



HAL
open science

Pêcher ou plonger ? Comparaison spatio-temporelle des méthodes d'échantillonnage des communautés de poissons

Laura Plichard

► **To cite this version:**

Laura Plichard. Pêcher ou plonger ? Comparaison spatio-temporelle des méthodes d'échantillonnage des communautés de poissons. Sciences de l'environnement. 2014. hal-02599935

HAL Id: hal-02599935

<https://hal.inrae.fr/hal-02599935>

Submitted on 16 May 2020

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.



Laura PLICHARD
Irstea MALY/DYNAM



21/05/2014



**Pêcher ou plonger ? Comparaison spatio-temporelle des méthodes
d'échantillonnage des communautés de poissons**

Synthèse bibliographique et Analyse de données en eau courante

Master 2 Recherche Ecologie, Evolution, Biométrie

Encadrants : Hervé CAPRA, Nicolas LAMOUREUX

Remerciements

En premier lieu, je souhaite remercier mes tuteurs de stage, Hervé CAPRA et Nicolas LAMOUREUX, pour leur aide, leur confiance et leurs conseils qui m'ont permis d'apprendre et de progresser durant tout ce stage.

Je tiens également à remercier toute l'équipe DYNAM de l'IRSTEA pour les relevés de terrain et les 2703 points d'échantillonnage qui m'ont permis de découvrir de nouvelles méthodes d'analyse. Je tiens à remercier en particulier les cinq plongeurs, Raphaël MONS, Pascal ROGER, Nicolas LAMOUREUX, Hervé CAPRA et Hervé PELLA pour le temps passé à observer les poissons et les points vides.

Je remercie également Pascal MONESTIEZ et Stéphane DRAY pour leurs conseils en analyse de données spatialisées.

Enfin, je remercie l'ensemble de l'équipe DYNAM de l'IRSTEA, Nicolas, Hervé, Hervé, Pascal, Raphaël, Guillaume, Véronique, Marie Claude, Jacques, Maxence, Bertrand, Coralie, Ross, Catherine, Thibault et Victor, et les stagiaires, Steve et Quitterie, pour la bonne humeur de l'équipe et les nombreux débats toujours très sérieux de mes pauses-repas.

Merci à tous pour votre accueil !

CONTENU DU RAPPORT

Résumé	4
Les techniques d'observations directes par plongée pour l'étude de la répartition spatiale des espèces piscicoles en rivière.....	6
Pêcher ou plonger ? Comparaison spatio-temporelle des méthodes d'échantillonnage des communautés de poissons d'eau courante	18
Références	44
Annexes	50

Résumé

Les espèces piscicoles présentes dans les rivières se répartissent différemment dans le temps et dans l'espace à plusieurs échelles spatiales (*i.e.* échelle locale, régionale ou continentale). Ces répartitions sont influencées notamment par l'habitat et les cycles de vie des individus. Afin de caractériser les variations des répartitions spatiales des poissons sur plusieurs dizaines de kilomètres, l'utilisation d'une nouvelle méthode d'Echantillonnage Ponctuel par Observation (EPO) en plongée est plus facile à mettre en place que la méthode d'Echantillonnage Ponctuel d'Abondance (EPA) par pêche électrique utilisée classiquement lors des suivis.

Ce rapport présente les comparaisons des performances des EPAs et des EPOs à représenter les répartitions des espèces dans le linéaire de la rivière à partir d'analyses intégrant les variabilités temporelles des assemblages de poissons (*i.e.* entre les campagnes) mais également en intégrant les variabilités dans l'espace (*i.e.* entre les points d'échantillonnage et en intégrant les positions des points) pour des données obtenues à un jour d'intervalle en EPA et en EPO pendant cinq campagnes dans la rivière d'Ain (secteur =14 km) et pendant quatre campagnes dans le Seymard (secteur = 2.5 km).

Les analyses mettent en évidence la présence de campagnes particulières ayant des assemblages de poissons différents des autres campagnes en EPO comme en EPA. Ces campagnes particulières ne sont pas les mêmes pour les deux méthodes. Ces analyses mettent également en évidence la présence de plusieurs points d'échantillonnage présentant des assemblages de poissons similaires en EPA et en EPO probablement en lien avec l'habitat. Enfin, ces analyses ont montré une plus grande similarité entre les représentations des répartitions spatiales des espèces lorsque les campagnes sont rassemblées.

En conclusion, la méthode EPO peut être utilisée pour représenter les répartitions spatiales des espèces à condition d'effectuer des modifications du protocole (*e.g.* augmenter les réplicats temporels) mais également de les comparer non plus aux EPAs, qui ne peuvent plus être des référents, mais à des méthodes permettant de donner une vision exhaustive de la répartition de l'abondance de chaque espèce dans les secteurs étudiés (*e.g.* lors de pêches totales).

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Les techniques d'observations directes par plongée pour l'étude de la répartition spatiale des espèces piscicoles en rivière

1. Introduction	7
2. Répartitions dans le temps et dans l'espace des individus dans un système dendritique..	8
2.1. Déplacements des individus dans le temps.....	9
2.2. Déplacements des individus dans l'espace.....	9
2.3. Apport des observations en plongée pour intégrer les variations spatio-temporelles.....	11
3. Estimations des paramètres des communautés.....	11
3.1. Estimation de la diversité des points d'échantillonnage.....	12
3.2. Estimation de l'abondance aux points d'échantillonnage	12
3.3. Estimation de la structure en taille des points d'échantillonnage.....	14
4. Analyse des données	15
5. Conclusions	15

1. Introduction

Les répartitions spatiales des espèces piscicoles en rivière sont influencées par des facteurs biotiques (*e.g.* compétitions inter-spécifiques, prédatons) et abiotiques (*e.g.* structure des habitats utilisés, variations hydrologiques) (Angermeier & Winston 1998; Gilliam 2001; Jackson, Peres-Neto & Olden 2001; Campbell Grant 2011) agissant sur plusieurs kilomètres, à une échelle dite locale. Ces communautés réparties le long des rivières, assimilées à des systèmes dendritiques (DEN : Dendritical Ecological Network) (Campbell Grant, Lowe & Fagan 2007), interagissent entre elles par le biais de processus de colonisation, d'extinction et de dispersion agissant sur plusieurs dizaines ou centaines de kilomètres, à une échelle dite régionale. Ces interactions de communautés sont définies dans la littérature par le concept de méta-communauté (Leibold *et al.* 2004).

Les processus biogéographiques agissant sur les méta-communautés influencent la diversité spécifique présente dans les communautés à l'échelle locale par la présence de filtres environnementaux (*e.g.* conditions climatiques, assèchements temporaires des rivières) agissant, par exemple, sur la présence ou l'absence d'espèces dites régionales (*i.e.* présentes dans plusieurs communautés de la région) à une échelle locale. Les publications sur l'étude des communautés à l'échelle régionale montrent l'importance des processus biogéographiques pour comprendre les structures des communautés locales (Angermeier & Winston 1998; Jackson *et al.* 2001; Fausch *et al.* 2002).

La volonté d'améliorer la compréhension des communautés et des processus structurant les méta-communautés a donc incité le développement de méthodes d'échantillonnage capables de représenter la répartition spatiale des espèces à l'échelle régionale (Torgersen *et al.* 2006; Brenkman *et al.* 2012; Sharma *et al.* 2012).

De nombreuses techniques d'échantillonnage, par comptages directs ou indirects, permettant de représenter l'abondance des espèces présentes dans les sites d'étude sont actuellement utilisées. Certaines impliquent la disparition des individus échantillonnés (*e.g.* par l'utilisation de poisons ou d'explosifs Williams 1983; Willis 2001), d'autres nécessitent de capturer les individus par des pêches (*e.g.* pêche au chalut : Freedman 2009, pêche électrique : Nelva, Persat & Chessel 1979, filet : Hardie, Barmuta & White 2006) ou encore d'observer les individus dans leur milieu (*e.g.* vidéo : Mcilwain *et al.* 2011, photographies : Dumas *et al.* 2009, robot : Lam *et al.* 2006, plongée : Labrosse, Kulbicki & Ferraris 2001 ; télémétrie : Orell, Erkinaro & Karppinen 2011). Fréquemment utilisées en milieu marin pour étudier les abondances des espèces piscicoles dans les récifs coralliens depuis 1954 (Brock 1954; Kubečka

et al. 2012), les observations directes par plongée restent des méthodes d'échantillonnage peu utilisées par rapport aux techniques par pêche pour l'étude des abondances et des répartitions spatiales des espèces piscicoles en rivière (Annexe I). Les faibles impacts sur les habitats, les individus et la « facilité » d'application de ces techniques ont accru leur intérêt pour des suivis temporels des espèces piscicoles en rivière sur plusieurs dizaines de kilomètres (Torgersen *et al.* 2006).

Cette synthèse bibliographique a pour objectifs de 1) montrer l'apport des observations directes par plongée pour représenter les structures spatiales des communautés piscicoles en rivière à l'échelle de plusieurs kilomètres 2) montrer les avantages et les inconvénients de ces techniques pour estimer les abondances, les structures en taille et la diversité des communautés 3) présenter deux approches méthodologiques pouvant être utilisées pour analyser spatialement les données obtenues par un nouveau protocole d'échantillonnage par observation en plongée développé à partir des méthodes d'échantillonnage ponctuel d'abondance par pêche électrique (Nelva *et al.* 1979).

2. Répartitions dans le temps et dans l'espace des individus dans un système dendritique

Les rivières sont des systèmes hydrauliques fonctionnant en réseaux de type dendritique (DEN : *Dendritical Ecological Network*, *figure 1*) caractérisés par des affluents (*i.e.* branches) reliés entre eux au niveau de confluences (*i.e.* nœuds ; Campbell Grant *et al.* 2007). En tant que DEN, les rivières possèdent deux dimensions spatiales une géographique, représentée par les coordonnées des points et une topologique, représentée par leurs positions selon le gradient amont - aval de la rivière (Peterson *et al.* 2013) (*figure 2.2*). Dans ces systèmes (*figure II.1*), les processus écologiques, telle que la dispersion, sont effectués au niveau des *branches* tandis que les *nœuds* représentent des zones d'hétérogénéité des nutriments (Hitt & Angermeier 2008) et de transferts des individus d'une rivière à l'autre (Fausch *et al.* 2002; Humston *et al.* 2010; Nunn *et al.* 2010). Les répartitions spatiales des individus dans les DEN sont caractérisées par les déplacements des individus à la fois dans le temps et dans l'espace.

2.1. Déplacements des individus dans le temps

Les déplacements dans le temps des individus sont influencés par les variations temporelles des cours d'eau visibles à la fois sur une large échelle (*i.e.* centaines d'années à milliers d'années : (Neff & Jackson 2012), sur une échelle moyenne (*i.e.* décennies) et sur une fine échelle (*i.e.* quotidiens : Persat, Olivier & Pont 1994). Les phénomènes agissant sur les déplacements des individus et les structures des communautés à large échelle temporelle correspondent, par exemple, aux variations climatiques telles que les variations glacières et post-glacières du Précambrien (Neff 2013). Les phénomènes agissant à l'échelle moyenne correspondent aux variations annuelles et saisonnières des déplacements des individus (Persat *et al.* 1994) influencés naturellement par des modifications de pluviométrie, de température ou d'hydrologie (Nunn *et al.* 2010) et des variations dans le cycle de vie des individus (*e.g.* maturation des alevins ; Humston *et al.* 2010). Les phénomènes agissant à fine échelle temporelle correspondent aux déplacements journaliers des individus influencés principalement par les rythmes nyctéméraux (*e.g.* variations nyctémérales, variations thermiques, répartition des nutriments dans la colonne d'eau ; Persat *et al.* 1994; Labbe & Fausch 2000; Hardie *et al.* 2006).

Dans ces différentes approches temporelles, l'échelle moyenne, correspondant aux variations annuelles et saisonnières et aux cycles de vie des individus, est celle utilisée classiquement pour caractériser les variations de répartitions spatiales des individus et des compositions spécifiques des communautés face aux perturbations du milieu (Humston *et al.* 2010; Campbell Grant 2011; Erős *et al.* 2012; Kerezszy *et al.* 2013; Miyazono & Taylor 2013).

2.2. Déplacements des individus dans l'espace

Les déplacements spatiaux des individus et des espèces sont influencés à plusieurs échelles par des modifications du milieu de vie (*e.g.* variations de la température de l'eau, modifications des vitesses du courant, Nunn *et al.* 2010) mais également par la période du cycle de vie des individus (*e.g.* reproduction, développement des alevins; Humston *et al.* 2010). L'échelle spatiale la plus étendue correspond aux grandes migrations qui engendrent des déplacements d'individus sur plusieurs centaines de kilomètres chez certaines espèces (*e.g.* salmonidés : Groot & Margolis 1991, *Anguilla anguilla* : Persat *et al.* 1994) impliquant pour ces individus à la fois des modifications de milieu de vie, par le passage d'un milieu marin à un milieu d'eau douce (et *vice versa*), mais également des modifications physiologiques (*e.g.* la smoltification

chez les saumons ; Groot & Margolis 1991) voire des métamorphoses pour l'anguille. La seconde échelle concerne les dispersions des individus qui ont lieu sur plusieurs dizaines de kilomètres pouvant être liés à leurs reproductions (Persat *et al.* 1994) ou aux changements des conditions du milieu de vie (*e.g.* assèchements temporaires des rivières Miyazono & Taylor 2013, déplacements vers des zones refuges Beesley 2010). Une échelle spatiale beaucoup plus fine correspond aux mouvements de l'ordre de plusieurs mètres à plusieurs dizaines de mètres, liés aux interactions entre espèces (Gilliam 2001) ou aux répartitions spatiales des nutriments (Labbe & Fausch 2000) donc à l'activité dite journalière des individus.

Dans ces différentes approches spatiales l'échelle moyenne, correspondant aux déplacements des individus sur plusieurs dizaines de kilomètres, est utilisée pour caractériser les répartitions spatiales des individus (ou communautés) et les réactions de ces individus (ou communautés) face aux perturbations du milieu de vie influençant les compositions spécifiques des communautés.

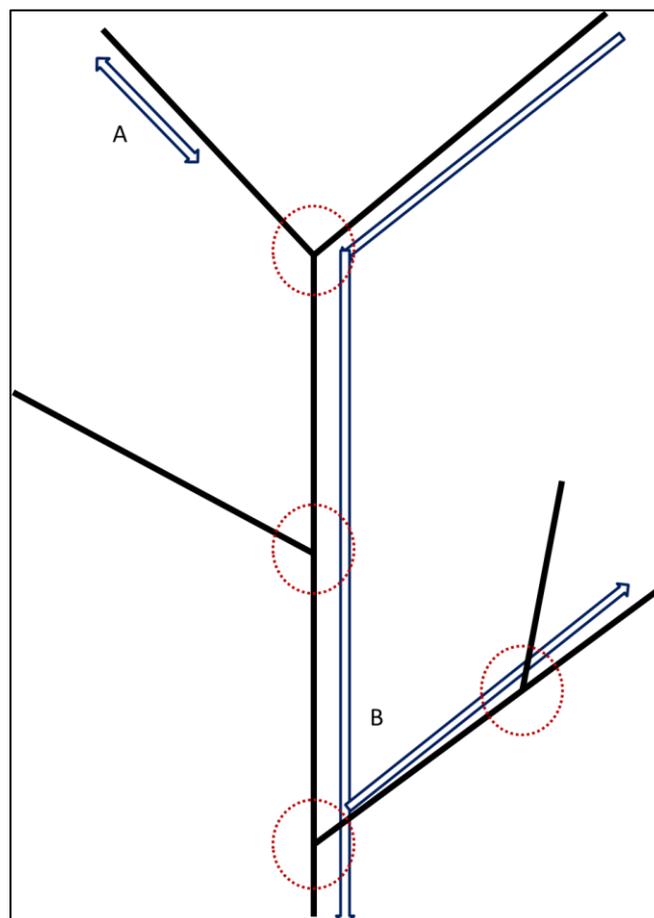


Figure 2.2: Mouvements des poissons dans un système dendritique (DEN). Les traits noirs représentent la trame des DEN ou branches, les cercles rouge pointillés les confluences (zones de mélange des communautés). Les flèches indiquent les mouvements des individus (A : mouvements quotidiens, B : mouvements annuels ou saisonniers) (Campbell Grant *et al.* 2007)

2.3. Apport des observations en plongée pour intégrer les variations spatio-temporelles

Dans plus des deux tiers des articles lus comparant les observations directes en plongée avec d'autres méthodes d'échantillonnage (*e.g.* pêche électrique), les variations temporelles ou spatiales des déplacements des individus ou des structures des communautés ne sont pas pris en compte dans les protocoles d'échantillonnage. Les comparaisons ont été faites sur de courtes périodes (environ trois mois et sans répétition temporelle ; Joyce & Hubert 2003; Orell *et al.* 2011; Pelletier *et al.* 2011) et à une petite échelle spatiale (longueur totale d'échantillonnage de quelques centaines de mètres ; Lowry *et al.* 2012; Chamberland, Lanthier & Boisclair 2014). Les échantillonnages par observations en plongée sont pourtant possibles à mettre en place pour étudier les rivières sur de grandes distances, de l'ordre de plusieurs dizaines de kilomètres, avec des répétitions temporelles (Torgersen *et al.* 2006; Brenkman *et al.* 2012). Comme ces comparaisons ne sont pas présentes dans la littérature, il est difficile d'apprécier la sensibilité des échantillonnages ponctuels par observation par rapport aux méthodes d'échantillonnage plus classiques (*e.g.* pêches électriques : Nelva *et al.* 1979) pour l'étude des répartitions et structures spatiales des communautés sur de grandes distances. Le « vide » bibliographique de ces comparaisons semble principalement dû aux difficultés logistiques liées au double échantillonnage (un premier par observations en plongée et un second par la technique de comparaison) sur plusieurs kilomètres comme le montre la citation de Torgersen *et al.* 2006 pour l'échantillonnage de trois rivières de 35, 49 et 70 km de longueur:

« the size of the study rivers prevented us from estimating the efficiency of our sampling procedure (e.g. via comparison with estimates from multiple-pass electrofishing) »

Pour la suite de la synthèse bibliographique, en l'absence de comparaisons spatiales, je peux discuter des différences d'estimations des paramètres caractérisant les structures des communautés (la diversité, l'abondance et les classes de taille) entre les méthodes d'échantillonnage par observation et les autres méthodes d'échantillonnage que de manière ponctuelle.

3. Estimations des paramètres des communautés

Les structures des communautés ou des assemblages de poissons sont définies par la diversité, l'abondance et la taille des individus présents. Ces trois paramètres permettent de répondre à trois questions complémentaires : Quels sont les individus caractérisant les

communautés (espèces, familles ou guildes)? Combien d'individus sont présents dans les communautés (abondance des espèces)? Et quand ces individus sont présents dans les communautés (stade de développement)?

3.1. Estimation de la diversité des points d'échantillonnage

La diversité à un point d'échantillonnage permet de déterminer quelles sont les espèces, les familles ou les guildes d'individus (*e.g.* guildes d'habitats : Buisson & Grenouillet 2009) qui composent les communautés ou assemblages de poissons. La diversité spécifique est prise en compte lors des échantillonnages par la présence ou absence des espèces aux points correspondant à l'occurrence.

Actuellement, il n'est pas possible de savoir si les échantillonnages par observation donnent des estimations de la diversité des communautés meilleures que les méthodes par pêches. En effet, les richesses spécifiques sont identiques mais les taxa présents sont différents (Brosse *et al.* 2001; Wildman & Neumann 2003; Brind'Amour & Boisclair 2004). Néanmoins par rapport aux techniques par vidéo ou photographie (méthodes actuellement développées ;Andaloro *et al.* 2013) les observations par plongée échantillonnent une diversité plus importante, liée essentiellement à la vision en 3D des plongeurs (Pelletier *et al.* 2011; Lowry *et al.* 2012). Dans ce contexte, il est difficile de savoir si les plongées indiquent des estimations d'abondance plus faibles ou plus fortes que les autres techniques d'échantillonnage.

Pour représenter les espèces qui composent les communautés ou assemblages de poissons, les techniques d'échantillonnage par observation en plongée entraînent des difficultés à identifier les individus. En effet, la capacité des plongeurs à identifier les individus est influencée par les conditions de visibilité au point d'échantillonnage (*e.g.* végétation, turbidité ; Brind'Amour & Boisclair 2004) et l'entraînement des plongeurs (Bernard *et al.* 2013).

3.2. Estimation de l'abondance aux points d'échantillonnage

Dans le cadre d'études des répartitions spatiales des communautés ou des assemblages de poissons, estimer l'abondance des espèces présentes aux points (ou sites) d'échantillonnage permet de cartographier des gradients de densité d'individus dans les milieux étudiés (Bellier *et al.* 2012). Les différentes publications comparant les méthodes d'échantillonnage par plongée aux méthodes d'échantillonnage par pêche indiquent que les échantillonnages en plongée sous-estiment l'abondance des espèces présentes (Heggenes, Brabrand & Saltveit 1990; Brosse *et al.* 2001; Brind'Amour & Boisclair 2004). Ces sous-estimations sont accentuées par l'existence de

différences entre les estimations des observateurs variant de 0 à 5% (Edgar, Barrett & Morton 2004; Kulbicki *et al.* 2010) mais également par l'utilisation d'échantillonnage par transect (*e.g.* effets bordures : Fowler 1987; Mapstone & Ayling 1998 ; coefficient de variation plus élevé : Samoily & Carlos 2000). Les estimations faites par les échantillonnages par observation en plongée sont influencées par la probabilité de détection des individus et des espèces. Cette probabilité de détecter les individus présents lors d'observations directes en plongée dépend du protocole utilisé (par point ou par transect ; Figure 3.2). Lors de transects, les mouvements des plongeurs influencent les déplacements des individus présents dans la zone d'étude en favorisant des comportements de fuite ou d'attraction au plongeur (Bozec *et al.* 2011). Les transects combinent, pendant les échantillonnages, les déplacements des individus dans leur habitat et des observateurs (à une vitesse variant de 5 à 10 m.s⁻¹ ; Smith 1988; Pelletier *et al.* 2011; Dickens *et al.* 2011; Bernard *et al.* 2013). Une vitesse quasi nulle tend à diminuer l'influence des observateurs sur les individus pendant les échantillonnages (Smith 1988) ce qui renforce l'intérêt des échantillonnages ponctuels pour caractériser les communautés piscicoles.

Dans le cadre d'échantillonnage par « point », un rayon supérieur à 5 m, combiné à un effet taille des individus (Wildman & Neumann 2003), diminue la probabilité de détecter les individus présents dans l'aire d'échantillonnage (Sale & Sharp 1983; Samoily & Carlos 2000; Kulbicki *et al.* 2010).

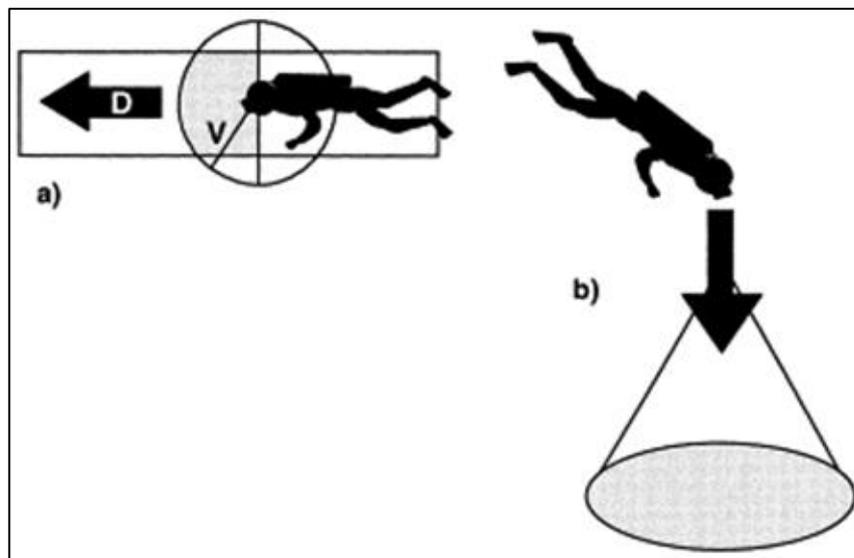


Figure 3.2 : Echantillonnages par observations directes en plongées (a) par transects ou (b) ponctuels (Watson & Quinn II 1997). Les transects représentent des zones où l'observateur est mobile pendant les relevés. Les points représentent des échantillonnages statiques où l'aire de relevé est fixe pendant les observations. Sont représentés sur la figure : les mouvements des plongeurs (D), le rayon de visibilité (v) et l'aire d'échantillonnage (grisée).

3.3. Estimation de la structure en taille des points d'échantillonnage

L'âge et le stade de développement des poissons sont caractérisés lors d'échantillonnage par pêche ou en plongée par la taille des individus observés. Suivant ce stade de développement, les individus ne se trouvent pas dans les mêmes habitats entraînant des variations temporelles des répartitions spatiales des individus (Humston *et al.* 2010). Les comparaisons des méthodes d'échantillonnage ont montré l'existence d'une surestimation de la taille, pour des individus mesurant moins de 140 mm, de l'ordre de 20% par rapport aux estimations des techniques par pêches (Brosse *et al.* 2001; Joyce & Hubert 2003; Brind'Amour & Boisclair 2004; Edgar *et al.* 2004). Ces surestimations observées sont dues aux effets optiques présents dans l'eau. Pour limiter les surestimations des tailles des individus lors d'échantillonnage par observation en plongée, certains protocoles incluent l'utilisation d'objets de calibrage (*e.g.* règle en plexiglas) afin de permettre aux observateurs de comparer sous l'eau la taille des individus avec un objet de référence (Joyce & Hubert 2003).

Malgré les erreurs liées aux sous-estimations des paramètres des communautés par les observations directes en plongée par rapport aux autres méthodes d'échantillonnage (Table 3.4), les échantillonnages par plongée adaptés des échantillonnages ponctuels d'abondance dans les rivières utilisant un rayon d'observation de 1.5 m (Nelva *et al.* 1979) semblent permettre de représenter les répartitions spatiales des individus présents dans les systèmes dendritiques.

Table 3.4: Comparaison des méthodes d'échantillonnage sur les coûts de mise en application (++ coûts élevés, + coûts modérés, - faibles coûts : Andaloro *et al.* 2013), le mode de comptage des individus (+ direct, - indirect) ; l'échelle spatiale d'échantillonnage possible (+ plusieurs mètres, ++ plusieurs mètres à kilomètres, +++ plusieurs dizaines de kilomètres) ; les estimations de la diversité, de l'abondance et de la structure en taille (+ surestimation par rapport aux estimations par les méthodes de pêches, 0 estimations semblables aux estimations par pêches, - sous-estimation par rapport aux pêches, ? absence de conclusion sur les différences d'estimations) ; et l'observation possible d'interactions entre les espèces pendant les échantillonnages (+ oui, - non)

Méthode	Filet	Pêche électrique	Plongée	Robot	Vidéo mobile	Vidéo fixe
Coût	-	+	-	++	++	++
Comptage	+	+	+	-	-	-
Echelle spatiale	+	++	+++	++	++	+
Diversité	0	0	?	-	+	-
Abondance	0	0	-	-	-	-
Taille	0	0	+	-	-	-
Interactions	-	-	+	+	+	+

4. Analyse des données

Les échantillonnages ponctuels par observation en plongée adaptés du protocole d'échantillonnage ponctuel d'abondance (Nelva *et al.* 1979) correspondent à des points répartis aléatoirement le long de la zone d'étude. Afin de caractériser les communautés piscicoles par ces échantillonnages ponctuels, l'utilisation d'indices de biodiversité (*e.g.* richesse spécifique, Shannon, Jaccard, Edgar *et al.* 2004; Bernard *et al.* 2013) n'intègre que la diversité spécifique des points (ou sites). Les approches visant à regrouper les espèces en communautés prédéfinies écologiquement (*e.g.* groupes fonctionnels, réseaux trophiques, Brind'Amour & Boisclair 2004; Mayo & Jackson 2006; Lowry *et al.* 2012) permettent d'intégrer les liens entre espèces mais sont limitées par les variations comportementales des espèces (*e.g.* changements de régimes alimentaires selon les disponibilités en nutriments ; Jackson *et al.* 2001).

Caractériser les communautés par des analyses multivariées permet de regrouper objectivement les espèces (Jackson *et al.* 2001) mais également d'intégrer leurs structures spatiales en effectuant des approches à partir de matrices de distances tels que les tests de Mantel (Peterson *et al.* 2013) et en intégrant des distances entre les espèces et les points d'échantillonnage (Pavoine & Bonsall 2011).

Il existe deux types d'approches statistiques permettant d'intégrer directement les relations entre les espèces, les habitats et l'espace particulier des DEN : les approches multivariées (Dray *et al.* 2012) et les approches géostatistiques (Bellier *et al.* 2007). Les analyses multivariées spatialisent les données par l'utilisation de matrices de voisinages (Legendre *et al.* 2002; Brind'Amour *et al.* 2005) tandis que les approches géostatistiques modélisent les dispersions des individus dans les deux représentations spatiales des systèmes dendritiques (géographiques et topologiques ; Peterson, Theobald & Ver Hoef 2007; Garreta, Monestiez & Ver Hoef 2010).

5. Conclusions

Les observations directes par plongée sont des techniques pouvant représenter spatialement et temporellement les structures des communautés ou des assemblages de poissons dans les systèmes dendritiques en limitant l'impact des échantillonnages sur les milieux et les individus. Elles sous estiment néanmoins l'abondance des espèces présentes et les structures en classe de taille des communautés.

Les erreurs et les biais (*e.g.* difficultés d'identification et de détection des individus) de ces techniques ont principalement été quantifiés dans les milieux marins qui possèdent de fortes différences avec les rivières dans leurs fonctionnements mais également dans les communautés présentes. Il est d'autant plus intéressant aujourd'hui de développer une comparaison des méthodes d'échantillonnage par observations en plongée dans les systèmes dendritiques et lors d'études à larges échelles spatiales et temporelles pour en déterminer l'efficacité et la pertinence pour l'étude des répartitions spatiales des espèces et des communautés.

RAPPORT TECHNIQUE

Pêcher ou plonger ? Comparaison spatio-temporelle des méthodes d'échantillonnage des communautés de poissons d'eau courante

1. Introduction	19
2. Matériel et méthodes	20
2.1. Sites d'échantillonnage	20
2.2. Méthodes et protocoles d'échantillonnage :	21
3. Analyses de données :	23
3.1. Comparaison des EPAs et EPOs par une approche non spatialisée.....	23
3.1.1 Comparaison des abondance, occurrence et proportion relative des espèces entre EPO et EPA.....	23
3.1.2. Co-structure des assemblages de poissons intra et inter-campagnes	24
3.2. Comparaison des EPAs et EPOs par une approche spatialisée.....	24
4. Résultats	27
4.1. Comparaison des méthodes par une approche non spatialisée	29
4.2. Comparaison des EPAs et EPOs par une approche spatialisée.....	34
4.3. Test préliminaire concernant l'effet « plongeur »	38
5. Discussion	39
6. Conclusions	41

1. Introduction

Les méta-communautés sont des ensembles de communautés régies par les 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 influençant la dispersion des individus en créant des ruptures de connectivités entre les différentes communautés. Les cours d'eau sont concernés à la fois de manière naturelle et anthropique. Dans le cadre de fragmentations naturelles, des ruptures de connectivités entre les rivières peuvent être créés, entre autres, par des assèchements temporaires (Labbe & Fausch 2000; Miyazono & Taylor 2013) ou des variations thermiques (Waco & Taylor 2010). Concernant les fragmentations anthropiques, les barrages et autres obstacles à l'écoulement (~60.000 sur les rivières françaises) entraînent de fortes perturbations sur la structure des rivières et sur la biologie des espèces (Hart *et al.* 2002; Petts & Gurnell 2005).

Caractériser les déplacements des individus de différentes espèces 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 la réaction des espèces face aux fragmentations 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 permet de mettre en place des suivis de résilience du système (Brenkman *et al.* 2012). Les principaux enjeux des programmes de restauration sont de réduire la fragmentation des cours d'eau pour améliorer la dispersion des individus et favoriser la connectivité entre communautés (Fausch *et al.* 2002).

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 les espèces, 2) « simples » à mettre en oeuvre 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).

Un protocole d'échantillonnage ponctuel d'abondance (EPA) effectué par des pêches électriques (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 (Persat & Copp 1990), un nouveau protocole d'échantillonnage ponctuel par observation (EPO) a été développé (Capra *et al.*, Irstea Lyon, non publié) pour tester la faisabilité d'observations à une échelle spatiale plus large. Les pêches électriques et les observations subaquatiques ont déjà été comparées dans la littérature (Heggenes *et al.* 1990; Torgersen *et al.* 2006; Chamberland *et al.* 2014) mais il n'existe aucune comparaison de ces méthodes lorsqu'elles sont appliquées sur de larges distances suivant le principe d'échantillonnages ponctuels.

Afin de tester et améliorer le protocole par EPO, je compare ici la capacité des EPAs et des EPOs à représenter les abondances, les occurrences, les proportions relatives et la répartition spatiale des individus et des assemblages de poissons sur des tronçons de rivières de plusieurs kilomètres de long. Je dispose pour cela de six campagnes EPO et EPA répétées et appariées sur deux cours d'eau de taille différentes.

2. Matériel et méthodes

2.1. Sites d'échantillonnage

Les deux rivières d'études, l'Ain et le Seymard, sont situées dans le département de l'Ain (France) à une quinzaine de kilomètres au nord de la confluence de la rivière d'Ain avec le Rhône. La zone étudiée sur ces deux rivières se situe au voisinage d'une triple confluence avec l'Albarine (Figure 2.1). La rivière d'Ain, d'environ 70 m de large, coule sur une longueur totale de 189.9 km avant de se jeter dans le Rhône. Le Seymard, qui est un cours d'eau phréatique d'environ 10 m de large, coule sur une distance totale de 15.5 km avant de se jeter dans l'Albarine. L'Albarine, qui a la particularité de s'assécher pendant les saisons sèches en amont du Seymard, fait environ 20 m de large et coule sur 59.4 km avant de se jeter dans l'Ain 500 m après sa confluence avec le Seymard. Les zones d'étude des rivières comprennent deux secteurs d'environ 7 km pour l'Ain et un secteur de 2.5 km pour le Seymard. Seuls des EPOs ont été faits dans l'Albarine ce qui implique qu'elle ne figure pas dans l'analyse des comparaisons de méthodes.



Figure 2.1 : en haut, cartographie IGN des zones d'étude des rivières ; en bas, trois photographies représentant les largeurs des rivières étudiées et les méthodes d'échantillonnage. Le cercle en pointillés blancs indique la triple confluence entre l'Ain, l'Albarine et le Seymard, les traits bleus indiquent les linéaires échantillonnés dans chaque rivière. Photographies : équipe DYNAM, IRSTEA Lyon

2.2. Méthodes et protocoles d'échantillonnage :

Les points EPOs comme les points EPAs sont répartis sur les secteurs d'étude longitudinalement (espacement régulier, tous les 70 à 80 m environ) et latéralement (tirage aléatoire de 1 à 6 réalisé au laboratoire). En chaque point, les poissons collectés ou observés sont comptés et déterminés à l'espèce. Les points représentent une superficie de 7 m² (rayon d'environ 1.5 m) correspondant au rayon d'attraction à l'anode du poisson (Régis, Pattée & Lebreton 1981) et au rayon d'observation des plongeurs. Un aperçu général des rivières, de leurs dimensions et des secteurs étudiés est donné par la Figure 2.1. Tous les points effectués ont été localisés par GPS (à 10 m près). Les EPAs et EPOs ne sont pas réalisés aux mêmes points.

Les Tables 2.1 et 2.2 donnent le plan d'échantillonnage effectué avec les caractéristiques de chaque méthode et de chaque campagne. La durée entre une campagne EPO et une campagne EPA sur un même secteur varie de 1 à 3 jours sauf pour les campagnes 5 de l'Ain et 6 du Seymard (10 jours).

Table 2.1 Comparaison du matériel utilisé pour les protocoles des EPAs et des EPOs. Un aperçu des techniques d'échantillonnage est donné par la Figure 2.1

	EPA	EPO
Nombre de personnes pour les échantillonnages	3 à 4	2
Matériel	Groupe électrogène, épuisettes, gants et électrodes	Masque, tuba, palmes
Aire d'observation en m² (rayon en m)	7 (1.5)	7 (1.5)
Caractéristiques	1.5A, 400-500V, courant alternatif redressé (variable suivant la conductivité de l'eau)	

Table 2.2: Caractéristiques de chaque campagne pour la rivière d'Ain et pour le Seymard. Pour le Seymard, les débits sont mesurés et les températures modélisées à partir des températures de l'air. Les débits de la rivière d'Ain sont relevés à deux stations en amont et en aval du secteur étudié. Les températures de la rivière d'Ain n'ont pas été relevées.

Campagne	Saison	Année	Ain	Débit (m ³ .s ⁻¹)	Seymard	Débit (m ³ .s ⁻¹)	Température (°C)
2	Printemps	2012	3 jours	NA	Non utilisable	/	/
3	Automne (début octobre)	2012	3 jours	80-110	2 jours	1.2-1.3	12.4-13.0
4	Automne (fin octobre)	2012	3 jours	80-125	2 jours	0.83-0.91	12.4-12.6
5	Printemps	2013	3 jours	75	2 jours	1.5	14.7-15.2
6	Automne	2013	2 jours	70	2 jours	0.7-1.0	12.0-12.4

A chaque point d'échantillonnage, la vitesse du courant (m.s⁻¹), la largeur de la rivière (m), la profondeur de la rivière (cm), la taille du substrat (mm), le faciès ou type d'écoulement (Plat, Mouille ou Radier) et la présence d'embâcle (caches végétales) ont été référencés. Les estimations des vitesses du courant sont proches des vitesses mesurées à l'aide d'appareils (Torgersen *et al.* 2006).

Toutes les données ont été récoltées par l'équipe DYNAM de l'IRSTEA Lyon dont une équipe de 5 plongeurs, et j'ai participé à quelques observations EPA et EPO.

3. Analyses de données :

J'ai analysé les données en utilisant 1) une approche non spatialisée comparant les estimations d'abondance, d'occurrence et de proportion relative (abondance de l'espèce / abondance totale au point) des EPAs et des EPOs et 2) une approche intégrant les dimensions spatiales (géographique et topologique ; Peterson *et al.* 2013) des rivières. Dans ces deux approches, j'ai étudié les espèces indépendamment les unes des autres ou réunies par guildes (groupes d'espèces).

J'ai log-transformé les données d'abondance des espèces afin de réduire l'hétéroscédasticité des variances (Legendre & Legendre 1998). Le terme de log est utilisé pour définir les transformations en logarithme népérien. Les abondances obtenues par les deux méthodes représentent une log-abondance pour 7 m².

Les coordonnées utilisées pour représenter spatialement les individus sont dans le référentiel Lambert II étendu. Les distances entre l'amont (début de la zone étudiée sur chaque rivière) et les points d'échantillonnage ont été préalablement obtenues sous SIG en calculant les coordonnées curvilinéaires des points le long du cours d'eau.

3.1. Comparaison des EPAs et EPOs par une approche non spatialisée

3.1.1 Comparaison des abondance, occurrence et proportion relative des espèces entre EPO et EPA

Afin d'apprécier la sensibilité des différences entre EPO et EPA au traitement des données observées, j'ai calculé les différences d'abondance intra-campagnes entre méthodes, standardisées par la moyenne totale en EPA. J'ai répété l'analyse sur les occurrences par point et sur les proportions de l'espèce (après transformations de Hellinger ; Legendre & Gallagher 2001).

Préalablement, j'ai classé les espèces par ordre croissant selon un score calculé *a priori* sur leur facilité à être observées en EPO (ANNEXE III). Ce score est calculé à partir de traits morphologiques (taille, rapport de la taille sur la largeur) et écologiques (zone d'habitat, préférence vis-à-vis du courant ; Persat, Olivier & Pont 1994; Lamouroux *et al.* 1999; Buisson & Grenouillet 2009). Un score faible correspond à une espèce difficilement observable par les plongeurs.

3.1.2. Co-structure des assemblages de poissons intra et inter-campagnes

Pour observer une co-structure dans l'assemblage des poissons entre les données obtenues par EPA et par EPO, j'ai effectué deux analyses de compromis STATIS (Escoufier 1985) sur les abondances de chaque espèce.

La première analyse (intra-campagne) compare entre méthodes les assemblages ponctuels de poissons. STATIS est réalisé sur les tableaux centrés par campagne et compare des variations d'assemblage des espèces dans l'espace, à l'échelle des points.

La seconde analyse (inter-campagne) compare entre méthodes les variations d'assemblage entre campagnes. STATIS est réalisé sur les tableaux des moyennes des abondances par campagne et compare des variations temporelles, à l'échelle des secteurs.

J'ai effectué les analyses à partir des fonctions *ktab.within* et *statis* du package *{ade4}* (Dray & Dufour 2007).

Une même approche (double STATIS inter-intra) a été réalisée à partir des données environnementales afin de comparer les structures des variables environnementales estimées entre les données obtenues par EPA et par EPO

3.2. Comparaison des EPAs et EPOs par une approche spatialisée

3.2.1 Cartographie et représentation :

Afin de visualiser la répartition spatiale des individus le long des rivières, j'ai cartographié les logs abondance pour chaque espèce. J'ai également représenté les variations d'abondance relative par points (abondance du point / abondance totale) en fonction de la distance curvilinéaire. J'ai lissé ces variations longitudinales d'abondance relative à l'aide d'un lissage par méthode de type kernel (Wand & Jones 1994).

J'ai effectué les lissages à partir de la fonction *ksmooth* du package *{stats}*.

3.2.2 Comparaisons des répartitions spatiales EPOs et EPAs (campagnes appariées)

Pour comparer statistiquement les méthodes d'échantillonnage par EPA et par EPO, j'ai utilisé trois tests reliant la répartition spatiale des espèces à une distance entre points. Ces tests correspondent à trois définitions de la distance entre les points: 1) la distance curvilinéaire, 2) la distance environnementale (basée sur l'appartenance aux faciès) et 3) une métrique de voisinage.

Comparaison des méthodes et fonctions de répartition (distance à l'amont)

Pour chaque espèce, j'ai construit un test de permutation afin de comparer, entre EPAs et EPOs, les courbes de répartition de l'abondance relative (abondance au point/ abondance total de la campagne) en fonction de la distance à l'amont. La statistique utilisée correspond à la somme inter-campagne de l'aire entre les fonctions de répartition des abondances relatives cumulées. Sous l'hypothèse nulle, l'aire entre les deux courbes cumulées suit une loi de distribution aléatoire. L'hypothèse alternative exprime une différence entre les EPAs et les EPOs plus petite qu'attendue sous la distribution de H_0 .

Le test a consisté à permuter les abondances des EPOs intra-campagne (N=999).

Comparaison des méthodes et distances de faciès

Pour chaque espèce, j'ai testé si la différence d'abondance estimée entre EPAs et EPOs est corrélée à la distance entre les faciès d'écoulement des points EPA et EPO. J'ai utilisé un test de Mantel (Mantel 1967) en prenant comme première matrice de distance, les différences en valeur absolue des abondances entre EPA et EPO et en seconde matrice la distance des faciès d'écoulement entre les deux méthodes. La matrice de distance des faciès d'écoulement entre les méthodes a été construite selon les distances suivantes : *faciès identiques* : $d=0$, *faciès mouille + plat ou radier* : $d= 0.5$ et *plat + radier* : $d=1$. Ces distances sont définies selon les caractéristiques de profondeur et de vitesse d'écoulement de chaque faciès (Malavoi & Souchon 2002).

Le test a consisté à permuter les abondances des EPOs intra-campagne (N=999) et à calculer la corrélation de Mantel. L'hypothèse nulle suggère une absence de corrélation entre la distance de faciès et la différence d'abondance entre EPAs et EPOs. L'hypothèse alternative indique une relation de corrélation entre les différences d'abondance estimées et les distances de faciès de chaque méthode. Pour des raisons numériques, je n'ai pas pu effectuer ce test pour les données de la rivière d'Ain.

Comparaison des méthodes et voisinage

Pour chaque espèce, j'ai testé la corrélation des abondances estimées par les EPAs et les EPOs en lien avec une matrice de voisinage à partir d'une analyse en fourth-corner (Legendre, Galzin & Harmelin-Vivien 1997). J'ai fait une modification de l'utilisation « classique » de

cette analyse en utilisant les points EPOs comme tableau R, les points EPAs comme tableau Q et la matrice de voisinage comme tableau de lien L entre les deux méthodes.

J'ai construit la matrice de voisinage entre les points EPAs et EPOs à partir d'une distance de voisinage de 200 m pour le Seymard et 1500 m pour la rivière d'Ain. Ces deux distances représentent pour chaque rivière environ 10 % de la longueur totale et mettent en évidence environ 5% de points voisins. Dans ces matrices, deux points de campagnes différentes ne sont pas considérés comme voisins.

Le test de corrélation des variables contenues dans les deux tableaux (R et Q) effectuée des permutations (N=999) des lignes de Q (et donc de L) et des colonnes de R (et donc de L) (Dray & Legendre 2008). L'hypothèse nulle de ce test indique qu'il n'y a pas de corrélation entre l'abondance estimée dans un point effectué par une méthode et la moyenne des points voisins effectués par l'autre méthode. L'hypothèse alternative indique une corrélation entre l'abondance estimée dans un point par une méthode et l'abondance moyenne de ses points voisins effectués par l'autre méthode.

3.2.3 Comparaisons des répartitions spatiales EPO et EPA (campagnes rassemblées)

Pour chaque espèce, j'ai construit un test de permutation afin de comparer, entre EPAs et EPOs, les courbes de répartition de l'abondance relative, toutes les campagnes rassemblées, en fonction de la distance curvilinéaire. La statistique utilisée correspond à l'aire entre les fonctions de répartition des abondances relatives cumulées. Sous l'hypothèse nulle, l'aire entre les deux courbes suit une loi de distribution aléatoire. L'hypothèse alternative exprime une différence entre les EPAs et les EPOs plus petite qu'attendue sous la distribution H0.

Le test a consisté à permuter les abondances des EPOs intra-campagne (N=999).

3.2.4 Test préliminaire concernant l'effet « plongeur »:

Pour savoir si un plongeur observe plus d'individus d'une espèce que les autres lors d'une campagne, j'ai effectué un test de permutation. Les expérimentateurs n'ayant pas tous échantillonnés les mêmes points ni pendant les mêmes campagnes, je ne peux pas mettre en évidence un effet réel mais une tendance à une sur- ou sous- estimation des abondances pour certains plongeurs. Les équipes étant différentes par *campagne X station*, je n'ai fait ce test que pour 4 campagnes de la rivière d'Ain et pour 2 plongeurs. La statistique utilisée est la moyenne, entre campagnes, du rapport de l'abondance de l'espèce estimée par le plongeur sur l'abondance moyenne estimée par tous les plongeurs. Le test a consisté à permuter les

observations intra-campagnes tous plongeurs confondus (N= 999). Un rapport différent de 1 indique une estimation par le plongeur différente de la moyenne de tous les plongeurs.

4. Résultats

Un total de 1996 points d'échantillonnage (973 en EPA et 1063 en EPO) répartis le long de la rivière d'Ain a été effectué (Table 4.1). Toutes campagnes confondues, 23 espèces différentes ont été capturées en EPA dont 13 observées en EPO (Table 4.1). Les espèces les plus abondantes (Table 4.3) sont le vairon (moyenne = 0.383 en EPA et 0.472 en EPO) et le barbeau (moyenne= 0.104 en EPA) et le blageon (moyenne = 0.035 en EPO).

Un total de 667 points d'échantillonnage (370 en EPA et 297 en EPO) répartis le long du Seymard a été effectué (Table 4.2). Toutes campagnes confondues, 16 espèces différentes ont été capturées en EPA dont 12 observées en EPO (Table 4.2). Les espèces les plus abondantes (Table 4.3) sont le vairon (moyenne = 0.43 en EPA et moyenne = 0.892 en EPO) et la loche franche (moyenne = 0.255 en EPA) ou la vandoise (moyenne = 0.090 en EPO).

Les caractéristiques environnementales moyennes sont du même ordre de grandeur entre méthodes (Table 4.4), et reflètent des écoulements plus profonds et courants sur l'Ain que sur le Seymard (~0.4 vs ~0.14 m s-1). L'estimation visuelle des faciès reflète néanmoins quelques différences d'estimation avec des mouilles plus fréquemment observées en EPA sur l'Ain et l'inverse sur le Seymard).

Table 4.3 : Nombre de points d'échantillonnage réalisés et d'espèces observées en EPA et en EPO, par campagne, dans la rivière d'Ain.

Campagne	2	3	4	5	6
Points EPA	203	190	210	178	192
Nombre d'espèces	15	15	14	16	21
Points EPO	219	249	208	183	204
Nombre d'espèces	11	7	11	8	5

Table 4.2 Nombre de points d'échantillonnage réalisés et d'espèces observées en EPA et en EPO, par campagne, dans le Seymard.

Campagne	3	4	5	6
Points EPA	108	105	101	56
Nombre d'espèces	11	10	11	12
Points EPO	62	86	91	58
Nombre d'espèces	6	5	3	7

Table 4.4: Abondance moyenne (log effectif pour 7m²) et écart-type par point des espèces capturées en EPA et en EPO dans l'Ain et le Seymard. / représente les espèces non détectées dans le Seymard

Espèce	Abbréviation	Ain				Seymard			
		EPA moyenne	écart-type	EPO moyenne	écart-type	EPA moyenne	écart-type	EPO moyenne	écart-type
Ablette	ABL	0.004	0.06	0	0	0.007	0.07	0	0
Barbeau	BAF	0.104	0.35	0.030	0.21	0.014	0.17	0.010	0.14.
Blageon	BLN	0.035	0.28	0.035	0.33	0.073	0.034	0.074	0.40
Bouvière	BOU	0.001	0.02	0	0	/	/	/	/
Brème	BRB	0	0	0	0	/	/	/	/
Brochet	BRO	0.002	0.24	0	0	0.004	0.05	0.005	0.06
Chabot	CHA	0.001	0.03	0.004	0.06	/	/	/	/
Chevaine	CHE	0.008	0.08	0.023	0.20	0.020	0.17	0.045	0.27
Epinoche	EPI	0.007	0.32	0	0	0.080	0.26	0.021	0.22
Gardon	GAR	0.007	0.08	0.003	0.07	0.002	0.04	0.008	0.14
Goujon	GOU	0.009	0.15	0	0	/	/	/	/
Hotu	HOT	0.006	0.08	0.005	0.14	/	/	/	/
Loche franche	LOF	0.010	0.15	0.006	0.09	0.255	0.49	0.002	0.04
Ombre commun	OBR	0.075	0.28	0.013	0.11	0.012	0.11	0.011	0.09
Poisson chat	PCH	0.021	0.12	0	0	0.002	0.04	0	0
Perche	PER	0.001	0.035	0.004	0.10	0.007	0.08	0.002	0.04
Perche soleil	PES	0.007	0.09	0	0	/	/	/	/
Pseudorasbora	PSR	0.001	0.02	0	0	/	/	/	/
Spirilin	SPI	0.001	0.03	0.022	0.31	0.006	0.04	0	0
Tanche	TAN	0.053	0.31	0	0	0.002	0.04	0	0
Truite fario	TRF	0.004	0.05	0.011	0.12	0.046	0.20	0.002	0.04
Vairon	VAI	0.383	0.99	0.472	1.33	0.43	0.82	0.892	1.52
Vandoise	VAN	0.015	0.16	0.025	0.32	0.073	0.32	0.090	0.41

Table 4.5 : Moyenne et écart-type par points des variables environnementales estimées par rivière et par méthode.

		Ain				Seymard			
		EPA		EPO		EPA		EPO	
		moyenne	écart-type	moyenne	écart-type	moyenne	écart-type	moyenne	écart-type
Largeur	(m)	72.64	14.55	70.75	13.39	9.27	5.00	10.65	6.59
Profondeur	(cm)	104.16	73.89	102.80	70.07	52.87	25.56	49.92	26.52
Vitesse	(m.s ⁻¹)	0.34	0.28	0.57	0.92	0.14	0.26	0.14	0.43
Substrat	(mm)	9.87	34.84	20.77	87.78	1.51	0.60	1.30	0.33
Embâcle	Oui	2.04	2.19	5.74	3.45	7.08	2.51	7.00	4.97
	Non	98.00	2.19	94.26	3.45	92.93	2.51	93.05	4.97
Faciès	Mouille	15.70	32.15	3.34	2.34	9.68	4.94	18.33	20.60
	Plat	64.00	21.78	65.94	8.92	73.0	9.00	63.83	19.39
	Radier	20.34	13.40	30.74	6.92	17.35	7.96	17.90	14.69

4.1. Comparaison des méthodes par une approche non spatialisée

4.1.1 Comparaison des abondance, occurrence et proportion relative des espèces entre EPO et EPA

Les comparaisons pour chaque espèce des abondances (Table 4.3), occurrences et proportions relatives entre EPO et EPA de la rivière d'Ain (Figure 4.1.1 pour l'abondance et ANNEXE IV pour les autres descripteurs) montrent que sur les 23 espèces présentes, seules 2 espèces (vairon et vandoise) ont une abondance moyenne plus élevée en EPO par rapport à la moyenne en EPA. Toutes les espèces sont vues plus souvent en EPA qu'en EPO.

Les comparaisons pour chaque espèce des abondances (Table 4.3), occurrences et proportions relatives entre EPO et EPA du Seymard (Figure 4.1.1 suite, pour l'abondance et ANNEXE IV pour les autres descripteurs) montrent que sur les 16 espèces présentes 6 (barbeau, vairon, vandoise, brochet, chevaine et gardon) ont une abondance moyenne plus forte en EPO qu'en EPA, jusqu'à 5 fois plus pour le gardon. Sur ces 6 espèces, 5 (vairon, vandoise, brochet, chevaine et gardon) sont observées en moyenne plus souvent par les EPO comme le chevaine où les individus ont été observés en moyenne deux fois plus souvent par EPOs. Sur ces 5 dernières espèces, 4 (vairon, brochet, chevaine et gardon) ont une proportion relative plus importante qui peut atteindre le double pour le gardon ou le brochet. Les variations inter-campagnes (visibles sur la figure 4.1.1 par les barres d'erreurs) sont fortes

pour les différences d'abondances et pour les différences d'occurrences englobant des valeurs positives et négatives pour la même espèce.

Les différences entre EPO et EPA sont plus faibles pour les proportions relatives ; elles ne dépassent l'intervalle $[-1,1]$ que pour 4 espèces (poisson chat, brochet, gardon et tanche). Les espèces *a priori* plus visibles en EPO (poisson chat à tanche) ont des variations inter-campagnes plus marquées par des variations au-delà de l'intervalle $[-1,1]$ que les espèces plus difficilement observables.

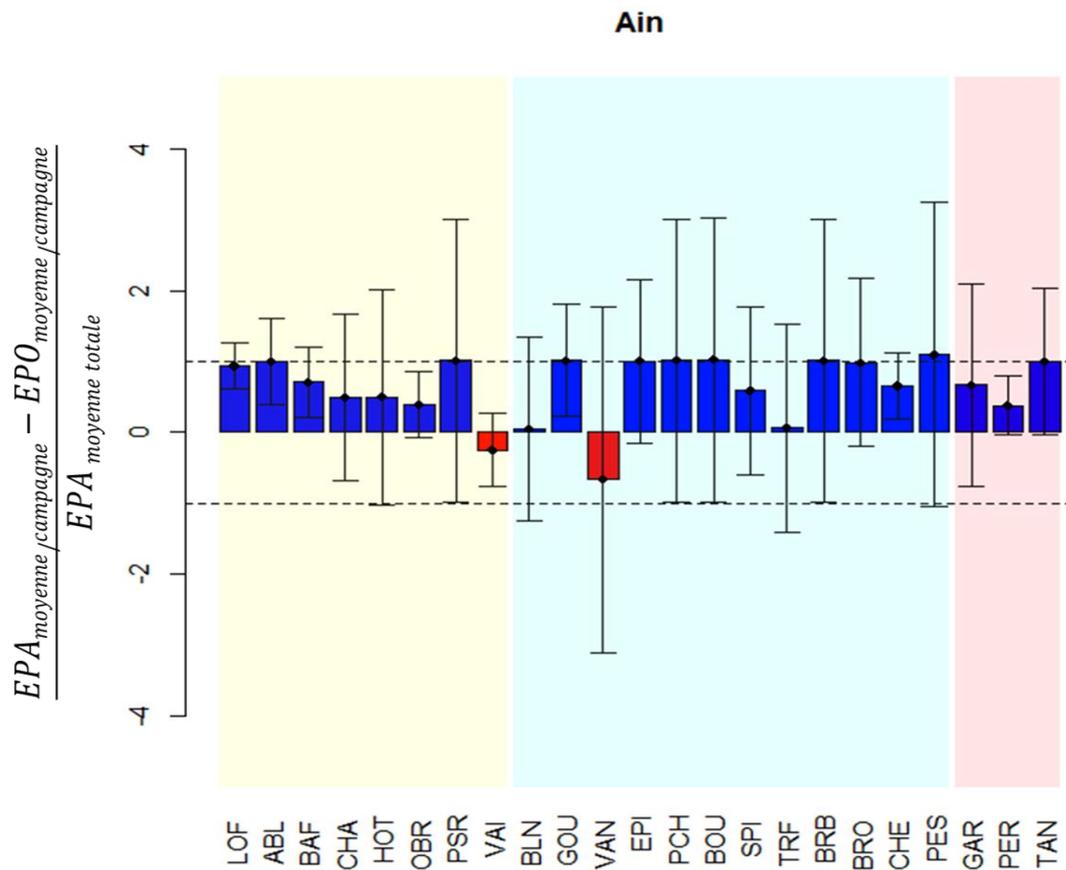


Figure 4.1.1 : Différence de log abondance moyenne entre EPA et EPO, standardisée par la log-abondance moyenne de toutes les campagnes en EPA, pour l'Ain et le Seymard. Les barplots rouges indiquent une moyenne supérieure en EPO et les bleus supérieure en EPA. Les barres d'erreurs indiquent un intervalle 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 pour les codes et scores des espèces). Les graphes des autres métriques sont en ANNEXE IV.

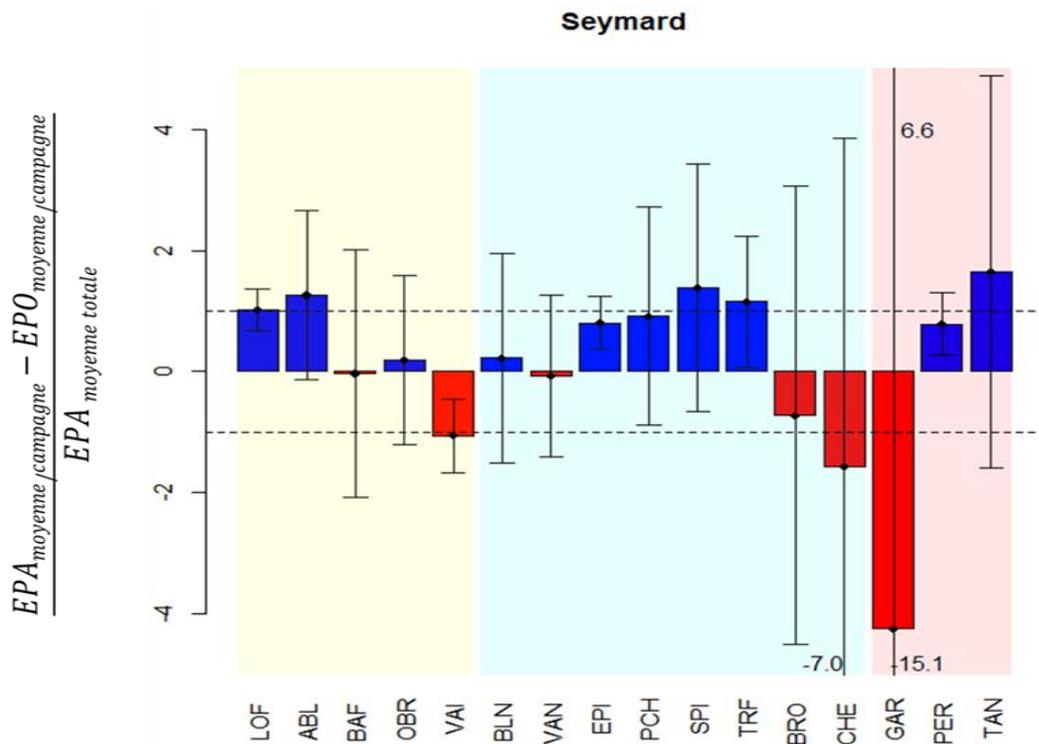


Figure 4.1.1 (suite)

4.1.2 Co-structure des assemblages de poissons intra et inter campagne

Co-structure intra-campagne

Les analyses STATIS intra-méthodes réalisées sur les tableaux intra-campagnes EPA et EPO mettent en évidence une corrélation des méthodes dans la structure des assemblages de poissons de 0.39 pour la rivière d'Ain et 0.64 pour le Seymard. Les premiers axes représentent 70% de l'inertie totale présente entre les points EPA et EPO pour la rivière d'Ain (Figure 4.1.2, haut) et 82% dans le cas du Seymard (Figure 4.1.2 bas). Dans les deux rivières, le premier axe montre un effet "taille" (Figure 4.1.2, graphes de gauche) caractérisé par la présence de plusieurs points d'échantillonnage contenant la grande part de l'abondance observée et le reste des points centré autour de la moyenne (proche de 0) contenant notamment l'ensemble des points vides.

Les seconds axes des analyses STATIS intra-campagnes séparent des assemblages utilisant des habitats différents, qui ne sont pas les mêmes sur l'Ain et le Seymard. Le second axe de l'analyse de la rivière d'Ain sépare trois assemblages d'espèces (Figure 4.1.2, haut). Le premier (A1) est représenté par des espèces typiques des mouilles, la perche et le gardon. Le second (A2) est représenté par des espèces typiques du chenal, le blageon, la vandoise, le

spiralin et l'ablette. Et le troisième (A3) est représenté par des espèces typiques des radiers : le barbeau, le chabot, le vairon et la loche. Le second axe de l'analyse du Seymard sépare deux assemblages d'espèces (Figure 4.1.2 bas). Le premier groupe (S1) est caractérisé par des espèces typiques du chenal : vandoise, l'ombre, le blageon, l'ablette et le spiralin et le second (S2) par des individus d'espèces de grande taille : barbeau et le chevaine.

Co-structure inter-campagne

Les analyses STATIS intra-méthodes réalisées sur les tableaux EPA et EPO moyennés par campagne (inter-campagne) mettent en évidence une très faible corrélation des méthodes concernant les différences d'assemblages de poissons inter-campagne : 0.18 pour la rivière d'Ain et 0.07 pour le Seymard. Le premier axe formé par le compromis inter-campagne des assemblages de poissons en EPA et en EPO représente 75% de l'inertie totale présente entre les points EPA et EPO de la rivière d'Ain (Figure 4.1.3). Dans les deux rivières, les représentations des campagnes sur le premier axe factoriel montrent que les campagnes appariées dans le temps, ne sont pas appariées dans les assemblages de poissons (Figure 4.1.3).

Ainsi, les analyses mettent surtout en évidence des campagnes « particulières », que ce soit en EPO ou en EPA, qui ne sont pas les mêmes. Par exemple dans l'Ain, deux campagnes portent le maximum de variabilité inter-campagne : la campagne 4 des EPO et la campagne 6 des EPA (Figure 4.1.3). Elles sont séparées des autres campagnes par le premier axe factoriel et entre elles par le second axe. L'assemblage (A1') associé à la campagne c4 des EPO regroupe principalement le chabot, la vandoise, la loche franche, l'ombre, le spiralin, le barbeau, le hotu et le chevaine qui sont des espèces plutôt caractéristiques de l'Ain. L'assemblage (A2') de la campagne c6 des EPA regroupe le gardon, le vairon, l'épinoche, le brochet, le goujon, le pseudorasbora, l'ablette et la truite fario qui sont des espèces d'eaux calmes ayant peu d'exigences communes. Les autres campagnes sont surtout caractérisées par une faible abondance des espèces. Le cas du Seymard où la co-structure est encore plus faible n'est pas détaillé.

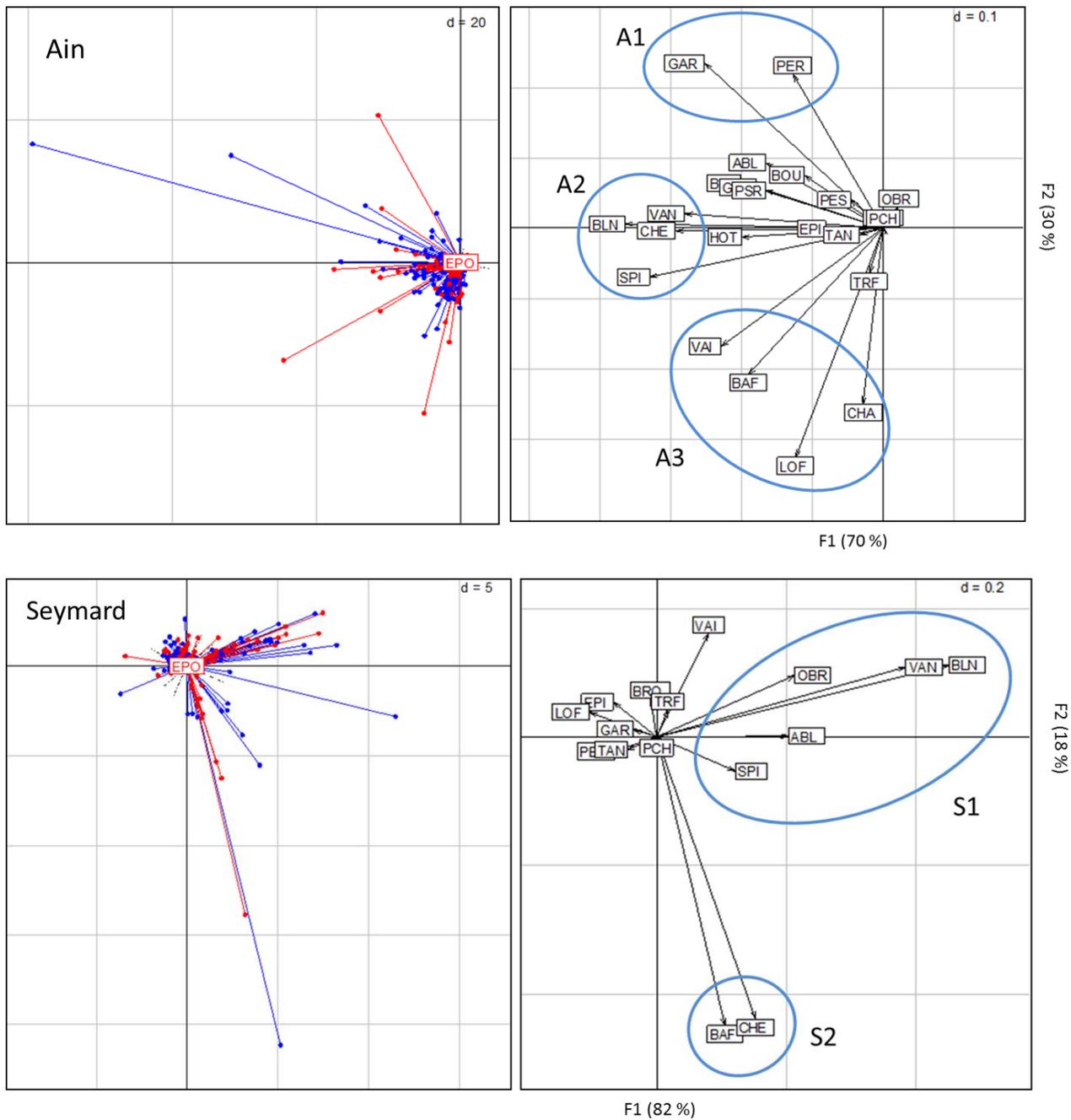


Figure 4.1.2: Analyse STATIS sur les abondances des espèces intra-méthode, réalisée sur les tableaux intra-campagne. A gauche : coordonnées des points d'échantillonnages sur le plan factoriel (1,2) du compromis ; à droite : coordonnées des espèces sur plan factoriel (1,2) du compromis ; les points rouges représentent les EPO et les points bleus les EPA. A1, A2, A3, S1 et S2 représentent des associations d'espèces.

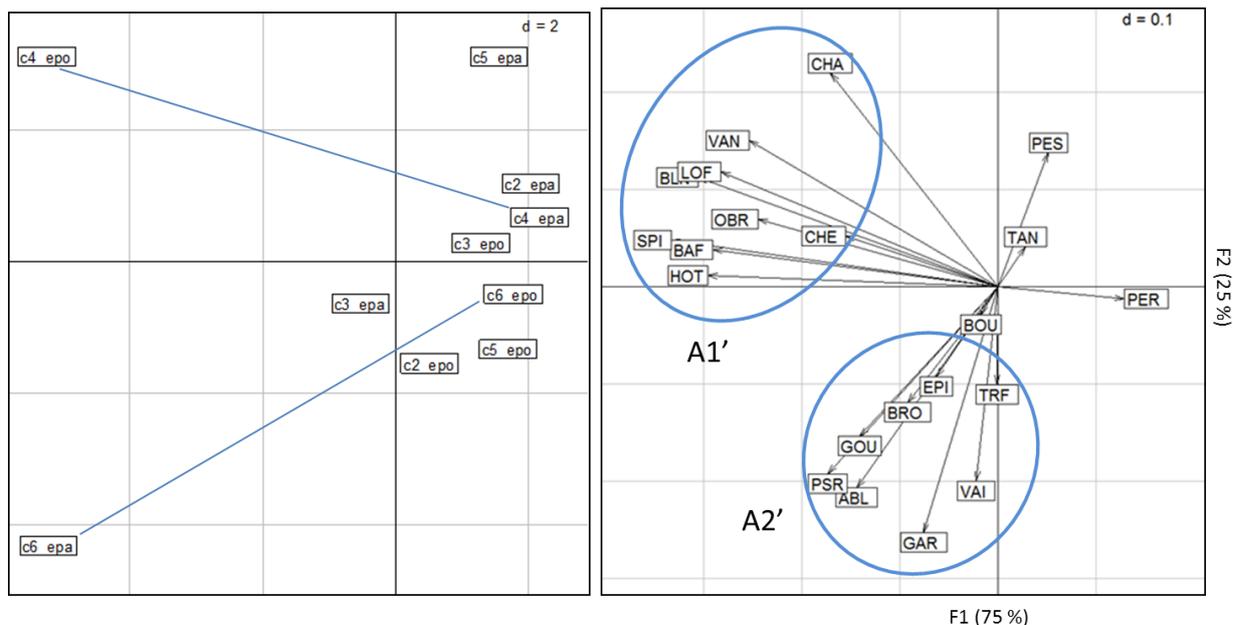


Figure 4.1.3 : Analyse STATIS sur les abondances des espèces intra-méthodes, réalisée sur le tableau des moyennes par campagnes pour la rivière d'Ain. Même organisation des graphes que Figure 4.1.2

Co-structure environnementale

L'analyse STATIS des variables environnementales, (ANNEXE V), indique une corrélation forte entre les tableaux EPO et EPA (0.87 pour les données de la rivière d'Ain et 0.96 pour le Seynard). L'analyse intra-campagne suggère une cohérence des relevés environnementaux quelle que soit la méthode, et notamment du lien entre faciès d'écoulement et hydraulique (exemple : les radiers sont toujours plus courants et moins profonds).

En revanche, l'analyse STATIS des variables environnementales (ANNEXE VI) met en évidence une corrélation entre méthodes des tableaux environnementaux inter-campagne de 0.13 pour la rivière d'Ain et 0.53 pour le Seynard. Comme pour les poissons, la co-structure temporelle est plus faible que la co-structure spatiale.

4.2. Comparaison des EPAs et EPOs par une approche spatialisée

4.2.1. Cartographie et représentation

Dans l'Ain, les répartitions longitudinales des abondances totales, après lissage par la méthode du kernel, présentent des similitudes entre les méthodes d'échantillonnage pour le blageon et s'opposent pour le barbeau (Figure III.6), le chabot, le gardon et la perche commune. En aval de la zone d'étude on retrouve un assemblage, principalement issu des

EPAs, composé par la vandoise, le spirilin, l'ombre, le gardon, le blageon et le hotu (ANNEXE VII).

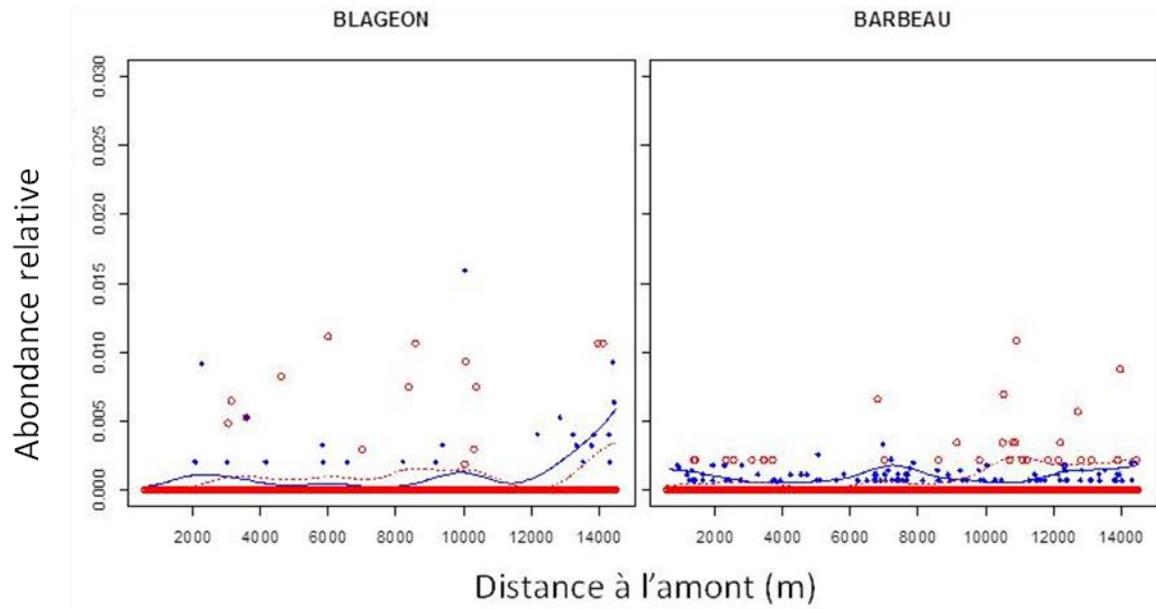
Dans le Seymard, les répartitions présentent des similitudes pour le blageon, la vandoise, le gardon, la perche (figure III.6). En revanche, les deux méthodes montrent des répartitions longitudinales de l'abondance totale différentes pour le barbeau, le chevaine, le brochet et la loche franche. Les répartitions montrent également des assemblages d'individus de plusieurs espèces en amont (blageon et vandoise) comme en aval (gardon, épinoche et perche commune ; ANNEXE VII).

4.2.2. Tests des répartitions spatiales

Les tests de comparaisons des fonctions de répartition inter-campagne de l'abondance totale entre EPA et EPO mettent en évidence pour les données de la rivière d'Ain (Table 4.2.2.1) une répartition spatiale cohérente entre méthodes pour le vairon ($p=0.005$), l'ombre commun ($p=0.040$), et une tendance pour le blageon ($p=0.096$). Pour les données du Seymard (4.2.2.2), les tests mettent en évidence une répartition spatiale cohérente pour la vandoise ($p=0.001$).

Les tests de Mantel basés sur les différences entre méthodes liées à la distance environnementale des faciès (Table 4.2.2.2) montrent des corrélations négatives faibles mais significatives pour le vairon ($cor = -0.073$; $p = 0.001$), la vandoise ($cor = -0.040$; $p = 0.039$) et une tendance pour le blageon ($cor=-0.034$; $p=0.072$).

AIN



SEYMARYD

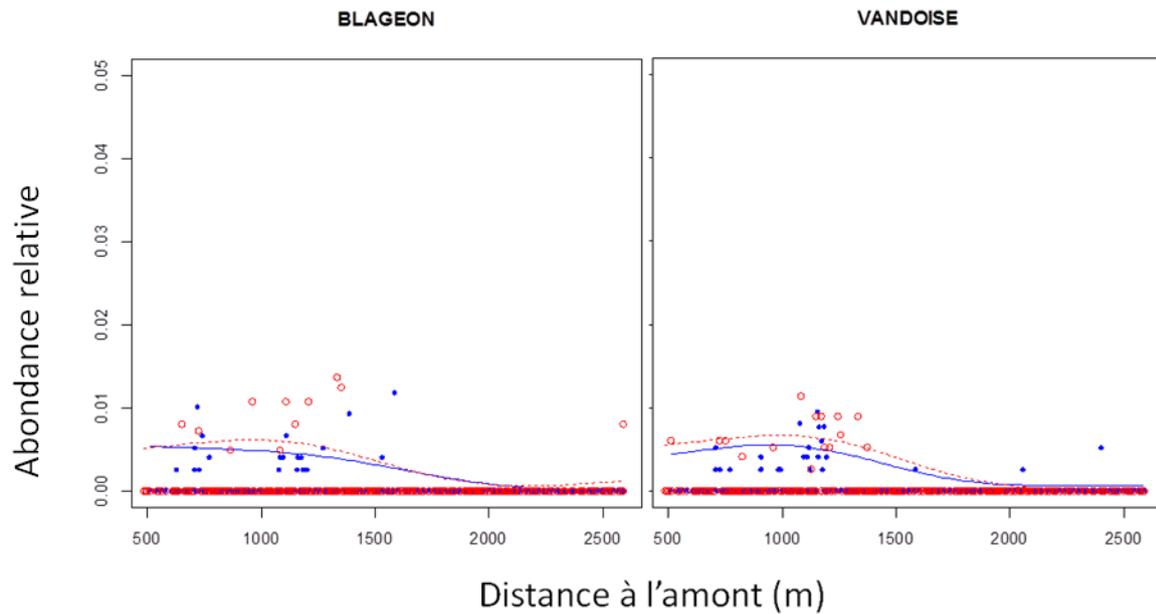


Figure 4.2.1 : Lissage par kernel de la répartition de l'abondance totale en fonction de la distance à l'amont du secteur échantillonné. En haut, deux espèces présentes dans l'Ain (blageon et barbeau), en bas : deux espèces présentes dans le Seymard (blageon et vandoise) et La courbe rouge pointillée représente les lissages pour les EPO et la courbe pleine en bleu représente les lisages pour les EPA. Les cercles rouges indiquent l'abondance relative (divisée par 10) de l'espèce observée par les EPO et les losanges bleus l'abondance relative (divisée par 10) de l'espèce pêchée par EPA. Noter que toutes les campagnes sont superposées.

L'analyse en fourth-corner des comparaisons EPA et EPO en lien avec la matrice de voisinage montre pour les données de la rivière d'Ain (Table 4.2.2.1), une corrélation faible mais significative pour le vairon ($cor = 0.008$, $p=0.003$). L'analyse en fourth-corner des comparaisons EPA et EPO en lien avec la matrice de voisinage montre, pour les données du Seymard (Table 4.2.2.2), une corrélation significative des vandoise ($cor = 0.328$; $p = 0.001$), vairon ($cor= 0.062$, $p=0.047$) et truite fario ($cor = 0.068$; $p = 0.017$).

Table 4.2.2.1 : Tests de comparaison spatiale des méthodes pour la rivière d'Ain à partir des fonctions de répartition des abondances totales et des matrices de voisinage.

Espèces	Fonctions de répartition		Voisinage	
	p-value	Statistique (10^{-3})	p-value	
Barbeau	0.745	-1.60	0.805	
Blageon	0.096	-0.45	0.967	
Chabot	0.937	-7.16	0.193	
Chevaine	0.746	6.55	0.228	
Gardon	0.168	-0.63	0.888	
Hotu	0.879	-1.17	0.91	
Loche franche	0.980	7.85	0.177	
Ombre commun	0.040	5.91	0.31	
Perche	0.428	-1.19	0.865	
Spirin	0.219	-5.70	0.93	
Truite fario	0.447	1.10	0.848	
Vairon	0.005	8.11	0.003	
Vandoise	0.129	-2.87	0.634	

Table 4.2.2.2: Tests de comparaison spatiale des méthodes pour le Seymard à partir des fonctions de répartition des abondances totales et des matrices de voisinage et test de corrélation entre les faciès et les abondances : campagnes séparées

Espèces	Fonctions de répartition		Voisinage		Distance de faciès	
	p-value	Corrélation	p-value	Corrélation	p-value	
Blageon	0.525	0.032	0.502	-0.034	0.072	
Chevaine	0.25	-0.015	0.714	-0.019	0.649	
Epinoche	0.128	0.022	0.623	-0.028	0.203	
Loche franche	0.253	-0.017	0.623	0.030	0.940	
Ombre commun	0.872	-0.012	0.849	-0.031	0.191	
Truite fario	0.269	0.068	0.092	0.085	0.601	
Vairon	0.278	0.062	0.125	-0.073	0.001	
Vandoise	0.001	0.328	0.008	-0.040	0.039	

4.2.3. Test de répartition spatiale de l'abondance relative toutes campagnes confondues

Les tests de comparaisons des fonctions de répartition, toutes campagnes confondues, de l'abondance totale entre EPA et EPO (Table 4.3) mettent en évidence une répartition spatiale cohérente entre méthodes pour les données de la rivière d'Ain concernant le vairon ($p=0.001$), avec une tendance pour le blageon ($p=0.086$).

Pour les données du Seymard, le test est significatif pour la vandoise ($p=0.001$), le blageon ($p=0.015$) et la truite ($p=0.033$).

Table 4.3 : Tests de comparaison des méthodes par les comparaisons des fonctions de répartition de l'abondance totale (campagnes confondues) pour le Seymard et l'Ain.

Espèces	SEYMARD	AIN
	p-value	p-value
Barbeau	/	0.889
Blageon	0.015	0.086
Chabot	/	0.989
Chevaine	0.804	0.907
Epinoche	0.58	/
Gardon	/	0.699
Hotu	/	0.238
Loche franche	0.277	0.559
Ombre commun	0.96	0.782
Perche	/	0.560
Spirilin	/	0.184
Truite fario	0.095	0.791
Vairon	0.033	0.001
Vandoise	0.001	0.984

4.3. Test préliminaire concernant l'effet « plongeur »

Les résultats par espèce de la statistique (abondance moyenne inter-campagne observée par le plongeur / abondance moyenne inter-campagne observée par tous les plongeurs) du test (ANNEXE VIII) montrent que globalement les plongeurs testés sous-estiment l'abondance des espèces observées par rapport à la moyenne de tous les plongeurs ($stat < 1$) sauf pour le vairon ($stat = 1.22$ pour le plongeur 1 ; $stat=1.20$ pour le plongeur 2). Une sous-estimation « significative » ($pvalue=0.001$) est obtenue pour des espèces qui n'ont été vues par l'un des deux plongeurs testés (chabot, loche franche, spirilin, vandoise pour le plongeur 1, gardon et perche, plongeur 2). Le plongeur 1 a une tendance à sous-estimer l'abondance de l'ombre ($pvalue=0.044$). Le plongeur 2 a tendance à sous-estimer l'abondance

du chevaine (p value=0.057) et du spirilin (p =0.056). Environ 60% des espèces observées par le plongeur 1 et 70% des espèces observées par le plongeur 2 ont une sous-estimation de l'abondance non significative (ANNEXE VIII).

5. Discussion

Les analyses que j'ai effectuées pour caractériser la répartition spatiale des abondances des espèces ont permis de mettre en évidence que les échantillonnages ponctuels par observation (EPO) sous-estiment l'abondance de la plupart des espèces présentes dans les petites comme dans les grandes rivières par rapport aux échantillonnages ponctuels d'abondance (EPA). Ces sous-estimations des abondances obtenues par EPO par rapport aux EPA sont peu expliquées par les différences de taille ou de comportement des individus. 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. Enfin, les EPA et les EPO révèlent une structure d'assemblages de poissons inter-campagnes différentes, liée à des campagnes particulières pour les EPOs comme pour les EPAs.

Les résultats obtenus sur les comparaisons des abondances, occurrences et proportions des espèces montrent que l'échantillonnage par EPA conduit à une estimation de l'abondance, de l'occurrence et de la proportion relative par espèce supérieure aux estimations issues des EPO. Les espèces *a priori* moins visibles ne sont pas forcément les espèces les moins bien estimées en terme d'abondance, ni les moins vues lors des échantillonnages EPO. Ces résultats suggèrent, contrairement à la littérature, que la taille et les comportements des poissons ne semblent pas empêcher les plongeurs d'observer certaines espèces comme le vairon ou l'ombre commun, particulièrement dans la petite rivière du Seynard. La (grande) rivière d'Ain possède des estimations de l'abondance et de l'occurrence des espèces plus élevées en faveur des EPA. Ces résultats indiquent que les EPO donnent une meilleure représentation des abondances et occurrences des espèces lorsqu'ils sont effectués dans des petites rivières et sont moins performants lors d'échantillonnage de grandes rivières. Le test des distances entre les faciès et les méthodes d'échantillonnage effectués pour les données du Seynard semblent indiquer, par les faibles corrélations négatives observées, que les méthodes d'échantillonnages n'estiment pas les mêmes abondances selon le faciès.

L'effet plongeur mis en évidence pour certaines espèces montre que les variations inter-plongeurs reposent principalement sur la capacité individuelle des observateurs à

détecter et à dénombrer les individus présents dans le champ visuel, représenté ici par le rayon du point d'échantillonnage de 1.5 m. L'activité des poissons (Bozec *et al.* 2011), la présence de végétation (Brind'Amour & Boisclair 2004) et la surabondance d'individus à certains points d'échantillonnage (Figure 5.1) empêchent les EPO d'estimer une abondance similaire aux EPA (Edgar *et al.* 2004; Dickens *et al.* 2011; Bernard *et al.* 2013). Par exemple un des critères de différenciation entre la vandoise et le chevaine (Figure 5.2) est la concavité de la nageoire anale (chez la vandoise uniquement). Ce détail morphologique n'est pas toujours reconnaissable lorsque l'individu se trouve en mouvement dans son habitat (utilisation des nageoires).



Figure 5.2 : Vision sub-aquatique des poissons, telle qu'observée par les plongeurs lors des EPO. Sur cette photographie, 30 poissons peuvent être dénombrés.
Photographie : équipe DYNAM, IRSTEA Lyon

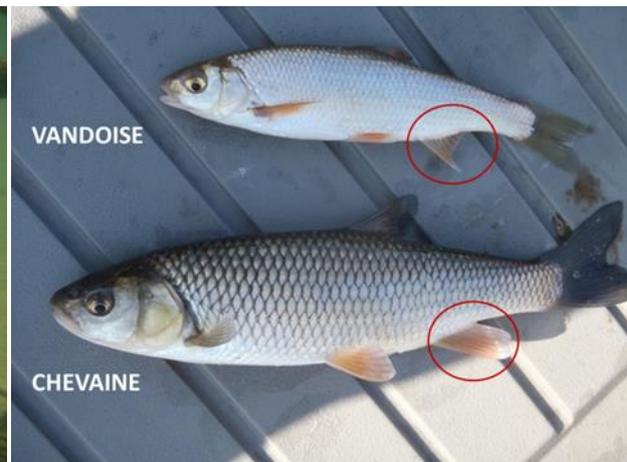


Figure 5.3 : Identification de deux espèces pêchées par EPA : en haut la vandoise, en bas le chevaine. Leur différenciation est possible par leur nageoire anale.
Photographie : équipe DYNAM, IRSTEA Lyon

Les résultats obtenus par l'analyse en compromis entre EPA et EPO intra-campagnes renvoient de fortes similitudes des assemblages de poissons. Dans les deux rivières un fort effet "taille" révèle une distribution spatiale caractérisée par plusieurs points ou patchs qui contiennent la quasi-totalité des individus présents dans le secteur d'étude de la rivière. L'analyse discriminante de ces points particuliers est une perspective intéressante. Dans les deux rivières également les deux méthodes révèlent des similitudes d'associations avec l'habitat physique, clairement organisées selon un gradient de faciès dans l'Ain (plat, radier et mouille). Ces effets de l'habitat sont cohérents avec la co-structure entre EPA et EPO intra-campagnes des données environnementales.

Les résultats obtenus par l'analyse en compromis entre EPA et EPO inter-campagnes renvoient des structures des assemblages de poissons différentes selon les campagnes suggérant qu'une campagne seule ne donne pas une représentation fiable de la structure du

peuplement. La faible co-structure inter-campagnes pour les poissons est cohérente avec l'analyse des données environnementales qui indiquent une corrélation inter-campagne plus faible que la corrélation intra-campagne.

Les méthodes ne donnent pas toujours une image cohérente des répartitions spatiales des individus lorsque les campagnes sont appariées, mais la situation s'améliore, notamment dans le Seymard (petit cours d'eau) lorsque toutes les campagnes sont combinées. Cet effet peut être relié à l'existence de campagnes particulières décrit précédemment. Pour le Seymard qui est la petite rivière, l'analyse par les matrices de voisinage donne des résultats similaires à ceux obtenus par l'analyse des fonctions répartitions longitudinales de l'abondance totale. Les comparaisons des EPAs et des EPOs à partir de points d'échantillonnages répartis différemment dans le linéaire d'étude par des analyses spatialisées des assemblages de poissons n'ont pas été présentées dans la littérature. Les tests effectués au cours de mon M2 sont donc des ajustements de méthodes existantes (*e.g.* STATIS, Escoufier 1985 ; fourth-corner Legendre *et al.* 1997) qui possèdent l'avantage principal de correspondre aux données obtenues et aux objectifs de l'étude mais l'inconvénient de devoir choisir arbitrairement une statistique qui permette de minimiser les pertes d'informations liées aux transformations des données (*e.g.* tests sur les comparaisons des fonctions de répartitions entre EPA et EPO). J'ai voulu montrer, en comparant les méthodes, si un point d'échantillonnage en EPO proche spatialement d'un point effectué en EPA en est aussi proche en termes d'abondance des espèces. J'ai donc fait correspondre une zone où les points d'échantillonnage EPA et EPO sont proches spatialement, représentée par un voisinage (Dray, Pettorelli & Chessel 2002), entre les points EPA et EPO et non une distance géographique définie. C'est pourquoi les tests effectués entre la répartition spatiale de l'abondance totale et la fourth-corner sont relativement comparables.

6. Conclusions

Le nouveau protocole d'échantillonnage ponctuel des poissons en rivière par des observations en plongée (Capra *et al.*, Irstea Lyon, non publié) basé sur le principe des EPAs (Persat & Copp 1990) donne des estimations d'abondance plus faible et peut sous-estimer la richesse spécifique. Il peut donner une estimation comparable des proportions relatives des espèces et une représentation des répartitions spatiales des individus le long de la rivière similaires aux EPA lorsque plusieurs campagnes sont effectuées. Pour l'utilisation de ce protocole, plusieurs réplicats de campagnes sont nécessaires, du fait de l'existence de

campagnes particulières en EPO (comme en EPA). Une distance d'environ 80 m entre les points choisis aléatoirement pour effectuer les échantillonnages sont suffisants pour mettre en évidence une structure spatiale des individus dans les moyennes et petites rivières. Dans ce protocole, augmenter les points d'échantillonnage n'est donc pas nécessaire s'il n'y a pas de répétitions temporelles des campagnes. Les descriptifs plat, radier, mouille sont de bons indicateurs des variabilités environnementales.

Les comparaisons EPO et EPA suggèrent également de s'intéresser aux caractéristiques environnementales de quelques points de fortes abondances. Des premières cartographies (ANNEXE IX) suggèrent que les patches d'abondance sont notamment situés à la présence de confluences. Les deux zones d'association importante d'individus dans le Seymard se trouvent en amont, aux alentours d'une confluence, et en aval, aux alentours de la confluence avec l'Albarine. Dans les modélisations des systèmes dendritiques, ces confluences correspondent à des *nœuds* (Campbell Grant *et al.* 2007) favorisant les déplacements des individus, les modifications des structures des communautés et une hétérogénéité de distribution des ressources (Hitt & Angermeier 2008).

L'originalité de ce protocole est de ne pas échantillonner toute la rivière (Brenkman *et al.* 2012) mais uniquement des points aléatoires. Les échantillonnages par plongée sur de longues distances impliquent inévitablement un effet fatigue des plongeurs. Cet effet n'est pas étudié dans la littérature qui se contente de caractériser les différences d'abondance. Une mesure permettant d'intégrer les sous-estimations des abondances par le comptage visuel des espèces (Labrosse *et al.* 2001) et la fatigue des plongeurs (en minimisant les efforts de concentration) serait d'estimer les proportions relatives des espèces aux points d'échantillonnage (Brenkman *et al.* 2012). Ces mesures permettraient aux plongeurs de donner une vue d'ensemble des assemblages de poissons et des interactions entre espèces aux points d'échantillonnage. Les EPO apparaissent être plus applicables pour échantillonner et représenter les répartitions spatiales des assemblages de poissons des moyennes à petites rivières présentant de bonnes conditions de visibilité. Pour améliorer la compréhension des répartitions des individus et des assemblages de poissons le long de la rivière et d'un gradient thermique, des mesures ponctuelles de la température de l'eau, tous les 200 m par exemple (distance prise pour définir le voisinage), peuvent être faites à l'aide d'une sonde par un expérimentateur différent des plongeurs (Brenkman *et al.* 2012).

REFERENCES

Références

- Andaloro F., Ferraro M., Mostarda E., Romeo T. & Consoli P. (2013) Assessing the suitability of a remotely operated vehicle (ROV) to study the fish community associated with offshore gas platforms in the Ionian Sea: a comparative analysis with underwater visual censuses (UVCs). *Helgoland Marine Research* **67**, 241–250.
- Angermeier P.L. & Winston M.R. (1998) Local vs. Regional Influences on Local Diversity in Stream Fish Communities of Virginia. *Ecology* **79**, 911–927.
- Beesley L.S.; Princ., J.; 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., Chadœuf 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.
- Bellier E., Monestiez P., Durbec J.-P. & Candau J.-N. (2007) Identifying spatial relationships at multiple scales: principal coordinates of neighbour matrices (PCNM) and geostatistical approaches. *Ecography* **30**, 385–399.
- Bernard A.T.F., Götz A., Kerwath S.E. & Wilke C.G. (2013) Observer bias and detection probability in underwater visual census of fish assemblages measured with independent double-observers. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **443**, 75–84.
- 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.
- Bozec Y.-M., Kulbicki M., Laloë F., Mou-Tham G. & Gascuel D. (2011) Factors affecting the detection distances of reef fish: implications for visual counts. *Marine Biology* **158**, 969–981.
- Brenkman S.J., Duda J.J., Torgersen C.E., Welty E., Pess G.R., Peters R., *et al.* (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.
- Brind'Amour A. & Boisclair D. (2004) Comparison between two sampling methods to evaluate the structure of fish communities in the littoral zone of a Laurentian lake. *Journal of Fish Biology* **65**, 1372–1384.
- Brind'Amour A., Boisclair D., Legendre P. & Borcard D. (2005) Multiscale spatial distribution of a littoral fish community in relation to environmental variables. *Limnology and Oceanography* **50**, 465–479.
- Brock V.E. (1954) A Preliminary Report on a Method of Estimating Reef Fish Populations. *The Journal of Wildlife Management* **18**, 297–308.
- 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.
- Buisson L. & Grenouillet G. (2009) Contrasted impacts of climate change on stream fish assemblages along an environmental gradient. *Diversity and Distributions* **15**, 613–626.

- Campbell Grant E.H. ;Campbel. G., Evan H. (2011) Structural complexity, movement bias, and metapopulation extinction risk in dendritic ecological networks. *Journal of the North American Benthological Society* **30**, 252–258.
- Campbell Grant E.H., Lowe W.H. & Fagan W.F. (2007) Living in the branches: population dynamics and ecological processes in dendritic networks. *Ecology Letters* **10**, 165–175.
- 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.
- Dickens L.C., Goatley C.H.R., Tanner J.K. & Bellwood D.R. (2011) Quantifying Relative Diver Effects in Underwater Visual Censuses. *PLoS ONE* **6**, e18965.
- Dray S. & Dufour A.-B. (2007) The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of statistical software* **22**, 1–20.
- Dray S. & Legendre P. (2008) Testing the species traits-environment relationships: the fourth-corner problem revisited. *Ecology* **89**, 3400–3412.
- Dray S., Péliissier R., Couteron P., Fortin M.-J., Legendre P., Peres-Neto P.R., *et al.* (2012) Community ecology in the age of multivariate multiscale spatial analysis. *Ecological Monographs* **82**, 257–275.
- Dray S., Pettorelli N. & Chessel D. (2002) Matching Data Sets from Two Different Spatial Samples. *Journal of Vegetation Science* **13**, 867–874.
- Dumas P., Bertaud A., Peignon C., Léopold M. & Pelletier D. (2009) A “quick and clean” photographic method for the description of coral reef habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **368**, 161–168.
- Edgar G.J., Barrett N.S. & Morton A.J. (2004) Biases associated with the use of underwater visual census techniques to quantify the density and size-structure of fish populations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **308**, 269–290.
- Erős T., Sály P., Takács P., Specziár A. & Biró P. (2012) Temporal variability in the spatial and environmental determinants of functional metacommunity organization – stream fish in a human-modified landscape. *Freshwater Biology* **57**, 1914–1928.
- Escoufier Y. (1985) Objectifs et procédures de l’analyse conjointe de plusieurs tableaux de données. *Statistique et analyse des données* **10**, 1–10.
- 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.
- Fowler A.J. (1987) The development of sampling strategies for population studies of coral reef fishes. A case study. *Coral Reefs* **6**, 49–58.
- Freedman J.A. ;Stecko, Timothy D. ;Lorson, Benjamin D. ;Stauffer, Jay R. Jr. (2009) Development and Efficacy of an Electrified Benthic Trawl for Sampling Large-River Fish Assemblages. *North American Journal of Fisheries Management* **29**, 1001–1005.
- Garreta V., Monestiez P. & Ver Hoef J.M. (2010) Spatial modelling and prediction on river networks: up model, down model or hybrid? *Environmetrics* **21**, 439–456.
- Gilliam J.F. ;Fraser, Douglas F. ;Gilliam, James F. ;Fraser, Douglas F. (2001) Movement in corridors: enhancement by predation threat, disturbance, and habitat structure. *Ecology* **82**, 258–273.
- 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.

- Groot C. & Margolis L. (1991) *Pacific Salmon Life Histories*. UBC Press.
- Hardie S.A., Barmuta L.A. & White R.W.G. (2006) Comparison of Day and Night Fyke Netting, Electrofishing and Snorkelling for Monitoring a Population of the Threatened Golden Galaxias (*Galaxias auratus*). *Hydrobiologia* **560**, 145–158.
- Hart D.D., Johnson T.E., Bushaw-Newton K.L., Horwitz R.J., Bednarek A.T., Charles D.F., *et al.* (2002) Dam Removal: Challenges and Opportunities for Ecological Research and River Restoration. *BioScience* **52**, 669–682.
- 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.
- Hitt N.P. & Angermeier P.L. (2008) River-Stream Connectivity Affects Fish Bioassessment Performance. *Environmental Management* **42**, 132–150.
- Humston R., Priest B.M., Hamilton W.C. & Bugas P.E. (2010) Dispersal between Tributary and Main-Stem Rivers by Juvenile Smallmouth Bass Evaluated Using Otolith Microchemistry. *Transactions of the American Fisheries Society* **139**, 171–184.
- Jackson D.A., Peres-Neto P.R. & Olden J.D. (2001) What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58**, 157–170.
- Joyce M.P. & Hubert W.A. (2003) Snorkeling As an Alternative to Depletion Electrofishing for Assessing Cutthroat Trout and Brown Trout in Stream Pools. *Journal of Freshwater Ecology* **18**, 215–222.
- 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.
- Kubečka J., Godø O.R., Hickley P., Prchalová M., Říha M., Rudstam L., *et al.* (2012) Fish sampling with active methods. *Fisheries Research* **123–124**, 1–3.
- Kulbicki M., Cornuet N., Vigliola L., Wantiez L., Moutham G. & Chabanet P. (2010) Counting coral reef fishes: Interaction between fish life-history traits and transect design. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **387**, 15–23.
- 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.
- Labrosse P., Kulbicki M. & Ferraris J. (2001) *Comptage visuel de poissons en plongée : conditions d'utilisation et de mise en oeuvre*. CPS, Nouméa.
- Lam K., Shin P.K.S., Bradbeer R., Randall D., Ku K.K.K., Hodgson P., *et al.* (2006) A comparison of video and point intercept transect methods for monitoring subtropical coral communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **333**, 115–128.
- Lamouroux N., Capra H., Pouilly M. & Souchon Y. (1999) Fish habitat preferences in large streams of southern France. *Freshwater Biology* **42**, 673–687.
- Legendre P., Dale M.R.T., Fortin M.-J., Gurevitch J., Hohn M. & Myers D. (2002) The Consequences of Spatial Structure for the Design and Analysis of Ecological Field Surveys. *Ecography* **25**, 601–615.
- Legendre P. & Gallagher E.D. (2001) Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* **129**, 271–280.
- Legendre P., Galzin R. & Harmelin-Vivien M.L. (1997) Relating behavior to habitat: solutions to the fourth-corner problem. *Ecology* **78**, 547–562.
- Legendre P. & Legendre L.F.J. (1998) *Numerical Ecology*. Elsevier.
- 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.

- Lowry M., Folpp H., Gregson M. & Suthers I. (2012) Comparison of baited remote underwater video (BRUV) and underwater visual census (UVC) for assessment of artificial reefs in estuaries. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **416–417**, 243–253.
- MALAVOI J.-R. & SOUCHON Y. (2002) Description standardisée des principaux faciès d'écoulement observables en rivière: clé de détermination qualitative et mesures physiques. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 357–372.
- Mantel N. (1967) The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer research* **27**, 209–220.
- Mapstone B.D. & Ayling A.M. (1998) *An investigation of optimum methods and unit sizes for the visual estimation of abundances of some coral reef organisms*. Great Barrier Reef Marine Park Authority.
- Mayo J.S. & Jackson D.A. (2006) Quantifying Littoral Vertical Habitat Structure and Fish Community Associations using Underwater Visual Census. *Environmental Biology of Fishes* **75**, 395–407.
- Mcilwain J.L., Harvey E.S., Grove S., Shiell G., Al Oufi H. & Al Jardani N. (2011) Seasonal changes in a deep-water fish assemblage in response to monsoon-generated upwelling events. *Fisheries Oceanography* **20**, 497–516.
- 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.
- Neff M.R. ;Jackso., Donald A.;Neff, Margaret R. ;Jackson, Donald A. ;Kraft, Cliff (2013) Regional-scale patterns in community concordance: testing the roles of historical biogeography versus contemporary abiotic controls in determining stream community composition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **70**, 1141–1150.
- Neff M.R. & Jackson D.A. (2012) Geology as a Structuring Mechanism of Stream Fish Communities. *Transactions of the American Fisheries Society* **141**, 962–974.
- 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. *C. R. Acad. Sci., Paris* , 289(D): 1295–1298.
- Nunn A.D., Copp G.H., Vilizzi L. & Carter M.G. (2010) Seasonal and diel patterns in the migrations of fishes between a river and a floodplain tributary. *Ecology of Freshwater Fish* **19**, 153–162.
- 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.
- Orell P., Erkinaro J. & Karppinen P. (2011) Accuracy of snorkelling counts in assessing spawning stock of Atlantic salmon, *Salmo salar*, verified by radio-tagging and underwater video monitoring. *Fisheries Management and Ecology* **18**, 392–399.
- Pavoine S. & Bonsall M.B. (2011) Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. *Biological Reviews* **86**, 792–812.
- Pelletier D., Leleu K., Mou-Tham G., Guillemot N. & Chabanet P. (2011) Comparison of visual census and high definition video transects for monitoring coral reef fish assemblages. *Fisheries Research* **107**, 84–93.
- 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.

- Persat H., Olivier J.-M. & Pont D. (1994) Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: fish in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology* **31**, 439–454.
- Peterson E.E., Ver Hoef J.M., Isaak D.J., Falke J.A., Fortin M.-J., Jordan C.E., *et al.* (2013) Modelling dendritic ecological networks in space: an integrated network perspective. *Ecology Letters* **16**, 707–719.
- Peterson E.E., Theobald D.M. & Ver Hoef J.M. (2007) Geostatistical modelling on stream networks: developing valid covariance matrices based on hydrologic distance and stream flow. *Freshwater Biology* **52**, 267–279.
- Petts G.E. & Gurnell A.M. (2005) Dams and geomorphology: Research progress and future directions. *Geomorphology* **71**, 27–47.
- Regis J., Pattee E. & Lebreton J. (1981) A New Method for Evaluating the Efficiency of Electric Fishing. *Archiv Fur Hydrobiologie* **93**, 68–82.
- Sale P.F. & Sharp B.J. (1983) Correction for bias in visual transect censuses of coral reef fishes. *Coral Reefs* **2**, 37–42.
- Samoilys M.A. & Carlos G. (2000) Determining methods of underwater visual census for estimating the abundance of coral reef fishes. *Environmental Biology of Fishes* **57**, 289–304.
- Sharma S., Legendre P., Boisclair D. & Gauthier S. (2012) Effects of spatial scale and choice of statistical model (linear versus tree-based) on determining species–habitat relationships. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **69**, 2095–2111.
- Smith M. (1988) Effects of Observer Swimming Speed on Sample Counts of Temperate Rocky Reef Fish Assemblages. *Marine Ecology Progress Series* **43**, 223–231.
- 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., 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: *American Fisheries Society Symposium*. p. 473. American Fisheries Society.
- 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.
- Wand M.P. & Jones M.C. (1994) *Kernel Smoothing*. CRC Press.
- Watson R.A. & Quinn II T.J. (1997) Performance of transect and point count underwater visual census methods. *Ecological Modelling* **104**, 103–112.
- 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.
- Williams Dm. ;Hatcher AI (1983) Structure of Fish Communities on Outer Slopes of Inshore, Mid-Shelf and Outer Shelf Reefs of the Great Barrier Reef. *Marine Ecology Progress Series* **10**, 239–250.
- Willis T.J. (2001) Visual census methods underestimate density and diversity of cryptic reef fishes. *Journal of Fish Biology* **59**, 1408–1411.

ANNEXES

Annexes

ANNEXE I : Méthodes d'échantillonnage en milieu marin et en eau douce.....	51
ANNEXE II : Tableau synthèse bibliographique	52
ANNEXE III :Caractéristiques biologiques et écologiques de chaque espèce	54
ANNEXE IV : Comparaison des différences d'abondance et d'occurrence entre EPA et EPO pour les données de l'Ain.....	56
ANNEXE V : STATIS des données environnementales (intra-méthodes, intra-campagnes).	58
ANNEXE VI : STATIS des données environnementales (intra-méthodes, inter-campagnes)	59
ANNEXE VII : Lissage de l'abondance totale en fonction de la distance à l'amont : Ain.....	60
ANNEXE VII : Lissage de l'abondance totale en fonction de la distance à l'amont : Seymard.....	61
ANNEXE VIII : Résultats des tests « effet plongeur »	62
ANNEXE IX : Cartographie des abondances par campagne	63

ANNEXE I : Méthodes d'échantillonnage en milieu marin et en eau douce

Pourcentage d'utilisation des différentes méthodes d'échantillonnage en milieu marin et en eau douce (Kubečka *et al.* 2012)

Méthodes d'échantillonnage	Mer (%)	Eau douce (lac et rivière) (%)
Chalut	27	17
Acoustique	24	22
Pêche électrique	0	21
Filet	18	25
Observation directe	18	3
Autres méthodes	13	12

ANNEXE II : Tableau synthèse bibliographique

Auteur	Echelle spatiale	Méthode	Echelle temporelle	Milieu	Variables environnementales	Espèces suivies
Almeida 2012	NA	Plongée	NA	Marin (coraux)	Vitesse, substrat	Alburnus alburnus// Gambusia holbrooki et Gambusia affinis // Rainbow trout // Northern pike et common carp // Pyrenean gudgeon // pumpkinseed // yellowfin skinner
Andaloro 2012	<2km ;Point	Robot et plongée	3 périodes en une année	Marin (Méditerranée)	Aucune	Toutes celles présentes
Bernard 2013	<2km ;Transect	Plongée	1 période	Marin (coraux)	bathymétrie	Toutes celles présentes
Bozec 2011	<2km Transect	Plongée	Pendant 13 ans	Marin (coraux)	Visibilité	Toutes celles présentes
Brosse 2001	<2km ;Point, Transect	Pêche électrique et plongée	1 période	Eau douce (rivière)	Profondeur, habitat	Rutilus rutilus, Perca fluviatilis, Esox lucius
Dickens 2010	<2km Transect	Plongée	1 période	Marin (coraux)	Aucune	Toutes celles présentes
Edgar 2004	<2km Transect	Plongée	5 périodes	Marin (coraux)	Visibilité	Toutes celles présentes
Hardie 2005	Point	Filet, pêche électrique et plongée	1 période	Eau douce (rivière)	Habitat, conductivité, oxygène, pH, turbidité, température, visibilité	Galaxias auratus

ANNEXE II : Tableau synthèse bibliographique (suite)

Auteur	Echelle spatiale	Méthode	Echelle temporelle	Milieu	Variables environnementales	Espèces suivies
Heggnes 1990	300m Transect	Observation de surface, pêche électrique et plongée	2 périodes	Eau douce (rivière)	Vitesse, substrat, température, profondeur	Salmo trutta et Salmo salar
Joyce 2013	<2km ;Point	Pêche électrique et plongée	1 période	Eau douce (rivière)	Température, visibilité, largeur, longueur, profondeur	Salmo trutta
Lowry 2012	<2km ; Point	Vidéo statique et plongée	4 périodes par an pendant 2 ans	Marin (coraux artificiels)	Salinité, température, débit, vent	Toutes celles présentes
Mayo 2006	Point	Plongée	1 période	Eau douce (lac)	Température, météo, substrat, végétation	Toutes celles présentes
Mueller 2011	<5km ;Point	Pêche électrique et plongée	1 période	Eau douce (lac)	Profondeur, urbanisation, conductivité, visibilité	Micropterus salmoides et Micropterus dolomieu
Nelva 1979	Point	Pêche électrique	1 période par an pendant 2 ans	Eau douce (rivière)	faciès, substrat, végétation	Toutes celles présentes
Orell 2011	6 km ;Point	Plongée	1 période	Eau douce (rivière)	Habitat	Salmo salar
Pelletier 2012	Transect	Vidéo statique et mobile et plongée	1 période	Marin (coraux)	Habitat	Toutes celles présentes
Sale 1983	Transect	Plongée	NA	Marin (coraux)	Aucune	14 espèces dont 3 labridae et 8 chaetodontidae
Torgersen 2006						
Wildman 2002	<2km ;Point	Pêche électrique et plongée	1 période	Eau douce (rivière)	Habitat	Salvelinus fontinalis et Salmo trutta

ANNEXE III :Caractéristiques biologiques et écologiques de chaque espèce

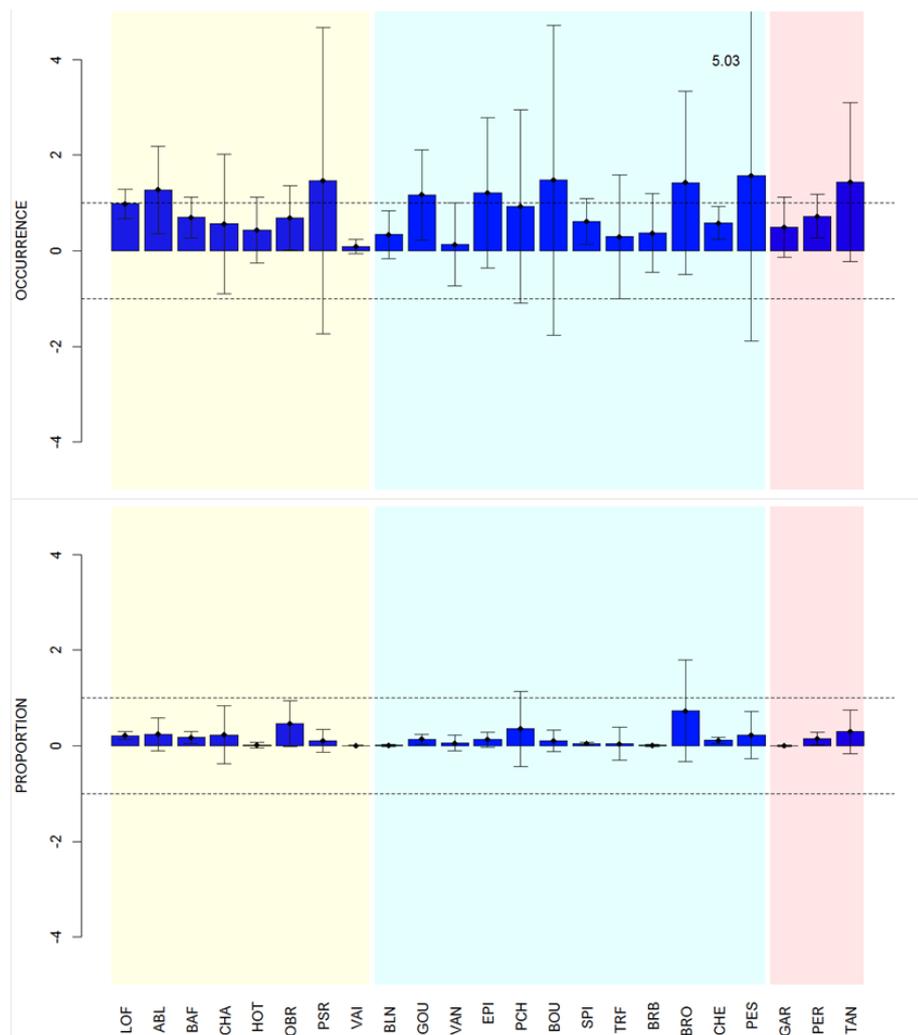
NC	NS	Code	TA	PR	MF	MA	RT	HR	ZN	RA	HG	VP	Score
Ablette	Alburnus alburnus	ABL	80-300	printemps	50-10000	50-10000	4.78-5.6	phyto-lithophile	colonne d'eau	invertébrés	5	0.4-0.8	6
Barbeau	Barbus barbus	BAF	300-1000	mai	50-10000	50-100000	4.78-5.7	lithophile	benthivore	invertébrés	chenal	> 0.8	6
Blageon	Leuciscus 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 III Caractéristiques biologiques et écologiques de chaque espèce (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

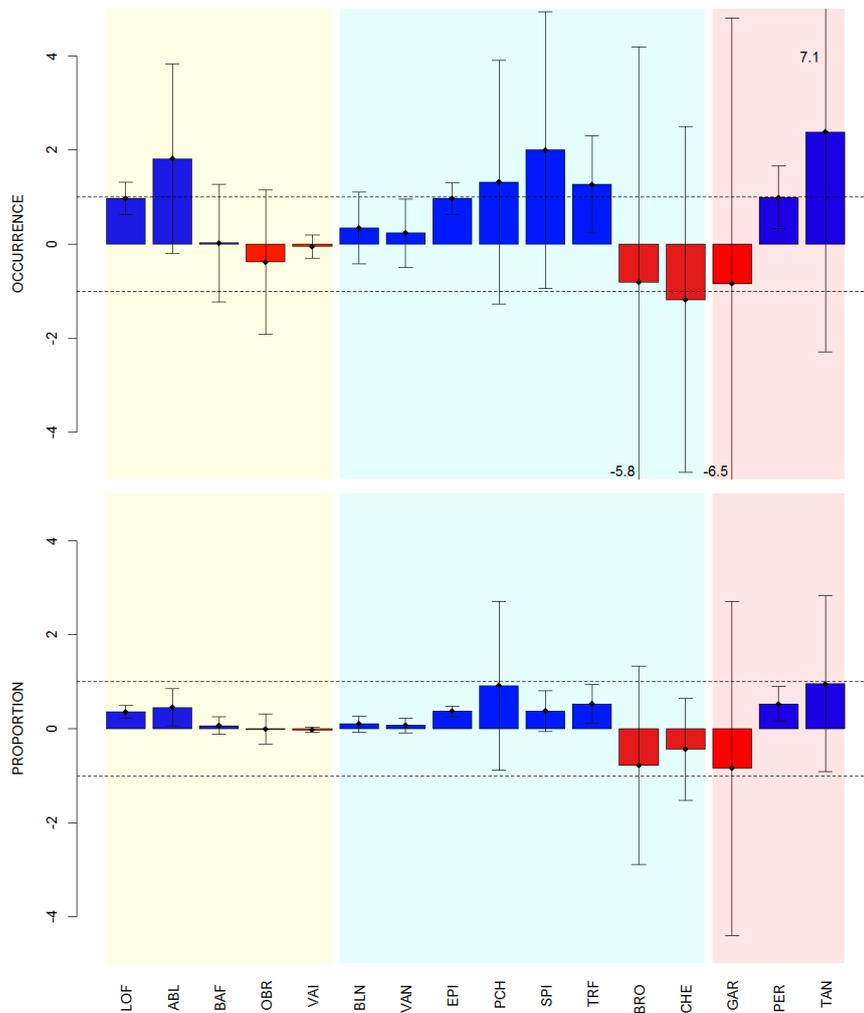
NC : nom commun ; **NS** : nom scientifique ; **RT** : Rapport de la longueur du corps sur la largeur ; **MF** : Mouvements avec le courant (lors de la fraie) (m) ; **MA** : Mouvements à contre-courant (adultes) (m) ; **PR** : période de reproduction ; **TA** : taille (mm) ; **HR** : Habitat de reproduction ; **ZN** Zone de nourrissage ; **RA** Régime alimentaire ; **HG** guildes d'habitats ; **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 IV : Comparaison des différences d'abondance et d'occurrence entre EPA et EPO pour les données de l'Ain



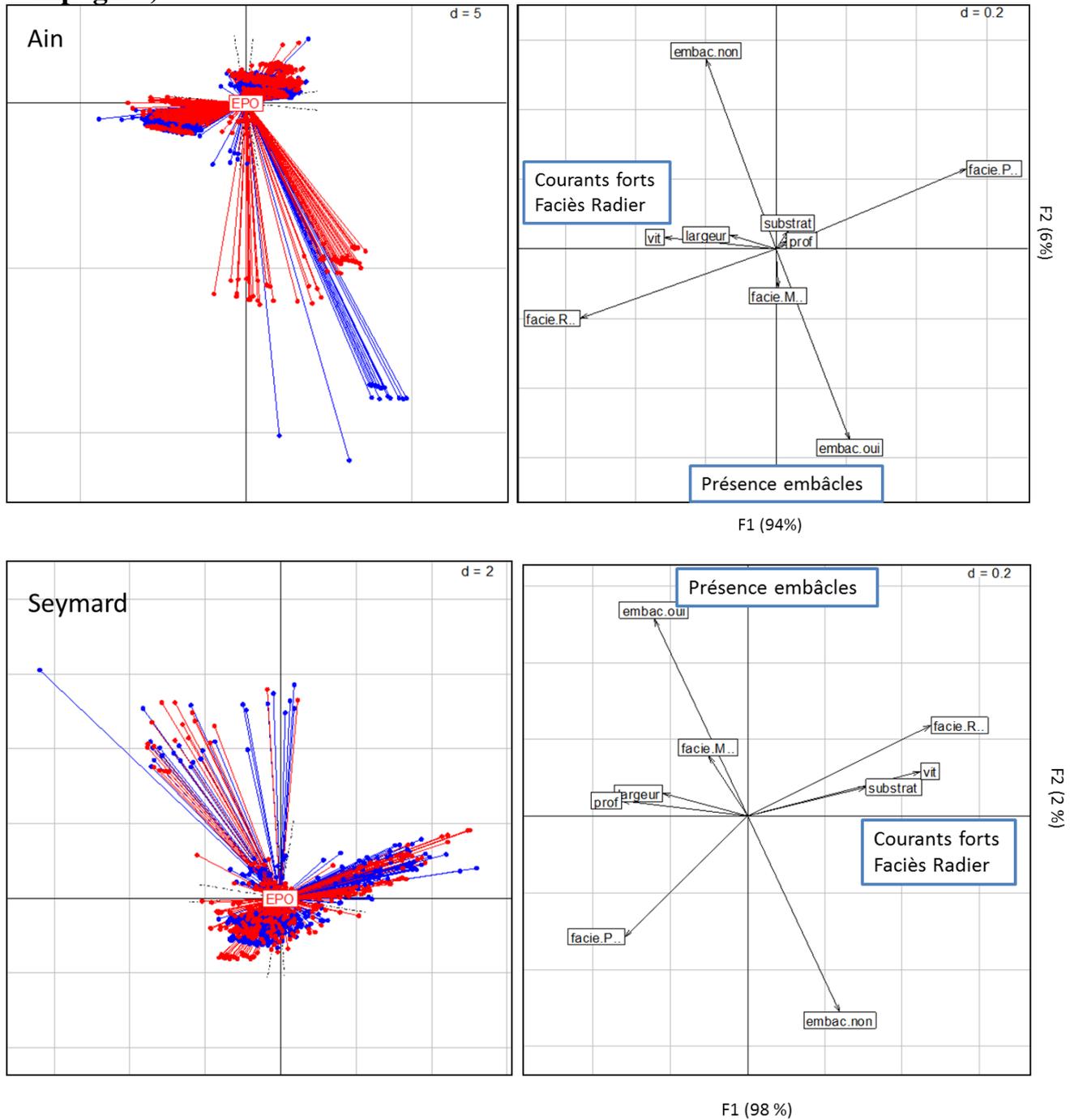
en haut : Différence moyenne en occurrence entre EPA et EPO standardisée par l'occurrence moyenne totale en EPA ; en bas : Différence moyenne de proportion de l'espèce au point d'échantillonnage entre EPA et EPO standardisée par la proportion moyenne totale en EPA. Les barplots rouges indiquent une moyenne supérieure en EPO et les bleus supérieure en EPA. Les barres d'erreurs indiquent une tendance à 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].

ANNEXE IV(suite) Comparaison des différences d'abondance et d'occurrence entre EPA et EPO pour les données du Seymard



en haut :Différence de log abondance moyen entre EPA et EPO standardisée par le log abondance total en EPA ;au centre : Différence moyenne en occurrence entre EPA et EPO standardisée par l'occurrence moyenne totale en EPA ; en bas :Différence moyenne de proportion de l'espèce au point d'échantillonnage entre EPA et EPO standardisée par la proportion moyenne totale en EPA. Les barplots rouges indiquent une moyenne supérieure en EPO et les bleus supérieure en EPA. Les barres d'erreurs indiquent une tendance à 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].

ANNEXE V : STATIS des données environnementales (intra-méthodes, intra-campagnes)



Analyse STATIS sur les variables environnementales intra-méthode entrée sur les tableaux intra-campagne. A gauche : coordonnées des points d'échantillonnages sur le plan factoriel (1,2) du compromis ; à droite : coordonnées des variables environnementales sur plan factoriel (1,2) du compromis ; les points rouges représentent les EPO et les points bleus les EPA.

ANNEXE VI : STATIS des données environnementales (intra-méthodes, inter-campagnes)

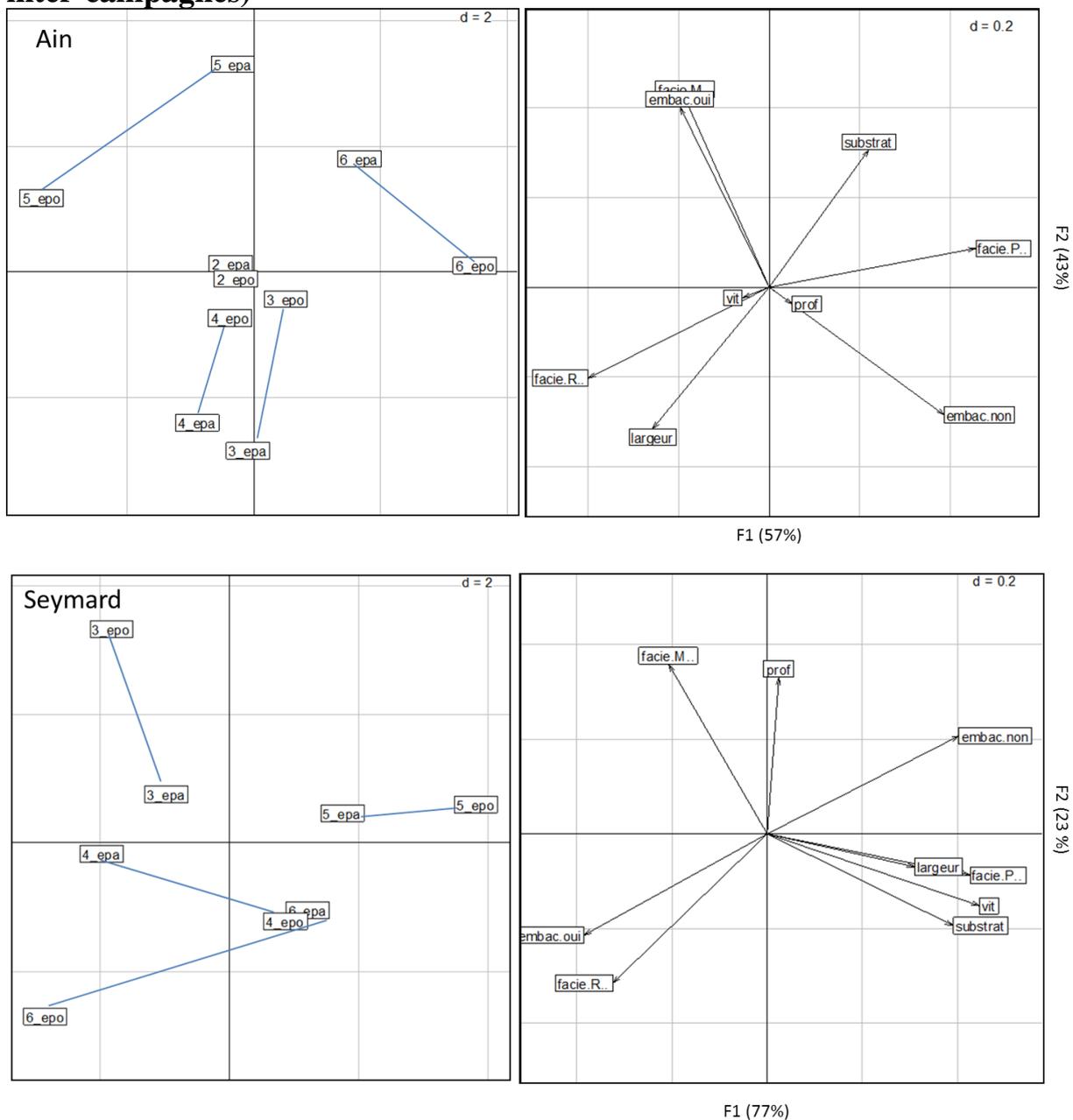
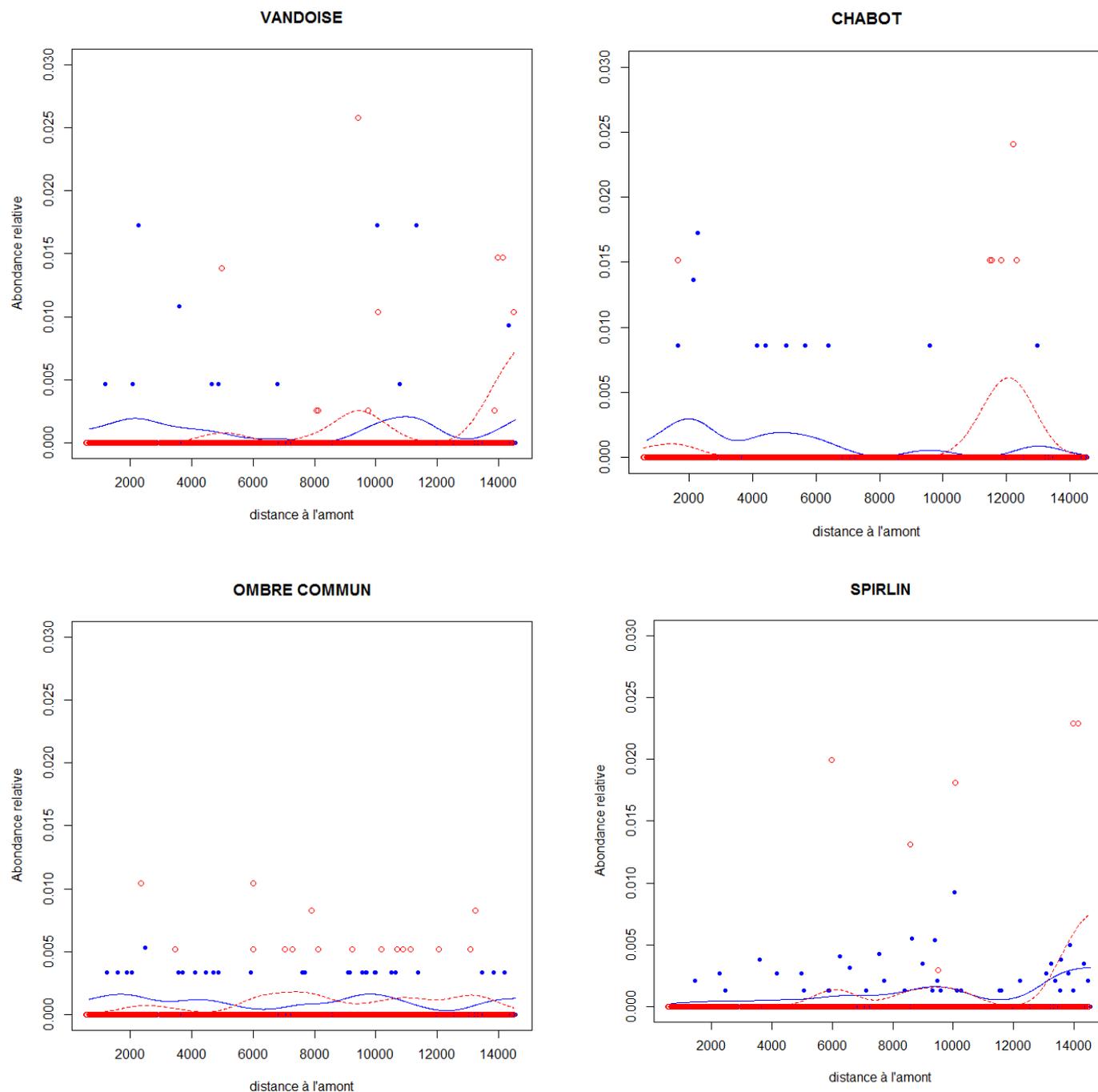


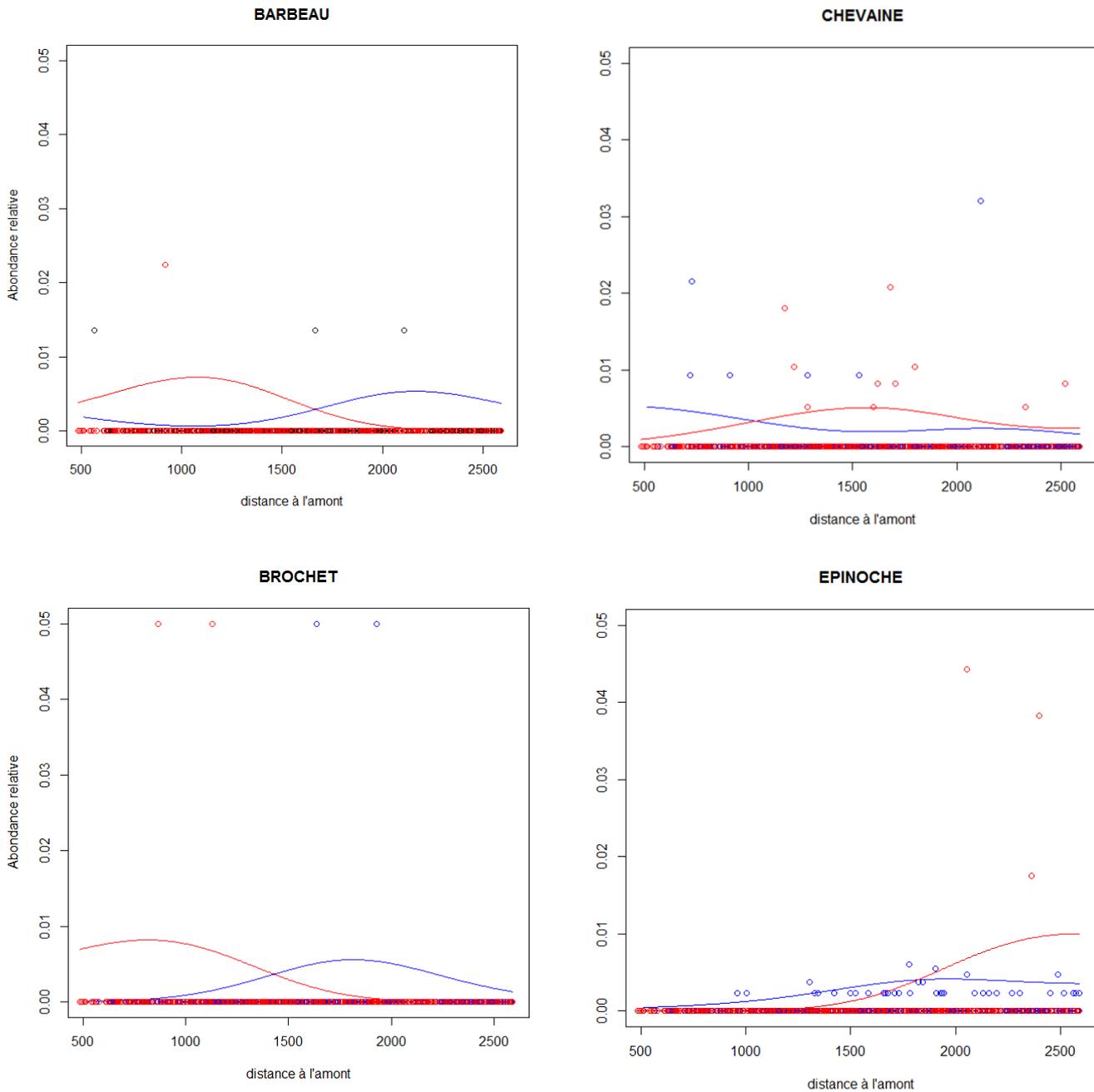
Figure III.5 : Résumé graphique de l'analyse STATIS sur les variables environnementales intra-méthodes et inter-campagnes pour la rivière . graphes de gauche : représentations des campagnes sur le plan factoriel (1,2) du compromis ; graphe de droite: représentations des variables environnementales sur plan factoriel (1,2) du compromis.

ANNEXE VII : Lissage de l'abondance totale en fonction de la distance à l'amont : Ain



Lissage par kernel de la répartition de l'abondance totale en fonction de la distance à l'amont du secteur échantillonné. La courbe rouge pointillée représente les lissages pour les EPO et la courbe pleine en bleu représente les lissages pour les EPA. Les cercles rouges indiquent l'abondance relative (divisée par 10) de l'espèce observée par les EPO et les losanges bleus l'abondance relative (divisée par 10) de l'espèce pêchée par EPA. Noter que toutes les campagnes sont superposées.

ANNEXE VII : Lissage de l'abondance totale en fonction de la distance à l'amont : Seymard



Lissage par kernel de la répartition de l'abondance totale en fonction de la distance à l'amont du secteur échantillonné. La courbe rouge pointillée représente les lissages pour les EPO et la courbe pleine en bleu représente les lissages pour les EPA. Les cercles rouges indiquent l'abondance relative (divisée par 10) de l'espèce observée par les EPO et les losanges bleus l'abondance relative (divisée par 10) de l'espèce pêchée par EPA. Noter que toutes les campagnes sont superposées.

ANNEXE VIII : Résultats des tests « effet plongeur »

Espèces	Plongeur n°1	Plongeur n°2
	p-value	p-value
Barbeau	0.453	0.295
Blageon	0.636	0.198
Chabot	0.001*	0.614
Chevaine	0.133	0.057°
Gardon	0.905	0.001*
Hotu	/	0.186
Loche franche	0.001*	0.272
Ombre commun	0.044*	0.472
Perche	0.813	0.001*
Spirilin	0.001*	0.056°
Truite fario	0.323	0.366
Vairon	0.791	0.815
Vandoise	0.001*	0.794

Tests des effets plongeurs : la statistique représente la moyenne de l'abondance observée par le plongeur divisée par la moyenne de tous les plongeurs. La p-value est donnée après 999 permutations intra-campagne. La barre indique que l'espèce n'a pas été observée lors des campagnes. * indique une différence significative ; ° indique une tendance

ANNEXE IX : Cartographie des abondances par campagne

Carte de répartition de l'abondance du blageon (graphe de gauche) et de la vandoise (graphe de droite) dans le Seymard en fonction des différentes campagnes effectuées en EPA. Les abondances (ou effectifs) sont représentés en logarithme népérien. Les flèches indiquent les confluences.

