- Rolls R.J., Stewart-Koster B., Ellison, T. Faggotter S. & Roberts D.T. 2014. Multiple factors determine the effect of anthropogenic barriers to connectivity on riverine fish. *Biodiversity and Conservation* **23**, 2201–2220.
- Sabaton C., Souchon Y., Capra H., Gouraud V., Lascaux J. M., Tissot L., 2008. Long-term brown trout populations responses to flow manipulation. *River Research and Applications* **24**, 476-505.
- Schlosser I.J. 1987. The role of predation in age- and size-related habitat use by stream fishes. *Ecology* **68**, 651–659.
- Souchon Y. & Capra H. 2004. Aquatic habitat modelling: biological validations of IFIM/Phabsim methodology and new perspectives. *Hydroécologie Appliquée* **14**, 9-25.
- Souchon Y., Sabaton C., Deibel R., Reiser D., Kershner J., Gard M., Katopodis C., Leonard P., Poff N. L., Miller W. J. & Lamb B. L. 2008. Detecting biological responses to flow management: missed opportunities; future directions. *River Research and Applications* **24**, 506–518.
- Tomanova S., Tedesco P.A., Roset N., Berrebi dit Thomas R. & Belliard J. 2013. Systematic point sampling of fish communities in medium- and large-sized rivers: sampling procedure and effort. *Fisheries Management and Ecology* **20**, 533–543.
- Torgersen, C. E., Price, D. M., Li, H. W. & McIntosh, B. A. 1999. Multiscale thermal refugia and stream habitat associations of chinook salmon in northeastern Oregon. *Ecological Applications* **9**, 301–319.
- Torgersen C.E., Baxter C.V., Li H.W. & McIntosh B.A. 2006. Landscape influences on longitudinal patterns of river fishes: spatially continuous analysis of fish-habitat relationships. In *Landscape Influences on Stream Habitats and Biological Assemblages*, Hughes R. M., Wang L. & Seelbach P. W. (eds). American Fisheries Society: Bethesda, Maryland; pp. 473-492.
- Torgersen, C. E., Gresswell R. E., Bateman D. S. & Burnett K. M. 2008. Spatial identification of tributary impacts in river networks. In *River Confluences, Tributaries and the Fluvial Network*, Rice S. P., Roy A. G. & Rhoads B. L. (eds). Wiley; pp. 159-181.
- Waco K.E. & Taylor W.W. (2010) The influence of groundwater withdrawal and land use changes on brook charr (*Salvelinus fontinalis*) thermal habitat in two coldwater tributaries in Michigan, U.S.A. *Hydrobiologia* **650**, 101–116.

- White, S.M., Ondračková, M. & Reichard, M., 2012. Hydrologic connectivity affects fish assemblage structure, diversity, and ecological traits in the unregulated Gambia River, West Africa. *Biotropica* **44**, 521–530.
- White, S.M., Giannico, G. & Li, H., 2014. A “behaviorscape” perspective on stream fish ecology and conservation: linking fish behavior to riverscapes. *WIREs Water* **1**, 385–400.
- Weibel D. & Peter A. 2013. Effectiveness of different types of block ramps for fish upstream movement. *Aquatic Science* **75**, 251-260.
- Wigington Jr P. J., Ebersole J. L., Colvin M. E., Leibowitz S. G., Miller B., Hansen B., Lavigne H. R., White D., Baker J. P., Church M. R., Brooks J. R., Cairns M. A. & Compton J. E. 2006. Coho salmon dependence on intermittent streams. *Frontiers in Ecology and the Environment* **4**, 513–518
- Wildman T.L. & Neumann R.M. 2003. Comparison of snorkeling and electrofishing for estimating abundance and size structure of brook trout and brown trout in two southern New England streams. *Fisheries Research* **60**, 131–139.
- Young P. S., Cech Jr. J. J. & Thompson L. C. 2011. Hydropower-related pulsed-flow impacts on stream fishes: a brief review, conceptual model, knowledge gaps, and research needs. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **21**, 713–731.

ANNEXES

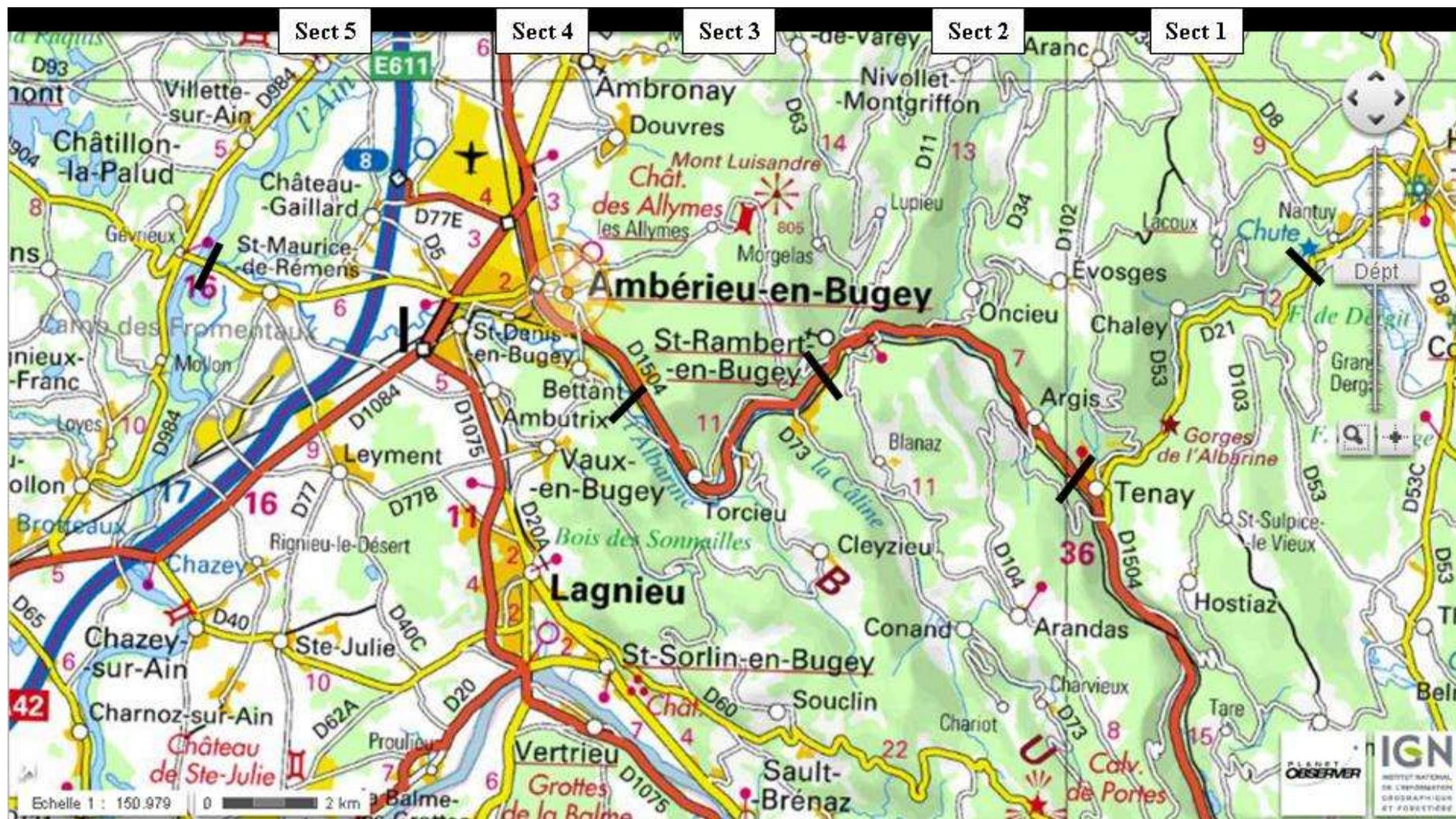
Annexe 1 = Carte des secteurs d'étude

Annexe 2 = Caractéristiques biologiques et écologiques des différentes espèces de poissons.

Annexe 3 = Comparaison des abondances (transformées en logarithme népérien) par campagne pour l'Ain, l'Albarine et le Seymard

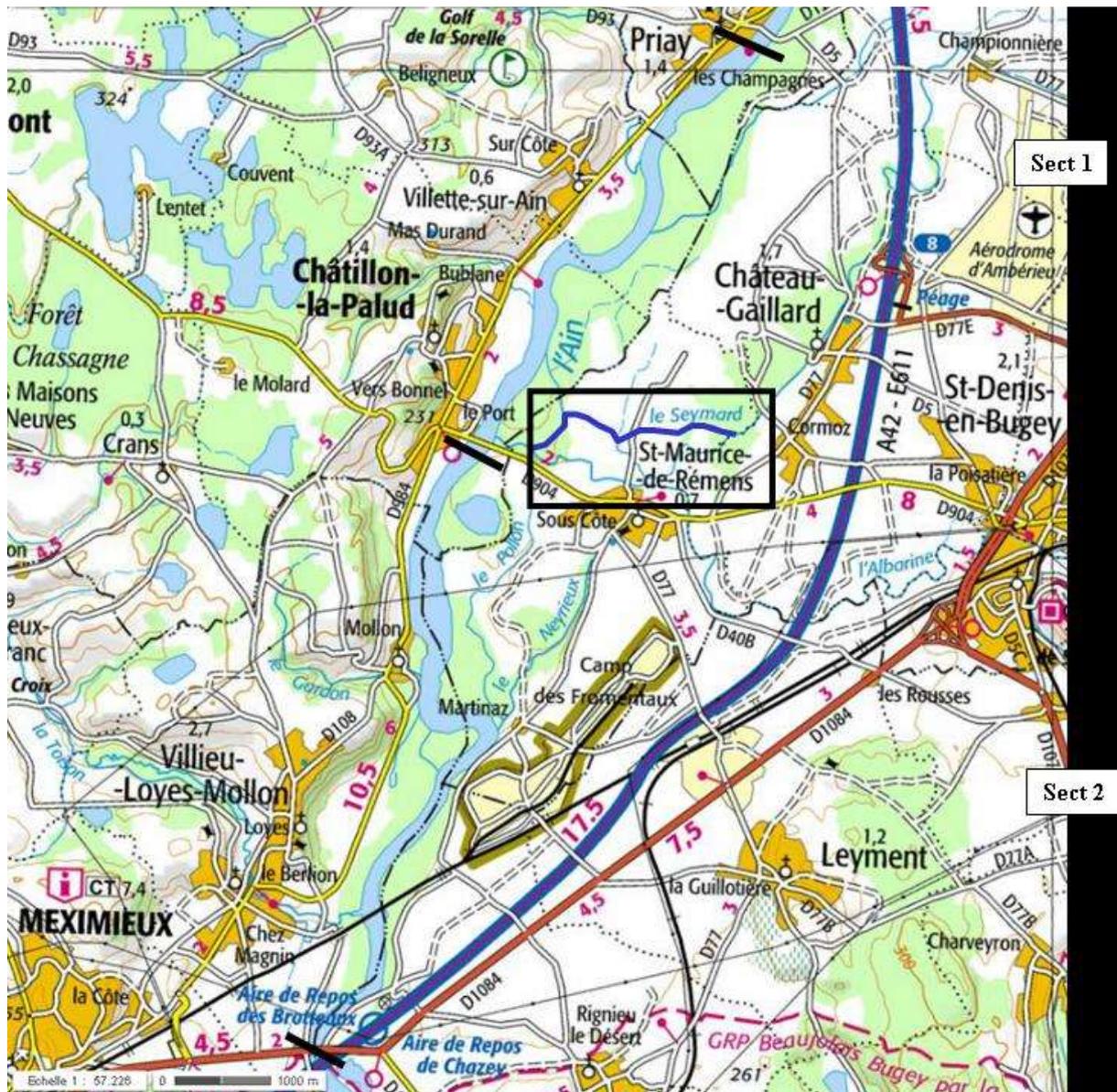
Annexe 4 = Cartes des répartitions des points où des individus ont été observés en EPO et en EPA par campagne, pour chaque espèce, et pour les stades de développement (adulte, juvénile ou indéterminé) définis par les expérimentateurs pour certaines espèces.

Annexe 1 :



Situation géographique des 5 secteurs de l'Albarine (d'après Géoportail).

Annexe 1 (suite) :



Situation géographique des 2 secteurs de l'Ain et du secteur du Seynard (d'après Géoportail).

Annexe 2 : Caractéristiques biologiques et écologiques des différentes espèces de poissons.

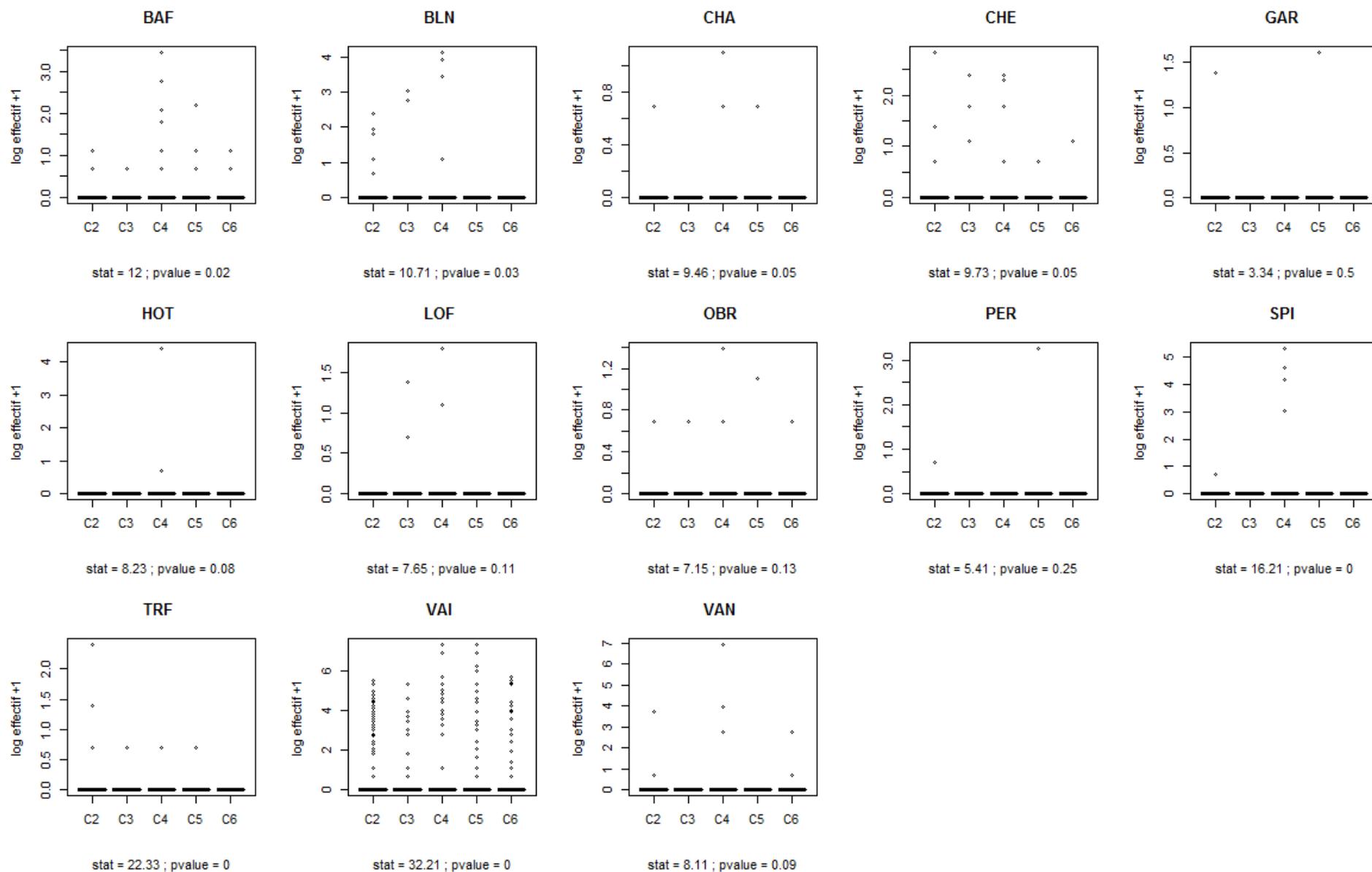
NC	NS	Code	TA	PR	MF	MA	RT	HR	ZN	RA	HG	VP	Score
Ablette	Alburnus alburnus	ABL	80-300	printemps	50-10000	50-10000	4.78-5.6	phyto-lithophile	colonne d'eau	invertébrés	5	0.4-0.8	6
Barbeau	Barbus barbus	BAF	300-1000	mai	50-10000	50-100000	4.78-5.7	lithophile	benthivore	invertébrés	chenal	> 0.8	6
Blageon	Leuciscus soufia	BLN	80-300	avril	50-10000	50-500	4.78-5.6	lithophile	colonne d'eau	invertébrés	6	0.05-0.2	8
Bouvière	Rhodeus sericeus	BOU	20-80	printemps	50-10000	5-500	<= 4.35	autre	colonne d'eau	omnivore	berge	0-0.5	10
Brème	Blicca bjoerkna	BRB	80-300	juin	200-100000	50-10000	<= 4.35	phytophile	benthivore	omnivore	pool	0-0.5	11
Brochet	Esox lucius	BRO	300-5000	mars	5-500	5-10000	4.78-5.6	phytophile	colonne d'eau	poissons	berge	0-0.5	11
Chabot	Cottus gobio	CHA	80-300	printemps	NA	NA	4.35-4.78	lithophile	benthivore	invertébrés	rapides	> 0.8	6
Chevaine	Leuciscus cephalus	CHE	300-1000	mai	50-100000	50-10000	<= 4.35	lithophile	colonne d'eau	omnivore	6	0.05-0.2	11
Epinoche	Gasterosteus aculeatus	EPI	20-80	avril à juillet	5-10000	0.5-500	4.35-4.78	phytophile	colonne d'eau	invertébrés	berge	0-0.5	9
Gardon	Rutilus rutilus	GAR	300-1000	printemps	500-100000	50-100000	<= 4.35	phytophile	colonne d'eau	omnivore	pool	0-0.5	12
Goujon	Gobio gobio	GOU	80-300	printemps	5-10000	5-500	> 5.6	phyto-lithophile	benthivore	invertébrés	berge	0-0.5	8
Hotu	Chondrostoma nasus	HOT	300-1000	avril	50-100000	50-100000	4.78-5.6	lithophile	benthivore	omnivore	chenal	> 0.8	6
Loche franche	Barbatula barbatula	LOF	80-300	mai	50-500	0.05-5	> 5.6	phyto-lithophile	benthivore	invertébrés	rapides	0.4-0.8	5
Ombre commun	Thymallus thymallus	OBR	300-1000	février à avril	50-100000	5-500	4.78-5.6	lithophile	colonne d'eau	invertébrés	chenal	0.4-0.8	7

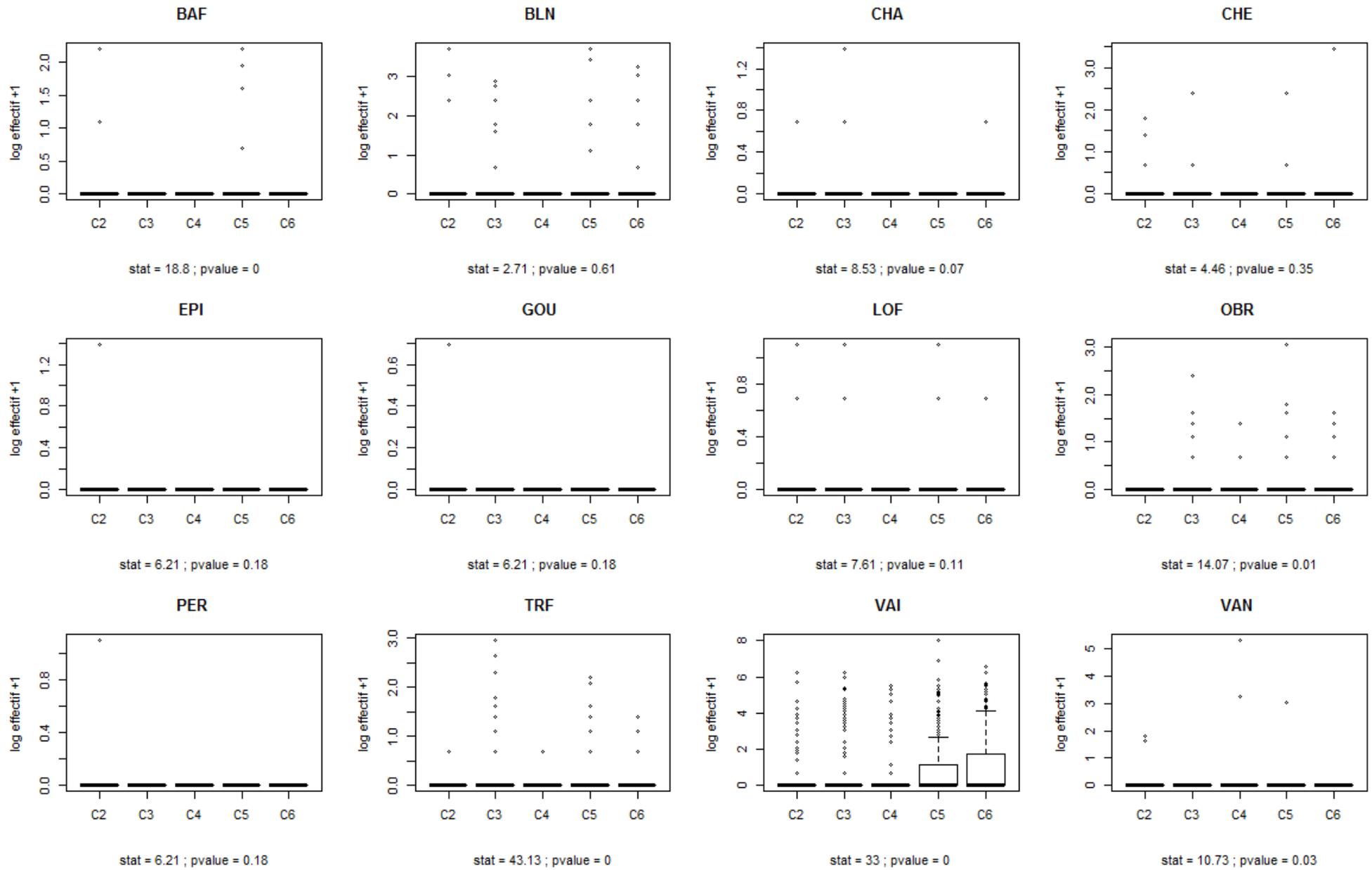
Annexe 2 (suite)

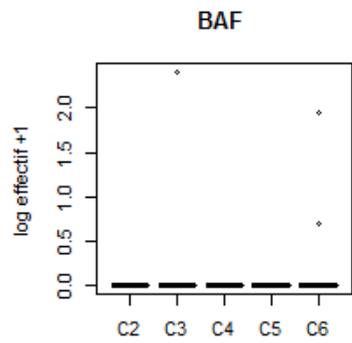
NC	NS	Code	TA	PR	MF	MA	RT	HR	ZN	RA	HG	VP	Score
Poisson chat	Ictalurus melas	PCH	80-300	juin	50-100000	5-500	4.35-4.78	lithophile	benthivore	omnivore	pool	0.05-0.2	9
Perche	Perca fluviatilis	PER	300-1000	mars-avril	50-100000	5-10000	<= 4.35	phyto-lithophile	colonne d'eau	carnivore	pool	0-0.5	12
Perche soleil	Lepomis gibbosus	PES	80-300	printemps	5-10000	0.5-500	<= 4.35	phyto-lithophile	colonne d'eau	invertébrés	pool	0-0.5	11
Pseudorasbora	Pseudorasbora parva	PSR	20-80	printemps	NA	NA	> 5.6	phyto-lithophile	colonne d'eau	omnivore	7	0-0.5	7
Spirilin	Alburnoïdes bipunctatus	SPI	80-300	mai-juin	5-10000	5-500	<= 4.35	lithophile	colonne d'eau	omnivore	chenal	0.05-0.2	10
Tanche	Tinca tinca	TAN	300-1000	juin-juillet	50-10000	5-500	<= 4.35	phytophile	benthivore	omnivore	pool	0-0.5	12
Truite fario	Salmo trutta fario	TRF	300-1000	janvier	5-10000	0.5-10000	<= 4.35	lithophile	colonne d'eau	carnivore	8	0.2-0.4	10
Vairon	Phoxinus phoxinus	VAI	20-80	printemps	5-10000	5-10000	4.78-5.6	lithophile	colonne d'eau	invertébrés	berge	0.05-0.2	7
Vandoise	Leuciscus leuciscus	VAN	80-300	février à avril	50-100000	5-10000	4.78-5.6	phyto-lithophile	colonne d'eau	omnivore	6	0.05-0.2	8

NC : nom commun ; **NS** : nom scientifique ; **RT** : Rapport de la longueur du corps sur la largeur ; **MF** : Mouvements avec le courant (lors de la fraie) (m) ; **MA** : Mouvements à contre-courant (adultes) (m) ; **PR** : période de reproduction ; **TA** : taille (mm) ; **HR** : Habitat de reproduction ; **ZN** Zone de nourrissage ; **RA** Régime alimentaire ; **HG** guildes d'habitat ; **VP** Préférence vitesse du courant (m.s-1) ; **score** : facilité à observer les individus (un faible score indique une espèce difficile à observer en plongée) calculé à partir de la taille, du rapport de la taille sur la largeur, des guildes d'habitats et des préférences vis-à-vis du courant.

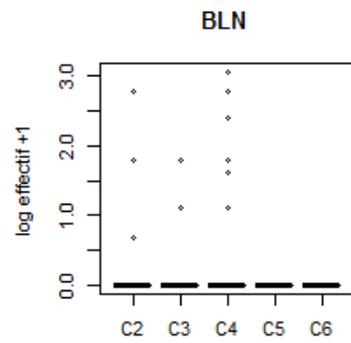
Annexe 3 : . Comparaison des abondances (transformées en logarithme népérien) par campagne pour l'Ain, l'Albarine et le Seynard (présentés dans cet ordre) par un test de Kruskal-Wallis.



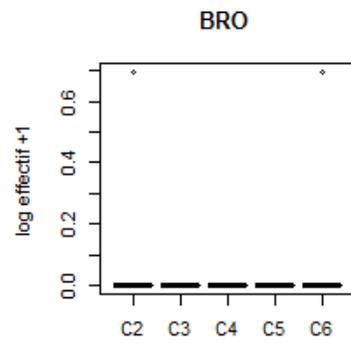




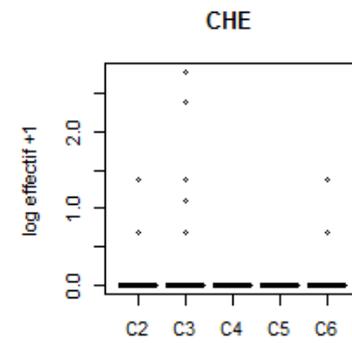
stat = 5.43 ; pvalue = 0.25



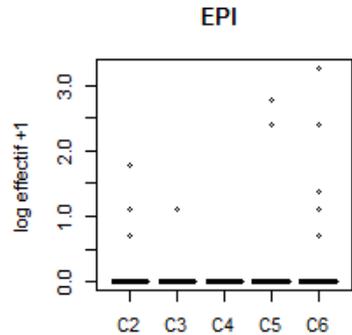
stat = 20.91 ; pvalue = 0



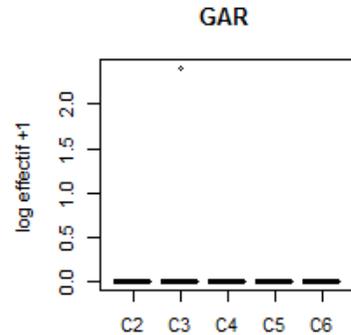
stat = 7.56 ; pvalue = 0.11



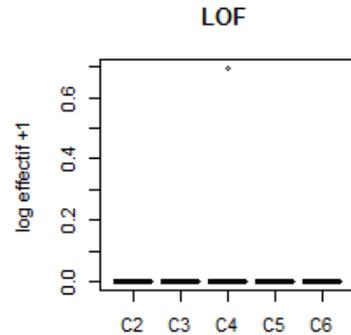
stat = 25.57 ; pvalue = 0



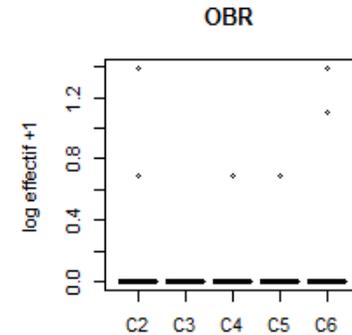
stat = 7.43 ; pvalue = 0.12



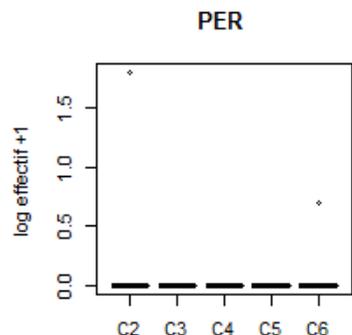
stat = 5.77 ; pvalue = 0.22



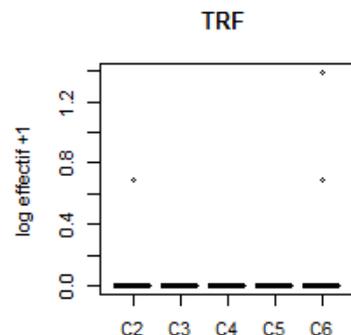
stat = 4.06 ; pvalue = 0.4



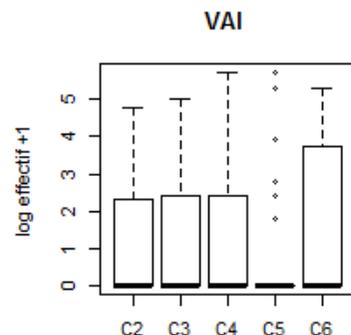
stat = 1.78 ; pvalue = 0.78



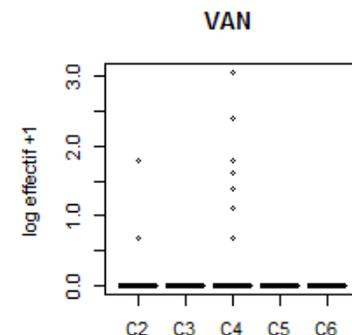
stat = 2.55 ; pvalue = 0.64



stat = 6.79 ; pvalue = 0.15



stat = 29.36 ; pvalue = 0



stat = 49.88 ; pvalue = 0

Annexe 4 : Cartes des répartitions des points où des individus ont été observés en EPO (rouge) et en EPA (bleu) en fonction des espèces, de leurs stades de développement (adulte, juvénile ou indéterminé par les expérimentateurs).et des campagnes. Les croix sur les cartes indiquent le front d'assèchement maximal, c'est-à-dire la distance d'assèchement maximale, à partir de la confluence entre l'Ain et l'Albarine, simulées pendant les jours d'échantillonnage. Cette distance peut varier au sein d'une même campagne (cf carte des répartitions en EPO pour les barbeaux, chevaines, truites et ombres). Seuls les linéaires des secteurs échantillonnés sont représentés.

Adultes

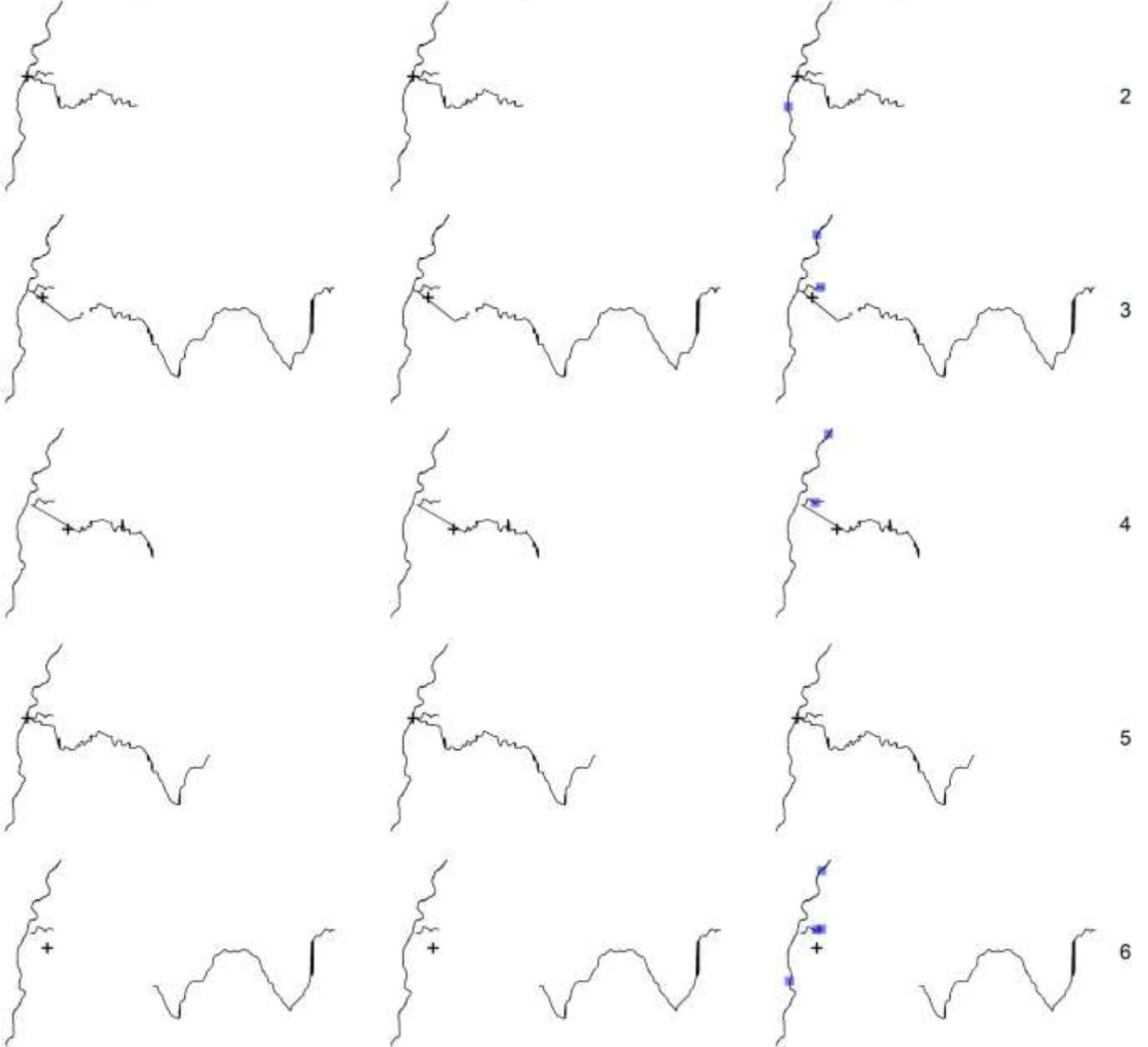
espèce ABL

Juveniles

espèce ABL

Indéterminés

espèce ABL



Adultes

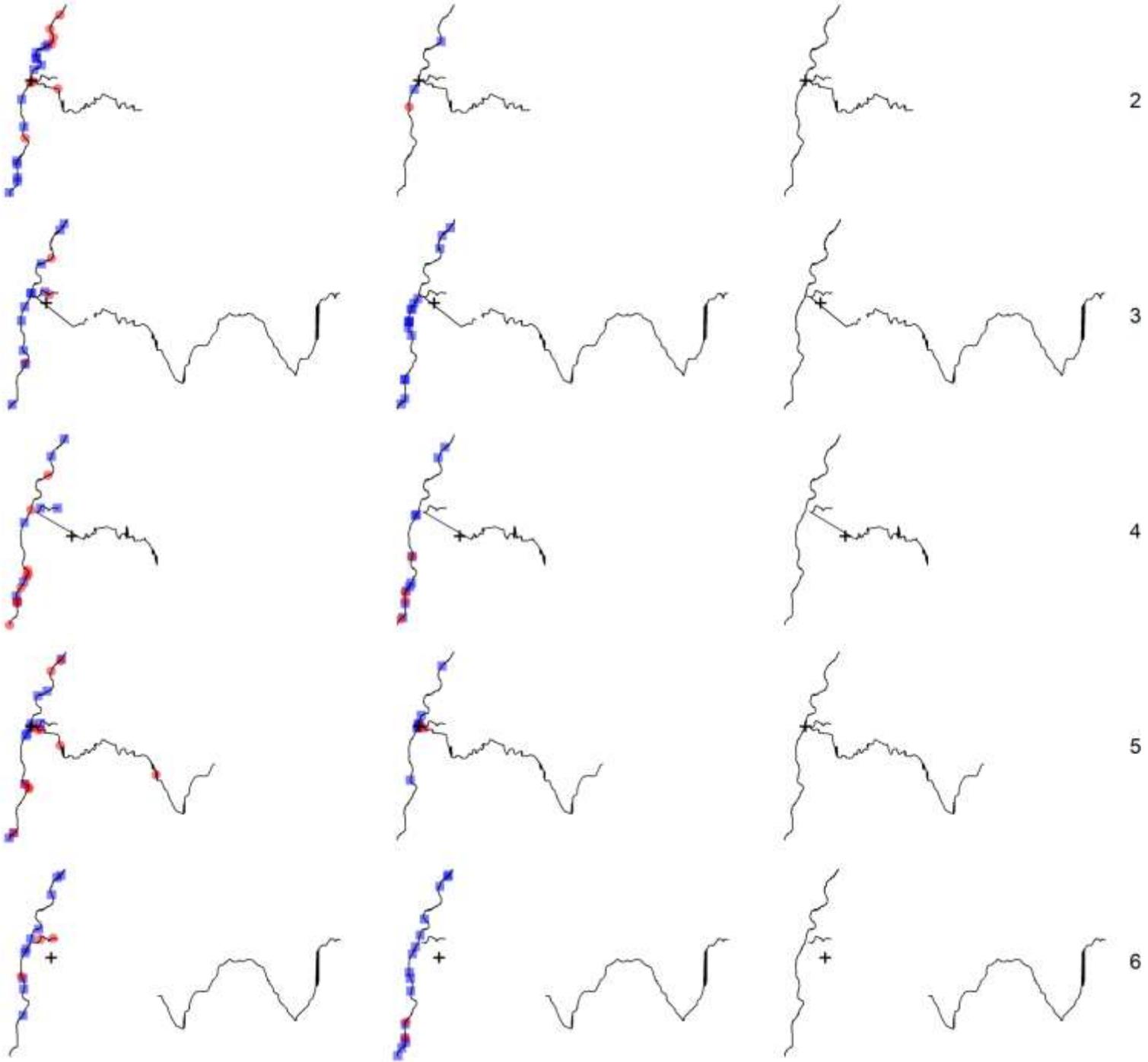
espèce BAF

Juveniles

espèce BAF

Indéterminés

espèce BAF



Adultes

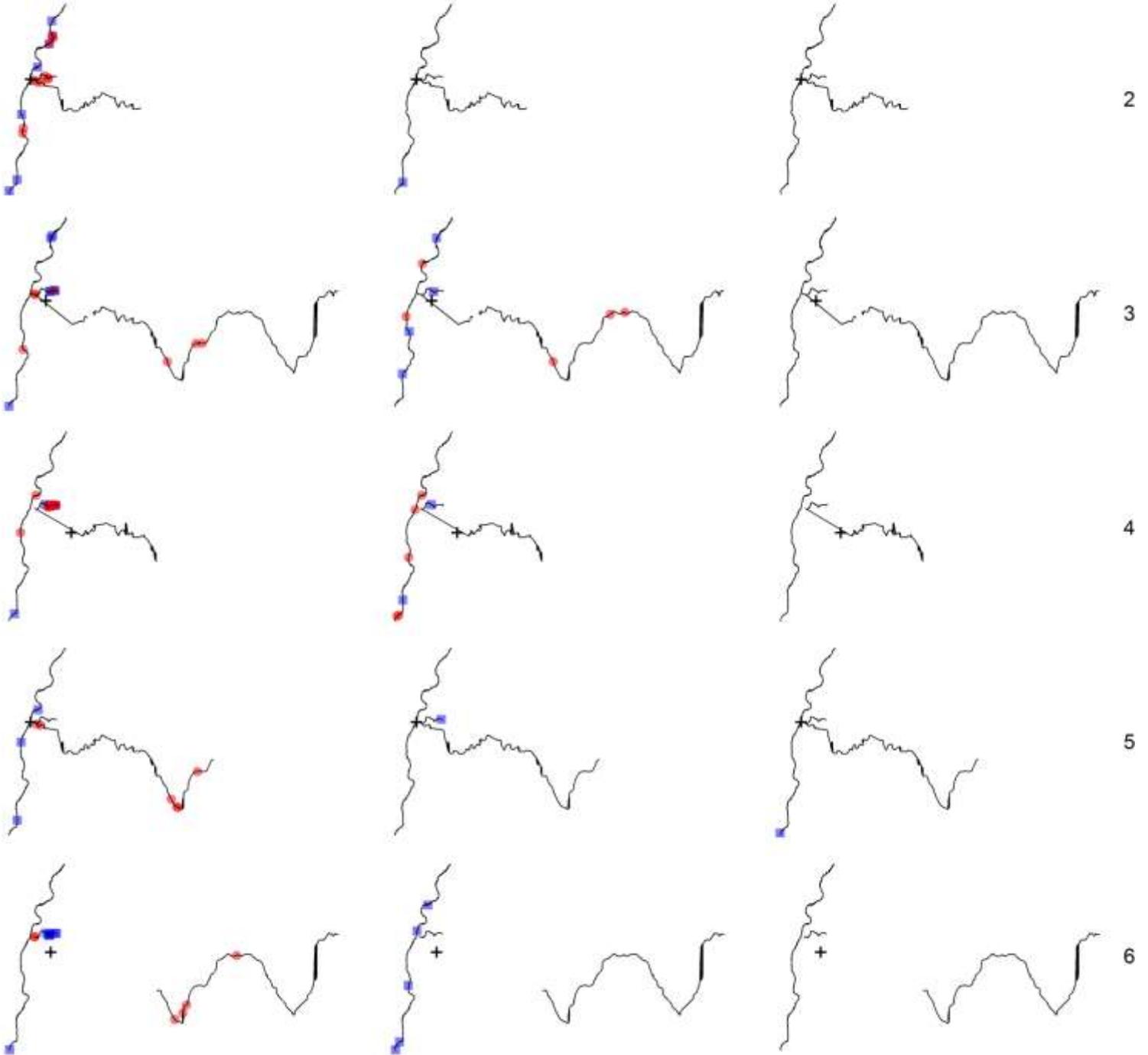
espèce BLN

Juveniles

espèce BLN

Indéterminés

espèce BLN



Adultes

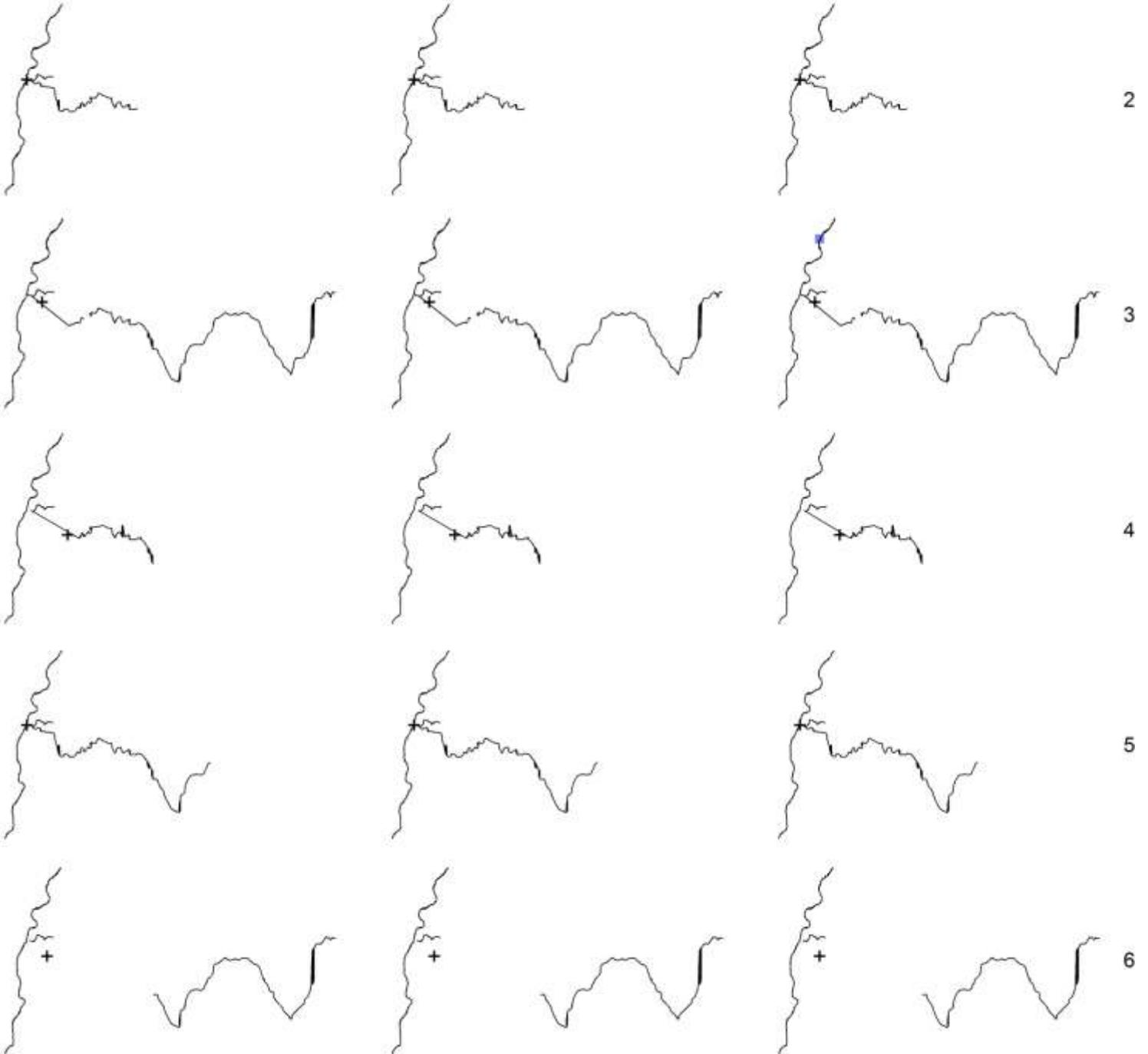
espèce BOU

Juveniles

espèce BOU

Indéterminés

espèce BOU



Adultes

espèce BRB

Juveniles

espèce BRB

Indéterminés

espèce BRB



2



3



4



5



6

Adultes

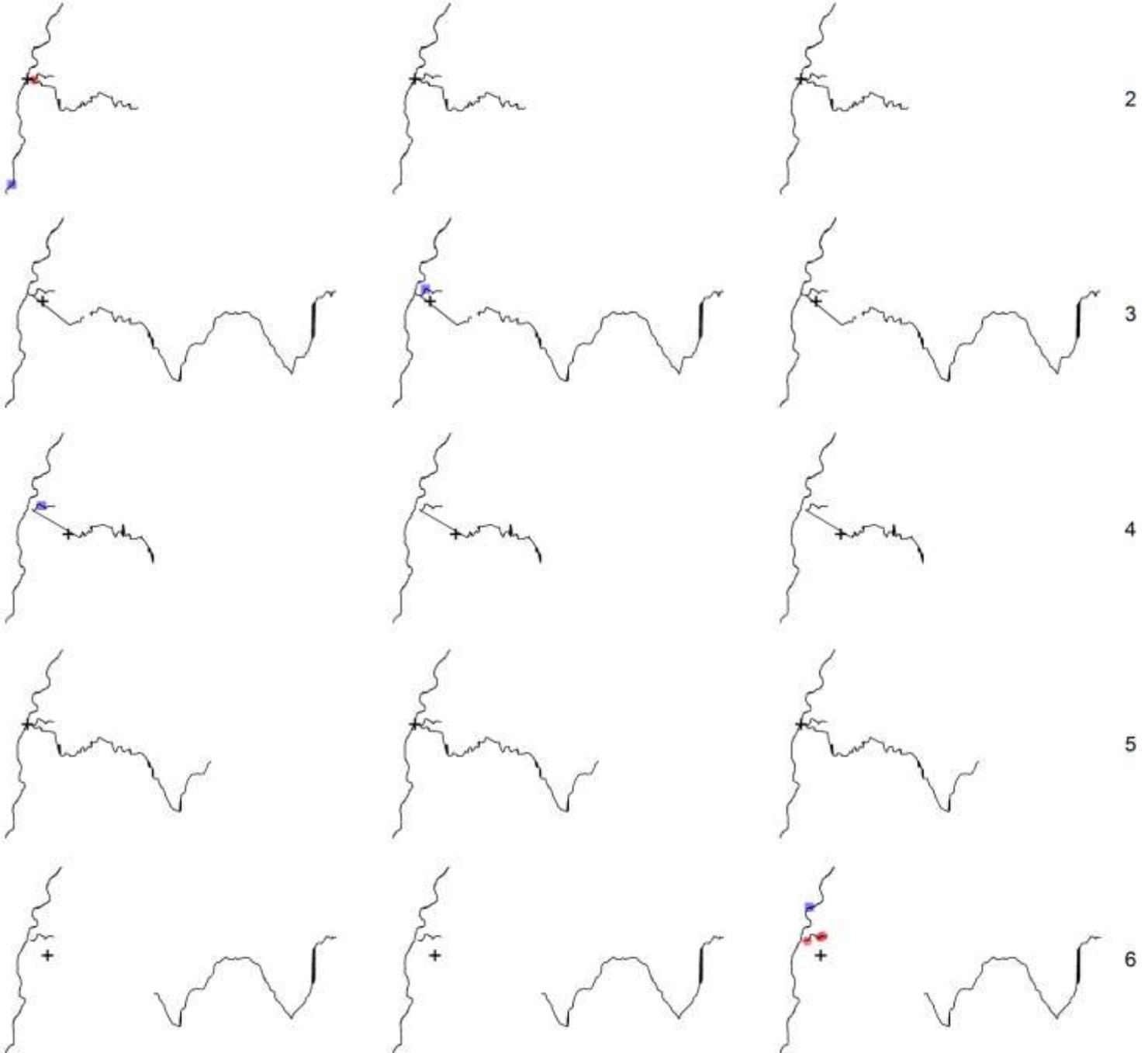
espèce BRO

Juveniles

espèce BRO

Indéterminés

espèce BRO



Adultes

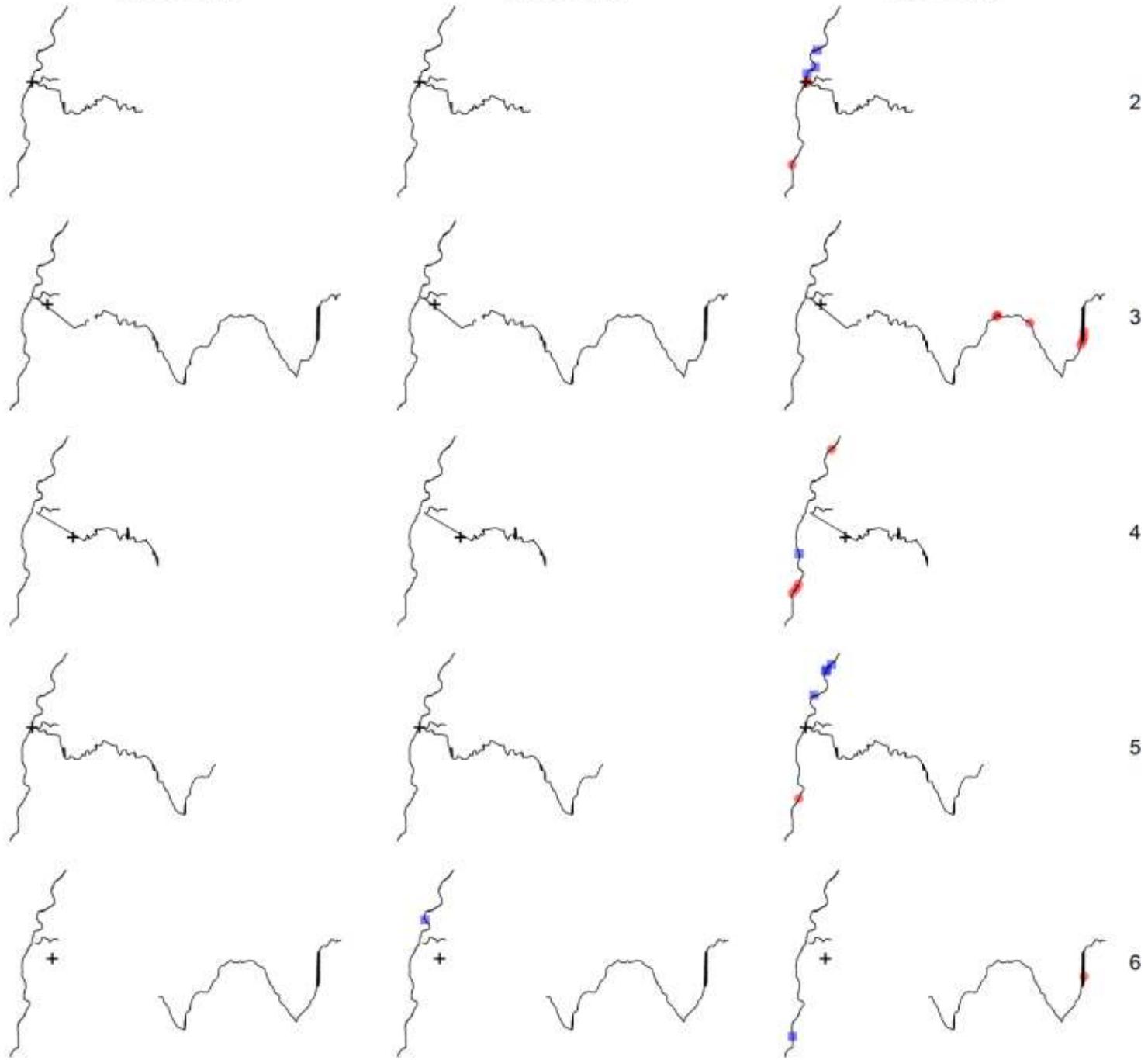
espèce CHA

Juveniles

espèce CHA

Indéterminés

espèce CHA



Adultes

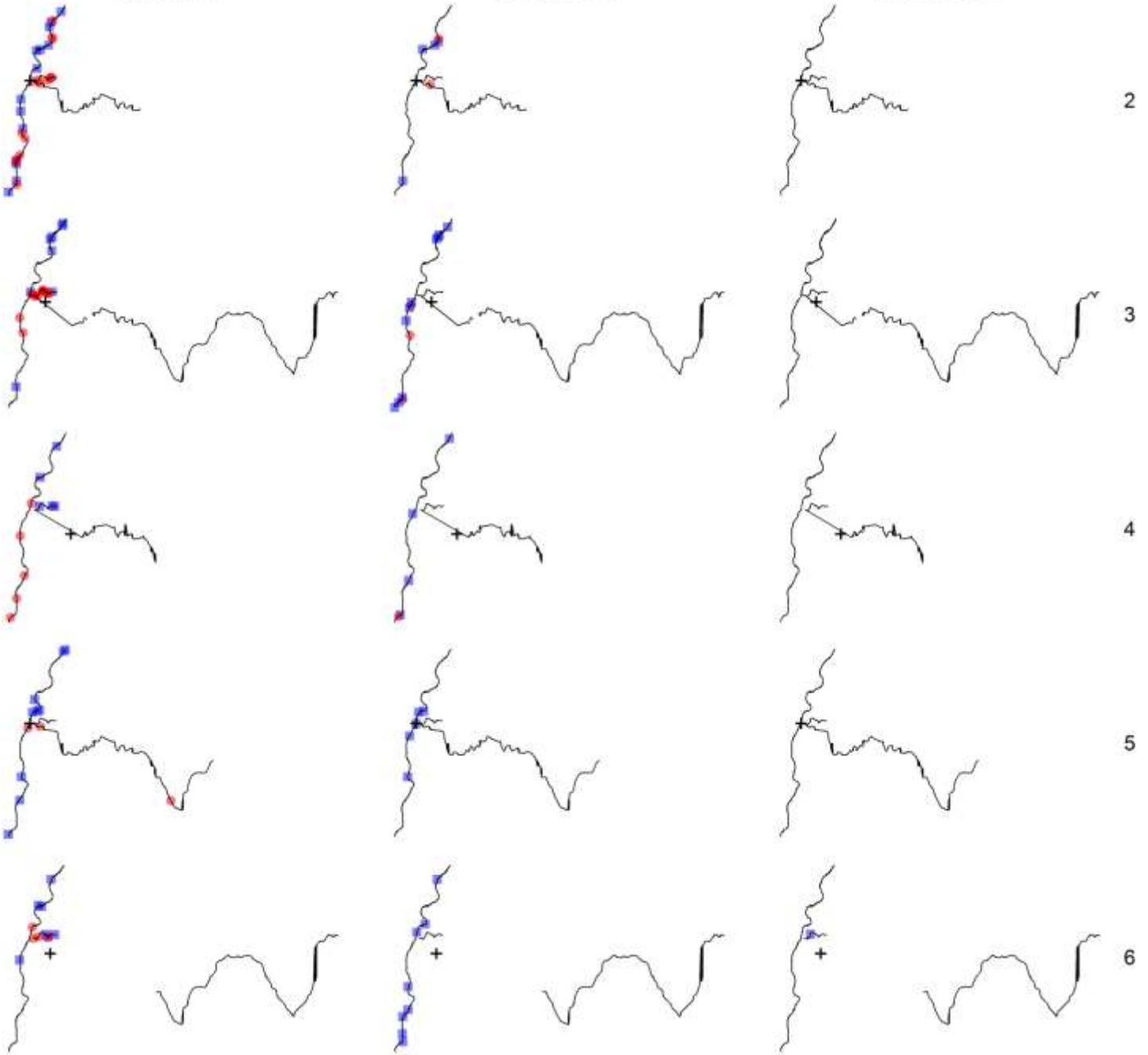
espèce CHE

Juveniles

espèce CHE

Indéterminés

espèce CHE



Adultes

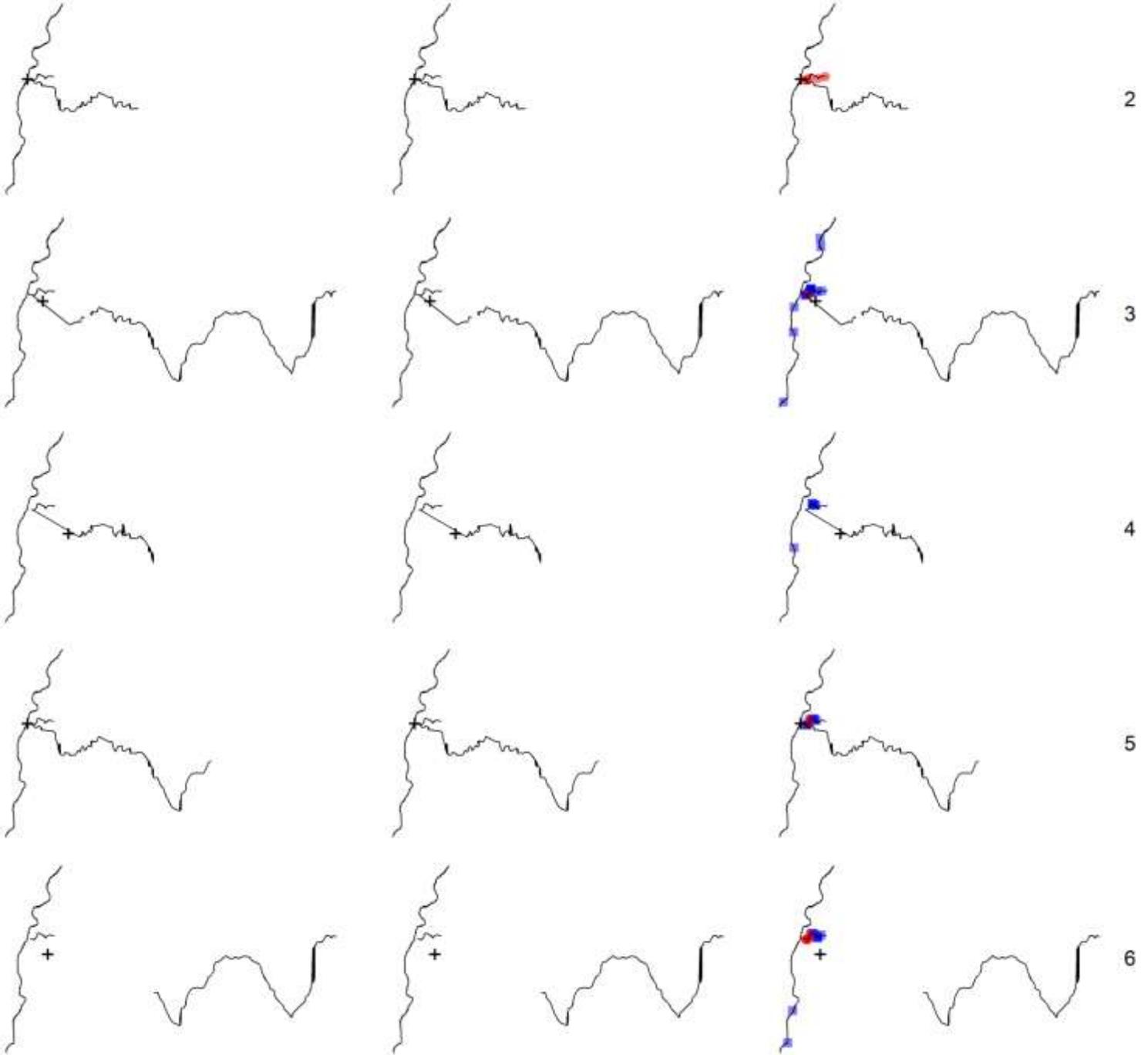
espèce EPI

Juveniles

espèce EPI

Indéterminés

espèce EPI



Adultes

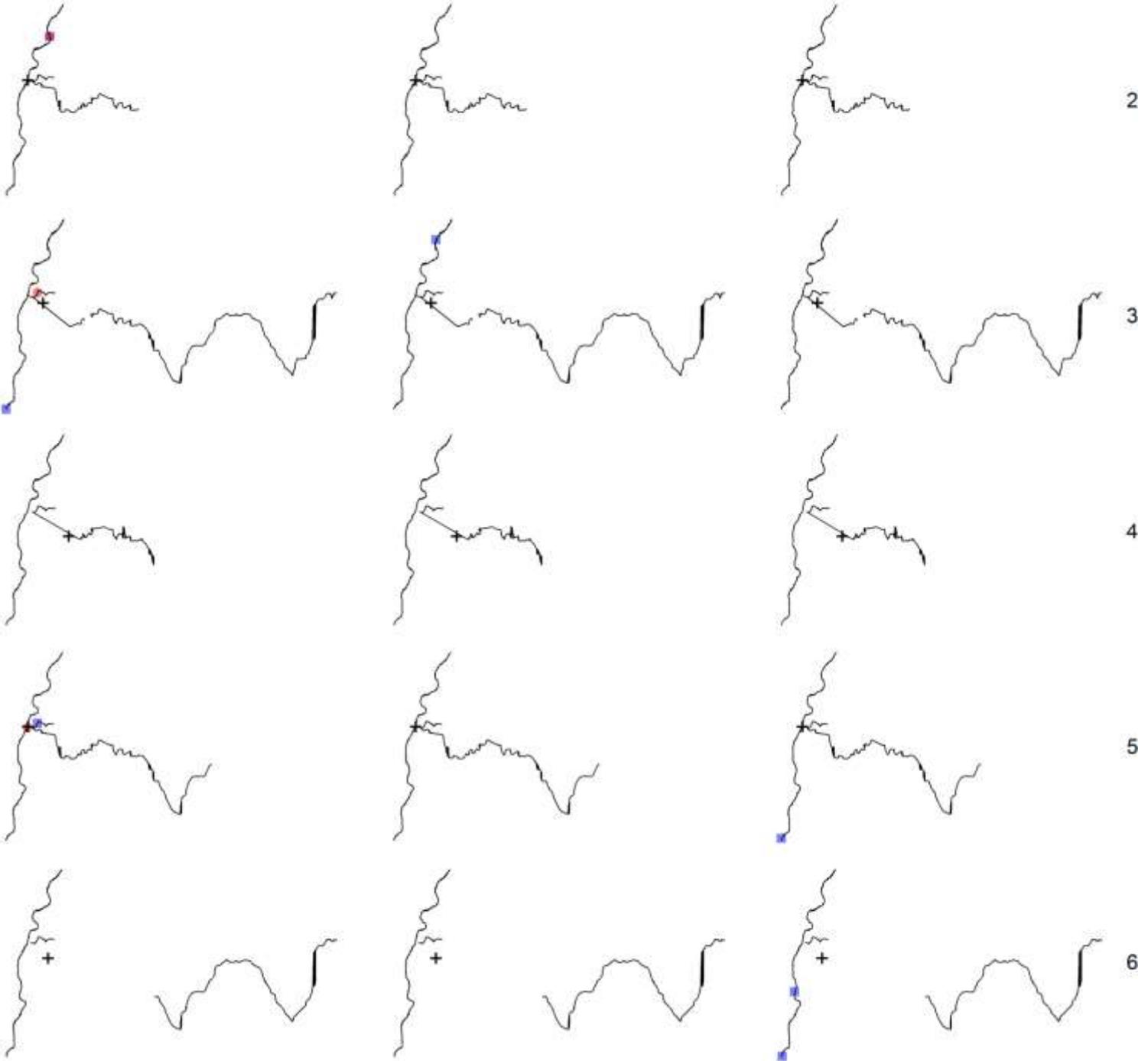
espèce GAR

Juveniles

espèce GAR

Indéterminés

espèce GAR



Adultes

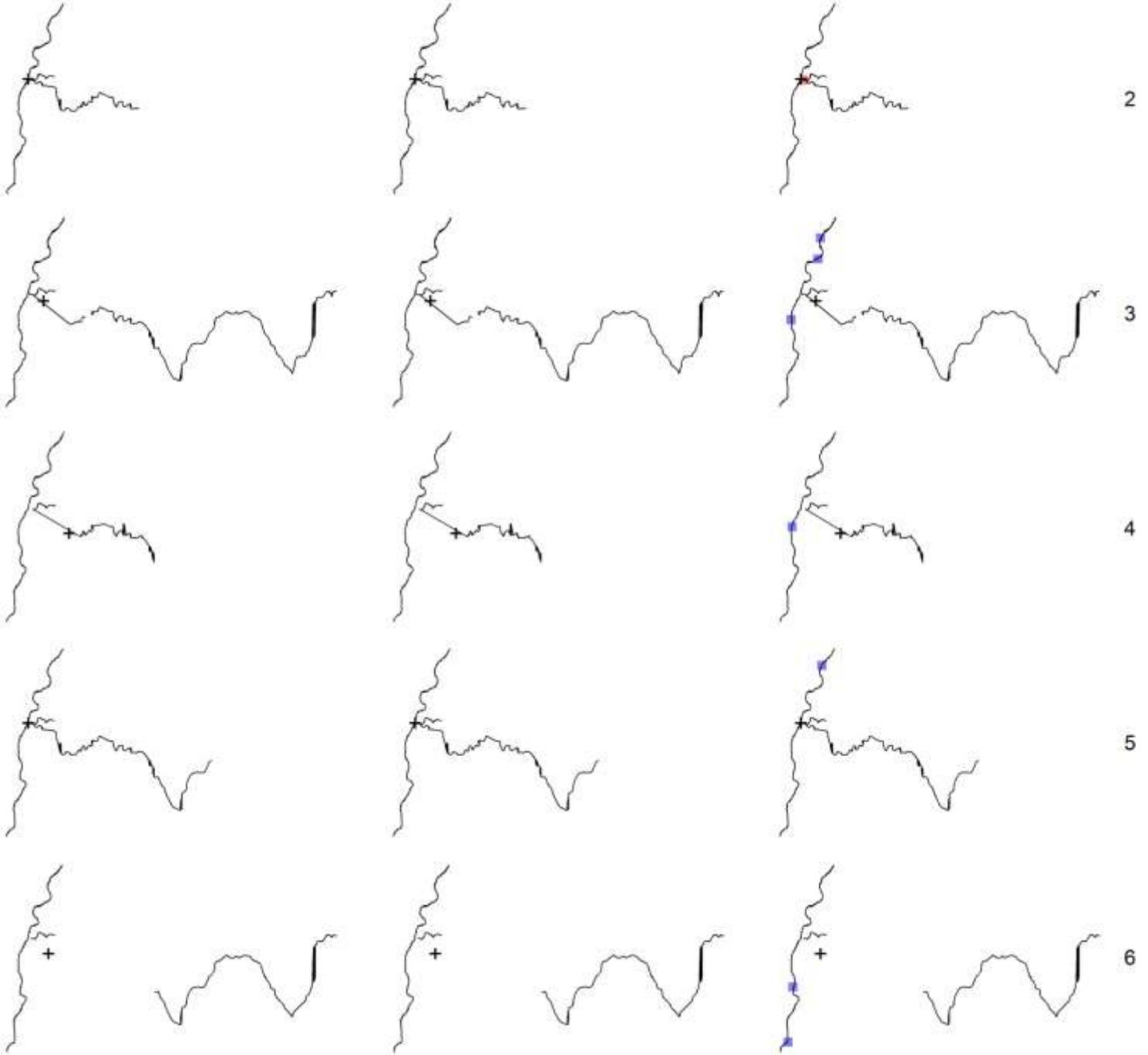
espèce GOU

Juveniles

espèce GOU

Indéterminés

espèce GOU



Adultes

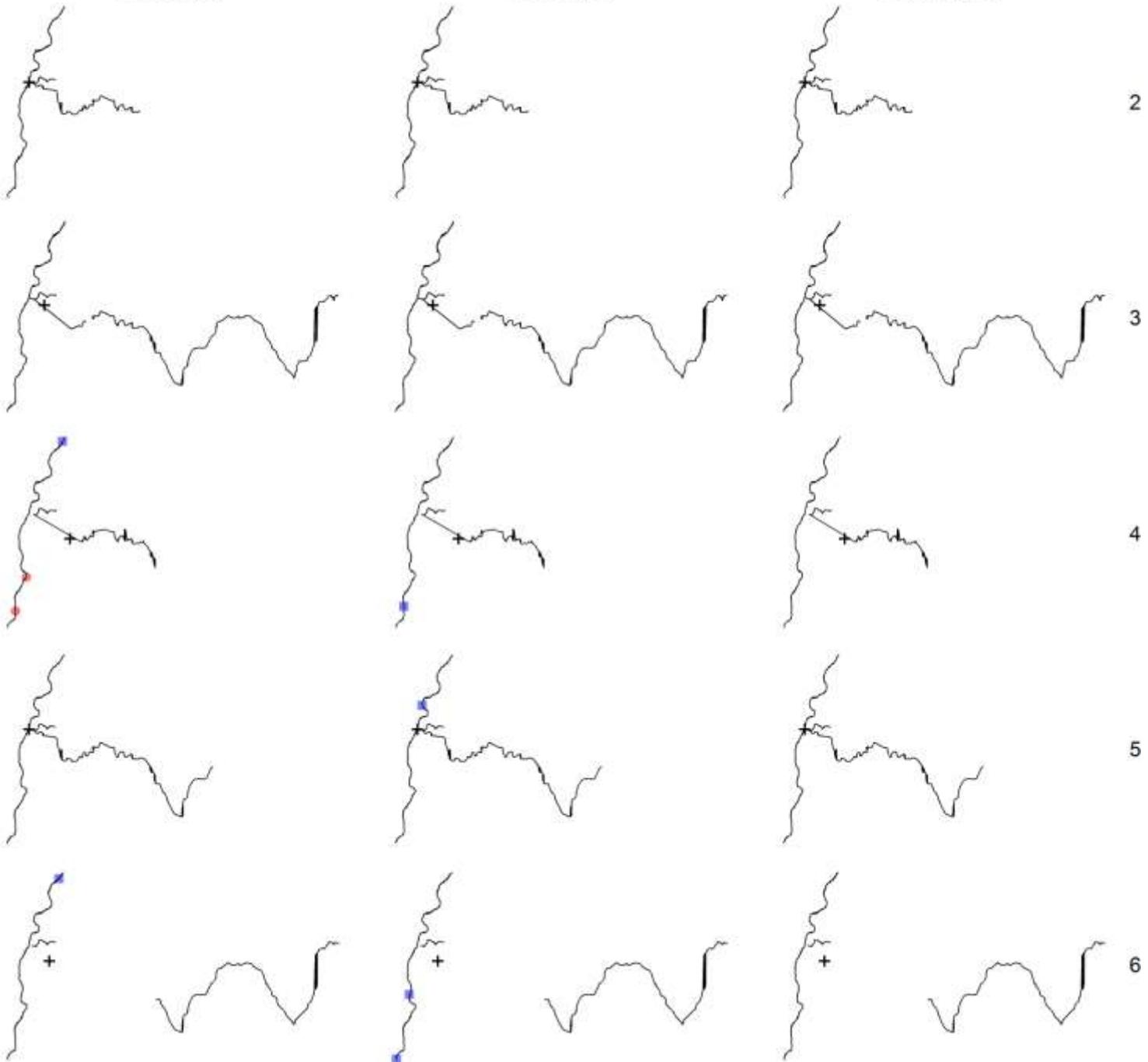
espèce HOT

Juveniles

espèce HOT

Indéterminés

espèce HOT



Adultes

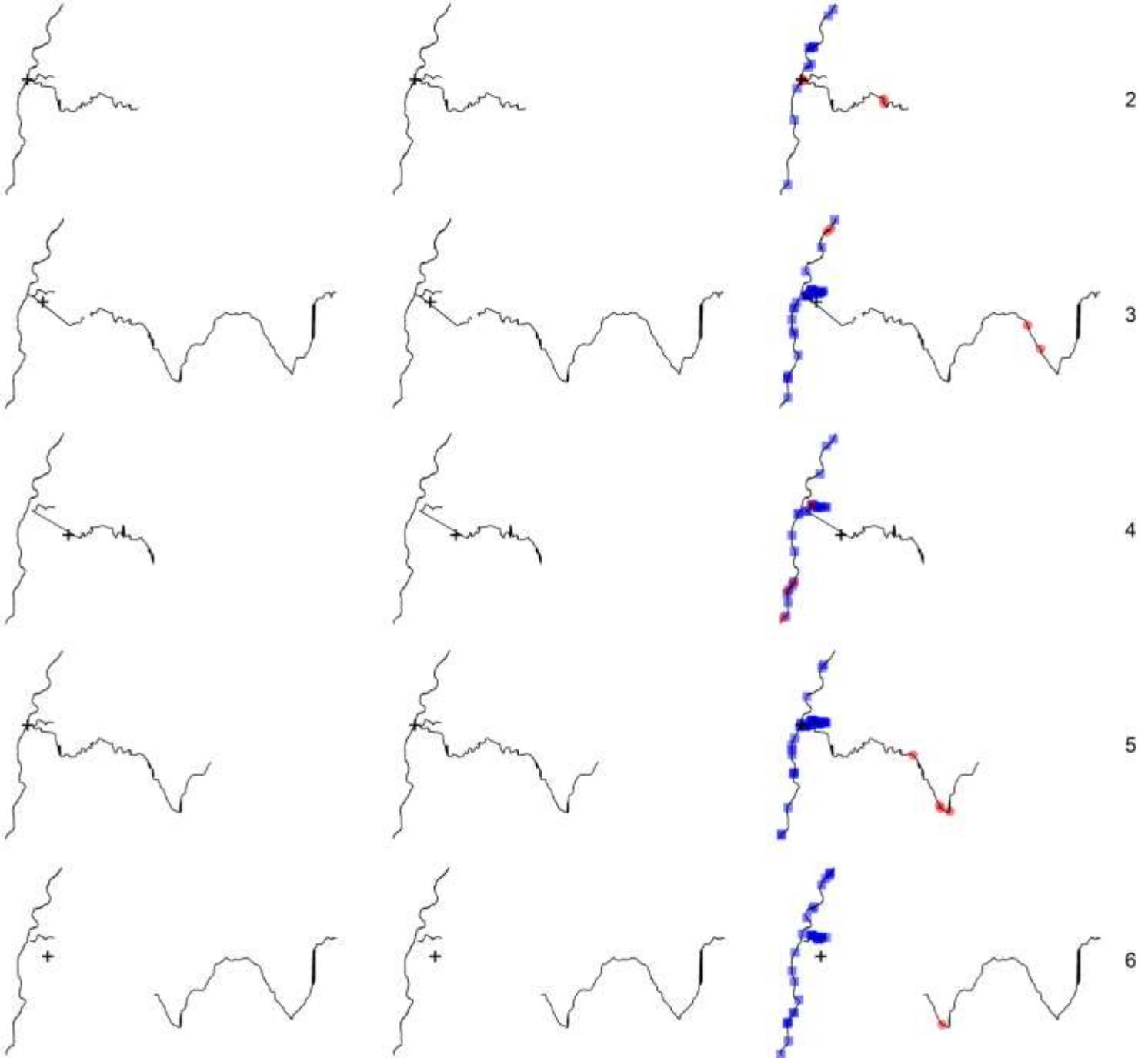
espèce LOF

Juveniles

espèce LOF

Indéterminés

espèce LOF



Adultes

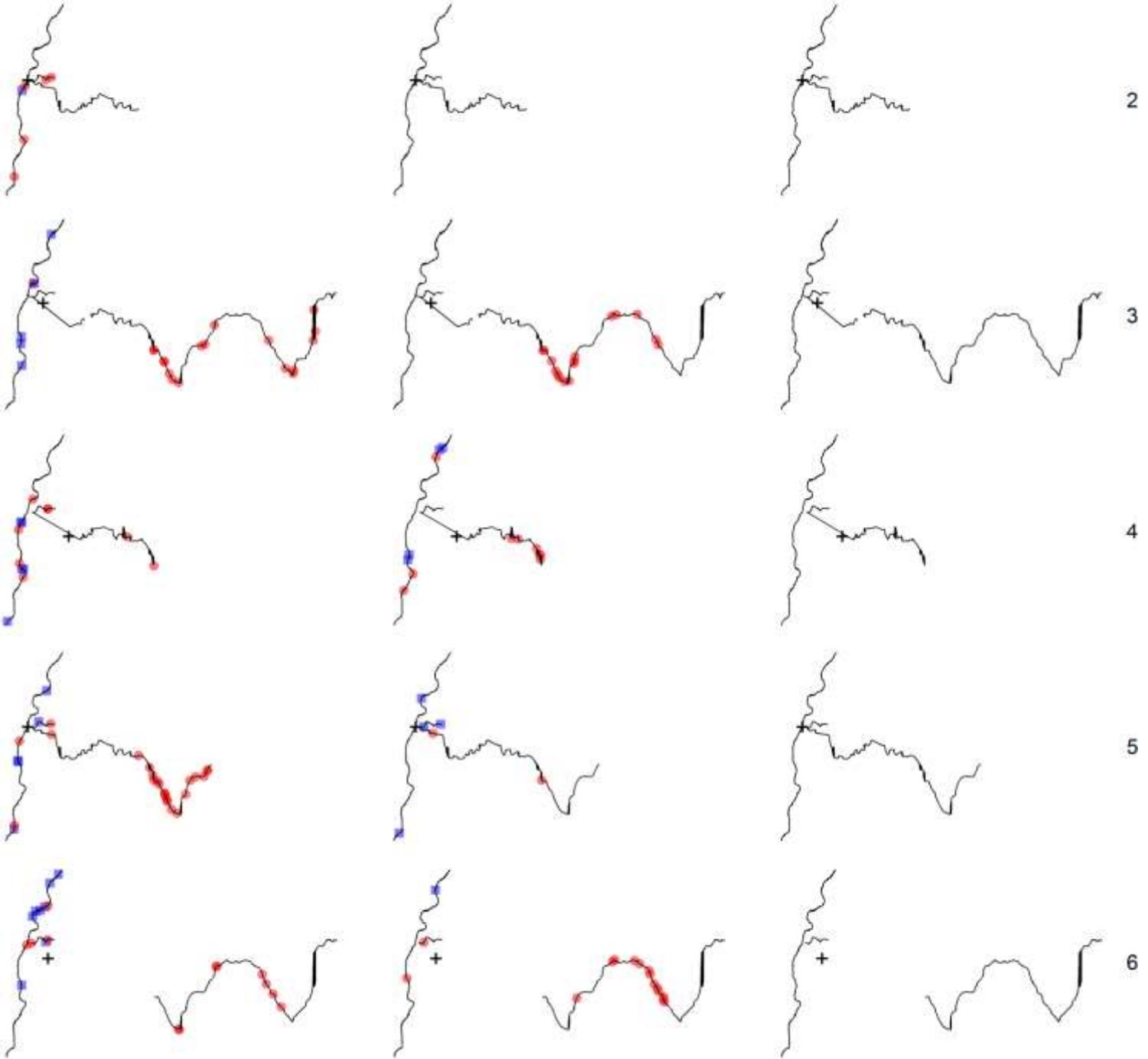
espèce OBR

Juveniles

espèce OBR

Indéterminés

espèce OBR



Adultes

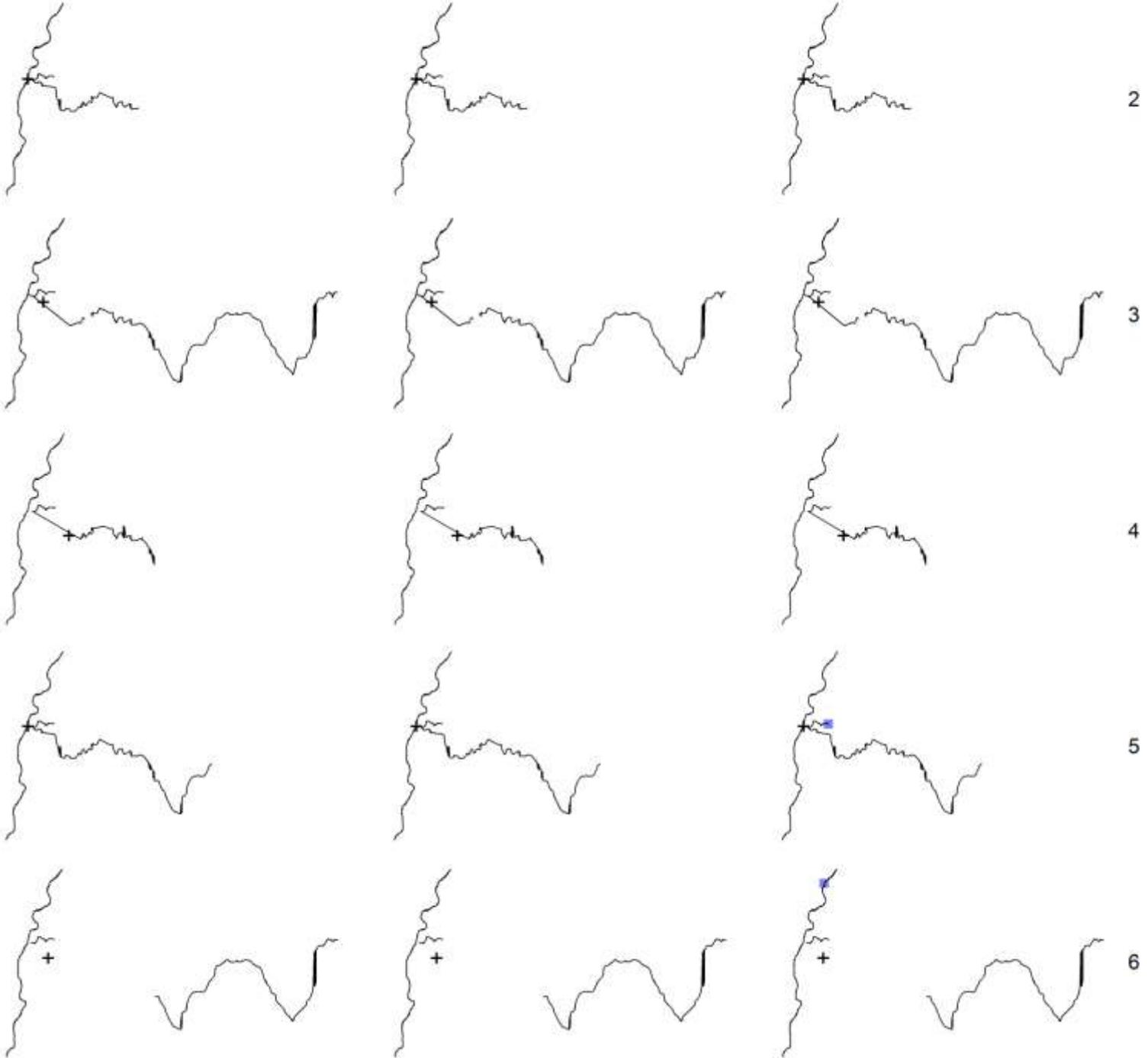
espèce PCH

Juveniles

espèce PCH

Indéterminés

espèce PCH



Adultes

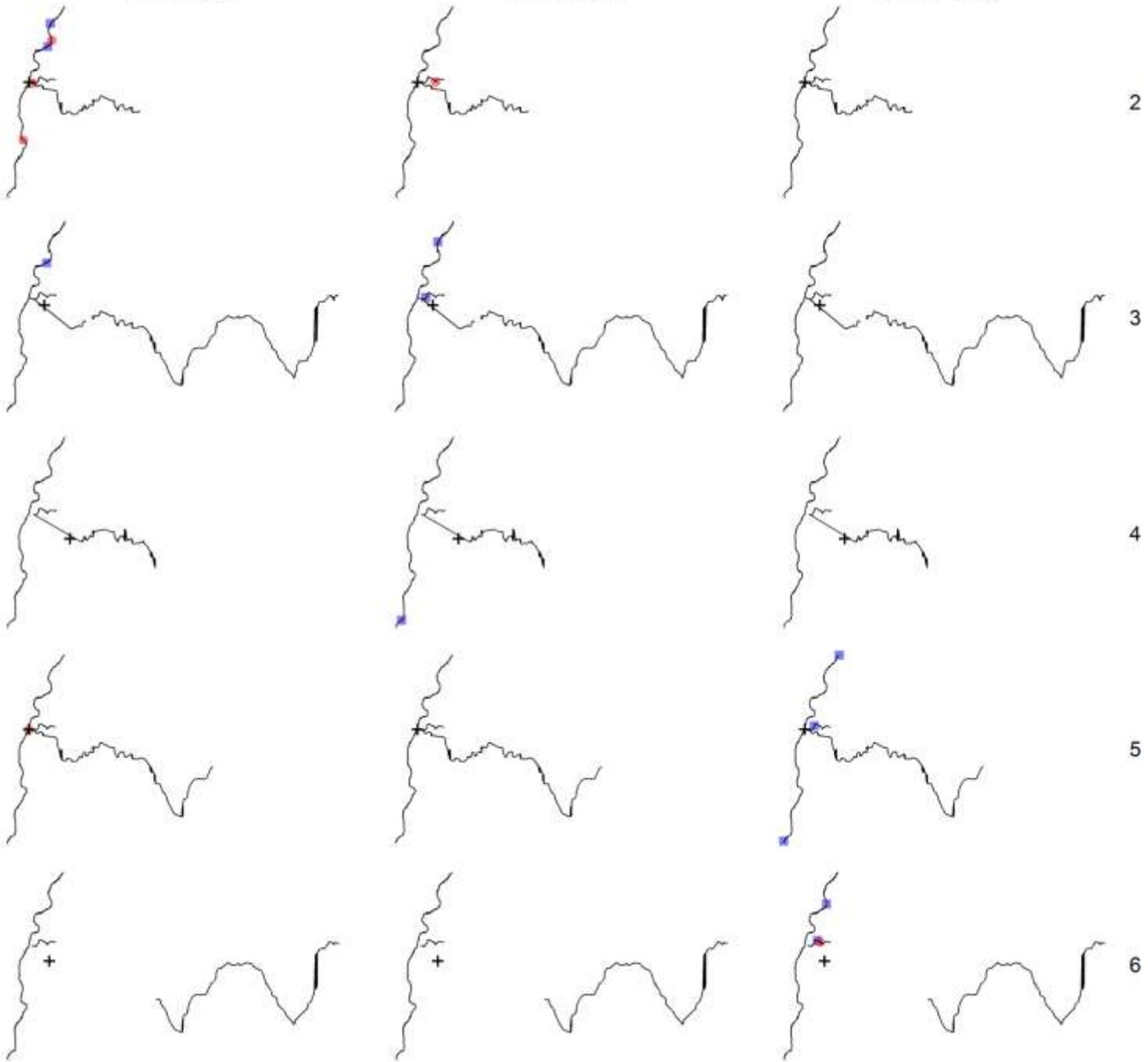
espèce PER

Juveniles

espèce PER

Indéterminés

espèce PER



Adultes

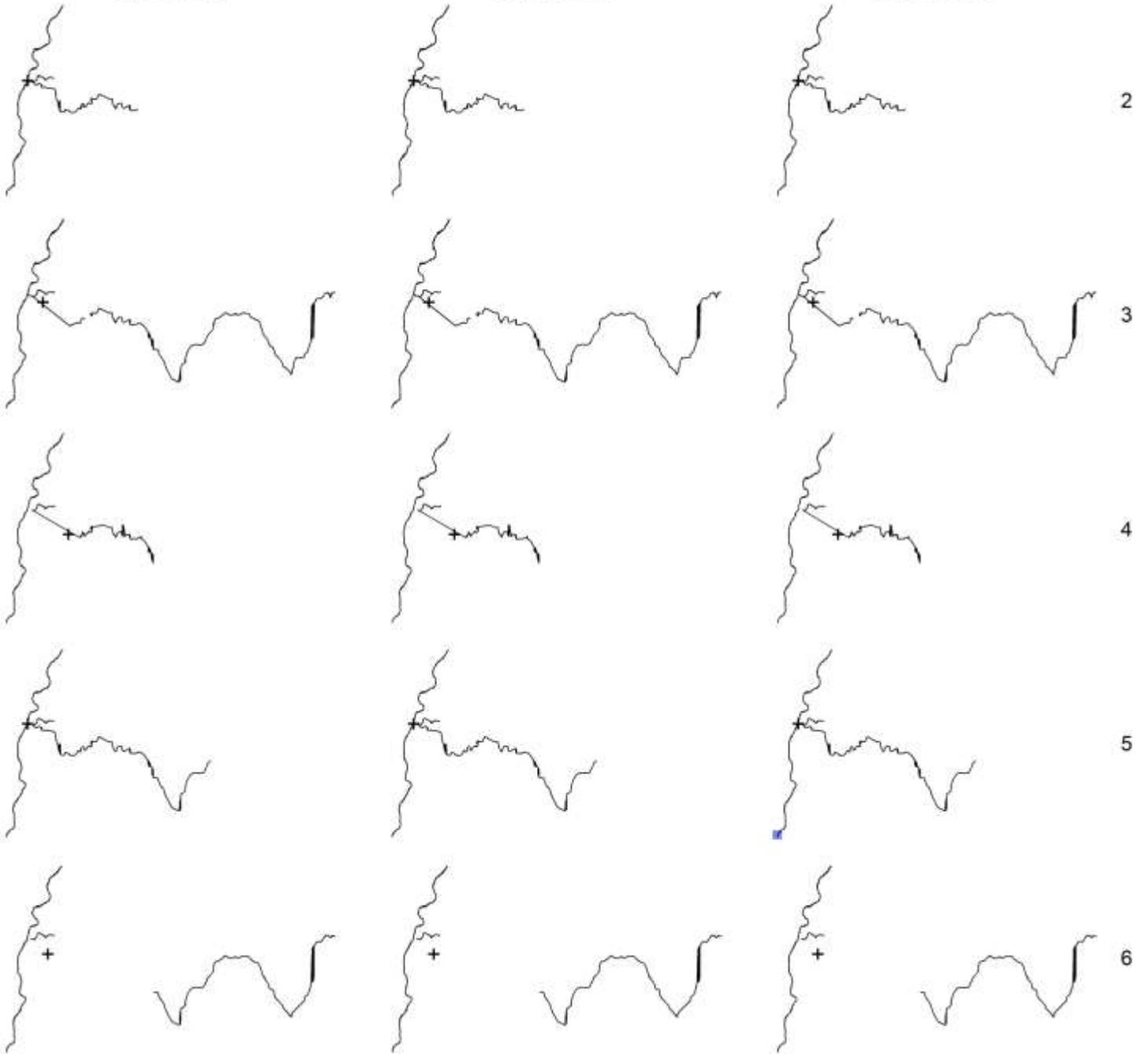
espèce PES

Juveniles

espèce PES

Indéterminés

espèce PES



Adultes

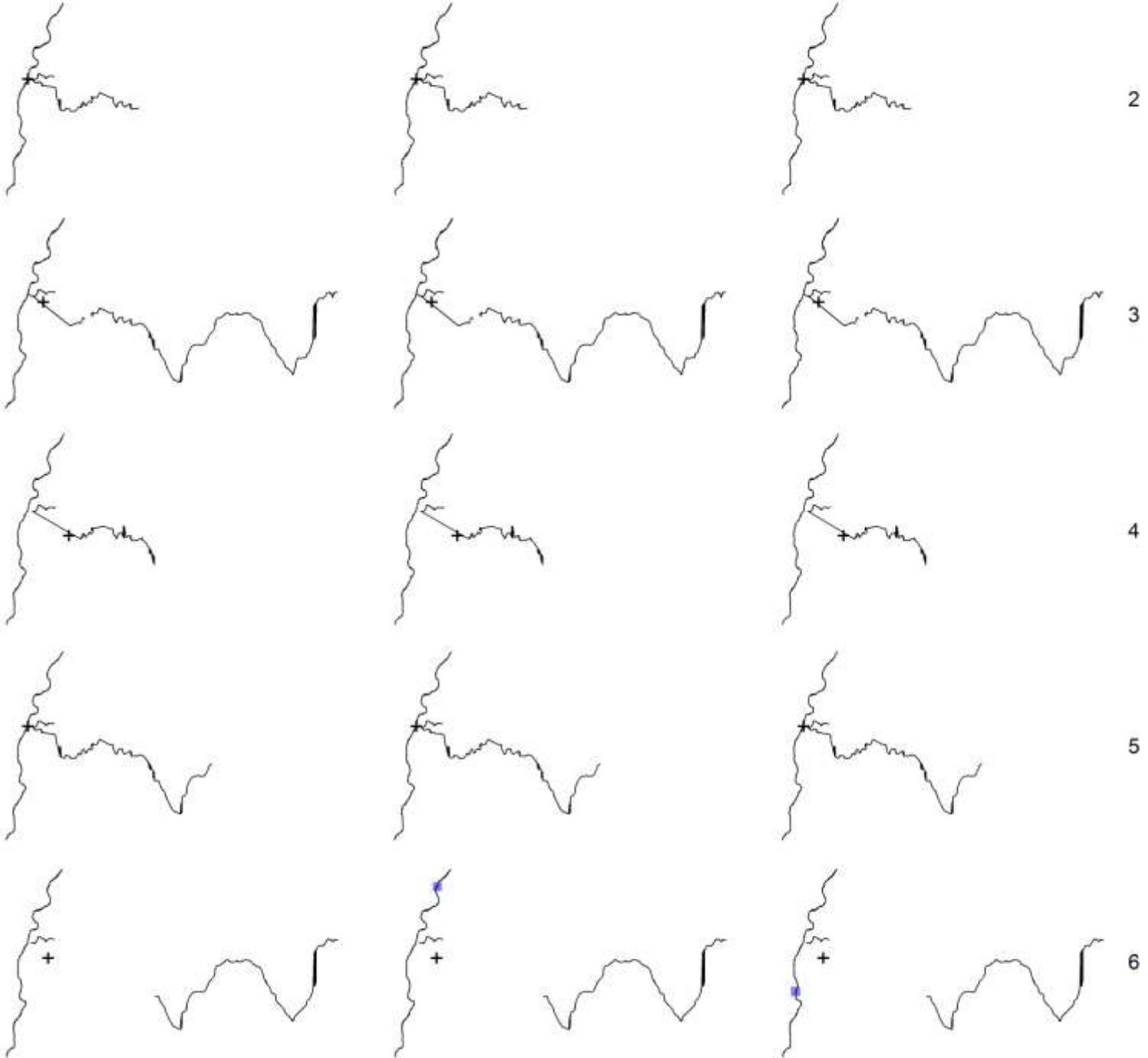
espèce PSR

Juveniles

espèce PSR

Indéterminés

espèce PSR



Adultes

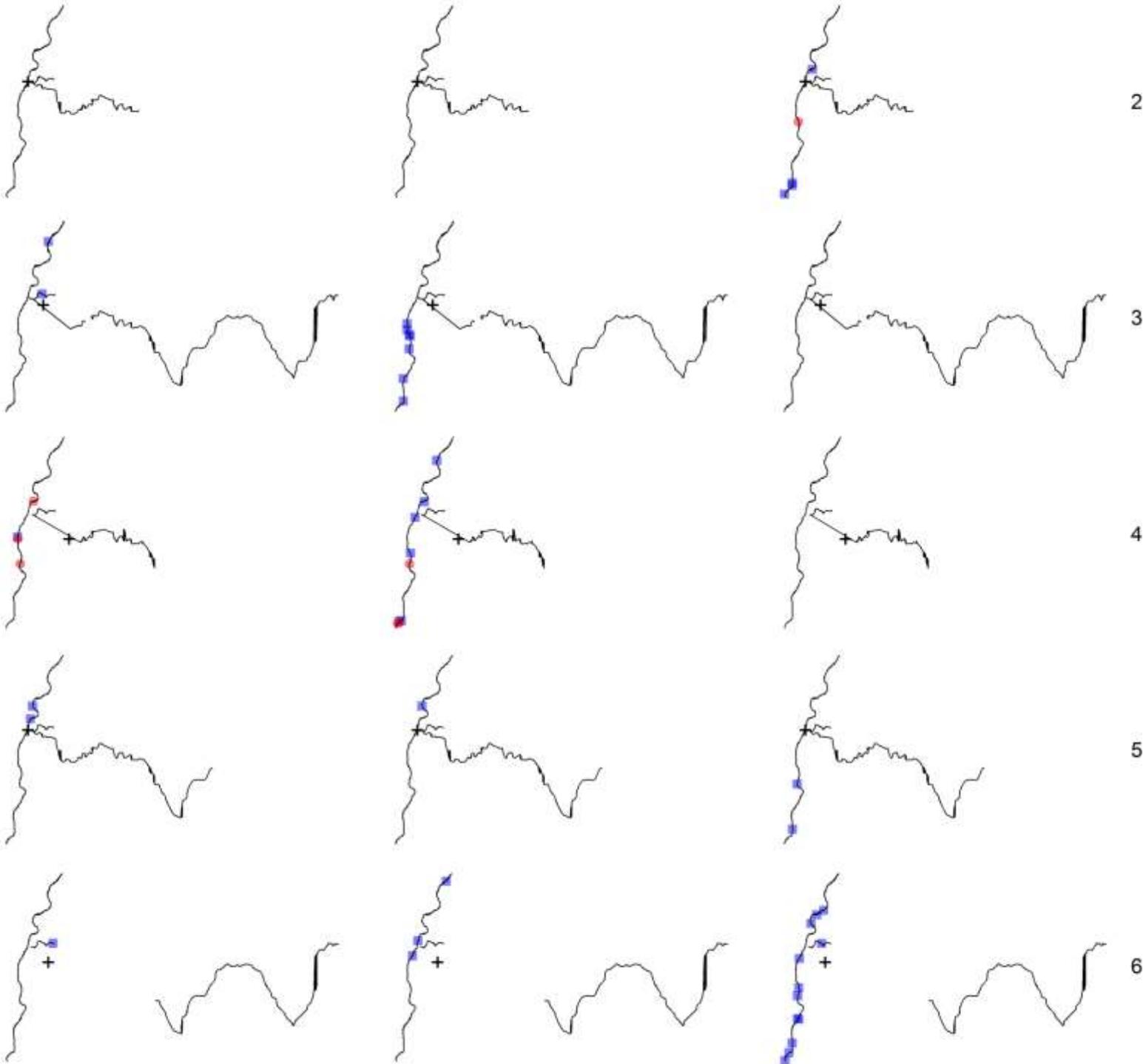
espèce SPI

Juveniles

espèce SPI

Indéterminés

espèce SPI



Adultes

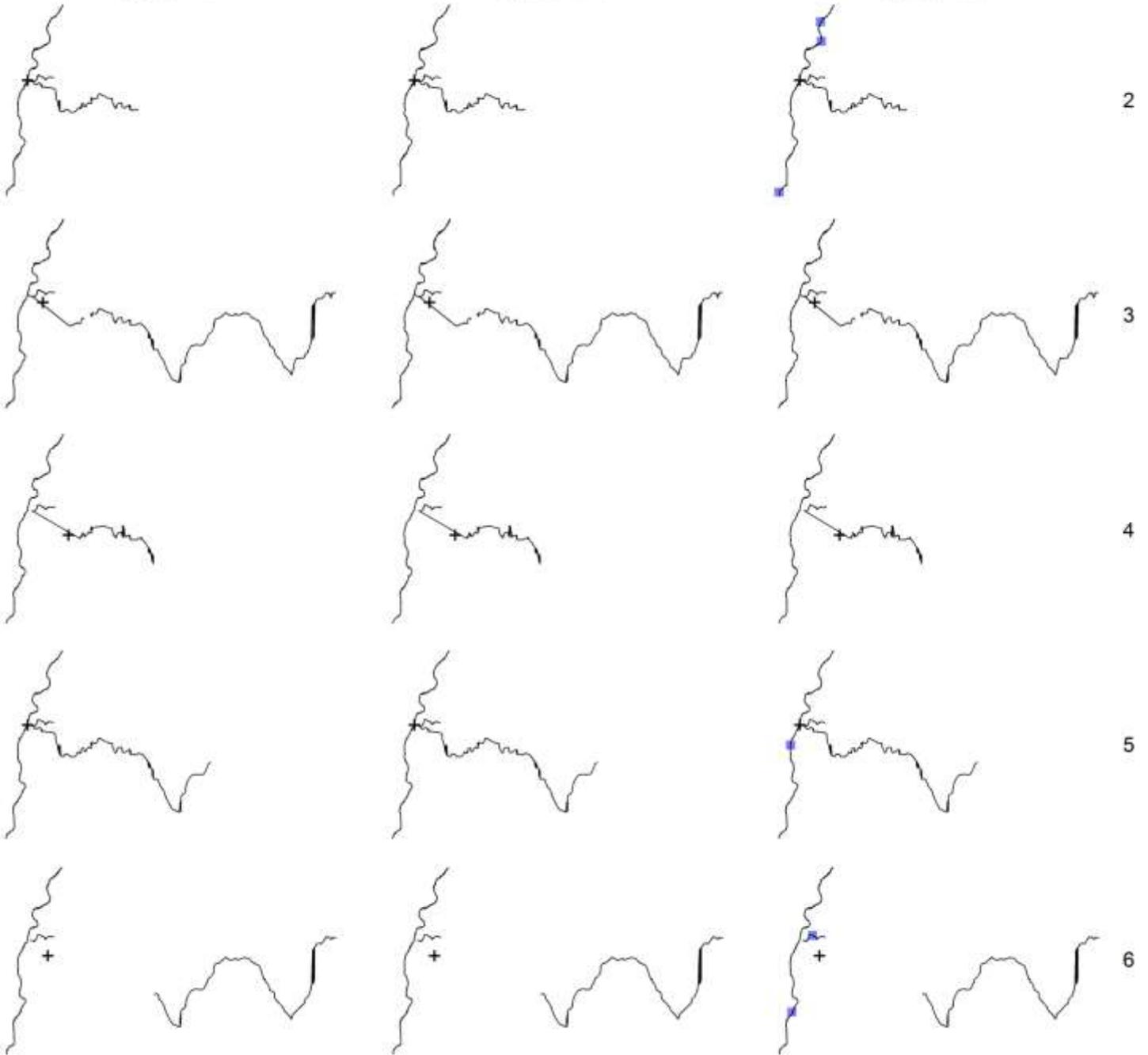
espèce TAN

Juveniles

espèce TAN

Indéterminés

espèce TAN



Adultes

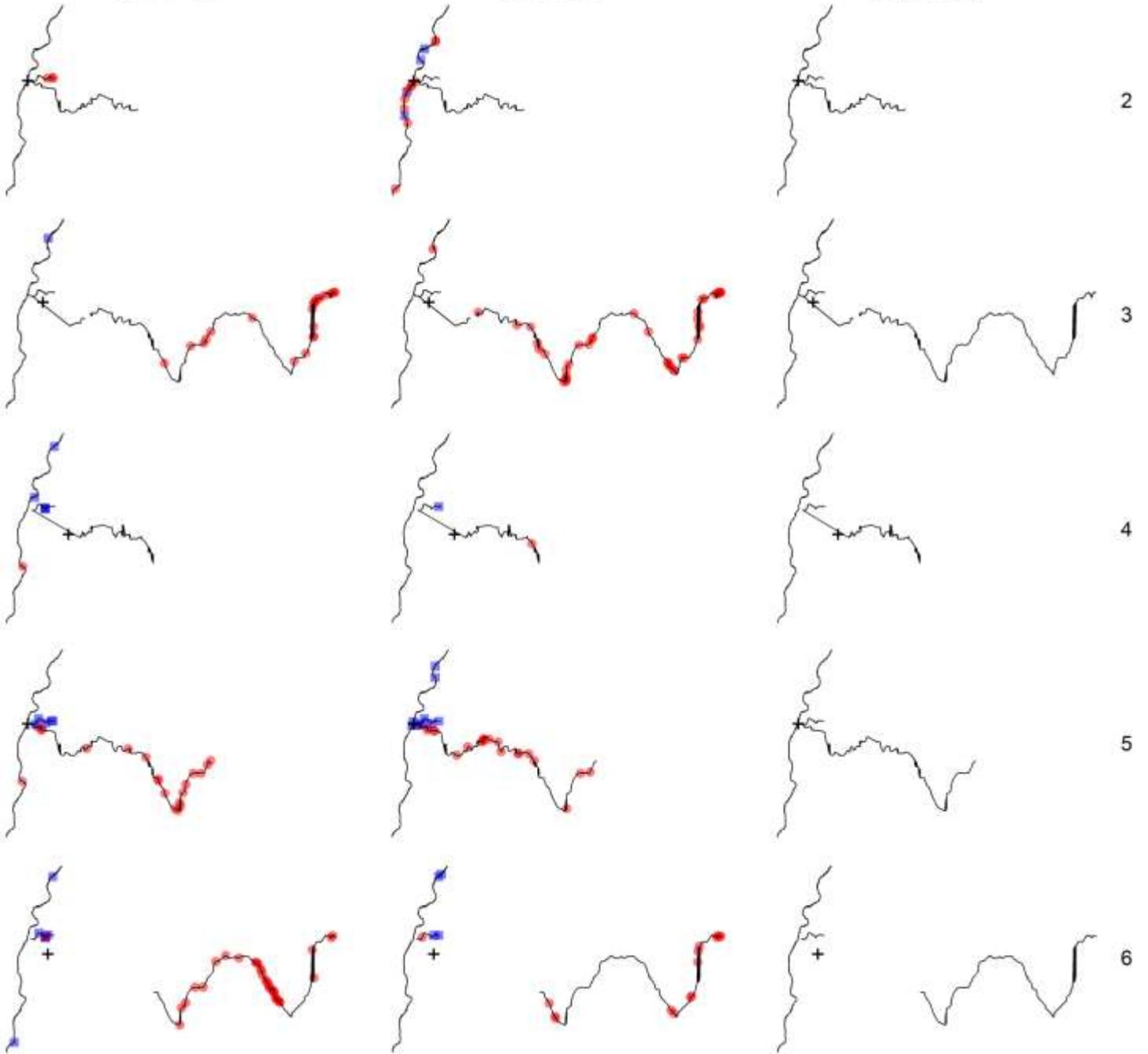
espèce TRF

Juveniles

espèce TRF

Indéterminés

espèce TRF



Adultes

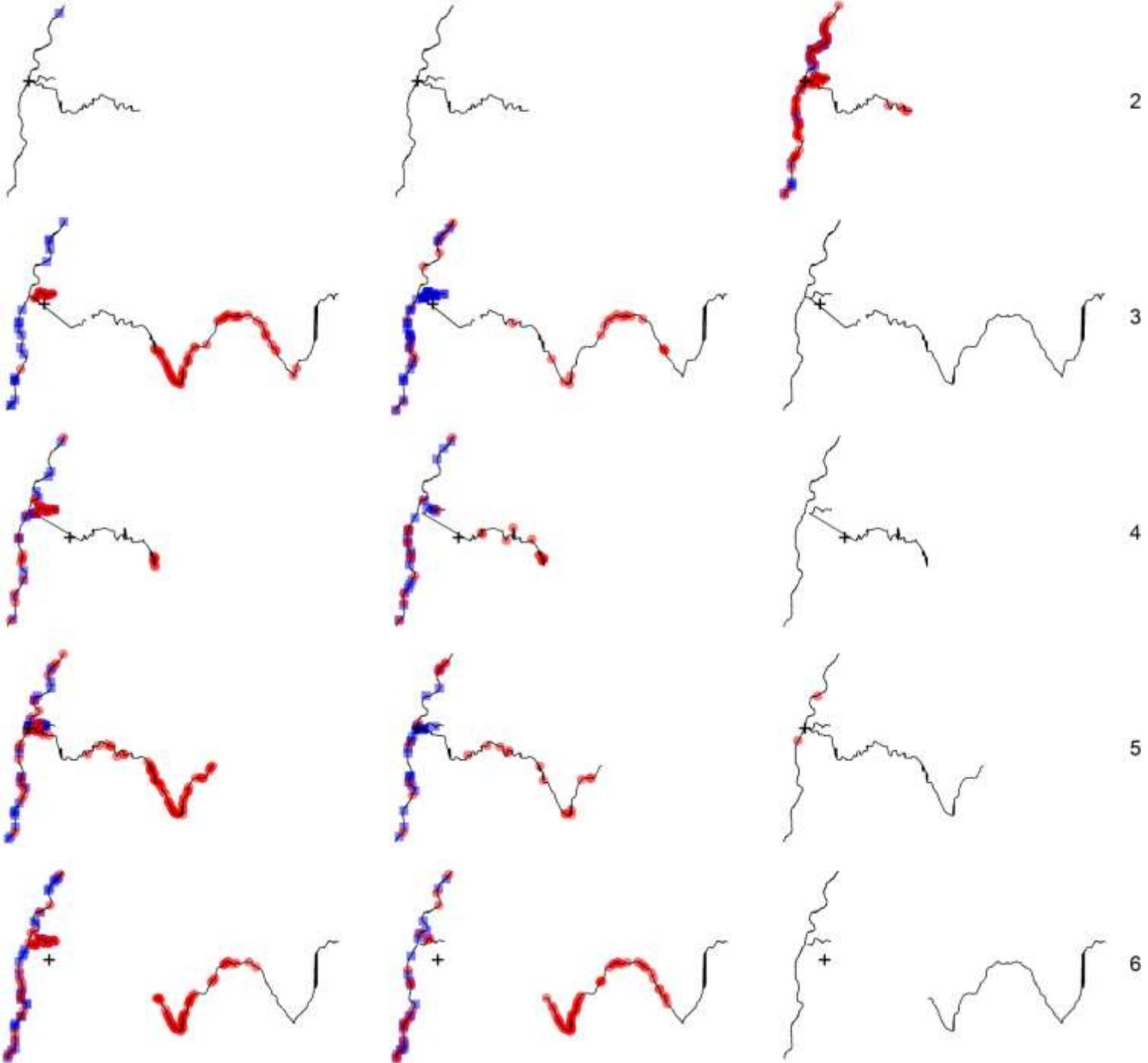
espèce VAI

Juveniles

espèce VAI

Indéterminés

espèce VAI



Adultes

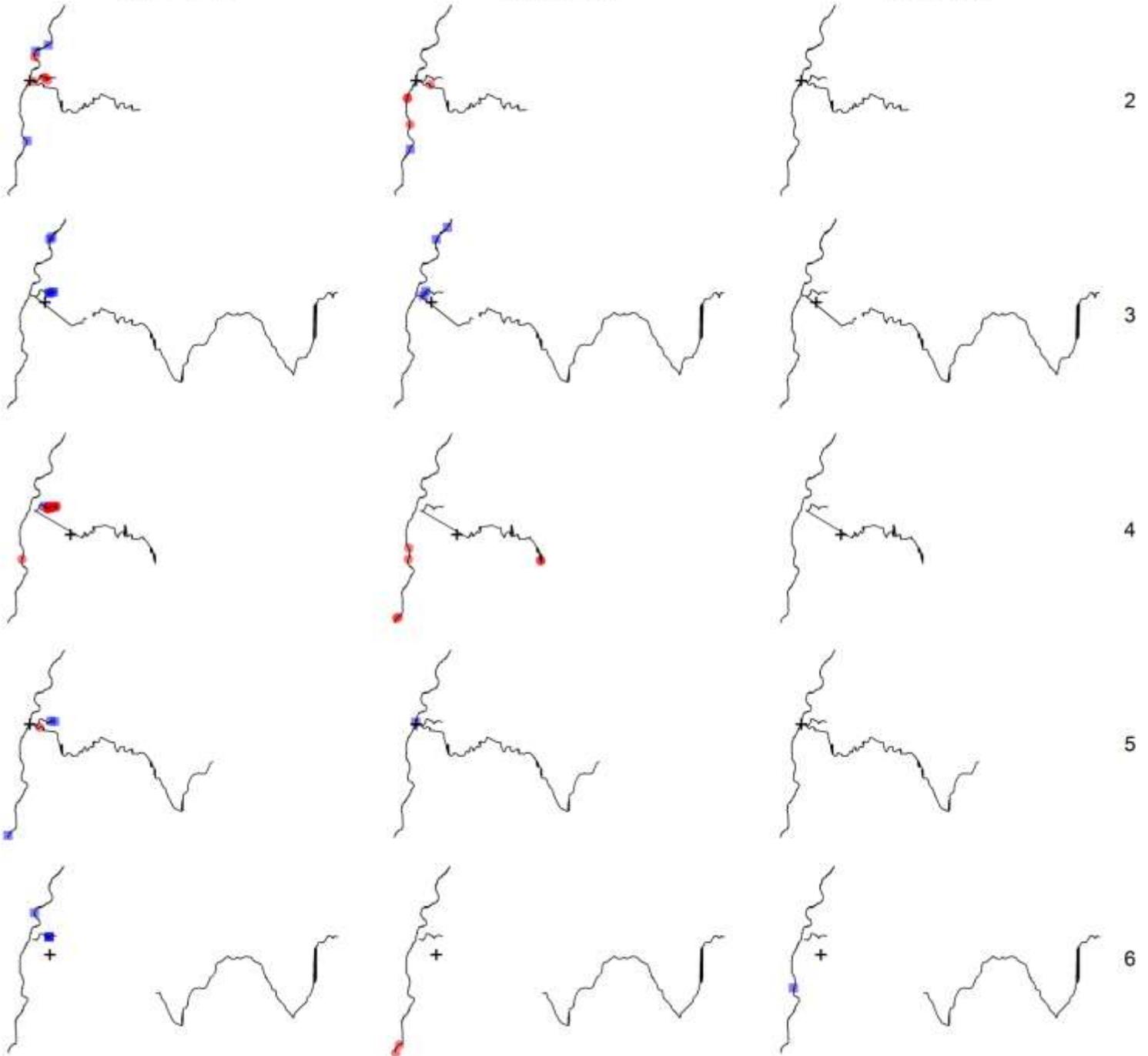
espèce VAN

Juveniles

espèce VAN

Indéterminés

espèce VAN



LE RAPPORT POUR LA PARTIE **ARHID** a été envoyé début 2013. Il est ajouté ici en Annexe.

(cf – fichier de 01/2013)