

# THÈSE DE DOCTORAT

Soutenue à Aix-Marseille Université  
le 14 juin 2022 par

**Quentin SALMON**

## Évaluation de l'efficacité de Zones Littorales Flottantes artificielles pour atténuer les effets du marnage sur la biodiversité lacustre.

**Discipline**

Sciences de l'Environnement

**Spécialité**

Ecologie

**École doctorale**

ED251

**Laboratoire/Partenaires de recherche**

Office Français de la Biodiversité (OFB) ;  
Institut National de Recherche pour  
l'Agriculture, l'Agronomie et  
l'Environnement (INRAE) ;  
ECOCEAN ;  
Association Nationale de la Recherche et de  
la Technologie (ANRT)



**Composition du jury**

Philippe USSEGLIO-POLATERA Rapporteur  
Université de Lorraine  
Hervé CAPRA Rapporteur  
INRAE  
Evelyne FRANQUET Examinatrice  
AMU-IMBE  
Véronique GOURAUD Examinatrice  
EDF R&D  
James ARONSON Examineur  
Missouri Botanical Garden  
Martin DAUFRESNE Directeur de thèse  
INRAE  
Jean-Marc BAUDOIN Co-directeur de thèse  
OFB



# Affidavit

Je soussigné, Quentin SALMON, déclare par la présente que le travail présenté dans ce manuscrit est mon propre travail, réalisé sous la direction scientifique de Martin DAUFRESNE et Jean-Marc BAUDOIN, dans le respect des principes d'honnêteté, d'intégrité et de responsabilité inhérents à la mission de recherche. Les travaux de recherche et la rédaction de ce manuscrit ont été réalisés dans le respect à la fois de la charte nationale de déontologie des métiers de la recherche et de la charte d'Aix-Marseille Université relative à la lutte contre le plagiat.

Ce travail n'a pas été précédemment soumis en France ou à l'étranger dans une version identique ou similaire à un organisme examinateur.

Fait à Aix-en-Provence, le 5 avril 2022



Cette œuvre est mise à disposition selon les termes de la [Licence Creative Commons Attribution - Pas d'Utilisation Commerciale - Pas de Modification 4.0 International](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/).

# Affidavit

I, undersigned, Quentin SALMON, hereby declare that the work presented in this manuscript is my own work, carried out under the scientific direction of Martin DAUFRESNE and Jean-Marc BAUDOIN, in accordance with the principles of honesty, integrity and responsibility inherent to the research mission. The research work and the writing of this manuscript have been carried out in compliance with both the French national charter for Research Integrity and the Aix-Marseille University charter on the fight against plagiarism.

This work has not been submitted previously either in this country or in another country in the same or in a similar version to any other examination body.

Place Aix-en-Provence, date 5 avril 2022



Cette œuvre est mise à disposition selon les termes de la [Licence Creative Commons Attribution - Pas d'Utilisation Commerciale - Pas de Modification 4.0 International](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/).

# Liste des publications et participations aux conférences

1) Liste des publications réalisées dans le cadre du projet de thèse :

1. Salmon et *al.* (2022) « Floating Littoral Zone (FLOLIZ): a solution to sustain macroinvertebrate communities in regulated lakes? » (Publié dans Ecological Engineering).

2) Participation aux conférences et écoles d'été au cours de la période de thèse :

2. Colloque de l'Association Française de Limnologie (22-23 novembre 2018). Présentation d'un poster.
3. 28<sup>ème</sup> Congrès des Doctorants, organisé par l'Ecole Doctorale 251 Sciences de l'Environnement (14-15 avril 2021). Présentation orale.
4. Séminaire Restauration des milieux aquatiques organisée par l'Association Française de Limnologie : scientifiques et gestionnaires, vers une vision partagée (24 juin 2021). Présentation orale.
5. 12<sup>th</sup> Symposium for European Freshwater Sciences (25-30 juillet 2021). Présentation orale.

# Résumé

La construction de barrages dans le monde n'a cessé d'augmenter ces dernières années et les futurs projets de construction sont déjà en cours de planification. Leur édification et leur fonctionnement induisent de profondes modifications hydromorphologiques et conduisent notamment à l'altération des zones littorales, alors que la destruction des habitats est l'une des principales causes d'effondrement de la biodiversité aquatique. L'atténuation de ces pressions représente ainsi un enjeu socio-économique et environnemental majeur pour soutenir la biodiversité aquatique tout en conservant les usages de ces milieux. Ce travail de thèse vise à développer et à tester une solution innovante pour compenser les effets délétères du marnage artificiel des retenues sur la biodiversité lacustre. Trois prototypes de zones littorales flottantes artificielles ont été construits et installés en 2018 sur la retenue hydroélectrique de Serre-Ponçon (PACA, France). L'efficacité de ces structures a été évaluée en suivant leur utilisation par la macrofaune aquatique durant près de trois années et en la comparant aux communautés biologiques présentes dans les zones littorales « naturelles » de la retenue. La colonisation par les macroinvertébrés a été rapide et se caractérise par une abondance et une richesse plus forte dans les structures flottantes, grâce à l'environnement stable et complexe qu'elles fournissent. En revanche, les communautés de macroinvertébrés exposées aux fluctuations de niveau d'eau dans les zones littorales naturelles s'appauvrissent à mesure que les fluctuations augmentent. Enfin, l'assemblage taxonomique et fonctionnel dans les structures flottantes diffère fortement de celui des zones littorales naturelles. Concernant l'ichtyofaune, les différents habitats fonctionnels proposés par les structures flottantes ont été fréquentés par plusieurs espèces de poissons aussi bien à des stades juvéniles qu'adultes. La végétation aquatique des structures flottantes semble notamment créer des habitats de refuge-nurserie pour les larves de brochet. Toutefois, la composition spécifique et fonctionnelle des communautés piscicoles dans les structures flottantes ne présente actuellement que des différences légères avec les communautés de la zone littorale naturelle. L'ensemble de ces résultats mériteraient d'être confirmés par des suivis pendant plusieurs années supplémentaires, permettant d'intégrer le développement complet de la végétation aquatique et ses effets biogènes sur la faune, ainsi que la dynamique de colonisation des différents taxons. Enfin, ces travaux de thèse ont permis de poursuivre une réflexion sur l'optimisation des structures flottantes en termes d'architecture, de matériaux, d'efficacité écologique et de coût, aboutissant à la proposition d'un nouveau produit d'ingénierie écologique, potentiellement utilisable par les gestionnaires.

Mots-clés : ingénierie écologique, atténuation écologique, fluctuations artificielles du niveau d'eau, marnage, îles flottantes artificielles, retenue hydroélectrique, poissons, macroinvertébrés

# Abstract

Global dam construction has significantly increased during the last few years and future dam development projects are already planned. The construction and functioning of dams lead to major hydromorphological modifications and to the degradation of the littoral zones, while the loss of natural habitats is one of the main threats to the loss of aquatic biodiversity. The mitigation of these pressures represents a major socio-economic and environmental challenge to sustain aquatic biodiversity while preserving the uses of these environments. This PhD work aims to design and test an innovative solution to mitigate the deleterious effects of the water level fluctuations in reservoirs on biodiversity. Three prototypes of artificial floating littoral zones were designed and installed in 2018 on the Serre-Ponçon hydropower Reservoir (PACA, France). The efficiency of these structures was assessed by monitoring their use by aquatic macrofauna during almost three years and comparing it them to the biological communities found in the "natural" littoral zones of the reservoir. The macroinvertebrate colonisation was quick and characterised by higher abundance and richness in the floating structures, due to the stable and complex environment they provide. In contrast, the macroinvertebrate communities subject to water level fluctuations in natural littoral zones become impoverished as the fluctuations increase. In addition, the taxonomic and functional assemblages in the floating structures were very different from those in the littoral zones. In regards to the ichthyofauna, the functional habitats provided by the floating structures were used by several species of fish, both at juvenile and adult stages. In particular, the aquatic vegetation of the floating structures appears to offer refuge-nursery habitats for pike larvae. However, the specific and functional compositions of fish communities in the floating structures show slight differences from the communities in the natural littoral zone. The results of this study should be further validated over longer monitoring periods. This would allow the consideration of the full development of aquatic vegetation and its biogenic effects on the fauna, as well as the colonisation dynamics of the different taxa. This work enabled the optimisation of floating structures in terms of architecture, materials, ecological efficiency and cost, leading to the design of a new ecological engineering product, potentially usable by the stakeholders.

Keywords: ecological engineering, ecological mitigation, water level fluctuations, artificial floating islands, hydropower reservoir, fish, macroinvertebrates

# Remerciements

C'est déjà la fin de cette très belle expérience, alors je souhaiterais tout d'abord exprimer mes plus sincères remerciements à l'Office Français de la Biodiversité, à l'Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'Alimentation et l'Environnement, la société ECOCEAN ainsi que l'Association Nationale de la Recherche et de la Technologie pour avoir financé ce beau projet de thèse.

Je remercie chaleureusement tous les membres du jury, Philippe USSEGLIO-POLATERA, Hervé CAPRA, Evelyne FRANQUET, Véronique GOURAUD et James ARONSON d'avoir accepté de faire partie du jury et d'avoir pris du temps pour l'évaluation de ce travail.

Je remercie également tous les membres du comité de pilotage (Philippe LENFANT, Remi CHAPPAZ, Florent ARTHAUD, Valérie VERNEAUX, Sébastien BROSSE). Un grand merci à Valérie VERNEAUX de m'avoir consacré quelques jours de formation au montage et à la détermination des larves de chironomes !

Maintenant, j'aimerais remercier du fond du cœur toute l'équipe projet UROS, à savoir mon directeur de thèse Martin DAUFRESNE, mon co-directeur Jean-Marc BAUDOIN, mon conseiller fortement sollicité Samuel WESTRELIN, mes plus fidèles compagnons de terrain Julien DUBLON et Ricochet, mon big boss Gilles LECAILLON et Sébastien FONBONNE. Plus particulièrement, merci à toi Martin de m'avoir initié au monde de la photographie aérienne. Tu m'as donné le goût d'une passion, que dis-je d'une obsession. Merci à toi Jean-Marc, tu as toujours été bienveillant, attentionné et de bon conseil. Par contre, j'ai bien cru qu'on allait tester tous les protocoles d'échantillonnage des poissons qui pouvaient exister. En tout cas, je n'ai jamais eu besoin d'un coach sportif pour la salle de sport, mais toi tu as été le meilleur des coachs scientifiques. Grand merci à toi Samuel alias Sam, pour tous les conseils et toute l'aide que tu as pu m'apporter. C'est sûr, je ne pourrais plus jamais faire de GLM sans avoir une pensée pour toi. J'espère que tu ne regrettes pas d'avoir déménagé à l'étage vu le nombre de fois où je t'ai sollicité. Et encore merci pour ces moments de détente qu'on a pu partager autour de tasses de café corsé. Je te souhaite à présent un bon courage pour ta fin de thèse imminente. Merci à toi Julien car je n'aurais jamais pu être mieux accompagné pour toutes ces missions de terrain. Malgré des journées intenses, elles se sont toujours passées dans la joie, la bonne humeur et la taquinerie. Je ne pourrais évidemment jamais oublier les moments de détente autour de barbecue, apéros et victoires (;D) au molkky. Enfin, sache que je n'ai jamais cessé de croire que tu es un très bon pêcheur même si je n'en ai jamais eu la preuve sur ces 3 ans... Merci à Gilles et Seb pour leur sympathie, bonne humeur et d'avoir toujours été attentionné envers moi dans ce travail de thèse. Pour finir, je souhaite remercier Fanny COLAS de m'avoir appris le b.a.-ba de la rédaction d'une publi scientifique !

Pour continuer au cœur du projet UROS, je remercie l'ensemble des personnes qui ont participé à ce projet de loin ou de près et peu importe leur implication ! Mention spéciale à toutes les personnes qui nous ont prêté main-forte (encore plus pour celles qui ont pensé à ramener un gâteau) durant les campagnes de terrain : l'équipe du SD05 de l'OFB (René CONRAUD, Philippe MOULLEC, Stéphane BOYER, Jacky POUPAULT, Yannick POGNART...), la Fédération de Pêche du 05 (David DOUCENDE, Dewis DAVUDIAN), le SMADESEP (Christophe RAPUC), le CBNA (Sylvain ABDULHAK), la team Zooplancton de Marseille (Rémi CHAPPAZ, Corinne CUOC), Florent ARTHAUD, tous les collègues d'ECOCEAN et enfin les collègues d'Aix (Tiphaine PEROU, Dorian MILESI, Fanny COLAS,

Nathalie REYNAUD, Angélique BONNET, Muriel PROST, Marine TAUBATY, Virginie DIOULOUFET...). Enfin, merci à EDF pour le partage des données sur le marnage.

Un grand merci à toute l'équipe d'ECOCEAN pour leur implication, leur bonne humeur et leur bienveillance pendant ces années. Vous m'avez fait vivre une très belle expérience et vous m'avez fait découvrir pleins de choses, la plongée urbaine en plein cœur de Paris, les animations aux enfants et les vagues du Cap Sicié ;'). Promis je reviendrais sur Montpellier pour vous montrer comment on joue aux fléchettes...

Un grand merci également à toutes les personnes du centre INRAE d'Aix-en-Provence pour leur accueil, leur sympathie, les soirées pétanques et autres festivités ! Mes remerciements se tournent maintenant plus précisément vers l'équipe FRESHCO tout entière de m'avoir dignement accueilli et fait passer plus de 3 années enrichissantes et agréables. Merci au boss des biostats Max pour tes conseils et ton aide sur certaines méthodes ainsi que ta bonne humeur quotidienne, c'était un plaisir de discuter de tous les sujets avec toi !! Merci à toi Georges de m'avoir tenu compagnie jusqu'à l'heure de fermeture du centre ces derniers mois, tout en prenant soin de mon glucose sanguin avec tes mandarines, carrés de chocolat noir et autres gourmandises. Merci au bureau C142 (auto-proclamé soi-disant meilleur bureau par le duo infernal Najwa & Camille...no comment) d'avoir installé un jeu de fléchettes. Je dois évidemment remercier Simon d'avoir relevé un peu le niveau. Merci à toi le maître du DingBat (Yann) d'avoir entretenu ma créativité et ma réflexion même si je dois avouer que parfois ils n'étaient pas terribles. Merci à toi Alexis pour ta joie et bonne humeur au laboratoire. Les journées de tri étaient vachement moins longues en ta présence. Car oui, compter 3500 chironomes dans un échantillon ce n'était pas toujours très fun ! Encore un grand merci à Simon, Alexis, Najwa, Camille et tous les autres pour tous ces bons moments de rigolade entre midi et deux, ça faisait vraiment du bien ! Je remercie également tous mes collègues de bureau durant ces plusieurs années pour la bonne ambiance. Bref, grand grand merci à toutes les autres personnes que je n'ai pas pu citer.

Je n'oublierais pas de remercier tous mes potes (Lucas, Quentin, Clément, Antoine, Arnoult, Nico, Adrien, Roro, Tathilde et Arturo...), la mif du 5<sup>ème</sup> étage (Logan, Natou et Guiz), mes gars de la salle (Thomas, Lucien, Julien) et ma famille, que je n'ai malheureusement pas pu voir autant que je l'aurais souhaité. Je remercie profondément toute ma famille, en particulier mes parents, mes sœurs, mon beau-frère et mes neveux d'amour, qui sont pour la moi la chose la plus importante dans ma vie.

Pour finir, je voudrais remercier la meilleure, à savoir ma chérie (et notre amour de chien Douce) d'avoir été un de mes plus gros soutiens moraux, d'avoir toujours cru en moi et ce malgré les périodes de stress, de colère, de doute... Sache qu'à mon tour je serais toujours là pour toi, d'ailleurs veux-tu m'ép...non je rigole, je voulais dire m'accompagner et me supporter pour un road trip de 3 mois ? ;-)

Je m'arrête ici sinon les remerciements vont finir par être plus longs que la thèse en elle-même... je vous remercie toutes et tous mille fois et je vous souhaite du bonheur, de la santé et de la réussite.

*« Pour la majeure partie de l'histoire, l'Homme a dû combattre la nature pour survivre ;  
dans ce siècle, il commence à comprendre que, pour survivre, il doit la protéger. »*  
Jacques-Yves Cousteau



# Table des matières

Affidavit	1
Affidavit	2
Liste des publications et participations aux conférences	3
Résumé	4
Abstract	5
Remerciements	6
Table des matières	10
Liste des figures	14
Liste des tableaux	20
<b>INTRODUCTION GENERALE</b>	<b>23</b>
<b>1. Les écosystèmes d'eau douce aux services de l'Humanité</b>	<b>23</b>
1.1. La ressource en eau	23
1.2. Les ressources alimentaires	24
1.3. Les services sociaux culturels	25
<b>2. L'importance écologique des écosystèmes d'eau douce</b>	<b>25</b>
2.1. Une biodiversité exceptionnelle	25
2.2. Des processus biogéochimiques essentiels	25
2.3. Une zone littorale attractive	27
<b>3. Les pressions et impacts anthropiques sur les écosystèmes d'eau douce</b>	<b>30</b>
3.1. Les pressions et impacts globaux	30
3.2. Les pressions et impacts liés à la construction des barrages	30
3.3. Les pressions et impacts liés au fonctionnement des barrages	32
3.3.1. Sur les conditions physico-chimiques	32
3.3.2. Sur les producteurs primaires	32
3.3.3. Sur les macroinvertébrés	33
3.3.4. Sur l'ichtyofaune	34
3.3.5. Sur l'ornithofaune et l'herpétofaune	35
<b>4. Les mesures d'atténuation de l'impact des réservoirs</b>	<b>36</b>
4.1. Améliorer la continuité écologique	36
4.2. Reconstituer des habitats rivulaires	37
4.2.1. La végétalisation des berges	37
4.2.2. Les habitats artificiels fixes	38
4.2.3. Les habitats artificiels flottants	39
<b>5. Objectifs scientifiques et organisation de l'étude</b>	<b>41</b>
<b>CHAPITRE I - LA RETENUE DE SERRE-PONÇON COMME SITE D'ETUDE.</b>	<b>44</b>
<b>1. Caractéristiques générales</b>	<b>44</b>
1.1. Usages et fonctionnement	45
1.2. Suivis hydro-biologiques du système	47
1.3. Etudes et projets mis en place dans la retenue	49
1.3.1. Projets d'atténuation	49
1.3.2. Soutien de la population piscicole	51

1.4.	Sélection des stations expérimentales	52
<b>CHAPITRE II - STRUCTURES FLOTTANTES, DE L'ESQUISSE A LA MISE EN PLACE.</b>		<b>55</b>
<b>1.</b>	<b>De l'esquisse à la conception</b>	<b>55</b>
<b>2.</b>	<b>De l'assemblage à l'installation</b>	<b>60</b>
<b>3.</b>	<b>De l'installation à la végétalisation</b>	<b>64</b>
3.1.	Végétalisation terrestre	65
3.1.1.	Mise en place	65
3.1.2.	Résultats	66
3.2.	Végétation aquatique des étages -0.5m	67
3.2.1.	Mise en place	67
3.2.2.	Résultats	68
3.3.	Végétation aquatique des étages -1m	69
3.3.1.	Mise en place	69
3.3.2.	Résultats	72
<b>CHAPITRE III - CARACTERISATION ENVIRONNEMENTALE DES BAIES ET DES FLOLIZs.</b>		<b>74</b>
<b>1.</b>	<b>Introduction</b>	<b>75</b>
<b>2.</b>	<b>Matériels et Méthodes</b>	<b>75</b>
2.1.	Stations d'échantillonnage	75
2.2.	Méthodes de mesures des paramètres	75
2.3.	Analyses statistiques	76
<b>3.</b>	<b>Résultats</b>	<b>79</b>
3.1.	Structuration verticale de la colonne d'eau	79
3.2.	Caractéristiques physico-chimiques des eaux de surface	81
3.3.	Caractéristiques physico-chimiques des FLOLIZs	84
<b>4.</b>	<b>Discussion</b>	<b>94</b>
4.1.	Des variations temporelles marquées de la physico-chimie	94
4.2.	Des conditions physico-chimiques similaires entre les Baies	94
4.3.	Des FLOLIZs protégées du batillage	95
<b>5.</b>	<b>Conclusion</b>	<b>95</b>
<b>CHAPITRE IV – COLONISATION DES FLOLIZs PAR LES MACROINVERTEBRES EN CONTEXTE MARNANT.</b>		<b>96</b>
<b>1.</b>	<b>Résumé</b>	<b>97</b>
<b>2.</b>	<b>Introduction</b>	<b>98</b>
<b>3.</b>	<b>Matériel et méthodes</b>	<b>98</b>
3.1.	Stations d'échantillonnage et conception des FLOLIZs	98
3.2.	Échantillonnage des macroinvertébrés	98
3.3.	Analyse statistique	99
<b>4.</b>	<b>Résultats</b>	<b>101</b>
4.1.	Abondance et caractéristiques taxonomiques des communautés de macroinvertébrés	101
4.2.	Dynamique des assemblages des communautés de macroinvertébrés	107
4.3.	Caractéristiques fonctionnelles des communautés de macroinvertébrés	111
<b>5.</b>	<b>Discussion</b>	<b>116</b>

5.1.	Les macroinvertébrés ont colonisé avec succès les FLOLIZs	116
5.2.	Un assemblage original de macroinvertébrés dans les FLOLIZs	117
<b>6.</b>	<b>Limites et Perspectives</b>	<b>118</b>
<b>7.</b>	<b>Conclusion</b>	<b>118</b>
<b>CHAPITRE V - UTILISATION DES FLOLIZs COMME HABITAT FONCTIONNEL DE SUBSTITUTION PAR L'ICHTYOFAUNE.</b>		<b>119</b>
	<b>Résumé global</b>	<b>120</b>
	<b>Introduction globale</b>	<b>121</b>
	<b>I - Les FLOLIZs comme habitat de reproduction et de refuge-nurserie.</b>	<b>123</b>
<b>1.</b>	<b>Matériels et Méthodes</b>	<b>123</b>
1.1.	Stations d'échantillonnage et description des FLOLIZs	123
1.2.	Méthodes de suivi des poissons	123
1.3.	<i>Traitement des données et analyses statistiques</i>	127
<b>2.</b>	<b>Résultats</b>	<b>131</b>
2.1.	Résultats généraux	131
2.2.	Abondance et richesse des communautés piscicoles	133
2.2.1.	Recensement visuel	133
2.2.2.	Nasses	136
2.2.3.	Pièges lumineux	140
2.3.	Composition taxonomique des communautés piscicoles	141
2.3.1.	Recensements visuels (ATP-1)	141
2.3.2.	Capture par nasses (ATP-2)	145
2.4.	Profils fonctionnels des communautés piscicoles (ACF1 / ACF2)	148
<b>3.</b>	<b>Discussion</b>	<b>152</b>
3.1.	Evolution des communautés FLOLIZs	152
3.2.	Composition taxonomique et fonctionnelle des communautés	154
3.3.	Les FLOLIZs : nurserie d'espèce emblématique ?	157
3.4.	Les FLOLIZs : habitat de reproduction ?	160
	<b>II - Les FLOLIZs comme autres types d'habitats fonctionnels</b>	<b>161</b>
<b>1.</b>	<b>Matériels et Méthodes</b>	<b>161</b>
1.1.	Stations d'échantillonnage et description des FLOLIZs	161
1.2.	Méthode de suivi des poissons	161
1.3.	Traitement des données et analyses statistiques	164
<b>2.</b>	<b>Résultats</b>	<b>165</b>
2.1.	Abondance et richesse par type de stations	165
2.2.	Composition spécifique et fonctionnelle des communautés	168
2.3.	Richesse et abondance relative entre les baies	169
<b>3.</b>	<b>Discussion</b>	<b>172</b>
3.1.	Une fréquentation limitée	172
3.2.	Un sous-assemblage spécifique et fonctionnel dans les FLOLIZs	173
	<b>Conclusion globale</b>	<b>173</b>
<b>CHAPITRE VI – DISCUSSION ET PERSPECTIVES.</b>		<b>174</b>
<b>1.</b>	<b>Les FLOLIZs pour soutenir la biodiversité</b>	<b>174</b>

1.1.	Succès de colonisation par les macroinvertébrés	175
1.2.	Intérêt croissant pour l'ichtyofaune	176
<b>2.</b>	<b>Perspectives de recherche sur les FLOLIZs</b>	<b>177</b>
2.1.	Autres groupes taxonomiques d'intérêt	177
2.2.	Services écologiques de régulation	178
2.3.	Sciences économiques et sociales	178
<b>3.</b>	<b>Perspectives d'application des FLOLIZs</b>	<b>179</b>
<b>4.</b>	<b>Renforcer la performance écologique des FLOLIZs</b>	<b>180</b>
<b>5.</b>	<b>Esquisse de la conception finale</b>	<b>186</b>
<b>6.</b>	<b>Limites et Conclusion</b>	<b>190</b>
<b>7.</b>	<b>Valorisation du projet UROS</b>	<b>191</b>
	<b>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES</b>	<b>192</b>
	<b>AUTRES REFERENCES</b>	<b>218</b>
	<b>ANNEXES</b>	<b>220</b>

# Liste des figures

## Introduction

FIGURE 1 : LISTE NON EXHAUSTIVE DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES FOURNIS PAR LES MACROPHYTES. A- FORMATION DE SEDIMENTS PAR ACCUMULATION DE DETRITUS ET ENVAISEMENT ; B- PHOTOSYNTHESE ET PRODUCTION D'OXYGENE ; C- PRODUCTION PRIMAIRE ; D- CYCLE ET MOUVEMENT DES NUTRIMENTS ; E- CYCLE DE L'EAU ; F- HABITAT DISPONIBLE ; G- REGULATION DE L'EROSION PAR LA REDUCTION DES PERTURBATIONS DUES AUX VAGUES ; H- REGULATION DES AGENTS PATHOGENES, DES NUTRIMENTS ET DES POLLUANTS. FIGURE ET LÉGENDE TIRÉES DE L'ARTICLE ECOSYSTEM SERVICES PROVIDED BY FRESHWATER MACROPHYTES (THOMAZ, 2021).....	26
FIGURE 2 : DIAGRAMME SCHEMATIQUE DU CYCLE DES NUTRIMENTS VIA LES VOIES DIRECTES ET INDIRECTES PAR LA FAUNE DES ECOSYSTEMES D'EAU DOUCE. FIGURE TIRÉE DE L'ARTICLE NUTRIENT CYCLING BY ANIMALS IN FRESHWATER ECOSYSTEMS (VANNI, 2002).....	27
FIGURE 3 : REPRESENTATION SCHEMATIQUE DE LA ZONATION HORIZONTALE D'UN LAC. FIGURE TIRÉE DE L'ARTICLE ECOLOGICAL ZONATION IN LAKES (LEWIS 2009). ....	28
FIGURE 4 : MODELE CONCEPTUEL DECRIVANT LES MECANISMES DE TRANSFERT D'ENERGIE ET DE MATIERE DE LA ZONE RIVULAIRE VERS L'ECOSYSTEME ET AYANT UN IMPACT FINAL SUR L'ASSEMBLAGE DES COMMUNAUTES DE POISSONS. FIGURE TIRÉE DE LA REVUE IMPORTANCE OF THE RIPARIAN ZONE TO THE CONSERVATION AND MANAGEMENT OF FRESHWATER FISH: A REVIEW (PUSEY AND ARTHINGTON, 2003). ....	28
FIGURE 5 : FONCTIONS ECOLOGIQUES, COMMUNAUTES VEGETALES ET ANIMALES DE LA ZONE LITTORALE DES ECOSYSTEMES LACUSTRES. FIGURE TIRÉE DE L'ARTICLE EUROPEAN LAKE SHORES IN DANGER : CONCEPTS FOR A SUSTAINABLE DEVELOPMENT (SCHMIEDER, 2004). ....	29
FIGURE 6 : PHOTOGRAPHIE AERIENNE DU LAC D'ANNECY (FRANCE) ILLUSTRANT L'URBANISATION ET LES AMENAGEMENTS RIVULAIRES. ©A. GERARD (ANNECY TOURISME) .....	30
FIGURE 7 : ESQUISSES DE LA CONCEPTION D'HABITATS ARTIFICIELS FIXES. (A) FRAYERE A CADRE AVEC RACINES DE PLANTES COMME SUPPORT DE PONTE ; ( B ) FRAYERES BENTHIQUES POUR LE SANDRE EN NYLON OU SUBSTRAT NATUREL ; (C) FRAYERE ENTRE DEUX EAUX. ILLUSTRATIONS TIRÉES DE L'ARTICLE WAYS OF OPTIMIZATION OF BREEDING CONDITIONS OF FISH BY USING ARTIFICIAL SPAWNING GROUNDS (MARENKOV AND FEDONENKO, 2016).....	39
FIGURE 8 : ESQUISSES DE CONCEPTION D'ILES ARTIFICIELLES FLOTTANTES. ILLUSTRATIONS TIRÉES DU RAPPORT FLOATING WETLANDS DESIGN INVESTIGATIONS (ABELLA ET AL., 2013B). ....	40
FIGURE 9 : DESSIN D'UNE FRAYERE A CADRE FLOTTANT POUR LES ESPECES PHYTOPHILES. ILLUSTRATION DE NIKOLSKIY (1963) TIRÉE DE L'ARTICLE WAYS OF OPTIMIZATION OF BREEDING CONDITIONS OF FISH BY USING ARTIFICIAL SPAWNING GROUNDS (MARENKOV AND FEDONENKO, 2016).....	41
FIGURE 10 : ILLUSTRATION SCHEMATIQUE DE LA CONVENTION INDUSTRIELLE DE FORMATION PAR LA RECHERCHE (CIFRE) MISE EN PLACE ENTRE LES DIFFERENTS ACTEURS DU PROJET UROS.....	42

## Chapitre I

FIGURE 1 : PHOTOGRAPHIE DE LA PARTIE AVAL DE LA RETENUE DE SERRE-PONÇON AVEC LA BRANCHE UBAYE (GAUCHE) ET DURANCE (DROITE). ©R. CONRAUD .....	44
FIGURE 2 : LOCALISATION GEOGRAPHIQUE DE LA RETENUE DE SERRE-PONÇON. (A) EN FRANCE METROPOLITAINE ; (B) DANS LE BASSIN VERSANT DE LA DURANCE. FIGURE TIRÉE DU SITE INTERNET DU SYNDICAT MIXTE D'AMENAGEMENT DE LA VALLEE DE LA DURANCE (SMAVD). ....	45
FIGURE 3 : PHOTOGRAPHIES D'UNE BAIE EXPERIMENTALE EN HIVER (HAUT) ET EN ETE (BAS). LE REPERE 780M PERMET DE METTRE EN EVIDENCE L'AMPLITUDE DU MARNAGE SAISONNIER.....	46
FIGURE 4 : VARIATIONS JOURNALIERES DU NIVEAU D'EAU DE LA RETENUE DE SERRE-PONÇON POUR LES ANNEES 2017 A 2021. DONNEES JOURNALIERES ISSUES DES RELEVES D'ELECTRICITE DE FRANCE (EDF). .	47
FIGURE 5 : PHOTOGRAPHIE D'UNE PARTIE DE LA RIVE DE LA RETENUE DE SERRE-PONÇON. CETTE PHOTOGRAPHIE ATTESTE DE L'HOMOGENEITE ET DE LA MINERALITE DES RIVES .....	49
FIGURE 6 : PHOTOGRAPHIE D'UN HERBIER RIVULAIRE DE <i>RORIPPA SYLVESTRIS</i> DANS UNE PARTIE AMONT DE LA RETENUE DE SERRE-PONÇON. ....	49
FIGURE 7 : PHOTOGRAPHIE DE LA POSE D'UN GEOTUBE® SUR LA ZONE DE TERRASSEMENT. ©SMADESEP .....	50
FIGURE 8 : IMAGES SATELLITE DE RETENUE DE SERRE-PONÇON AVEC LOCALISATION DE LA ZONE DU LIOU DANS LA PARTIE AMONT (GAUCHE) ; (DROITE) ZOOM SUR LA ZONE DU LIOU (X = 44.547142, Y = 6.478415). ©GOOGLEEARTH 2022 .....	51
FIGURE 9 : PLACETTE EXPERIMENTALE AU DEBUT DE L'EXPERIENCE (GAUCHE) ET UN AN APRES LA VEGETALISATION (DROITE) PAR <i>RORIPPA SYLVESTRIS</i> SUR LES RIVES DE LA RETENUE DE SERRE-PONÇON. ....	51

FIGURE 10 : LOCALISATION DES DIFFERENTES ZONES COMPORTANT LES BAIES (BTS, BES) ET LES STRUCTURES FLOTTANTES (FLOLIZS) A SERRE-PONÇON (COORDONNEES WGS84 X : 44.527287 ; Y : 6.381121). (A) RETENUE DE SERRE-PONÇON (CONTOUR A 780M D'ALTITUDE NGF) AVEC LES DEUX RIVIERES DURANCE ET UBAYE; (B) FOCUS SUR LES POSITIONS DES BAIES EXPERIMENTALES ET BAIES TEMOINS DANS LES DIFFERENTES ZONES DE LA PARTIE AVAL DU RESERVOIR; (C) FOCUS SUR LES STATIONS D'ECHANTILLONNAGE ET LES STRUCTURES FLOTTANTES DANS LES DIFFERENTES BAIES.....	53
FIGURE 11 : CARTOGRAPHIE DES HABITATS (PROTOCOLE CHARLI) DE LA ZONE LITTORALE DANS UNE PARTIE AVAL DE LA BRANCHE DURANCE (A) ET UBAYE (B). LES DIFFERENTES BAIES ONT ETE INDIQUEES. ....	54

## Chapitre II

FIGURE 1 : PHOTOGRAPHIE AERIENNE D'UNE FLOLIZ. ©PROJET UROS .....	55
FIGURE 2 : ESQUISSES DE LA CONCEPTION D'UNE STRUCTURE FLOTTANTE COMPLEXE. ....	56
FIGURE 3 : PHOTOGRAPHIE DU PREMIER PROTOTYPE TEST DE 15M <sup>2</sup> INSTALLE EN MARS 2017 SUR LA RETENUE DE SERRE-PONÇON. ©ECOCEAN (PROJET UROS) .....	57
FIGURE 4 : DESSIN EN 3D DE LA CONCEPTION DES PROTOTYPES DE FLOLIZ DU PROJET UROS. (A) VUE ¾ AVEC ANNOTATIONS; (B) VUE PLONGEANTE; (C) VUE DE PROFIL. ©ECOCEAN (PROJET UROS) .....	58
FIGURE 5 : CUBE ECOSYSTEM MARINEFLOOR® UTILISE DANS LA CONSTRUCTION DES PARTIES FLOTTANTES DES FLOLIZS. IMAGE ET CARACTERISTIQUES TIREES DU SITE INTERNET DU FABRICANT (WWW.MARINEFLOOR.FR/PRODUITS/LE-CUBE/). ....	59
FIGURE 6 : PHOTOGRAPHIES DE DIFFERENTS MODELES DE BIOHUT® AVEC DES COQUILLES D'HUITRE, DEVELOPPES PAR LA SOCIETE ECOCEAN. (GAUCHE) BIOHUT PONTON ; (DROITE) BIOHUT QUAI. ©ECOCEAN .....	60
FIGURE 7 : PHOTOGRAPHIE D'UNE MISAPOR® EN GROS PLAN (GAUCHE). IMAGE TIREE DU SITE INTERNET DU FABRICANT (WWW.MISAPOR.CH) ; (DROITE) CAGES GRILLAGEES CONTENANT DE LA MISAPOR® ET UTILISEES COMME SUBSTRAT DANS LES FLOLIZS. ©PROJET UROS.....	60
FIGURE 8 : PHOTOGRAPHIES DES DIFFERENTES ETAPES DE L'ASSEMBLAGE DES FLOLIZS. (A) ASSEMBLAGE DES CAISSONS FLOTTANTS MARINEFLOOR® (PARTIE EMERGEE); (B) ASSEMBLAGE DES BARRES EN ALUMINIUM POUR CONSTITUER LE SQUELETTE (PARTIE IMMERGEE); (C) FIXAGE DES CAGES GRILLAGEES CONTENANT LES SUBSTRATS MINERAUX SUR LE FOND ET LES COTES LATERAUX DU SQUELETTE EN ALUMINIUM; (D) MISE A L'EAU DES SQUELETTES EN ALUMINIUM POUR ASSEMBLAGE AVEC LA PARTIE FLOTTANTE. ©PROJET UROS .....	62
FIGURE 9 : PHOTOGRAPHIES DES DIFFERENTES PARTIES DES FLOLIZS. (A) PARTIE EMERGEE FLOTTANTE CONSTITUEE DE CAISSONS FLOTTANTS ET CAISSONS-JARDINIERS ; (B) SYSTEME D'ATTACHE ENTRE LA PARTIE FLOTTANTE ET LA PARTIE IMMERGEE ; (C) ZOOM SUR LE SYSTEME D'ATTACHE ; (D) CAGES GRILLAGEES LATERALES REMPLIES DE SUBSTRAT ; (E) EXTREMITÉ D'UNE FLOLIZ MONTRANT L'OUVERTURE ET LES CAGES GRILLAGEES VIDES COMME REFUGE POUR LES POISSONS. ©PROJET UROS	63
FIGURE 10 : PHOTOGRAPHIE DU REMORQUAGE DES FLOLIZS PAR LA BARGE DU SMADESEP JUSQU'A LEUR BAIE RESPECTIVE. ©PROJET UROS.....	64
FIGURE 11 : SCHEMA ILLUSTRATIF DU FONCTIONNEMENT DE L'AMARRE DES FLOLIZS EN FONCTION DES VARIATIONS DU NIVEAU D'EAU.....	64
FIGURE 12 : PHOTOGRAPHIES DE LA VEGETALISATION DES FLOLIZS PAR DES MOTTES D'HELOPHYTES RECOLTEES DANS LA ZONE DU LIOU. (GAUCHE) MOTTE D'HELOPHYTE ENVELOPPEE DANS UN TAPIS DE CHANVRE ; (DROITE) MISE EN PLACE DE LA MOTTE DANS UN CAISSON-JARDINIERE. ©PROJET UROS.....	66
FIGURE 13 : PHOTOGRAPHIES DE L'EVOLUTION DE LA CROISSANCE DES HELOPHYTES D'UNE FLOLIZ ENTRE OCTOBRE 2018 (HAUT) ET JUILLET 2020 (BAS). ©Q. SALMON (PROJET UROS).....	67
FIGURE 14 : PHOTOGRAPHIES DE LA REALISATION ET DE L'INSTALLATION DES CAGES VEGETALISEES A VEGETATION GAZONNANTE. (A) CAGES GRILLAGEES VEGETALISEES PRETES A ETRE INSTALLEES ;.....	68
FIGURE 15 : PHOTOGRAPHIES DE LA VEGETATION GAZONNANTE DES ETAGES 0.5M DE PROFONDEUR DES FLOLIZS. ©PROJET UROS .....	69
FIGURE 16 : PHOTOGRAPHIES DE L'ETAPE DE VEGETALISATION DES FLOLIZS PAR LES POTAMOGETONS. (A) BACS REMPLIS DE TERREAU AQUATIQUE AVANT PLANTATION ; (B) BACS VEGETALISES ET RECOUVERTS DE POUZZOLANE ; (C) FIXATION DES BACS A LA STRUCTURE DES FLOLIZS ; (D) ILLUSTRATION D'UN BAC INSTALLE DANS UNE FLOLIZ. ©PROJET UROS .....	71
FIGURE 17 : SCHEMA ILLUSTRATIF DE LA VEGETALISATION DES ETAGES A 1M DE PROFONDEUR DES FLOLIZS PAR LES POTAMOGETONS ET PHOTOGRAPHIE IN SITU APRES INSTALLATION. ©PROJET UROS .....	71
FIGURE 18 : PHOTOGRAPHIES DE L'EVOLUTION DE LA CROISSANCE DES POTAMOGETONS. (A) HERBIERS DEPUIS LA SURFACE ; (B) HERBIERS EN VUE AQUATIQUE ; (C) RHIZOMES COLONISANT UNE FLOLIZ ; (D) FEUILLES FLOTTANTES ET EPIS FRUCTIFERES. ©PROJET UROS.....	73

## Chapitre III

FIGURE 1 : MATERIEL DE MESURE DE LA PHYSICO-CHIMIE DANS LES BAIES ET LES FLOLIZS. (A) SONDE MULTIPARAMETRES YSI EXO2 IMMERGE ET UTILISEE POUR LES PROFILS VERTICAUX ; (B) DISQUE DE SECCHI IMMERGE ET UTILISE POUR LA MESURE DE LA TRANSPARENCE DE L'EAU ; (C) SONDE PME MINIDOT® (TEMPERATURE / OXYGENE) FIXEE SUR UNE CAGE GRILLAGEE A L'INTERIEUR D'UNE FLOLIZ. ©PROJET UROS.....	74
FIGURE 2 : PROFILS VERTICAUX DE LA TEMPERATURE (°C) DANS LA BAIE EXPERIMENTALE 1 (BE1). (A) ENTRE FEVRIER 2019 ET OCTOBRE 2019; (B) ENTRE FEVRIER 2020 ET OCTOBRE 2020; (C) EN MAI ET JUIN 2021.....	80
FIGURE 3 : PROFILS VERTICAUX DE LA CONCENTRATION EN OXYGENE DISSOUS (MG/L) DANS LA BAIE EXPERIMENTALE 1 (BE1). (A) ENTRE FEVRIER 2019 ET OCTOBRE 2019; (B) ENTRE FEVRIER 2020 ET OCTOBRE 2020; (C) EN MAI ET JUIN 2021.....	80
FIGURE 4 : PROFILS VERTICAUX DU PH DANS LA BAIE EXPERIMENTALE 1 (BE1). (A) ENTRE FEVRIER 2019 ET SEPTEMBRE 2019 ; (B) EN MAI ET JUIN 2021.....	82
FIGURE 5 : PROFILS VERTICAUX DE LA CONDUCTIVITE (µS/CM) DANS LA BAIE EXPERIMENTALE 1 (BE1). (A) ENTRE FEVRIER 2019 ET OCTOBRE 2019; (B) ENTRE FEVRIER 2020 ET OCTOBRE 2020; (C) EN MAI ET JUIN 2021. ....	82
FIGURE 6 : VARIATIONS TEMPORELLES DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DE L'EAU DE SURFACE DANS LES DIFFERENTES BAIES (BTS, BES). (A) PARAMETRE CHLOROPHYLLE ; (B) PARAMETRE MATIERES EN SUSPENSION ; (C) PARAMETRE CARBONE ORGANIQUE DISSOUS ; (D) PARAMETRE CARBONE ORGANIQUE TOTAL ; (E) PARAMETRE NITRITE ; (F) PARAMETRE NITRATE ; (G) PARAMETRE ORTHOPHOSPHATE ; (H) PARAMETRE AMMONIUM ; (I) ION CALCIUM ; (J) ION MAGNESIUM ; (K) ION POTASSIUM ; (L) ION SODIUM. ....	84
FIGURE 7 : DISTRIBUTION DE LA TEMPERATURE MOYENNE (°C) PAR MOIS A L'INTERIEUR DES TROIS FLOLIZS. LES LETTRES « A, B, C » SIGNALENT LES DIFFERENCES SIGNIFICATIVES. SI LES LETTRES SONT DIFFERENTES ALORS IL EXISTE UNE DIFFERENCE SIGNIFICATIVE. S'IL EXISTE UNE LETTRE COMMUNE ALORS LES VALEURS NE DIFFERENT PAS. SE REFERER AU TABLEAU 3 POUR LES VALEURS DE P-VALUE. ....	87
FIGURE 8 : DISTRIBUTION DE LA TEMPERATURE MOYENNE (°C) INTERIEURE ET EXTERIEURE PAR MOIS DANS LES FLOLIZS. (A) POUR FLOLIZ 1; (B) POUR FLOLIZ 2; (C) POUR FLOLIZ 3. ....	88
FIGURE 9 : DIFFERENCE DE LA TEMPERATURE MOYENNE JOURNALIERE ENTRE L'INTERIEUR ET L'EXTERIEUR (ΔT) DES FLOLIZS. (A) POUR FLOLIZ 1; (B) POUR FLOLIZ 2; (C) POUR FLOLIZ 3. LES VALEURS DE ΔT SUPERIEURES A 0 APPARAISSENT EN ROUGE. LES VALEURS DE ΔT EGALES A 0 APPARAISSENT EN NOIR. LES VALEURS DE ΔT NEGATIVES APPARAISSENT EN NOIR.....	89
FIGURE 10 : DISTRIBUTION DE LA SATURATION EN OXYGENE (%) INTERIEURE ET EXTERIEURE PAR MOIS DANS LES FLOLIZS. (A) POUR FLOLIZ 1 ; (B) POUR FLOLIZ 2 ; (C) POUR FLOLIZ 3. LE SYMBOLE * INDIQUE UNE DIFFERENCE SIGNIFICATIVE. SE REFERER AU TABLEAU 4 CORRESPONDANT.....	91

## Chapitre IV

FIGURE 1 : MOSAÏQUE DE CLICHES DE MACROINVERTEBRES PRIS SOUS STEREOMICROSCOPE. ....	96
FIGURE 2 : MATERIEL UTILISE POUR L'ECHANTILLONNAGE DES MACROINVERTEBRES DANS LES BAIES (DANS L'ORDRE : COLONNE DE TAMIS, CONTENANT, FILET SURBER, ALCOOL DE CONSERVATION). ....	99
FIGURE 3 : PHOTOGRAPHIE D'UN SUBSTRAT AMOVIBLE (20 X 25 CM) REMPLI DE MISAPOR®. ....	99
FIGURE 4 : COMPARAISONS SAISONNIERES DE L'ABONDANCE, DE LA RICHESSE TAXONOMIQUE ET DE LA DIVERSITE DES MACROINVERTEBRES ENTRE LES STATIONS FLOLIZS ET LES STATIONS TEMOINS (BTS, BES). (A) VARIATIONS QUOTIDIENNES DE LA COTE ENTRE SEPTEMBRE 2018 ET JUIN 2020. LES FLECHES ROUGES CORRESPONDENT AUX DATES DE PRELEVEMENT; DIAGRAMMES EN BATONS (MOYENNE ± ECART TYPE) DE L'ABONDANCE (B), DE LA RICHESSE TAXONOMIQUE (C) ET DE LA DIVERSITE (INDICE 1-HILL) (D) PAR SAISON POUR CHAQUE TYPE DE STATION. POUR CHAQUE SAISON ET CHAQUE METRIQUE, DES SYMBOLES (* POUR UNE VALEUR P-VALUE < 0.05 ET ** POUR UNE VALEUR P-VALUE < 0.01) ENTRE LES STATIONS INDIQUENT LES DIFFERENCES SIGNIFICATIVES.....	105
FIGURE 5 : VARIATIONS SAISONNIERES DU TAUX DE COLONISATION (A) ET D'EXTINCTION (B) (MOYENNE ± ECART TYPE) DES TAXONS DE MACROINVERTEBRES DANS LES DIFFERENTS TYPES DE STATION SUR TOUTE LA PERIODE D'ECHANTILLONNAGE.....	106
FIGURE 6 : ORDINATION MULTIDIMENSIONNELLE NON METRIQUE (NMDS) DE L'ABONDANCE DES TAXONS POUR FLOLIZS, BTS ET BES SUR L'ENSEMBLE DES CAMPAGNES D'ECHANTILLONNAGE (27/11/2018 ; 26/02/2019 ; 25/05/2019 ; 26/08/2019 ; 22/10/2019 ; 17/02/2020 ; 24/05/2020). LES RESULTATS SONT REPRESENTES DANS L'ESPACE DES DEUX PREMIERES COMPOSANTES. LA VALEUR DE STRESS DE 0.15 ET DE R <sup>2</sup> = 0.97 CORRESPONDENT A UN	

AJUSTEMENT MOYEN. LE TEST DE PERMUTATION A MONTRE UNE DIFFERENCE SIGNIFICATIVE POUR FLOLIZS ( $P$ -VALUE = 0.001). .....	108
FIGURE 7 : VARIATIONS SAISONNIERES DE L'ABONDANCE (MOYENNE $\pm$ ECART TYPE) DES MACROINVERTEBRES (ORDRES, FAMILLES, TAXONS) DANS LES DIFFERENTES STATIONS SUR TOUTE LA PERIODE D'ECHANTILLONNAGE. (A) CHIRONOMIDAE; (B) OLIGOCHATEA; (C) HYDRA SP.; (D) <i>DREISSENA POLYMORPHA</i> ; (E) HYDRACARINA; (F) PLANARIIDAE; (G) EPHEMEROPTERA; (H) TRICHOPTERA; (I) NEMATODA; (J) HEMIPTERA; (K) GAMMARUS SP.; (L) GASTROPODA; (M) DIPTERES NON CHIRONOMIDES; (N) COLEOPTERA. ....	110
FIGURE 8 : ANALYSE PAR CODAGE FLOU (ACF) DES PROFILS MOYENS DE TRAITS FONCTIONNELS DE CHAQUE TYPE DE STATION SUR L'ENSEMBLE DES CAMPAGNES D'ECHANTILLONNAGE. LES DEUX PREMIERS AXES REPRESENTENT 44% DE LA VARIABILITE FONCTIONNELLE. L'ASTERISQUE NOIR INDIQUE LE CENTROÏDE DE TOUS LES PROFILS DE TRAITS FONCTIONNELS POUR LA STATION CORRESPONDANTE. ....	112

## Chapitre V – Partie I

FIGURE 1 : PHOTOGRAPHIE AQUATIQUE DE TOXOSTOMES ( <i>CHONDROSTOMA TOXOSTOMA</i> ) NAGEANT A PROXIMITE DES POTAMOGETONS DANS UNE FLOLIZ. ©PROJET UROS. ....	119
FIGURE 2 : PHOTOGRAPHIE D'UN JUVENILE DE BROCHET (~60MM) RECENSE EN JUIN 2020 DANS LA VEGETATION GAZONNANTE D'UNE FLOLIZ. ©PROJET UROS. ....	123
FIGURE 3 : ILLUSTRATIONS SCHEMATIQUES ET PHOTOGRAPHIES DU PROTOCOLE DE CAPTURE PAR NASSES. (A) DANS LA ZONE LITTORALE DES BAIES TEMOINS ET EXPERIMENTALES AVEC UNE PHOTOGRAPHIE D'UNE NASSE POSEE A 0,5M. LA NASSE EST ACCROCHEE A UN FER A BETON ENFONCE DANS LE SEDIMENT DE LA RIVE ; (B) DANS LES FLOLIZS AVEC UNE PHOTOGRAPHIE D'UNE NASSE POSEE DANS UN ETAGE A 1M DE PROFONDEUR PRES DE LA VEGETATION ©PROJET UROS. ....	124
FIGURE 4 : ILLUSTRATION SCHEMATIQUE DU PROTOCOLE DE RECENSEMENT VISUEL. (A) DANS LA ZONE LITTORALE DES BAIES; (B) DANS LES FLOLIZS. ....	126
FIGURE 5 : ILLUSTRATIONS SCHEMATIQUES ET PHOTOGRAPHIE DU PROTOCOLE DE CAPTURE PAR PIEGES LUMINEUX (CARE®). (A) PHOTOGRAPHIE D'UN PIEGE LUMINEUX CARE® ©ECOCEAN ; (B) DANS LA ZONE LITTORALE DES BAIES TEMOINS ; (C) DANS LES BAIES EXPERIMENTALES AVEC FLOLIZS. ....	127
FIGURE 6 : ABONDANCE ET RICHESSE SPECIFIQUE TOTALE EN FONCTION DES DIFFERENTS TYPES DE STATION SELON LES DIFFERENTS PROTOCOLES D'ECHANTILLONNAGE. (A) RECENSEMENT VISUEL ; (B) CAPTURE PAR NASSES ; (C) CAPTURE PAR PIEGES LUMINEUX. ....	132
FIGURE 7 : ABONDANCE (EN LOG) DES DIFFERENTES ESPECES ET STADES CAPTURES AUX PIEGES LUMINEUX EN FONCTION DES MOIS. ....	133
FIGURE 8 : (A) RICHESSE SPECIFIQUE MOYENNE (+ ECART TYPE) ENTRE LES SITES POUR LES DIFFERENTES SAISONS. (B) ABONDANCE ESTIMEE MOYENNE (+ ECART TYPE) ENTRE LES SITES POUR LES DIFFERENTES SAISONS POUR LE STADE JUVENILE (C) ABONDANCE ESTIMEE MOYENNE (+ ECART TYPE) ENTRE LES SITES POUR LES DIFFERENTES SAISONS POUR LE STADE ADULTE. LES LETTRES « A, B, C » METTENT EN EVIDENCE LES DIFFERENCES SIGNIFICATIVES ISSUES DES MOYENNES MARGINALES ESTIMEE (MME) DU MODELE. SI LES LETTRES SONT DIFFERENTES ALORS IL EXISTE UNE DIFFERENCE SIGNIFICATIVE. S'IL EXISTE UNE LETTRE COMMUNE ALORS LES VALEURS NE DIFFERENT PAS. LES LETTRES NOIRES RENSEIGNENT SUR LA SIGNIFICATIVITE DES COMPARAISONS ENTRE LES STATIONS. LES LETTRES DE COULEURS RENSEIGNENT SUR LA SIGNIFICATIVITE DES COMPARAISONS ENTRE LES SAISONS POUR LA STATION CORRESPONDANTE (GRIS CLAIR = BTS ; GRIS FONCE = BES ; VERT = FLOLIZS). ....	136
FIGURE 9 : RICHESSE SPECIFIQUE ET ABONDANCE (MOYENNE + ECART TYPE) CAPTUREE PAR LES NASSES EN FONCTION DES DIFFERENTS TYPES DE STATIONS. LES LETTRES « A, B » METTENT EN EVIDENCE LES DIFFERENCES SIGNIFICATIVES. SI LES LETTRES SONT DIFFERENTES ALORS IL EXISTE UNE DIFFERENCE SIGNIFICATIVE. S'IL EXISTE UNE LETTRE COMMUNE ALORS LES VALEURS NE DIFFERENT PAS. ....	137
FIGURE 10 : ABONDANCE ET RICHESSE SPECIFIQUE (MOYENNE + ECART TYPE) CAPTUREE PAR LES NASSES EN FONCTION DES DIFFERENTS TYPES DE STATIONS AU SEIN DES DIFFERENTES SAISONS. LES LETTRES « A, B, C » METTENT EN EVIDENCE LES DIFFERENCES SIGNIFICATIVES ISSUES DES MOYENNES MARGINALES ESTIMEE (MME) DU MODELE. SI LES LETTRES SONT DIFFERENTES ALORS IL EXISTE UNE DIFFERENCE SIGNIFICATIVE. S'IL EXISTE UNE LETTRE COMMUNE ALORS LES VALEURS NE DIFFERENT PAS. LES LETTRES NOIRES RENSEIGNENT SUR LA SIGNIFICATIVITE DES COMPARAISONS ENTRE LES STATIONS. LES LETTRES DE COULEURS RENSEIGNENT SUR LA SIGNIFICATIVITE DES COMPARAISONS ENTRE LES SAISONS POUR LA STATION CORRESPONDANTE (GRIS CLAIR = BTS ; GRIS FONCE = BES ; VERT = FLOLIZS). ....	139
FIGURE 11 : ABONDANCE ET RICHESSE SPECIFIQUE (MOYENNE + ECART TYPE) CAPTUREE PAR LES PIEGES LUMINEUX EN FONCTION DES DIFFERENTES SAISONS. LES LETTRES « A, B » METTENT EN EVIDENCE LES DIFFERENCES SIGNIFICATIVES. SI LES LETTRES SONT DIFFERENTES ALORS IL EXISTE UNE DIFFERENCE SIGNIFICATIVE. S'IL EXISTE UNE LETTRE COMMUNE ALORS LES VALEURS NE DIFFERENT PAS. ....	141

FIGURE 12 : INTERSTRUCTURE TEMPORELLE DE L'ATP-1 DERIVEE DU TABLEAU DE CHAQUE STATION D'ECHANTILLONNAGE. ORDINATION DES DATES D'ECHANTILLONNAGE SUR LE PLAN FACTORIEL DEFINI PAR LES DEUX PREMIERS AXES DE L'ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES SUR LA MATRICE D'INTER STRUCTURE EN ANALYSE TRIADIQUE PARTIELLE-1 ET VALEURS PROPRES ASSOCIEES A CHAQUE AXE. ....	142
FIGURE 13 : COMPROMIS DE L'ATP-1. (A) PROJECTIONS DES STATIONS D'ECHANTILLONNAGE (BTS, BES ET FLOLIZS) DANS LE PREMIER PLAN (AXES I-II) DE LA TABLE DE COMPROMIS ; (B) PROJECTIONS DES VARIABLES (ESPECES, STADES) DANS LE PREMIER PLAN (AXES I-II) DU TABLEAU DE COMPROMIS. (VOIR TABLEAU 2 POUR LES CODES DES ESPECES ET STADES). ....	143
FIGURE 14 : ANALYSE DE LA REPRODUCTIBILITE DE LA STRUCTURE COMPROMIS DE L'ATP-1. PROJECTION MULTIFENETREE PAR TABLEAU (SAISONS) DES COLONNES (ESPECES ET STADES) ET DES LIGNES (SITES) SUR LE PLAN 1-2 DU COMPROMIS. (A) SAISON ÉTÉ 2019 ; (B) SAISON PRINTEMPS 2020 ; (C) SAISON ÉTÉ 2020 ; (D) SAISON PRINTEMPS 2021. (VOIR TABLEAU 2 POUR LES CODES DES ESPECES ET STADES). ....	144
FIGURE 15 : INTERSTRUCTURE TEMPORELLE DE L'ATP-2 DERIVEE DU TABLEAU DE CHAQUE STATION D'ECHANTILLONNAGE. ORDINATION DES DATES D'ECHANTILLONNAGE SUR LE PLAN FACTORIEL DEFINI PAR LES DEUX PREMIERS AXES DE L'ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES SUR LA MATRICE D'INTER STRUCTURE EN ANALYSE TRIADIQUE PARTIELLE-2 ET VALEURS PROPRES ASSOCIEES A CHAQUE AXE. ....	146
FIGURE 16 : COMPROMIS DE L'ATP-2. (A) PROJECTIONS DES STATIONS D'ECHANTILLONNAGE (BTS, BES ET FLOLIZS) DANS LE PREMIER PLAN (AXES I-II) DE LA TABLE DE COMPROMIS ; (B) PROJECTIONS DES VARIABLES (ESPECES, STADES) DANS LE PREMIER PLAN (AXES I-II) DU TABLEAU DE COMPROMIS. (VOIR TABLEAU 2 POUR LES CODES DES ESPECES ET STADES). ....	146
FIGURE 17 : ANALYSE DE LA REPRODUCTIBILITE DE LA STRUCTURE COMPROMIS DE L'ATP-2. PROJECTION MULTIFENETREE PAR TABLEAU (SAISONS) DES COLONNES (ESPECES ET STADES) ET DES LIGNES (SITES) SUR LE PLAN 1-2 DU COMPROMIS. (A) SAISON ÉTÉ 2019 ; (B) SAISON PRINTEMPS 2020 ; (C) SAISON ÉTÉ 2020 ; (D) SAISON PRINTEMPS 2021. (VOIR TABLEAU 2 POUR LES CODES DES ESPECES ET STADES). ....	147
FIGURE 18 : ANALYSE DES CORRESPONDANCES PAR CODAGE FLOU (ACF) SUR LES PROFILS MOYENS DE TRAITS FONCTIONNELS DE CHAQUE TYPE DE STATIONS (BTS, BES, FLOLIZS) SUR L'ENSEMBLE DES CAMPAGNES D'ECHANTILLONNAGE DE LA METHODE PAR RECENSEMENT VISUEL (A) ET PAR NASSES (B). LES DEUX PREMIERS AXES ONT REPRESENTE 64.31% ET 65.12% RESPECTIVEMENT DE LA VARIABILITE FONCTIONNELLE. LE LABEL INDIQUE LE CENTROÏDE DE TOUS LES PROFILS DE TRAITS FONCTIONNELS POUR LA STATION CORRESPONDANTE ET LES ELLIPSES ENGLOBENT 40% DE CES DONNEES. ....	149
FIGURE 19 : PHOTOGRAPHIES DE BANCS DE LARVES DE CYPRINIDES (TAILLE DE 15 A 20MM, SUPPOSE ALBURNUS ALBURNUS ET CHONDROSTOMA TOXOSTOMA) OBSERVES DANS LES FLOLIZS. ©PROJET UROS. ....	154
FIGURE 20 : PHOTOGRAPHIES DE BLENNIES FLUVIATILES ( <i>SALARIA FLUVIATILIS</i> ) JUVENILES OBSERVEES DANS LES FLOLIZS. ©PROJET UROS. ....	155
FIGURE 21 : PHOTOGRAPHIES D'UN BANC D'ABLETTES ( <i>ALBURNUS ALBURNUS</i> ) ESTIMEE A 600 INDIVIDUS (TAILLE ~ 100MM) DANS LES HERBIERS DE POTAMOGETON D'UNE FLOLIZ. ©PROJET UROS. ....	155
FIGURE 22 : PHOTOGRAPHIES DES INDIVIDUS DE PERCHE ADULTE ( <i>PERCA FLUVIATILIS</i> ) (ENVIRON 250 MM) OBSERVEES DANS LES FLOLIZS. ©PROJET UROS. ....	156
FIGURE 23 : MOSAÏQUE DE PHOTOGRAPHIES DE DIFFERENTES ESPECES OBSERVEES OU CAPTUREES DANS LES SITES LITTORAUX (BTS, BES). (A) BLENNIE FLUVIATILE ( <i>SALARIA FLUVIATILIS</i> ) ADULTE ; (B) PERCHE ( <i>PERCA FLUVIATILIS</i> ) ADULTE ; (C) GOUJON ( <i>GOBIO GOBIO</i> ) JUVENILE CAPTURE DANS UNE NASSE ; (D) CHEVESNE ( <i>SQUALIUS CEPHALUS</i> ) JUVENILE CAPTURE DANS UNE NASSE. ©PROJET UROS. ....	156
FIGURE 24 : PHOTOGRAPHIES DE PONTES OBSERVEES DANS LA ZONE LITTORALE DES BAIES. (A) PONTE DE PERCHE ; (B) PONTE DE CYPRINIDES (SUPPOSE ABLETTE). ©PROJET UROS. ....	157
FIGURE 25 : MOSAÏQUE DE PHOTOGRAPHIES DES DIFFERENTS STADES DE BROCHET ( <i>ESOX LUCIUS</i> ) OBSERVES DANS LES FLOLIZS. (A) LARVE DE 8MM ; (B) LARVE DE 10MM ; (C) JUVENILE DE 25MM ; (D) JUVENILE DE 70MM ; (E) JUVENILE/SUB-ADULTE DE 250MM ; (F) ADULTE DE 800MM. ©PROJET UROS. ....	158
FIGURE 26 : NOMBRE TOTAL DE BROCHETS JUVENILES ( <i>ESOX LUCIUS</i> ) ECHANTILLONNE EN FONCTION DE LA METHODE (A) SUR TOUTE LA PERIODE D'ECHANTILLONNAGE ; (B) PAR SAISON. ....	159
FIGURE 27 : (A) PROTECTION ET SOIN PARENTAL D'UNE PONTE PAR UN MALE DE BLENNIE FLUVIATILE ( <i>SALARIA FLUVIATILIS</i> ) SUR UN CAISSON FLOTTANT D'UNE FLOLIZ (A) ; (B) PONTE DE BLENNIE FLUVIATILE DANS LES COQUILLES D'HUITRES DES FLOLIZS. ©PROJET UROS. ....	160

## Chapitre V – Partie 2

FIGURE 1 : PHOTOGRAPHIE D'UNE BLENNIE ADULTE FEMELLE DANS LA VEGETATION GAZONNANTE D'UNE FLOLIZ. ©PROJET UROS.....	161
FIGURE 2 : SCHEMA SIMPLIFIEE DU PROTOCOLE D'ECHANTILLONNAGE PAR PECHE ELECTRIQUE PAR POINT. (A) PHOTOGRAPHIE ILLUSTRATIVE DANS UNE BAIE TEMOIN ; (B) DANS LES BAIES TEMOINS (BTS) ; (C) DANS LES BAIES EXPERIMENTALES (BES).....	163
FIGURE 3 : SCHEMA SIMPLIFIEE DU PROTOCOLE D'ECHANTILLONNAGE PAR FILTRATION DE L'ADN <sub>ENVIRONNEMENTAL</sub> . (A) DANS LES BAIES TEMOINS (BTS) ; (B) DANS LES BAIES EXPERIMENTALES (BES).....	164
FIGURE 4 : (A) ABONDANCE ET (B) RICHESSE SPECIFIQUE (MOYENNE + ECART TYPE) CAPTUREE PAR PECHE ELECTRIQUE EN FONCTION DES DIFFERENTS TYPES DE STATION AU SEIN DES DIFFERENTES DATES. LES LETTRES « A, B » METTENT EN EVIDENCE LES DIFFERENCES. SI LES LETTRES SONT DIFFERENTES ALORS IL EXISTE UNE DIFFERENCE SIGNIFICATIVE. S'IL EXISTE UNE LETTRE COMMUNE ALORS LES VALEURS NE DIFFERENT PAS. ....	166
FIGURE 5 : DYNAMIQUE DE L'ABONDANCE (MOYENNE + ECART TYPE) (A) ET DE LA RICHESSE SPECIFIQUE (MOYENNE + ECART TYPE) (B) CAPTUREE PAR PECHE ELECTRIQUE EN FONCTION DES DIFFERENTES STATIONS SUR LA PERIODE D'ECHANTILLONNAGE. ....	167
FIGURE 6 : ORDINATION MULTIDIMENSIONNELLE NON METRIQUE (NMDS) DE L'ABONDANCE DES ESPECES DE POISSONS POUR LES FLOLIZS, BTS ET BES SUR L'ENSEMBLE DES DATES D'ECHANTILLONNAGE. LES RESULTATS SONT REPRESENTES DANS LES DEUX PREMIERES COMPOSANTES. LA VALEUR DE STRESS DE 0.16 CORRESPOND A UN AJUSTEMENT MOYEN (CLARKE, 1993). LE TEST DE PERMUTATION A MONTRE UNE DIFFERENCE SIGNIFICATIVE ENTRE LES STATIONS LITTORALES (BTS, BES) ET LES FLOLIZS ( $P = 0,001$ ). ....	168
FIGURE 7 : ANALYSE DES CORRESPONDANCES PAR CODAGE FLOU (ACF) SUR LES PROFILS MOYENS DE TRAITS FONCTIONNELS DE CHAQUE TYPE DE STATIONS (BTS, BES, FLOLIZS) SUR L'ENSEMBLE DES CAMPAGNES D'ECHANTILLONNAGE DE LA METHODE DE PECHE ELECTRIQUE PAR POINT. LES DEUX PREMIERS AXES ONT REPRESENTE 50.54% DE LA VARIABILITE FONCTIONNELLE. LE LABEL INDIQUE LE CENTROÏDE DE TOUS LES PROFILS DE TRAITS FONCTIONNELS POUR LA STATION CORRESPONDANTE. ....	169
FIGURE 8 : RICHESSE SPECIFIQUE (MEDIANE EN TRAIT PLEIN, MOYENNE EN POINT NOIR) DANS LES DIFFERENTS TYPES DE BAIES SUR TOUTES LES CAMPAGNES D'ECHANTILLONNAGE. ....	171
FIGURE 9 : OCCURRENCE (MOYENNE + ECART TYPE) DES ESPECES DE POISSONS DANS LES DIFFERENTS TYPES DE STATIONS SUR TOUTES LES CAMPAGNES D'ECHANTILLONNAGE. ....	171
FIGURE 10 : NOMBRE DE SEQUENCE D'ADN (« READS ») EN LOG (MOYENNE + ECART TYPE) DES ESPECES DANS LES DIFFERENTS TYPES DE BAIES SUR TOUTES LES CAMPAGNES D'ECHANTILLONNAGE.....	172

## Chapitre VI

FIGURE 1 : ESQUISSE D'UN NOUVEAU CONCEPT D'ILE ARTIFICIELLE FLOTTANTE VEGETALISEE. ©ECOCEAN.....	174
FIGURE 2 : PHOTOGRAPHIE DE RUBANS D'ŒUFS DE PERCHE ( <i>PERCA FLUVIATILIS</i> ) PONDUS SUR DES BRANCHAGES DANS LA ZONE LITTORALE DE BAIES.....	183
FIGURE 3 : PHOTOGRAPHIE D'UNE BRANCHE APPORTEE PAR LES VAGUES A L'INTERIEUR D'UNE FLOLIZ. ....	183
FIGURE 4 : CONCEPTION DES STRUCTURES FLOTTANTES BIOMATRIX® / ECOCEAN.....	185
FIGURE 5 : PHOTOGRAPHIE DE LA FRAYERE FLOTTANTE D'EDF (PROJET FISH) SUR LE RESERVOIR DE CHASTANG. ©A. MASTON, 2019 (EDF).....	185
FIGURE 6 : ILLUSTRATION SCHEMATIQUE DU SYSTEME D'ANCRAGE DE LA FRAYERE FLOTTANTE D'EDF. ©A. MASTON, 2019 (EDF).....	185
FIGURE 7 : MODELISATION 3D DE LA STRUCTURE FLOTTANTE CONÇU PAR ECOCEAN SUR LE LAC DE CHASTANG. ©ECOCEAN.....	186
FIGURE 8 : SCHEMA DE L'ECHELLE D'EVALUATION DU DEGRE DE MATURATION TECHNOLOGIQUE D'UN PROCEDE (TRL). SOURCE : DGA, 2009.....	186
FIGURE 9 : ESQUISSE 3D DE LA CONCEPTION FINALE DES FLOLIZS. (A) VUE ¾ AVEC ANNOTATIONS ; (B) VUE DE PROFIL ; (C) ZOOM SUR LES DIFFERENCES PIECES. ©ECOCEAN.....	188
FIGURE 10 : SCHEMA ILLUSTRANT LA MISE EN PLACE D'UNE CONTINUITE VERTICALE AVEC DES AMARRES DE TYPE CORPS MORT. (A) EN CONDITIONS DE HAUTES-EAUX ; (B) EN CONDITIONS DE BASSES-EAUX. ....	189
FIGURE 11 : SCHEMA ILLUSTRANT LA MISE EN PLACE D'UNE CONTINUITE HORIZONTALE AVEC DES AMARRES DE TYPE POINT D'ANCRAGE EN RIVE. (A) EN CONDITIONS DE HAUTES-EAUX ; (B) EN CONDITIONS DE BASSES-EAUX. ....	189

FIGURE 12 : SCHEMA ILLUSTRANT LA MISE EN PLACE D'UNE CONTINUITÉ HORIZONTALE AVEC DES AMARRES DE TYPE CORPS MORT. (A) EN CONDITIONS DE HAUTES-EAUX ; (B) EN CONDITIONS DE BASSES-EAUX. ....	190
FIGURE 13 : SCHEMA ILLUSTRANT LA MISE EN PLACE D'UNE CONTINUITÉ VERTICALE AVEC DES AMARRES DE TYPE POINT D'ANCRAGE EN RIVE. (A) EN CONDITIONS DE HAUTES-EAUX ; (B) EN CONDITIONS DE BASSES-EAUX. ....	190

## Liste des tableaux

### Introduction

TABEAU 1 : LISTE NON EXHAUSTIVE DES DOMAINES D'USAGE DES ECOSYSTEMES AQUATIQUES D'EAU DOUCE ET EXEMPLES ASSOCIES. ....	23
TABEAU 2 : TABLEAU RECAPITULATIF DES CARACTERISTIQUES ECOLOGIQUES (PREFERENCES ECOLOGIQUES, RESISTANCE A LA CONTRAINTE) DE DIX ESPECES D'HELOPHYTES. TABLEAU TIRE DU GUIDE METHODOLOGIQUE DES AGENCES DE L'EAU N°6 (FRAISSE, 1999). ....	38

### Chapitre I

TABEAU 1 : EVOLUTION DU PEUPEMENT PISCICOLE DE LA DURANCE ET DE L'UBAYE AU DROIT DE LA RETENUE DE SERRE-PONÇON ENTRE 1935 ET 2007 (SOURCE : IV <sup>EME</sup> ETUDE HYDRO-BIOLOGIQUE DE LA RETENUE DE SERRE-PONÇON, CHAPPAZ ET AL., 2009). LES ESPECES SURLIGNEES EN JAUNE CORRESPONDENT AUX ESPECES ORIGINELLES DE LA DURANCE ET DE L'UBAYE. ....	48
--	----

### Chapitre II

TABEAU 1 : PROVENANCE DES DIFFERENTES ESPECES DE POTAMOGETON ET LIEU DE CULTURE AVANT LE PRELEVEMENT. ....	70
--	----

### Chapitre III

TABEAU 1 : SYNTHÈSE DES PARAMÈTRES ANALYSES DANS LES PRÉLEVEMENTS D'EAU ET DES MESURES DE TRANSPARENCE AU DISQUE DE SECCHI. ....	77
TABEAU 2 : VALEUR MOYENNE (+ ECART TYPE) ET GAMME [MINIMUM - MAXIMUM] DES PARAMÈTRES ANALYSES DANS LES PRÉLEVEMENTS D'EAU ET DE LA TRANSPARENCE MESURÉE AU DISQUE DE SECCHI. ....	78
TABEAU 3 : RESULTATS DES COMPARAISONS DE LA TEMPERATURE MOYENNE INTERIEURE DES FLOLIZS PAR LES TESTS DE KRUSKAL-WALLIS (STATISTIQUE H, P-VALUE) DE SEPTEMBRE 2018 A SEPTEMBRE 2020. LE NOMBRE DE MESURES PAR SONDE (N) EST INDIQUE POUR CHAQUE MOIS. ....	86
TABEAU 4 : RESULTATS DES TESTS DE KRUSKAL-WALLIS (STATISTIQUE H, P-VALUE) SUR LA SATURATION MOYENNE EN OXYGENE (%) A L'INTERIEUR ET A L'EXTERIEUR DES FLOLIZS. LE NOMBRE DE MESURES PAR SONDE (N) EST INDIQUE POUR CHAQUE MOIS. (A) TABLEAU POUR LA FLOLIZ 1 ; (B) TABLEAU POUR LA FLOLIZ 2 ; (C) TABLEAU POUR LA FLOLIZ 3. ....	92

### Chapitre IV

TABEAU 1 : TEST DE KRUSKAL-WALLIS ET PAR PAIRE DE WILCOXON DE L'ABONDANCE, LA RICHESSE TAXONOMIQUE ET LA DIVERSITE ENTRE LES SAISONS PARMI LES TYPES DE STATION. * INDIQUE UNE DIFFERENCE SIGNIFICATIVE AVEC *** POUR P-VALUE < 0.001, ** POUR P-VALUE < 0.01 ET * POUR P-VALUE < 0.05. NS SIGNIFIE AUCUNE DIFFERENCE SIGNIFICATIVE. ....	103
TABEAU 2 : TEST DE KRUSKAL-WALLIS ET TEST PAR PAIRE DE WILCOXON DU TAUX DE COLONISATION (A) ET D'EXTINCTION (B) ENTRE LES TYPES DE STATION PARMI LES DIFFERENCES SAISONS. * INDIQUE UNE DIFFERENCE SIGNIFICATIVE, AVEC ** POUR P-VALUE < 0.01 ET * POUR P-VALUE < 0.05. NS SIGNIFIE AUCUNE DIFFERENCE SIGNIFICATIVE. ....	106
TABEAU 3 : TEST DE KRUSKAL-WALLIS ET TEST DE WILCOXON PAR PAIRE DES TROIS COMPOSANTES DE LA DIVERSITE FONCTIONNELLE (C'EST-A-DIRE LA RICHESSE (FRIC), LA REGULARITE (FEVE) ET LA DIVERGENCE (FDIV) ENTRE LES TYPES DE STATIONS AU COURS DE LA PERIODE D'ECHANTILLONNAGE. * INDIQUE UNE DIFFERENCE SIGNIFICATIVE AVEC *** POUR P-VALUE < 0,001, ** POUR P-VALUE < 0,01 ET * POUR P-VALUE < 0,05. NS SIGNIFIE AUCUNE DIFFERENCE SIGNIFICATIVE. ....	112
TABEAU 4 : FREQUENCES MOYENNES DES MODALITES DES TRAITS (+ ECART-TYPE) COMPAREES ENTRE LES STATIONS. LES RESULTATS DES COMPARAISONS ENTRE LES STATIONS SONT EXPOSES POUR CHAQUE MODALITE DE TRAIT. PAR EXEMPLE, LORSQUE L'ON COMPARE LES FLOLIZS AUX BTS, ↗ SIGNIFIE QUE LA MODALITE EST SIGNIFICATIVEMENT PLUS REPRESENTEE DANS LES FLOLIZS, ↘ SIGNIFIE QUE LA MODALITE EST MOINS REPRESENTEE DANS LES FLOLIZS QUE DANS LES BTS. NS SIGNIFIE NON SIGNIFICATIF. ....	113

## Chapitre V – Partie I

TABLEAU 1 : SYNTHÈSE DES DATES D'ÉCHANTILLONNAGE AVEC SAISON ASSOCIÉE ET COTE DE LA RETENUE (M) POUR CHAQUE PROTOCOLE D'ÉCHANTILLONNAGE.....	125
TABLEAU 2 : DESIGNATION DES CODES ESPÈCES ET STADES UTILISÉS DANS LES ANALYSES TRIADIQUES PARTIELLES 1 ET 2 (ATP-1 / ATP-2). .....	130
TABLEAU 3 : TABLEAU D'ANALYSE DE LA DEVIANCE (ANOVA) POUR DIFFÉRENTS MODÈLES LINÉAIRES GÉNÉRALISÉS SUR LES DONNÉES D'ÉCHANTILLONNAGE PAR RECENSEMENT VISUEL. LES COLONNES DONNENT LE RAPPORT DE VRAISEMBLANCE STATISTIQUE CHI-CARRE, AINSI QUE LES DEGRÉS DE LIBERTÉ ET LES VALEURS DE $P$ DU TEST DE LR POUR CHAQUE FACTEUR EXPLICATIF ET INTERACTION. (A) MODÈLE DE L'ABONDANCE ESTIMÉE AVEC DISTRIBUTION D'ERREUR NÉGATIVE BINOMIALE (55.99% D'EXPLICATION) ; (B) MODÈLE DE LA RICHESSE SPÉCIFIQUE AVEC DISTRIBUTION D'ERREUR DE POISSON (34.39% D'EXPLICATION). .....	134
TABLEAU 4 : RESULTATS DE L'ANALYSE DE LA DEVIANCE (ANOVA) POUR DIFFÉRENTS MODÈLES LINÉAIRES GÉNÉRALISÉS SUR LES DONNÉES D'ÉCHANTILLONNAGE PAR LES NASSES. LES COLONNES DONNENT LE RAPPORT DE VRAISEMBLANCE STATISTIQUE CHI-CARRE, AINSI QUE LES DEGRÉS DE LIBERTÉ ET LES VALEURS DE $P$ DU TEST DE LR POUR CHAQUE FACTEUR EXPLICATIF ET INTERACTION. (A) MODÈLE DE L'ABONDANCE ESTIMÉE AVEC DISTRIBUTION D'ERREUR NÉGATIVE BINOMIALE (51% D'EXPLICATION) ; (B) MODÈLE DE LA RICHESSE SPÉCIFIQUE AVEC DISTRIBUTION D'ERREUR DE POISSON (27.30% D'EXPLICATION). .....	138
TABLEAU 5 : TABLEAU D'ANALYSE DE LA DEVIANCE (ANOVA) POUR DIFFÉRENTS MODÈLES LINÉAIRES GÉNÉRALISÉS SUR LES DONNÉES D'ÉCHANTILLONNAGE PAR LES NASSES. LES COLONNES DONNENT LE RAPPORT DE VRAISEMBLANCE STATISTIQUE CHI-CARRE, AINSI QUE LES DEGRÉS DE LIBERTÉ ET LES VALEURS DE $P$ DU TEST DE LR POUR CHAQUE FACTEUR EXPLICATIF ET INTERACTION. (A) MODÈLE DE L'ABONDANCE ESTIMÉE AVEC DISTRIBUTION D'ERREUR NÉGATIVE BINOMIALE (59.70% D'EXPLICATION) ; (B) MODÈLE DE LA RICHESSE SPÉCIFIQUE AVEC DISTRIBUTION D'ERREUR DE POISSON (15.30% D'EXPLICATION). .....	140
TABLEAU 6 : TABLEAU SYNTHÉTIQUE DU POIDS DE CHAQUE TABLE ( $A_k$ ) DANS LA CONSTRUCTION DU COMPROMIS DE L'ATP-1 ET INDICE DE QUALITÉ DE LA STRUCTURE DU COMPROMIS ( $COS^2$ ) POUR CHAQUE MATRICE DE SAISON. ....	143
TABLEAU 7 : TABLEAU SYNTHÉTIQUE DU POIDS DE CHAQUE TABLE ( $A_k$ ) DANS LA CONSTRUCTION DU COMPROMIS DE L'ATP-2 ET INDICE DE QUALITÉ DE LA STRUCTURE DU COMPROMIS ( $COS^2$ ) POUR CHAQUE MATRICE DE SAISON. ....	145
TABLEAU 8 : FRÉQUENCES MOYENNES DES DIFFÉRENTES MODALITÉS PAR BLOC DE TRAITS. LES RESULTATS DES COMPARAISONS ENTRE LES DIFFÉRENTES STATIONS (BTS, BES, FLOLIZS) SONT EXPOSÉS POUR CHAQUE MODALITÉ AVEC LES DIFFÉRENTS SIGLES. PAR EXEMPLE, LE SIGLE (+) À CÔTÉ D'UNE FRÉQUENCE SIGNIFIE QUE LA MODALITÉ EST SIGNIFICATIVEMENT PLUS IMPORTANTE POUR LA STATION DONNÉE PAR RAPPORT AUX FLOLIZS, À L'INVERSE LE SIGLE (-) INDIQUE QUE LA MODALITÉ EST SIGNIFICATIVEMENT MOINS IMPORTANTE POUR LA STATION DONNÉE. L'ABSENCE DE SIGLE VEUT DIRE QU'IL N'EXISTE PAS DE DIFFÉRENCE SIGNIFICATIVE. ....	150

## Chapitre V – Partie 2

TABLEAU 1 : SYNTHÈSE DES DATES D'ÉCHANTILLONNAGE PAR TECHNIQUE ET COTE DE LA RETENUE (M) ASSOCIÉE.....	162
TABLEAU 2 : RESULTATS DES ANALYSES DE LA DEVIANCE (ANOVA) POUR LE MODÈLE LINÉAIRE GÉNÉRALISÉ SUR LES DONNÉES D'ABONDANCE (64.84% D'EXPLICATION) PAR LA PÊCHE ÉLECTRIQUE PAR POINT. LES COLONNES DONNENT LE RAPPORT DE VRAISEMBLANCE STATISTIQUE CHI-CARRE, AINSI QUE LES DEGRÉS DE LIBERTÉ ET LES VALEURS DE $P$ DU TEST DE LR POUR CHAQUE FACTEUR EXPLICATIF ET INTERACTION. ....	165
TABLEAU 3 : LISTE DES ESPÈCES ÉCHANTILLONNÉES PAR LES FILTRATIONS D'ADN <sub>ENVIRONNEMENTAL</sub> SUR TOUTES LES CAMPAGNES (NOVEMBRE 2018, MARS 2019 ET MAI 2021). ....	170

## Chapitre VI

TABLEAU 1 : SYNTHÈSE DES COÛTS DE DIFFÉRENTES STRUCTURES FLOTTANTES. ....	191
---	-----



# INTRODUCTION GENERALE

## 1. Les écosystèmes d'eau douce aux services de l'Humanité

### 1.1. La ressource en eau

L'eau recouvre 72% de la surface totale de la Terre mais seulement 2.5% est de l'eau douce et seulement 0.3% est disponible pour l'Humanité (Shiklomanov, 1998). En particulier, ce sont les lacs naturels et artificiels, dont on en dénombre dans le monde plus de 117 millions ( $> 2000\text{m}^2$ ) (Verpoorter et al., 2014) et plus de 550 000 ( $> 100\text{m}^2$ ) en France (Bartout and Touchart, 2013), qui détiennent 90% de cette fraction disponible d'eau douce (Shiklomanov and Rodda, 2004). En fournissant près de 77% de la ressource en eau douce (Shiklomanov, 1993 in Molinos et al., 2015) , les Hommes sont très dépendants des écosystèmes lacustres pour de nombreux usages : agriculture, industrie, usages domestiques, production d'énergie (Schallenberg et al., 2013) (Tab. 1). En particulier, l'agriculture représentait 70% des prélèvements mondiaux d'eau douce afin de subvenir à l'explosion de la production alimentaire des 30 dernières années (HLPE, 2015). En 2013 en France métropolitaine, le volume des prélèvements d'eau était de 38.1 milliards de  $\text{m}^3$  dont plus de la moitié étaient utilisés pour le refroidissement des centrales de production d'électricité (nucléaire ou thermique), environ 15% pour l'eau potable et autant pour l'alimentation des canaux, 8% pour l'industrie et 7% pour l'irrigation (Rapport EauFrance, 2013). Pour le fonctionnement des barrages hydroélectriques, 940 milliards de  $\text{m}^3$  ont été utilisés puis relâchés en aval des systèmes (Rapport EauFrance, 2013).

Tableau 1 : Liste non exhaustive des domaines d'usage des écosystèmes aquatiques d'eau douce et exemples associés.

Domaine d'usage	Exemples
<b>Agriculture</b>	Irrigation Abreuvement du bétail
<b>Activités industrielles</b>	Fabrication de produits Fonctionnement/refroidissement des machines
<b>Usages domestiques</b>	Eau de boisson Hygiène
<b>Production d'énergie</b>	Hydroélectricité Refroidissement des centrales thermiques et nucléaires
<b>Exploitation des ressources alimentaires</b>	Pêche professionnelle Aquaculture
<b>Transport</b>	Voies navigables
<b>Activités récréatives et culturelles</b>	Chasse et pêche de loisir Sports nautiques Navigation Tourisme

La dépendance des activités humaines pour la ressource en eau ne cesse de grandir avec un prélèvement d'eau qui a été multiplié par 8 en 110 ans (Aquastat, 2010), ainsi, cela conduit à l'artificialisation de nombreux lacs naturels et à la création d'une multitude

de retenues. On compte à ce jour dans le monde plus de 800 000 lacs artificiels et réservoirs (Friedl and Wüest, 2016) dont plus de 58 000 grands barrages (> 15m de hauteur) en service (ICOLD, 2018). En France, 80% des plans d'eau dont la surface est supérieure à 50 ha sont artificiels (Données de rapports DCE), et il existe environ 2300 centrales hydroélectriques dont 512 grands barrages<sup>a</sup>, réparties sur 250 000 km de cours d'eau<sup>b</sup>. Par conséquent, l'hydroélectricité est aujourd'hui la première source d'énergie renouvelable en France avec 11.2% (60 TWh en 2019)<sup>c</sup> et dans le monde avec 16% (4333 TWh en 2019) (International Energy Agency, 2019) de la production totale d'électricité. En 2017, la France était le deuxième plus grand producteur d'hydroélectricité en Europe après la Norvège (International Hydropower Association, 2017). L'hydroélectricité est en pleine expansion à l'échelle mondiale avec 3700 projets de construction de grands barrages déjà planifiés ou en cours de construction (Zarfl et al., 2015). De plus, la capacité de production actuelle pourrait être multipliée par quatre (Kumar et al., 2011). Selon les projections de l'Agence Internationale de l'Energie (IEA), la production d'hydroélectricité pourrait augmenter de 32% entre 2019 (4333 TWh) et 2030 (5722 TWh) dans le monde (International Energy Agency, 2021). En France, la Programmation Pluriannuelle de l'Énergie (PPE) prévoit seulement une augmentation de production de 2 à 3 TWh soit environ 5% d'ici 2023 (Décret n°2016-1442 du 27 octobre 2016) puisque la majorité de ses sites sont déjà équipés, laissant seulement la place pour le développement de la petite hydroélectricité (centrale de puissance inférieure à 10 MW) et les stations de transfert d'énergie par pompage (STEP). Considérée comme renouvelable et à faible émission en carbone, l'IEA a suggéré que le développement de l'énergie hydraulique était un atout pour atteindre les objectifs zéro carbone en 2050 (International Energy Agency, 2021). Pourtant, de nombreuses études scientifiques dans le monde s'accordent à dire que les retenues artificielles émettent une quantité importante de gaz à effet de serre (GES) (par ex. CO<sub>2</sub> ou CH<sub>4</sub>), particulièrement en zone tropical (Colas et al., 2020) mais aussi en zone tempérée (DelSontro et al., 2010).

## 1.2. Les ressources alimentaires

Dans le monde, les écosystèmes d'eau douce continentaux sont vitaux (revenus, ressources alimentaires) pour plusieurs centaines de millions de personnes (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2014c). En particulier, dans les pays ruraux d'Asie (par ex. Bangladesh, Népal, Cambodge), la pêche joue un rôle très important dans la nutrition puisque les poissons représentent la majorité des apports en protéine (Mekong Committee, 1992; Sharma, 2008; Hussain, 2010). Les estimations théoriques mondiales des prélèvements de poissons dans les eaux intérieures atteignent 72 millions de tonnes métriques par an soit une valeur économique annuelle de plusieurs billions (Lymer et al., 2016). En Europe, en Amérique du nord et en Afrique, ce sont les réservoirs qui fournissent les plus importants rendements de capture de poissons (c.à.d. 41.3 kg/ha/an ; 37.0 kg/ha/an ; 81 kg/ha/an, respectivement) (Lymer et al., 2016).

En plus des poissons, les oiseaux aquatiques sauvages (en particulier les Anatidés) font partie intégrante du régime alimentaire de certaines communautés autochtones du nord du Canada (Krcmar et al., 2010). Enfin, dans une moindre mesure, les bivalves constituent également une ressource alimentaire fournie par les écosystèmes d'eau douce (Postel and Carpenter, 1997).

---

<sup>a</sup> [www.barrages-cfbr.eu](http://www.barrages-cfbr.eu)

<sup>b</sup> [www.france-hydro-electricite.fr](http://www.france-hydro-electricite.fr)

<sup>c</sup> <https://www.edf.fr/groupe-edf/espaces-dedies/l-energie-de-a-a-z/tout-sur-l-energie/produire-de-l-electricite/l-hydraulique-en-chiffres>

### **1.3. Les services sociaux culturels**

Les écosystèmes d'eau douce sont pourvoyeurs de services « sociaux-culturels » notamment avec les activités récréatives (par ex. chasse et pêche de loisir, sports nautiques, navigation), le tourisme ou encore pour les cultures et traditions (Schallenberg et al., 2013 ; Reynaud and Lanzanova, 2017). La chasse et la pêche de loisir sont des activités traditionnelles très populaires et génèrent de nombreux revenus (Bissell et al., 1998; Grado et al., 2011; Hutt et al., 2013; Melstrom et al., 2017). En France en 2020, le nombre de pêcheur de loisir était de 1.47 millions soit plus de 2% de la population totale<sup>d</sup>. Ainsi, la Fédération Nationale de la Pêche en France (FNPF) a conclu d'après une étude du Bureau d'Informations et de Prévisions Économiques (BIPE), que le secteur de la pêche de loisir associative dépasserait les 2 milliards d'euros d'impact économique<sup>e</sup>. Aux États-Unis, le nombre de pêcheur dépassaient les 33 millions dont 78% de pêcheur exclusivement en eau douce (Rahel and Taniguchi, 2019), ce qui générerait un marché économique de plus de 40 billions de dollar (Hughes, 2015). Avec près d'un million de chasseurs d'oiseaux aquatiques aux États-Unis en 2007 et 2008, les bénéfices de cette chasse atteindraient près de 364 millions de dollar (Withey and van Kooten, 2011). Enfin, les lacs sont des destinations privilégiées pour le tourisme et peuvent attirer plusieurs dizaines de millions de visiteurs par an (par ex. Lake District National Park au Royaume-Uni) (Cooper, 2006). En France, la retenue de Serre-Ponçon est un bon exemple puisqu'elle attire chaque année plusieurs dizaines de milliers de personnes et génère à elle seule 10% des revenus touristiques annuels du département (Dossier de presse de l'Office de tourisme de Serre-Ponçon, 2020).

## **2. L'importance écologique des écosystèmes d'eau douce**

### **2.1. Une biodiversité exceptionnelle**

Les écosystèmes d'eau douce abritent une biodiversité exceptionnelle avec plus de 125 000 espèces d'animaux aquatiques dont 18 235 espèces de vertébrés, représentés majoritairement par les poissons (12 740 espèces) et les amphibiens (4294 espèces) (Balian et al., 2007). Ainsi, environ 43% de la diversité mondiale de poisson (Lévêque et al., 2008), 73% de la diversité mondiale d'amphibien (Vences and Köhler, 2007) et plus d'un tiers de la diversité mondiale de vertébrés (Balian et al., 2007) sont inféodés aux écosystèmes d'eau douce. Concernant les « invertébrés », ce sont les insectes aquatiques avec 75 874 espèces qui sont majoritairement représentés, en particulier grâce aux Diptères (~32 000 espèces), Coléoptères (13 514 espèces) et Trichoptères (11 532 espèces) (Balian et al., 2007). Par ailleurs, les écosystèmes d'eau douce abritent aussi plus de 2600 espèces de plantes vasculaires soit environ 1% de la diversité mondiale (Chambers et al., 2007).

### **2.2. Des processus biogéochimiques essentiels**

Cette biodiversité remarquable, à laquelle il ne faut pas oublier d'intégrer la diversité microbienne (par ex. bactéries, virus, protistes, champignons), soutient de nombreux services de régulation (Harrison et al., 2014). C'est le cas des macrophytes qui ont un rôle important dans le cycle des nutriments et de l'eau (Fig. 1) (Thomaz, 2021), et qui contribuent donc à l'épuration de l'eau du système (Wang et al., 2009). En effet, les macrophytes absorbent une quantité importante de nutriments (par ex. les nitrates, le

---

<sup>d</sup> <http://www.federationpeche.fr/5279-chiffres-cles-2020-de-la-peche-en-france.htm>

<sup>e</sup> <https://www.federationpeche.fr/131-indicateurs-cles.htm>

phosphore ou l'ammonium) et de polluants (Schierup and Larsen, 1981) provenant à la fois des sédiments et de l'eau (Weisner et al., 1994; Cedergreen and Madsen, 2004; Dhote and Dixit, 2007). La faune aquatique des écosystèmes d'eau douce participe activement à la productivité du système en contribuant au recyclage, à la disponibilité et aux flux des nutriments particulaires et dissous (Fig. 2) (Vanni, 2002). Il s'agit par exemple des Gastéropodes et des Trichoptères qui se nourrissent d'algues épiphytes et de matières végétales décomposées (James et al., 2000; Weatherhead and James, 2001), tandis que les communautés benthiques nécrophages décomposent les matières animales (par ex. les carcasses de poissons) (Chidami and Amyot, 2008; Premke et al., 2010). Les macroinvertébrés fousseurs (par ex. les vers, les écrevisses, les bivalves, les amphipodes) participent à la bioturbation et au développement microbien ce qui augmente le taux de recyclage des micro et macronutriments et la décomposition des débris organiques (Covich et al., 1999). Les communautés microbiennes ont également un rôle significatif dans la décomposition des macrophytes (Belova, 1993; Cotner et al., 2009). Enfin, les poissons sont impliqués dans des processus de transport de l'énergie et des nutriments (par ex. du phosphore) permettant de stimuler la production primaire et d'augmenter le stock de nutriments (Brabrand et al., 1990; Attayde and Hansson, 1999, 2001; Persson and Svensson, 2006).

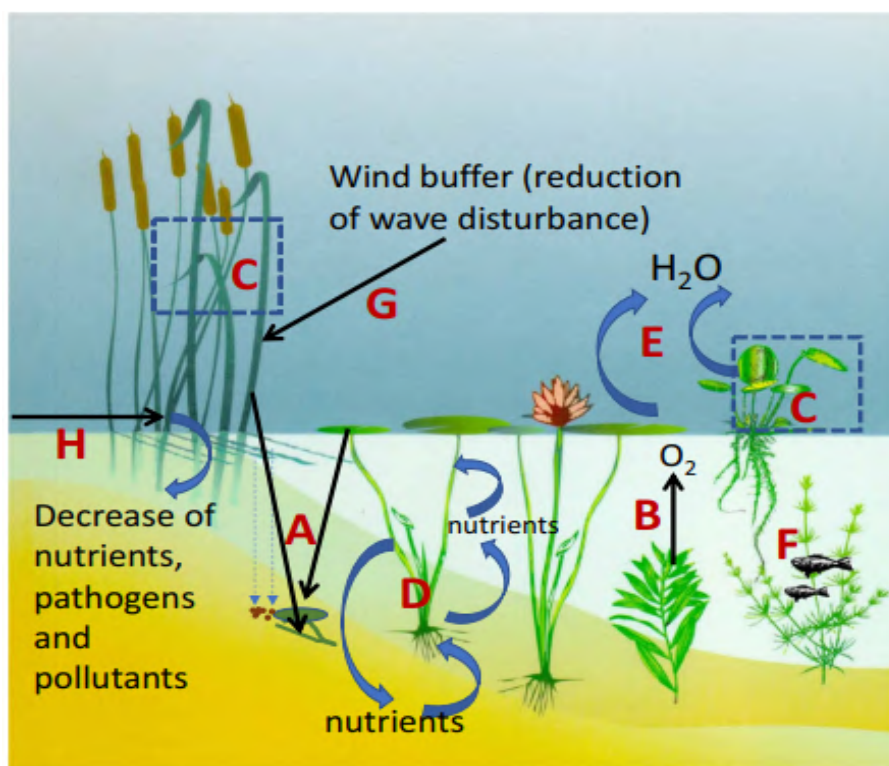


Figure 1 : Liste non exhaustive des services écosystémiques fournis par les macrophytes. A- formation de sédiments par accumulation de débris et envasement ; B- photosynthèse et production d'oxygène ; C- production primaire ; D- cycle et mouvement des nutriments ; E- cycle de l'eau ; F- habitat disponible ; G- régulation de l'érosion par la réduction des perturbations dues aux vagues ; H- régulation des agents pathogènes, des nutriments et des polluants. Figure et légende tirées de l'article Ecosystem services provided by freshwater macrophytes (Thomaz, 2021).

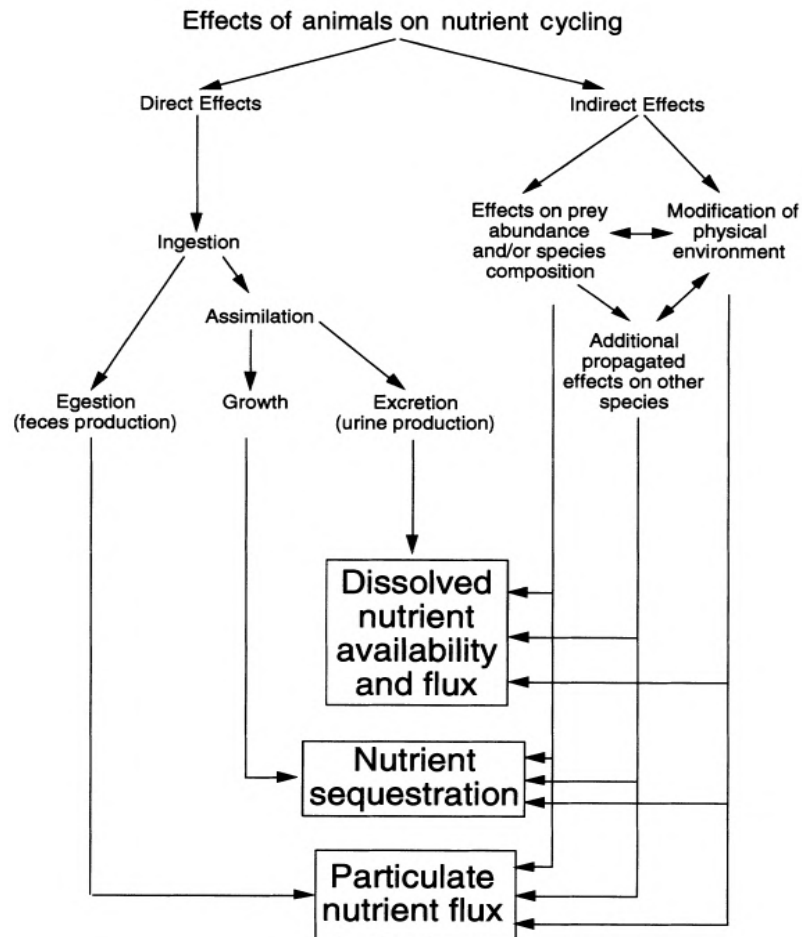


Figure 2 : Diagramme schématisique du cycle des nutriments via les voies directes et indirectes par la faune des écosystèmes d'eau douce. Figure tirée de l'article Nutrient cycling by animals in freshwater ecosystems (Vanni, 2002).

### 2.3. Une zone littorale attractive

Dans les écosystèmes lacustres, il existe une zonation horizontale allant des rives terrestres au milieu aquatique profond (zone pélagique). La zone littorale a été définie comme étant la zone peu profonde qui fait l'interface entre la terre et l'eau, et qui s'étend jusqu'à la limite inférieure de la zone euphotique (Fig. 3) (Wetzel, 2001). Dans les grands lacs profonds, la zone littorale peut ne représenter que quelques pourcents de la surface totale du système par rapport à la zone pélagique (par ex. 2% pour un lac de 100km<sup>2</sup>) (Lewis, 2009), pourtant elle abrite une faune abondante et diversifiée (par ex. les poissons Winfield, 2004; les macroinvertébrés Cleto-Filho and Arcifa, 2006; le zooplancton Paturej et al., 2007). Selon les conditions environnementales, la biomasse des macroinvertébrés littoraux peut être dix fois supérieure à la biomasse de la zone pélagique (James et al., 1998). L'attractivité de la zone littorale est liée à sa mosaïque d'habitat (macrophytes, types de sédiment, débris ligneux grossiers) (Vadeboncoeur et al., 2002; Schmieder, 2004; Czarnecka, 2016) et ses diverses conditions abiotiques en raison de sa position à l'interface air - eau (Fig. 4) (Pusey and Arthington, 2003). Cette hétérogénéité environnementale permet aux macroinvertébrés et au zooplancton de trouver des habitats fonctionnels, comme des habitats refuges (Diehl, 1992; Everett and Ruiz, 1993; Burks et al., 2001) et d'alimentation (Harrison and Hildrew, 2001).

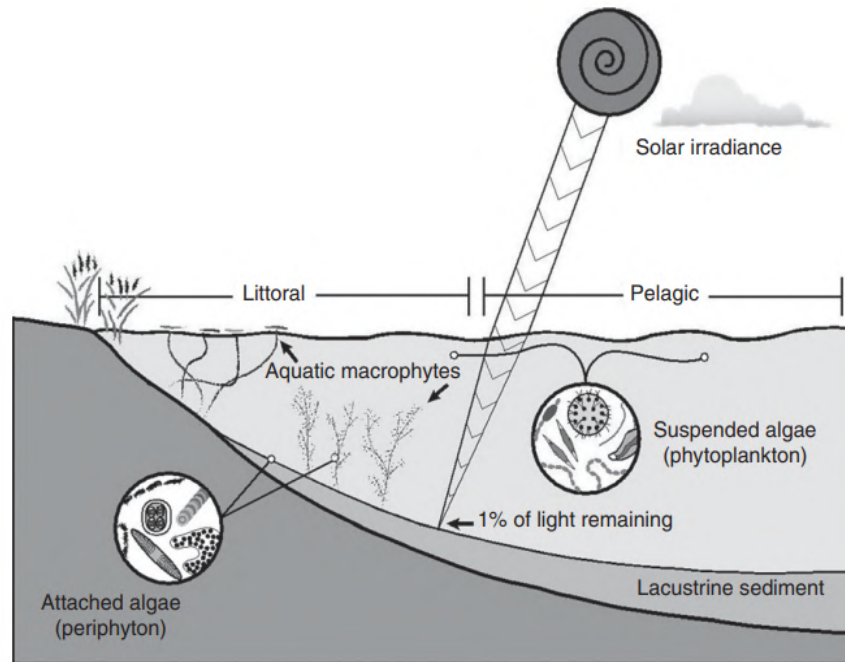


Figure 3 : Représentation schématique de la zonation horizontale d'un lac. Figure tirée de l'article Ecological Zonation in Lakes (Lewis 2009).

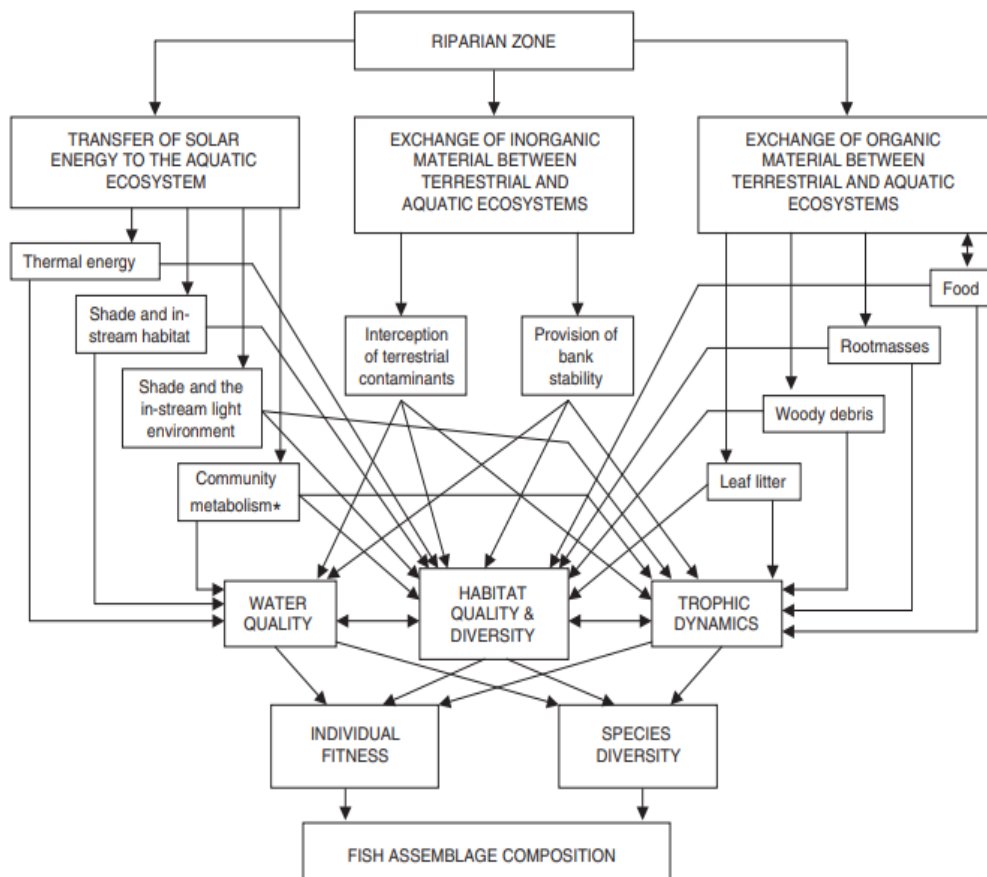


Figure 4 : Modèle conceptuel décrivant les mécanismes de transfert d'énergie et de matière de la zone rivulaire vers l'écosystème et ayant un impact final sur l'assemblage des communautés de poissons. Figure tirée de la revue Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review (Pusey and Arthington, 2003).

En ce qui concerne la fréquentation de la zone littorale par les poissons, ils peuvent y résider soit de façon permanente, soit de façon périodique en fonction des cycles journaliers, des saisons ou bien encore du stade ontogénétique (Winfield, 2004). Certaines espèces viennent notamment s'alimenter dans la zone littorale pour exploiter un réseau trophique littoral périphyton / zoobenthos qui peut fournir plus d'énergie que le réseau trophique planctonique de la zone pélagique (Specziár et al., 1997). Par exemple, Hampton et al. (2011) ont montré que les salmonidés apex prédateurs du Lac de Crescent (*Oncorhynchus mykiss*, *Oncorhynchus clarkii*) absorbaient plus de 50% de leur carbone total dans la zone littorale. En plus de satisfaire la fonction d'alimentation (Gascon and Leggett, 1977; Lewin et al., 2004), la zone littorale offre aux poissons des zones de repos et de refuge (Becker et al., 2011) grâce à la présence des macrophytes (Chick and Mlvor, 1997; Ye et al., 2006) ou des gros débris ligneux (Fausch and Northcote, 1992; Everett and Ruiz, 1993; Sass et al., 2006). Elle offre également des habitats de reproduction (Frost, 1965; Nakanishi and Sekino, 1996; Ridgway and Blanchfield, 1998) et de nurserie pour de nombreuses espèces (Lewin et al., 2004; Winfield, 2004). Le brochet (*Esox lucius*) en est un exemple emblématique puisqu'il semble être totalement dépendant de la présence de macrophytes pour satisfaire sa reproduction (Bry, 1996; Lappalainen et al., 2008).

La zone littorale joue ainsi un rôle déterminant dans le fonctionnement global de l'écosystème (Sala and Güde, 2006) et abrite une importante biodiversité (Fig. 5). Son maintien en bon état est crucial mais sa position d'écotone entre les milieux terrestres et aquatiques la rend très vulnérable aux activités anthropiques qui se concentrent souvent sur les rives des plans d'eau (Rosenberger et al., 2008; Francis and Schindler, 2009).

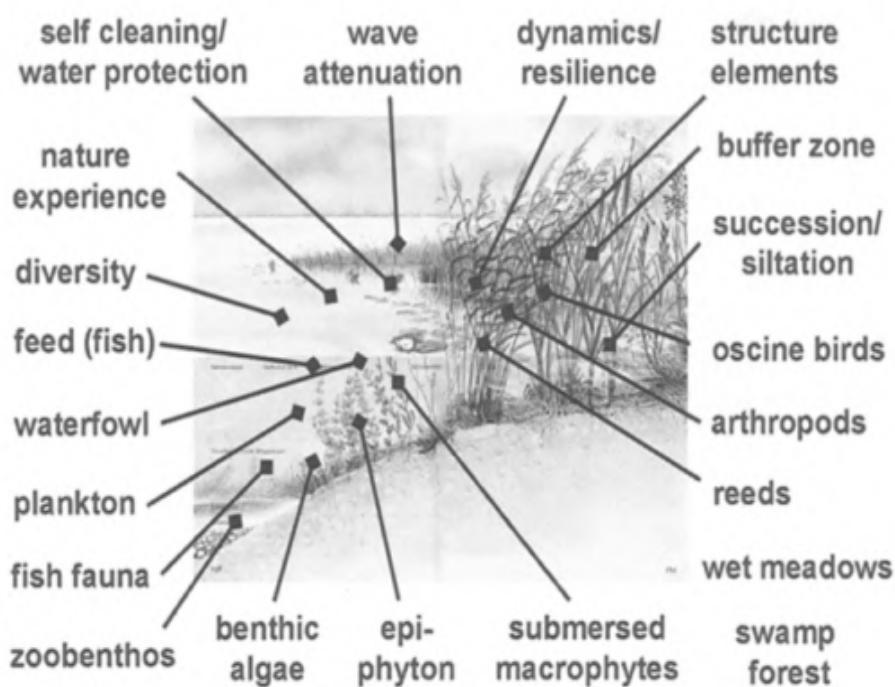


Figure 5 : Fonctions écologiques, communautés végétales et animales de la zone littorale des écosystèmes lacustres. Figure tirée de l'article European lake shores in danger : concepts for a sustainable development (Schmieder, 2004).

### 3. Les pressions et impacts anthropiques sur les écosystèmes d'eau douce

#### 3.1. Les pressions et impacts globaux

Les écosystèmes d'eau douce comptent parmi les écosystèmes les plus menacés au monde. Les principales pressions anthropiques qui s'exercent sur eux sont la destruction et la fragmentation des habitats, les pollutions diverses, les espèces exotiques envahissantes, ainsi que la surexploitation et la modification des débits (Dudgeon et al., 2006). Parmi ces menaces, la destruction des habitats par l'agriculture, l'urbanisation, ou la construction de barrages, a été définie comme étant la première cause d'érosion de la biodiversité dans les écosystèmes d'eau douce (Collen et al., 2014). En effet, les écosystèmes d'eau douce sont très urbanisés puisqu'en 2019, 167 millions de personnes (soit 1.4% de la population mondiale) vivaient dans un périmètre de 100 km autour d'un des 21 plus grands lacs du monde, et pour certains lacs (par ex. lac Superior, lac Michigan, lac Onega), la population urbaine riveraine pouvait représenter plus de 40% de la population totale régionale (Sternier et al., 2020). Ainsi, le développement résidentiel et l'aménagement autour des lacs engendrent une forte artificialisation des rives naturelles et la destruction des habitats littoraux (Francis and Schindler, 2009; Brauns et al., 2011; Lawson et al., 2011; Dustin and Vondracek, 2017) (Fig. 6).



Figure 6 : Photographie aérienne du lac d'Annecy (France) illustrant l'urbanisation et les aménagements rivulaires. ©A. GERARD (Annecy Tourisme)

#### 3.2. Les pressions et impacts liés à la construction des barrages

En 2019, Reid et al. (2019) ont publié une mise à jour des principales pressions qui s'exercent sur la biodiversité des écosystèmes d'eau douce, avec 12 nouvelles menaces émergentes, dont l'expansion mondiale de l'hydroélectricité. En effet, la construction de

réservoir engendre une fragmentation spatiale des cours d'eau ainsi qu'une inondation complète des habitats terrestres et aquatiques qui conduit à leur destruction (Li et al., 2013). Le passage d'un milieu lotique à un milieu lentique dérègle le fonctionnement du bassin versant en modifiant les conditions hydrauliques (Maingi and Marsh, 2002; Talukdar and Pal, 2017; Gierszewski et al., 2020) et la continuité du transport sédimentaire (Ibàñez et al., 1996; Wang et al., 2016; Wang et al., 2018). Le déficit de substrat grossier en aval du barrage (Chien, 1985) occasionne des modifications géomorphologiques importantes comme l'incision et l'approfondissement du lit de la rivière sur plusieurs dizaines de kilomètres en aval du barrage (Choi et al., 2005). La formation d'une retenue au milieu du cours d'eau engendre également des modifications de la température et de la qualité de l'eau du système (Liu and Yu, 1992; Wei et al., 2009). La présence d'un barrage bloque également la dévalaison et la montaison des espèces migratrices (Larinier, 2000) ce qui a pour conséquence une diminution voire une extinction de certaines espèces (Yi et al., 2010). Par exemple, Zhong and Power (1996) ont rapporté la perte de 24 espèces de poissons migrateurs du fait de la présence du barrage de Xinanjiang sur la rivière Qiantang en Chine. De plus, les turbines hydrauliques et les déversoirs entraînent une mortalité importante de nombreux poissons (Eicher et al., 1987; Larinier, 2000), en particulier des anguilles (Dębowski et al., 2016; Eyler et al., 2016; Dainys et al., 2018) et des salmonidés (Gloss and Wahl, 1983; Ferguson et al., 2006).

Après plusieurs années, l'écosystème ainsi modifié, caractérisé par la création d'une retenue d'eau, peut atteindre une sorte d'état de stabilité (Petts 1985 in Schmutz and Moog, 2018), cependant le fonctionnement du barrage crée de nouvelles perturbations dans le système. En effet, l'exploitation de la ressource en eau engendre un marnage (fluctuations du niveau d'eau) artificiel dont l'amplitude et la fréquence sont très différentes des conditions naturelles et qui occasionnent des perturbations dans l'écosystème. En comparaison, le niveau d'eau des lacs naturels fluctue sensiblement avec les saisons en suivant la balance entre les entrées (par ex. afférence, précipitations, ruissellement) et les sorties d'eau (par ex. évaporation, débits sortant). Par conséquent, le marnage naturel dans les lacs stratifiés d'eau douce des régions tempérées et subtropicales n'est toutefois que de l'ordre de 1,5 m par an et jusqu'à 3 m (Zohary and Ostrovsky, 2011). De plus, dans les écosystèmes lacustres naturels, l'étendue, la fréquence et la durée des fluctuations du niveau d'eau sont des forces dominantes qui contrôlent le fonctionnement, en particulier les processus littoraux (Coops et al., 2003; Evtimova and Donohue, 2016; Gao et al., 2020). Par exemple, les variations du niveau d'eau sont indispensables pour la régénération et la dynamique des roselières (Schmieder et al., 2004). Les fluctuations naturelles ne partagent ainsi aucunes caractéristiques communes avec le marnage artificiel, c'est pourquoi depuis les années 90, il a fait l'objet de nombreuses études avec une nette augmentation dans les années 2000 (Leira and Cantonati, 2008). Les impacts du marnage artificiel ont été étudiés dans le monde entier (par ex. Lac Bala dans l'étude de Hynes, 1961; Lac de Constance dans l'étude de Wantzen, 2008; Lac Crescent dans l'étude de Hampton et al., 2011; Lac Kinneret dans l'étude de Gafny et al., 1992). Plusieurs revues et méta analyses sont venues élargir les connaissances des impacts multiples de cette pression (Johnson et al., 2007; Cott et al., 2008b; Haxton and Findlay, 2008; Leira and Cantonati, 2008; Carmignani et al., 2019). Ainsi le marnage artificiel est associé à des impacts importants sur les compartiments abiotiques et biotiques des retenues, en particulier lorsqu'il n'est pas en phase avec la phénologie des espèces (Li et al., 2019; Zhang et al., 2021).

### **3.3. Les pressions et impacts liés au fonctionnement des barrages**

#### **3.3.1. Sur les conditions physico-chimiques**

Le marnage artificiel bouleverse souvent les caractéristiques physiques et chimiques des plans d'eau (Baxter, 1977; Furey et al., 2004; Zohary and Ostrovsky, 2011). La baisse hivernale du niveau d'eau découvre les zones littorales qui subissent une érosion par les vagues, le vent, l'assèchement, le gel (Hellsten, 1997; Hirsch et al., 2017). Les substrats ainsi érodés vont en partie sédimenter dans les zones profondes (Hofmann et al., 2008) et altérer la morphométrie des réservoirs (Håkanson, 1977; Beklioglu and Altinayar, 2006; Leira and Cantonati, 2008). Cette mise en suspension des sédiments augmente la turbidité de l'eau (Eloranta et al., 2017) et peut être responsable de la remise en suspension de sédiments contaminés (Rhodes and Wiley, 1993) dont les substances chimiques peuvent se concentrer dans les organismes qui les ingèrent (Sorensen et al., 2005). Ce problème concerne particulièrement les lacs dont le substrat est meuble (par ex. l'argile, la tourbe) (Hirsch et al., 2017). De plus, les assèchements et inondations répétés des sédiments influencent fortement la dynamique des nutriments (par ex. le phosphore, l'azote) (Scholz et al., 2002) et la diagenèse sédimentaire (Uhlmann et al. 2011 in Keitel et al., 2016). Enfin, les lacs marnants présentent des zones littorales homogènes à faible complexité (Logez et al., 2016), dont le substrat est grossier et avec une densité apparente forte (Furey et al., 2004).

Les effets du marnage sont également visibles sur le régime thermique des réservoirs en modifiant les profils de température et la stabilité de la couverture de glace notamment dans les régions scandinaves (Nowlin et al., 2004). La modification du profil thermique de l'écosystème serait liée à la profondeur à laquelle l'eau est prélevée. Si la prise d'eau est située dans l'hypolimnion profond, la perte de chaleur du système pendant un abaissement estival est faible, mais élevée lors d'un abaissement hivernal. Inversement, si la prise d'eau est située dans l'épilimnion, des eaux de surface relativement froides sont évacuées en hiver et des eaux relativement chaudes en été (Bonalumi et al., 2011, 2012). Enfin le prélèvement d'eau hivernal (en particulier pour les lacs en région nordique) peut réduire fortement les conditions d'oxygène et avoir un impact important sur le biote aquatique (Cott et al., 2008a, 2008b).

#### **3.3.2. Sur les producteurs primaires**

Les impacts du marnage sur les macrophytes dépendent de l'amplitude, de la fréquence des fluctuations ainsi que des conditions environnementales du milieu (Riis and Hawes, 2002; Partanen and Hellsten, 2005). Certaines études n'ont pas montré de différences en termes de richesse spécifique, d'abondance, de couverture végétale en macrophytes dans des lacs régulés avec des perturbations modérées (Murphy et al., 1990; Keto et al., 2006). D'autres études ont montré que des fluctuations faibles (< 1m) peuvent être bénéfiques pour la croissance et la dispersion des macrophytes (Zhang et al., 2013; Wang et al., 2016) et que des fluctuations de maximum 3m peuvent toutefois maintenir les communautés de macrophytes dans la partie intertidale (Krolová et al., 2013). Ces résultats s'opposent à de nombreuses études qui s'accordent à montrer un impact très important du marnage dès quelques mètres de fluctuations (Smith et al., 1987; Wagner and Falter, 2002; Furey et al., 2004; Turner et al., 2005; Beklioglu and Altinayar, 2006; Sutela et al., 2013). Le marnage peut affecter indirectement les producteurs primaires par la remise en suspension de particules fines qui affecte la pénétration de la lumière (Loiselle and Bracchini, 2005) ainsi qu'à l'érosion accrue du sol qui devient plus grossier et moins riche en nutriments (Hellsten, 1997). Le marnage affecte aussi directement les macrophytes par l'exposition

au gel des rives en hiver et à la dessiccation en période de basses eaux qui occasionnent un stress physique et hydrique (Renman, 1989; Blindow, 1992; Krolová et al., 2013). Ainsi la perte des communautés de macrophytes peut conduire à un basculement vers la dominance de phytoplancton (Zohary and Ostrovsky, 2011) ou d'algues vertes filamenteuses (Thompson and Ryder, 2008).

Les effets du marnage sur le phytoplancton montrent qu'il induit principalement des modifications dans l'assemblage taxonomique et fonctionnel. Ses effets sur les nutriments et la lumière disponibles provoquent des changements radicaux dans la composition des communautés (García de Emiliani, 1997; Nõges and Nõges, 1999; Wang et al., 2010; Liu et al., 2019). Par exemple, lors d'une période de faible niveau d'eau, les conditions de luminosité sont plus importantes dans les couches profondes normalement moins éclairées et moins productives. A l'inverse, lors d'une inondation ou remontée des eaux, la mise en suspension de sédiments riches en nutriments peut entraîner une augmentation de la biomasse algale (par ex. de Diatomées ou de Cryptophytes, Li et al., 2018) ainsi qu'une modification de la communauté qui passe d'une communauté de Chlorophycées à une communauté de Cyanophycées et Eugénophycées (Zalocar de Domitrovic, 2003). Cela peut engendrer des problèmes sanitaires liés à la prolifération des cyanobactéries (Fadel et al., 2015). Enfin, il y a également des effets directs sur la dilution et le mélange de la biomasse phytoplanctonique (Nõges and Nõges, 1999; Liu et al., 2019).

### **3.3.3. Sur les macroinvertébrés**

De par leur position intermédiaire dans la chaîne trophique, les macroinvertébrés jouent un rôle clé dans le fonctionnement des écosystèmes aquatiques (par ex. la dynamique de la chaîne alimentaire, la productivité, le cycle des nutriments et la décomposition) (Wallace and Webster, 1996; Solimini et al., 2006). Leurs densités sont les plus élevées dans la zone littorale des écosystèmes lacustres (Klimaszyk and Heymann, 2010) et la composition de leurs communautés est étroitement liée aux caractéristiques de l'habitat (Collier et al., 1998; Tolonen et al., 2001). Pour cette raison, les indicateurs biotiques basés sur la composition taxonomique et fonctionnelle des macroinvertébrés sont couramment utilisés pour évaluer l'état écologique des écosystèmes aquatiques (Mondy et al., 2012; Verneaux et al., 2004) et sont mis en œuvre dans les programmes nationaux ou européens de bio-surveillance (Hering et al., 2004; Rossaro et al., 2007; Miler et al., 2013; Mondy et al., 2021).

Le marnage peut affecter directement les communautés de macroinvertébrés en exposant les rives à la dessiccation et au gel (Hellsten, 1997) mais aussi indirectement par la dégradation de leur ressource trophique et de leurs habitats préférentiels (par ex. les macrophytes) (Bogut et al., 2007; Evtimova and Donohue, 2016). Dans une moindre mesure, les modifications chimiques et thermiques de l'eau liées au marnage peuvent affecter le développement, l'émergence et la fécondité des macroinvertébrés (Britt, 1962; Lutz, 1968; Lehmkuhl, 1972 in Munn and Brusven, 1991). De nombreuses études ont décrit les impacts du marnage dans les réservoirs et ont mis en évidence une diminution de la densité et de la diversité mais aussi des modifications dans la composition taxonomique des communautés (Valdovinos et al., 2007; Baumgärtner, 2008). Par exemple, Aroviita and Hämäläinen (2008) ont comparé la richesse taxonomique de 6 lacs non régulés (0.11-0.55m), de 5 lacs moyennement régulés (1.19-3m) et de 5 lacs fortement régulés (3-6.75m). Ils ont mis en évidence que la richesse taxonomique était corrélée à l'intensité du marnage. En effet, plus le marnage était important et plus la richesse taxonomique diminuait, avec une différence moyenne de 12 taxons entre lacs

non régulés et lacs fortement régulés. Les résultats sont similaires avec une importante diminution de la densité ou de la biomasse de macroinvertébrés littoraux qui subissent des exondations (Haxton and Findlay, 2008) en particulier dans la zone de moins de 3 m de profondeur (Palomäki, 1994). De plus, des études ont montré que le marnage affectait la composition des communautés dans les lacs marnant en favorisant une communauté simplifiée (par ex. avec des taxons opportunistes et résistants) (Munn and Brusven, 1991; Valdovinos et al., 2007). Dans l'étude de Prus et al., 1999, les communautés de macro invertébrés littoraux étaient dominées à plus de 90% par les oligochètes et les chironomes. De plus, les zones littorales soumises au marnage présentent des taxons avec un cycle de vie court et une reproduction rapide (Furey et al., 2006; Aroviita and Hämäläinen, 2008) ce qui leur permet une meilleure résilience et une recolonisation rapide du milieu après l'impact (Gallardo et al., 2009). Enfin, des fluctuations rapides du niveau d'eau favorisent les taxons avec une forte mobilité (coléoptères, hétéroptères) à défaut des taxons peu ou pas mobiles (bivalves, rampants) (White et al., 2011; Carmignani et al., 2019).

#### 3.3.4. Sur l'ichtyofaune

L'état des écosystèmes aquatiques est souvent reflété par la qualité de son biote aquatique, en particulier de l'ichtyofaune (Karr, 1981). L'étude des poissons d'un écosystème peut se faire à l'échelle des communautés (par ex. richesse, abondance, composition), des individus (par ex. réponses morphologiques et éthologiques), voire des réactions métaboliques et physiologiques (Girard, 1998). De par leur position en haut de la chaîne trophique, les communautés de poissons intègrent fortement les conditions environnementales dans lesquelles ils évoluent, ce qui les définit comme des sentinelles de l'environnement (Fausch et al., 1990; Adams et al., 1993; Sedeño-Díaz and López-López, 2012; Sheaves et al., 2012; Wu et al., 2014). Comme les poissons sont de bons indicateurs de la qualité écologiques de leur milieu, de nombreux indices ont été développés afin de quantifier l'état de santé des écosystèmes fluviaux (par ex. Indice Poisson Rivière (IPR/IPR+) (NFT90-344) ; Index of Biotic Integrity (IBI) (Karr, 1981); Fish-Based Index (FBI) (Oberdorff et al., 2002)) mais aussi des écosystèmes lacustres (par ex. Indice Ictyofaune Lacustre (IIL) (Logez et al., 2015); Indice Ictyofaune pour les Retenues (IIR) (Miguet et al., 2018); Health Assessment Index (HAI) (Adams et al., 1993); Reservoir Fish Assemblage Index (RFAI) (Jennings et al., 1995)).

Contrairement aux macrophytes et aux macroinvertébrés, les fluctuations du niveau d'eau ne vont pas affecter directement les poissons puisqu'ils ont la capacité de se déplacer rapidement vers des zones plus profondes. Cependant, ils vont être indirectement impactés par l'inaccessibilité des habitats littoraux (Westrelin et al., 2018) ou par la dégradation de certaines composantes de leur habitat préférentiel (par ex. les macrophytes) (Mjelde et al., 2013). Ainsi, la disparition ou la dégradation de certains habitats peut augmenter le risque de prédation (Sutela and Vehanen, 2008; Sutela et al., 2011), et induire un stress qui peut affecter le métabolisme et les taux de croissance (par ex. chez la Lotte (*Lota lota*) et la Loche (*Barbatula barbatula*) (Fischer, 2000). Ces impacts concernent essentiellement les espèces littorales (Sutela et al., 2013) puisque les espèces généralistes ainsi que les espèces des zones pélagiques et profondes semblent être moins affectées fortement par les abaissements hivernaux (Carmignani and Roy, 2017) ou les modifications de débit (Haxton and Findlay, 2009). Les fluctuations du niveau d'eau n'affecteraient pas directement la richesse ou la densité des poissons mais modifieraient plutôt la composition de la communauté, par exemple en réduisant l'abondance des individus appartenant à des espèces littorales et zoobenthivores (Sutela and Vehanen, 2008). En effet, la diminution de la densité et de la biomasse des macroinvertébrés

littoraux par le marnage artificiel (Valdovinos et al., 2007) pourrait réduire la ressource alimentaire de ces espèces. La période à laquelle le marnage se produit est aussi importante que son amplitude. En effet, les conditions de basses-eaux peuvent perturber la reproduction en modifiant le comportement de fraie (abandon des nids, interruption de la ponte) (Ozen and Noble, 2002; Clark et al., 2008) mais aussi en inhibant l'ovulation de certains poissons (Stacey, 1984 in Gafny et al., 1992). Enfin, le marnage peut limiter l'accès aux habitats de fraie (Gafny et al., 1992; Paulovits et al., 2007) voire détruire partiellement ou totalement les pontes (Gaboury and Patalas, 1984; Linløkken and Sandlund, 2016). Par exemple, dans l'étude de Kahl et al., 2008, une baisse du niveau d'eau de seulement 30 cm après reproduction a entraîné une destruction des pontes de Gardon (*Rutilus rutilus*) et par conséquent une perte totale de la cohorte. De plus, le faible recrutement suite à des abaissements hivernaux qui empêchaient l'accès aux habitats de fraie, peut entraîner un déclin des populations de certaines espèces comme le Brochet (*Esox niger*) (Wegener et Williams 1975 in Carmignani and Roy, 2017). Cependant, selon la nature des fluctuations, elles peuvent parfois avoir un impact positif sur la fraie de certaines espèces. Par exemple, une augmentation de la fraie du Brochet (*Esox lucius*) (Järvalt et al., 2013) et du Doré jaune (*Sander vitreus*) (Groen and Schroeder, 1978) a été observée à la suite d'une augmentation printanière du niveau d'eau qui a inondé les habitats de fraie.

Enfin, les fluctuations du niveau d'eau peuvent modifier les déplacements et le comportement de certaines espèces. Par exemple, des modifications dans les déplacements du Black-Bass (*Micropterus salmoides*) ont été observé dans un réservoir du Colorado suite à une baisse automnale du niveau d'eau en comparaison à des individus dans un lac non fluctuant (Rogers and Bergersen, 1995). Les individus du réservoir ont effectué des déplacements sur de plus longues distances et ont utilisé des zones journalières plus grandes dans le réservoir. L'étude de Fischer and Öhl (2005) a mis en évidence des compétitions pour l'habitat chez la Lotte à mesure que le niveau d'eau baissait et que les habitats refuges se raréfiaient.

### **3.3.5. Sur l'ornithofaune et l'herpétofaune**

Les oiseaux aquatiques (par ex. les anatidés, les gruidés, les échassiers) sont souvent inféodés aux zones humides et rivulaires des lacs et rivières pour leur reproduction (Rhodes, 1978; David and Hunter, 1994) ou pour leur alimentation en période d'hivernage ou toute l'année (Johnson and Montalbano, 1984; Hattori and Mae, 2001; Schmieder et al., 2006). Les études sur l'impact des fluctuations du niveau d'eau sur les oiseaux aquatiques ont mis en évidence une réduction de la densité, de l'abondance et une modification de leur distribution à cause de l'inaccessibilité de ces zones (Nilsson and Dynesius, 1994; Lorenzón et al., 2017; Li et al., 2019) ou indirectement par des modifications des communautés de macrophytes (Rajpar and Zakaria, 2011a) ou des conditions environnementales (vitesse du courant, turbidité) (Faragó and Hangya, 2012). Par exemple, Li et al., 2019 ont montré qu'un assèchement rapide des vasières lié à leur exondation réduisait la capacité d'accueil des oiseaux. Enfin, la destruction des zones humides liée à la construction de barrages peut réduire de 90% l'abondance des oiseaux aquatiques (Kingsford and Thomas, 2004).

Les zones rivulaires sont des habitats critiques pour les reptiles et amphibiens qui peuvent y réaliser leur cycle vital complet (par ex. les Anoures) (Brode and Bury, 1984). Ils sont particulièrement sensibles à la dégradation et à la perte de leur habitat (Gibbon et al., 2000). D'après Hunt et al. (2013), les conditions des retenues et la dégradation des zones riveraines en amont des barrages ne peuvent pas fournir d'habitats appropriés

pour certains reptiles, en particulier pour les tortues (Reese and Welsh, 1998; Clark et al., 2009) et les amphibiens (Talbot, 2006) dont les sites de reproduction ainsi que les juvéniles sont fortement impactés.

## 4. Les mesures d'atténuation de l'impact des réservoirs

Avec l'expansion mondial de la construction des réservoirs, des principes de quantification et de compensation (par ex. «No Net Loss») des impacts du développement des infrastructures sur la biodiversité sont de plus en plus développés (Maron et al., 2016; Yu and Xu, 2016; Ermgassen et al., 2019; Jones and Bull, 2020). D'autant plus que les objectifs des plans nationaux et européens (par ex. Directive Cadre de l'Eau, DCE 2000/60/CE, 2000) voire internationaux (par ex. Plan de rétablissement d'urgence de la biodiversité d'eau douce, Tickner et al., 2020) visent à la reconquête de la biodiversité dans les écosystèmes naturels et artificiels. Par exemple, la Directive Cadre sur l'Eau (DCE 2000/60/CE, 2000) prévoit d'atteindre le bon potentiel écologique des masses d'eau fortement modifiées, poussant les gestionnaires à trouver des solutions pour les écosystèmes soumis à un marnage artificiel. Dans le cas des réservoirs, le retour à un état antérieur n'est possible qu'à condition de détruire le barrage. Par conséquent, toutes les tentatives d'améliorations du milieu seront considérées comme des mesures d'atténuation («mitigation») visant à réduire les impacts liés à la construction et au fonctionnement du barrage.

### 4.1. Améliorer la continuité écologique

Dans les cours d'eau, il existe deux types de continuité, la continuité latérale qui correspond au lien entre le cours d'eau et la plaine d'inondation et la continuité longitudinale qui fait référence à l'écoulement libre des eaux de l'amont vers l'aval. Dans le cas des réservoirs, le maintien de la continuité latérale avec les tributaires pourrait permettre de faciliter le déplacement des poissons à la recherche d'habitats de reproduction (Halleraker et al., 2016). Cette solution pourrait être d'avantage intéressante si le barrage présente un système de passe à poissons, permettant de maintenir une connectivité longitudinale avec la section aval du cours d'eau. Les passes à poissons ont été très largement étudiées (Knaepkens et al., 2006; Tummers et al., 2016; Belo et al., 2021) et il en existe de nombreux types (par ex. échelle à poissons, écluse à poissons, ascenseur à poissons) (Larinier and Marmulla, 2004). Cependant, leur efficacité semble faible et controversée, et est dépendante de nombreux facteurs comme l'ordre des poissons (par ex. salmoniforme, cypriniforme), le type de passe à poissons et sa longueur (Noonan et al., 2012). De manière générale, les passes à poissons ne sont envisageables que pour les barrages de petite et moyenne taille. Par exemple en Espagne, moins de 2% des grands barrages sont équipés de passes à poissons (Horváth and Municio, 1998).

Dans le plan de rétablissement d'urgence de la biodiversité d'eau douce proposé par Tickner et al., 2020, la première action concerne la gestion des débits de l'eau. En effet, les relâchés brutaux de l'eau turbinée (appelés «hydropeaking») en aval du barrage impactent les poissons (par ex. *Oncorhynchus mykiss*) (Korman and Campana, 2009) et les macroinvertébrés (Lauters et al., 1996; Abernethy et al., 2021). Les impacts de ces relâchés brutaux peuvent être atténués par une gestion du débit, de la fréquence, de l'amplitude, mais aussi par l'installation d'un bassin de rétention, ou de canaux latéraux en aval du barrage (Greimel et al., 2015). De plus, l'instauration d'un débit minimum réservé en aval permettrait d'atténuer les altérations hydrologiques induit par le fonctionnement du barrage (Mezger et al., 2021).

## 4.2. Reconstituer des habitats rivulaires

### 4.2.1. La végétalisation des berges

Les fluctuations répétées du niveau d'eau dans les réservoirs génèrent souvent une instabilité des berges et une inaccessibilité ou dégradation des habitats rivulaires. La gestion des fluctuations du niveau d'eau au sein même du réservoir pourrait mitiger la majorité de ces impacts (Trussart et al., 2002). Cette méthode serait particulièrement efficace si elle est réalisée pendant les périodes écologiques sensibles (par ex. printemps, été) puisque cela permettrait un accès et une disponibilité des habitats rivulaires pour la faune aquatique. Cependant la gestion du niveau d'eau nécessite une réduction de l'utilisation de la ressource en eau (ou une augmentation des débits entrants) ce qui pourrait générer des conflits avec les usages du réservoir (par ex. production d'hydroélectricité, prélèvements d'eau). Ainsi, le contrôle de l'érosion ou la revégétalisation des berges pourraient être des solutions de mitigation afin d'améliorer la qualité des rives et des habitats peu profonds (Halleraker et al., 2016). Cependant, la renaturation des rives nécessite un diagnostic complet du milieu avec le choix d'espèces appropriées en fonction de la typologie du lac (par ex. retenue hydroélectrique, retenue collinaire), de la fréquence du marnage (par ex. journalier, saisonnier, interannuelle) et de la typologie des berges (par ex. type de substrat, pente) (Fraissé, 1999). Par exemple, les espèces *Cynodon dactylon*, *Arundinella anomala* et *Salix variegata* sont des espèces adaptées à la végétalisation des zones soumises aux fluctuations de niveau d'eau dans le réservoir Three Gorges Dam puisqu'elles peuvent résister à des périodes d'inondation relativement longues (120-180 jours) (Ye and Zeng, 2013; Peng et al., 2014). La carmantine d'Amérique (*Justicia americana*) est également une espèce adaptée à la revégétalisation des berges des réservoirs, à condition que les périodes d'inondation ne dépassent pas 4 semaines et 8 semaines d'assèchement (Strakosh et al., 2005).

Toutes ces informations suggèrent que certaines plantes héliophytes sont capables de supporter soit des inondations soit des assèchements de longue durée mais elles sont rarement résistantes pour les deux conditions (Tab. 2). De plus, aucunes études ne se sont intéressées à la résistance simultanée à un assèchement de longue durée et à une exposition au gel pour la revégétalisation des réservoirs en climat froid ou tempéré. Par conséquent, le choix des espèces pour la revégétalisation des berges des réservoirs est complexe, et cette méthode de mitigation semblerait être particulièrement efficace pour les réservoirs dont les fluctuations du niveau d'eau sont modérées en amplitude et fréquence. Enfin, le temps de croissance et de colonisation de la végétation pourrait prendre énormément de temps.

Tableau 2 : Tableau récapitulatif des caractéristiques écologiques (préférences écologiques, résistance à la contrainte) de dix espèces d'hélophytes. Tableau tiré du Guide méthodologique des agences de l'eau n°6 (Fraissé, 1999).

<b>Tableau récapitulatif des caractéristiques des dix espèces étudiées</b>			
<b>Nom scientifique</b> (Famille)	<b>Préférences écologiques</b> Affinité vis à vis du substrat (■) Ceinture d'implantation (■)	<b>Résistance à la contrainte</b> Immersion (■) Sécheresse (■) Sédimentation (■)	<b>Attentes et intérêts en végétalisation</b>
<b><i>Eleocharis palustris</i></b> (Cypéracées)	■ Replats vaseux et zones de dépôts, sols battants ■ Ceinture médiane	■ Bonne (5 à 6 mois sous 3 à 4 m) ■ Assez bonne (1 à 2 mois au delà du P.F.P.) ■ Bonne (3 à 4 cm)	Écologique (appétence) Fonctionnel (maintien des sols)
<b><i>Phalaris arundinacea</i></b> (Graminées)	■ Sols sableux ou battants ■ Ceintures haute, médiane et basse	■ Très bonne (6 à 7 mois sous 3 à 7 m) ■ Assez bonne (1 à 2 mois au delà du P.F.P.) ■ Moyenne (1 à 2 cm)	Écologique (appétence, frayère, couvert) Fonctionnel (maintien des sols) Touristique (fauchable, foulable)
<b><i>Deschampsia cespitosa</i></b> (Graminées)	■ Sols sableux ou battants ■ Ceinture haute	■ Moyenne (3 à 4 mois sous 1 à 3 m) ■ Moyenne (1 à 2 mois au delà du P.F.P.) ■ Moyenne (1 à 2 cm)	Écologique (appétence) Fonctionnel (maintien plus ou moins bon des sols en place)
<b><i>Carex hirta</i></b> (Cypéracées)	■ Berges sableuses et rocheuses ■ Ceintures haute, médiane et basse	■ Très bonne (6 à 8 mois sous 3 à 8 m) ■ Assez bonne (1 à 2 mois au delà du P.F.P.) ■ Moyenne (1 à 2 cm)	Écologique (appétence limitée) Fonctionnel (maintien des sols) Touristique (fauchable, foulable)
<b><i>Mentha pulegium</i></b> (Labiées)	■ Sols sableux ou vaseux ■ Ceintures haute, médiane et basse	■ Très bonne (6 à 7 mois sous 3 à 7 m) ■ Assez bonne (1 à 2 mois au delà du P.F.P.) ■ Faible (<1 cm)	Touristique (foulable)
<b><i>Rorippa sylvestris</i></b> (Crucifères)	■ Sols sableux, rocheux ou vaseux ■ Ceintures haute, médiane et basse	■ Très bonne (5 à 7 mois sous 3 à 8 m) ■ Assez bonne (1 à 2 mois au delà du P.F.P.) ■ Moyenne (1 à 2 cm)	Écologique (appétence) Fonctionnel (contribue à fixer les fines)
<b><i>Lysimachia vulgaris</i></b> (Primulacées)	■ Sols battants, parfois sols sableux ■ Ceintures haute et médiane	■ Bonne (4 à 5 mois sous 1 à 3 m) ■ Assez bonne (1 à 2 mois au delà du P.F.P.) ■ Bonne (3 à 4 cm)	Touristique (intérêt esthétique et paysager)
<b><i>Lythrum salicaria</i></b> (Lythracées)	■ Sols sableux, rocheux ou vaseux ■ Ceinture haute	■ Bonne (5 à 6 mois sous 1 à 3 m) ■ Assez bonne (1 à 2 mois au delà du P.F.P.) ■ Bonne (>1 à 2 cm)	Fonctionnel (maintien des sols) Touristique (intérêt esthétique et paysager)
<b><i>Cyperus eragrostis</i></b> (Cypéracées)	■ Sols sableux ■ Ceinture médiane	■ Bonne (5 à 6 mois sous 3 à 4 m) ■ Assez bonne (1 à 2 mois au delà du P.F.P.) ■ Moyenne (1 à 2 cm)	Écologique (appétence) Fonctionnel (maintien des sols) Touristique (intérêt esthétique et paysager)
<b><i>Scirpus maritimus</i></b> (Cypéracées)	■ Replats vaseux, parfois sols sableux ■ Ceintures haute et médiane	■ Bonne (5 à 6 mois sous 1 à 4 m) ■ Assez bonne (1 à 2 mois au delà du P.F.P.) ■ Moyenne (1 à 2 cm)	Écologique (appétence) Fonctionnel (maintien des sols)

(P.F.P. : point de fletrissement permanent)

#### 4.2.2. Les habitats artificiels fixes

Les habitats artificiels fixes (appelés couramment récifs artificiels) étaient utilisés à la base pour concentrer les poissons pour la pêche de loisir (Prince et al., 1979), mais depuis quelques décennies, les gestionnaires ont déployé ce type de structure dans les lacs et réservoirs, pour entre autre fournir des habitats de fraie, de repos ou de nurserie (par ex. aux États-Unis, Tugend et al., 2002). En effet, des études ont montré l'efficacité des habitats artificiels fixes à fournir des habitats refuges (par ex. pour les poissons Santos et al., 2008 ; le zooplancton Schou et al., 2009; les macroinvertébrés Boll et al., 2012), de nurserie pour les alevins de poissons (Petering and Johnson, 1991) ou encore de fraie pour différentes espèces (par ex. pour *Perca fluviatilis* Pedicillo et al., 2008; pour *Salvelinus namaycush* Marsden et al., 2016). Par exemple, Zalewski and Frankiewicz (2002) ont montré que des branches de différents arbres (épicéa, pin, genévrier, bouleau) placées en zone littorale pouvaient compenser le manque de macrophytes littoraux en procurant des substrats de ponte pour le Gardon (*Rutilus rutilus*) et la Perche (*Perca fluviatilis*) dans le réservoir Sulejo en Pologne. Afin de concevoir un habitat artificiel de fraie optimal pour l'espèce ou les espèces cibles, il est nécessaire de connaître les caractéristiques de reproduction de celle(s)-ci. Ainsi, Marenkov and Fedonenko (2016) ont recensé plusieurs conceptions d'habitats artificiels de fraie en fonction des espèces,

avec par exemple différents substrat (par ex. sable, bloc, plante), différentes zones d'installation (par ex. zone littorale, zone pélagique) et profondeurs. Par exemple, les structures artificielles peuvent être composées de branches ou racines (par ex. pour les espèces phytophiles, Fig. 7A) et placées sur le fond (par ex. pour le Sandre, Fig. 7B) ou entre deux eaux (Fig. 7C).

Finalement, les études ont montré que les habitats artificiels fixes pouvaient fournir des habitats fonctionnels, que ce soit pour les poissons, les macroinvertébrés ou le zooplancton. Cependant ces études ont été réalisées dans des réservoirs peu ou pas marnants. Ainsi, l'efficacité des habitats artificiels fixes dans des retenues dont le marnage est important pourrait être très limitée. Par exemple, dans l'étude de Santos et al. (2011), la profondeur des habitats artificiels fixes a dû être ajustée trois fois durant l'expérience à cause des fluctuations du niveau d'eau. Par conséquent, les auteurs ont suggéré que les habitats artificiels devaient être « auto-adaptables » pour être totalement efficaces dans divers scénarios de fluctuations.

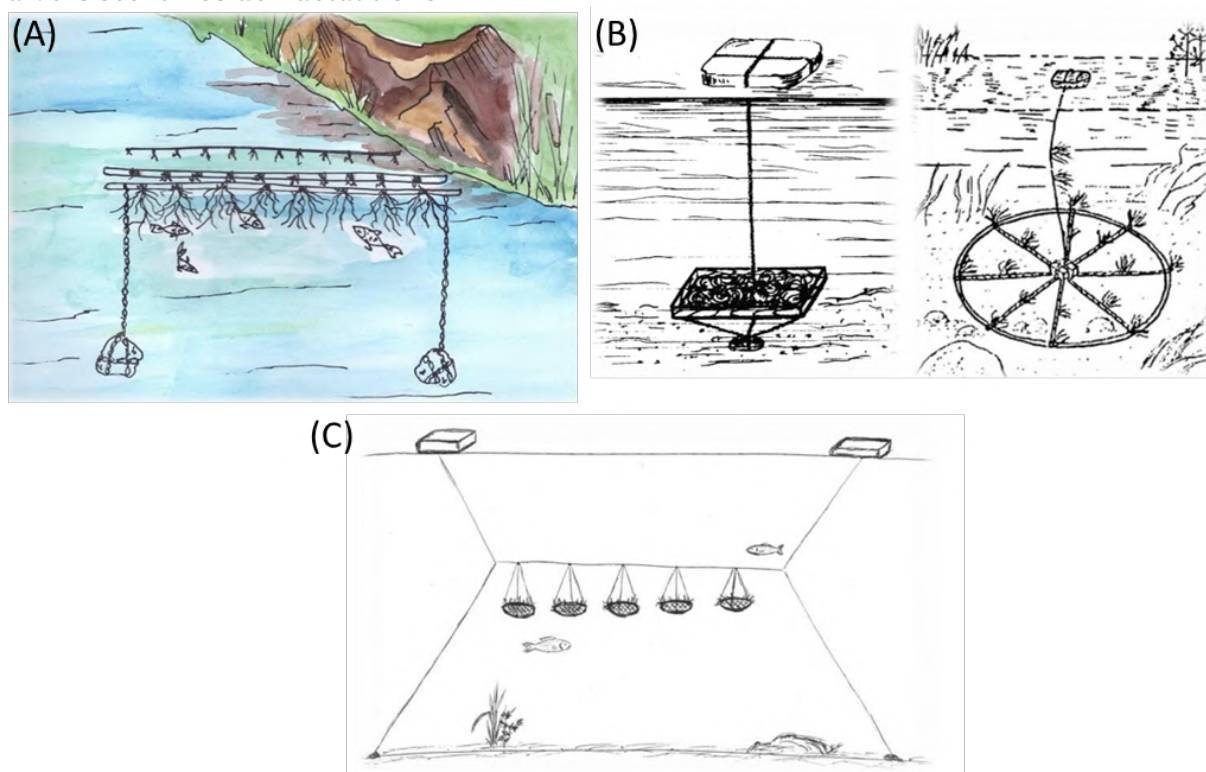


Figure 7 : Esquisses de la conception d'habitats artificiels fixes. (A) Frayère à cadre avec racines de plantes comme support de ponte ; ( B ) Frayères benthiques pour le sandre en nylon ou substrat naturel ; (C) Frayère entre deux eaux. Illustrations tirées de l'article *Ways of optimization of breeding conditions of fish by using artificial spawning grounds* (Marenkov and Fedonenko, 2016).

#### 4.2.3. Les habitats artificiels flottants

Les mesures d'atténuation décrites précédemment ne sont pas toujours compatibles avec les contraintes d'usages (par ex. la gestion du niveau d'eau selon la phénologie de la biodiversité dans une retenue hydroélectrique) voire inefficaces lorsque le marnage artificiel est très important (par ex. revégétalisation des berges, installation d'habitats artificiels fixes). Ainsi, depuis quelques années, il existe une convergence d'idée autour de l'installation d'îles artificielles flottantes (AFI) dans le monde (par ex. en Asie Nakamura and Shimatani, 1997 ; aux États-Unis : Abella et al., 2013a; 2013b ; en Europe : Halleraker et al., 2016), qui permettraient d'offrir des habitats fonctionnels constamment accessibles pour la biodiversité, tout en conservant les usages du réservoir. Par ailleurs, cette idée

semble adaptable à d'autres milieux puisqu'une thèse récente vient d'être publiée sur l'utilisation d'îles artificielles flottantes pour la création d'habitats en milieu marin (Ware, 2020). Il existe une multitude de schémas ou illustrations d'AFIs dont la conception présente des formes très différentes (par ex. carré, ronde, rectangulaire) et des matériaux de nature différente (par ex. naturels ou synthétiques) (Fig. 8). La conception des amarres suscite également de nombreuses réflexions puisqu'elles doivent être conçues en fonction de l'amplitude du marnage, de la nature du sol et de la profondeur du milieu.

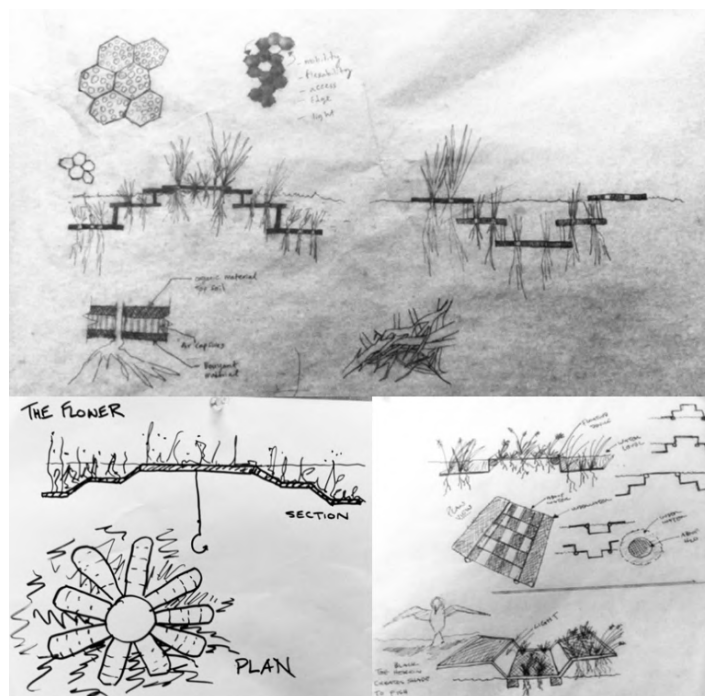


Figure 8 : Esquisses de conception d'îles artificielles flottantes. Illustrations tirées du rapport Floating Wetlands Design Investigations (Abella et al., 2013b).

A l'origine, les îles artificielles végétalisées ont été conçues et largement utilisées en Asie à partir des années 1970 pour le traitement des eaux usées ou pour lutter contre l'eutrophisation (Yeh et al., 2015; Pavlineri et al., 2016; Chang et al., 2017). De plus, elles ont été massivement utilisées en Grande-Bretagne afin de créer des sites de nidification pour différentes espèces d'oiseaux (par ex. les Sternes) (Burgess and Hirons, 1992). Les prémices de l'utilisation de ces structures en tant que frayères artificielles flottantes pour les poissons, pourraient remonter aux années 50-60 dans le réservoir Volga en Russie (Fig. 9) (Nikolskiy, 1963 in Marenkov and Fedonenko, 2016). Ensuite, Gillet (1989) a initié une importante étude sur les frayères artificielles flottantes dans un réservoir Jurassien et deux lacs naturels Alpains. Cette étude novatrice a permis d'apporter des informations importantes sur l'utilisation de frayères artificielles flottantes puisqu'il a testé à la fois plusieurs profondeurs (surface, entre deux eaux), différentes distances de la berge, types d'ancrage et types de substrat (c.à.d. naturels et artificiels) durant plusieurs années. En effet, les résultats de cette étude ont montré que plusieurs espèces (Gardon, Perche, Brème et Brochet) sont venues frayer sur les structures, avec des densités d'œufs supérieures à plusieurs centaines au m<sup>2</sup>. Les substrats naturels type branches d'épicéa et de genévrier sont les plus attractifs et les taux de survie des œufs étaient supérieurs à 80%. Plus récemment, la Maison wallonne de la pêche ASBL a testé pendant quatre années l'utilisation de frayères artificielles flottantes pour favoriser la reproduction des poissons phytophiles, en particulier le Brochet (*Esox lucius*), dans des retenues soumises à un marnage artificiel. Lors de la première année d'installation, seul le Gardon (*Rutilus rutilus*) est venu frayer sur les structures puisque le niveau d'eau exceptionnellement haut, aurait

permis aux autres espèces de frayer sur les rives (Nemry et al., 2007). Durant les trois années suivantes, 4 espèces (Gardon, Perche, Brochet, Carpe) sont venues frayer sur les structures artificielles flottantes (Tomson et al., 2010 ; Dumonceau and Gilles, 2012). Ces résultats mettent en évidence que les schémas de fraie interannuels sur les structures artificielles flottantes sont très différents, et dépendent des conditions environnementales, notamment de l'accès aux habitats rivulaires naturels. Cependant, les différentes études ont mentionné une problématique importante de colmatage rapide des structures qui pourraient réduire drastiquement leur efficacité au fil du temps. Enfin, quelques études se sont intéressées à l'attractivité des îles artificielles flottantes pour les macroinvertébrés. Par exemple, Huang et al. (2017) ont observé que les AFI installées dans l'estuaire du fleuve Yangtze pouvaient concentrer une importante diversité et densité de macroinvertébrés. Dans le lac Kasumigaura, Nakamura et al. (1970) ont observé que la densité de macroinvertébrés étaient largement supérieures dans les AFI que dans les sédiments dégradés des stations contrôles. Enfin, Prashant and Billore (2020) ont pu recenser 19 taxons répartis dans 14 familles sur une AFI installée sur la rivière Kshipra, grâce à la disponibilité de micro habitats complexes qui a permis d'attirer une diversité de taxons présentant des traits écologiques très différents.

Malgré l'intérêt potentiel de tels habitats flottants, il existe très peu d'études qui s'intéressent à leur efficacité écologique face au marnage des retenues et il s'agit le plus souvent de littérature grise. De plus, les structures utilisées étaient souvent de simples tapis de végétation naturelle ou artificielle qui ne permettaient pas de créer un environnement complexe proposant tous les types d'habitats fonctionnels (par ex. refuge-nurserie, zone de repos, zone d'alimentation) nécessaires à la faune aquatique

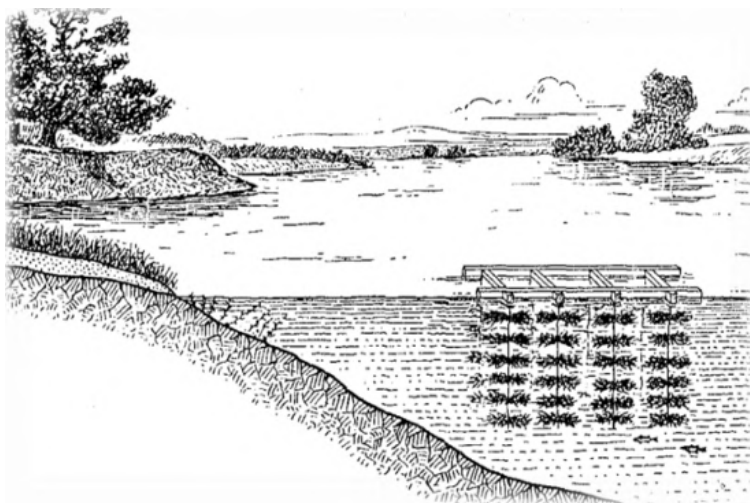


Figure 9 : Dessin d'une frayère à cadre flottant pour les espèces phytophiles. Illustration de Nikolskiy (1963) tirée de l'article Ways of optimization of breeding conditions of fish by using artificial spawning grounds (Marenkov and Fedonenko, 2016)

## 5. Objectifs scientifiques et organisation de l'étude

La littérature et les connaissances scientifiques restent très maigres sur l'efficacité et le potentiel des îles artificielles flottantes à fournir des habitats fonctionnels à la macrofaune aquatique et à mitiger certains impacts anthropiques (marnage artificiel, artificialisation des rives). De plus, les structures utilisées dans les différentes études ne prenaient en compte que la fonction de reproduction pour les poissons, ou la fonction de refuge pour les macroinvertébrés. En outre, à ce jour, aucune étude n'a essayé d'intégrer à une structure flottante, toutes les composantes d'une zone littorale naturelle (par ex. un

sol, des macrophytes, différentes profondeurs) afin de fournir tous les habitats fonctionnels de reproduction, d'alimentation, de refuge-nurserie nécessaires à la macrofaune aquatique. C'est dans ce contexte que le projet UROS est né en 2016. Il s'appuie sur une collaboration entre le Pôle R&D ECLA « Ecosystèmes lacustres » (regroupant l'Office Français de la Biodiversité – OFB, l'Institut National de la Recherche pour l'Agriculture, l'Alimentation et l'Environnement – INRAE, et l'Université Savoie Mont Blanc – USMB) et la société ECOCEAN. L'idée était de concevoir et de tester l'efficacité de Zones Littorales Flottantes artificielles (dénommée ci-après FLOLIZs) pour concilier usages et biodiversité dans les écosystèmes lacustres marnants. Cette collaboration a été renforcée par la mise en place d'une Convention Industrielle de Formation par la REcherche (CIFRE) avec l'Association Nationale de la Recherche et de la Technologie (ANRT) (Fig. 10). L'hypothèse faite par l'équipe projet était que l'implantation de FLOLIZs au sein d'écosystèmes lacustres altérés par un marnage artificiel permettrait de soutenir la biodiversité. En effet, ces structures pourraient offrir à la macrofaune aquatique, des habitats fonctionnels de substitution constamment accessibles quelle que soit les conditions environnementales. Pour tester cette hypothèse, 3 prototypes de FLOLIZ de 70m<sup>2</sup> ont été développés et installés en septembre 2018 sur la retenue de Serre-Ponçon pour une durée minimale de 5 ans. La retenue de Serre-Ponçon a été choisie car elle présentait de nombreux avantages :

- Des conditions de marnage extrême en amplitude (~30m moyen annuel) et en fréquence qui permettaient de tester la résistance et l'efficacité des FLOLIZs dans des conditions extrêmes, facilement adaptables ensuite à d'autres contextes.
- Des gestionnaires locaux impliqués depuis plusieurs années dans la recherche de solutions contre les effets du marnage.
- Des informations sur les compartiments biotiques (peu d'espèces invasives) et abiotiques (bonne qualité d'eau) grâce aux suivis physico-chimiques et biologiques réalisés depuis les années 70.

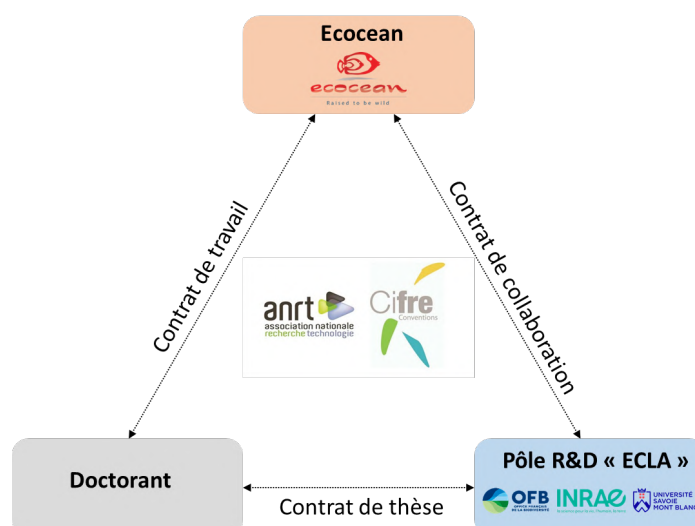


Figure 10 : Illustration schématique de la Convention Industrielle de Formation par la Recherche (CIFRE) mise en place entre les différents acteurs du projet UROS.

L'objectif principal de ce travail de thèse était d'évaluer l'apport écologique de telles structures dans un contexte d'écosystème fortement marnant. Les travaux réalisés ont essentiellement consisté à suivre la macrofaune aquatique, en particulier les communautés de poissons et de macroinvertébrés benthiques, au sein des FLOLIZs et sur des zones littorales « naturelles » de la retenue. La biodiversité terrestre et amphibie a été recensée tout au long de ces travaux de thèse mais n'a pas fait l'objet d'un suivi scientifique (Annexe 1). En s'appuyant sur les résultats obtenus et la littérature, des propositions d'améliorations pour maximiser la fonctionnalité écologique des FLOLIZs ont également été recherchées dans le but de concevoir une architecture finale avec la meilleure optimisation entre le coût financier et l'efficacité écologique. Par conséquent, de nombreuses expérimentations et analyses ont été mises en œuvre afin de répondre à trois grandes questions :

1. Les FLOLIZs sont-elles exploitées par les macroinvertébrés et les poissons, et si oui pour soutenir quelles fonctions ?
2. Les FLOLIZs permettent-elles aux communautés d'invertébrés et de poissons de mieux résister aux contraintes du marnage ?
3. Quelles sont les améliorations techniques possibles afin d'augmenter l'efficacité écologique des FLOLIZs ?

Ce manuscrit rédigé autour de ces questions majeures se décline en six chapitres :

**Chapitre I** – Ce chapitre présente en détail les grandes caractéristiques de la retenue de Serre-Ponçon avec un accent sur son fonctionnement et les projets de mitigation déjà réalisés par les gestionnaires. Enfin, ce chapitre est clôturé par une partie traitant de la sélection des stations expérimentales au sein de la retenue, qui seront utilisées dans les chapitres suivants.

**Chapitre II** – Ce second chapitre décrit la genèse du projet UROS, depuis l'idée innovante, en passant par la phase de conception et jusqu'à l'étape finale de mise en eau des structures flottantes. La fin de ce chapitre a été consacrée entièrement aux méthodes de végétalisation des structures flottantes et à leurs résultats.

**Chapitre III** – Ce troisième chapitre décrit l'environnement physico-chimique des stations expérimentales sélectionnées (Chapitre I) ainsi que des FLOLIZs (Chapitre II) à partir de différents protocoles utilisés.

**Chapitre IV** – Ce quatrième chapitre a été consacré à l'étude de la colonisation des communautés de macroinvertébrés (en termes d'abondance, de diversité taxonomique et fonctionnelle) dans les FLOLIZs et sur les rives naturelles de la retenue.

**Chapitre V** – Ce cinquième chapitre concerne la fréquentation des communautés piscicoles dans les FLOLIZs et sur les rives naturelles de la retenue, et dont l'accent a été mis sur les principales fonctions recherchées par les différentes espèces et stades au sein des FLOLIZs.

**Chapitre VI** – Ce dernier chapitre discute des grands résultats de la thèse et des perspectives de recherche et d'application possibles, dans le but de proposer des améliorations et des innovations à intégrer dans la nouvelle conception de la FLOLIZ finale. Pour finir, avec le recul du travail réalisé, des limites y sont détaillées.

# CHAPITRE I - LA RETENUE DE SERRE-PONÇON COMME SITE D'ETUDE.



Figure 1 : Photographie de la partie aval de la retenue de Serre-Ponçon avec la branche Ubaye (gauche) et Durance (droite). ©R. CONRAUD

## 1. Caractéristiques générales

La retenue de Serre-Ponçon (Fig. 1) est située dans le sud-est de la France à la frontière des départements des Hautes-Alpes (05) et des Alpes-de-Haute-Provence (04) (Fig. 2A) sur le bassin versant de la Durance dont la superficie est d'environ 14200 km<sup>2</sup> (Fig. 2B). Elle est l'une des plus grandes retenues hydroélectriques de France métropolitaine avec une surface de 28km<sup>2</sup> (20 km de long et 3 km de large à son maximum) et un volume de 1272 millions de m<sup>3</sup> à la côte maximale de 780m selon le Nivellement Général de la France (NGF). La profondeur moyenne est de 72m et la profondeur maximale atteint 110m au pied du barrage. Le bassin versant est de type montagnard ce qui engendre un apport conséquent de matériaux grossiers mais aussi de particules fines qui proviennent de l'altération des marnes et des schistes pour la Durance et des calcschistes et terres noires pour la branche Ubaye (Chappaz et al., 2009). De par sa position géographique, Serre-Ponçon bénéficie d'un régime climatique de type subalpin avec des influences méditerranéennes (Blanchard, 1920). L'environnement montagneux et les amplitudes thermiques marquées entre le jour et la nuit dès le mois de mai favorisent l'apparition quasi quotidiennes de brises thermiques Ouest/Sud-Ouest<sup>f</sup>.

---

<sup>f</sup> <https://www.cna-embrun.com>

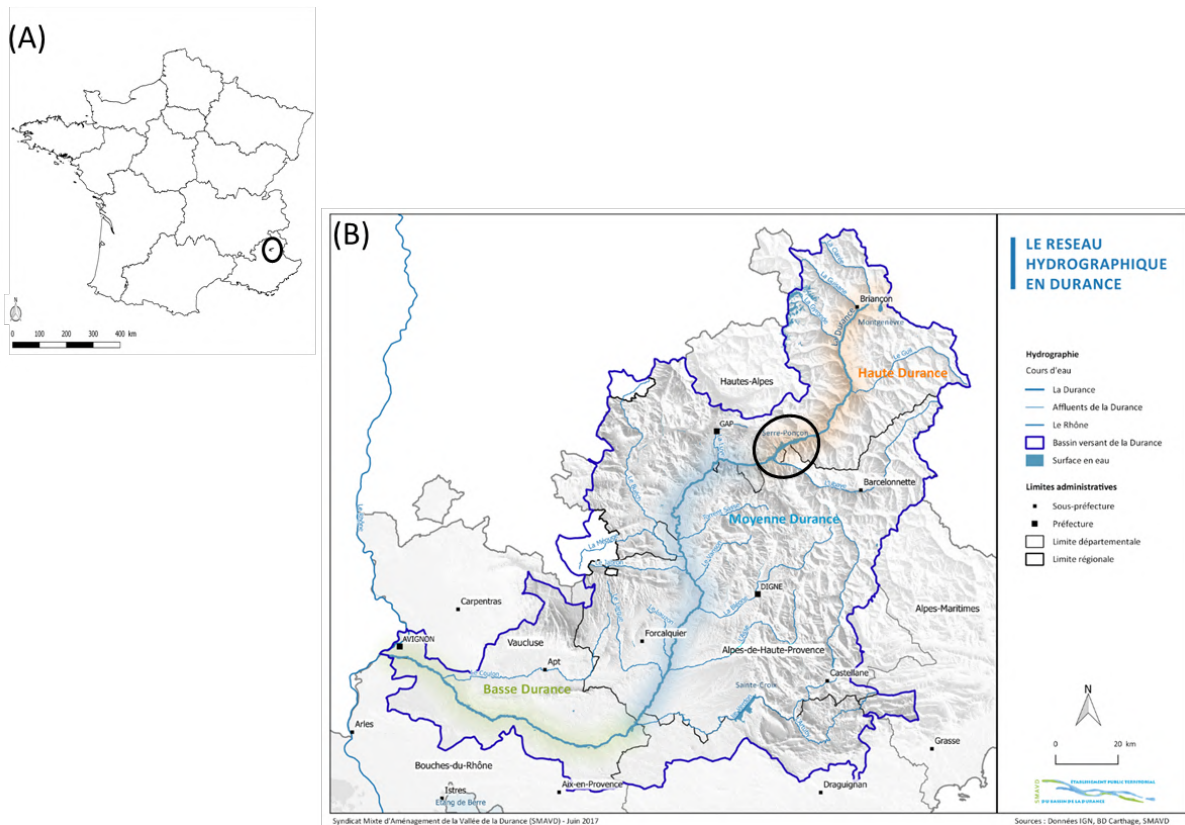


Figure 2 : Localisation géographique de la retenue de Serre-Ponçon. (A) En France métropolitaine ; (B) Dans le Bassin Versant de la Durance. Figure tirée du site internet du Syndicat Mixte d'Aménagement de la Vallée de la Durance (SMAVD).

### 1.1. Usages et fonctionnement

Le barrage de Serre-Ponçon a été construit en 1959 et la retenue a été complètement mise en eau en 1961. Son exploitation a été cédée à EDF par la loi n°55-6 « Loi d'aménagement de Serre-Ponçon et de la Basse Durance » publiée en janvier 1955. La puissance du barrage hydroélectrique de 380 MW permet une production annuelle de 700 GWh, soit approximativement la consommation du département des Hautes-Alpes<sup>g</sup>. La retenue permet également le contrôle des crues de la Durance (longue de 19 km en rive gauche) et de l'Ubaye (longue de 9km en rive droite). En amont, ces deux rivières font respectivement parties du sous-bassin de la Haute-Durance et du sous-bassin de l'Ubaye. La Durance et l'Ubaye sont les deux principales rivières qui alimentent la retenue en eau mais de nombreux autres tributaires, comme par exemple le Boscodon et le Réallon, participent également à alimenter la retenue en eau. Enfin, la retenue assure un stockage de la ressource en eau puisque près de 200 millions de m<sup>3</sup> par an sont dédiés pour l'agriculture et l'eau potable<sup>h</sup>. Tous ces usages, en particulier la production d'hydroélectricité, associés à un temps de renouvellement très rapide des eaux en seulement 155 jours entraînent de fortes variations du niveau d'eau (Fig. 3, Fig. 4) de l'automne au printemps. En période estivale, la retenue est un lieu touristique très prisé proposant de nombreuses activités récréatives (navigation, sports nautiques). En conséquence, une gestion hydraulique particulière en relation avec le tourisme a été convenue avec le maintien d'une cote minimale de 775m NGF, proche de la cote maximale d'exploitation, entre le 1<sup>er</sup> juillet et le 31 août. Cette cote minimale peut être atteinte grâce à la fonte des neiges et à la réduction de la production d'hydroélectricité à la fin du

<sup>g h</sup> <http://www.smadesep.com/cms/index.php/le-lac-destination-nautique-2/presentation/un-ouvrage-a-but-multiple/>

printemps qui remplissent le réservoir. Le fonctionnement du barrage étant lié à la demande énergétique, le marnage inter annuel est très irrégulier mais il était de 29.1m en moyenne [18m ; 49m] entre 2017 et 2021 (Fig. 4). Le record du niveau le plus bas a été observé en avril 2018 avec une cote à 731m NGF soit 49m de marnage. Ainsi la cote minimale d'exploitation à 722m NGF (soit un marnage de 58m) n'a encore jamais été atteinte.

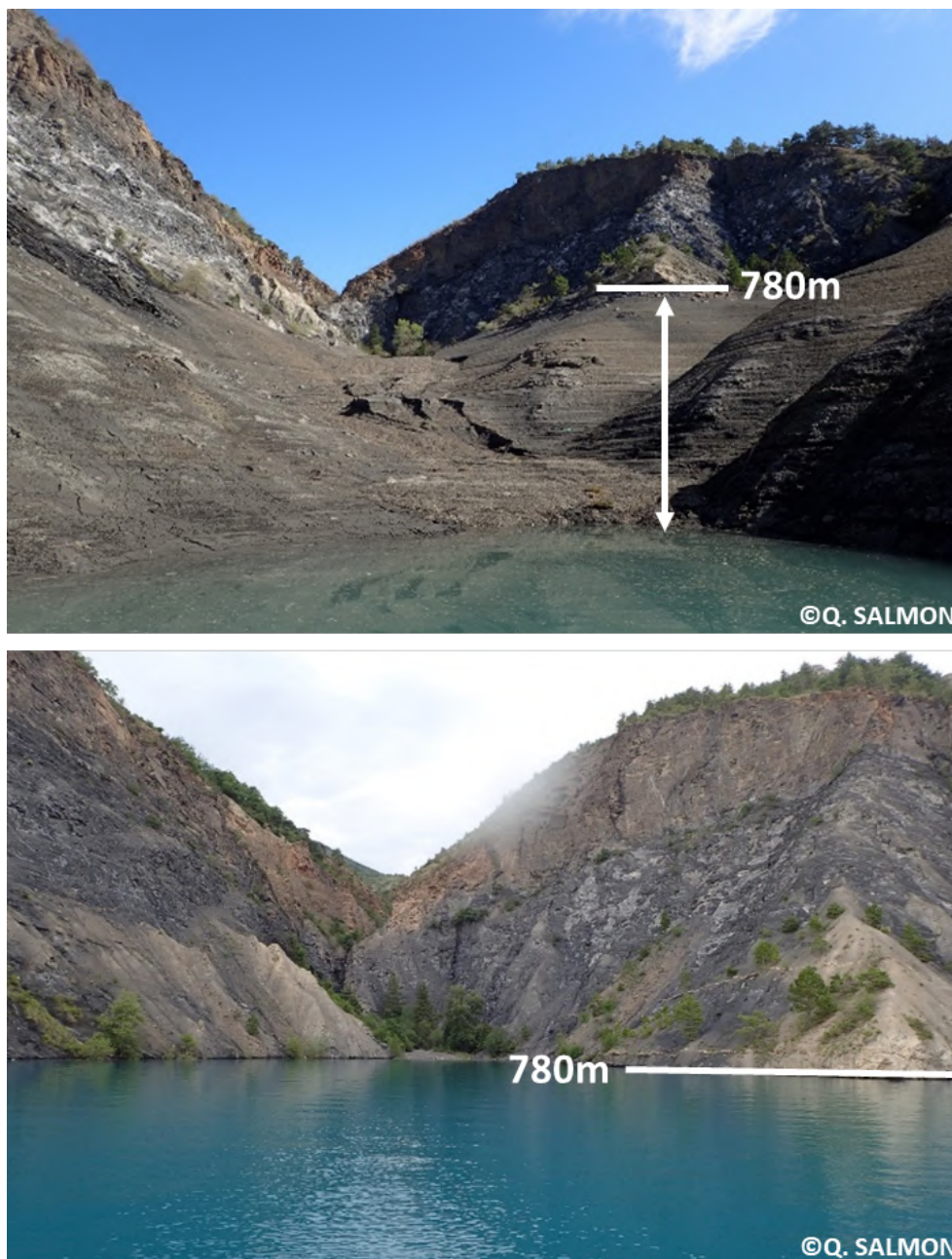


Figure 3 : Photographies d'une baie expérimentale en hiver (haut) et en été (bas). Le repère 780m permet de mettre en évidence l'amplitude du marnage saisonnier.

©Projet UROS

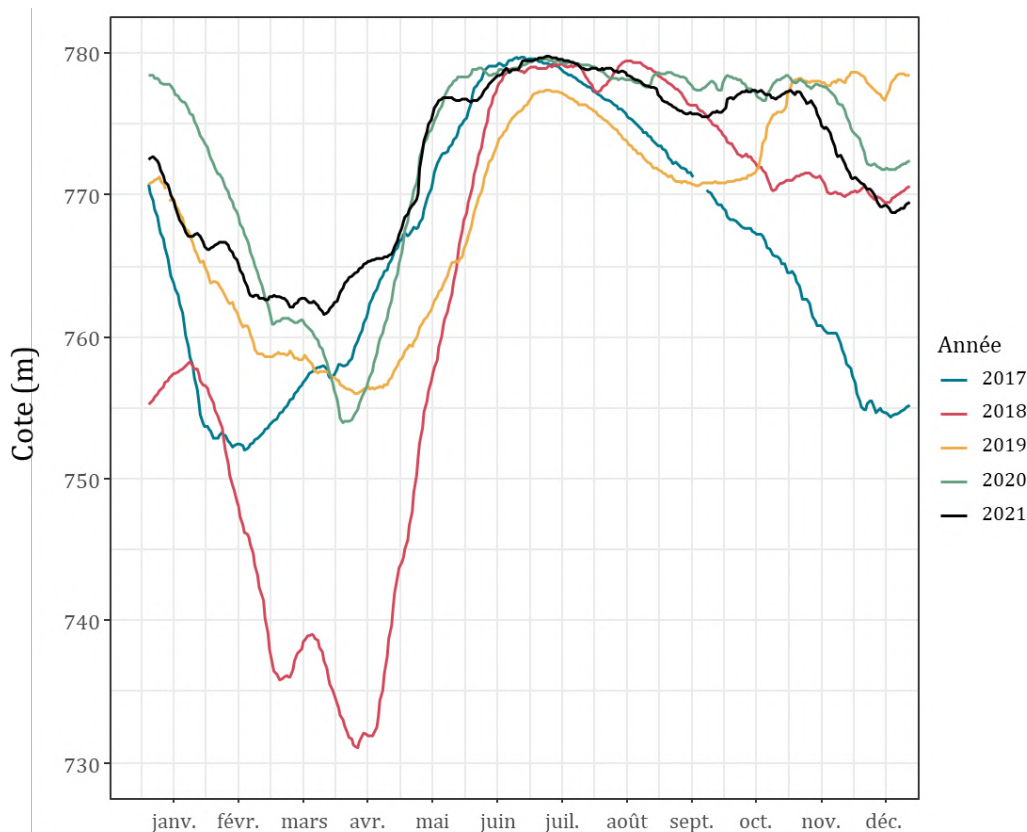


Figure 4 : Variations journalières du niveau d'eau de la retenue de Serre-Ponçon pour les années 2017 à 2021. Données journalières issues des relevés d'Electricité De France (EDF).

## 1.2. Suivis hydro-biologiques du système

A la demande des gestionnaires de la retenue (c.à.d. le Syndicat Mixte d'Aménagement et de Développement de Serre-Ponçon, SMADESEP), quatre études hydro-biologiques ont été réalisées entre 1978 et 2007 afin d'améliorer les connaissances d'un point de vue physico-chimique et biologique du système (phytoplancton, zooplancton, ichtyofaune) (Chappaz et al., 2009). En particulier, l'évolution du peuplement piscicole est suivie depuis les années 70. Le peuplement originel était composé d'espèces rhéophiles (Truite, Barbeau, Toxostome, Chevesne, Vandoise, Blageon, Chabot). Cependant, la communauté a été rapidement modifiée par la création de la retenue et par l'introduction de nombreuses espèces halieutiques en 1970 et 1978 (Carpe, Goujon, Gardon, Rotengle, Tanche, Perche, Brème, Ablette, Corégone, Brochet, Omble) amenant à une communauté de type limnophile (Tab. 1). De plus, la retenue de Serre-Ponçon fait partie depuis 2007 du réseau de contrôle de surveillance (RCS) mis en place par la Directive européenne Cadre sur l'Eau (DCE 2000/60/CE). Par conséquent, trois investigations physico-chimiques ont été réalisées en 2007, 2013 et 2019, ainsi que deux investigations écologiques intermédiaires en 2016 (compartiment phytoplanctonique) et en 2017 (compartiment piscicole). Les derniers rapports de surveillance de la retenue de Serre-Ponçon ont permis de conclure au bon état écologique du système<sup>i</sup>.

<sup>i</sup> <https://www.rhone-mediterranee.eafrance.fr/surveillance-des-eaux/qualite-des-plans-deau/etat-des-plans-deau>

Tableau 1 : Evolution du peuplement piscicole de la Durance et de l'Ubaye au droit de la retenue de Serre-Ponçon entre 1935 et 2007 (Source : IV<sup>ème</sup> étude hydro-biologique de la retenue de Serre-Ponçon, Chappaz et al., 2009). Les espèces surlignées en jaune correspondent aux espèces originelles de la Durance et de l'Ubaye.

Species		Durance	Ubaye	Retenue de Serre Ponçon				
		Légier 1935	1970	1978	1983	1996	2007	
<b>Salmonidae</b>								
<i>Salmo trutta fario</i>	<i>Truite fario</i>	++++	++++	*	+	+	+	P
<i>Onchorynchus mykiss</i>	<i>Truite arc en ciel</i>				P*			P
<i>Salvelinus alpinus</i>	<i>Omble chevalier</i>					P*		P
<b>Coregonidae</b>								
<i>Coregonus</i> sp.	<i>Corégone</i>					P*		+
<b>Esocidae</b>								
<i>Esox lucius</i>	<i>Brochet</i>			P*	P	+		+
<b>Cyprinidae</b>								
<i>Abramis brama</i>	<i>Brème</i>			P*			P	
<i>Alburnus alburnus</i>	<i>Ablette</i>			P	P	++++		++++
<i>Barbus barbus</i>	<i>Barbeau fluviatile</i>	+			+	+	P	P
<i>Chondrostoma toxostoma</i>	<i>Toxostome</i>	+			++	++	+	++
<i>Cyprinus carpio</i>	<i>Carpe</i>			*	P	P	P	P
<i>Gobio gobio</i>	<i>Goujon</i>			*	+	+	+	+
<i>Leuciscus cephalus</i>	<i>Chevaine</i>	++			++	+	+	+
<i>Leuciscus leuciscus</i>	<i>Vandoise</i>	+						
<i>Telestes souffia</i>	<i>Blageon</i>	+			P		P	
<i>Phoxinus phoxinus</i>	<i>Vairon</i>	+						
<i>Rutilus rutilus</i>	<i>Gardon</i>			*	++++	++++	++++	++++
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	<i>Rotengle</i>			*	P	P	P	
<i>Tinca tinca</i>	<i>Tanche</i>			*	P	P	P	P
<b>Anguillidae</b>								
<i>Anguilla anguilla</i>	<i>Anguille</i>	++	+				P	P
<b>Percidae</b>								
<i>Perca fluviatilis</i>	<i>Perche</i>			*	++++	+++	+	+++
<b>Cottidae</b>								
<i>Cottus gobio</i>	<i>Chabot</i>	+						
<b>Blennidae</b>								
<i>Salaria fluviatilis</i>	<i>Blennie fluviatile</i>							++ *
Nombre d'espèces		9	2	7	15	12	17	16
Classes d'abondance de + à +++++, P espèce présente, très peu représentée ou limitée à un secteur géographique * introductions								

### 1.3. Etudes et projets mis en place dans la retenue

#### 1.3.1. Projets d'atténuation

Le marnage artificiel important induit par les usages de la retenue engendre une homogénéisation importante des rives avec des habitats très minéraux et dépourvues de macrophytes, en particulier dans la partie aval (Fig. 5). En effet, les seuls herbiers (constitués principalement de *Rorippa sylvestris*) (Fig. 6) disponibles pour la reproduction des espèces phytophiles, sont localisés dans la partie amont et sont immergés seulement lorsque la cote est entre 770m et 780m NGF. Par conséquent, les herbiers ne sont accessibles que très tardivement pour les poissons, c'est-à-dire à partir de fin mai voire mi-juin en fonction des années (Fig. 4).



Figure 5 : Photographie d'une partie de la rive de la retenue de Serre-Ponçon. Cette photographie atteste de l'homogénéité et de la minéralité des rives.



Figure 6 : Photographie d'un herbier rivulaire de *Rorippa sylvestris* dans une partie amont de la retenue de Serre-Ponçon.

Face à ce constat, les gestionnaires de la retenue (le SMADESEP) ont initié deux projets de renaturation. Le premier projet, en collaboration avec la FDP05, consistait à recréer une zone humide artificielle par rétention, en installant deux boudins remplis de sable nommés Géotubes® (de dimension de 1m de haut pour 1.6m de large et 40m de long) à l'horizontale sur un terrassement préalablement réalisé (Fig. 7) (Rapport SMADESEP, 2012a). Ces boudins de rétention devaient retenir l'eau issue du ruissellement mais aussi lors de la baisse du niveau d'eau de la retenue afin de recréer une zone humide (environ 850m<sup>2</sup>) dans laquelle une végétation pourrait se développer et former une frayère artificielle. Ce projet de grande ampleur dont l'idée était intéressante a malheureusement été un échec total (C. RAPUC, com. pers.) en particulier avec une difficulté importante de mise en œuvre (accès des engins) et de nombreux problèmes d'installation (Rapport SMADESEP, 2012b).



Figure 7 : Photographie de la pose d'un Géotube® sur la zone de terrassement.  
©SMADESEP

Quant au second projet initié en 2015 avec le CBNA, il consistait à effectuer des essais de végétalisation des rives amont de la retenue (« Zone du Liou », Fig. 8) dans le but de stabiliser le sol et de diminuer la problématique des vents de sable mais aussi de recréer des habitats rivulaires fonctionnels pour la biodiversité (Rapport Abdulhak, 2015). Ainsi, les opérations ont consisté à végétaliser 4 placettes expérimentales de 25m<sup>2</sup> à partir de deux espèces (*Calamagrostis epigejos* ; *Rorippa sylvestris*) (Fig. 9, Rapport Abdulhak, 2016). Ces placettes se trouvaient entre la cote 774m et 777m NGF afin qu'elle ne soit pas immergée durant une période trop importante de l'année. Durant deux années, ces placettes ont été suivies grâce à des mesures de recouvrement, de taux de survie et de croissance. Le bilan de ces essais de végétalisation était positif puisque les résultats ont montré une survie importante de la végétation et un taux de recouvrement en hausse chaque année, en particulier pour *Rorippa sylvestris* (Fig. 9, Rapport Abdulhak, 2018). Cependant, l'intérêt pour les poissons était limité d'une part par la faible surface de végétation mais surtout car la végétation n'était accessible qu'à partir de la cote 774m soit entre fin mai et fin juin.



Figure 8 : Images satellite de retenue de Serre-Ponçon avec localisation de la Zone du Liou dans la partie amont (Gauche) ; (Droite) Zoom sur la Zone du Liou (X = 44.547142, Y = 6.478415). ©GoogleEarth 2022



Figure 9 : Placette expérimentale au début de l'expérience (gauche) et un an après la végétalisation (droite) par *Rorippa sylvestris* sur les rives de la retenue de Serre-Ponçon.

### 1.3.2. Soutien de la population piscicole

Chaque année, la Fédération de Pêche des Hautes-Alpes soutient la population piscicole de la retenue par des empoissonnements importants. Les principales espèces relâchées sont le Brochet (*Esox lucius*), la Truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), le Corégone (*Coregonus lavaretus*) et occasionnellement certaines espèces de Cyprinidé (par ex. la Carpe (*Cyprinus carpio*)). En 2019 et 2020, ce n'est pas moins de 200 000 Truitelles, 10 000 Brochets et 200 000 Corégones qui ont été déversés dans la retenue<sup>j</sup>. Avec un empoissonnement annuel important en Brochet, la Fédération de Pêche des Hautes-Alpes voulait obtenir des informations sur l'origine natale des brochets de la retenue de Serre-Ponçon. Ainsi, ils ont lancé entre 2017 et 2020 avec le SCIMABIO et l'IPREM, une étude sur les brochets à partir de l'analyse de leurs otolithes (concrétions calcaires de l'oreille interne). Contre toute attente, les résultats de l'étude ont montré que sur les 40 brochets adultes analysés, 75% étaient issus d'une reproduction naturelle (Richard et al., 2020). Ces résultats ont soulevé de nombreuses questions sur la période et le lieu de reproduction du brochet dans la retenue, et l'intérêt des repeuplements.

<sup>j</sup> <https://peche-hautes-alpes.com>

#### 1.4. Sélection des stations expérimentales

Début 2017, 3 répliques de stations ont été recherchés pour installer les structures flottantes, en fonction de la similarité hydromorphologique de leurs zones littorales. Pour être à l'abri des effets du vent dominant qui souffle dans l'axe principal de la retenue et permettre un ancrage aux berges par deux côtés, des « baies » (ou « cornées ») ont été choisies pour l'implantation. Enfin, les stations devaient être plus profondes que le marnage annuel moyen (~30m) pour éviter l'échouage des structures durant l'hiver. D'un point de vue administratif, les structures devaient présenter une exposition limitée aux activités récréatives pour limiter les accidents et être signalées par des bouées de mouillage orange. Sur la base de tous ces critères, la prospection des stations a été entreprise vers la partie aval de la retenue (10A). En avril 2017, une caractérisation hydro morphologique (granulométrie, pente, type d'habitat) d'un important linéaire de zone littorale a été réalisée avec les protocoles DCE standardisés AlBer (Altération des Berges) & Charli (Caractérisation des habitats des rives et du littoral) (NF 16870) (Fig. 11A et 11B). A la suite de cette caractérisation, trois stations appelés « Baies expérimentales » (dénommées BEs par la suite) ont été finalement sélectionnées dans trois zones de la partie aval de la retenue. Après la sélection de ces baies expérimentales, une hypothèse a été émise sur le fait qu'une importante colonisation des FLOLIZs pourraient avoir un impact sur les communautés biologiques à l'échelle locale. Par conséquent, des baies dites « Baies témoins » (dénommées BTs par la suite) se trouvant à proximité mais n'étant pas sous l'influence des FLOLIZs et présentant elles aussi des conditions hydro morphologiques comparables ont été associées à chaque baie expérimentale (Fig. 10B). L'ensemble de ces couples de stations est réparti sur deux grands secteurs de la zone aval de la retenue avec deux couples sur la branche Durance (Fig. 10B : Zone 1 Glaisoles, Zone 2 Lionnets) et un couple sur la branche Ubaye (Fig. 10B : Zone 3 Ubaye). Chaque zone comprend donc une Baie témoin et une Baie expérimentale qui a accueilli une structure flottante (FLOLIZ) en septembre 2018 (Fig. 10B). Après la sélection des différentes baies, une partie de la zone littorale dans chaque baie a été délimité afin de constituer les stations d'échantillonnage, c'est-à-dire la zone dans laquelle tous les protocoles allaient être réalisés (par ex. les prélèvements macroinvertébrés, les pêches électriques...) (Fig. 10C). Afin que les résultats soient comparables entre les baies et les structures flottantes, les stations d'échantillonnage des zones littorales « naturelles » devaient être d'une superficie (70 m<sup>2</sup>) et d'une profondeur (de 0,5 à 1 m de profondeur) identiques à celles des structures flottantes. Par conséquent, les stations d'échantillonnage des zones littorales naturelles ont été définies comme étant des transects de 70m de long sur 1m de large (70m<sup>2</sup>) suivant les rives au fond de chaque baie expérimentale et de chaque baie témoin (Fig. 10C).

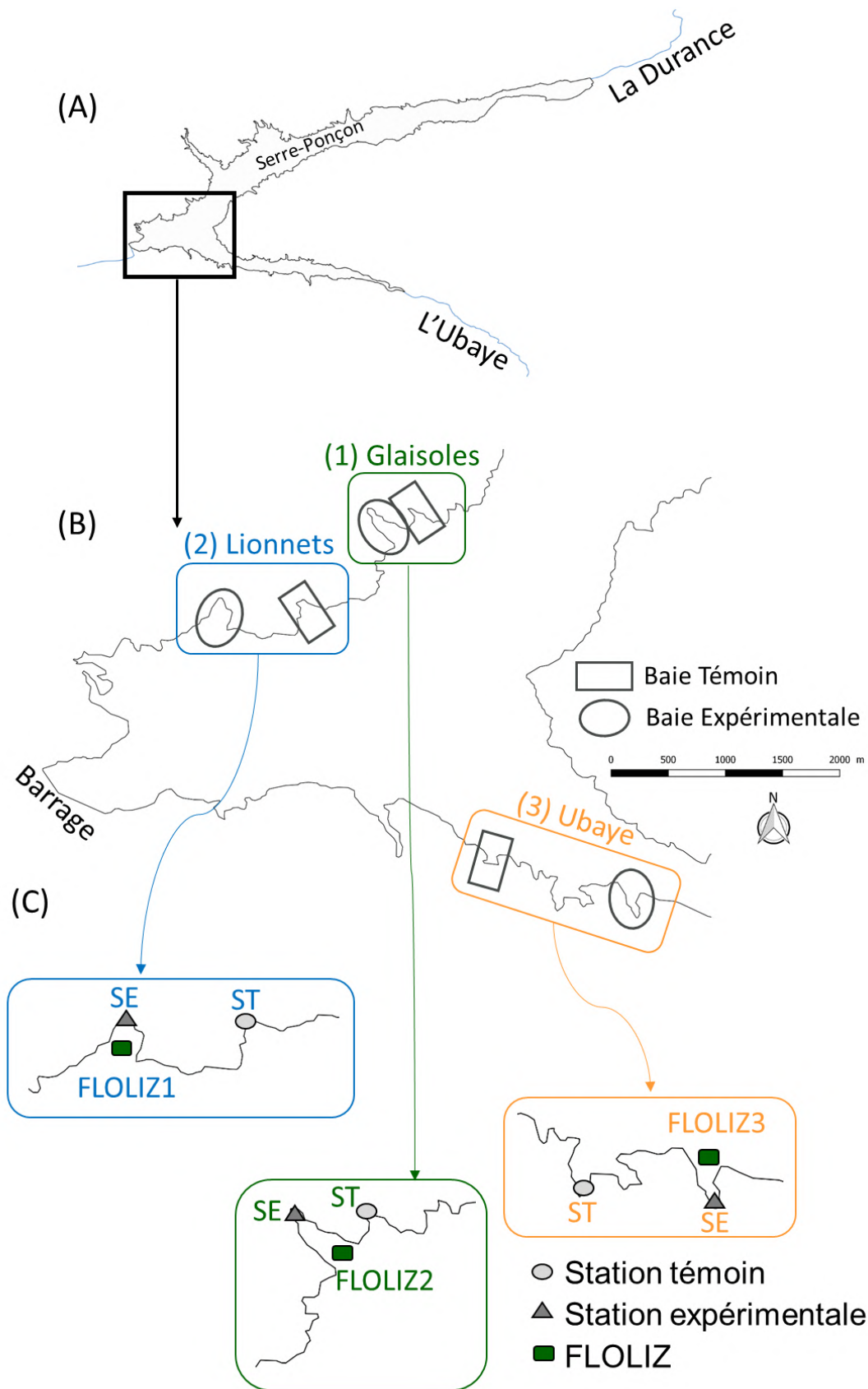


Figure 10 : Localisation des différentes zones comportant les baies (BTs, BEs) et les structures flottantes (FLOLIZs) à Serre-Ponçon (coordonnées WGS84 X : 44.527287 ; Y : 6.381121). (A) Retenue de Serre-Ponçon (contour à 780m d'altitude NGF) avec les deux rivières Durance et Ubaye; (B) Focus sur les positions des baies expérimentales et baies témoins dans les différentes zones de la partie aval du réservoir; (C) Focus sur les stations d'échantillonnage et les structures flottantes dans les différentes baies.

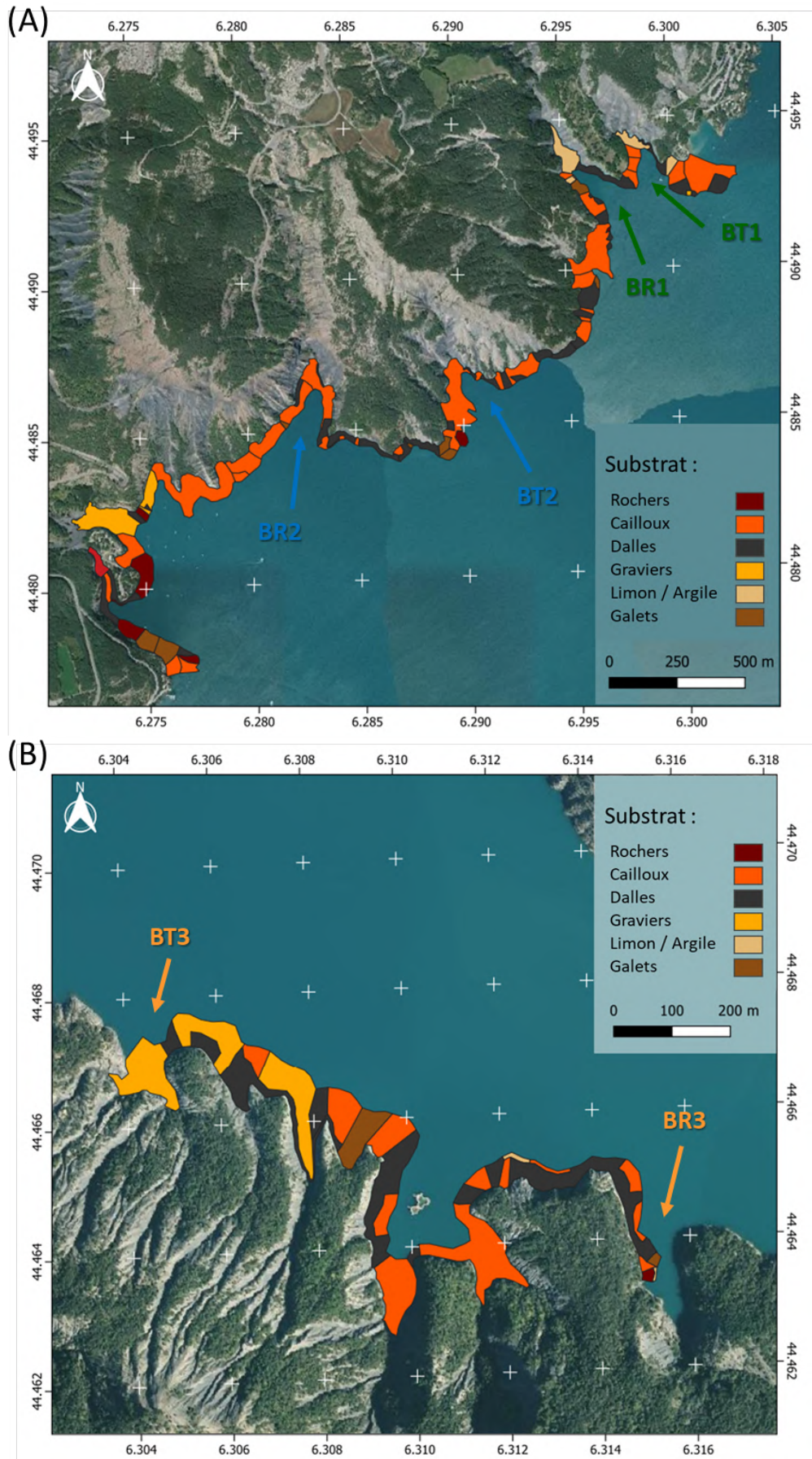


Figure 11 : Cartographie des habitats (protocole Charli) de la zone littorale dans une partie aval de la branche Durance (A) et Ubaye (B). Les différentes baies ont été indiquées.

## CHAPITRE II - STRUCTURES FLOTTANTES, DE L'ESQUISSE A LA MISE EN PLACE.

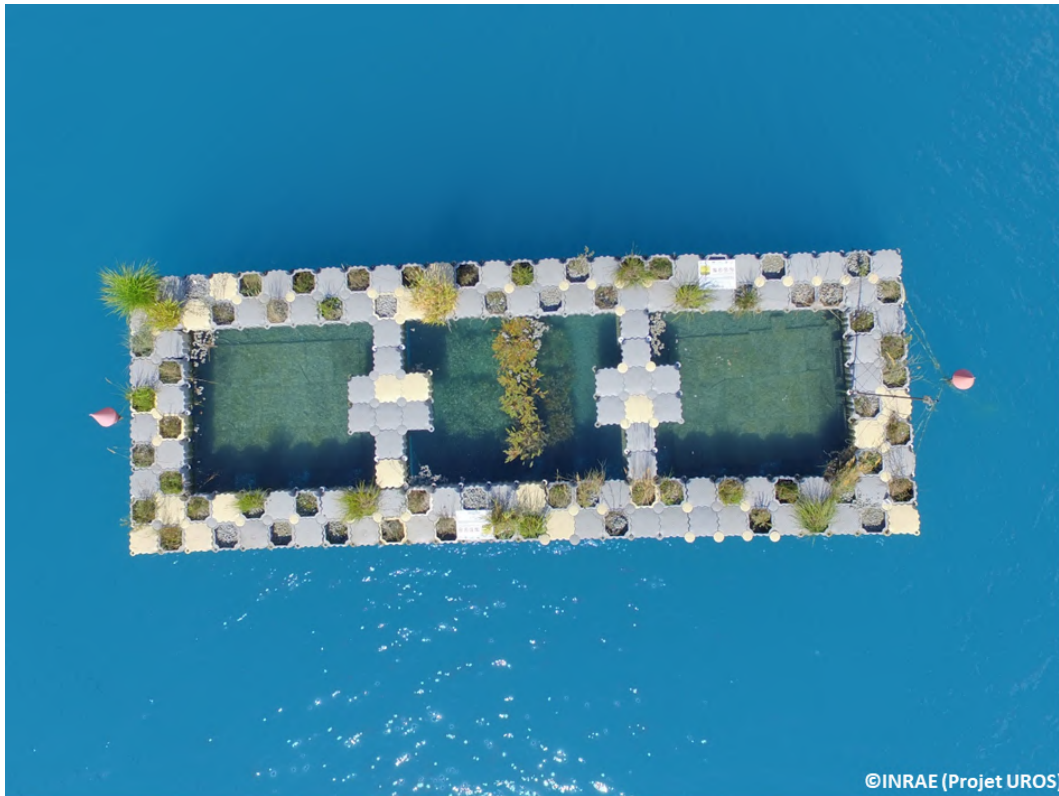


Figure 1 : Photographie aérienne d'une FLOLIZ. ©Projet UROS

La zone littorale de la retenue de Serre-Ponçon présente une homogénéité importante avec l'absence de végétation aquatique, et par conséquent une faible fonctionnalité pour la biodiversité. Notre objectif était alors de concevoir des zones littorales flottantes (Fig. 1), permettant à la macrofaune aquatique d'avoir accès à la végétation aquatiques quel que soit le niveau d'eau. En particulier, l'idée était d'intégrer à ces structures, au moins une zone de faible profondeur à végétation gazonnante pour favoriser la reproduction d'espèces phytophiles comme le Brochet, et de zones plus profondes avec des macrophytes de taille plus importante pour les autres espèces phytophiles et pour recréer des zones de nurserie pour les alevins.

### 1. De l'esquisse à la conception

L'innovation du projet UROS résidait dans la conception d'une structure artificielle flottante intégrant toutes les composantes d'une zone littorale naturelle à savoir la présence d'un sol, de différents étages terrestres et subaquatiques, mais aussi d'hélophytes et d'hydrophytes. Par conséquent, une réflexion importante a été menée par le Pôle R&D « ECLA » visant à intégrer les spécificités écologiques recherchées mais aussi les contraintes liées aux expérimentations scientifiques sur une structure flottante. Cette réflexion a mené à des premières esquisses de design (Fig. 2) qui ont été présentées fin 2016 à la société ECOCEAN. Forte de son expérience en ingénierie, ECOCEAN a cherché à intégrer toutes les spécificités demandées en fonction de contraintes techniques liées à la flottaison, à la résistance face au marnage et aux conditions climatiques, et enfin aux contraintes liées à l'assemblage, au transport des structures et au coût final. Ainsi, en guise

de test, ECOCEAN a proposé un premier prototype à échelle réduite (15m<sup>2</sup>), installé sur la retenue de Serre-Ponçon en mars 2017 pour une durée de trois mois (Fig. 3). Ce prototype visait notamment à réaliser des tests de flottabilité, à vérifier la solidité du système d'ancrage ou encore à étudier le comportement, le potentiel de culture, et la dégradation de différents substrats naturels (sphaigne, chanvre, sable) ou artificiels (billes d'argiles, Misapor®). En parallèle, des tests expérimentaux de croissance d'hydrophytes (*Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton lucens*, *Groelandia densa*) en conditions contrôlées ont également été effectués sur les différents substrats en collaboration avec le Conservatoire Botanique National Alpin (CBNA)

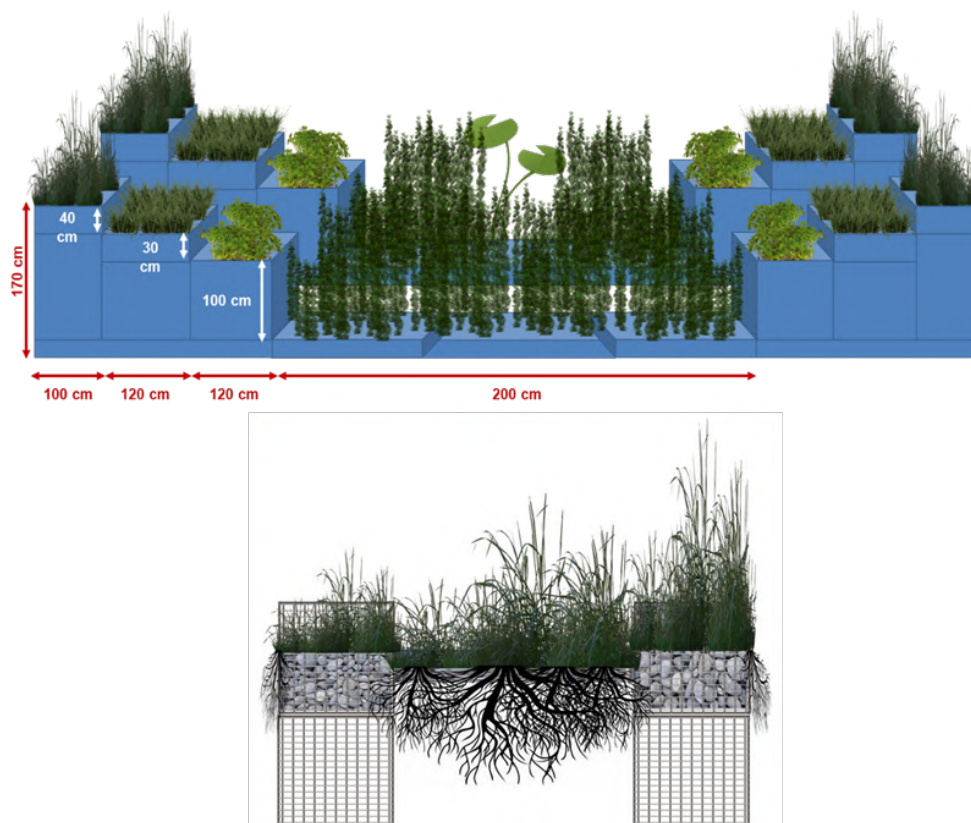


Figure 2 : Esquisses de la conception d'une structure flottante complexe.  
©J-M. BAUDOIN (Projet UROS)



Figure 3 : Photographie du premier prototype test de 15m<sup>2</sup> installé en mars 2017 sur la retenue de Serre-Ponçon. ©ECOCEAN (Projet UROS)

Suite aux retours d'expérience de l'installation du prototype, ECOCEAN a proposé fin 2017, la conception finale des prototypes des structures flottantes du projet UROS (Fig. 4A à 4C). Outre la prise en compte des contraintes exposées ci-dessus, les choix en matière de taille, de forme ou de matériau ont été dûment réfléchis afin de proposer une structure d'une part fabriquée avec des matériaux ayant le moins d'impact pour l'environnement et d'autre part capable de résister aux conditions environnementales extrêmes, tout en proposant les fonctionnalités écologiques recherchées. Pour la partie émergée, ce sont des caissons flottants MarineFloor® en PolyEthylène Haute Densité (PEHD) (Fig. 5) qui ont été choisis. L'avantage de ces caissons réside dans leur importante flottabilité (90 kg de portance par caisson) mais aussi leur modularité et facilité d'assemblage. De plus, ces caissons sont résistants aux frottements, à la chaleur et aux UVs. Concernant le squelette de la structure, c'est-à-dire la partie immergée, le choix s'est porté sur l'aluminium extrudé. Ce matériau est facilement usinable (perçage, vissage, assemblage) tout en étant résistant et plus léger que d'autres métaux ou alliages métalliques. Par exemple, l'aluminium est 2.5 fois plus léger que l'acier. L'avantage non négligeable de l'aluminium est qu'au contact de l'eau, une fine couche d'alumine se forme à la surface du matériau ce qui lui confère une propriété de résistance à la corrosion donc à l'immersion prolongée. Enfin, l'aluminium est un matériau écologique puisqu'il est recyclable à l'infini sans perdre ses qualités physico-chimiques.

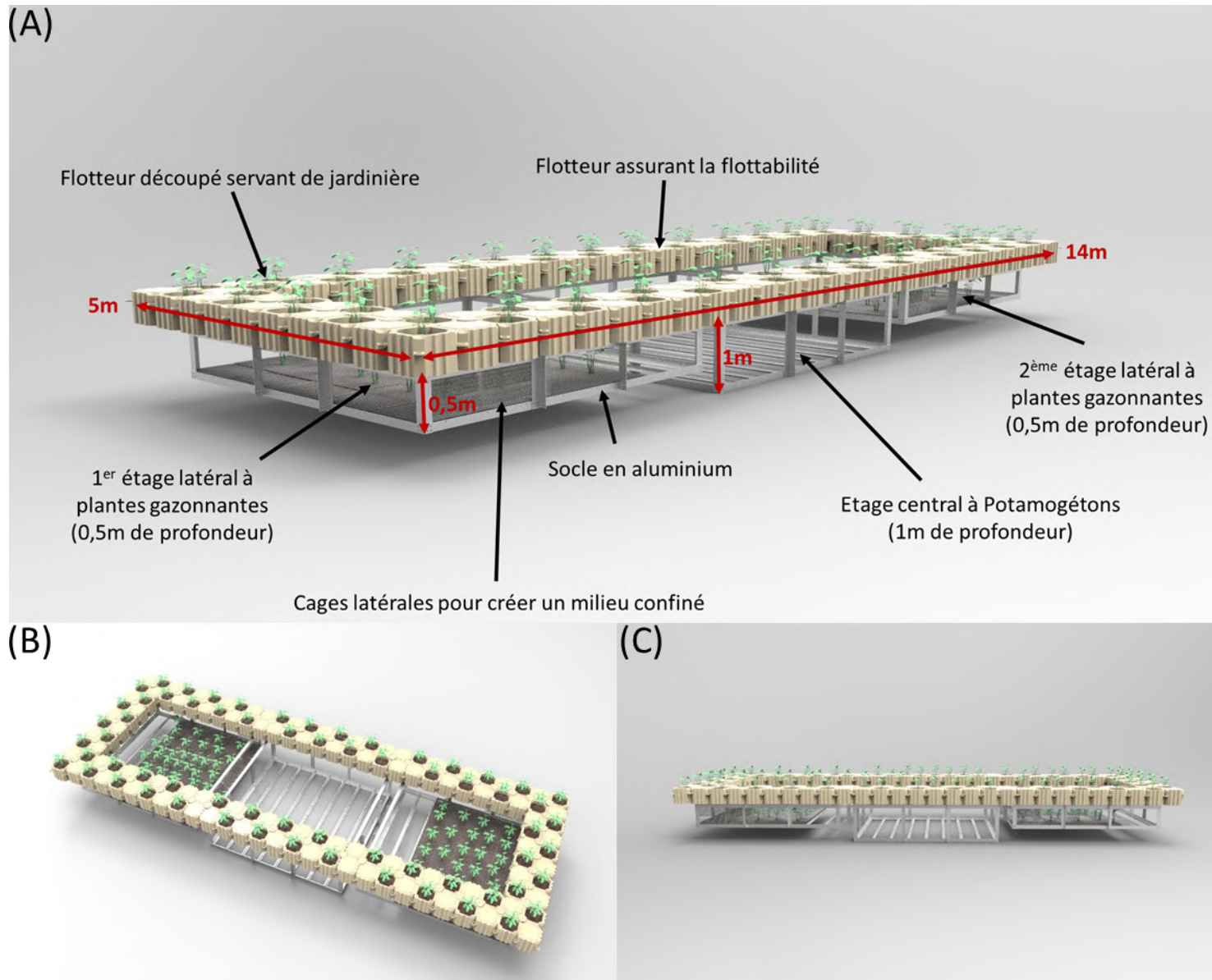


Figure 4 : Dessin en 3D de la conception des prototypes de FLOLIZ du projet UROS. (A) Vue  $\frac{3}{4}$  avec annotations ; (B) Vue plongeante ; (C) Vue de profil. ©ECOCEAN (Projet UROS)



- Dimensions : 50 cm x 50 cm x 40 cm (4 cubes = 1 m<sup>2</sup>)
- Poids : 6,5 kg/pièce (26 kg/m<sup>2</sup>)
- Flottabilité : 90 kg/pièce (360 kg/m<sup>2</sup>)
- Résistance à l'arrachement des oreilles : jusqu'à 2 t
- Densité : 948 kg/m<sup>3</sup> (test ISO 1183)
- Haute résistance mécanique (chocs et impacts environnementaux)
- Traitement anti-UV & antistatique
- Retardement au feu et résistance au gel

Figure 5 : Cube Ecosystem MarineFloor© utilisé dans la construction des parties flottantes des FLOLIZs. Image et caractéristiques tirées du site internet du fabricant ([www.marinefloor.fr/produits/le-cube/](http://www.marinefloor.fr/produits/le-cube/)).

En ce qui concerne la reconstitution d'un véritable sol, les différents substrats devaient être non impactant pour l'environnement, présenter un aspect similaire au substrat des rives (par ex. grossier, sombre) mais aussi constituer un bon support pour la colonisation par les micro- et macroorganismes. Cependant, il devait être assez léger pour limiter le poids des structures et ne pas impacter la flottaison. Par conséquent, le premier substrat sélectionné a été des coquilles d'huîtres, utilisées par ECOCEAN dans leurs habitats artificiels brevetés « Biohut® » (Fig. 6). Ce substrat naturel, recyclé et résistant a montré de très bons résultats en milieu marin en termes de colonisation par la macrofaune. Cependant, l'inconvénient de ce substrat était son poids, ainsi le second substrat sélectionné était la Misapor® (constituée à 98% de verre cellulaire soufflé et de 2% de minéraux) (Fig. 7) qui avait été testée dans le prototype. L'avantage de ce substrat est de flotter et donc de ne pas alourdir les structures. De plus, sa couleur proche du substrat des rives (gris sombre) et sa porosité importante était un atout pour la colonisation par les micro- et macroorganismes. Afin de pouvoir intégrer ces substrats dans les structures flottantes, ils ont été maintenus dans des cages grillagées de dimension 0.8m x 0.5m x 0.5m avec une maille de 25x25mm (Fig. 7). Pour le choix du substrat des hydrophytes, les résultats des tests in situ et en conditions contrôlées ont montré que la croissance des *Potamogetons lucens* se faisait mieux dans la sphaigne et le chanvre. Les hydrophytes à système racinaire peu dense (par ex. les Myriophylles) étaient indifférentes aux substrats grâce à leurs racines adventives. Par conséquent, la sphaigne et le chanvre semblaient être un bon choix de substrat de plantation, d'autant plus qu'ils présentaient des caractéristiques intéressantes en termes de flottabilité et de maintien dans les cages grillagées. Cependant, la sphaigne est une mousse qui provient des tourbières donc d'écosystèmes à forte valeur biologique et écologique. Ainsi, l'exploitation de la sphaigne a un fort impact environnemental avec la destruction des habitats et d'impact carbone lié au transport. Quant au chanvre, c'est un matériau écologique et pouvant être produit localement, cependant, les test in situ ont montré que sa dégradation était rapide lors d'immersion prolongée. Par conséquent, la sphaigne n'a pas été retenue dans la conception finale des structures. En revanche, les tapis de chanvre ont été conservés et placés dans les caissons-jardinières afin de protéger les mottes d'hélophytes et d'éviter que la terre se délite. Après plusieurs recherches, notre choix s'est finalement porté sur la laine de roche horticole pour les hydrophytes à système racinaire peu dense. Ce support de culture hydroponique largement utilisé en horticulture a l'avantage d'être à la fois neutre, léger, permettant une bonne aération des racines et possédant des propriétés anti pourrissement. Pour les grandes hydrophytes (par ex. les Potamogétons) qui nécessitent un substrat nutritif, nous nous sommes inspirés des méthodes de plantation couramment utilisées dans les petits plans d'eau (par ex. bassin, marre, étang). Cette méthode consiste à installer des plantes dans un panier contenant du terreau aquatique. Tous les détails de végétalisation (mise en place, résultats de croissance) sont détaillés dans la section 3.



Figure 6 : Photographies de différents modèles de Biohut® avec des coquilles d'huître, développés par la société ECOCEAN. (Gauche) Biohut Ponton ; (Droite) Biohut Quai. ©ECOCEAN



Figure 7 : Photographie d'une Misapor® en gros plan (Gauche). Image tirée du site internet du fabricant ([www.misapor.ch](http://www.misapor.ch)) ; (Droite) Cages grillagées contenant de la Misapor® et utilisées comme substrat dans les FLOLIZs. ©Projet UROS

## 2. De l'assemblage à l'installation

L'assemblage des structures flottantes s'est déroulé du 10 au 14 septembre 2018 et a nécessité d'importants moyens humains et matériels (Fig. 8A à 8D). Nous avons pu bénéficier d'une aide locale humaine et matérielle (par ex. engin de manutention) grâce au SMADESEP et au Service Départementale des Hautes-Alpes de l'OFB. Ainsi, chaque structure flottante comporte 156 caissons flottants dont 89 assurent la flottaison (pour un total de 8 tonnes de portance) et 67 sont découpés et percés pour former des jardinières à hélrophytes (Fig. 9A). Le squelette des 3 unités indépendantes pour chaque structure flottante a été assemblé à partir de 81 barres d'aluminium extrudé, et connecté à l'origine aux caissons flottants par des élingues (Fig. 9B, Fig. 9C). En effet, les élingues ont subi des dégradations à cause des frottements répétés, ainsi elles ont été progressivement remplacées par des chaînes en acier galvanisé afin de garantir la solidité des structures dans le temps. Les 3 unités présentent des hauteurs différentes ce qui permet de recréer des étages subaquatiques : deux unités font 4m x 4m x 0.5m (unités aux extrémités) et une unité fait 4m x 4m x 1m (unité centrale) (Fig. 4A). Afin de créer le sol, 40 cages contenant des coquilles d'huîtres ou de la Misapor® sont fixées sur le fond

des unités en aluminium (soit 120 cages par structure flottante). De plus, 18 cages grillagées remplies de coquilles d'huitres sont fixées sur chaque côté de la longueur de la structure afin de créer des zones intérieures confinées (soit 36 cages par structure flottante) (Fig. 9D). Aux extrémités, chaque côté de la largeur, des cages grillagées vides avec une ouverture de 50 x 30 cm et une maille de 25x25mm sont fixées, laissant un accès simple à l'intérieur des structures même pour les plus gros poissons et permettant de créer des habitats de refuge et de protection contre les prédateurs pour les poissons de petite taille (Fig. 9E). Enfin, les structures flottantes ont été équipées juste avant la mise en eau de différents éléments de signalisation et d'information (spots de lumière, réflecteurs, panneaux d'informations), d'appareils de mesures tels que des sondes oxygène, température et lumière ou encore de substrats amovibles pour l'échantillonnage des macroinvertébrés.

Finally, the floating structures were placed in their respective bays to about 50m from the shore on either side, on 15 September 2018 after a long tow of nearly 3 hours with a barge (work done in collaboration with the SMADESEP) (Fig. 10). In their bays, the floating structures were fixed to anchoring points consisting of U-shaped steel beams fixed to concrete by drilling and chemically grouted into a part of the hard rock of the littoral zone at a depth of about 765m NGF (soit -15m relative to the maximum depth). A galvanized chain of 10 mm diameter closed by a nut and bolt connects each steel beam to the end of a floating structure by a 12mm diameter polyamide mooring. Thus the ends of each structure are connected to an individual anchoring point. The length of the mooring is adjustable in order to manage the tension as a function of the water level (Fig. 11).



Figure 8 : Photographies des différentes étapes de l'assemblage des FLOLIZs. (A) Assemblage des caissons flottants MarineFloor® (partie émergée); (B) Assemblage des barres en aluminium pour constituer le squelette (partie immergée); (C) Fixage des cages grillagées contenant les substrats minéraux sur le fond et les côtés latéraux du squelette en aluminium; (D) Mise à l'eau des squelettes en aluminium pour assemblage avec la partie flottante. ©Projet UROS

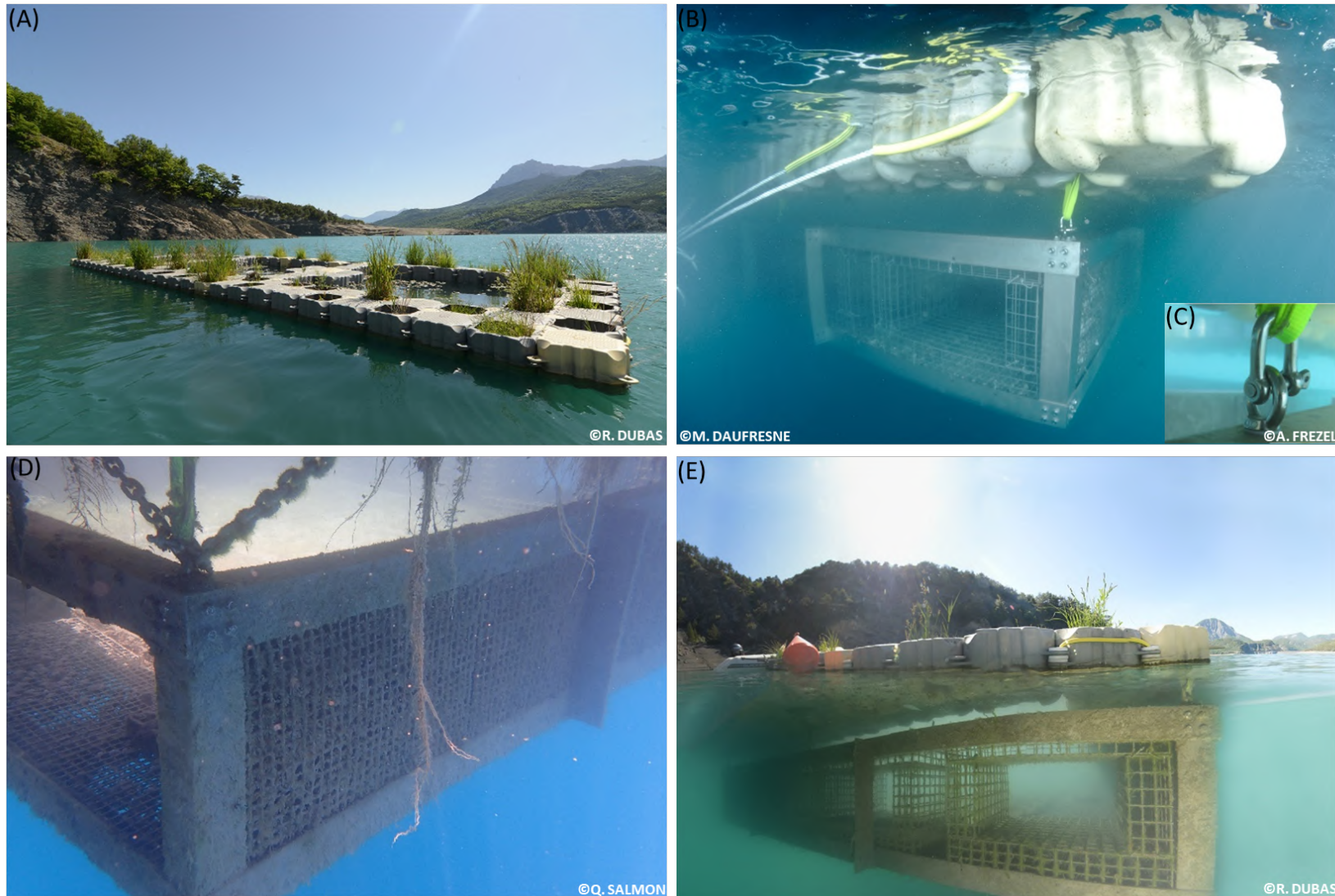


Figure 9 : Photographies des différentes parties des FLOLIZs. (A) Partie émergée flottante constitué de caissons flottants et caissons-jardinières ; (B) Système d'attache entre la partie flottante et la partie immergée ; (C) Zoom sur le système d'attache ; (D) Cages grillagées latérales remplies de substrat ; (E) Extrémité d'une FLOLIZ montrant l'ouverture et les cages grillagées vides comme refuge pour les poissons. ©Projet UROS



Figure 10 : Photographie du remorquage des FLOLIZs par la barge du SMADESEP jusqu'à leur baie respective. ©Projet UROS

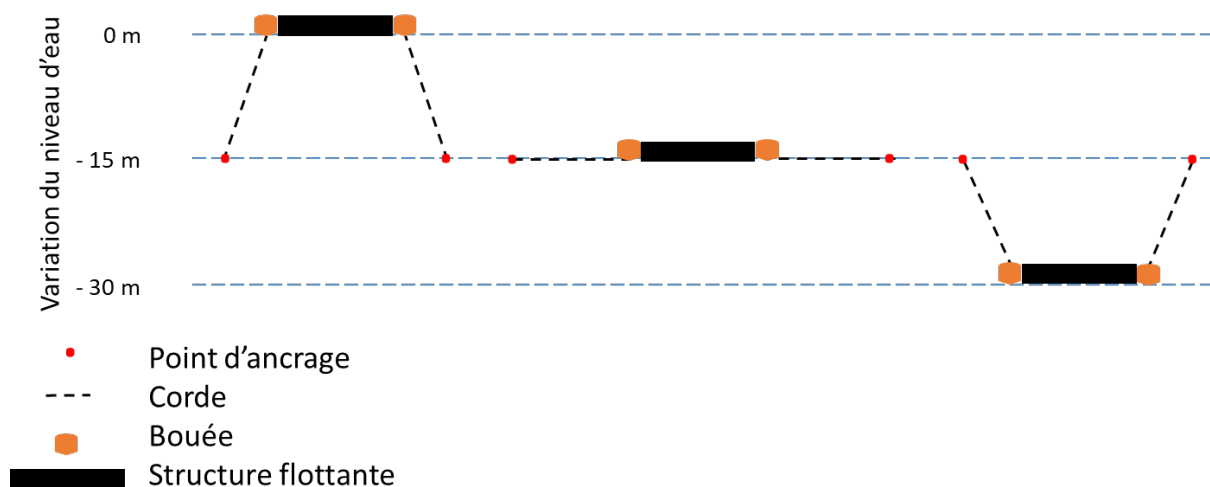


Figure 11 : Schéma illustratif du fonctionnement de l'amarre des FLOLIZs en fonction des variations du niveau d'eau.

### 3. De l'installation à la végétalisation

Une fois mises en place, l'objectif était de végétaliser les structures flottantes avec différents types de macrophytes (hélophytes + hydrophytes). L'intérêt des hélophytes était de recréer une zone terrestre propice à la colonisation par la faune terrestre (insectes, amphibiens ou oiseaux) mais aussi d'apporter des habitats aquatiques supplémentaires grâce au développement du système racinaire à travers les caissons-jardinières percés. Bien que cette fonction n'était pas spécialement ciblée par le projet, d'autant que Serre-Ponçon est un réservoir oligotrophe, les hélophytes jouent également

un rôle important dans l'épuration de l'eau (Gacia et al., 2019). Outre les nombreuses fonctions écologiques, la végétation terrestre apportait aussi une fonction esthétique en donnant un aspect plus naturel aux structures. Quant aux hydrophytes, l'objectif était de recréer des herbiers à végétation stratifiée qui sont présents naturellement dans la ceinture littorale de lacs naturels. En effet, la végétation aquatique favorise la biodiversité et joue un rôle fonctionnel important comme support de ponte pour les poissons phytophiles (par ex. le Brochet) et comme habitat de refuge-nurserie pour les jeunes stades de poissons et les macroinvertébrés (Dibble et al., 1997).

Dans le cadre du projet, la végétation devait répondre aux critères du label végétal local<sup>k</sup>. Ce label créé en 2015 est un outil de traçabilité des végétaux dont l'objectif est d'utiliser des espèces de végétaux sauvages et prélevés localement selon une région écologique, que ce soit pour les projets de plantation, de réhabilitation ou de restauration. Les avantages des végétaux sauvages et locaux résident dans la conservation du patrimoine génétique local (donc des adaptations génétiques spécifiques à la région écologique considérée) mais aussi dans le fait de limiter la dispersion d'espèces de faune ou flore exotiques ou non indigènes.

### **3.1. Végétalisation terrestre**

#### **3.1.1. Mise en place**

Avec la collaboration du CBNA, référent du label végétal local de la région Alpes, ainsi que du SMADESEP et des services de l'Etat (DDT05/SEE/PE), nous avons pu identifier un secteur de récolte pour les héliophytes en amont de la retenue (Zone du Liou) (Chapitre I - Fig. 8). Ce secteur répondait favorablement à plusieurs critères tels qu'une adéquation avec le label végétal local, un accès facilité à pied et la présence de toutes les espèces d'héliophytes visées (*Calamagrostis* sp, *Phragmites australis*, *Carex* sp, Prêles, Cressons, *Salix* sp). En effet, ces espèces à reproduction principalement végétative ont été sélectionnées car elles développent un système racinaire dense avec de longues racines. La zone du Liou est une dune végétalisée présentant une végétation très dynamique avec une colonisation et une croissance rapide des arbustes (par ex. les Saules) et des héliophytes. En ce sens, nous avons estimé que le prélèvement d'une surface inférieure à cinquante mètres carrés n'entraverait pas la dynamique de développement de cette zone. Afin de minimiser notre impact sur le milieu, la récolte a été entreprise manuellement pour effectuer un prélèvement précis des mottes et sur des surfaces maximales de 0.25m<sup>2</sup>. Pour une meilleure reprise du milieu, les trous issus des prélèvements ont été partiellement rebouchés et des boutures de Saules (*Salix* sp) ont été replantées à chaque endroit de prélèvement. Les opérations de prélèvement et de végétalisation ont été effectuées fin octobre 2018 soit un mois et demi après la mise en eau des structures. Au total, ce sont 203 mottes d'héliophytes qui ont été prélevées et installées dans un tapis de chanvre dans les caissons-jardinières des structures flottantes avec une répartition des différentes espèces la plus homogène possible (Fig. 12).

---

<sup>k</sup> <https://www.vegetal-local.fr/>



Figure 12 : Photographies de la végétalisation des FLOLIZs par des mottes d'hélophytes récoltées dans la Zone du Liou. (Gauche) Motte d'hélophyte enveloppée dans un tapis de chanvre ; (Droite) Mise en place de la motte dans un caisson-jardinière. ©Projet UROS

### 3.1.2. Résultats

Le suivi de la végétation terrestre a été réalisé par le CBNA à l'été 2020 (voir Annexe 2 – Rapport Abdulhak, 2020 et Annexe 3 – Rapport Abdulhak, 2021). Les résultats des suivis ont montré qu'après un an et demi, la surface des radeaux présentait une reprise importante de la végétation terrestre (Fig. 13) mais une composition floristique très différente. Par exemple, la structure 1 de la zone Glaisoles était occupée majoritairement par les *Phalaris arundinacea* (70%) tandis que la structure 2 de la zone Lionnets avait une occupation variée en espèce avec *Calamagrostis* sp (23%), *Salix* sp (19%) et *Carex elata* (12%). Enfin, la structure 3 de la zone Ubye était dominée par les *Phragmites australis* (47%) et les *Calamagrostis* sp (47%). Certaines espèces ont montré une régression (par ex. *Calamagrostis* sp), mais qui s'est faite au profit de d'autres espèces comme *Phalaris arundinacea* ou l'espèce exogène *Aster x salignus*. Ces espèces n'ont pas été prélevées volontairement sur la zone de récolte ce qui indique que soit des graines étaient vraisemblablement présentes dans le sol soit une colonisation spontanée est survenue. En parallèle des relevés d'occupation, des estimations visuelles de la quantité racinaire des hélophytes ont été effectuées. Les suivis ont montré que la quantité de racines était plus abondante sur la structure flottante 2 puis sur la structure 1, tandis que la structure 3 était moins bien fournie. Ce résultat s'explique par la composition floristique puisque la structure flottante 2 était majoritairement composée de *Calamagrostis* sp et *Carex elata* qui produisent de longues racines denses tandis que la structure flottante 1 était principalement colonisée par des *Phalaris arundinacea* dont les racines sont denses mais moins longues. A l'inverse, la structure flottante 3 était dominée par les *Phragmites australis* qui produisent des racines moins denses. En conclusion, les observations montrent une bonne adaptation des hélophytes à la croissance sur les structures flottantes et avec une évolution de la composition floristique dans le temps. En particulier, certaines espèces se sont moins bien développées, laissant la place à d'autres espèces qui sont apparues soit par des graines contenues dans les mottes prélevées initialement soit par une colonisation spontanée. Par conséquent, la densité racinaire disponible pour la macrofaune aquatique est dépendante des caractéristiques écologiques des espèces dominantes qui colonisent la structure flottante.



Figure 13 : Photographies de l'évolution de la croissance des hélophytes d'une FLOLIZ entre octobre 2018 (haut) et juillet 2020 (bas). ©Q. SALMON (Projet UROS)

## 3.2. Végétation aquatique des étages -0.5m

### 3.2.1. Mise en place

La présence d'hydrophytes sur les structures flottantes faisait partie des principales innovations puisqu'à notre connaissance, aucune structure flottante ne propose actuellement d'herbiers d'hydrophytes poussant sur des structures subaquatiques en suspension. La végétalisation des étages de faible profondeur (0.5m de profondeur) a été réalisée à partir de plantes gazonnantes qui sont particulièrement recherchées par les espèces phytophiles pour leur ponte. Ces hydrophytes gazonnantes ont été prélevées dans le lac de Saint-Bonnet situé à 40km de la retenue de Serre-Ponçon dans la zone du Champsaur afin de conserver le label végétal local. Ce lac avait l'avantage de posséder une forte abondance et diversité d'hydrophytes à faible profondeur donc faciles à prélever. Les collectes ont été réalisées en 2017 et 2018, et ont permis de constituer 108 cages grillagées contenant de la laine de roche horticole et les espèces ou taxons suivants : *Myriophyllum spicatum*, *Stuckenia pectinata*, Characées (Fig. 14A). Pour chaque structure flottante, 18 cages grillagées végétalisées (dominées par *Myriophyllum spicatum*) ont été installées dans les étages aquatiques situés à -0.5m de profondeur à la mise en eau des structures en septembre 2018 (soit 36 cages végétalisées au total par structure) (Fig. 14).

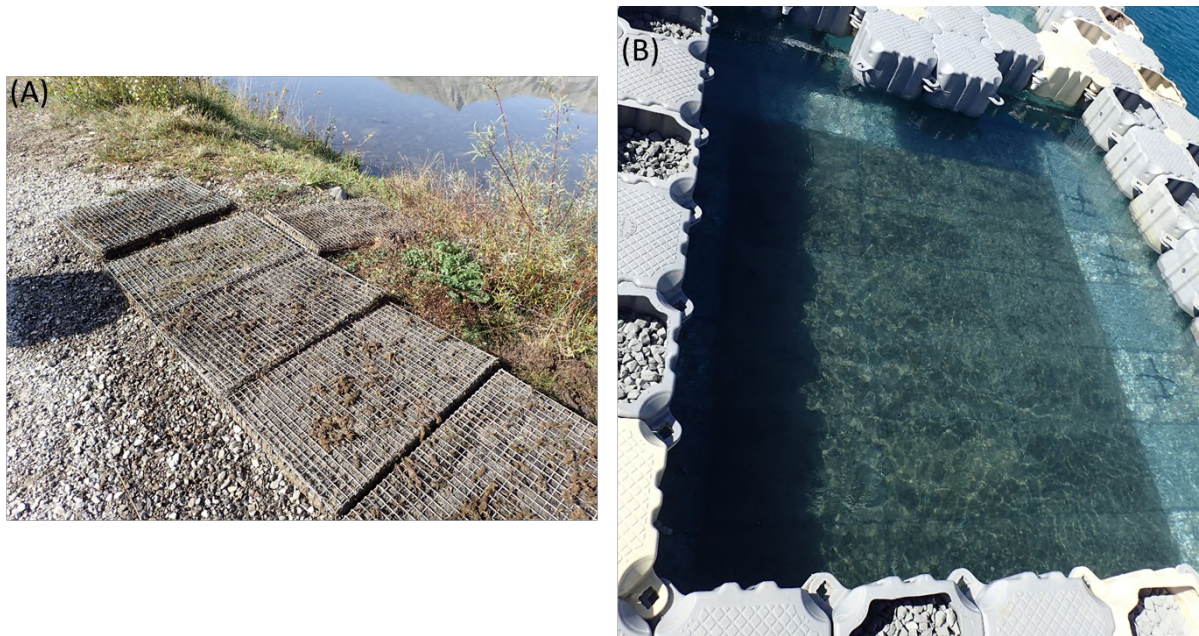


Figure 14 : Photographies de la réalisation et de l'installation des cages végétalisées à végétation gazonnante. (A) Cages grillagées végétalisées prêtes à être installées ; (B) Mise en place des 18 cages végétalisées dans un étage à -0.5m d'une FLOLIZ.  
©Projet UROS

### 3.2.2. Résultats

Deux ans après l'installation des hydrophytes à 0.5m de profondeur, les observations montrent une disparition quasi-complète des Myriophylles dans toutes les structures flottantes, excepté dans deux cages de la structure 3 en Ubye (voir Annexe 2 – Rapport Abdulhak, 2020 et Annexe 3 – Rapport Abdulhak, 2021). Cependant, il y a eu un développement progressif des Characées et des *Stuckenia pectinata* (Fig. 15) mais de manière inégale puisque les résultats du recouvrement montrent une forte disparité entre les structures (voir Annexe 2 – Rapport de Abdulhak, 2020). La végétation dans la structure 1 a montré une augmentation moyenne de 11.5% tandis que sur la structure 2, il a été observé une diminution moyenne de 14%. Enfin, pour la structure 3, le recouvrement a été stable. Bien que le recouvrement ait pu diminué ou était resté stable pour certaines structures, il a toutefois été observé une augmentation de la taille moyenne des plants. Pour la structure 1 et 2, l'augmentation moyenne de la taille de la végétation était de 4 cm et 3 cm, respectivement. Dans la structure 3, la taille de la végétation n'a augmenté en moyenne que d'un centimètre. En conclusion, le recouvrement de la végétation gazonnante des étages à -0.5m dans les structures a diminué au fil du temps, avec une disparition quasi complète des Myriophylles. Cependant, la taille moyenne des espèces qui ont subsisté (par ex. les Characées, *Stuckenia pectinata*) a légèrement augmenté dans toutes les FLOLIZs.

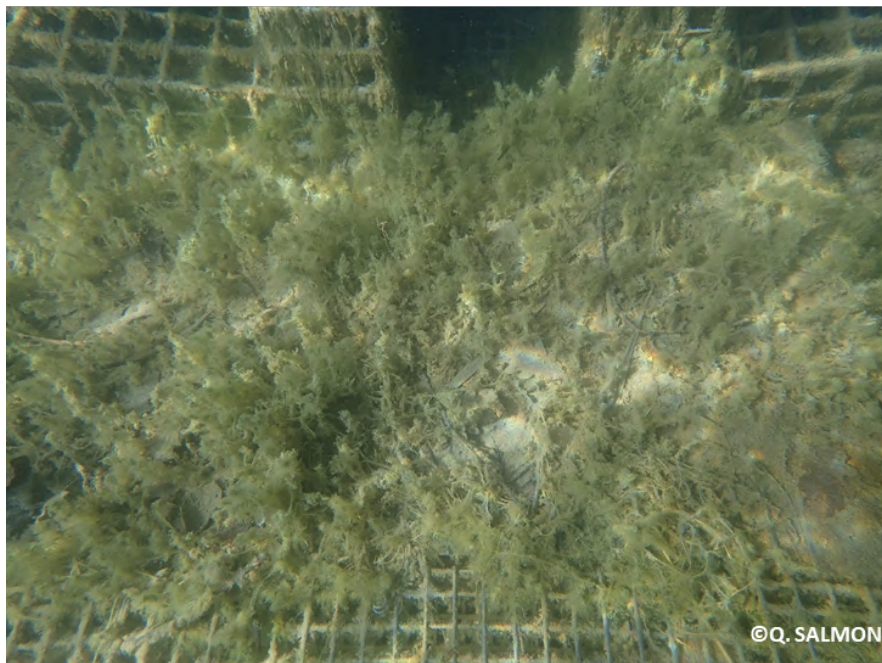
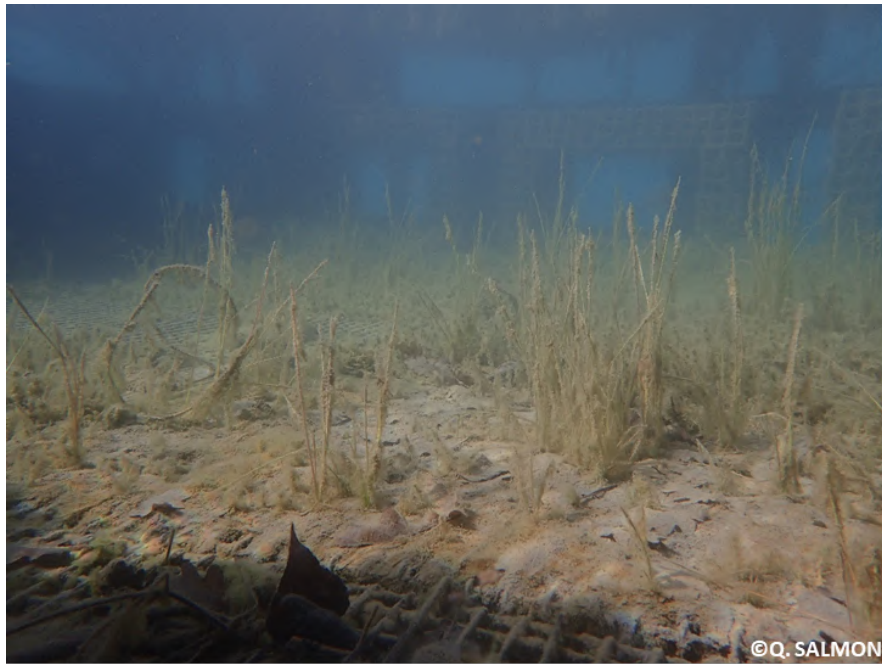


Figure 15 : Photographies de la végétation gazonnante des étages 0.5m de profondeur des FLOLIZs. ©Projet UROS

### **3.3. Végétation aquatique des étages -1m**

#### **3.3.1. Mise en place**

Dans ces étages plus profonds, nous avons fait le choix des Potamogétons dont les plants peuvent mesurer plusieurs mètres de hauteur et former des herbiers denses. Bien que le Brochet soit opportuniste sur les plantes pour sa reproduction, les Potamogétons ont été citées plusieurs fois dans la littérature scientifique comme étant des substrats de ponte potentiels (McCarraher and Thomas, 1972; Farrell et al., 1996). Dans l'étude de Cook and Bergersen (1988), les individus de Brochet marqués dans le réservoir Eleven Mile (Colorado) ont été recapturés à 44% pour les mâles et à 24% pour les femelles dans des herbiers de Potamogéton ou à Potamogéton dominant. De plus, ces herbiers denses permettent de recréer des habitats de refuge-nurserie pour les alevins.

La croissance des Potamogeton sur une structure flottante est un sujet qui n'est pas documenté dans la littérature scientifique. Pour cette raison, nous avons sélectionné 3 espèces locales afin de pouvoir comparer leur acclimatation et leur croissance : *Potamogeton lucens* (deux souches), *Potamogeton coloratus* et *Potamogeton nodosus*. L'opération de collecte des Potamogetons a été mise en place à la fin de l'automne 2019 avec des plants provenant de différents départements de la région PACA (Bouches-du-Rhône, Hautes-Alpes et Drôme). Pour les plants récoltés en dehors du département des Hautes-Alpes (par exemple *P. lucens*, *P. nodosus*), ils proviennent d'une pépinière labellisée végétal local (Spatium-Vitae). Le tableau 1 fait une synthèse de la provenance des différentes espèces ou souches de Potamogeton.

Tableau 1 : Provenance des différentes espèces de Potamogeton et lieu de culture avant le prélèvement.

<b>Espèce</b>	<b>Provenance</b>	<b>Lieu de culture</b>
<i>Potamogeton lucens</i> (souche 1)	Lac de Saint-Bonnet-en-Champsaur (05)	Bassin du CBNA
<i>Potamogeton lucens</i> (souche 2)	Rhône près de Châteauneuf du Rhône (26)	Bassin de la pépinière Spatium-Vitae
<i>Potamogeton coloratus</i>	Rhône (Ramières du Val de Drôme) (26)	Bassin du CBNA
<i>Potamogeton nodosus</i>	L'Arc 5 km avant l'étang de Berre (13)	Bassin de la pépinière Spatium-Vitae

Les Potamogetons ont été installés début décembre 2019 dans les structures flottantes avec une méthode qui consistait à les planter dans un contenant avec du terreau aquatique (Fig. 16A). Ce terreau spécial est composé de terre végétale lourde enrichie en matière organique et en argile qui lui confère certaines propriétés comme le fait de couler rapidement sans troubler l'eau et de ne pas se dissoudre rapidement. Par-dessus le terreau aquatique, une couche de pierre type pouzzolane a été ajoutée pour maintenir le terreau en place et empêcher les poissons fouilleurs de déraciner les plantes, au moins le temps qu'elles s'enracinent (Fig. 16B). Avec les contraintes de poids liées à la capacité de flottabilité des structures, une surface d'environ 3m<sup>2</sup> correspondant à 12 bacs en plastique de dimension 60 x 40 x 12 cm a été végétalisée (Fig. 16C, Fig. 16D). Pour chaque bac, 12 plants d'une même espèce ou souche ont été plantés avec 3 bacs par espèce ou souche (soit 36 plants d'une même espèce ou souche par structure) (Fig. 17A, Fig. 17B).



Figure 16 : Photographies de l'étape de végétalisation des FLOLIZs par les Potamogétons. (A) Bacs remplis de terreau aquatique avant plantation ; (B) Bacs végétalisés et recouverts de pouzzolane ; (C) Fixation des bacs à la structure des FLOLIZs ; (D) Illustration d'un bac installé dans une FLOLIZ. ©Projet UROS

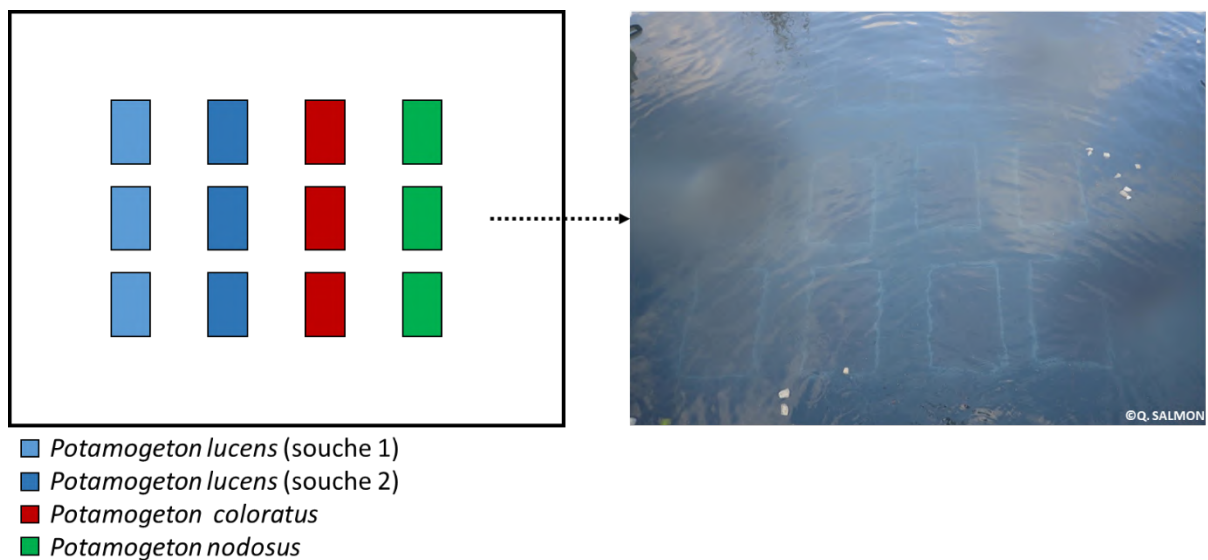


Figure 17 : Schéma illustratif de la végétalisation des étages à 1m de profondeur des FLOLIZs par les Potamogétons et photographie in situ après installation. ©Projet UROS

### 3.3.2. Résultats

Les suivis effectués à l'été 2020, soit 9 mois après leur installation, ont montré des résultats très positifs comme en attestent les différentes photographies (Fig. 18A, Fig. 18B) (Annexe 1 – Rapport de Abdulhak et *al.*, 2020). Les Potamogetons ont formé de grands herbiers très denses avec des taux de recouvrement largement supérieurs à 100% ce qui indique que les plantes ont poussé à l'extérieur des bacs (Fig. 18C) et ont largement colonisé les structures grâce aux rhizomes. En particulier, les *Potamogeton coloratus* et *Potamogeton nodosus* ont atteint la surface et ont produit des épis fructifères (Fig. 18D). A l'inverse, les *Potamogetons lucens* ont poussé de façon horizontale jusqu'à créer des tapis très denses. Cette observation met en évidence la complémentarité entre les différentes espèces utilisées afin de créer des herbiers stratifiés. De plus, nous avons observé que les *Potamogetons coloratus* commençaient leur reprise plus tôt dans la saison et restaient en végétation plus tard. Ainsi, cela permettait d'avoir des herbiers déjà en croissance au début du printemps pour la reproduction des poissons et encore présents à l'automne pour former des habitats pour les juvéniles. Enfin, nous avons pu observer la présence de Myriophylles et de Characées qui se sont très largement développées dans les bacs. Cette observation indique premièrement que soit des fragments de ces taxons étaient présents avec les plants de Potamogeton, soit qu'une dispersion des taxons est possible entre les différents étages des structures flottantes. Deuxièmement, cette observation montre également que le substrat laine de roche choisi pour les étages à 0.5m de profondeur n'était pas optimal pour la croissance de ces taxons. Finalement toutes ces observations correspondaient parfaitement à l'objectif initial.



Figure 18 : Photographies de l'évolution de la croissance des Potamogetons. (A) Herbiers depuis la surface ; (B) Herbiers en vue aquatique ; (C) Rhizomes colonisant une FLOLIZ ; (D) Feuilles flottantes et épis fructifères. ©Projet UROS

# CHAPITRE III - CARACTERISATION ENVIRONNEMENTALE DES BAIES ET DES FLOLIZs.

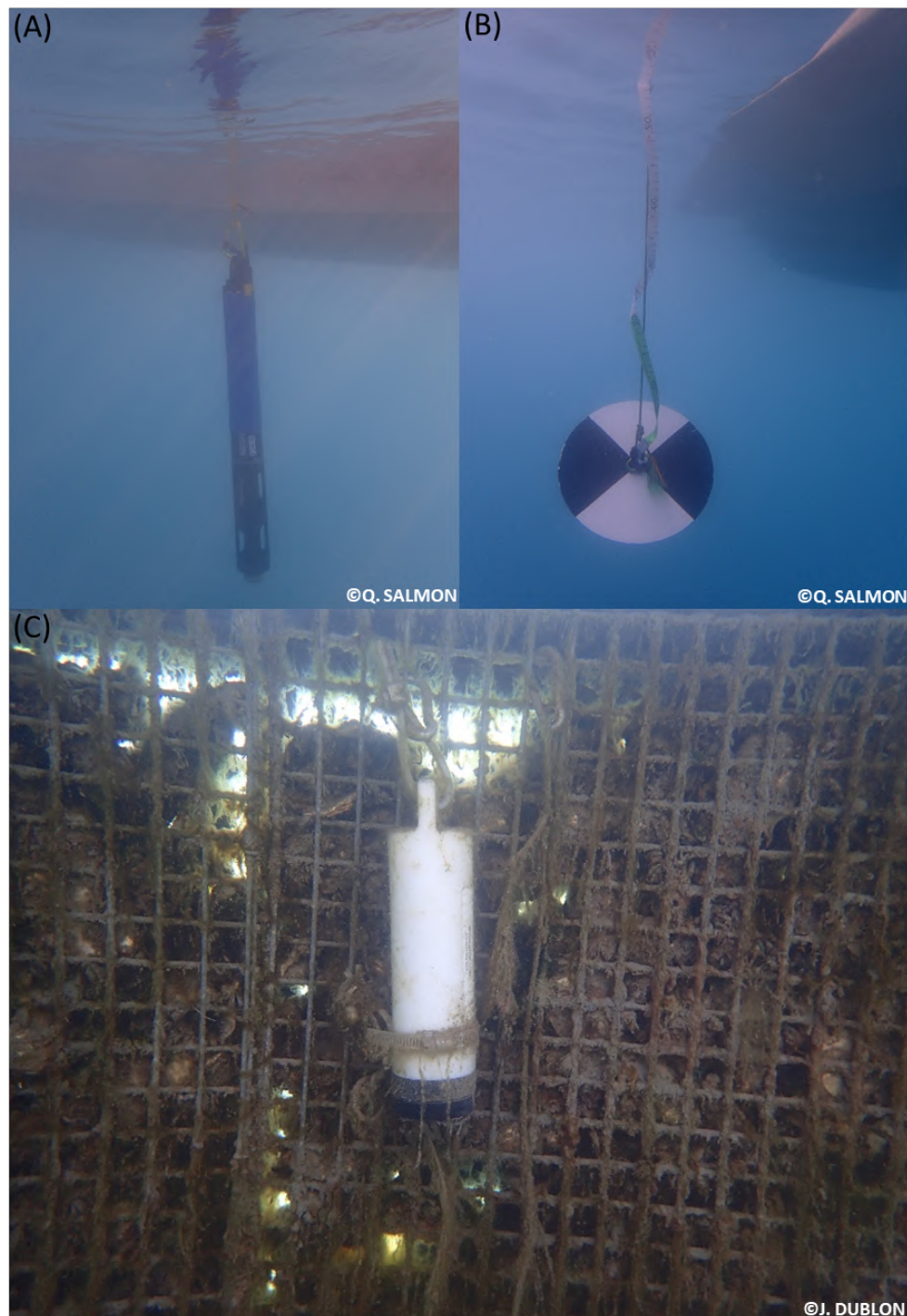


Figure 1 : Matériel de mesure de la physico-chimie dans les Baies et les FLOLIZs. (A) Sonde multiparamètres YSI EXO2 immergée et utilisée pour les profils verticaux ; (B) Disque de Secchi immergé et utilisé pour la mesure de la transparence de l'eau ; (C) Sonde PME miniDOT® (température / oxygène) fixée sur une cage grillagée à l'intérieur d'une FLOLIZ. ©Projet UROS

# 1. Introduction

Cette présente étude vise à évaluer les potentielles variabilités spatiales et temporelles des caractéristiques physico-chimiques au sein de la retenue de Serre-Ponçon au cours des différentes années d'expérimentation. En particulier, on s'est intéressé aux dynamiques globales de la masse d'eau, mais aussi aux caractéristiques physico-chimiques de chaque baie témoin et expérimentale et à celles à l'intérieur des FLOLIZs.

Cette stratégie expérimentale a été adoptée pour vérifier plusieurs hypothèses :

- (1) La retenue de Serre-Ponçon est stratifiée, mais son évolution saisonnière n'influence pas défavorablement les organismes aquatiques et les variations sont comparables d'une année sur l'autre ;
- (2) Les caractéristiques physico-chimiques sont homogènes entre les différentes baies étudiées ;
- (3) Le confinement de l'eau au sein des FLOLIZ favorise l'apparition de températures plus élevées au sein des structures qu'à l'extérieur, et la présence de macrophytes contribue également à l'apparition de conditions d'oxygénation différentes.

Pour répondre à ces questions, certains paramètres physico-chimiques ont été mesurés à chaque campagne d'échantillonnage sur l'ensemble de la colonne d'eau (par ex. température, oxygène dissous), mais aussi plus précisément dans l'eau de surface (par ex. nitrates, phosphore, ions) des différentes baies, et en continu à l'intérieur de chaque FLOLIZ (par ex. température, oxygène).

## 2. Matériels et Méthodes

### 2.1. Stations d'échantillonnage

Les différentes Baies et FLOLIZs dans lesquelles les mesures ont été effectuées, ont été détaillées dans le Chapitre I section 1.4 et Chapitre II respectivement. Se référer à la Figure I du Chapitre I pour leur localisation dans la retenue de Serre-Ponçon.

### 2.2. Méthodes de mesures des paramètres

Dans le but d'évaluer les variations temporelles de la structure verticale de la colonne d'eau dans les différentes Baies, des profils verticaux de température, d'oxygène dissous, de chlorophylle, de pH et de conductivité ont été réalisés à chaque campagne d'échantillonnage à l'aide d'une sonde multiparamètres YSI EXO2 (Xylem INC, New York) (Fig. 1A). Le protocole consistait à faire descendre progressivement la sonde depuis la surface jusqu'au fond. La fréquence d'enregistrement des mesures était de 2 secondes permettant l'acquisition d'un nombre important de mesures sur toute la colonne d'eau.

Dans les différentes Baies, des prélèvements d'eau dans la zone euphotique (égale à 2.5 x la profondeur de Secchi en m) et des mesures de la transparence à l'aide d'un disque de Secchi ont été réalisés. Les prélèvements d'eau consistaient à prélever 3 litres d'eau par Baie réparties dans un flaconnage prévu à cet effet (par ex. flacons en verre teinté, flacons en polyéthylène de différents volumes), fourni par le laboratoire d'analyse. Les prélèvements ont ensuite été stockés dans des glacières puis remis rapidement à un transporteur réfrigéré. La livraison au laboratoire d'analyse était prévue dans un délai de

24h maximum afin de garantir la fiabilité des résultats des analyses. En ce qui concerne les mesures de transparence de l'eau, un opérateur se plaçait à l'ombre du bateau et faisait descendre depuis la surface un disque de Secchi de 23 cm de diamètre (Fig. 1B). L'opérateur notait la profondeur de disparition puis la profondeur de réapparition, et répétait trois fois l'opération afin d'obtenir une valeur correspondant à la transparence moyenne. Les différents paramètres mesurés, les techniques d'analyse utilisées par le laboratoire et leur limite de quantification ainsi que les dates de prélèvement et de mesure au disque de Secchi sont synthétisés dans le Tableau 1.

Enfin, des sondes miniDOT® (PME, Californie) mesurant la température (°C), la concentration en oxygène dissous (mg/l) et la saturation en oxygène (%) (précision de +/- 5% pour l'oxygène et de +/- 0,1 °C pour la température) ont été installées dans chaque FLOLIZ. Elles ont été configurées pour enregistrer les mesures au pas de temps horaire. Chaque FLOLIZ a été équipée en septembre 2018 avec deux sondes dont une sonde placée à l'intérieur à 0,5m de profondeur et une seconde placée à l'extérieur à la même profondeur (Fig. 1C). Cette configuration a été choisie afin de pouvoir comparer à la fois les différentes FLOLIZs entre elles, mais aussi les paramètres intérieurs et extérieurs pour chaque FLOLIZ, permettant ainsi de répondre aux différentes hypothèses.

### **2.3. Analyses statistiques**

Les profils verticaux de chacun des paramètres ont été tracés pour chaque campagne entre septembre 2018 et juin 2021 dans les six Baies. Ils ont été analysés graphiquement dans le but de décrire la structure verticale de la colonne d'eau pour chaque paramètre. Quant aux prélèvements d'eau, les valeurs moyennes (+ écart type) et les gammes (minimum - maximum) des différents paramètres ont été calculées et synthétisées dans le Tableau 2.

En ce qui concerne les mesures en continue dans les FLOLIZs, les sondes intérieures ont fonctionné de septembre 2018 à septembre 2020 tandis que les sondes extérieures ont subi des défaillances, et ont fonctionné de septembre 2018 à août 2019 et de mai 2020 à août 2020 pour la FLOLIZ 1, de septembre 2018 à octobre 2019 pour la FLOLIZ 2 et enfin de septembre 2018 à juillet 2019 pour la FLOLIZ 3. Des moyennes journalières de température et de saturation en oxygène ont été calculées et ont été comparées par mois entre l'intérieur et l'extérieur pour chaque FLOLIZ à l'aide de tests de Kruskal-Wallis (Kruskal and Wallis, 1952) avec une correction de Holm (Holm, 1979) et par paire de Wilcoxon (Wilcox, 1989) pour les comparaisons multiples. Enfin, pour mettre en évidence les plus fortes différences journalières, la différence entre la température moyenne journalière à l'extérieur et la température moyenne journalière à l'intérieur ( $\Delta T$ ) a été calculée pour chaque FLOLIZ.

Tableau 1 : Synthèse des paramètres analysés dans les prélèvements d'eau et des mesures de transparence au disque de Secchi.

Paramètres	Unités	Techniques d'analyses	Limites	Dates
Matières en suspension (MES)	(mg/l)	Gravimétrie [filtre Whatman 934-AH RTU/47] NF EN 872	< 2.0	05/02/2019 ; 06/03/2019 ; 17/04/2019 ; 23/05/2019 ; 20/06/2019 ; 17/07/2019 ; 28/08/2019 ; 25/09/2019 ; 23/10/2019 ; 19/02/2020 ; 27/05/2020 ; 24/06/2020 ; 29/07/2020 ; 19/08/2020 ; 21/10/2020 ; 26/05/2021 ; 30/06/2021
Carbone Organique Dissous (COD)	(mg/l)	[Filtration - oxydation / IR] NF EN 1484	< 0.5	
Carbone Organique Total (COT)	(mg/l)	[Oxydation / IR] NF EN 1484	< 0.5	
Phosphore (P)	(mg/l)	Spectrophotométrie NF EN ISO 6878	Selon ISO/IEC (< 0.01 à < 0.1)	
Chlorophylle a	(µg/l)	Spectrophotométrie (UV/VIS) NF T 90-117	< 0.1	
Nitrates (NO3)	(mg/l)	Spectrophotométrie (UV/VIS) NF ISO 15923-1	< 0.5	
Nitrites (NO2)	(mg/l)	Spectrophotométrie (UV/VIS) NF ISO 15923-1	< 0.01	
Orthophosphates (PO4)	(mg/l)	Spectrophotométrie (UV/VIS) NF EN ISO 6878	< 0.05	
Ammonium (N)	(mg/l)	Spectrophotométrie (UV/VIS) NF ISO 15923-1	< 0.05	
Transparence	(mètre)	Disque de Secchi	-	
Calcium (Ca) *	(mg/l)	[Chromatographie Ionique] NF EN ISO 14911	-	
Magnésium (Mg) *	(mg/l)	[Chromatographie Ionique] NF EN ISO 14911	-	
Potassium (K) *	(mg/l)	[Chromatographie Ionique] NF EN ISO 14911	< 1.0	
Sodium (Na) *	(mg/l)	[Chromatographie Ionique] NF EN ISO 14911	-	

\* Les ions ont été analysés à une fréquence saisonnière.

Tableau 2 : Valeur moyenne (+ écart type) et gamme [minimum - maximum] des paramètres analysés dans les prélèvements d'eau et de la transparence mesurée au disque de Secchi.

<b>Paramètres / Station</b>	<b>Baie Témoin 1</b>	<b>Baie Témoin 2</b>	<b>Baie Témoin 3</b>	<b>Baie Expérimentale 1</b>	<b>Baie Expérimentale 2</b>	<b>Baie Expérimentale 3</b>
<b>Chlorophylle a (µg/l)</b>	0.41 (0.41) ; [0.1-1.5]	0.35 (0.33) ; [0.1-1.2]	0.59 (0.7) ; [0.1-2.7]	0.44 (0.38) ; [0.1-1.1]	1.19 (2.71) ; [0.1-11.4]	0.86 (2.12) ; [0.1-9]
<b>Matière en suspension (mg/l)</b>	2.06 (0.24) ; [2-3]	2.06 (0.24) ; [2-3]	2.12 (0.33) ; [2-3]	2.18 (0.73) ; [2-5]	2.0 (0) ; [2-2]	2.0 (0) ; [2-2]
<b>Carbone Organique Dissous (mg C/l)</b>	0.67 (0.16) ; [0.5-1]	0.62 (0.11) ; [0.5-0.83]	0.66 (0.20) ; [0.5-1.1]	0.64 (0.13) ; [0.5-0.92]	0.62 (0.13) ; [0.5-0.9]	0.61 (0.11) ; [0.5-0.9]
<b>Carbone Organique Total (mg C/l)</b>	0.92 (0.46) ; [0.5-2.1]	0.84 (0.58) ; [0.5-3]	0.75 (0.25) ; [0.5-1.3]	0.75 (0.24) ; [0.5-1.4]	0.76 (0.26) ; [0.5-1.5]	0.73 (0.19) ; [0.5-1.1]
<b>Phosphore (mg P/l)</b>	0.07 (0.03) ; [0.01-0.1]	0.07 (0.03) ; [0.01-0.1]	0.07 (0.03) ; [0.01-0.1]	0.07 (0.03) ; [0.01-0.1]	0.07 (0.03) ; [0.01-0.1]	0.07 (0.03) ; [0.01-0.1]
<b>Orthophosphates (mg PO4/l)</b>	0.08 (0.13) ; [0.02-0.6]	0.07 (0.10) ; [0.02-0.48]	0.08 (0.11) ; [0.02-0.52]	0.08 (0.11) ; [0.02-0.52]	0.08 (0.12) ; [0.02-0.53]	0.08 (0.11) ; [0.02-0.5]
<b>Nitrates (mg NO3/l)</b>	0.89 (0.27) ; [0.5-1.37]	0.86 (0.26) ; [0.5-1.34]	1.17 (0.93) ; [0.5-4.67]	0.88 (0.25) ; [0.5-1.31]	0.85 (0.24) ; [0.5-1.29]	0.86 (0.22) ; [0.5-1.23]
<b>Nitrites (mg NO2/l)</b>	0.01 (0.001) ; [0.01-0.01]	0.01 (0.001) ; [0.01-0.01]	0.01 (0.003) ; [0.01-0.02]	0.01 (0.003) ; [0.01-0.02]	0.01 (0.001) ; [0.01-0.01]	0.01 (0) ; [0.01-0.01]
<b>Ammonium (mg NH4/l)</b>	0.07 (0.08) ; [0.04-0.37]	0.1 (0.20) ; [0.04-0.88]	0.05 (0.01) ; [0.04-0.1]	0.05 (0.01) ; [0.04-0.07]	0.06 (0.04) ; [0.04-0.22]	0.05 (0.01) ; [0.04-0.09]
<b>Calcium (mg/l)</b>	60.67 (6.3) ; [52-71]	60.22 (6.72) ; [52-71]	59.56 (5.53) ; [52-69]	60.56 (6.65) ; [52-71]	60.56 (7.13) ; [52-73]	59.89 (7.01) ; [52-74]
<b>Magnésium (mg/l)</b>	11.62 (1.71) ; [9.8-14]	11.51 (1.79) ; [9.8-14]	11.51 (1.79) ; [9.8-14]	11.69 (1.69) ; [9.4-14]	11.52 (1.77) ; [9.8-14]	11.5 (1.87) ; [9.7-15]
<b>Potassium (mg/l)</b>	1.0 (0) ; [1-1]	1.0 (0) ; [1-1]	1.0 (0) ; [1-1]	1.0 (0) ; [1-1]	1.0 (0) ; [1-1]	1.0 (0) ; [1-1]
<b>Sodium (mg/l)</b>	4.19 (0.73) ; [3.3-5.4]	3.99 (0.89) ; [2.8-5.3]	4.03 (0.80) ; [3.3-5.3]	4.04 (0.84) ; [3-5.3]	4.02 (0.78) ; [3.2-5.3]	3.87 (0.81) ; [2.8-4.7]
<b>Transparence au disque de Secchi (m)</b>	4.89 (1.3) ; [2.48-7.1]	4.98 (1.03) ; [3.12-7.17]	4.44 (1.52) ; [1.85-7.28]	4.77 (0.94) ; [2.98-6.38]	4.70 (1.26) ; [2.83-7.33]	4.08 (1.50) ; [-1.73-7.39]

### 3. Résultats

#### 3.1. Structuration verticale de la colonne d'eau

Le premier examen des profils verticaux des différents paramètres n'a pas montré de différences majeures entre les Baies (Annexe 4, Fig. A4-1), mais des différences interannuelles, principalement liées aux conditions météorologiques qui influent sur le réchauffement ou le refroidissement de la masse d'eau. Par conséquent, les profils de la baie expérimentale 1 (BE1) sont utilisés en exemple pour décrire et caractériser la structure verticale de la colonne d'eau et pour en déduire le fonctionnement général de la retenue.

- *Température* (Fig. 2A à 2C)

Les profils verticaux de température montrent qu'en hiver (février, mars), la température est homogène autour de 6°C sur toute la colonne d'eau. En avril, les eaux de surface commencent à se réchauffer légèrement, laissant place à un début de stratification thermique visible entre 5m et 10m de profondeur. La différence de température entre l'épilimnion et l'hypolimnion à cette période est de 2°C. Dès le milieu du printemps (mai, juin), les températures plus élevées réchauffent fortement les eaux de surface ce qui engendrent une différence jusqu'à 9°C entre la surface et le fond. En été, la thermocline située entre 10 et 18m de profondeur sépare l'épilimnion, dont la température est entre 20 et 22°C, de l'hypolimnion jusqu'à 6°C plus froid. Dès le début de l'automne (septembre 2019), le refroidissement de l'épilimnion favorise le mélange et démarre le processus de déstratification, réduisant ainsi la différence de température avec l'hypolimnion, à moins de 4°C. Finalement, en octobre 2019 et 2020, la température redevient homogène sur toute la colonne d'eau autour de 15-16°C.

- *Oxygène dissous* (Fig. 3A à 3C)

Les profils verticaux de 2019 et 2020 montrent que l'oxygène dissous est homogène en hiver (février, mars) sur toute la colonne d'eau aux alentours de 11 mg/l. Les profils restent relativement homogènes jusqu'au début du printemps (pour 2019 et 2021), avec une concentration qui baisse légèrement en mai 2019 (d'environ 1 mg/l), notamment en surface avec le réchauffement printanier qui diminue la solubilité de l'oxygène dans l'eau. On observe au printemps 2021 que la concentration en oxygène (> 11 mg/l) étaient supérieures à celles des années précédentes (9.5-10 mg/l). Globalement, à partir de fin mai et jusque fin août, on observe des pics d'oxygène dissous dont la profondeur varie entre 5 et 15 m. Ces pics sont bien visibles et plus importants en 2020 et 2021 (juin) qu'en 2019. On peut ainsi noter deux pics majeurs en août 2019 et fin juillet 2020 à environ 10.3 mg/l alors que la concentration des eaux de surface est d'environ 8.3 mg/l. Au début de l'automne (fin septembre 2019), une épaisse couche de surface d'environ 12 m et de concentration 8.7 mg/l est séparée par une oxycline de la zone de plus de 18 m de profondeur dont les concentrations étaient comprises entre 6.5 et 7.5 mg/l. Enfin, au cœur de l'automne 2019 (fin octobre), la concentration en oxygène diminue progressivement de la surface à 8.5 mg/l jusqu'au fond à 7.5 mg/l tandis qu'à l'automne 2020 (fin octobre), la concentration en oxygène est totalement homogène à 9.3 mg/l.

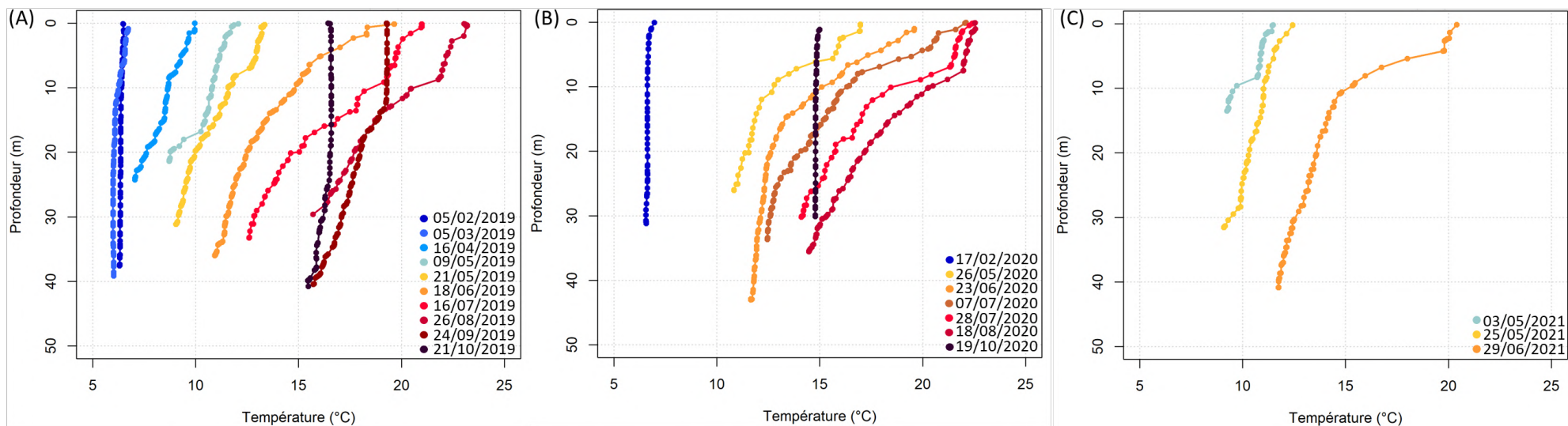


Figure 2 : Profils verticaux de la température (°C) dans la Baie Expérimentale 1 (BE1). (A) entre février 2019 et octobre 2019; (B) entre février 2020 et octobre 2020; (C) en mai et juin 2021.

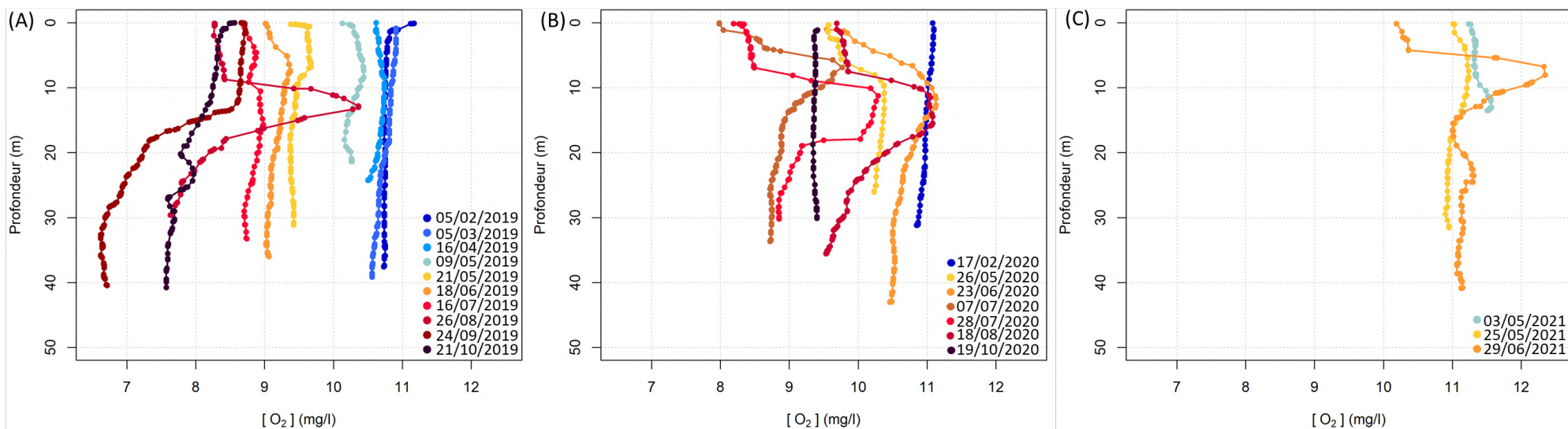


Figure 3 : Profils verticaux de la concentration en oxygène dissous (mg/l) dans la Baie Expérimentale 1 (BE1). (A) entre février 2019 et octobre 2019; (B) entre février 2020 et octobre 2020; (C) en mai et juin 2021.

- *pH* (Fig. 4A à 4C)

Les profils de pH ne montrent pas de fortes variations temporelles, à l'exception de juillet 2019 qui se différencie nettement avec un pH bien supérieur. Globalement, le pH est toujours compris entre 8 et 8.5 (sauf pour septembre 2019 à partir de 20m de profondeur et juillet 2019) correspondant ainsi à un milieu basique. Certaines signatures sont cependant intéressantes à relever. Par exemple, de mai à septembre, les profils montrent une diminution légère et progressive du pH de la surface vers le fond mais au mois d'août, un léger pic de pH est observable à 15m de profondeur, en phase avec le pic d'oxygène correspondant (Fig. 3A).

- *Conductivité* (Fig. 5A à 5C)

En hiver, la conductivité est homogène autour de 280  $\mu\text{S}/\text{cm}$  jusqu'à 30m de profondeur mais on observe en mars 2019, une augmentation progressive jusqu'à 310  $\mu\text{S}/\text{cm}$  à 40m de profondeur. En 2019, entre l'hiver et le milieu du printemps, la conductivité augmente fortement pour atteindre 360  $\mu\text{S}/\text{cm}$  puis elle diminue légèrement aux alentours de 330  $\mu\text{S}/\text{cm}$  à l'été. En 2020, l'augmentation de la conductivité est continue de l'hiver jusqu'au milieu de l'été passant de 280  $\mu\text{S}/\text{cm}$  à 350  $\mu\text{S}/\text{cm}$  dans la couche supérieure. En effet, entre mai et août, il existe une certaine hétérogénéité de la conductivité dans la colonne d'eau avec plus particulièrement une baisse importante de la surface jusqu'au fond, sauf pour juin 2019 et juin 2021 où on observe une augmentation à partir de 15m de profondeur. Enfin, en octobre, la conductivité était stable mais légèrement plus élevée en 2019 qu'en 2020 (340  $\mu\text{S}/\text{cm}$  contre 310  $\mu\text{S}/\text{cm}$  respectivement).

### **3.2. Caractéristiques physico-chimiques des eaux de surface**

L'examen du Tableau 2 a montré que les valeurs des différents paramètres étaient très proches entre les Baies (par ex. Carbone Organique Dissous, Matière en suspension, Magnésium), voire identiques (par ex. Phosphore, Nitrite, Potassium). La transparence moyenne était également proche entre les Baies, mais la Baie Témoin 3 et la Baie Expérimentale 3 se trouvant sur la branche Ubaye présentaient les moyennes ( $4.44 \pm 1.52$  et  $4.08 \pm 1.50$ , respectivement) et les valeurs minimales (1.85m et 1.73m respectivement) les plus faibles. D'un point de vue temporel, seuls les paramètres Carbone Organique Dissous (COD) et Total (COT) ont montré des variations temporelles mais sans présenter de dynamique particulière, et en restant toujours à des concentrations faibles (par ex. entre 0.5 et 1.0 mg/l pour le COD) (Fig. 6A, Fig. 6B). Pour de nombreux paramètres (par ex. les Matières en suspension, les Nitrates ou les Orthophosphates), ils étaient stables dans le temps (Fig. 6C, Fig. 6D, Fig. 6E). Cependant, pour les différents ions (Calcium, Potassium, Magnésium), des pics de concentration étaient visibles dans tous les prélèvements aux mois de mai et pour toutes les Baies (Fig. 6G, Fig. 6H, Fig. 6I).

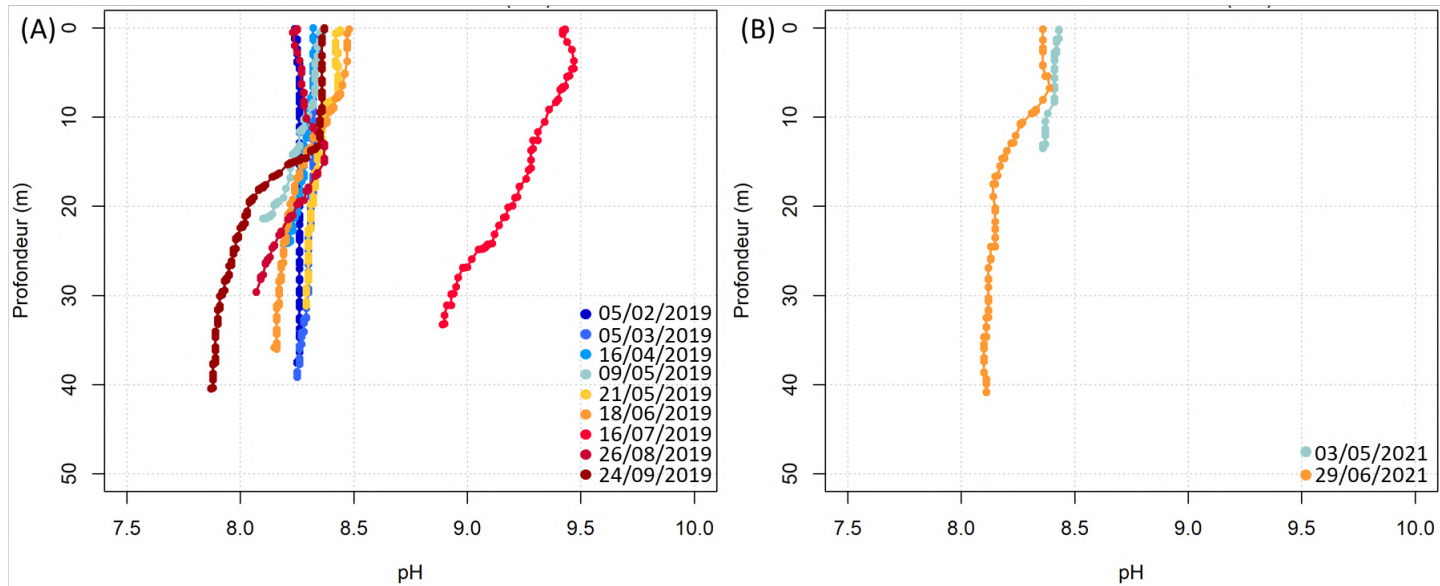


Figure 4 : Profils verticaux du pH dans la Baie Expérimentale 1 (BE1). (A) entre février 2019 et septembre 2019 ; (B) en mai et juin 2021.

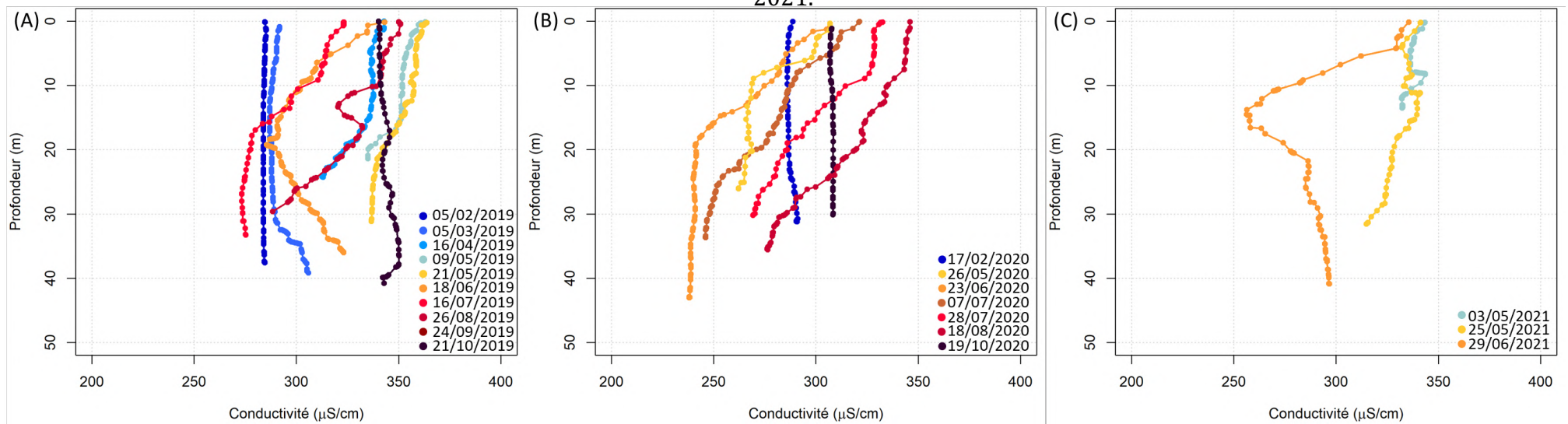
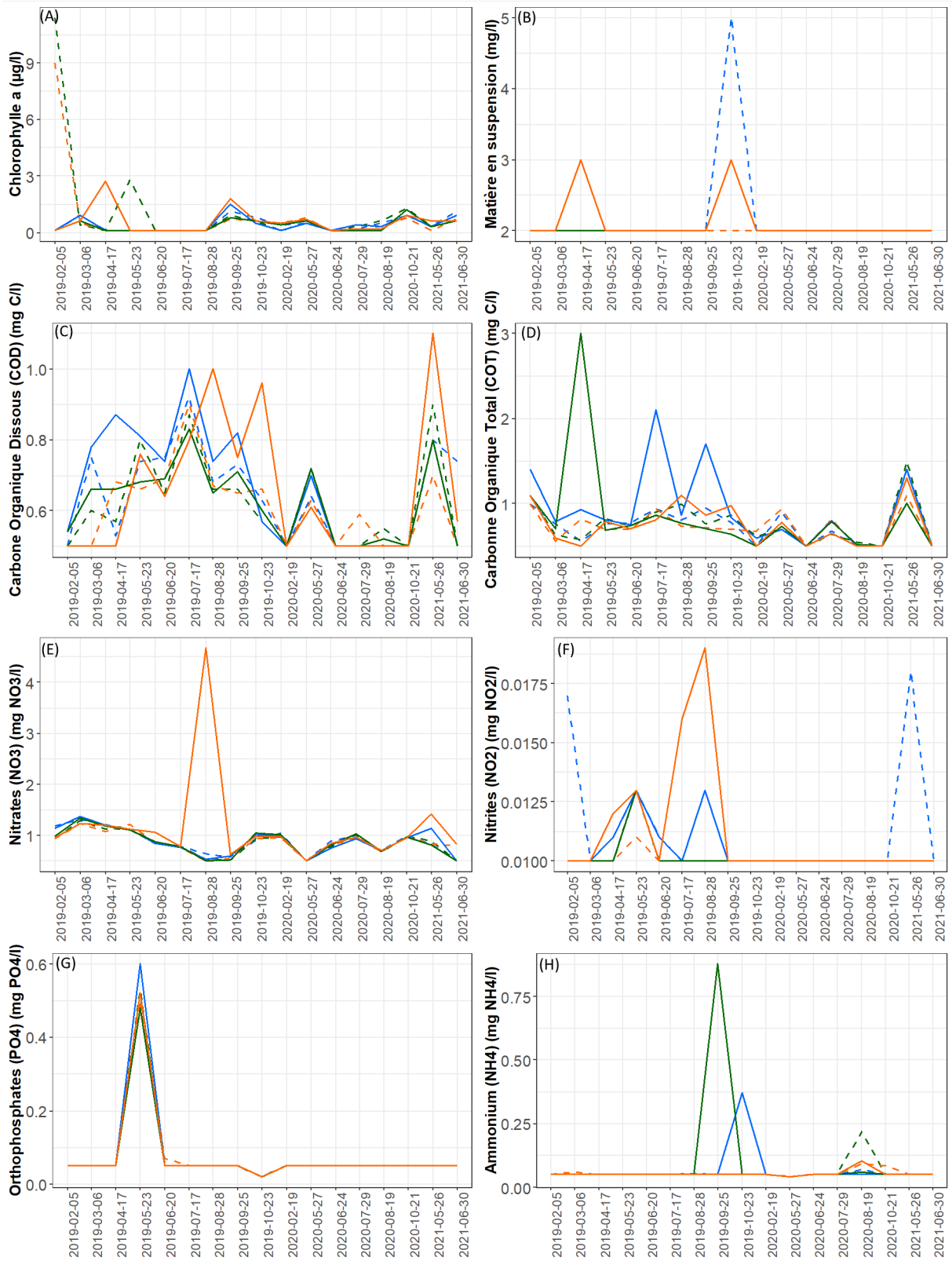


Figure 5 : Profils verticaux de la conductivité ( $\mu\text{S/cm}$ ) dans la Baie Expérimentale 1 (BE1). (A) entre février 2019 et octobre 2019 ; (B) entre février 2020 et octobre 2020; (C) en mai et juin 2021.



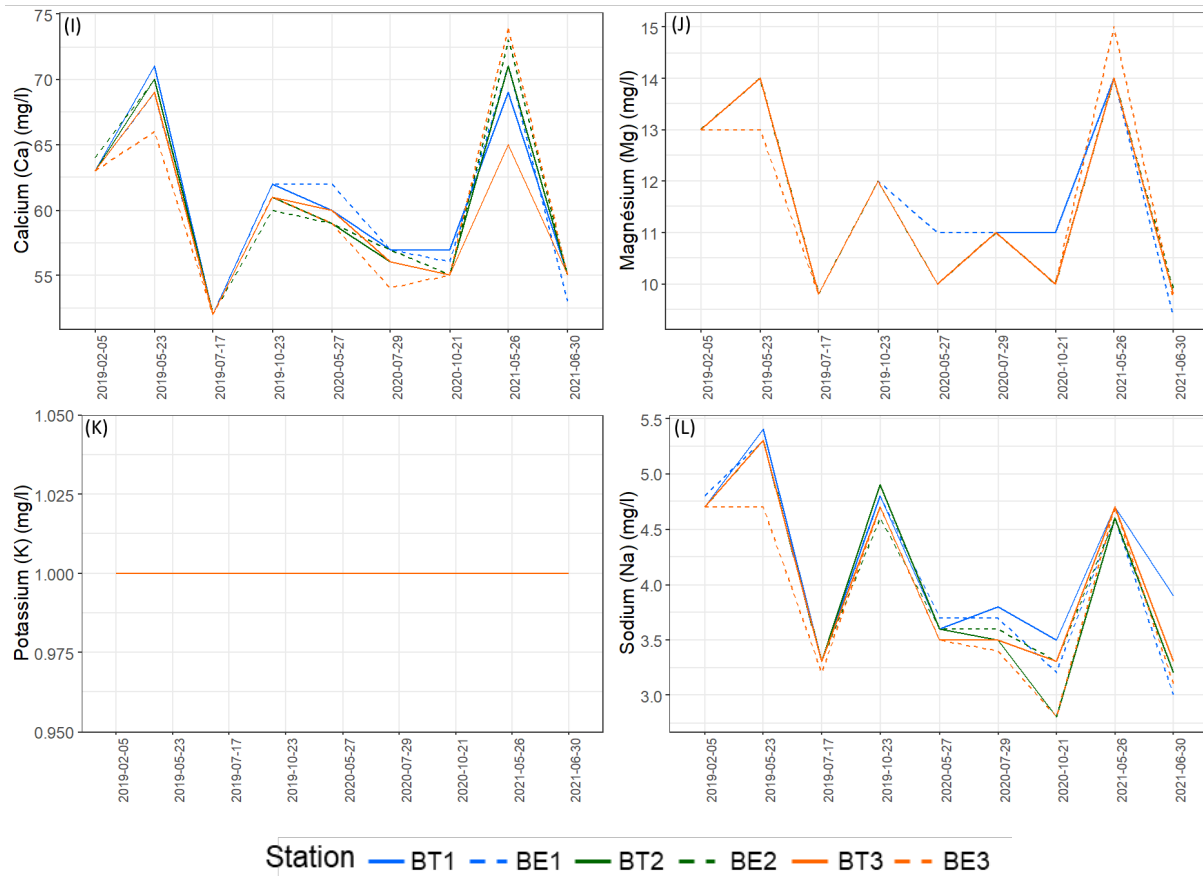


Figure 6 : Variations temporelles des paramètres physico-chimiques de l'eau de surface dans les différentes baies (BTs, BEs). (A) Paramètre Chlorophylle ; (B) Paramètre Matières en suspension ; (C) Paramètre Carbone Organique Dissous ; (D) Paramètre Carbone Organique Total ; (E) Paramètre Nitrite ; (F) Paramètre Nitrate ; (G) Paramètre Orthophosphate ; (H) Paramètre Ammonium ; (I) Ion Calcium ; (J) Ion Magnésium ; (K) Ion Potassium ; (L) Ion Sodium.

### 3.3. Caractéristiques physico-chimiques des FLOLIZs

La comparaison des températures intérieures entre les FLOLIZs montre des différences. Par exemple, en février 2019, les températures moyennes intérieures de toutes les FLOLIZs diffèrent significativement (FLOLIZ 1 :  $6.31 \pm 0.13$  ; FLOLIZ 2 :  $6.59 \pm 0.27$  ; FLOLIZ 3 :  $6.19 \pm 0.16$ ) (Fig. 7, Tab. 3). En juillet 2019, la température moyenne intérieure est significativement supérieure dans la FLOLIZ 3 ( $22.1 \pm 0.51$ ) que la FLOLIZ 1 ( $21.5 \pm 0.76$ ) (Fig. 7, Tab. 3). Enfin, de juillet 2020 à septembre 2020, la température moyenne intérieure est significativement supérieure (de maximum  $0.5^{\circ}\text{C}$ ) dans la FLOLIZ 3 ( $21.9 \pm 0.53$  ;  $22.3 \pm 0.48$  ;  $20.7 \pm 0.27$ , respectivement) que dans la FLOLIZ 1 ( $21.4 \pm 0.45$  ;  $22.0 \pm 0.60$  ;  $20.4 \pm 0.28$ , respectivement) et FLOLIZ 2 ( $21.4 \pm 0.45$  ;  $21.8 \pm 0.71$  ;  $20.1 \pm 0.30$ , respectivement) (Fig. 7, Tab. 3).

La comparaison de la température entre l'intérieur et l'extérieur pour chaque FLOLIZ ne montre pas de différence significative ( $P\text{-value} > 0.05$ ) (Fig. 8A à 8C). En particulier, les écarts de température moyenne journalière diffèrent au maximum de  $+0.17^{\circ}\text{C}$  et  $-0.09^{\circ}\text{C}$  pour la FLOLIZ 1, de  $+0.14^{\circ}\text{C}$  et  $-0.06^{\circ}\text{C}$  pour la FLOLIZ 2 et enfin de  $+0.04^{\circ}\text{C}$  et  $-0.11^{\circ}\text{C}$  pour la FLOLIZ 3 (Fig. 9A à 9C). Dans les FLOLIZ 1 et 2, les valeurs positives de delta T sont concentrées au printemps et à l'été (Fig. 9A, Fig. 9B). A l'inverse, les écarts négatifs qui sont par ailleurs plus nombreux, sont concentrées entre l'automne et le début du

printemps (Fig. 9A, Fig. 9B). Dans la FLOLIZ 3, les valeurs de delta T sont presque exclusivement négatifs mais très proches de 0 (Fig. 9C).

Contrairement à la température, la saturation en oxygène montre de fortes différences entre l'intérieur et l'extérieur pour toutes les FLOLIZs (Fig. 10A à 10C, Tab. 4A à 4C). Dans la FLOLIZ 1, la saturation moyenne en oxygène est significativement supérieure à l'extérieur de janvier à juin 2019, en mai 2020, juillet 2020 et août 2020 par rapport à l'intérieur ( $P$ -value < 0.05) (Fig. 10A, Tab. 4A). Par contre, la saturation moyenne en oxygène est significativement supérieure à l'intérieur qu'à l'extérieur en novembre et décembre 2018 ( $P$ -value < 0.05). Dans la FLOLIZ 2, la saturation moyenne en oxygène est significativement supérieure à l'extérieur de janvier 2019 à avril 2019 ( $P$ -value < 0.05) (Fig. 10B, Tab. 4B). Enfin, dans la FLOLIZ 3, la saturation moyenne en oxygène est significativement supérieure à l'extérieur en septembre 2018 et de novembre 2018 à juillet 2019 ( $P$ -value < 0.05) (Fig. 10C, Tab. 4C). À l'intérieur des FLOLIZs, la saturation moyenne en oxygène est comprise entre 83 et 110% tandis qu'à l'extérieur elle est comprise entre 84 et 125%. Quant aux valeurs maximales de saturation en oxygène, elles sont à l'extérieur et à l'intérieur de 214% et 127% respectivement pour la FLOLIZ 1, de 145% et 118% respectivement pour la FLOLIZ 2 et de 236% et 142% respectivement pour la FLOLIZ 3. Enfin, d'après la Figure 10 et Figure A4-2 (Annexe 4), les sursaturations en oxygène semblaient être plus nombreuses et plus importantes à l'extérieur des FLOLIZ 1 et 3 par rapport à la FLOLIZ 2.

Tableau 3 : Résultats des comparaisons de la température moyenne intérieure des FLOLIZs par les tests de Kruskal-Wallis (statistique H, *P*-value) de septembre 2018 à septembre 2020. Le nombre de mesures par sonde (n) est indiqué pour chaque mois.

Mois	Nombre de mesures par sonde (n)	Test de Kruskal-Wallis (df = 2)
Septembre 2018	393	H = 0.38, <i>P</i> -value = 0.83
Octobre 2018	744	H = 0.17, <i>P</i> -value = 0.92
Novembre 2018	718	H = 0.07, <i>P</i> -value = 0.97
Décembre 2018	744	H = 0.09, <i>P</i> -value = 0.96
Janvier 2019	744	H = 0.15, <i>P</i> -value = 0.93
Février 2019	668	H = 34.81, <i>P</i> -value = 2.7e-08
Mars 2019	743	H = 4.95, <i>P</i> -value = 0.08
Avril 2019	720	H = 1.95, <i>P</i> -value = 0.38
Mai 2019	741	H = 3.87, <i>P</i> -value = 0.15
Juin 2019	720	H = 1.90, <i>P</i> -value = 0.39
Juillet 2019	716	H = 10.02, <i>P</i> -value = 0.007
Aout 2019	66	H = 4.15, <i>P</i> -value = 0.13
Septembre 2019	720	H = 2.88, <i>P</i> -value = 0.24
Octobre 2019	251	H = 0.89, <i>P</i> -value = 0.64
Février 2020	271	H = 0.99, <i>P</i> -value = 0.61
Mars 2020	743	H = 2.55, <i>P</i> -value = 0.28
Avril 2020	720	H = 2.36, <i>P</i> -value = 0.31
Mai 2020	156	H = 1.66, <i>P</i> -value = 0.44
Juin 2020	156	H = 5.29, <i>P</i> -value = 0.07
Juillet 2020	741	H = 20.62, <i>P</i> -value = 3.3e-05
Aout 2020	710	H = 10.47, <i>P</i> -value = 0.005
Septembre 2020	105	H = 9.89, <i>P</i> -value = 0.007

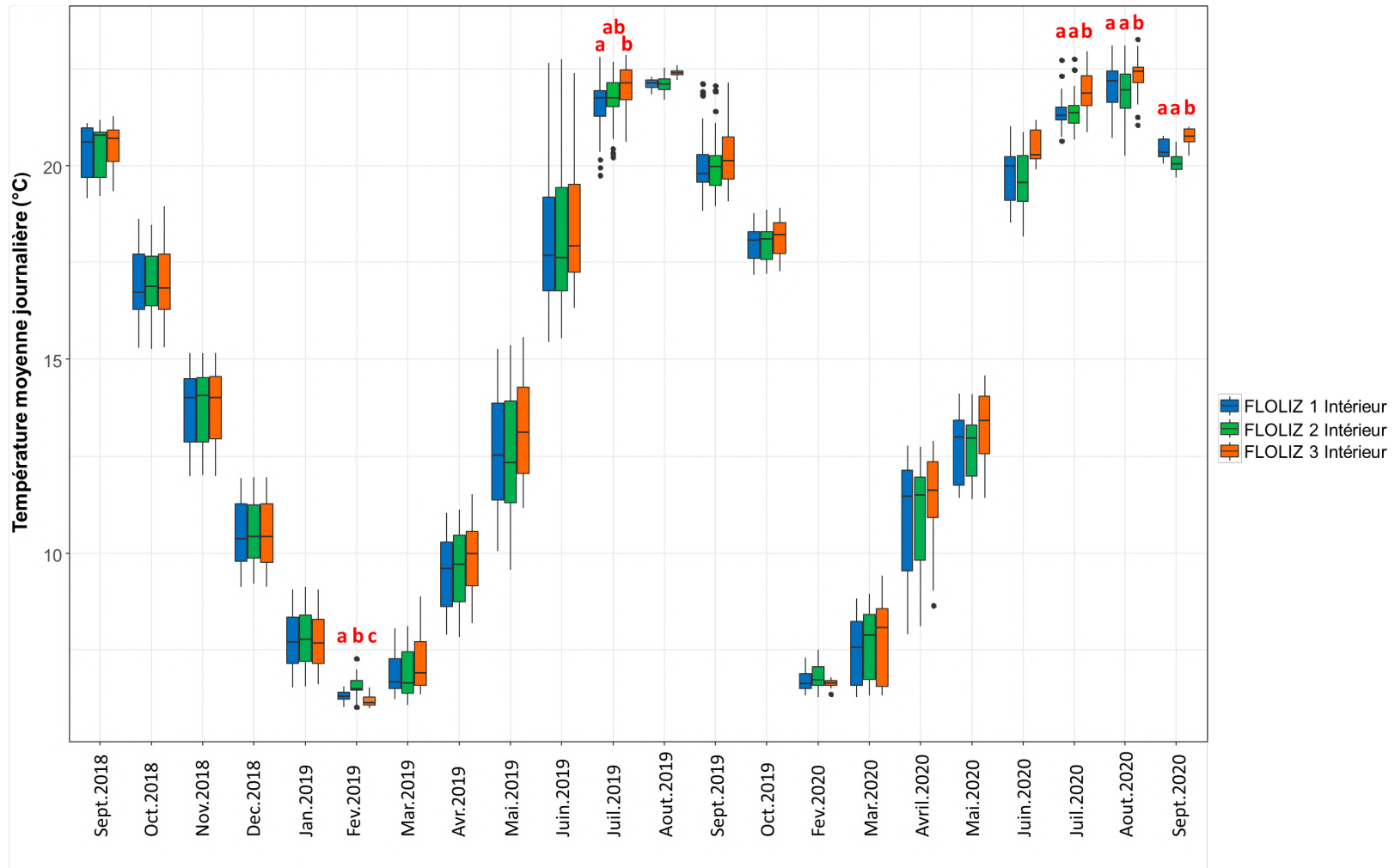


Figure 7 : Distribution de la température moyenne (°C) par mois à l'intérieur des trois FLOLIZs. Les lettres « a, b, c » signalent les différences significatives. Si les lettres sont différentes alors il existe une différence significative. S'il existe une lettre commune alors les valeurs ne diffèrent pas. Se référer au Tableau 3 pour les valeurs de *P*-value.

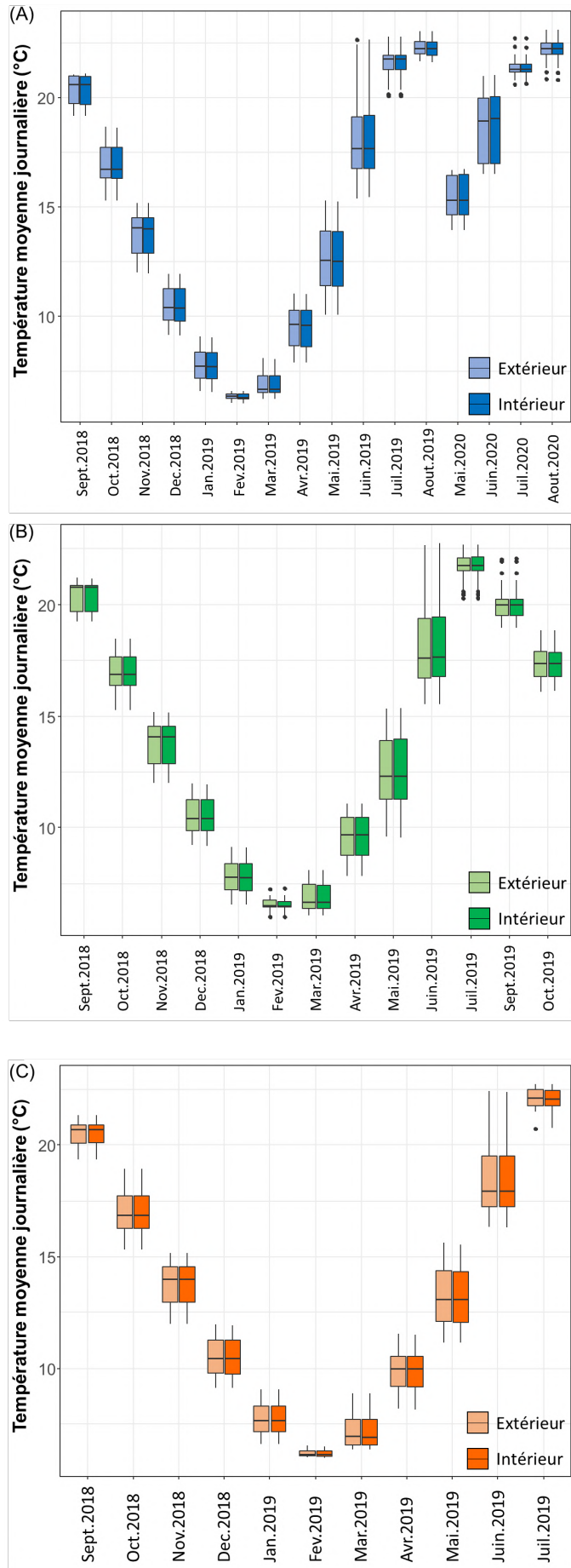


Figure 8 : Distribution de la température moyenne (°C) intérieure et extérieure par mois dans les FLOLIZs. (A) pour FLOLIZ 1; (B) pour FLOLIZ 2; (C) pour FLOLIZ 3.

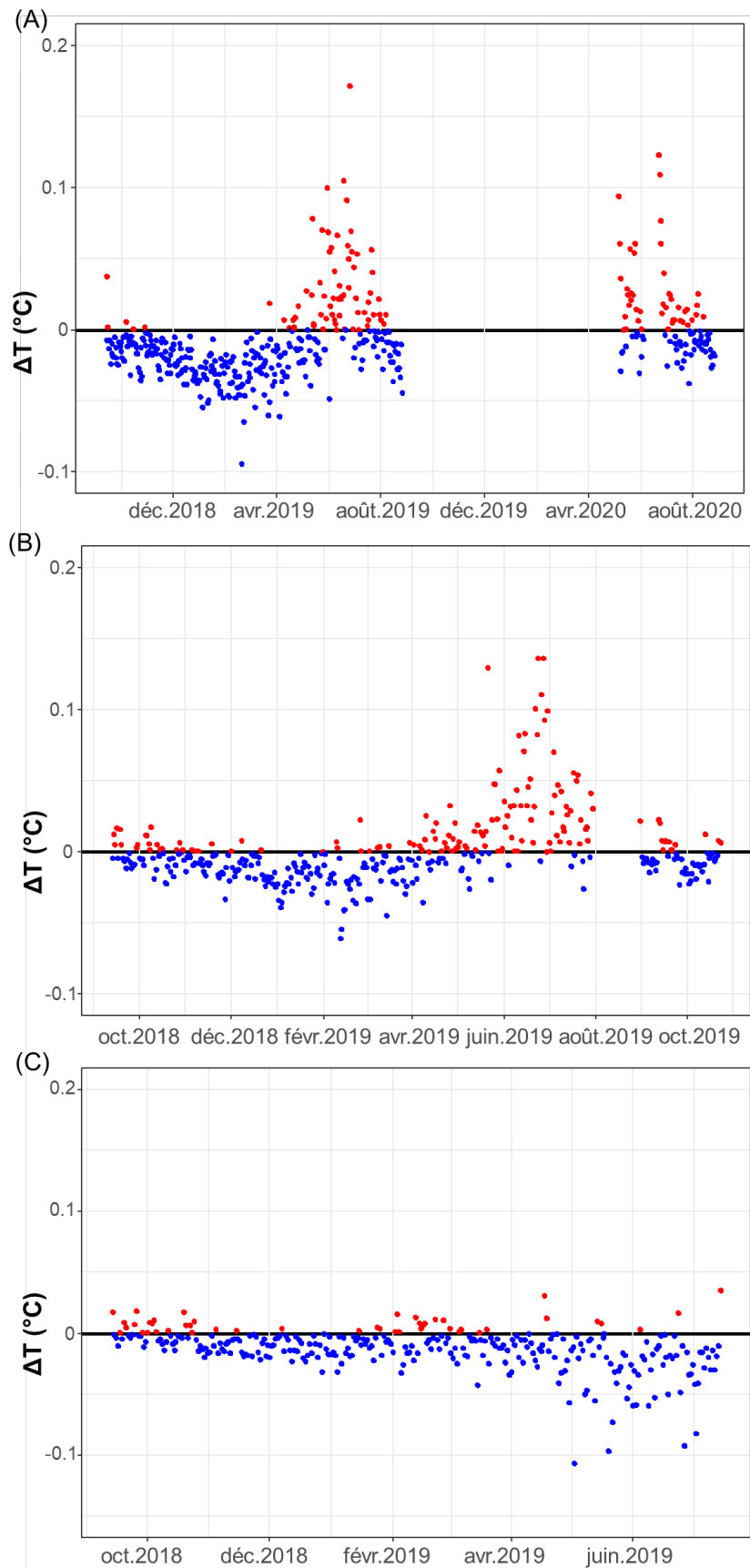
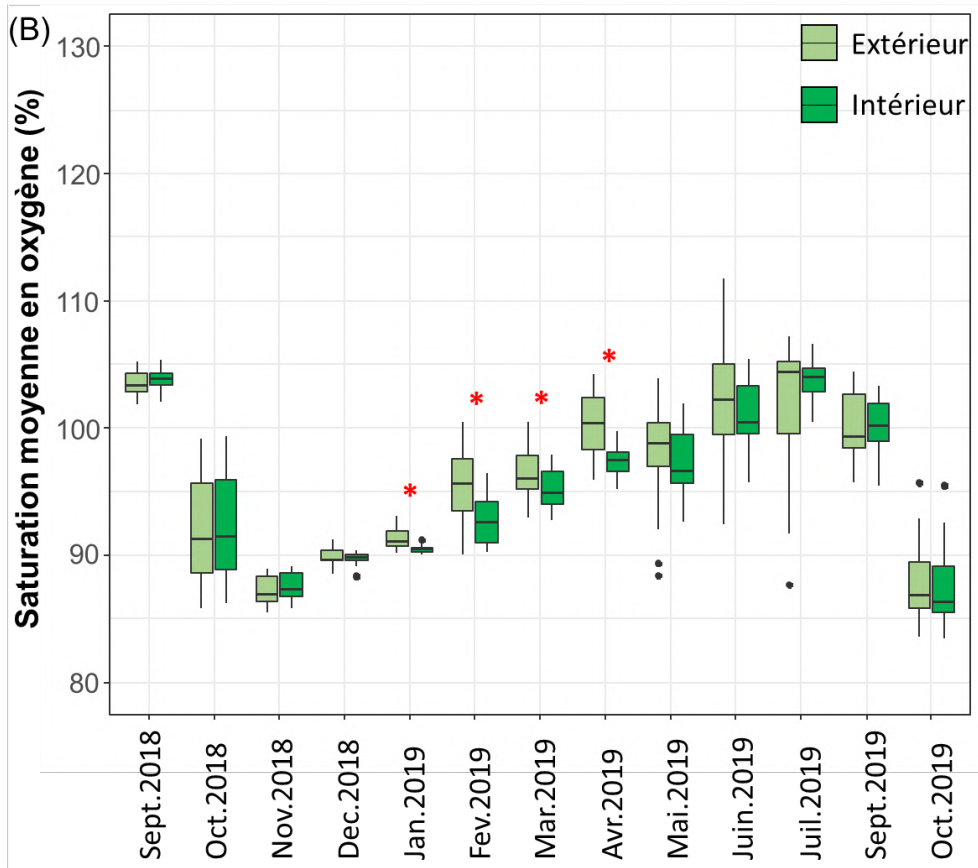
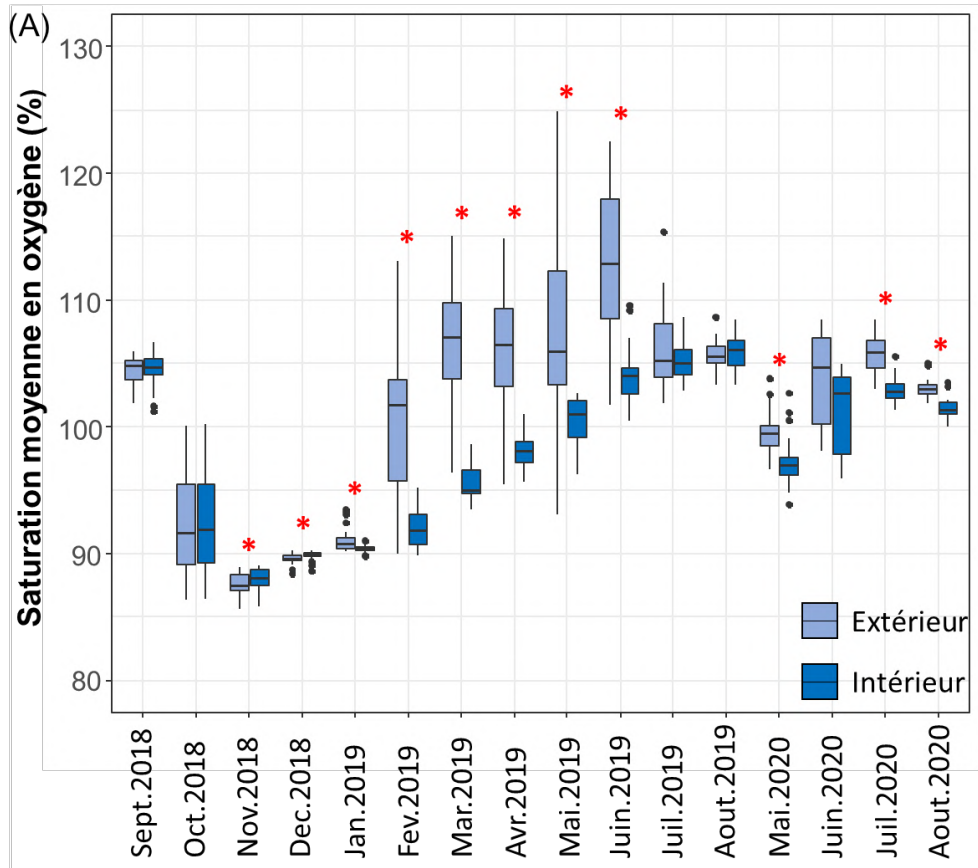


Figure 9 : Différence de la température moyenne journalière entre l'intérieur et l'extérieur ( $\Delta T$ ) des FLOLIZs. (A) pour FLOLIZ 1; (B) pour FLOLIZ 2; (C) pour FLOLIZ 3. Les valeurs de  $\Delta T$  supérieures à 0 apparaissent en rouge. Les valeurs de  $\Delta T$  égales à 0 apparaissent en noir. Les valeurs de  $\Delta T$  négatives apparaissent en noir.



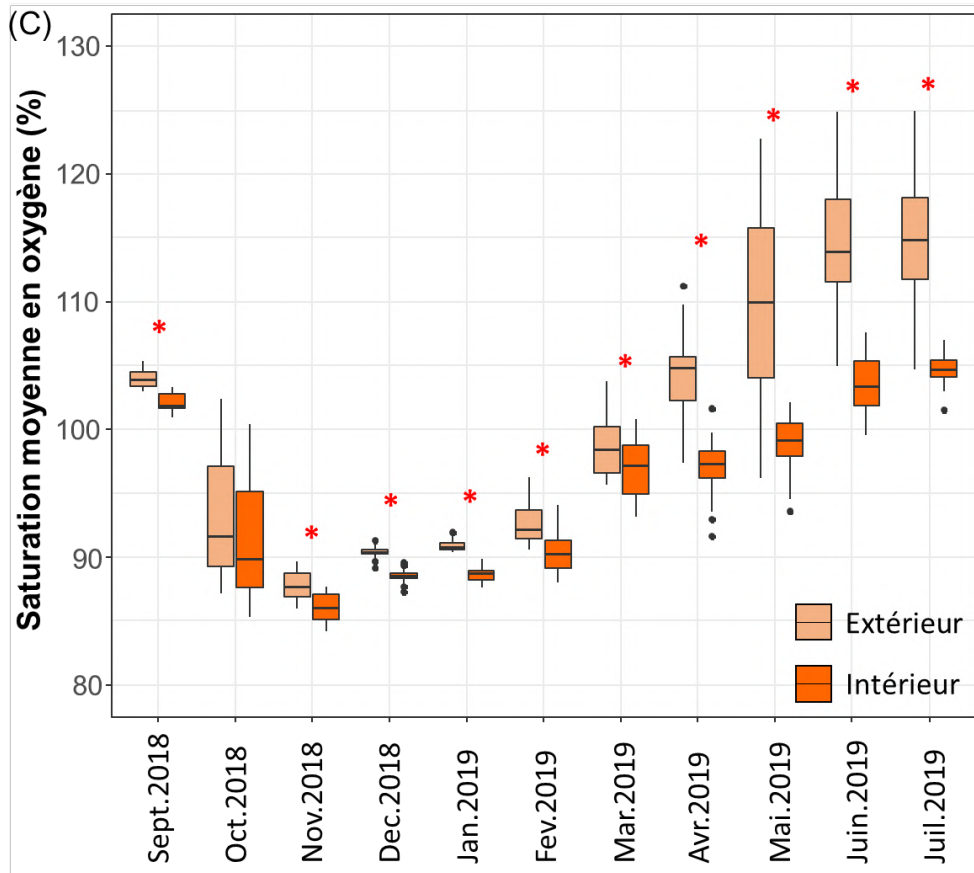


Figure 10 : Distribution de la saturation en oxygène (%) intérieure et extérieure par mois dans les FLOLIZs. (A) pour FLOLIZ 1 ; (B) pour FLOLIZ 2 ; (C) pour FLOLIZ 3. Le symbole \* indique une différence significative. Se référer au Tableau 4 correspondant.

Tableau 4 : Résultats des tests de Kruskal-Wallis (statistique H, *P*-value) sur la saturation moyenne en oxygène (%) à l'intérieur et à l'extérieur des FLOLIZs. Le nombre de mesures par sonde (n) est indiqué pour chaque mois. (A) Tableau pour la FLOLIZ 1 ; (B) Tableau pour la FLOLIZ 2 ; (C) Tableau pour la FLOLIZ 3.

(A)	Mois	Nombre de mesures par sonde	Test de Kruskal-Wallis (df = 1)
	Septembre 2018	393	H = 0.02, <i>P</i> -value = 0.88
	Octobre 2018	744	H = 0.05, <i>P</i> -value = 0.83
	Novembre 2018	719	H = 4.04, <i>P</i> -value = 0.04
	Décembre 2018	744	H = 8.05, <i>P</i> -value = 0.005
	Janvier 2019	744	H = 16.96, <i>P</i> -value = 3.82e-05
	Février 2019	670	H = 27.16, <i>P</i> -value = 1.88e-07
	Mars 2019	743	H = 43.69, <i>P</i> -value = 3.85e-11
	Avril 2019	720	H = 31.56, <i>P</i> -value = 1.93e-08
	Mai 2019	742	H = 29.00, <i>P</i> -value = 7.24e-08
	Juin 2019	720	H = 31.07, <i>P</i> -value = 2.49e-08
	Juillet 2019	743	H = 0.22, <i>P</i> -value = 0.64
	Aout 2019	639	H = 0.68, <i>P</i> -value = 0.41
	Mai 2020	588	H = 17.81, <i>P</i> -value = 2.44e-05
	Juin 2020	289	H = 3.90, <i>P</i> -value = 0.05
	Juillet 2020	743	H = 34.22, <i>P</i> -value = 4.93e-09
	Aout 2020	646	H = 28.67, <i>P</i> -value = 8.59e-08

(B)	Mois	Nombre de mesures par sonde	Test de Kruskal-Wallis (df = 1)
	Septembre 2018	393	H = 0.66, P-value = 0.42
	Octobre 2018	744	H = 0.24, P-value = 0.63
	Novembre 2018	719	H = 1.43, P-value = 0.23
	Décembre 2018	744	H = 0.03, P-value = 0.86
	Janvier 2019	744	H = 22.58, P-value = 2.02e-06
	Février 2019	671	H = 12.41, P-value = 0.0004
	Mars 2019	743	H = 7.58, P-value = 0.006
	Avril 2019	720	H = 19.54, P-value = 9.85e-06
	Mai 2019	743	H = 2.42, P-value = 0.12
	Juin 2019	720	H = 1.65, P-value = 0.20
	Juillet 2019	743	H = 0.04, P-value = 0.84
	Septembre 2019	720	H = 0.10, P-value = 0.76
	Octobre 2019	562	H = 0.58, P-value = 0.45

(C)	Mois	Nombre de mesures par sonde	Test de Kruskal-Wallis (df = 1)
	Septembre 2018	397	H = 23.42, P-value = 1.30e-06
	Octobre 2018	744	H = 2.88, P-value = 0.09
	Novembre 2018	719	H = 23.95, P-value = 9.90e-07
	Décembre 2018	744	H = 45.38, P-value = 1.62e-11
	Janvier 2019	744	H = 45.76, P-value = 1.34e-11
	Février 2019	671	H = 19.72, P-value = 8.96e-06
	Mars 2019	743	H = 6.82, P-value = 0.009
	Avril 2019	720	H = 38.93, P-value = 4.40e-10
	Mai 2019	743	H = 40.76, P-value = 1.72e-10
	Juin 2019	720	H = 41.93, P-value = 9.45e-11
	Juillet 2019	378	H = 19.11, P-value = 1.23e-05

## 4. Discussion

### 4.1. Des variations temporelles marquées de la physico-chimie

L'analyse des profils verticaux entre les Baies ne montrent pas de différences majeures, par contre nous avons mis en évidence des variations temporelles très marquées de la température, de l'oxygène dissous ou encore de la conductivité. En effet, d'après l'analyse des profils verticaux de température, la retenue de Serre-Ponçon apparaît comme une retenue monomictique avec une stratification visible entre avril et septembre. Les conditions thermiques comprises entre 6 et 22°C sont compatibles avec les tolérances des espèces piscicoles présentes (Tissot and Souchon, 2010), même des plus sténothermes (par ex. salmonidés) (Molony and Molony, 2001). En ce qui concerne l'oxygène dissous, les pics printaniers et estivaux importants observés sont classiquement liés au développement du phytoplancton, qui produit une quantité importante d'oxygène par photosynthèse. Ce développement de phytoplancton est mis en évidence sur les profils de chlorophylle (Annexe 4, Fig. A4-3) avec des pics visibles autour de 30 µg/l voire jusqu'à plus de 100 µg/l à des profondeurs comprises entre 5 et 30m. De plus, la concentration en oxygène est toujours supérieure à 7 mg/l donc parfaitement compatible avec la vie aquatique (en particulier les poissons, Doudoroff and Shumway, 1970) et correspond à un très bon état chimique du milieu. En ce qui concerne la conductivité, les profils mettent en évidence des variations temporelles assez fortes avec notamment une augmentation entre l'hiver et l'été. Cette augmentation de la conductivité est probablement liée au remplissage de la retenue par un apport massif d'eau issue de la fonte des neiges. En effet, cette eau riche en minéraux qui provient du bassin versant a pour effet d'augmenter la conductivité de la retenue.

Enfin, pour le pH, il s'agit du seul paramètre qui varie peu puisqu'il est globalement compris entre 8 et 8.5. Cependant, les pics observés de pH en juillet et août 2019 peuvent être liés à l'activité photosynthétique intense du phytoplancton qui produit non seulement de l'oxygène dissous mais qui consomme aussi du gaz carbonique dissous lui-même produit par acidification d'hydrogénocarbonates. Enfin, l'alcalinité de l'eau de la retenue est en partie due aux différentes roches métamorphiques qui composent le bassin versant (marne, calcschiste) (Chappaz et al., 2009) puisqu'elles sont riches en calcaire. Finalement, les valeurs de pH autour de la neutralité sont optimales pour les organismes aquatiques. En effet, des valeurs de pH trop acides (< 6.0) pourraient affecter la diversité des poissons dans les lacs (Matuszek and Beggs, 1988). Dans la retenue de Serre-Ponçon, les valeurs de pH légèrement basiques correspondent à une bonne qualité d'eau et sont compatibles avec la vie des organismes aquatiques.

### 4.2. Des conditions physico-chimiques similaires entre les Baies

Comme les profils verticaux l'ont déjà montré, les paramètres chimiques n'ont pas varié spatialement sur la période à laquelle nous avons effectué les prélèvements. Ainsi, les Baies dans la zone aval de la retenue, se trouvant sur la branche Durance ou Ubaye présentent des caractéristiques chimiques semblables. De plus, les paramètres montrent des valeurs très faibles voire proches des limites de quantification. Cependant, les analyses des prélèvements d'eau permettent de confirmer l'augmentation printanière de la conductivité observée dans les profils verticaux, qui est due à une augmentation des ions apportés par l'eau issue de la fonte des neiges du bassin versant. Finalement, toutes ces observations prouvent premièrement que l'eau est pauvre en éléments nutritifs et en minéraux et que l'on peut donc qualifier l'eau de la retenue comme étant oligotrophe, et deuxièmement, que les Baies ne présentent pas de différences environnementales, par

conséquent, les résultats sur les compartiments biotiques (voir Chapitres suivants) ne pourront pas être mis en lien avec des différences environnementales. Enfin, puisque les différents types de Baie (les 3 BTs, les 3 BEs) présentent des conditions environnementales similaires, elles peuvent être considérées comme des vrais répliques.

### **4.3. Des FLOLIZs protégées du batillage**

Bien que les différences sont peu élevées (0.5°C maximum), la température intérieure dans les FLOLIZs 3 (Branche Ubaye) s'est tout de même montrée plusieurs fois supérieure à au moins une FLOLIZ de la branche Durance (FLOLIZ 1 ou 2), en particulier durant certains mois d'été. Cette observation est intrigante mais elle pourrait s'expliquer par l'orientation différente des Baies et donc une exposition légèrement différente des FLOLIZs au soleil. Ainsi, la FLOLIZ 3 aurait pu bénéficier d'un ensoleillement légèrement plus important dans la journée, permettant un réchauffement des eaux de surface légèrement plus important. Dans tous les cas, la température à l'intérieur des FLOLIZs est compatible avec les tolérances thermiques des poissons (Tissot and Souchon, 2010).

En ce qui concerne la température entre l'intérieur et l'extérieur de chaque FLOLIZ, aucune différence n'a pu être mise en évidence. Par contre, nous avons pu montrer de fortes différences de la saturation en oxygène à l'extérieur des FLOLIZs. Cette observation peut s'expliquer par le batillage qui frappe les structures et provoque d'importants remous. En effet, les sursaturations importantes sont souvent observées dans les milieux agités. Enfin, les plus fortes saturations en oxygène observables à l'extérieur des FLOLIZs 1 et 3, peuvent s'expliquer par le fait que ces FLOLIZs sont dans des Baies très ouvertes, proche du couloir des vents et de la navigation ce qui les soumet à un batillage plus important. A l'inverse, la FLOLIZ 2 est dans une Baie étroite et plus à l'abri du batillage. La saturation en oxygène étant en permanence largement supérieure à 80% elle n'est donc pas limitante pour la vie aquatique. Finalement, les cages grillagées latérales remplies de substrat ne permettent pas de contribuer à significativement augmenter la température à l'intérieur des FLOLIZs mais montrent un intérêt pour créer un milieu moins soumis au batillage, donc plus stable et plus confiné. En particulier, elles permettent d'éviter un brassage trop important à l'intérieur des FLOLIZs qui aurait pu causer des dégâts importants sur la végétation (par ex. déracinement, arrachement des tiges) mais aussi déranger la macrofaune aquatique (par ex. les macroinvertébrés, les poissons).

## **5. Conclusion**

La caractérisation environnementale a permis de montrer que la retenue de Serre-Ponçon est une retenue monomictique, stratifiée d'avril à septembre dont la température est comprise entre 6 et 22°C, présente une bonne oxygénation (> 7 mg/l) et une eau de type oligotrophe, c.à.d. des conditions environnementales propices à la vie aquatique. Si les paramètres montrent des variations temporelles fortes, ils ne varient pas spatialement puisque les caractéristiques physico-chimique sont similaires entre les Baies. Par conséquent, les résultats sur les compartiments biotiques décrits dans les chapitres suivants, ne seront pas liés à des différences environnementales. Toutefois, en ce qui concerne les FLOLIZs, la FLOLIZ 3 montre des températures légèrement supérieures à l'été 2020 par rapport aux autres FLOLIZs. Finalement, l'installation de cages grillagées latérales dans les FLOLIZs ne permet pas d'augmenter significativement la température intérieure mais a permis de protéger la végétation aquatique et la macrofaune aquatique du batillage répété.

# CHAPITRE IV – COLONISATION DES FLOLIZs PAR LES MACROINVERTEBRES EN CONTEXTE MARNANT.



Figure 1 : Mosaique de clichés de macroinvertébrés pris sous stéréomicroscope.  
©Projet UROS

Ce chapitre est une adaptation en français de l'article *Salmon et al. (2021) « Floating Littoral Zone (FLOLIZ): a solution to sustain macroinvertebrate communities in regulated lakes? »* (Publié dans Ecological Engineering et joint en Annexe 5). Les modifications majeures concernent la partie résultat puisque des analyses et des données supplémentaires (3 saisons supplémentaires) ont été ajoutées. Par conséquent, des modifications légères ou actualisations ont été entreprises dans les autres parties pour s'adapter aux nouveaux résultats.

## 1. Résumé

Les fluctuations artificielles du niveau d'eau (marnage) menacent sérieusement la biodiversité et le fonctionnement des zones littorales dans les écosystèmes lacustres. L'utilisation d'îles flottantes artificielles (AFI) pour compenser les effets délétères d'un marnage artificiel sur les habitats littoraux suscite un intérêt croissant de la part des gestionnaires de l'environnement. Pourtant, l'efficacité écologique de ces structures est encore très peu documentée. Les AFI sont généralement conçues comme de simples tapis flottants végétalisés. Dans cette étude, nous avons conçu une zone littorale flottante artificielle (FLOLIZ), qui imite une zone littorale naturelle composée d'une partie terrestre végétalisée avec des hélophytes et de plusieurs étages subaquatiques contenant un sol et des hydrophytes. Ensuite, nous avons cherché à évaluer l'efficacité des FLOLIZs pour soutenir les communautés de macroinvertébrés. Trois FLOLIZs ont été installées dans trois baies d'un réservoir hydroélectrique français marqué par un marnage important. La composition taxonomique et fonctionnelle des communautés de macroinvertébrés dans les trois FLOLIZs a été comparée à celle de stations littorales témoins à sept saisons s'étalant sur trois années. L'abondance, la richesse taxonomique et la diversité étaient significativement plus élevées dans les FLOLIZs que dans les stations littorales témoins, notamment lorsque le niveau de l'eau augmentait brusquement (c'est-à-dire aux printemps 2019 et 2020) et pendant les saisons post-fluctuations (c'est-à-dire à l'été et à l'automne 2019). En effet, aux printemps, le taux d'extinction dans les stations littorales témoins étaient significativement plus important, témoignant un fort impact des fluctuations du niveau d'eau. Enfin, les profils fonctionnels des communautés de macroinvertébrés différaient significativement entre les FLOLIZs et les stations littorales témoins. Dans le détail, les communautés littorales étaient dominées par des taxons très mobiles et résistants (par ex., les coléoptères, les hétéroptères, les chironomes), tandis que les communautés des FLOLIZs étaient dominées par des espèces moins mobiles avec des cycles de vie plus longs (par ex., Hydra sp, Oligochaeta, Planariidae). Ces résultats montrent que les FLOLIZs ont été colonisées avec succès par des communautés de macroinvertébrés originales, plus diversifiées et plus abondantes que celles des stations littorales témoins. Ces résultats à moyen terme suggèrent que les FLOLIZs pourraient fournir des habitats adéquats pour les macroinvertébrés dans les réservoirs présentant un marnage important. Un suivi à plus long terme, sur d'autres écosystèmes lacustres et incluant d'autres compartiments que les macroinvertébrés (par ex. les poissons, voir Chapitre V) serait pertinent à mener pour attester du potentiel des FLOLIZs à mitiger les effets délétères du marnage sur la biodiversité aquatique.

## 2. Introduction

Dans cette étude, nous avons cherché à évaluer la colonisation des FLOLIZs et leur efficacité pour soutenir les communautés de macroinvertébrés dans un contexte de marnage artificiel extrême. Pour cela, nous avons comparé l'abondance et la richesse des macroinvertébrés, la dynamique de colonisation des taxons, la composition taxonomique et fonctionnelle des communautés des FLOLIZs à des stations littorales témoins durant presque deux années complètes. Nous avons émis l'hypothèse que les FLOLIZs constituent des habitats refuges pour les macroinvertébrés et que, par conséquent, l'abondance et la richesse taxonomique seraient plus élevées dans les FLOLIZs que dans les stations littorales témoins pendant et après les épisodes de fortes fluctuations du niveau de l'eau (printemps et été par exemple). De plus, nous avons pensé que la stabilité des habitats dans les FLOLIZs permettrait une colonisation croissante et continue des macroinvertébrés. Enfin, nous nous attendions également à ce que les compositions taxonomiques et fonctionnelles (via les traits écologiques) des macroinvertébrés soient différentes dans les FLOLIZs et les stations littorales témoins en raison des différences d'habitats, plus diversifiés et plus stables dans les FLOLIZs par rapport aux stations littorales témoins. En particulier, nous nous attendions à trouver une plus grande abondance de macroinvertébrés présentant des traits écologiques leur permettant de se maintenir dans un environnement instable (par ex. une grande mobilité, une reproduction rapide) dans les stations littorales témoins par rapport aux FLOLIZs. À l'inverse, nous nous attendions à trouver dans les FLOLIZs, des macroinvertébrés que l'on pourrait trouver dans les zones littorales naturelles, et caractérisés par des traits tels qu'une faible mobilité, un faible nombre de génération par an et une dépendance aux habitats végétaux.

## 3. Matériel et méthodes

### 3.1. Stations d'échantillonnage et conception des FLOLIZs

Les informations concernant les stations d'échantillonnage et la conception des FLOLIZs ont été détaillées dans le Chapitre I section 1.4 et le Chapitre II respectivement, ou dans l'article Salmon et al. (2022) joint en Annexe 5.

### 3.2. Échantillonnage des macroinvertébrés

Le suivi des macroinvertébrés a commencé 2 mois après l'installation des FLOLIZs. Les macroinvertébrés ont été échantillonnés de manière saisonnière le 27 novembre 2018 (correspondant à l'automne 2018), le 05 février 2019 (correspondant à l'hiver 2019), le 24 mai 2019 (correspondant au printemps 2019), le 26 août 2019 (correspondant à l'été 2019), le 22 octobre 2019 (correspondant à l'automne 2019), le 17 février 2020 (correspondant à l'hiver 2020) et le 24 mai 2020 (correspondant au printemps 2020). Les communautés de macroinvertébrés dans les Baies Témoins (BTs) et Baies Expérimentales (BEs) ont été échantillonnées à l'aide d'un filet surber (mailles de 250  $\mu\text{m}$ ; surface échantillonnée de 0,05  $\text{m}^2$ ) (Fig. 2). Pour chaque station contrôle, deux échantillons ont été collectés à 0,5m de profondeur et un échantillon à 1m de profondeur correspondant aux étapes subaquatiques des FLOLIZs. Pour l'échantillonnage des macroinvertébrés dans les FLOLIZs, le filet surber n'a pas pu être utilisé car le substrat était encagé. Ainsi, des substrats amovibles mesurant 20 x 25 cm (soit une surface d'échantillonnage de 0,05 $\text{m}^2$ ) (Fig. 3) et contenant de la Misapor® ont été préalablement installés dans chaque compartiment aquatique des FLOLIZs. Lors de chaque campagne

saisonnaire, un substrat amovible a été collecté aléatoirement à chaque étage subaquatique (soit 2 substrats retirés à 0,5 m et 1 substrat retiré à 1m de profondeur) parmi les substrats qui n'avaient pas déjà été échantillonnés lors des campagnes précédentes. Les substrats amovibles ont été placés dans un filet de mailles de 250 µm avant d'être remontés à la surface. Chaque substrat amovible a été rincé et secoué plusieurs fois dans une bassine et la Misapor® a été soigneusement frottée pour enlever les organismes fixés. Pour s'assurer que tous les individus ont bien été collectés, une vérification minutieuse a été effectuée pour chaque substrat. L'échantillon a ensuite été passé sur un tamis de maille 250 µm pour collecter les macroinvertébrés. Tous les échantillons ont été conservés dans de l'alcool pur dénaturé (70%) et ont été rapidement tamisés, triés et identifiés au laboratoire sous un stéréomicroscope (LEICA MZ75, Allemagne). Les individus ont été identifiés au niveau taxonomique le plus précis possible (généralement au genre) en utilisant plusieurs clés d'identification (Tachet et al., 2010 ; PERLA<sup>1</sup>) (Fig. 1).



Figure 2 : Matériel utilisé pour l'échantillonnage des macroinvertébrés dans les baies (dans l'ordre : colonne de tamis, contenant, filet surber, alcool de conservation).



Figure 3 : Photographie d'un substrat amovible (20 x 25 cm) rempli de Misapor®.

### 3.3. Analyse statistique

Un total de 189 échantillons de macroinvertébrés a été collecté correspondant à 3 échantillons (2 échantillons à 0,5m et 1 échantillon à 1m de profondeur) par type de station (n=3, c.à.d. Baie témoin, Baie expérimentale, FLOLIZ), par réplica de station (n=3)

<sup>1</sup> <http://www.perla.developpement-durable.gouv.fr/index.php>

et par saison (n=7). Cinq métriques des assemblages de macroinvertébrés (nombre de taxons, abondance, taux de colonisation, taux d'extinction, indice de 1-Hill) ont été calculées pour chaque échantillon. L'indice 1-Hill est un indice synthétique qui combine la sensibilité de l'indice de Shannon avec les espèces rares et la sensibilité de l'indice de Simpson avec les espèces abondantes (Hill, 1973) ; il quantifie la diversité. Les taux de colonisation et d'extinction ont été calculés pour chaque station à chaque date d'échantillonnage en prenant comme point de départ (t0), la date d'installation des FLOLIZs soit le 15 septembre 2018. Ces taux de colonisation et d'extinction ont été calculés selon la méthode décrite par Dickson and Cairns (1972): « Le nombre de nouvelles espèces plus le nombre d'espèces réapparues divisé par unité de temps entre les périodes d'échantillonnage est égal au taux de colonisation exprimé en espèces par unité de temps. Le taux d'extinction a été déterminé en divisant le nombre d'espèces éliminées par unité de temps entre les périodes d'échantillonnage. Ce taux a également été exprimé en espèces par unité de temps. ». Les tests non paramétriques de Kruskal-Wallis et de Wilcoxon utilisant l'ajustement de Holm (Holm, 1979) ont été utilisés pour évaluer la significativité des différences des métriques (1) entre les stations (c'est-à-dire FLOLIZs, BTs et BEs) pour chaque saison et (2) entre les saisons pour chaque type de station. Pour chaque test de Kruskal-Wallis, la statistique H, le nombre de degrés de liberté ainsi que la P-value ont été reportés. Les coefficients de variation ont été calculés pour comparer les variations saisonnières des métriques pour chaque type de station.

Une ordination multidimensionnelle non métrique (Non-Metric Multidimensional Scaling ; NMDS) de l'abondance des taxons de macroinvertébrés a été effectuée pour examiner la distribution des assemblages entre les stations en utilisant la fonction "metaMDS" du package vegan de R (Oksanen et al., 2009). Avant d'effectuer l'ordination, les échantillons (2 à 0,5 m de profondeur et 1 à 1 m) ont été poolés par saison et par station afin de calculer la dissimilarité de Bray-Curtis et les données d'abondance ont été transformées en utilisant la transformation de Hellinger (Rao, 1995 ; Legendre et Gallagher, 2001). La dissimilarité de Bray-Curtis a été utilisée pour quantifier la dissimilarité entre les stations en fonction des assemblages de macroinvertébrés (Bray et Curtis, 1957). La qualité de l'ajustement a été estimée à l'aide de la valeur de stress, qui varie de 0 à 1. Les valeurs comprises entre 0.15 et 0.20 indiquent une qualité moyenne d'ordination (Clarke, 1993). Des tests de permutation ont été utilisés pour tester la significativité de la différence dans les assemblages de macroinvertébrés entre les stations et entre les saisons (en utilisant les surfaces d'ordination) en utilisant la fonction "ordiareatest" du package vegan de R (Oksanen et al., 2009). Cette fonction étudie l'hypothèse unilatérale selon laquelle la surface couverte par chaque polygone (dessinée par la fonction ordihull par groupe, c'est-à-dire les stations ou les saisons) dans l'espace d'ordination bidimensionnel est plus petite que celle attendue sous l'hypothèse nulle en utilisant le test de permutation (Oksanen et al., 2013). Enfin, l'abondance moyenne par classes (par ex., les Gastéropodes, les Nématodes), familles (par ex., les Chironomidés) ou ordres (par ex., les Coléoptères, les Hémiptères, les Ephéméroptères...) a été calculée par type de station pour chacune des dates d'échantillonnage. Pour les ordres représentés par un taxon unique (par ex., les Cnidaires avec *Hydra* sp, les Bivalves avec *Dreissena polymorpha*, les Crustacés avec *Gammarus* sp), le nom du taxon a été utilisé.

Enfin, les profils moyens des traits de la communauté ont été calculés à partir des données d'abondance des macroinvertébrés en utilisant 20 traits biologiques et écologiques à codage flou décrits pour chaque taxon (Chevenet et al., 1994) et appelés ci-après "traits fonctionnels". Les traits biologiques reflètent l'histoire de vie des taxons (par ex. le nombre de cycles de reproduction par an), leurs capacités de résistance et de résilience (par ex. les formes de résistance) et leurs caractéristiques morphologiques

générales (forme et taille du corps) ou physiologiques (par ex. respiration, habitudes alimentaires) (Usseglio-Polatera et al., 2000). Les traits écologiques décrivent principalement les préférences d'habitat des taxons à différentes échelles spatiales (par ex. substrat, vitesse du courant, température, pH, saprobité, distribution longitudinale). Chaque trait est décrit par un ensemble de modalités (détails dans l'Annexe 6, Tableau A6-1). Les profils de traits pondérés moyens (par les abondances log-transformées) des assemblages de chaque station ont été calculés et exprimés sous forme de distributions d'abondance relative des modalités de traits (Thioulouse et al., 1997). Ensuite, une analyse floue des correspondances (Fuzzy Coding Analysis ; FCA) a été utilisée pour examiner les différences des profils de traits pondérés moyens entre les stations à l'aide du progiciel ADE4 (Chessel et al., 2004). Les comparaisons " entre stations " des modalités de traits ont été réalisées à l'aide du test de Kruskal-Wallis et du test post-hoc de Wilcoxon avec l'ajustement de Holm après transformation arcsin ( $\sqrt{p}$  avec  $p$  : proportion de chaque modalité de trait dans la communauté). Le pourcentage de similarité fonctionnelle entre les stations a été calculé en fonction du nombre de traits communs et du nombre total de traits. Enfin, la richesse fonctionnelle (FRic), la régularité (FEve) et la divergence (Fdiv) ont été calculées comme les trois composantes de la diversité fonctionnelle (Mason et al., 2005) en utilisant le package FD (Laliberté et al., 2014).

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées en utilisant le logiciel R version 3.5.0 (R Core Team, 2018) et RStudio version 1.2.5033 (RStudio Team, 2019).

## 4. Résultats

### 4.1. Abondance et caractéristiques taxonomiques des communautés de macroinvertébrés

L'abondance totale varie de  $121.3 \pm 50.5$  (hiver 2019) à  $408.8 \pm 162.0$  (printemps 2020) dans les FLOLIZs et de  $0.9 \pm 1.0$  (automne 2019) à  $698,8 \pm 751,2$  (hiver 2019) et de  $1.0 \pm 1.1$  (automne 2019) à  $391.7 \pm 351.4$  (hiver 2019) dans les BTs et les BEs, respectivement (Fig. 4B ; Tableau S). L'abondance est similaire entre les trois types de stations (i.e., FLOLIZs, BTs, BEs) durant l'automne 2018, l'hiver 2019 et 2020 mais diffèrent significativement durant le printemps, l'été et l'automne 2019 mais aussi le printemps 2020 ( $H = 17.5$ ,  $df = 2$ ,  $P$ -value  $< 0.001$  ;  $H = 15.8$ ,  $df = 2$ ,  $P$ -value  $< 0.001$  ;  $H = 18.0$ ,  $df = 2$ ,  $P$ -value  $< 0.001$  ;  $H = 17.4$ ,  $df = 2$ ,  $P$ -value  $< 0.001$ , respectivement). En particulier, l'abondance est plus élevée dans les FLOLIZs que dans les BTs et les BEs au printemps 2019 ( $P$ -value = 0,001 pour les deux), en été 2019 ( $P$ -value = 0.002 ;  $P$ -value = 0.01, respectivement), à l'automne 2019 ( $P$ -value = 0,001 pour les deux) et au printemps 2020 ( $P$ -value = 0.001 pour les deux) (Fig. 4B). L'abondance des invertébrés dans les BEs et les BTs ne diffèrent qu'à l'été 2019 ( $P$ -value = 0.02), l'abondance étant la plus élevée dans les BEs (Fig. 4B).

La richesse taxonomique moyenne est de  $8.0 \pm 2.4$ ,  $4.0 \pm 3.4$  et  $4.5 \pm 3.4$  pour les FLOLIZs, les BTs et les BEs, respectivement. La richesse taxonomique est significativement différente entre les types de stations à l'hiver 2019 ( $H = 10.5$ ,  $df = 2$ ,  $P$ -value  $< 0.01$ ), au printemps 2019 ( $H = 17.8$ ,  $df = 2$ ,  $P$ -value  $< 0.001$ ), à l'automne 2019 ( $H = 18.2$ ,  $df = 2$ ,  $P$ -value  $< 0.001$ ) et au printemps 2020 ( $H = 17.8$ ,  $df = 2$ ,  $P$ -value  $< 0.001$ ) (Fig. 4C). En particulier, la richesse taxonomique est significativement plus élevée dans les BTs ( $7.7 \pm 1.5$ ) et les BEs ( $7.5 \pm 2.3$ ) que dans les FLOLIZs ( $5.4 \pm 0.9$ ) pendant l'hiver 2019 (Fig. 4C) mais significativement plus faible dans les stations témoins que dans les FLOLIZs pendant le printemps 2019 (BTs :  $1.9 \pm 1.6$  ; BEs :  $2.1 \pm 1.4$  ; FLOLIZs :  $7.8 \pm 1.5$ ),

l'automne 2019 (BTs :  $0.7 \pm 0.7$  ; BEs :  $0.8 \pm 0.8$  ; FLOLIZs :  $9.3 \pm 1.2$ ) et le printemps 2020 (BTs :  $1.8 \pm 1.0$  ; BEs :  $2.4 \pm 2.0$  ; FLOLIZs :  $9.9 \pm 1.2$ ). La richesse taxonomique est similaire entre les stations témoins au cours de ces quatre saisons (Fig. 4C).

La diversité taxonomique varie de  $0.17 \pm 0.02$  à  $0.37 \pm 0.04$  tout au long de l'année d'échantillonnage dans les FLOLIZs. Dans les stations témoins, la diversité taxonomique varie de  $0.005 \pm 0.02$  à  $0.21 \pm 0.06$  et de  $0.005 \pm 0.02$  à  $0.21 \pm 0.04$  pour les BTs et BEs, respectivement. La diversité taxonomique diffère entre les stations au printemps 2019 ( $H = 17.4$ ,  $df = 2$ ,  $P$ -value  $< 0.001$ ), été 2019 ( $H = 12.1$ ,  $df = 2$ ,  $P$ -value  $< 0.01$ ), automne 2019 ( $H = 21.9$ ,  $df = 2$ ,  $P$ -value  $< 0.0001$ ), hiver 2020 ( $H = 16.0$ ,  $df = 2$ ,  $P$ -value  $< 0.001$ ) et printemps 2020 ( $H = 17.2$ ,  $df = 2$ ,  $P$ -value  $< 0.001$ ) avec des valeurs toujours plus élevées dans les FLOLIZs que dans les stations témoins (Fig. 4D). Les stations témoins présentent une diversité taxonomique similaire ( $P$ -value  $> 0.05$ ) excepté à l'hiver 2020 où les BTs ( $0.30 \pm 0.08$ ) sont supérieures aux BEs ( $0.21 \pm 0.04$ ) ( $P$ -value = 0.01) (Fig. 4D).

L'abondance, la richesse et la diversité des macroinvertébrés dans les FLOLIZs montrent une variation saisonnière largement plus faible (CV = 65.4%, 30.4% et 34.7% respectivement) par rapport aux stations témoins (CV : 254.6%, 85.2%, 112.4%, respectivement pour les BTs et 208.1%, 75.3%, 88.4%, respectivement, pour les BEs). En particulier, l'abondance moyenne des macroinvertébrés dans les BTs et les BEs diminue significativement de 99.5% et 98.3% entre l'hiver 2019 et le printemps 2019, et de 93.0% et 86.7% entre l'hiver 2020 et le printemps 2020 respectivement alors qu'elle augmente significativement de 182.1% dans les FLOLIZs entre l'hiver 2019 et le printemps 2019 et est constante entre l'hiver 2020 et le printemps 2020 (Tab. 1, Annexe 6 Tableau A6-2). La richesse taxonomique moyenne diminue de façon significative dans les stations témoins entre l'hiver 2019 et le printemps 2019 (de 75.4% et 72.1% pour les BTs et les BEs, respectivement) ainsi qu'entre l'hiver 2020 et le printemps 2020 (de 79.8% et 72.2% pour les BTs et les BEs, respectivement) (Tab. 1, Annexe 6 Tableau A6-2). En revanche, elle augmente de 42.9% dans les FLOLIZs entre l'hiver 2019 et le printemps 2019 mais est constante entre l'hiver 2020 et le printemps 2020 (Tab. 1, Annexe 6 Tableau A6-2). La diversité moyenne diminue de façon significative dans les stations témoins (de 87.7% et 79.6% pour les BTs et BEs, respectivement) entre l'hiver 2019 et le printemps 2019 mais également entre l'hiver 2020 et le printemps 2020 de 88.6% pour les BTs. Le schéma est différent pour les FLOLIZs puisque la diversité est constante dans les FLOLIZs entre l'hiver et le printemps 2019 mais a significativement diminué de 33.5% entre l'hiver et le printemps 2020 (Tab. 1, Annexe 6 Tableau A6-2).

Sur la période considérée, le taux de colonisation varie entre  $0.2 \pm 0.4$  (juin 2020) et  $3.06 \pm 1.05$  (novembre 2018) dans les FLOLIZs, entre  $0.4 \pm 0.2$  (juin 2020) et  $2.92 \pm 0.83$  (novembre 2018) dans les BTs, et entre  $0.5 \pm 0.2$  (juin 2020) et  $3.75 \pm 1.10$  (novembre 2018) dans les BEs (Fig. 5A). En hiver, le taux de colonisation est significativement supérieur dans les BTs ( $2.2 \pm 0.61$ ) par rapport aux FLOLIZs ( $0.80 \pm 0.87$ ) ( $P$ -value = 0.02) (Tab. 2A). Quant au taux d'extinction, il varie entre  $0.3 \pm 0.3$  (février 2020) et  $1.2 \pm 0.3$  (octobre 2019) dans les FLOLIZs, entre  $0.1 \pm 0.2$  (février 2020) et  $3.4 \pm 1.5$  (octobre 2019) pour les BTs, et entre  $0.3 \pm 0.3$  (février 2020) et  $3.6 \pm 1.1$  (octobre 2019) pour les BEs (Fig. 5B). En période de fortes fluctuations du niveau d'eau (printemps), le taux d'extinction est plus important que le taux de colonisation dans les stations littorales (Fig. 5). De plus le taux d'extinction est significativement supérieur dans les stations littorales (BTs :  $2.53 \pm 0.50$  ; BEs :  $2.39 \pm 0.83$ ) par rapport à celui des FLOLIZs ( $0.75 \pm 0.58$ ) (Tab. 2B).

Tableau 1 : Test de Kruskal-Wallis et par paire de Wilcoxon de l'abondance, la richesse taxonomique et la diversité entre les saisons parmi les types de station. \* indique une différence significative avec \*\*\* pour  $P$ -value < 0.001, \*\* pour  $P$ -value < 0.01 et \* pour  $P$ -value < 0.05. NS signifie aucune différence significative.

	Richesse taxonomique			Diversité			Abondance		
	BTs ( $H_{(6)}$ = 41.7, $P$ -value = 2.2e-7***)	BEs ( $H_{(6)}$ =41.1, $P$ -value = 2.8e-7***)	FLOLIZs ( $H_{(6)}$ = 40.4, $P$ -value = 3.8e-7***)	BTs ( $H_{(6)}$ =39.2, $P$ -value = 6.6e-7***)	BEs ( $H_{(6)}$ = 31.7, $P$ -value = 1.9e-5***)	FLOLIZs ( $H_{(6)}$ = 30.1, $P$ -value = 2.6e-5***)	BTs ( $H_{(6)}$ = 39.9, $P$ -value = 4.8e-7***)	BEs ( $H_{(6)}$ = 41.3, $P$ -value = 2.5e-7***)	FLOLIZs ( $H_{(6)}$ = 27.3, $P$ -value = 1.3e-4***)
<b>Automne18</b> -	0.049 *	0.451	0.978	0.186	0.839	1.0	0.096	0.306	1.0
<b>Hiver19</b>									
<b>Automne19</b> -	0.658	0.163	0.127	1.0	1.0	1.0	1.0	0.378	0.031 *
<b>Printemps19</b>									
<b>Automne18</b> -	1.0	1.0	0.978	1.0	1.0	0.688	1.0	0.954	1.0
<b>Ete19</b>									
<b>Automne18</b> -	0.036 *	0.044 *	0.01 *	1.0	0.869	1.0	0.046 *	0.050	0.503
<b>Automne19</b>									
<b>Automne18</b> -	0.029 *	0.161	0.032 *	0.016	0.354	0.003 **	0.104	0.666	0.816
<b>Hiver20</b>									
<b>Automne18</b> -	0.739	0.451	0.008 **	1.0	1.0	0.604	1.0	0.749	0.01 *
<b>Printemps20</b>									
<b>Hiver19</b> -	0.007 **	0.013 *	0.033 *	0.006 **	0.017 *	0.244	0.008 **	0.01 *	0.015 *
<b>Printemps19</b>									
<b>Hiver19</b> -	0.116	0.163	0.587	0.035	0.342	0.007 **	0.013 *	0.059	1.0
<b>Ete19</b>									
<b>Hiver19</b> -	0.007 *	0.007 **	0.007 **	0.046 *	0.005 **	1.0	0.008 **	0.008 **	0.244
<b>Automne19</b>									

<b>Hiver19</b> - <b>Hiver20</b>	0.809	0.968	0.033 *	0.170	1.0	0.0009 ***	1.0	0.666	0.695
<b>Hiver19</b> - <b>Printemps20</b>	0.007 **	0.020 *	0.007 **	0.064	0.412	0.005 **	0.028 *	0.013 *	0.031 *
<b>Printemps19</b> - <b>Ete19</b>	0.809	0.144	0.587	1.0	0.355	1.0	1.0	0.026 *	0.440
<b>Printemps19</b> - <b>Automne19</b>	0.488	0.286	0.266	1.0	1.0	1.0	0.149	0.378	0.293
<b>Printemps19</b> - <b>Hiver20</b>	0.007 **	0.007 **	0.127	0.008 **	0.007 **	0.005 **	0.008 **	0.008 **	0.239
<b>Printemps19</b> - <b>Printemps20</b>	1.0	1.0	0.10	1.0	1.0	1.0	1.0	0.954	1.0
<b>Ete19</b> - <b>Automne19</b>	0.096	0.011 *	0.033 *	0.417	0.007 **	1.0	0.101	0.008 **	1.0
<b>Ete19</b> - <b>Hiver20</b>	0.035 *	0.049 *	0.052	0.016 *	0.044 *	0.003 **	0.008 **	0.026 *	1.0
<b>Ete19</b> - <b>Printemps20</b>	0.809	0.286	0.016 *	1.0	1.0	1.0	1.0	0.192	0.096
<b>Automne19</b> - <b>Hiver20</b>	0.007 **	0.007 **	0.421	0.005 **	0.005 **	0.003 **	0.008 **	0.008 **	1.0
<b>Automne19</b> - <b>Printemps20</b>	0.193	0.451	0.978	1.0	0.390	1.0	0.335	0.378	0.10
<b>Hiver20</b> - <b>Printemps20</b>	0.007 **	0.01 **	0.592	0.008 **	0.194	0.003 **	0.016 *	0.016 *	0.201

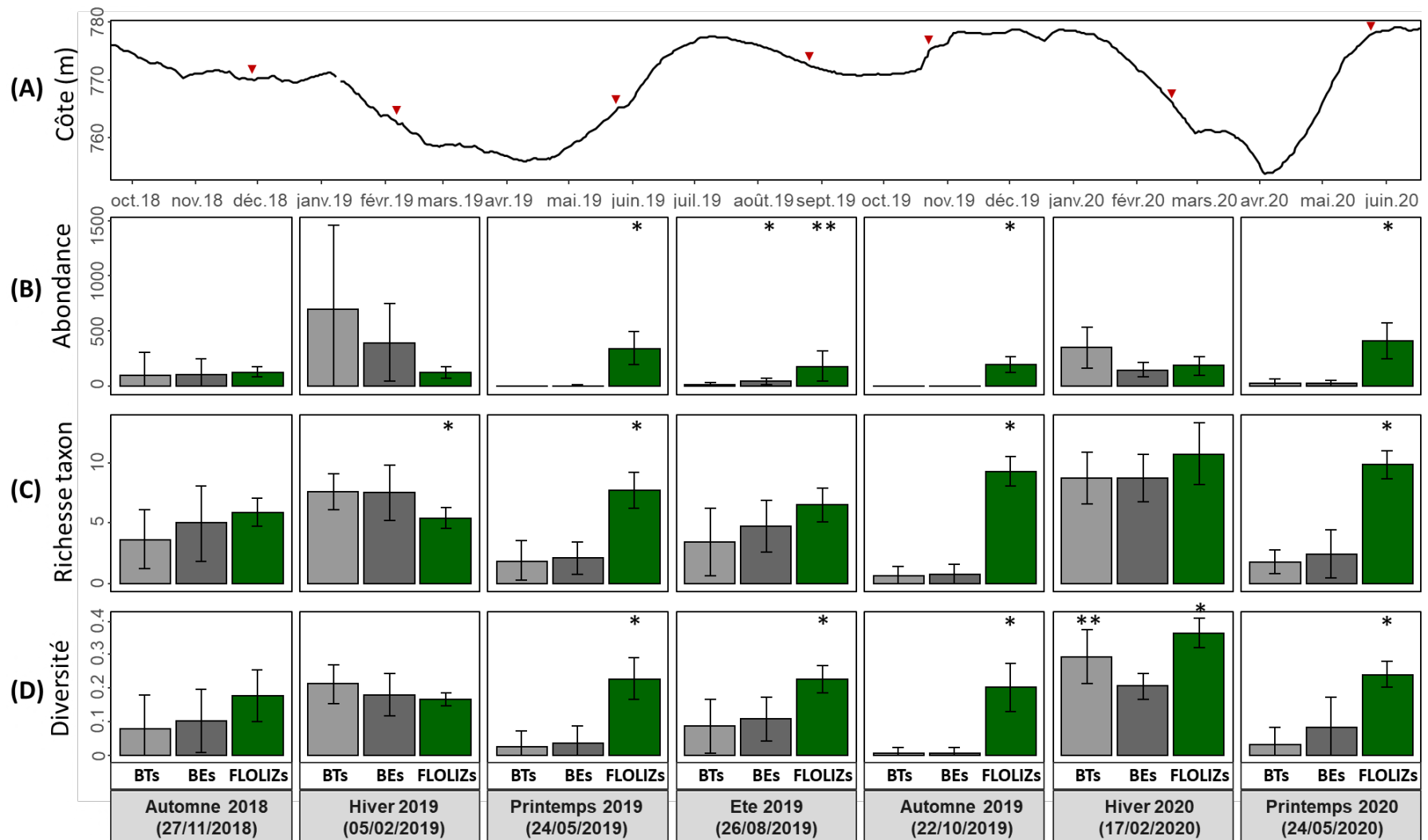


Figure 4 : Comparaisons saisonnières de l'abondance, de la richesse taxonomique et de la diversité des macroinvertébrés entre les stations FLOLIZs et les stations témoins (BTs, BEs). (A) Variations quotidiennes de la côte entre septembre 2018 et juin 2020. Les flèches rouges correspondent aux dates de prélèvement; Diagrammes en bâtons (moyenne  $\pm$  écart type) de l'abondance (B), de la richesse taxonomique (C) et de la diversité (indice 1-Hill) (D) par saison pour chaque type de station. Pour chaque saison et chaque métrique, des symboles (\* pour une valeur  $P$ -value  $< 0.05$  et \*\* pour une valeur  $P$ -value  $< 0.01$ ) entre les stations indiquent les différences significatives.

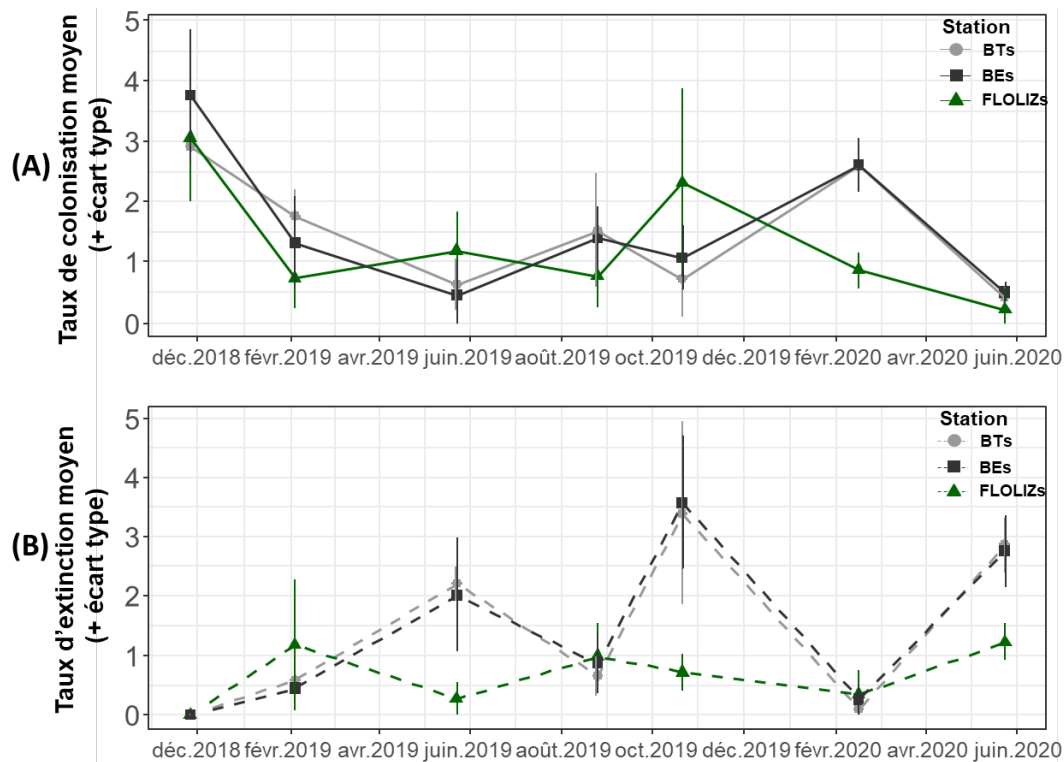


Figure 5 : Variations saisonnières du taux de colonisation (A) et d'extinction (B) (moyenne  $\pm$  écart type) des taxons de macroinvertébrés dans les différents types de station sur toute la période d'échantillonnage.

Tableau 2 : Test de Kruskal-Wallis et test par paire de Wilcoxon du taux de colonisation (A) et d'extinction (B) entre les types de station parmi les différences saisons. \* indique une différence significative, avec \*\* pour  $P$ -value < 0.01 et \* pour  $P$ -value < 0.05. NS signifie aucune différence significative.

(A)	Printemps	Eté	Automne	Hiver
	( $H_{(2)}= 0.3$ , $P$ -value = 0.87)	( $H_{(2)}= 2.2$ , $P$ -value = 0.34)	( $H_{(2)}= 1.2$ , $P$ -value = 0.56)	( $H_{(2)}= 8.6$ , $P$ -value = 0.01 *)
FLOLIZs - BTs	NS	NS	NS	0.02 *
FLOLIZs - BEs	NS	NS	NS	NS
BTs - BEs	NS	NS	NS	NS
(B)	Printemps	Eté	Automne	Hiver
	( $H_{(2)}= 10.3$ , $P$ -value = 0.006 **)	( $H_{(2)}= 1.0$ , $P$ -value = 0.60)	( $H_{(2)}= 0.8$ , $P$ -value = 0.67)	( $H_{(2)}= 0.4$ , $P$ -value = 0.80)
FLOLIZs - BTs	0.006 **	NS	NS	NS
FLOLIZs - BEs	0.02 *	NS	NS	NS
BTs - BEs	NS	NS	NS	NS

## 4.2. Dynamique des assemblages des communautés de macroinvertébrés

La figure 6 montre l'ordination multidimensionnelle non métrique effectuée sur l'abondance des taxons échantillonnés dans les FLOLIZs, les BEs et les BTs au cours de toutes les campagnes d'échantillonnage. L'analyse distingue les assemblages de macroinvertébrés dans les FLOLIZs de ceux des stations témoins ; l'assemblage des FLOLIZs apparaît composé à la fois d'un sous-échantillon des taxons des stations littorales et de taxons non présents dans ces stations. Par contre, les deux types de stations témoins présentaient des assemblages similaires, comme le montre le fort chevauchement de leurs polygones. Plus précisément, alors que toutes les stations ont partagé des taxons communs (par ex. Chironomidés, Oligochaeta, Hydracarina), certains taxons n'ont été signalés que dans les FLOLIZs comme *Stagnicola* sp. (Gastropoda), *Kempia* sp. (Diptera), *Wiedemannia* sp. (Diptera), et *Ecnomus* sp (Trichoptera). De plus, certains taxons communs sont plus abondants dans les FLOLIZs que dans les stations témoins, comme *Caenis* sp. (Ephemeroptera), *Hydra* sp. (Cnidaria) et *Dreissena polymorpha* (Bivalvia) (Tableau des occurrences des taxons dans l'Annexe 6; Tableau A6-2). Les polygones des stations témoins sont tirés par des taxons particuliers, appartenant aux ordres des Coléoptères (*Bidessus* sp, *Agabus* sp, *Deronectes* sp), Hémiptères (*Micronecta* sp) et Diptères. On remarque que les assemblages BTs et BEs présentent des polygones de surfaces beaucoup plus grandes (4.0 et 4.8 respectivement) que les assemblages FLOLIZs (0.4), ce qui suggère une forte variabilité entre les saisons et les stations pour les deux types de stations de contrôle (test de permutation,  $P$ -value = 0.001). En effet, dans les stations littorales, seuls les Hydracariens et Diptères non chironomides sont retrouvés à toutes les saisons (Fig. 7E et 7M). Les Diptères chironomidés sont retrouvés à quatre saisons avec des abondances les plus importantes durant les hivers 2019 et 2020 (Fig. 7A). Les Diptères chironomidés et les Ephéméroptères sont présents en abondance à plusieurs saisons mais ont disparu à chaque printemps ainsi qu'à l'automne 2019 lorsque les fluctuations de l'eau étaient importantes (Fig. 7A et 7G). Les Oligochètes et les Hémiptères sont retrouvés à presque toutes les saisons à l'exception du printemps 2019 et de l'été 2019 respectivement (Fig. 7B et 7J). Les Coléoptères sont retrouvés à cinq saisons sur les sept échantillonnées mais avec des abondances très faibles (Fig. 7N). Des taxons comme les Gammare, les Gastéropodes, les Nématodes, les Dreissènes sont retrouvés ponctuellement ou avec des abondances très faibles dans les stations littorales (Fig. 7K, 7L, 7I, 7D). Enfin, les Hydres, les Planaires ou encore les Trichoptères sont retrouvés une unique fois et avec une abondance ne dépassant pas 2 individus (Fig. 7C, 7F, 7H). Dans les FLOLIZs, les Diptères chironomidés, les Oligochètes et les Hydres sont retrouvés à toutes les saisons mais avec des abondances qui variaient de façon importante (Fig. 7A, 7B, 7C). Ces taxons qui sont présents de manière continue et constituent la base des communautés de macroinvertébrés dans les FLOLIZs. Quant aux Hydracariens, Planaires et Diptères non chironomides, ils sont retrouvés à 6, 5 et 4 saisons respectivement avec des abondances assez faibles (Fig. 7E, 7F, 7M). Ensuite, il existe des taxons avec une dynamique croissante de colonisation dans les FLOLIZs, par exemple les Trichoptères, les Gammare et les Dreissènes (Fig. 7H, 7K, 7D). Certains taxons tels que les Gastéropodes, les Nématodes ou les Coléoptères sont été retrouvés de façon sporadique dans les FLOLIZs (Fig. 7L, 7I, 7N). Enfin, certains taxons ont disparu des FLOLIZs (par ex. les Ephéméroptères) (Fig 7G) ou n'ont jamais été échantillonnés (par ex. les Hémiptères) (Fig. 7J).

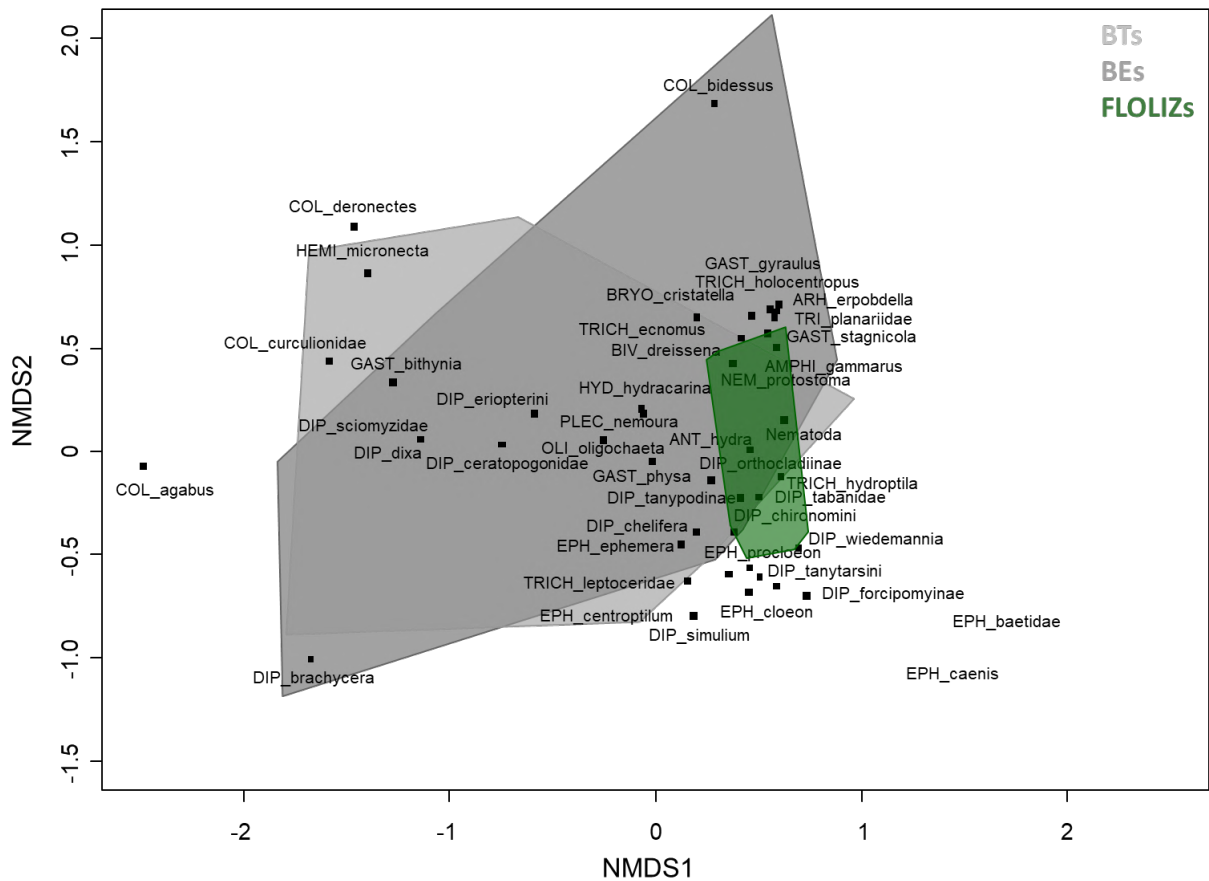
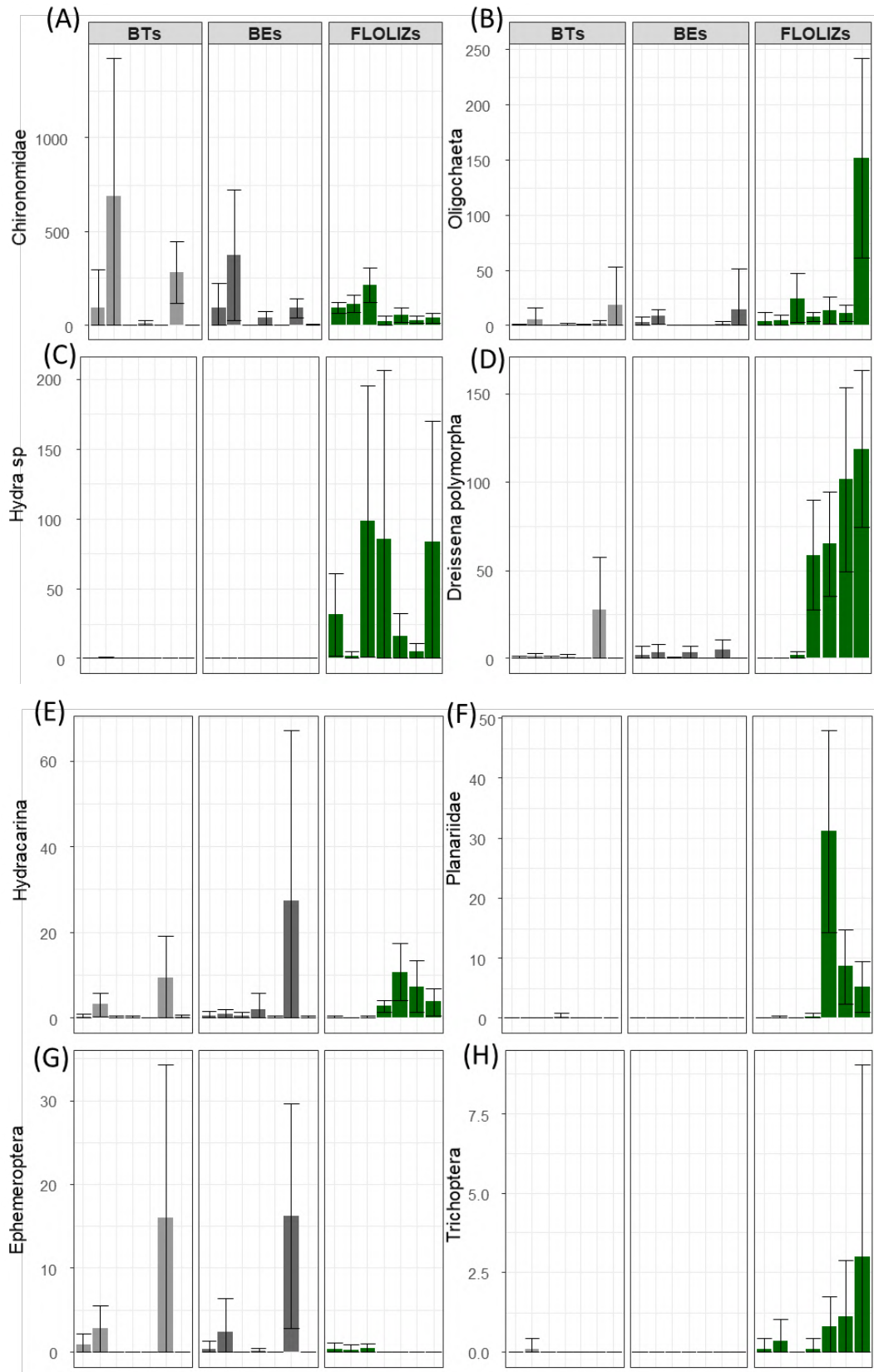


Figure 6 : Ordination multidimensionnelle non métrique (NMDS) de l'abondance des taxons pour FLOLIZs, BTs et BEs sur l'ensemble des campagnes d'échantillonnage (27/11/2018 ; 26/02/2019 ; 25/05/2019 ; 26/08/2019 ; 22/10/2019 ; 17/02/2020 ; 24/05/2020). Les résultats sont représentés dans l'espace des deux premières composantes. La valeur de stress de 0.15 et de  $R^2 = 0.97$  correspondent à un ajustement moyen. Le test de permutation a montré une différence significative pour FLOLIZs ( $P$ -value = 0.001).



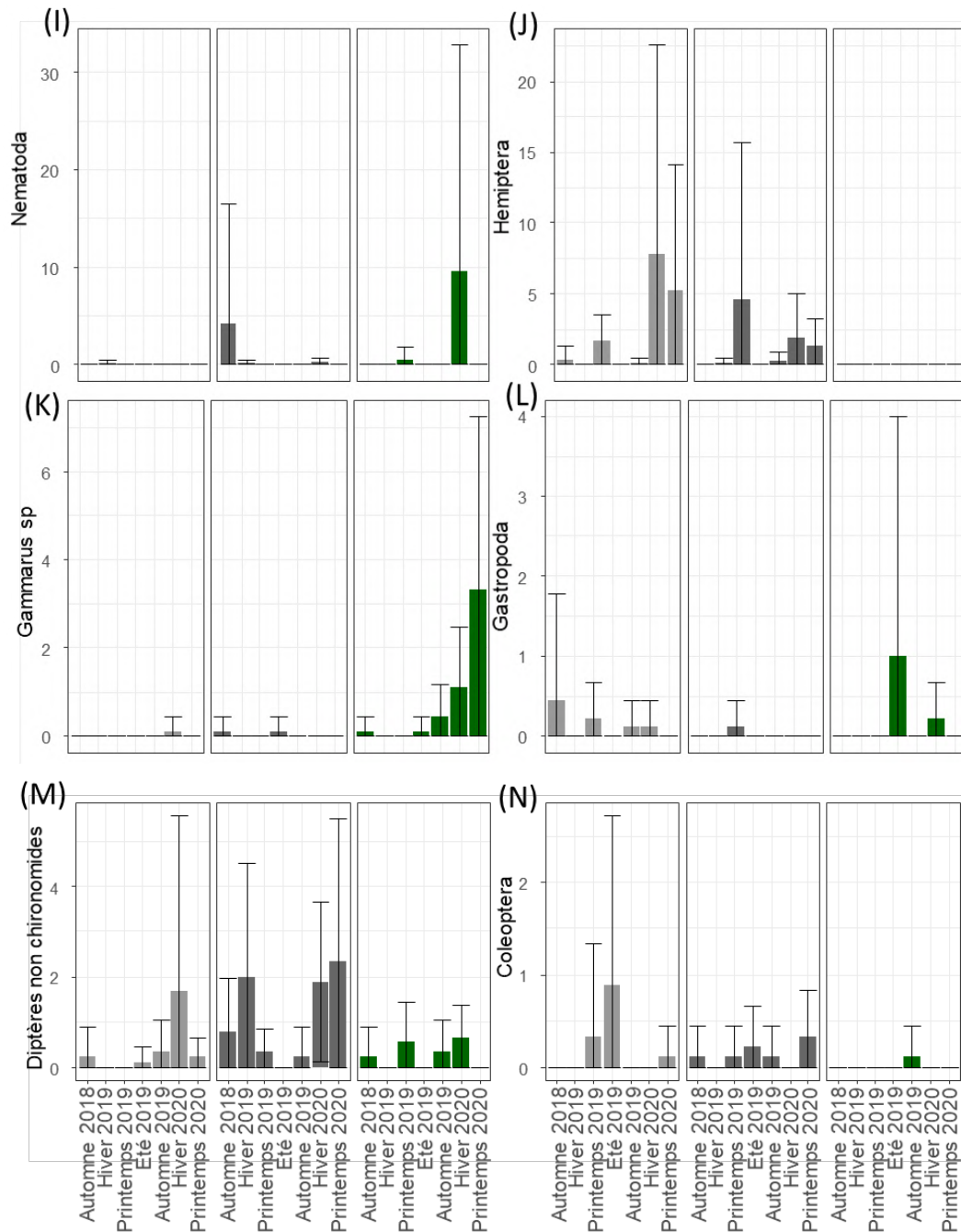


Figure 7 : Variations saisonnières de l'abondance (moyenne  $\pm$  écart type) des macroinvertébrés (ordres, familles, taxons) dans les différentes stations sur toute la période d'échantillonnage. (A) Chironomidae; (B) Oligochatea; (C) Hydra sp.; (D) *Dreissena polymorpha*; (E) Hydracarina; (F) Planariidae; (G) Ephemeroptera; (H) Trichoptera; (I) Nematoda; (J) Hemiptera; (K) Gammarus sp.; (L) Gastropoda; (M) Diptères non chironomides; (N) Coleoptera.

### 4.3. Caractéristiques fonctionnelles des communautés de macroinvertébrés

Le tableau 3 présente les comparaisons par paire des trois composantes de la diversité fonctionnelle (c'est-à-dire la richesse fonctionnelle, la régularité et la divergence) entre les stations au cours de la période d'échantillonnage. La richesse fonctionnelle est significativement plus élevée dans les FLOLIZs (moyenne  $\pm$  écart type :  $41.2 \pm 11.9$ ) que dans les stations témoins ( $16.2 \pm 19.6$  et  $16.5 \pm 19.1$  dans les BTs et BEs, respectivement), tout comme la régularité fonctionnelle ( $0.6 \pm 0.14$ ,  $0.26 \pm 0.33$ ,  $0.42 \pm 0.35$  dans les FLOLIZs, BTs et BEs respectivement). Enfin, la divergence fonctionnelle diffère significativement entre toutes les stations, avec la moyenne la plus élevée dans les FLOLIZs ( $0.84 \pm 0.1$ ) puis dans les BEs ( $0.53 \pm 0.4$ ) et enfin la plus faible dans les BTs ( $0.43 \pm 0.43$ ).

Les deux premiers axes de l'ACF réalisée sur les profils fonctionnels moyens des communautés de macroinvertébrés représentent 25.6% et 18.2% de la variabilité fonctionnelle (Fig. 8). Le premier axe sépare les profils fonctionnels des FLOLIZs de ceux des stations littorales témoins tandis que le second axe discrimine les profils fonctionnels des BEs et BTs. Plus précisément, les assemblages des FLOLIZs présentent une similarité fonctionnelle de 51% avec les BTs et 48% avec les BEs, tandis que les assemblages des deux types de stations témoins (c.-à-d. BEs, BTs) présentent une similarité fonctionnelle élevée (95%) (Tab. 4). Comparativement aux stations littorales témoins, la communauté de macroinvertébrés dans les FLOLIZs montre une plus grande proportion d'organismes de taille moyenne avec une forte biomasse. Ces taxons sont typiques de plans d'eau plutôt chauds, à faible courant et riches en habitats végétaux (racines, végétation) tels que les étangs et mares (par ex. *Ecnomus* sp). Ces organismes sont peu mobiles (fixés) et présentent une dispersion aquatique passive (par ex. *Hydra* sp, *Dreissena polymorpha*). Ils sont principalement filtreurs ou prédateurs (par ex. *Ecnomus* sp, *Hydra* sp) et se nourrissent de micro-organismes (par ex. *Oligochaeta*, *Caenis* sp) ou d'invertébrés (par ex. *Ecnomus* sp, Planariidae, *Cristatella mucedo*). Ils ont une longue durée de vie (plus d'un an), un faible taux de reproduction (un cycle par an) et un mode de reproduction principalement asexué (par ex. *Oligochaeta*, Planariidae) voire ovovivipare (par ex., Chironomidae). Ils sont sensibles aux polluants (oligosaprobiques, oligotrophes), sans formes de résistances ou avec des cocons contre la dessiccation (par ex. *Hydra* sp, Planariidae, *Hydroptila* sp). En revanche, les assemblages des stations littorales témoins présentent une plus grande abondance d'organismes mobiles (nageurs) (par ex. Chironomidae, *Micronecta* sp, *Hydracarina*) avec une dispersion aérienne active (par ex. *Bidessus* sp, *Ephemera* sp). Les organismes des stations témoins sont inféodés à des substrats minéraux de faible granulométrie (gravier, sable, sédiment) (par ex. *Ephemera* sp, *Bidessus* sp) avec un mode d'alimentation de type absorbeur (par ex. *Oligochaeta*). Les assemblages dans ces stations témoins sont dominés par des organismes eurythermes résistants à la pollution organique (organismes mésotrophes, b-mésosaprobies) (par ex. *Erpobdella* sp, Chironomidae).

Tableau 3 : Test de Kruskal-Wallis et test de Wilcoxon par paire des trois composantes de la diversité fonctionnelle (c'est-à-dire la richesse (Fric), la régularité (FEve) et la divergence (Fdiv) entre les types de stations au cours de la période d'échantillonnage. \* indique une différence significative avec \*\*\* pour  $P$ -value < 0,001, \*\* pour  $P$ -value < 0,01 et \* pour  $P$ -value < 0,05. NS signifie aucune différence significative.

	Richesse fonctionnelle (Fric) ( $H_{(2)}= 57.9$ , $P$ -value = $2.7e-13^{***}$ )	Régularité fonctionnelle (FEve) ( $H_{(2)}= 27.4$ , $P$ -value = $1.1e-6^{***}$ )	Divergence fonctionnelle (Fdiv) ( $H_{(2)}= 27.8$ , $P$ -value = $9.3e-7^{***}$ )
FLOLIZs - BTs	$1.0e-10^{***}$	$6.6e-8^{***}$	$1.6e-5^{***}$
FLOLIZs - BEs	$2.7e-10^{***}$	0.035 *	$1.7e-5^{***}$
BTs - BEs	NS	0.033 *	NS

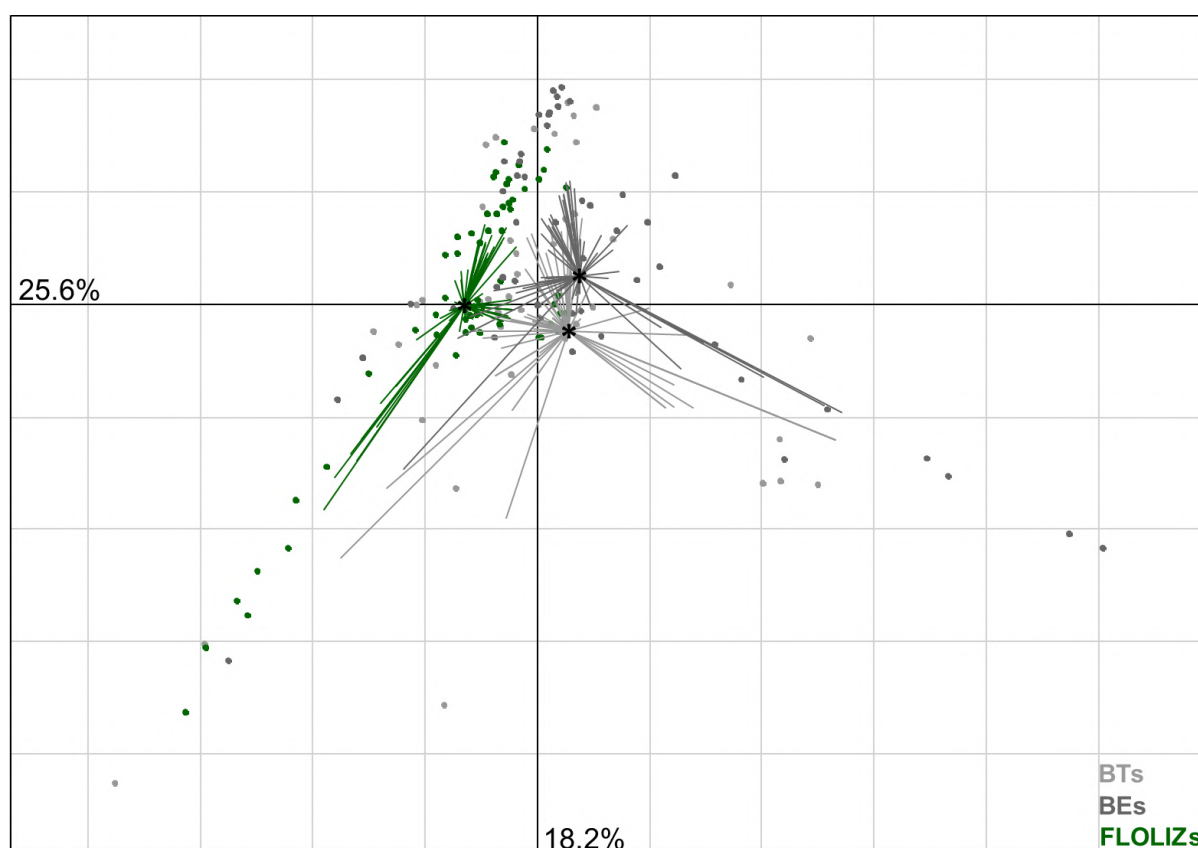


Figure 8 : Analyse par codage flou (ACF) des profils moyens de traits fonctionnels de chaque type de station sur l'ensemble des campagnes d'échantillonnage. Les deux premiers axes représentent 44% de la variabilité fonctionnelle. L'astérisque noir indique le centroïde de tous les profils de traits fonctionnels pour la station correspondante.

Tableau 4 : Fréquences moyennes des modalités des traits (+ écart-type) comparées entre les stations. Les résultats des comparaisons entre les stations sont exposés pour chaque modalité de trait. Par exemple, lorsque l'on compare les FLOLIZs aux BTs, ↗ signifie que la modalité est significativement plus représentée dans les FLOLIZs, ↘ signifie que la modalité est moins représentée dans les FLOLIZs que dans les BTs. NS signifie non significatif.

Traits	FLOLIZs	BTs	BEs	FLOLIZs	FLOLIZs	BTs
				- BTs	- BEs	- BEs
<b>Biomasse</b>						
[0-0.5[ mg MS	0,34 (0,19)	0,34 (0,28)	0,33 (0,25)	NS	NS	NS
[0.5-2[ mg MS	0,18 (0,09)	0,14 (0,15)	0,22 (0,19)	↗	NS	↘
[2-8[ mg MS	0,13 (0,11)	0,09 (0,15)	0,09 (0,13)	↗	↗	NS
[8-32[ mg MS	0,10 (0,05)	0,07 (0,10)	0,05 (0,06)	↗	↗	NS
[32-128[ mg MS	0,13 (0,17)	0,12 (0,15)	0,07 (0,11)	NS	↗	NS
> 128 mg MS	0,11 (0,08)	0,10 (0,16)	0,06 (0,07)	↗	↗	NS
<b>Taille</b>						
< 0.5 cm	0,14 (0,07)	0,24 (0,27)	0,24 (0,25)	NS	NS	NS
[0.5_1[ cm	0,33 (0,1)	0,21 (0,19)	0,23 (0,18)	↗	↗	NS
[1_2[ cm	0,23 (0,07)	0,13 (0,15)	0,18 (0,15)	↗	↗	↘
[2_4[ cm	0,19 (0,12)	0,17 (0,17)	0,12 (0,14)	NS	↗	NS
> 4 cm	0,10 (0,06)	0,10 (0,16)	0,06 (0,07)	↘	↗	NS
<b>Durée de vie</b>						
≤ 1 année	0,60 (0,21)	0,59 (0,34)	0,64 (0,35)	NS	↘	NS
> 1 année	0,40 (0,21)	0,27 (0,27)	0,18 (0,20)	↗	↗	NS
<b>Nb de cycle de reproduction</b>						
< 1	0 (0,02)	0,03 (0,05)	0,02 (0,04)	↘	↘	NS
= 1	0,56 (0,15)	0,37 (0,24)	0,36 (0,23)	↗	↗	NS
> 1	0,44 (0,14)	0,46 (0,28)	0,45 (0,27)	NS	NS	NS
<b>Stade aquatique</b>						
Œuf	0,19 (0,07)	0,18 (0,12)	0,15 (0,12)	NS	↗	NS
Larve	0,39 (0,04)	0,33 (0,15)	0,33 (0,16)	NS	NS	NS
Nymphe	0,26 (0,10)	0,20 (0,17)	0,25 (0,18)	NS	NS	NS
Adulte	0,16 (0,07)	0,14 (0,12)	0,10 (0,10)	NS	↗	NS
<b>Mode reproduction</b>						
Ovoviviparité	0,20 (0,15)	0,15 (0,19)	0,11 (0,14)	↗	↗	NS
Œufs isolés	0,05 (0,06)	0,13 (0,16)	0,10 (0,14)	NS	NS	NS
Pontes libres ou fixées	0,58 (0,16)	0,47 (0,28)	0,51 (0,28)	NS	NS	NS
Pontes sur végétation	0,01 (0,01)	0,03 (0,13)	0,03 (0,13)	NS	NS	NS
Pontes terrestres	0,04 (0,03)	0,04 (0,06)	0,06 (0,06)	NS	NS	NS
Asexué	0,12 (0,09)	0,04 (0,10)	0,02 (0,05)	↗	↗	NS
<b>Dispersion</b>						
Aquatique passive	0,48 (0,10)	0,43 (0,25)	0,36 (0,20)	NS	↗	NS
Aquatique active	0,23 (0,05)	0,18 (0,10)	0,18 (0,09)	↗	↗	NS

Aérienne passive	0,19 (0,10)	0,14 (0,14)	0,16 (0,12)	↗	NS	NS
Aérienne active	0,10 (0,04)	0,10 (0,09)	0,13 (0,10)	NS	↘	NS
<b>Forme derésistance</b>						
Œufs	0,03 (0,04)	0,03 (0,05)	0,03 (0,04)	NS	NS	NS
Cocon	0,07 (0,07)	0,05 (0,10)	0,03 (0,04)	↗	↗	NS
Diapause- Dormance	0,10 (0,05)	0,22 (0,27)	0,18 (0,20)	↘	↘	NS
Aucune	0,8 (0,08)	0,54 (0,34)	0,57 (0,33)	↗	↗	NS
<b>Respiration</b>						
Tégument	0,73 (0,11)	0,52 (0,28)	0,47 (0,26)	↗	↗	NS
Branchie	0,23 (0,1)	0,22 (0,19)	0,22 (0,18)	NS	NS	NS
Plastron	0 (0)	0,04 (0,10)	0,02 (0,07)	↘	↘	NS
Stigmate	0,04 (0,05)	0,08 (0,13)	0,11 (0,16)	NS	NS	NS
<b>Locomotion</b>						
Vol	0 (0)	0 (0,01)	0 (0,02)	NS	NS	NS
Nage	0,2 (0,03)	0,22 (0,15)	0,22 (0,14)	NS	↘	NS
Rampe	0,3 (0,09)	0,28 (0,18)	0,27 (0,16)	NS	NS	NS
Enfoui - Terrier	0,10 (0,04)	0,11 (0,09)	0,11 (0,09)	NS	NS	NS
Interstitielle	0,13 (0,07)	0,12 (0,13)	0,10 (0,08)	↘	NS	NS
Fixé	0,28 (0,14)	0,13 (0,13)	0,11 (0,10)	↗	↗	NS
<b>Alimentation</b>						
Micro-organismes	0,04 (0,02)	0,03 (0,04)	0,03 (0,03)	↗	↗	NS
Détritivore	0,31 (0,09)	0,28 (0,18)	0,26 (0,16)	NS	NS	NS
Phytovore	0,24 (0,06)	0,28 (0,15)	0,25 (0,14)	↘	↘	NS
Nécrophage	0,02 (0,02)	0,02 (0,03)	0,02 (0,02)	NS	NS	NS
Invertivore	0,39 (0,15)	0,24 (0,16)	0,28 (0,19)	↗	↗	NS
<b>Mode d'alimentation</b>						
Absorbéur	0,02 (0,01)	0,02 (0,06)	0,01 (0,02)	↘	↗	NS
Sur le fond	0,20 (0,10)	0,17 (0,18)	0,16 (0,12)	NS	NS	NS
Déchiqueteur	0,13 (0,06)	0,15 (0,13)	0,14 (0,12)	NS	NS	NS
Gratteur	0,12 (0,05)	0,12 (0,09)	0,11 (0,08)	NS	NS	NS
Filtreur	0,24 (0,15)	0,18 (0,21)	0,13 (0,16)	↗	↗	NS
Perceur - Parasite	0,06 (0,04)	0,10 (0,12)	0,11 (0,12)	NS	NS	NS
Prédateur	0,24 (0,11)	0,12 (0,13)	0,16 (0,15)	↗	↗	NS
<b>Distribution transversale</b>						
Canal fluvial	0,08 (0,06)	0,10 (0,07)	0,07 (0,06)	NS	NS	NS
Rives – Bras connectés	0,30 (0,04)	0,25 (0,11)	0,24 (0,12)	↗	↗	NS
Etangs - Mares	0,26 (0,03)	0,20 (0,10)	0,21 (0,11)	↗	↗	NS
Eaux temporaires	0,10 (0,04)	0,09 (0,07)	0,11 (0,07)	NS	NS	NS
Lacs	0,24 (0,03)	0,02 (0,10)	0,19 (0,10)	↗	NS	NS
Eaux souterraines	0,02 (0,01)	0,02 (0,03)	0,01 (0,01)	↗	↗	NS
<b>Distribution longitudinale</b>						
Crénon	0,07 (0,03)	0,06 (0,04)	0,06 (0,04)	NS	NS	NS
Epirithron	0,09 (0,03)	0,08 (0,05)	0,08 (0,05)	NS	NS	NS

Métarithron	0,12 (0,03)	0,11 (0,07)	0,11 (0,07)	NS	NS	NS
Hyporithron	0,14 (0,02)	0,13 (0,07)	0,11 (0,07)	NS	↗	NS
Epipotamon	0,16 (0,04)	0,12 (0,08)	0,11 (0,07)	↗	↗	NS
Métapotamon	0,16 (0,06)	0,12 (0,09)	0,10 (0,08)	NS	↗	NS
Estuarien	0,06 (0,02)	0,04 (0,04)	0,05 (0,03)	NS	NS	NS
Hors système rivière	0,20 (0,04)	0,19 (0,13)	0,20 (0,16)	NS	NS	NS
<b>Substrat</b>						
Galet	0,26 (0,09)	0,19 (0,13)	0,16 (0,11)	↗	↗	NS
Gravier – Sable	0,16 (0,05)	0,19 (0,10)	0,18 (0,10)	↘	↘	NS
Boue – Sédiments	0,14 (0,05)	0,16 (0,08)	0,16 (0,08)	↘	↘	NS
Plantes	0,24 (0,06)	0,18 (0,10)	0,18 (0,10)	↗	↗	NS
Racines	0,15 (0,04)	0,07 (0,06)	0,07 (0,05)	↗	↗	NS
Litière	0,06 (0,02)	0,07 (0,05)	0,08 (0,05)	NS	NS	NS
<b>Intensité du courant</b>						
Nul	0,33 (0,09)	0,31 (0,16)	0,31 (0,18)	NS	NS	NS
Faible	0,42 (0,13)	0,28 (0,14)	0,25 (0,13)	↗	↗	↗
Moyen	0,16 (0,07)	0,19 (0,12)	0,18 (0,13)	NS	NS	NS
Fort	0,09 (0,04)	0,08 (0,06)	0,09 (0,08)	NS	NS	NS
<b>Trophie de l'eau</b>						
Oligotrophe	0,36 (0,13)	0,22 (0,17)	0,20 (0,14)	↗	↗	NS
Mésotrophe	0,37 (0,08)	0,37 (0,18)	0,36 (0,18)	NS	NS	NS
Eutrophe	0,27 (0,08)	0,26 (0,14)	0,26 (0,15)	NS	NS	NS
<b>Température</b>						
Froide	0,19 (0,08)	0,13 (0,10)	0,16 (0,12)	↗	NS	NS
Chaude	0,22 (0,09)	0,10 (0,09)	0,10 (0,08)	↗	↗	NS
Eurytherme	0,58 (0,09)	0,62 (0,29)	0,56 (0,29)	↘	NS	NS
<b>Saprobie</b>						
Xénosaprobe	0,06 (0,03)	0,05 (0,05)	0,06 (0,06)	NS	NS	NS
Oligosaprobe	0,37 (0,14)	0,22 (0,12)	0,23 (0,13)	↗	↗	NS
β-mesosaprobe	0,32 (0,08)	0,34 (0,16)	0,31 (0,15)	↘	NS	↗
α-mesosaprobe	0,25 (0,08)	0,23 (0,12)	0,23 (0,13)	NS	NS	NS
<b>pH</b>						
4-4.5	0,14 (0,05)	0,11 (0,08)	0,14 (0,09)	↗	NS	NS
4.5-5.5	0,25 (0,08)	0,23 (0,13)	0,26 (0,13)	NS	NS	NS
> 5.5	0,61 (0,13)	0,50 (0,25)	0,43 (0,23)	↗	↗	↗
<b>Nb de modalités communes (/93)</b>				47	45	88
<b>Pourcentage de similarité (%)</b>				51	48	95

## 5. Discussion

Les réservoirs hydroélectriques sont des écosystèmes qui ont fragmenté les rivières et causés des dégâts sur les écosystèmes aquatiques et terrestres naturels lors de leur création. Pour ces écosystèmes artificiels, il existe des directives environnementales (par ex. la directive cadre sur l'eau en Europe, DCE, 2000/60/CE) qui visent à soutenir la biodiversité et à obtenir un fonctionnement écologique aussi proche que possible de celui d'écosystèmes naturels similaires. Cependant, le problème dans les écosystèmes soumis à de fortes fluctuations du niveau de l'eau est la dégradation des zones littorales, qui sont normalement des zones accueillant une biodiversité importante et qui abritent de nombreuses fonctions écologiques essentielles. L'objectif est donc de trouver des solutions techniques pour atténuer les effets des fluctuations artificielles du niveau de l'eau et pour maintenir une biodiversité et des fonctions proches de celles des écosystèmes naturels. Ici, nous avons rapporté que les structures flottantes complexes qui imitent les zones littorales naturelles ont été colonisées avec succès par des communautés de macroinvertébrés diversifiées et originales de l'automne 2018 au printemps 2020. Cette découverte illustre pour la première fois l'efficacité des FLOLIZs pour atténuer les impacts du marnage sur les peuplements des macroinvertébrés et fournit un aperçu avant une mise en œuvre plus large de telles structures dans les réservoirs.

### 5.1. Les macroinvertébrés ont colonisé avec succès les FLOLIZs

Cette étude démontre que les substrats disponibles dans les FLOLIZs sont adaptés aux macroinvertébrés car ils ont été colonisés avec succès. Ces résultats confirment que des substrats artificiels complexes peuvent supporter une grande diversité et abondance de macroinvertébrés (Schmude et al., 1998) en fournissant plus d'espace interstitiel favorable aux macroinvertébrés (Erman et Erman, 1984). De plus, les FLOLIZs offrent des habitats plus hétérogènes que les stations littorales témoins grâce à l'utilisation de plusieurs types de substrats (Misapor®, coquilles d'huîtres, plantes et racines) et différentes profondeurs d'eau, ce qui favorise la diversité et la densité des macroinvertébrés. En revanche, les stations témoins présentent des habitats homogènes et minéraux (c'est-à-dire des galets, des dalles ou des graviers) avec des périodes d'exondation fréquentes, ce qui entraîne de faibles abondances et richesses d'invertébrés (Aroviita et Hämäläinen, 2008 ; Haxton et Findlay, 2008 ; Palomäki, 1994). En outre, la végétation des FLOLIZs constitue un habitat qui peut être abondamment colonisé par divers taxons de macroinvertébrés (Beckett et al., 1992 ; Schramm et Jirka, 1989 ; Takamura et al., 2009) et peut réduire la pression de prédation exercée par les poissons (Diehl, 1992 ; Eklöv, 1997 ; Kornijów et al., 2016), alors que les fluctuations artificielles du niveau de l'eau ne permettent pas le développement de tels habitats dans les zones littorales naturelles (Casanova et Brock, 2000).

De plus, les communautés de macroinvertébrés ont montré une colonisation stable et une faible variation saisonnière dans les FLOLIZs, par rapport aux stations témoins. Les FLOLIZs constituent des habitats stables et accessibles en permanence pour les macroinvertébrés, quel que soit le niveau d'eau, puisqu'il s'agit de structures flottantes. En effet, une augmentation significative ou une stabilité de l'abondance et de la richesse taxonomique ont été observées pendant les périodes de fortes fluctuations. À l'inverse, une diminution drastique de l'abondance (jusqu'à -99.5%) et de la richesse taxonomique (jusqu'à -79.8%) ainsi qu'un taux d'extinction élevé dans les stations littorales témoins a été constatée pendant les périodes de fortes fluctuations (par ex. entre l'hiver et le printemps en 2019 et 2020), comme cela a déjà été rapporté dans des études précédentes (Carmignani et Roy, 2018). En particulier, Richardson et al. (2002) ont signalé que des

fluctuations successives pouvaient conduire à l'élimination totale des insectes et des mollusques de la zone littorale. En effet, l'amplitude et la fréquence élevées des fluctuations artificielles du niveau de l'eau ont un impact direct sur les macroinvertébrés et créent des environnements instables et homogènes incompatibles avec les capacités de résistance des communautés de macroinvertébrés (Friberg et al., 1994). De plus, les perturbations hydrauliques réduisent l'accessibilité de certains habitats et donc la diversité des macroinvertébrés (Dewson et al., 2007).

## 5.2. Un assemblage original de macroinvertébrés dans les FLOLIZs

Les FLOLIZs abritent des communautés de macroinvertébrés originales en termes de composition taxonomique et fonctionnelle avec seulement 49.5% de similarité avec les stations littorales témoins. Cette faible similarité fonctionnelle s'explique par une plus grande stabilité des habitats aussi par leur hétérogénéité et leur complexité dans les FLOLIZs. En outre, la composition originale des communautés FLOLIZs a été amplifiée par certains taxons présents en amont et en aval du réservoir dans la Durance<sup>m</sup> qui ont été retrouvés dans les FLOLIZs (par ex. *Ecnomus* sp, *Hydroptila* sp, *Wiedmannia* sp) mais jamais dans les stations littorales témoins. Cette observation indique clairement que les FLOLIZs ont été spontanément colonisées par des taxons présents dans le bassin versant, mais qui sont incapables de survivre dans la zone littorale exposée aux fluctuations artificielles du niveau de l'eau. Ce résultat met en avant l'intérêt des FLOLIZs dans le cadre de la continuité écologique de l'amont vers l'aval en constituant une source de colonisation-dissémination pour les communautés de macroinvertébrés dans le système dégradé par la création d'une retenue.

En ce qui concerne les traits écologiques des organismes dans les différentes communautés, de nombreux organismes à faible mobilité (par ex. des Bivalves, des Cnidaires, des Gastéropodes) se sont installés dans les FLOLIZs. En exposant ces taxons à faible mobilité à la dessiccation et/ou à des températures plus froides, les fluctuations artificielles du niveau de l'eau entravent leur établissement dans la zone littorale (Hellsten, 1997 ; Werner et Rothhaupt, 2008). C'est pourquoi nous avons trouvé une plus grande abondance de taxons très mobiles à dispersion aérienne (par ex. chironomes, coléoptères, hétéroptères) dans les stations littorales ; ce résultat était attendu comme l'ont montré White et al. (2011) dans les lacs avec une amplitude de fluctuation > 3m. Les taxons mobiles ou non dépendants du substrat sont moins sévèrement affectés par les fluctuations artificielles du niveau de l'eau car, dans une certaine mesure, ils sont capables de se déplacer et suivre le niveau d'eau (Gasith et Gafny, 1990 ; Whittemore et al., 2016). De plus, la présence d'un plus grand nombre d'espèces ayant une durée de vie plus longue, des stratégies de reproduction modérée et aucune forme résistante dans les FLOLIZs a renforcé l'idée que les conditions environnementales au sein de ces structures étaient plus stables. Diverses études sur les impacts des fluctuations artificielles du niveau de l'eau (Furey et al., 2006 ; Valdovinos et al., 2007) ou des inondations (Gallardo et al., 2009) ont montré que ces pressions ont tendance à favoriser les organismes à reproduction rapide et à cycle de vie court, ce qui permettrait une recolonisation rapide de l'environnement après l'impact. Alors que nous nous attendions à trouver une plus grande abondance d'organismes à reproduction rapide tels que les Chironomidés et les Oligochètes dans les communautés littorales, cela ne s'est pas avéré significatif. A l'inverse, ils avaient un taux de reproduction lent (moins d'un cycle de reproduction par an) (par ex. *Erpobdella* sp, *Nemoura* sp). Cette observation montre alors que les fluctuations étaient trop extrêmes (en termes d'amplitude et de fréquence) au point

---

<sup>m</sup> <http://hydrobiologie-paca.fr>

d'éliminer même les taxons avec une capacité de recolonisation rapide. La présence de taxons plutôt polluosensibles dans les FLOLIZs (par ex. Hydra sp, Planariidae, Hydroptila sp) et de taxons plutôt polluo-résistants dans les stations littorales (par ex. Erpobdella sp, Chironomidae) résulte aussi probablement des fluctuations artificielles du niveau de l'eau, qui sélectionnent des taxons plus résistants et tolérants de façon générale (Munn et Brusven, 1991 ; Valdovinos et al., 2007). Plusieurs études ont montré que les habitats littoraux hétérogènes (Heino, 2008 ; Jurca et al., 2012), notamment la végétation, sont un facteur déterminant dans la structure des communautés de macroinvertébrés littoraux (Chilton, 1990 ; Krull, 1970 ; Weatherhead and James, 2000) et supportent une diversité importante (Friberg et al., 1994 ; Iversen et al., 1985 ; Milner et Gloyne-Phillips, 2005 ; O'Connor, 1991). Aussi, les racines des héliophytes ont également montré une forte attraction pour les macroinvertébrés (Prashant et Billore, 2020). Ainsi, la présence d'une couverture végétale importante dans les FLOLIZs pourrait contribuer positivement à l'attractivité d'organismes dépendant de milieux végétalisés (par ex. Ecnomus sp, Gammarus sp, Planariidae).

## 6. Limites et Perspectives

Les résultats de cette étude suggèrent que les FLOLIZs pourraient constituer une solution prometteuse pour atténuer les impacts des fluctuations artificielles du niveau de l'eau sur les communautés de macroinvertébrés. Cependant, ces résultats doivent être confirmés par des études à plus long terme et sur plusieurs écosystèmes lacustres. De plus, de telles études nous permettraient de connaître la durée de vie de ces structures dans des conditions variables. Enfin, toutes ces informations permettraient de connaître l'efficacité des FLOLIZs dans leur soutien à la biodiversité aquatique des réservoirs en fonction de la surface des structures et de la surface du plan d'eau.

## 7. Conclusion

Les fluctuations artificielles du niveau de l'eau dues aux activités humaines constituent une menace croissante pour les écosystèmes aquatiques. Les FLOLIZs, en tant qu'îles artificielles flottantes qui imitent les habitats littoraux, constituent une solution prometteuse pour soutenir la biodiversité des réservoirs présentant des fluctuations importantes du niveau de l'eau et potentiellement améliorer la continuité écologique entre l'amont et l'aval par la création d'une source de colonisation-dissémination. En effet, cette étude a montré que les macroinvertébrés étaient plus abondants et diversifiés dans les FLOLIZs que dans les stations littorales témoins pendant les périodes de forte élévation du niveau d'eau (c'est-à-dire aux printemps 2019 et 2020) et pendant la période post fluctuations (c'est-à-dire à l'été et l'automne 2019). De plus, les communautés de macroinvertébrés ont montré moins de variabilité dans les FLOLIZs que dans les stations littorales témoins au cours de l'année, ce qui suggère que les habitats des FLOLIZs n'ont pas été trop impactés par les fluctuations artificielles du niveau de l'eau. De plus, les FLOLIZs présentaient des assemblages de macroinvertébrés originaux en termes de composition fonctionnelle et taxonomique par rapport aux stations témoins, liés en partie à des taxons présents en amont ou en aval de la retenue, qui ne pouvaient pas survivre dans un environnement aussi instable. En particulier, les assemblages de macroinvertébrés colonisant les FLOLIZs suggèrent que ces dernières peuvent imiter fonctionnellement une zone littorale naturelle en fournissant des habitats complexes et diversifiés disponibles pour les différentes étapes du cycle de vie des macroinvertébrés.

## CHAPITRE V - UTILISATION DES FLOLIZs COMME HABITAT FONCTIONNEL DE SUBSTITUTION PAR L'ICHTYOFAUNE.



Figure 1 : Photographie aquatique de Toxostomes (*Chondrostoma toxostoma*) nageant à proximité des potamogétons dans une FLOLIZ. ©Projet UROS

## Résumé global

Les habitats littoraux sont essentiels pour l'accomplissement du cycle de vie de nombreuses espèces de poissons dans les lacs. Leur dégradation par les fluctuations artificielles du niveau d'eau peut avoir un impact important sur les peuplements ichtyologiques des réservoirs marnants. En particulier, l'absence de végétation peut compromettre la reproduction des espèces phytophiles et la survie des larves de poissons. Une des solutions conciliant l'atténuation des impacts du marnage artificiel avec les usages du réservoir est l'utilisation d'îles flottantes artificielles (AFI). Cependant, l'efficacité de cette solution reste peu documentée. Dans cette étude, nous avons conçu trois zones littorales flottantes artificielles (FLOLIZs) qui imitent l'environnement d'une zone littorale naturelle. Ces FLOLIZs ont été installées dans un réservoir hydroélectrique français marqué par un marnage extrême. Nous avons cherché à évaluer l'efficacité des FLOLIZs à fournir des habitats fonctionnels pour les différents espèces et stades de poissons de la retenue. Les caractéristiques des communautés de poissons des FLOLIZs (abondance, richesse spécifique, assemblage spécifique et fonctionnel) ont été comparées à celles de stations littorales témoins pendant deux ans et demi. Durant la première année d'installation ainsi qu'aux périodes plus froides, les communautés des FLOLIZs étaient moins abondantes et diversifiées. En particulier, les FLOLIZs se sont montrées être plus attractives au printemps et à l'été comme zone de nurserie pour les larves de Brochet (*Esox lucius*) et de Cyprinidés, comme zone de chasse pour les Perches adultes (*Perca fluviatilis*) et comme zone de reproduction pour la Blennie fluviatile (*Salaria fluviatilis*). Enfin, la composition spécifique et fonctionnelle différait significativement entre les saisons mais aussi entre les FLOLIZs et les stations littorales témoins. Plus particulièrement, les communautés des FLOLIZs étaient plutôt caractérisées par des espèces démersales et indifférentes aux conditions de débits (par ex. Ablettes, Brochets, Perches, Toxostomes). A l'inverse, les communautés littorales étaient majoritairement composées d'individus appartenant à des espèces benthiques, rhéophiles et dépendantes d'habitats minéraux (par ex. Blennies, Chevesnes, Goujons, Vairons). Finalement, ces résultats préliminaires suggèrent que les FLOLIZs pourraient fournir des habitats fonctionnels adéquats pour les communautés de poissons durant les saisons printanières et estivales dans les réservoirs présentant un marnage artificiel important. Un suivi à plus long terme et sur d'autres sites d'études (par ex. plus petits, moins profonds) pourrait apporter des informations supplémentaires sur l'efficacité des FLOLIZs à atténuer les impacts du marnage sur les communautés piscicoles.

## Introduction globale

L'expansion mondiale des projets de construction de réservoir (Zarfl et al., 2015) menace fortement la biodiversité des écosystèmes aquatiques d'eau douce (Reid et al., 2019). Bien que les réservoirs puissent atteindre une certaine stabilité après la succession de nombreuses modifications (par ex. de la physicochimie, de la structure du réseau trophique) (Petts 1985 in Schmutz and Moog, 2018), l'utilisation de la ressource en eau qui induit des fluctuations artificielles du niveau d'eau impacte significativement les paramètres abiotiques et la biocénose (Carmignani and Roy, 2017). Ce marnage artificiel (mais aussi l'envasement, l'eutrophisation) occasionne des dégradations et une réduction importante des habitats littoraux (par ex. les débris ligneux et les macrophytes) (Miranda et al., 2010; Daugherty, 2015) qui sont essentiels pour le cycle de vie des poissons (Winfield, 2004; Sass et al., 2019). Par conséquent, les rives des réservoirs deviennent très homogènes et offrent peu d'habitats complexes (Logez et al., 2016), ce qui impacte fortement la diversité, l'abondance et l'assemblage des poissons (Eadie and Keast, 1984; Shea and Peterson, 2007; Lewin et al., 2014), mais augmente aussi la compétition intra spécifique pour la recherche d'habitat (Fischer and Öhl, 2005). Finalement, le marnage artificiel entraîne aussi un déclin de certaines espèces par une modification du comportement de frai et une destruction partielle ou totale des pontes (Ozen and Noble, 2002; Clark et al., 2008; Kahl et al., 2008).

Face à ce constat, plusieurs études ont identifié des mesures de mitigation des effets du marnage artificiel dans les réservoirs, en particulier pour atteindre le bon potentiel écologique des masses d'eau fortement modifiées fixé par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE, 2000/60/CE) (Trussart et al., 2002; Halleraker et al., 2016). La gestion contrôlée de la ressource en eau par les gestionnaires serait une méthode efficace pour limiter les impacts du marnage artificiel mais cette méthode pourrait générer des conflits avec les usages du réservoir (par ex. production d'hydroélectricité, prélèvement d'eau). La gestion des rives par une revégétalisation semblerait être efficace pour recréer des habitats rivulaires et contenir l'érosion des berges (par ex. dans le Three Gorges Dam d'après Wang et al., 2008), mais à condition que la durée des périodes d'inondation ou d'assèchement soit compatible avec les espèces utilisées (Strakosh et al., 2011). Par conséquent, les gestionnaires ont souvent eu recours à l'installation d'habitats artificiels dans les écosystèmes lacustres (Tugend et al., 2002). Pour prédire le succès des habitats artificiels et pour identifier des objectifs réalistes d'amélioration des milieux, l'évaluation des réponses des populations piscicoles à ces mesures est essentielle (Pratt, 1994; Bradshaw, 1997). Cependant, les caractéristiques des structures telles que leur taille, leur forme et leur agencement (Daugherty et al., 2014), mais aussi leurs sites d'implantation caractérisés notamment par la profondeur et la température (Walters et al., 1991; Moring and Nicholson, 1994) conditionnent leur utilisation. Néanmoins, les études sur les habitats artificiels fixes s'accordent sur leur efficacité à augmenter l'abondance et la diversité locale dans les réservoirs (Freitas and Petrere Jr, 2001; Frehse et al., 2021), en procurant des habitats de reproduction (par ex. pour la Perche Pedicillo et al., 2008 ; pour la truite (Wagner, 1904; Marsden and Chotkowski, 2001), en fournissant des habitats avec une ressource alimentaire accrue (Schou et al., 2009), en fournissant des habitats de repos (Santos et al., 2008) et de refuge-nurserie (Petering and Johnson, 1991).

Les différentes études ont montré que les habitats artificiels fixes pouvaient fournir des habitats fonctionnels à la macrofaune aquatique dans des réservoirs présentant un marnage de faible amplitude (par ex. réservoir pour l'eau potable). Ainsi l'efficacité de ces habitats dans des réservoirs avec un fort marnage reste peu documentée. Par exemple,

dans l'étude réalisée par Santos et al. (2011) dans un réservoir hydroélectrique présentant un fort marnage, les habitats artificiels fixes ont dû être déplacés plusieurs fois pour suivre la baisse du niveau de l'eau. Par conséquent, les auteurs ont suggéré que pour une efficacité maximale dans tous les scénarios de fluctuations possibles, les habitats artificiels devaient être « auto-adaptables ». Ainsi, l'utilisation d'habitats artificiels flottants ou dont la hauteur est facilement modulable pourrait être une solution moins contraignante et en accord avec les usages des retenues (Halleraker et al., 2016). De plus, ce type d'habitat pourrait être constamment disponible pour les poissons, quel que soit le niveau de l'eau. A l'heure actuelle, les études sur l'efficacité des habitats artificiels flottants sont peu nombreuses, mais les auteurs ont montré qu'ils pouvaient fournir des habitats de reproduction pour plusieurs espèces de poissons (par ex. Brochet, Perche, Gardon) (Gillet, 1969 ; Dumonceau and Gilles, 2012) ainsi que des habitats de refuge-nurserie pour les espèces de petites tailles et pour les juvéniles (Teixeira-de Mello et al., 2016). Enfin, les structures artificielles flottantes attireraient et concentreraient une abondance importante de macroinvertébrés, (Huang et al., 2017; Prashant and Billore, 2020; Salmon et al., 2022) et pourraient donc potentiellement constituer des zones d'alimentation des poissons.

Les potentiels bénéfiques pour les communautés piscicoles restent cependant peu documentés, c'est pourquoi dans cette étude, nous avons conçu une structure artificielle flottante (FLOLIZ) qui imite une zone littorale naturelle et qui est constamment accessible pour les poissons, quelles que soient les conditions de marnage. Ainsi, nous avons voulu tester l'efficacité de trois FLOLIZs, en tant qu'habitats fonctionnels de substitution pour les différentes espèces et stades de poissons durant près de trois années dans une retenue fortement régulée. Pour cela nous avons comparé les FLOLIZs à des stations littorales témoins afin de tester (1) si l'abondance et la richesse des poissons étaient plus importantes dans les FLOLIZs ; (2) si leur fréquentation par les différentes espèces et les différents stades de poissons différait selon les mois ou les saisons ; et (3) si elles accueilleraient des communautés piscicoles similaires ou non d'un point de vue taxonomique et fonctionnel. Dans la première partie, nous nous sommes focalisés sur l'utilisation des FLOLIZs par les communautés piscicoles comme habitats de reproduction et de refuge-nurserie. Pour vérifier cela, nous avons réalisé des échantillonnages au printemps et à l'été qui correspondent aux saisons de reproduction de la majorité des espèces de poissons de la retenue mais aussi à la présence des très jeunes stades. Dans la seconde partie, nous nous sommes concentrés sur l'utilisation des FLOLIZs en dehors de la période de reproduction par les communautés piscicoles pour les autres fonctions vitales (par ex. repos, protection, alimentation).

# I - Les FLOLIZs comme habitat de reproduction et de refuge-nurserie.



Figure 2 : Photographie d'un juvénile de brochet (~60mm) recensé en juin 2020 dans la végétation gazonnante d'une FLOLIZ. ©Projet UROS

## 1. Matériels et Méthodes

### 1.1. Stations d'échantillonnage et description des FLOLIZs

Pour la localisation et la description complète des stations d'échantillonnage (Baies témoins (BTs), Baies expérimentales (BEs), Structures flottantes (FLOLIZs)) se référer au Chapitre I section 1.4 tandis que la description complète de la conception des FLOLIZs est disponible dans le Chapitre II.

### 1.2. Méthodes de suivi des poissons

Afin d'évaluer la fréquentation des différentes stations par l'ichtyofaune et de tester la fonctionnalité des FLOLIZs en tant qu'habitats de nurserie pour les jeunes stades et de reproduction pour les adultes, nous avons utilisé trois techniques non létales. Pour maximiser l'échantillonnage de poissons juvéniles et d'adultes reproducteurs, les campagnes ont été réalisées au printemps et à l'été à une fréquence mensuelle ou bimensuelle de mai 2019 (soit 8 mois après l'installation des FLOLIZs) à juillet 2021 (soit 33 mois après l'installation des FLOLIZs). Les tableaux 1A à 1C synthétisent les dates d'échantillonnage par technique, la saison associée et la cote de la retenue.

La première technique utilisée était une méthode de capture passive par nasses non appâtées, qui consistait à installer dans chaque station 8 nasses de dimension 45 cm x 25 cm avec une ouverture de 5 cm. Dans les FLOLIZs, 4 nasses étaient posées aléatoirement dans l'étage subaquatique central à 1m de profondeur, et 2 nasses étaient posées aléatoirement dans chaque étage subaquatique à 0.5m de profondeur pour une durée de 15h (Fig. 3A). Dans les stations littorales témoins, les nasses ont été posées de façon aléatoire dans un transect délimité de 70m<sup>2</sup> dans la zone littorale en fin de journée pour une durée de 15h également. Sur les 8 nasses posées, 4 nasses étaient posées à 0.5m de profondeur et 4 nasses étaient posées à 1m de profondeur (Fig. 3B), par analogie avec les étages subaquatiques des FLOLIZs. A chaque relève de nasse, la profondeur était notée et chaque individu était comptabilisé, mesuré puis déterminé à l'espèce sinon à la famille (Cyprinidae). A la fin de la biométrie et du comptage de tous les individus, les poissons étaient relâchés sur leur lieu de capture.

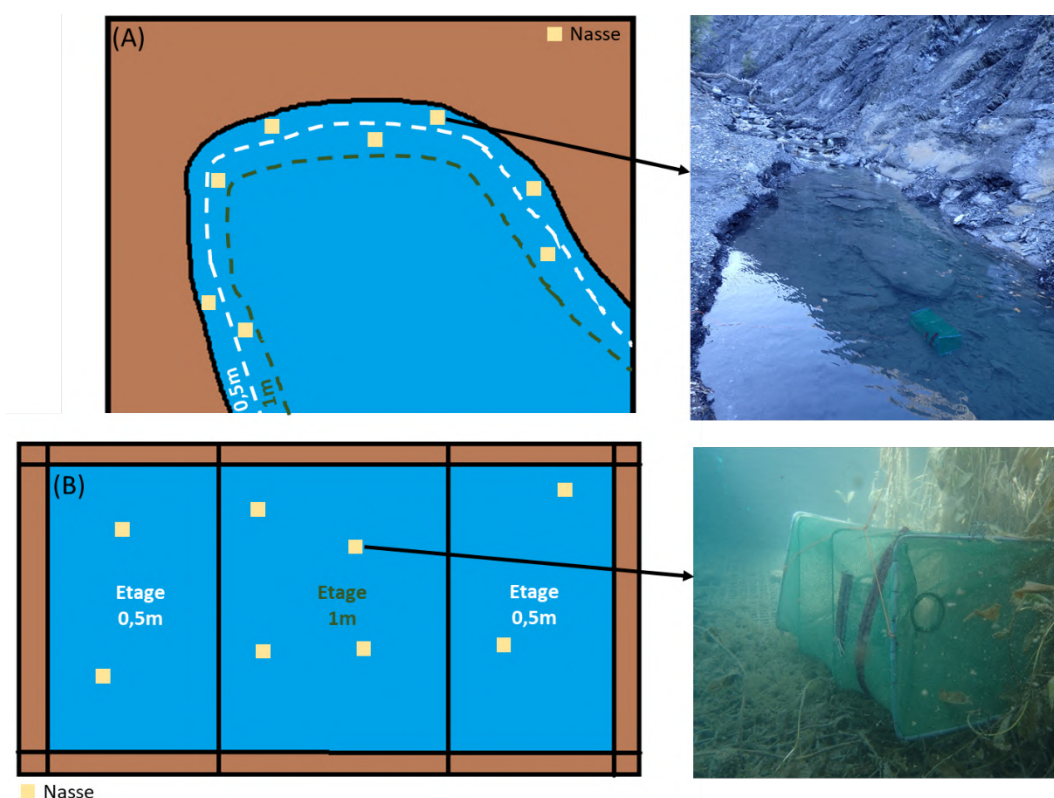


Figure 3 : Illustrations schématiques et photographies du protocole de capture par nasses. (A) Dans la zone littorale des baies témoins et expérimentales avec une photographie d'une nasse posée à 0,5m. La nasse est accrochée à un fer à béton enfoncé dans le sédiment de la rive ; (B) Dans les FLOLIZs avec une photographie d'une nasse posée dans un étage à 1m de profondeur près de la végétation ©Projet UROS

Tableau 1 : Synthèse des dates d'échantillonnage avec saison associée et cote de la retenue (m) pour chaque protocole d'échantillonnage.  
 (A) Protocole nasse ; (B) Protocole recensement visuel, (C) Protocole piège lumineux CARE®.

**(A)**

Date de pose	Saison	Cote (m)
10/05/2019	Printemps 2019	760.29
22/05/2019		763.72
13/06/2019		772.29
18/06/2019		774
18/07/2019	Été 2019	777.18
28/08/2019		772.29
24/09/2019		770.89
27/05/2020	Printemps 2020	778.03
23/06/2020		778.78
28/07/2020	Été 2020	779.18
18/08/2020		778.19
04/05/2021	Printemps 2021	768.44
26/05/2021		776.88
09/06/2021		777
30/06/2021		779.49

**(B)**

Date de recensement	Saison	Cote (m)
16/07/2019	Été 2019	777.33
27/08/2019		772.45
26/09/2019		770.93
28/05/2020	Printemps 2020	778.18
24/06/2020		778.91
08/07/2020	Été 2020	779.64
30/07/2020		779.2
19/08/2020		778.18
27/05/2021	Printemps 2021	776.83
08/06/2021		776.75
30/06/2021		779.49

**(C)**

Date de pose	Saison	Cote (m)
22/05/2019	Printemps 2019	763.72
23/05/2019		763.94
18/06/2019		774.0
19/06/2019		774.17
16/07/2019	Été 2019	777.33
17/07/2019		777.25
29/08/2019		772.25
27/05/2020	Printemps 2020	778.03
28/05/2020		778.18
23/06/2020		778.78
28/07/2020	Été 2020	779.18
18/08/2020		778.19

La seconde technique utilisée était le recensement visuel en Palme Masque Tuba (PMT). Cette technique est utilisée depuis les années 50 (Halford and Thompson, 1994), en particulier en milieu marin pour estimer les effectifs des populations de poissons de récifs (Halford and Thompson, 1994; Nagelkerken et al., 2000; Azzurro et al., 2007). En eau douce, cette technique a été considérée comme précise et informative pour caractériser les assemblages de poissons (Plichard et al., 2017) mais aussi les (micro)habitats utilisés par les communautés de poissons (Brosse et al., 2001). Qui plus est, cette technique est rapide, peu coûteuse et non destructive. Les recensements visuels ont été réalisés par des plongeurs diplômés ayant de bonnes connaissances des poissons lacustres, équipés d'une lampe torche de 1500 lumens et d'une plaquette de note. Le mode opératoire consistait à nager dans un transect de 70m linéaire le long de la zone littorale (Baies témoins et Baies expérimentales) et à comptabiliser les individus recensés sur une bande d'environ 1m de largeur. Ce transect était réalisé par deux plongeurs échantillonnant chacun 35m<sup>2</sup> (35m sur 1 m) (Fig. 4A). Dans les FLOLIZs, la surface de 70m<sup>2</sup> comprenait un passage à l'extérieur et à l'intérieur des structures (Fig. 4B). La vitesse de nage était approximativement de 2m.min<sup>-1</sup>. Les individus ont été déterminés à l'espèce, excepté pour les larves de Cyprinidés qui ont été déterminées à la famille (forte supposition pour *Alburnus alburnus* et *Chondrostoma toxostoma*). En ce qui concerne l'abondance des poissons, chaque individu était comptabilisé selon une estimation basée sur un facteur de progression géométrique qui était : 1, 2-5, 6-10, 11- 30, 31-50, 51-100, 101-200, 201-500, 500-1000 individus et > 1000 individus (Harmelin-Vivien et al., 1985). La taille des individus a été estimée avec la plus grande précision possible en utilisant par exemple des repères de taille comme la plaquette de note.

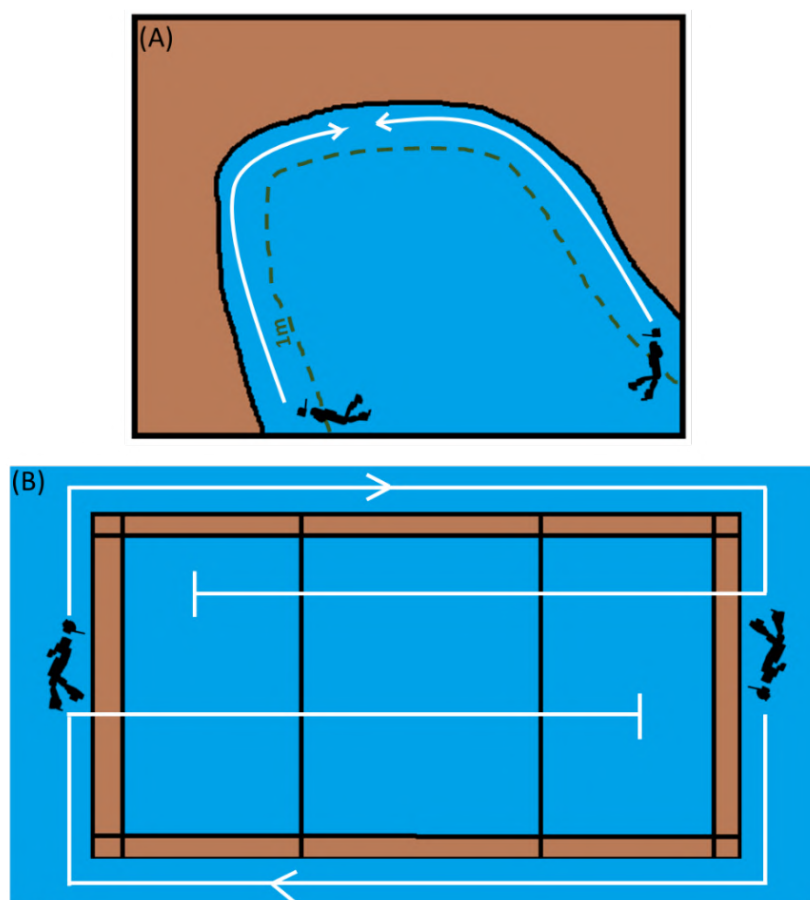


Figure 4 : Illustration schématique du protocole de recensement visuel. (A) Dans la zone littorale des baies; (B) Dans les FLOLIZs.

Enfin, la troisième technique consistait à capturer les larves de poissons par des pièges lumineux. Nous avons utilisé les CARE Light Trap® développés par ECOCEAN (Lecaillon and Lourié, 2007; Lecaillon, 2012) (Fig. 5A) qui permettent une capture non létale des larves de poissons par photo- et thigmo- tropisme (Fonbonne et al., 2015). Les CARE® sont équipés d'un filet avec des mailles très fines de 2 x 2 mm ainsi que d'une lampe LED de 7 Watts dont la température de couleur est de 6000K (lumière du jour). Le champ d'action du piège lumineux est dépendant de la transparence de l'eau et de la luminosité ambiante (en particulier de la phase lunaire) mais dans les conditions de la retenue de Serre-Ponçon, nous estimons qu'il était d'environ 30m. Chaque piège lumineux était posé et allumé en fin de journée pour une durée de 10h au milieu de chaque baie (Fig. 5B, Fig. 5C). Le lendemain matin, les pièges lumineux étaient relevés et le collecteur à poissons était vidé dans une bassine. Les larves étaient ensuite comptées, déterminées à l'espèce si possible (sinon à la famille), mesurées puis immédiatement relâchées.

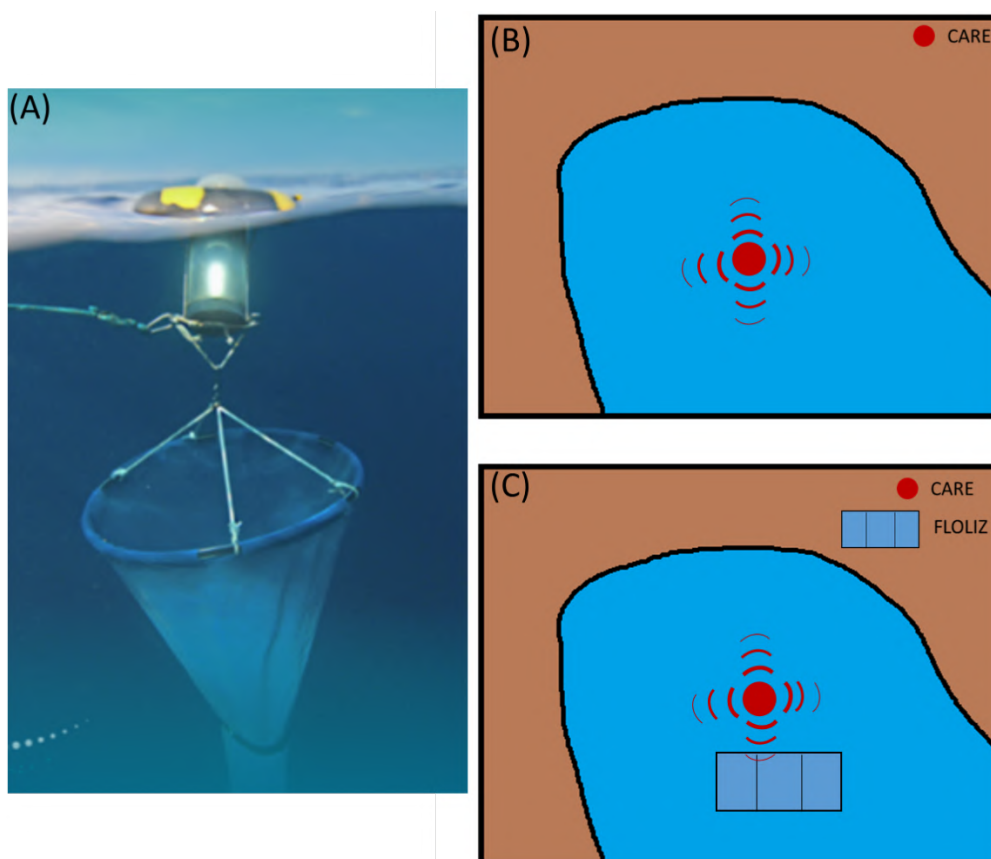


Figure 5 : Illustrations schématiques et photographie du protocole de capture par pièges lumineux (CARE®). (A) Photographie d'un piège lumineux CARE® ©ECOCEAN ; (B) Dans la zone littorale des baies témoins ; (C) Dans les baies expérimentales avec FLOLIZs.

### 1.3. Traitement des données et analyses statistiques

Au total, 1080 nasses ont été posées et relevées correspondant à 8 nasses x 3 stations x 3 zones x 15 dates. Pour le recensement visuel, ce sont 99 échantillonnages qui ont été réalisés correspondant à 1 recensement visuel x 3 stations x 3 zones x 11 dates. Enfin, 72 pièges lumineux ont été posés, correspondant à 1 piège x 2 stations (Baie témoin et Baie expérimentale avec FLOLIZ) x 3 zones x 12 dates.

L'abondance et la richesse spécifique des poissons ont été calculées pour chacune des techniques par date et par station. Pour les pièges lumineux, il n'était pas possible de différencier les captures provenant des FLOLIZs ou des Baies expérimentales. Ainsi, les métriques ont été calculées pour les BTs et pour le groupe BEs + FLOLIZs. Pour le recensement visuel, l'abondance a été estimée à partir des médianes des différentes classes d'abondance (correspondant à la moyenne arithmétique des bornes) : le groupement 1 est compté 1, le groupement 2 est arrondi à 4, le groupement 3 est compté 8, etc (Harmelin-Vivien et al. 1985). Malgré l'objectif de capture des jeunes stades de poissons par les nasses et les pièges lumineux, quelques adultes (par ex. Perche, Gardon, Ablette) ou espèces de petite taille à l'âge adulte (par ex. Blennie, Goujon) peuvent potentiellement être capturés. Par conséquent tous les individus de chaque technique ont été catégorisés dans deux classes : les individus juvéniles et les individus adultes. La classification des individus a été effectuée à partir des données récoltées sur le terrain (Obs. terrain), de données de la littérature sur la croissance et l'âge de maturité des différences espèces dans des milieux les plus similaires possibles à la retenue de Serre-Ponçon (Jellyman, 1980; Chappaz et al., 1987, 2005; Keith et al., 2011) et enfin à dire d'expert (J-C Raymond, com. pers.). La liste des espèces et stades capturés par type de station sur toute la période d'échantillonnage est disponible dans l'Annexe 7 (Tab A7-1).

Pour évaluer les réponses des métriques d'abondance et de richesse en fonction des facteurs explicatifs comme la station, la saison et le stade (juvénile/adulte) ainsi que leurs interactions, nous avons utilisé une approche de modélisation linéaire généralisée (GLM) (Venables and Ripley, 2002; Zuur and Ieno, 2016; McCullagh and Nelder, 2019). Pour l'abondance, nous avons utilisé une distribution d'erreur négative binomiale. La distribution binomiale négative (NB( $\mu, \theta$ ),  $\mu$  (moyenne) et  $\theta$  (paramètre de dispersion)) est un mélange des distributions de Poisson et Gamma (Greenwood and Yule, 1920; McCullagh and Nelder, 2019) qui permet de tenir compte de la surdispersion ; la variance de la distribution est égale à  $\text{Var}(Y) = \mu + \mu^2 / \theta$ . En effet, les données de comptage présentent souvent une forte variance. Le modèle complet s'écrit comme suit :

$$\log(Y = \text{Abondance moyenne}) = \alpha + \text{Station} * \text{Saison} * \text{Stade} + \epsilon$$

Ou Y : Abondance moyenne = abondance moyenne attendue  
 $\alpha$  : Intercept  
 $\epsilon$  : Erreur suivant une distribution négative binomiale

Pour modéliser la richesse spécifique, nous avons utilisé les mêmes facteurs explicatifs mais avec une distribution d'erreur de poisson. La distribution de poisson est notée Poisson( $\mu$ ) de moyenne et variance égales à  $\mu$  soit  $E(Y) = \text{var}(Y) = \mu$ . Le modèle complet s'écrit comme suit :

$$\log(Y = \text{Richesse moyenne}) = \alpha + \text{Station} * \text{Saison} * \text{Stade} + \epsilon$$

Ou Y : Richesse moyenne = Richesse moyenne attendu  
 $\alpha$  : Intercept  
 $\epsilon$  : Erreur suivant une distribution de Poisson

Les GLMs avec la distribution d'erreur négative binomiale ont été exécutés avec la fonction « glm.nb » du package « MASS » (Ripley et al., 2013). Les GLMs avec la distribution d'erreur de Poisson ont été exécutés avec la fonction « glm » du package de base « stats » (R Core Team, 2021). De plus, l'ajustement de chaque modèle a fait l'objet

d'un diagnostic à l'aide de la fonction « simulateResiduals » du package « DHARMA » qui permettait d'accéder aux quantiles des résidus (Hartig, 2020).

Ce package fournissait plusieurs fonctions de tracé (QQplot, Résiduel vs Prédit) et de test pour les problèmes typiques de mauvaise spécification du modèle, tels que la sur/sous-dispersion, l'inflation nulle et l'autocorrélation spatiale et temporelle résiduelle. L'objectif était de s'assurer de la bonne qualité d'ajustement de chaque modèle. Ces diagnostics sont visibles en annexe 7 (Fig. A7-1). L'analyse de la déviance des facteurs explicatifs de chaque modèle a été étudiée à partir des résultats fournis par la fonction « Anova » (type II) du package « car » (Fox et al., 2019). Pour chaque effet simple significatif, nous avons réalisé des comparaisons post-hoc de Wilcoxon avec l'ajustement de Holm (Holm, 1979) tandis que pour chaque interaction significative, nous avons réalisé une comparaison par paires en utilisant les moyennes marginales estimées avec un ajustement de Tukey grâce au package « Emmeans » (Lenth, 2021). La nature des données étant très différente entre les méthodes d'échantillonnage, les modèles ont été appliqués sur chaque type de données séparément.

Afin d'évaluer la composition taxonomique des communautés (espèce et stade à la fois ; Tab 2) et leur variabilité spatiale (type de station) et temporelle (saisons), nous avons réalisé des Analyses Triadiques Partielles (« ATP ») (Thioulouse and Chessel, 1987; Kroonenberg, 1989; Rossi, 2003; Thioulouse et al., 2004) pour les échantillonnages par nasses et visuel. Les ATP ont été réalisées avec la fonction « pta » du package « ade4 » (Thioulouse et al., 2018). Cette analyse multivariée permet de définir la structure commune de tableaux  $X_{ijk}$  qui partagent des lignes  $i$  (observations) et des colonnes  $j$  (variables) en fonction de dates  $k$  (Rossi, 2003). Dans notre étude, nous avons utilisé des matrices de données comprenant l'abondance de chaque espèce dans chacune des stations aux différentes saisons et par méthode d'échantillonnage. Les données d'abondance ont au préalable été transformées avec la transformation d'Hellinger qui offre un meilleur compromis entre linéarité et résolution pour ce type de données (Rao, 1995; Legendre and Gallagher, 2001). Les résultats d'une ATP se présentent en trois étapes (détails dans Jiménez et al., 2015) :

- (1) La phase d'inter-structure (recherche du compromis) est l'étape de diagonalisation de la matrice des covariances vectorielles (Covv)(Escoufier, 1973).
- (2) L'analyse du compromis permet de déduire les tendances communes à tous les tableaux, c'est-à-dire à la fois la tendance des variables aux différentes dates mais aussi des stations d'échantillonnage en fonction des variables.
- (3) L'analyse intra-structure (reproductibilité du compromis) résume la variabilité des tableaux autour de la structure commune définie par le compromis, en mettant en évidence les éléments qui correspondent le mieux (ou non) à la structure du compromis.

Tableau 2 : Désignation des codes espèces et stades utilisés dans les Analyses Triadiques Partielles 1 et 2 (ATP-1 / ATP-2).

Code	Nom vernaculaire	Nom scientifique
ABL.juv	Ablette juvénile	<i>Alburnus alburnus</i>
ABL.Adulte	Ablette adulte	
BLE.juv	Blennie juvénile	<i>Salaria fluviatilis</i>
BLE.Adulte	Blennie adulte	
BRE.juv	Brème juvénile	<i>Abramis brama</i>
BRE.Adulte	Brème adulte	
BRO.juv	Brochet juvénile	<i>Esox lucius</i>
BRO.Adulte	Brochet adulte	
CHE.juv	Chevesne juvénile	<i>Squalius cephalus</i>
CHE.Adulte	Chevesne adulte	
GAR.juv	Gardon juvénile	<i>Rutilus rutilus</i>
GAR.Adulte	Gardon adulte	
GOU.juv	Goujon juvénile	<i>Gobio gobio</i>
GOU.Adulte	Goujon adulte	
PER.juv	Perche juvénile	<i>Perca fluviatilis</i>
PER.Adulte	Perche adulte	
TAN.juv	Tanche juvénile	<i>Tinca tinca</i>
TOX.juv	Toxostome juvénile	<i>Chondrostoma toxostoma</i>
VAI.juv	Vairon juvénile	<i>Phoxinus phoxinus</i>
VAI.Adulte	Vairon adulte	

Enfin, à partir des données d'abondance des poissons (en excluant les très jeunes stades qui présentent souvent des caractéristiques différentes) et en utilisant 20 traits biologiques et écologiques à codage flou (Schmidt-Kloiber and Hering, 2015), les profils moyens des traits de chaque communauté ont été calculés pour les échantillonnages visuel et par nasse. Le codage flou consistait à attribuer une note d'affinité à chaque espèce pour chaque modalité de trait, qui était codée 0 pour « pas d'affinité » ou 1 pour « forte affinité ». Afin de donner le même poids aux traits, la somme des notes par trait valait 1. Les traits biologiques reflètent l'histoire de vie des espèces (par ex. l'espérance de vie) et leurs caractéristiques morphologiques générales (forme et taille du corps) ou physiologiques (par ex. la fécondité). Les traits écologiques qualifient plutôt les préférences environnementales et d'habitat (par ex. rhéophile, benthique/pélagique). Chaque trait était décrit par plusieurs modalités ce qui représentait un total de 69 modalités (détails en Annexe 7, Tab. A7-2). Les profils de traits pondérés moyens (par les abondances log-transformées) des assemblages de chaque station ont été calculés et

exprimés sous forme de distributions d'abondance relative des modalités de traits au sein des assemblages (Thioulouse et al., 1997). Ensuite, une analyse des correspondances en codage flou (Fuzzy Coding Analysis ; FCA) a été utilisée pour examiner les différences des profils de traits pondérés moyens entre les stations à l'aide du progiciel ADE4 (Chessel et al., 2004). Les comparaisons des modalités de traits entre les différentes stations ont été réalisées à l'aide du test de Kruskal-Wallis et du test post-hoc de Wilcoxon avec l'ajustement de Holm après transformation arcsin ( $\sqrt{p}$  avec  $p$  : proportion de chaque modalité de trait dans la communauté). Le pourcentage de similarité fonctionnelle entre les types de stations a été calculé en fonction du nombre de modalités communes et du nombre total de modalités testées.

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées avec les logiciels R version 3.5.0 (R Core Team, 2018) et RStudio version 1.4.1717 (RStudio Team, 2021).

## 2. Résultats

### 2.1. Résultats généraux

Au total, le nombre d'individus recensés par observations visuelles est estimé à 41441 répartis ainsi : 11178 dans les BTs, 11776 dans les BEs et 18487 dans les FLOLIZs (Fig. 6A). Quant aux nasses, 1169 individus ont été capturés dont 455 dans les BTs, 443 dans les BEs et 271 dans les FLOLIZs (Fig. 6B). Enfin, 1627 individus ont été capturés dans les pièges lumineux, dont 581 dans les BTs et 1041 dans les BEs + FLOLIZs (Fig. 6C). On remarque ainsi une différence très importante dans l'abondance échantillonnée entre le recensement visuel et les méthodes de capture. En ce qui concerne la richesse totale, les efficacités du recensement visuel et des captures par nasses étaient proches puisque 12 espèces ont été recensées par les observations visuelles dont les 11 espèces obtenues dans les nasses. Quant aux pièges lumineux, seules 6 espèces ont pu être capturées, toutes communes avec les deux autres techniques. Avec 19 espèces présentes dans la retenue (voir Chapitre I, Tableau 1), les trois techniques réunies ont permis d'échantillonner 63% de la richesse spécifique totale. Les espèces qui n'ont pas été échantillonnées étaient soit des espèces rhéophiles et plutôt inféodées à la partie amont de la retenue (par ex. le Barbeau, l'Ombre chevalier), soit des espèces très benthiques (par ex. la Carpe, l'Anguille) ou soit des espèces pélagiques de zone profonde (par ex. le Corégone). Si l'on s'intéresse à la richesse totale par type de station, 11, 8 et 7 espèces ont été recensées par observations visuelles dans les BTs, BEs et FLOLIZs respectivement ; 11, 10 et 7 espèces ont été capturées par nasses dans les BTs, BEs et FLOLIZs respectivement et 6, 7 ont été capturées par les pièges lumineux dans les BTs, BEs + FLOLIZs respectivement (Fig. 6). Les 7 espèces échantillonnées dans les FLOLIZs étaient communes avec celles capturées dans les différentes baies. Ces résultats généraux montrent que les stations BTs et BEs étaient très proches d'un point de vue abondance et richesse totale tandis que les FLOLIZs affichaient une richesse totale plus faible.

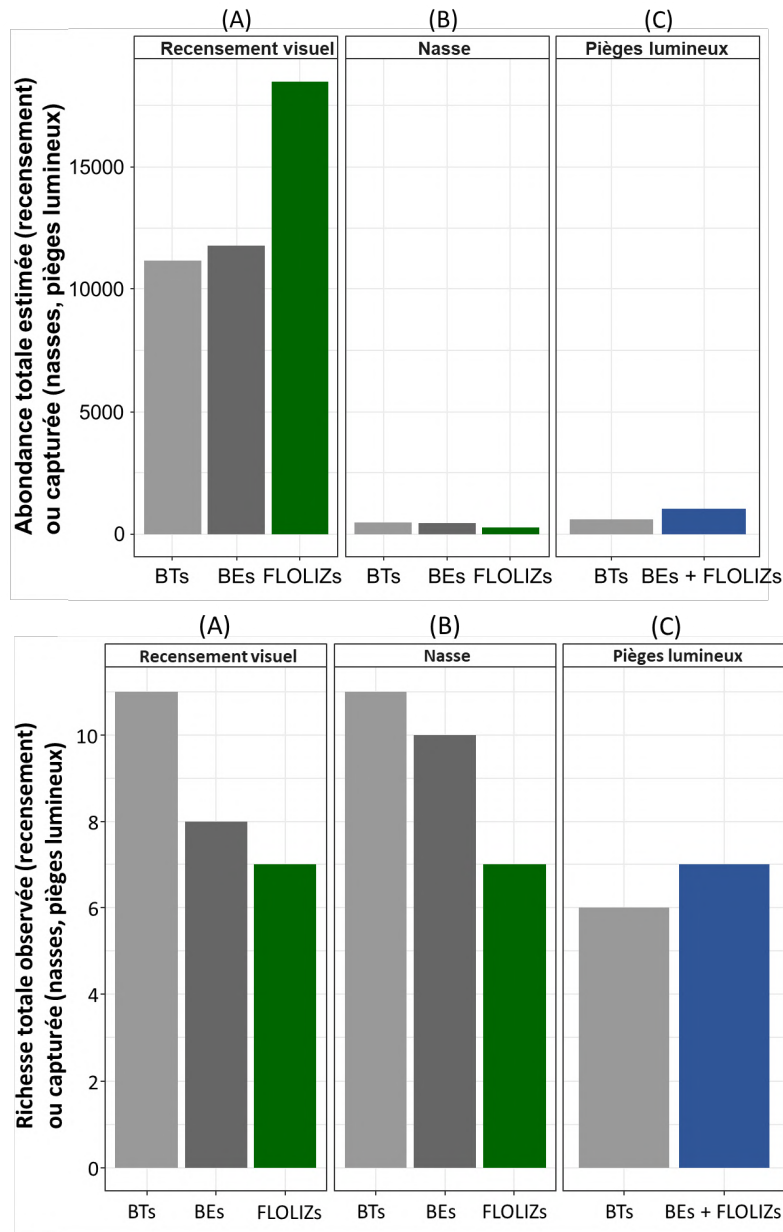


Figure 6 : Abondance et Richesse spécifique totale en fonction des différents types de station selon les différents protocoles d'échantillonnage. (A) Recensement visuel ; (B) Capture par nasses ; (C) Capture par pièges lumineux.

Enfin, les captures par pièges lumineux ont permis d'apporter des informations sur les périodes d'apparition des différentes espèces d'alevins dans la retenue (Fig. 7). En mai 2019, seuls des gros individus d'Ablettes, de Gardons et de Chevesnes ont été capturés. Trois semaines après, les captures étaient exclusivement des larves de Cyprinidés (forte supposition pour Ablette et Toxostome). En mai 2020, la tendance était identique avec des captures d'Ablettes et de Gardons adultes, mais aussi de larves de Cyprinidés qui étaient présentes plus précocement. Dès fin juin et jusqu'en juillet, les captures étaient essentiellement des juvéniles de Perches. Finalement, de fin juillet à fin août, on capturait de façon abondante des larves de Blennies dont le stade pélagique dure 6 semaines avant qu'elles deviennent totalement benthiques (Gasith and Goren, 2009). Ces observations montrent que la chronologie d'apparition des espèces entre 2019 et 2020 était similaire avec en premier les Cyprinidés, puis les Perches puis les Blennies. Cependant, en 2020, l'arrivée des larves des différentes espèces semblait être avancée de quelques semaines par rapport à 2019.

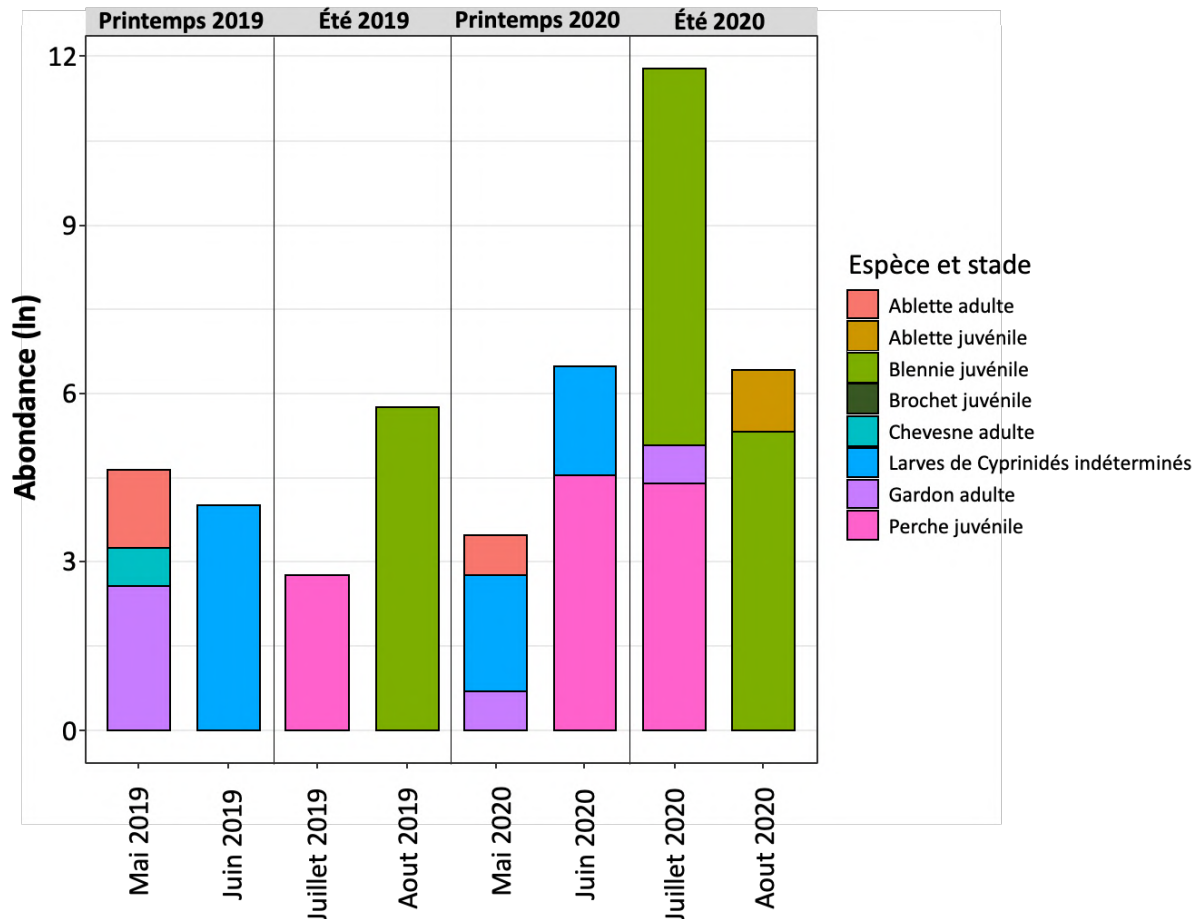


Figure 7 : Abondance (en log népérien) des différentes espèces et stades capturés aux pièges lumineux en fonction des mois.

## 2.2. Abondance et richesse des communautés piscicoles

### 2.2.1. Recensement visuel

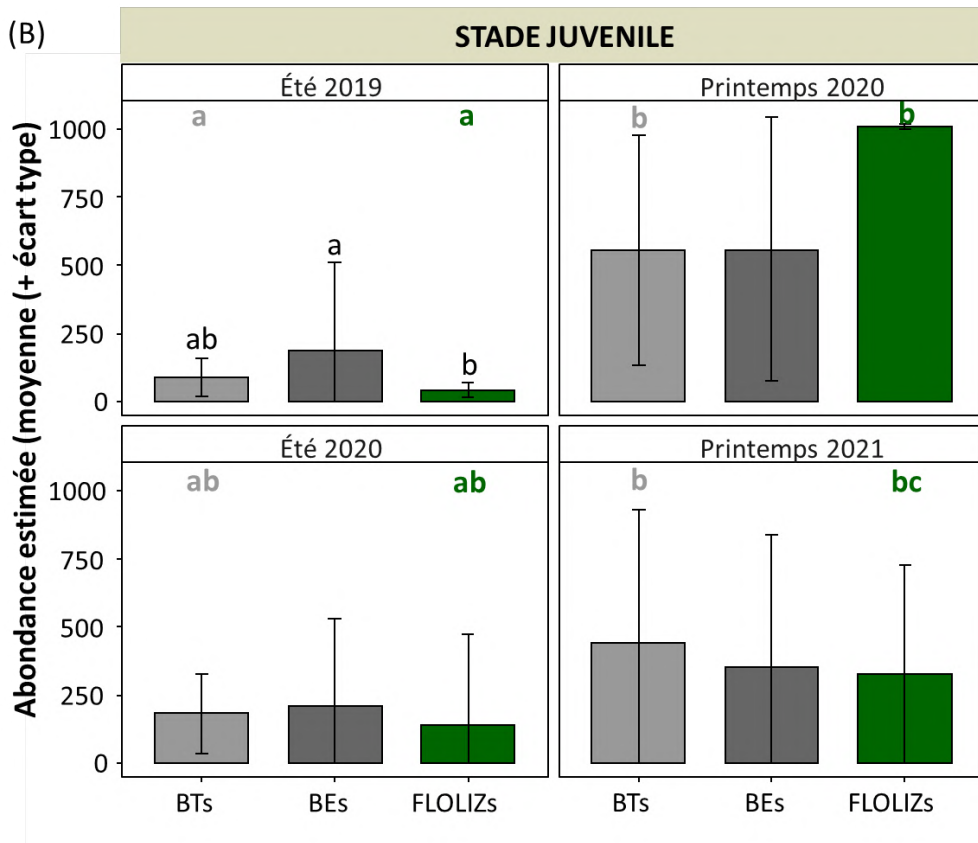
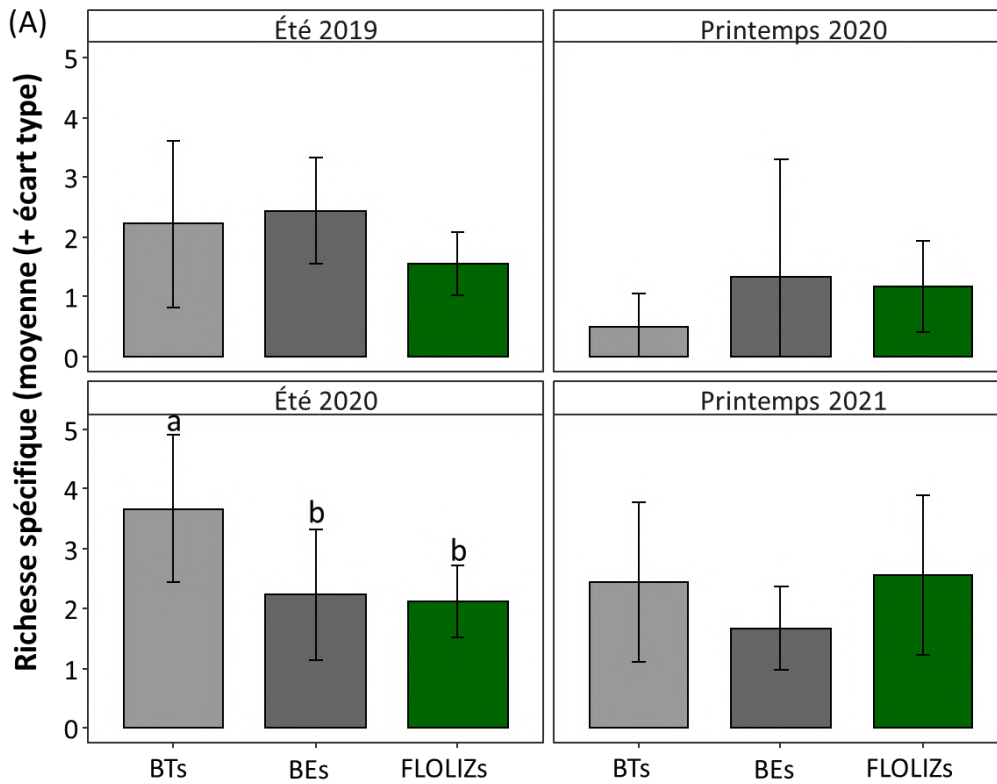
Le stade et la saison influencent l'abondance des poissons, qui varie également significativement avec ces deux facteurs selon le type de station ( $P$ -value Station : Saison : Stade = 0.036) (Tab. 3A). Quant à la richesse spécifique, elle est principalement influencée par la saison mais varie aussi avec ce facteur selon la station ( $P$ -value Station : Saison = 0.01) (Tab. 3B). En particulier, la richesse spécifique est plus faible au Printemps 2020 qu'aux autres saisons ( $P$ -value < 0.01). De plus, la richesse spécifique est plus importante à l'Été 2020 dans les BTs ( $3.67 \pm 1.22$ ) en comparaison aux BEs ( $2.22 \pm 1.09$ ,  $P$ -value = 0.01) et FLOLIZs ( $2.11 \pm 0.60$ ,  $P$ -value = 0.007) (Fig. 8A). Concernant l'abondance dans les FLOLIZs, elle est parfois plus faible que dans les stations littorales, par exemple à l'Été 2019 où les FLOLIZs enregistrent une abondance plus faible de poissons juvéniles ( $41.44 \pm 28.83$ ) par rapport aux BEs ( $189.89 \pm 320.31$ ) ( $P$ -value = 0.037) (Fig. 8B). Elle est parfois plus importante, par exemple au Printemps 2021 grâce à une abondance accrue de poissons adultes (FLOLIZs :  $96.56 \pm 252.89$  ; BTs :  $11.22 \pm 14.81$  ; BEs :  $3.22 \pm 2.44$ ) ( $P$ -value < 0.02 ;  $P$ -value < 0.0001, respectivement) (Fig. 8C). Les différences entre les stations ne sont globalement pas très marquées, mais, au Printemps 2021, 33 mois après la mise en eau des FLOLIZs, la communauté de poissons, particulièrement les stades adultes sont plus abondants.

Tableau 3 : Résultats d'analyse de la déviance (ANOVA) pour différents modèles linéaires généralisés sur les données d'échantillonnage par Recensement visuel. Les colonnes donnent le rapport de vraisemblance statistique chi-carré, ainsi que les degrés de liberté et les valeurs de *P* du test de LR pour chaque facteur explicatif et interaction.

(A) Modèle de l'abondance estimée avec distribution d'erreur Négative Binomiale (55.99% d'explication) ; (B) Modèle de la richesse spécifique avec distribution d'erreur de Poisson (34.39% d'explication).

(A) Facteurs explicatifs	Vraisemblance statistique chi-carré	Degrés de liberté	<i>P</i> -value
Station	1.11	2	0.58
Saison	26.45	3	7.68e-06 ***
Stade	191.21	1	< 2.2e-16 ***
Station : Saison	25.28	6	0.0003 ***
Station : Stade	7.16	2	0.028 *
Saison : Stade	17.88	3	0.00047 ***
Station : Saison : Stade	13.47	6	0.036 *
<b>(B)</b>			
Station	3.35	2	0.19
Saison	25.66	3	1.13e-05 ***
Station : Saison	16.60	6	0.011 *

Si l'on s'intéresse à la dynamique saisonnière au sein de chaque station, les différences d'abondance apparaissent plus marquées au sein des FLOLIZS qu'au sein des BTs et BEs (Fig. 8B, Fig 8C). Dans les stations BTs, seul l'Été 2019 ( $89.33 \pm 69.86$ ) diffère du Printemps 2020 ( $555.0 \pm 422.03$ ) et Printemps 2021 ( $442 \pm 487.69$ ) par une abondance de poissons juvéniles moins importante (Fig. 8B). Au sein des stations BEs, l'abondance dans les communautés de poissons est identique pour toutes les saisons et tous les stades. Ces résultats montrent que l'abondance de poissons dans les communautés littorales est stable au fil des saisons. Enfin dans les FLOLIZs, on observe des différences significatives et marquées de l'abondance de poissons entre les saisons. Par exemple, l'abondance des poissons juvéniles est significativement plus importante aux Printemps 2020 ( $1007.33 \pm 9.27$ ) et Printemps 2021 ( $329.55 \pm 394.52$ ) qu'à l'Été 2019 ( $41.44 \pm 28.83$ ) (Fig. 8B). Quant aux poissons adultes, l'abondance est significativement plus importante au Printemps 2021 ( $96.55 \pm 252.89$ ) qu'aux autres saisons et l'Été 2020 ( $11.11 \pm 9.37$ ) est également différent de l'Été 2019 ( $1.89 \pm 1.36$ ) (Fig. 8C). Ces résultats montrent que l'abondance des poissons dans les communautés des FLOLIZs est globalement plus importante aux saisons printanières.



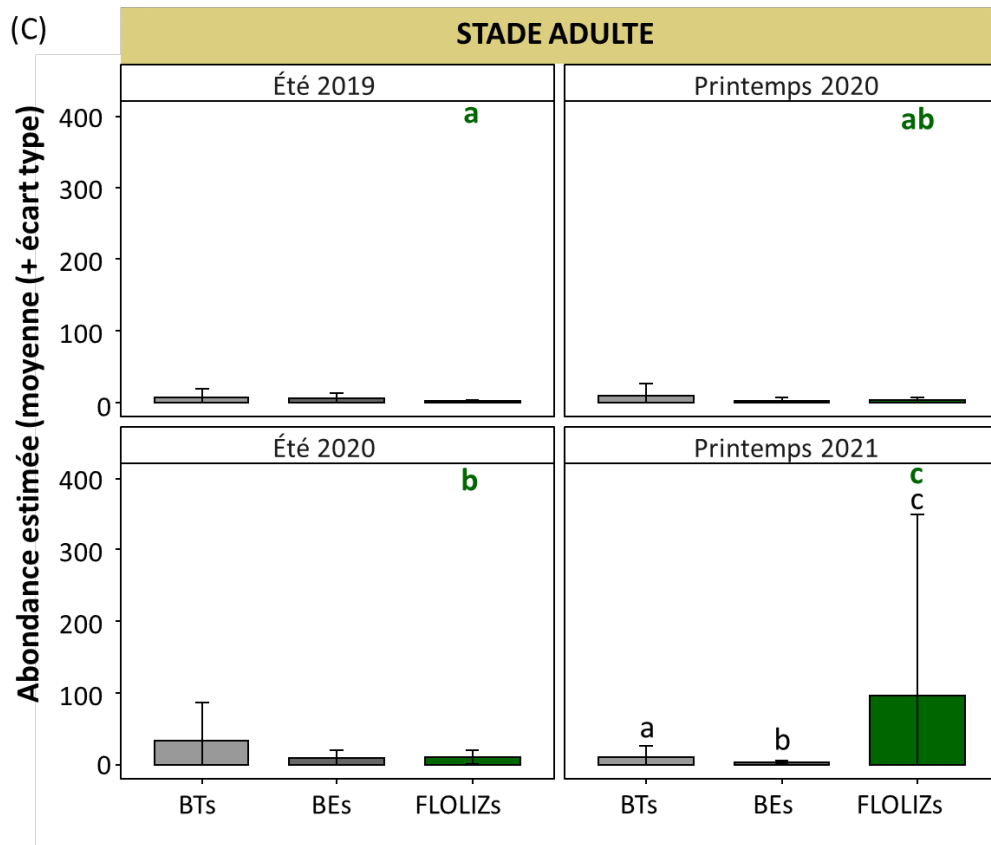


Figure 8 : (A) Richesse spécifique moyenne (+ écart type) entre les sites pour les différentes saisons. (B) Abondance estimée moyenne (+ écart type) entre les sites pour les différentes saisons pour le stade Juvenile (C) Abondance estimée moyenne (+ écart type) entre les sites pour les différentes saisons pour le stade Adulte. Les lettres « a, b, c » mettent en évidence les différences significatives issues des Moyennes Marginales estimée (MME) du modèle. Si les lettres sont différentes alors il existe une différence significative. S'il existe une lettre commune alors les valeurs ne diffèrent pas. Les lettres noires renseignent sur la significativité des comparaisons entre les stations. Les lettres de couleurs renseignent sur la significativité des comparaisons entre les saisons pour la station correspondante (gris clair = BTs ; gris foncé = BEs ; vert = FLOLIZs).

### 2.2.2. Nasses

Le stade, la saison ainsi que la station influencent significativement l'abondance des poissons capturés par nasses mais aussi l'interaction entre la station et la saison, et la saison et le stade (Tab. 4A). La richesse capturée par les nasses est influencée majoritairement par la station, la saison mais aussi par l'association de ces deux facteurs (Tab. 4B). Les nasses capturent plus de juvéniles que d'adultes ( $H = 37.71$ ,  $df = 1$ ,  $p\text{-value} = 8.22e-10$ ). A l'Été 2020, les captures sont moins abondantes et moins riches ( $0.67 \pm 1.12$  ;  $0.72 \pm 0.90$ , respectivement), qu'à l'Été 2019 ( $4.43 \pm 7.34$  ;  $1.78 \pm 1.28$ , respectivement) et Printemps 2020 ( $7.39 \pm 15.50$  ;  $1.78 \pm 1.06$ ) ( $H = 21.89$ ,  $df = 4$ ,  $p\text{-value} = 0.0002$  ;  $H = 11.48$ ,  $df = 4$ ,  $p\text{-value} = 0.02$ , respectivement). De plus, les captures au Printemps 2019 ( $3.10 \pm 7.64$ ) sont moins abondantes qu'au Printemps 2020 ( $7.39 \pm 15.50$ ) ( $P\text{-value} = 0.006$ ).

Dans les stations, l'abondance et la richesse capturées sont significativement supérieures ( $H = 13.8$ ,  $df = 2$ ,  $P\text{-value} = 0.001$  ;  $H = 14.7$ ,  $df = 2$ ,  $p\text{-value} = 0.0006$ , respectivement) dans les stations BTs ( $4.34 \pm 9.87$  ;  $1.71 \pm 1.31$ , respectivement) et BEs ( $4.20 \pm 7.85$  ;  $1.62 \pm 1.27$ , respectivement) que dans les FLOLIZs ( $2.86 \pm 10.30$  ;  $0.80 \pm$

0.84, respectivement) (Fig. 9A, Fig 9B). On observe également des différences du nombre d'individus et d'espèces de poissons capturés au Printemps 2019 qui était supérieur dans les stations littorales BTs ( $3.12 \pm 6.22$  ;  $1.50 \pm 1.09$ , respectivement) et BEs ( $6.08 \pm 11.10$  ;  $2.08 \pm 1.08$ , respectivement) par rapport aux stations FLOLIZs ( $0.08 \pm 0.28$  ;  $0.17 \pm 0.39$ , respectivement) (Fig. 10A, Fig 10B). Le nombre d'individus capturés est également supérieur dans les stations BTs ( $6.06 \pm 8.09$ ) par rapport aux FLOLIZs ( $1.56 \pm 2.57$ ) à l'Été 2019 ( $P$ -value = 0.048).

Si on s'intéresse à la dynamique saisonnière des captures, le nombre de poissons capturés est plus important au Printemps 2019 ( $3.12 \pm 6.22$ ), au Printemps 2021 ( $6.62 \pm 16.10$ ) et à l'Été 2019 ( $6.06 \pm 8.09$ ) comparé au Printemps 2020 ( $0.42 \pm 0.67$ ) dans les stations BTs ( $P$ -value < 0.05), tandis qu'il ne présente pas de différence dans les stations BEs (Fig. 10A). Pour les FLOLIZs, le nombre de captures est plus important à l'Été 2020 ( $13.90 \pm 25.10$ ) qu'à toutes les autres saisons ( $P$ -value < 0.05). De plus, il est aussi plus important à l'Été 2019 ( $1.56 \pm 2.57$ ) et au Printemps 2021 ( $2.33 \pm 5.58$ ) qu'au Printemps 2019 ( $0.08 \pm 0.28$ ) ( $P$ -value < 0.01) (Fig. 10A). Enfin, la richesse capturée dans les FLOLIZs est également plus importante à l'Été 2020 ( $1.67 \pm 0.52$ ) qu'au Printemps 2019 ( $0.17 \pm 0.39$ ) ( $P$ -value = 0.03) (Fig. 10B). Le schéma temporel des captures n'est pas très marqué dans les FLOLIZs, bien qu'il existe une tendance à l'augmentation aussi bien en abondance qu'en richesse à partir de l'Été 2020.

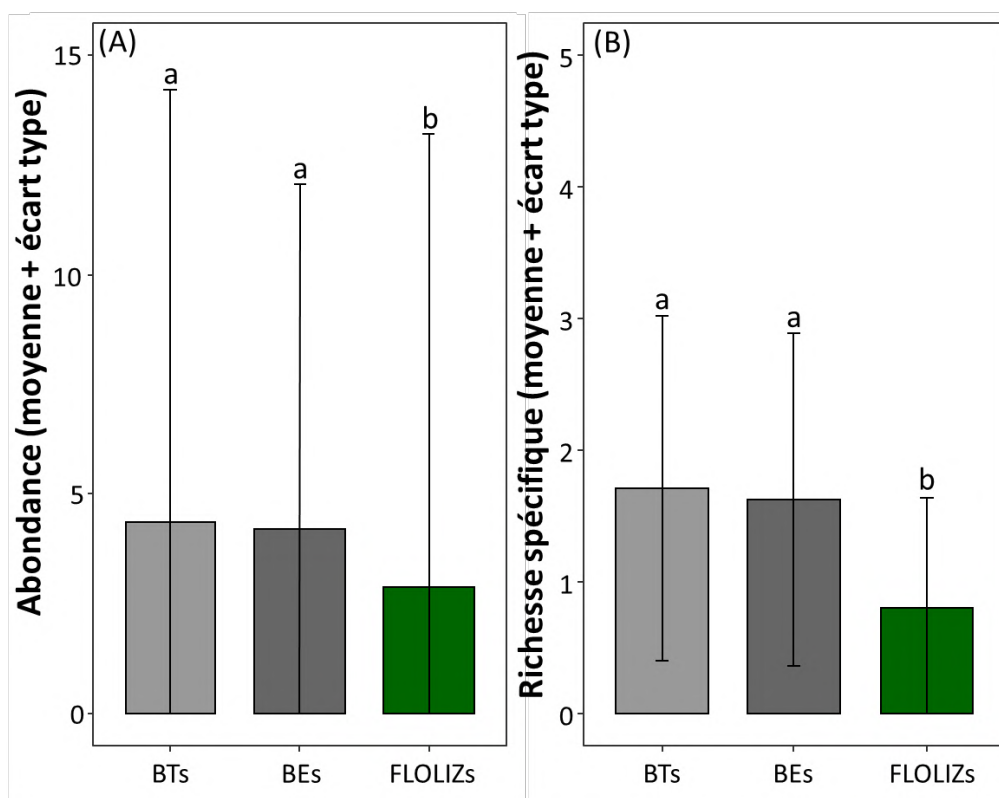


Figure 9 : Richesse spécifique et Abondance (moyenne + écart type) capturée par les nasses en fonction des différents types de stations. Les lettres « a, b » mettent en évidence les différences significatives. Si les lettres sont différentes alors il existe une différence significative. S'il existe une lettre commune alors les valeurs ne diffèrent pas.

Tableau 4 : Résultats de l'analyse de la déviance (ANOVA) pour différents modèles linéaires généralisés sur les données d'échantillonnage par les Nasses. Les colonnes donnent le rapport de vraisemblance statistique chi-carré, ainsi que les degrés de liberté et les valeurs de *P* du test de LR pour chaque facteur explicatif et interaction. (A) Modèle de l'abondance estimée avec distribution d'erreur Négative Binomiale (51% d'explication) ; (B) Modèle de la richesse spécifique avec distribution d'erreur de Poisson (27.30% d'explication).

(A) Facteurs explicatifs	Vraisemblance statistique chi-carré	Degrés de liberté	<i>P</i> -value
Station	20.17	2	4.17e-05 ***
Saison	42.21	4	1.51e-08 ***
Stade	95.02	1	< 2.2e-16 ***
Station : Saison	46.89	8	1.61e-07 ***
Station : Stade	3.04	2	0.22
Saison : Stade	18.64	4	0.00092 ***
Station : Saison : Stade	4.05	8	0.85
<b>(B)</b>			
Station	18.07	2	0.00012 ***
Saison	12.08	4	0.017 *
Station : Saison	17.18	8	0.028 *

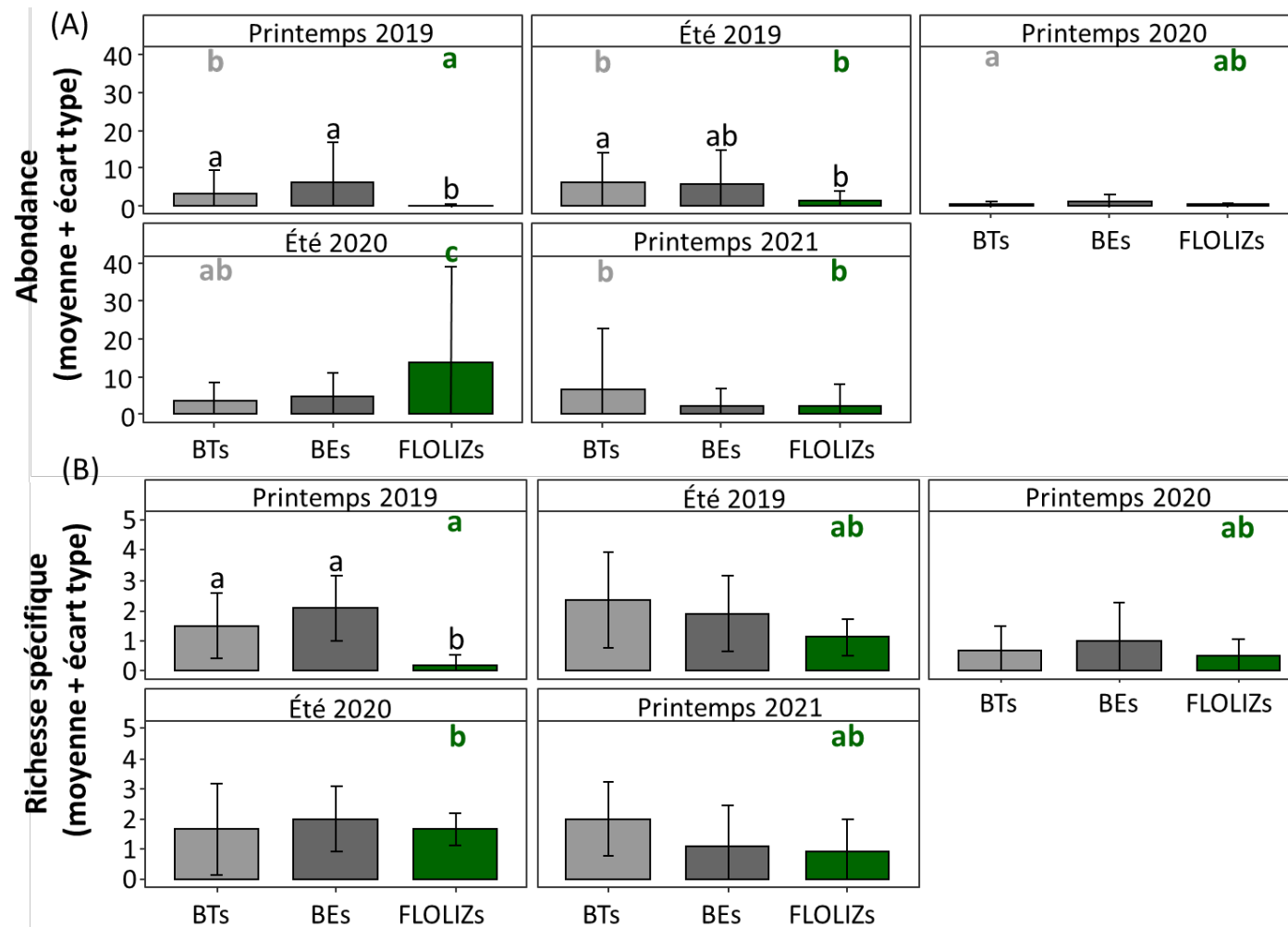


Figure 10 : Abondance et Richesse spécifique (moyenne + écart type) capturée par les nasses en fonction des différents types de stations au sein des différentes saisons. Les lettres « a, b, c » mettent en évidence les différences significatives issues des Moyennes Marginales estimée (MME) du modèle. Si les lettres sont différentes alors il existe une différence significative. S'il existe une lettre commune alors les valeurs ne diffèrent pas. Les lettres noires renseignent sur la significativité des comparaisons entre les stations. Les lettres de couleurs renseignent sur la significativité des comparaisons entre les saisons pour la station correspondante (gris clair = BTs ; gris foncé = BEs ; vert = FLOLIZs).

### 2.2.3. Pièges lumineux

La saison ainsi que le stade influencent significativement l'abondance des poissons capturés par les pièges lumineux mais aussi l'interaction entre ces deux facteurs (Tab. 5A), tandis que seule la saison influence la richesse spécifique capturée (Tab. 5B). Les pièges lumineux capturent plus de juvéniles que d'adultes ( $H = 32.13$ ,  $df = 1$ ,  $P\text{-value} = 1.44e-08$ ). De plus les captures en termes d'abondance et de richesse sont significativement plus importantes à l'été 2020 qu'aux autres saisons ( $P\text{-value} < 0.05$ ) (Fig. 11A, Fig 11B).

Tableau 5 : Résultats d'analyse de la déviance (ANOVA) pour différents modèles linéaires généralisés sur les données d'échantillonnage par les Pièges lumineux. Les colonnes donnent le rapport de vraisemblance statistique chi-carré, ainsi que les degrés de liberté et les valeurs de  $P$  du test de LR pour chaque facteur explicatif et interaction.

(A) Modèle de l'abondance estimée avec distribution d'erreur Négative Binomiale (59.70% d'explication) ; (B) Modèle de la richesse spécifique avec distribution d'erreur de Poisson (15.30% d'explication).

(A) Facteurs explicatifs	Vraisemblance statistique chi-carré	Degrés de liberté	$P\text{-value}$
Station	1.97	1	0.160
Saison	19.52	3	0.00021 ***
Stade	61.08	1	5.47e-15 ***
Station : Saison	3.51	3	0.32
Station : Stade	0.11	1	0.74
Saison : Stade	22.73	3	4.59e-05 ***
Station : Saison : Stade	2.21	3	0.53
<hr/>			
(B)			
Station	0.02		0.90
Saison	8.76		0.033 *
Station : Saison	0.04		0.99

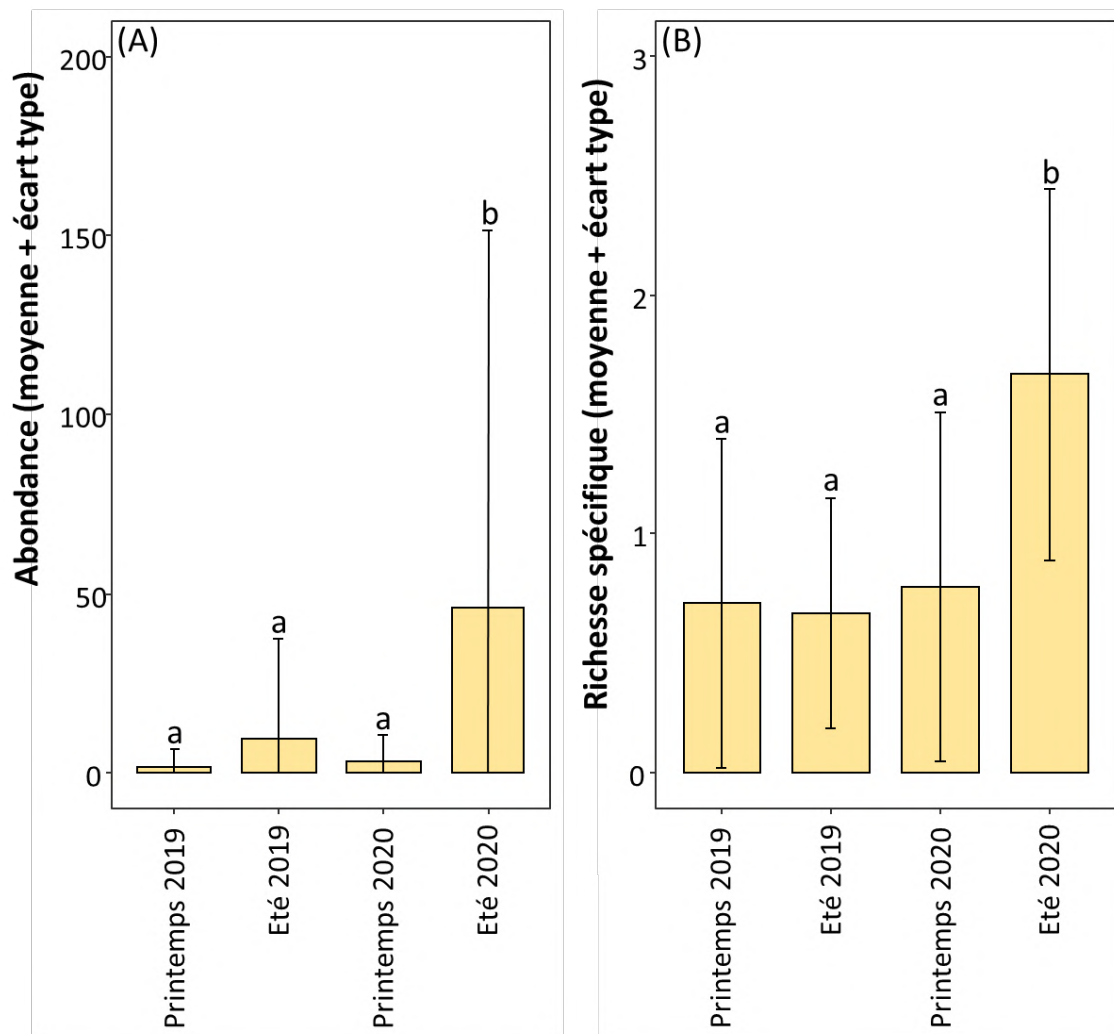


Figure 11 : Abondance et Richesse spécifique (moyenne + écart type) capturée par les pièges lumineux en fonction des différentes saisons. Les lettres « a, b » mettent en évidence les différences significatives. Si les lettres sont différentes alors il existe une différence significative. S'il existe une lettre commune alors les valeurs ne diffèrent pas.

## 2.3. Composition taxonomique des communautés piscicoles

### 2.3.1. Recensements visuels (ATP-1)

Dans l'inter-structure de l'ATP1, qui prend en compte l'abondance des espèces et leur stade, les deux premiers axes représentent 66.0% de la variabilité totale des données. Ce plan sépare nettement le printemps de l'été. Ces deux saisons structurent l'axe 1 et sont séparées par l'axe 2 avec l'été du côté positif et le printemps du côté négatif (Fig. 12). Les matrices des coefficients RV correspondant à l'Été 2019 et au Printemps 2020 contribuent le plus à la dynamique temporelle des variables, comme le montrent les valeurs les plus élevées de poids et de  $\cos^2$  (0.62, 0.77 et 0.51, 0.77 pour Été 2019 et Printemps 2020, respectivement) (Tab. 6). À l'inverse, la matrice correspondant à la saison Printemps 2021 contribue le moins puisque ses valeurs de poids et de  $\cos^2$  sont les plus faibles (0.33, 0.53, respectivement) (Tab. 6). Dans l'analyse du compromis (Fig. 13A), le premier axe représente 77.23% de la variance totale ; il sépare les espèces Blennie juvénile, Brochet juvénile (côté positif), des Goujon adulte et juvénile et Ablette juvénile entre autres du côté négatif, tandis que le second axe (22.77% de la variance totale) discrimine un nombre important d'espèces faiblement représentées. Le même compromis séparait les FLOLIZs des BTs sur l'axe 1, et les BEs des BTs et FLOLIZs sur l'axe 2 (Fig. 13B).

En Été, la communauté des FLOLIZs est principalement composée de Blennies juvéniles (*Salaria fluviatilis*) ainsi que de Perches adultes (*Perca fluviatilis*) (Fig. 14A, Fig 15C). Les stations littorales témoins (BTs, BEs) présentent une abondance relative plus importante pour différentes espèces de cyprinidés (Ablettes juvéniles et adultes (*Alburnus Alburnus*), Chevesnes juvéniles (*Squalius cephalus*), Goujons juvéniles (*Gobio gobio*), Gardons juvéniles (*Rutilus rutilus*), de Blennies adultes (Fig. 14A, Fig 14C). Au Printemps 2020, les stations FLOLIZs et BEs ont en commun une forte abondance de Blennies mais les FLOLIZs se distinguaient par une présence relative plus importante de Blennies juvéniles et Brochets juvéniles (*Esox lucius*) (Fig. 14B). A l'inverse, les BTs présentent un profil très différent, avec une abondance importante de Goujons juvéniles et adultes (Fig. 14B). Enfin, au Printemps 2021, tous les stations présentent une composition spécifique distincte. La communauté des FLOLIZs est constituée d'une abondance importante de Cyprinidés, tels que des Ablettes adultes et juvéniles, des Toxostomes juvéniles (*Chondrostoma toxostoma*) et quelques Perches adultes (Fig. 14D). La communauté des BTs est marquée par la présence des Goujons adultes et juvéniles, des Perches juvéniles (Fig. 14D). Enfin, la communauté des BEs est composée de plusieurs espèces (par ex. Ablette, Blennie, Brochet juvénile, Gardon juvénile) mais avec des abondances faibles (Fig. 14D).

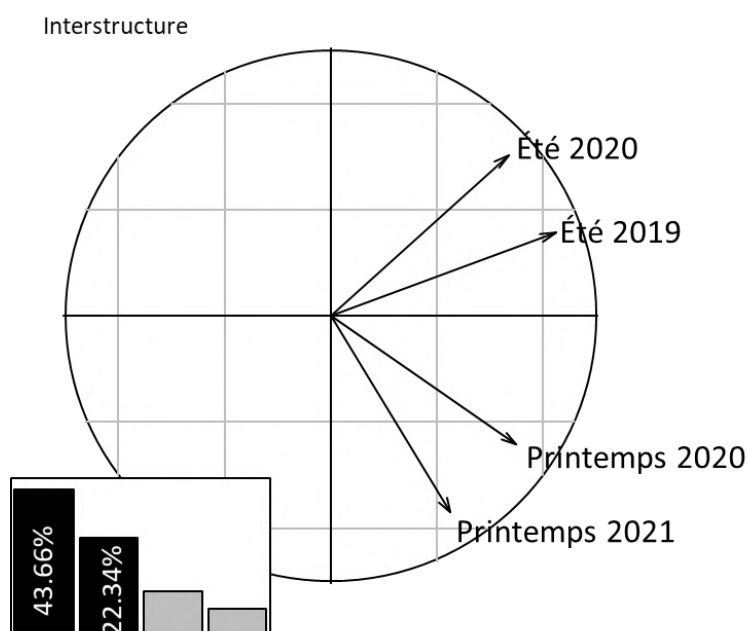


Figure 12 : Interstructure temporelle de l'ATP-1 dérivée du tableau de chaque station d'échantillonnage. Ordination des dates d'échantillonnage sur le plan factoriel défini par les deux premiers axes de l'analyse en composantes principales sur la matrice d'interstructure en analyse triadique partielle-1 et valeurs propres associées à chaque axe.

Tableau 6 : Tableau synthétique du poids de chaque table ( $\alpha_k$ ) dans la construction du compromis de l'ATP-1 et indice de qualité de la structure du compromis ( $\cos^2$ ) pour chaque matrice de saison.

Tableau	RV				$\alpha_k$	$\cos^2$
Été 2019	1				0.62	0.77
Été 2020	0.59	1			0.49	0.60
Printemps 2020	0.38	0.12	1		0.51	0.77
Printemps 2021	0.13	-0.03	0.42	1	0.33	0.53

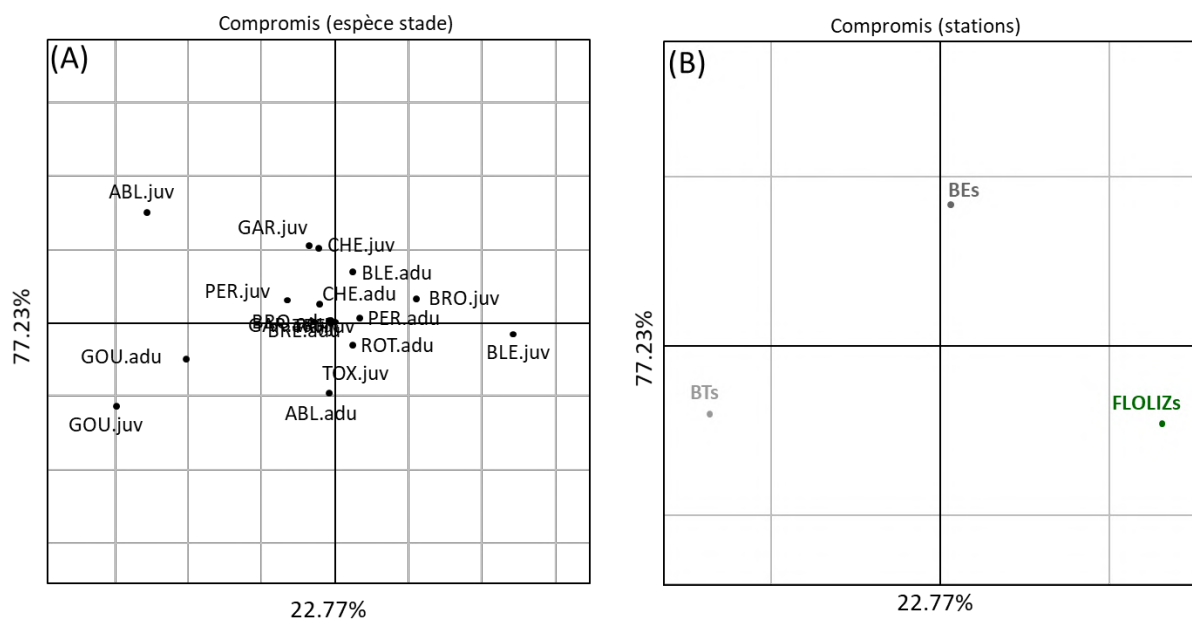


Figure 13 : Compromis de l'ATP-1. (A) Projections des stations d'échantillonnage (BTs, BEs et FLOLIZs) dans le premier plan (axes I-II) de la table de compromis ; (B) Projections des variables (espèces, stades) dans le premier plan (axes I-II) du tableau de compromis. (Voir Tableau 2 pour les codes des espèces et stades).

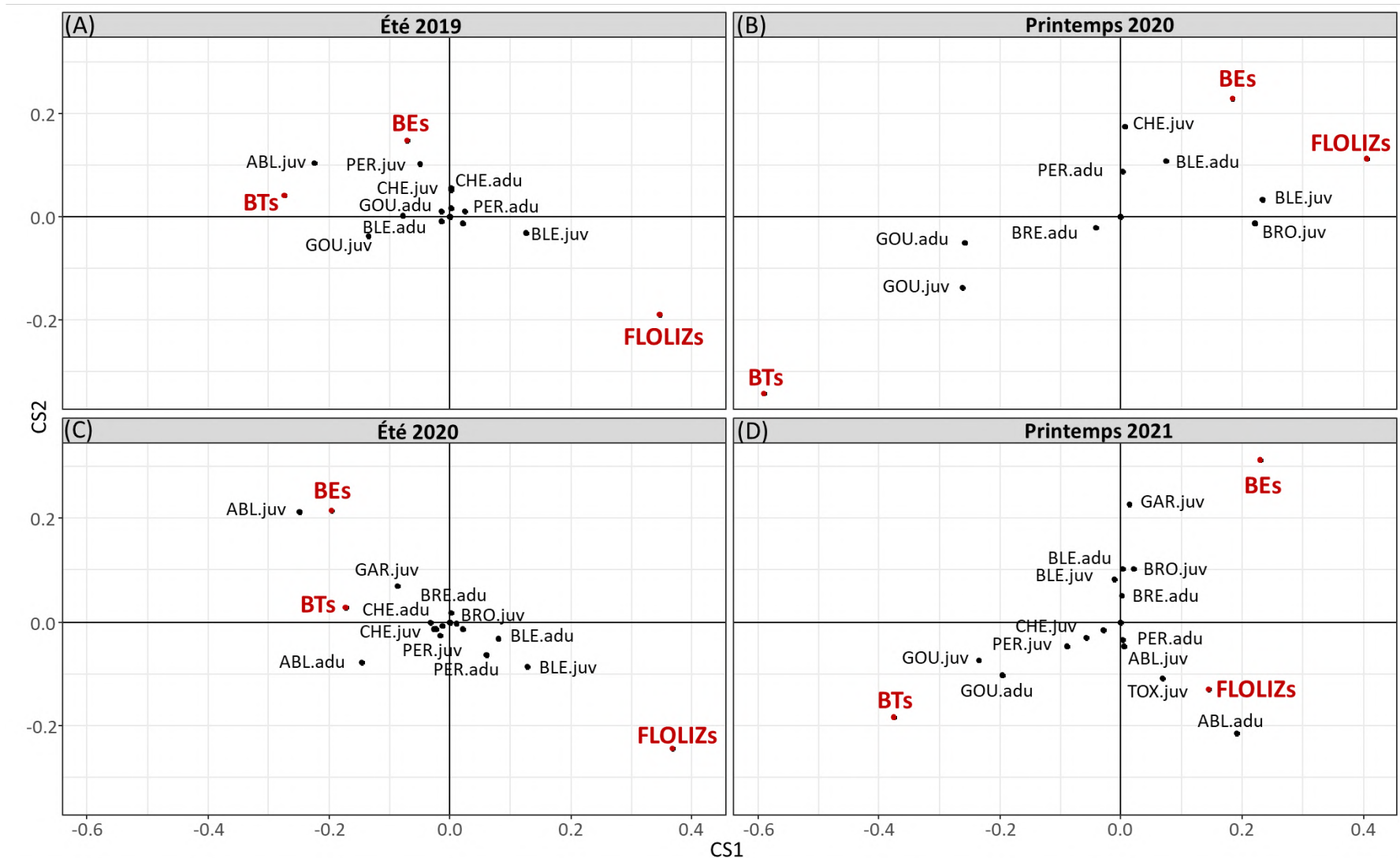


Figure 14 : Analyse de la reproductibilité de la structure compromis de l'ATP-1. Projection multifenêtrée par tableau (saisons) des colonnes (espèces et stades) et des lignes (sites) sur le plan 1-2 du compromis. (A) Saison Été 2019 ; (B) Saison Printemps 2020 ; (C) Saison Été 2020 ; (D) Saison Printemps 2021. (Voir Tableau 2 pour les codes des espèces et stades).

### 2.3.2. Capture par nasses (ATP-2)

Dans l'inter-structure de l'ATP2, les deux premiers axes représentent 60.93% de la variabilité totale des données. Comme dans l'ATP-1, les Étés 2019 et 2020 présentent une communauté proche et structurent fortement l'axe 1 (Fig. 15). Les Printemps 2020 et 2021 s'opposent aux saisons d'été sur l'axe 2. Enfin, le Printemps 2020 contribue aussi à l'axe 1, et dans le même sens que l'été mais dans une moindre mesure (Fig. 15). D'après le tableau 7, la matrice correspondant à la saison Été 2020 contribue le plus à la dynamique temporelle des variables avec la valeur la plus élevée de poids (0.68) et un  $\cos^2$  élevé (0.82). A l'inverse, la matrice correspondant à la saison Printemps 2021 contribue le moins puisque ses poids et  $\cos^2$  sont les plus faibles (0.15 et 0.28 respectivement) (Tab 7). Dans l'analyse du compromis (Fig. 16A), le premier axe, qui représente 81.96% de la variance totale, sépare les Blennies juvéniles et les Perches adultes (côté négatif), des Perches juvéniles, Ablettes juvéniles, Goujons juvéniles, Blennies adultes et Chevesne juvéniles (côté positif). Le second axe qui compte seulement pour 18.04% de la variance totale, discrimine les Ablettes adultes, Brochets juvéniles, Chevesnes adultes (côté positif), des Goujons adultes et juvéniles (côté négatif). La distribution des stations d'échantillonnage (Fig. 16B) dans le plan factoriel formé par les deux premiers axes montre une nette séparation entre tous les stations. L'axe 1 sépare les stations littorales (BTs, BEs) des FLOLIZs, et l'axe 2, les stations BEs de FLOLIZs et BTs.

L'Été, la communauté des stations FLOLIZs est dominée par les Blennies juvéniles et les Perches adultes (Fig. 17A, Fig. 17C). A la différence des communautés littorales (plus particulièrement BTs) qui, elles, présentent une abondance plus importante d'Ablettes juvéniles, de Blennies adultes, de Chevesnes juvéniles et de Perches juvéniles (Fig. 17A, Fig. 17C). Les deux printemps présentent des profils relativement différents, dans lesquels les différentes stations sont cependant toujours bien discriminées. Au Printemps 2020, les communautés des FLOLIZs (Blennies juvéniles et adultes) sont très différentes de celles des stations BEs (Perches, Brochets) et des stations BTs (Gardons juvéniles, Goujons adultes et juvéniles) (Fig. 17B) ; cependant, ces résultats reposent sur des abondances très faibles (quelques individus). Au Printemps 2021, les Ablettes et Gardons juvéniles ainsi que quelques Perches adultes et Blennies dominent la communauté des FLOLIZs, les Chevesnes juvéniles, les Goujons et les Perches celle des BTs et enfin les Ablettes juvéniles, les Blennies adultes, Goujons adultes et Perches adultes celle des BEs (Fig. 17D).

Tableau 7 : Tableau synthétique du poids de chaque table ( $\alpha_k$ ) dans la construction du compromis de l'ATP-2 et indice de qualité de la structure du compromis ( $\cos^2$ ) pour chaque matrice de saison.

Tableau	RV				$\alpha_k$	$\cos^2$
Été 2019	1				0.65	0.79
Été 2020	0.64	1			0.68	0.82
Printemps 2020	0.08	0.16	1		0.31	0.56
Printemps 2021	-0.05	0.05	0.33	1	0.15	0.28

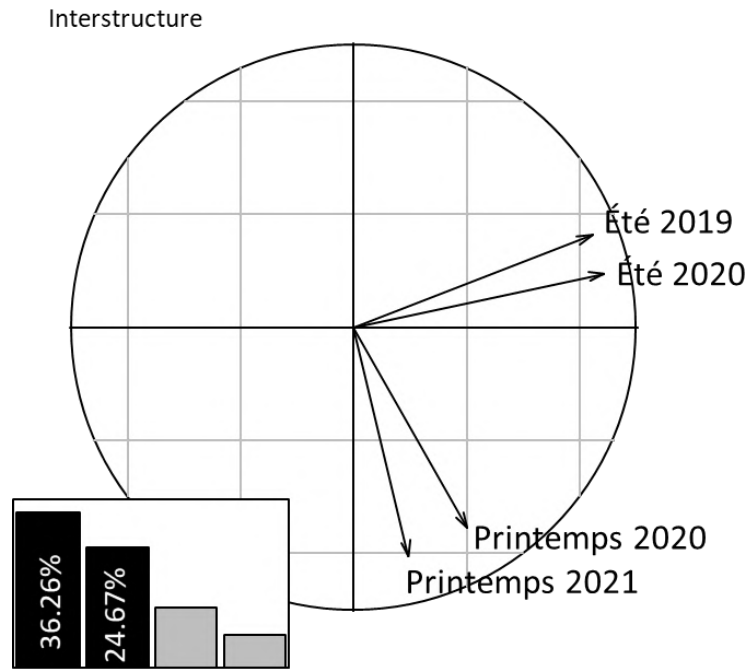


Figure 15 : Interstructure temporelle de l'ATP-2 dérivée du tableau de chaque station d'échantillonnage. Ordination des dates d'échantillonnage sur le plan factoriel défini par les deux premiers axes de l'analyse en composantes principales sur la matrice d'interstructure en analyse triadique partielle-2 et valeurs propres associées à chaque axe.

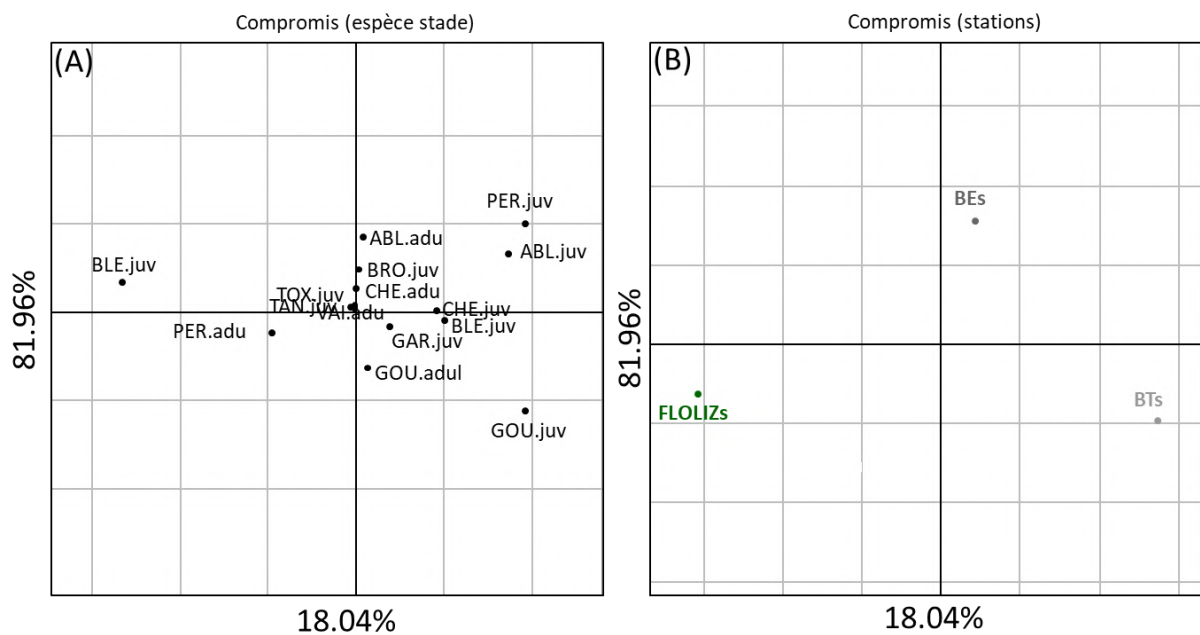


Figure 16 : Compromis de l'ATP-2. (A) Projections des stations d'échantillonnage (BTs, BEs et FLOLIZs) dans le premier plan (axes I-II) de la table de compromis ; (B) Projections des variables (espèces, stades) dans le premier plan (axes I-II) du tableau de compromis. (Voir Tableau 2 pour les codes des espèces et stades).

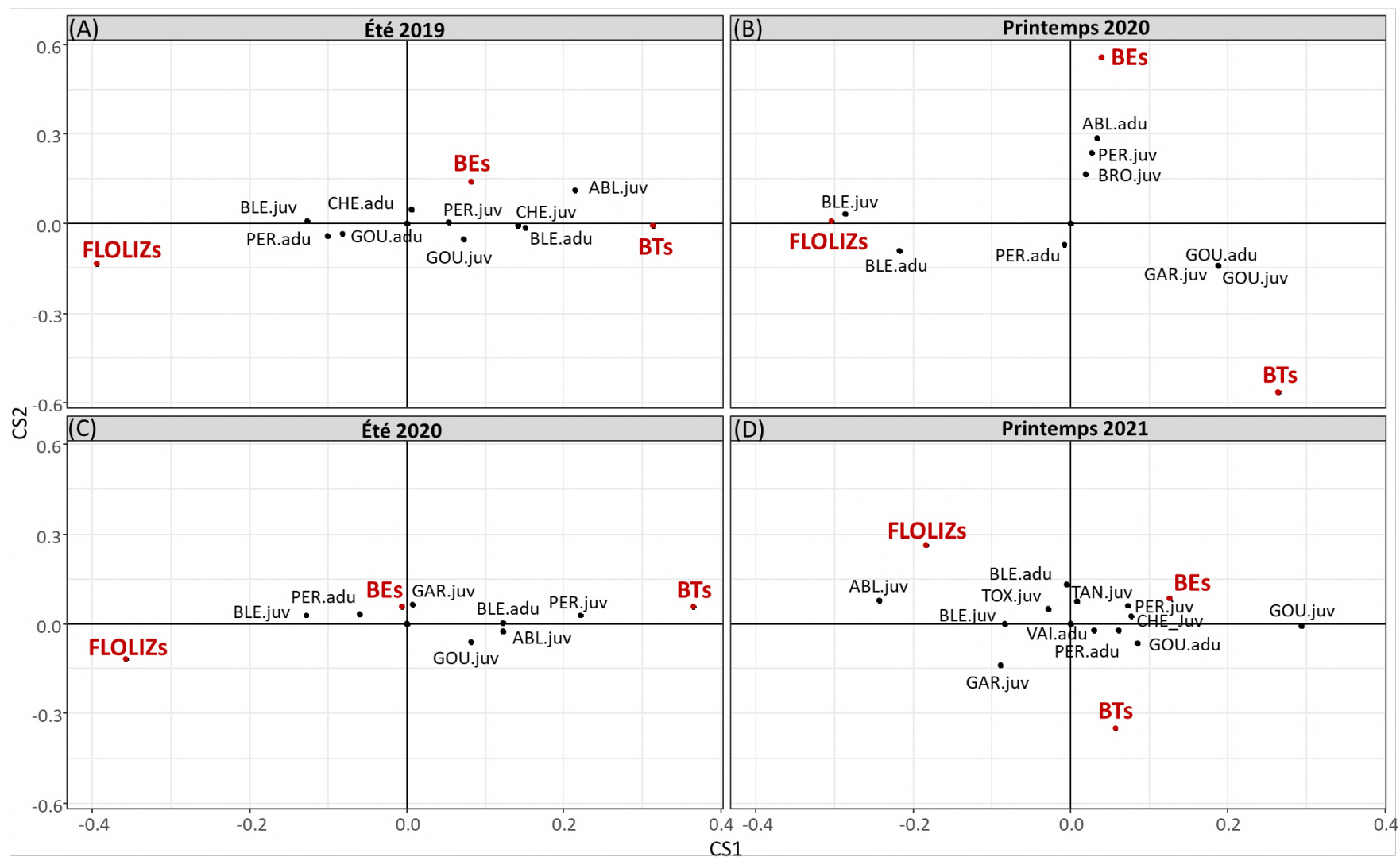


Figure 17 : Analyse de la reproductibilité de la structure compromise de l'ATP-2. Projection multifenêtrée par tableau (saisons) des colonnes (espèces et stades) et des lignes (sites) sur le plan 1-2 du compromis. (A) Saison Été 2019 ; (B) Saison Printemps 2020 ; (C) Saison Été 2020 ; (D) Saison Printemps 2021. (Voir Tableau 2 pour les codes des espèces et stades).

## 2.4. Profils fonctionnels des communautés piscicoles (ACF1 / ACF2)

Les deux premiers axes de l'ACF1 et ACF2 réalisée sur les profils fonctionnels moyens des communautés de poissons échantillonnées par recensement visuel et nasses représentent respectivement 64.31% et 65.12% de la variabilité des données. Les profils fonctionnels des FLOLIZs diffèrent de ceux des stations littorales (Fig 18A, Fig 18B), les profils fonctionnels des BEs étant relativement intermédiaires entre BTs et FLOLIZs. En effet, l'assemblage des FLOLIZs présente une similarité fonctionnelle de 95% dans l'ACF1 et 55.56% dans l'ACF2 avec les BEs, et de 80% dans l'ACF1 et 44.44% dans l'ACF2 avec les BTs. Les communautés littorales sont composées par une abondance plus importante d'individus benthiques et rhéophiles (par ex. Goujon, Chevesne) avec un régime alimentaire omnivore à tendance invertivore (par ex. Ablette, Chevesne, Gardon, Goujon, Blennie). De plus, ils sont plutôt de petites tailles avec une durée de vie courte (< 8 ans) à moyenne (< 15 ans) (par ex. Ablette, Blennie, Goujon) mais avec une bonne capacité de nage (par ex. Ablette, Chevesne). Concernant leur reproduction, les individus sont lithophiles voire psammophiles avec une reproduction en période estivale (par ex. Blennie, Chevesne, Goujon). Leur fécondité relative et le temps d'incubation des œufs sont soit faibles (par ex. Chevesne) soit élevées (par ex. Ablettes Goujon). Les œufs ne sont pas protégés par les parents et sont de petites tailles (par ex. Goujons). Enfin, le stade larvaire dure de 12 à 25 jours (par ex. Chevesnes, Brochets). A l'inverse, les communautés des FLOLIZs sont composées d'une abondance plus importante d'individus démersaux (par ex. Ablette, Toxostome) et indifférents aux conditions de débits (par ex. Blennie, Brochet, Perche). Enfin, les individus présentent une fécondité relative moyenne avec 57 à 200 oocytes/g (par ex. Blennie, Perche) et une période d'incubation moyenne de 7 à 14 jours (par ex. Blennie, Brochet, Perche).

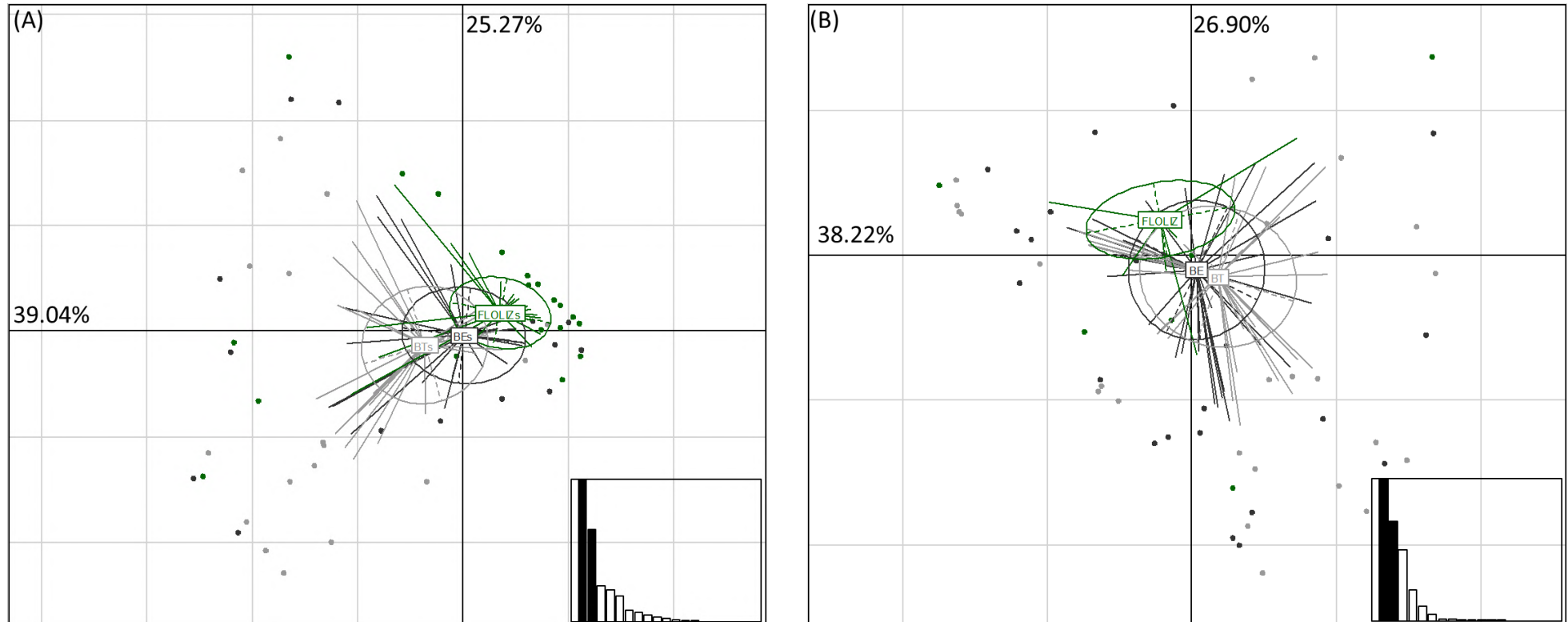


Figure 18 : Analyse des Correspondances par Codage Flou (ACF) sur les profils moyens de traits fonctionnels de chaque type de stations (BTs, BEs, FLOLIZs) sur l'ensemble des campagnes d'échantillonnage de la méthode par Recensement visuel (A) et par Nasses (B). Les deux premiers axes ont représenté 64.31% et 65.12% respectivement de la variabilité fonctionnelle. Le label indique le centroïde de tous les profils de traits fonctionnels pour la station correspondante et les ellipses englobent 40% de ces données.

Tableau 8 : Fréquences moyennes des différentes modalités par bloc de traits. Les résultats des comparaisons entre les différentes stations (BTs, BEs, FLOLIZs) sont exposés pour chaque modalité avec les différents sigles. Par exemple, le sigle (+) à côté d'une fréquence signifie que la modalité est significativement plus importante pour la station donnée par rapport aux FLOLIZs, à l'inverse le sigle (-) indique que la modalité est significativement moins importante pour la station donnée. L'absence de sigle veut dire qu'il n'existe pas de différence significative.

	<i>Recensement visuel</i>			<i>Nasses</i>		
	<b>BTs</b>	<b>BEs</b>	<b>FLOLIZs</b>	<b>BTs</b>	<b>BEs</b>	<b>FLOLIZs</b>
<b>MIGRATION</b>						
<b>Diadrome</b>	0.21	0.19	0.41	0.27	0.29	0.25
<b>Potamodrome</b>	0.41	0.40	0.18	0.39 (+)	0.31 (+)	0.04
<b>Pas de migration</b>	0	0	0	0	0	0
<b>Océanodrome</b>	0	0	0	0	0	0
<b>HABITAT</b>						
<b>Pélagique</b>	0	0	0	0	0	0
<b>Benthique</b>	0.31 (+)	0.19	0.08	0.33 (+)	0.25 (+)	0.04
<b>Démersal</b>	0.51 (-)	0.68	0.79	0.45	0.43	0.38
<b>RHEOPHILIE</b>						
<b>Rhéophile</b>	0.14 (+)	0.03	0.02	0.13	0.07 (+)	0.01
<b>Limnophile</b>	0.03	0.01	0	0.01	0	0
<b>Eurytopique</b>	0.66 (-)	0.84	0.85	0.64	0.61	0.41
<b>ZONE D'ALIMENTATION</b>						
<b>Benthivore</b>	0.56	0.60	0.68	0.34	0.25	0.14
<b>Colonne d'eau</b>	0.26	0.27	0.19	0.44	0.44	0.28
<b>HABITAT DE REPRODUCTION</b>						
<b>Phytophilique</b>	0.01	0.01	0.02	0.01	0	0
<b>Lithophilique</b>	0.43	0.58	0.68	0.31 (+)	0.29 (+)	0.13
<b>Phyto-lithophilique</b>	0.26	0.25	0.18	0.34	0.34	0.28
<b>Psammophilique</b>	0.12 (+)	0.03	0	0.12 (+)	0.05	0.01
<b>Autre</b>	0	0	0	0	0	0
<b>PARAMETRE DE SALINITE</b>						
<b>Eau douce</b>	0.42	0.57	0.68	0.22	0.19	0.13
<b>Eau douce – saumâtre</b>	0.40	0.30	0.19	0.56 (+)	0.49 (+)	0.29
<b>Eau saumâtre – marine</b>	0	0	0	0	0	0
<b>Eau marine</b>	0	0	0	0	0	0
<b>Eau douce - marine</b>	0	0	0	0	0	0
<b>REGIME ALIMENTAIRE</b>						
<b>Invertivore</b>	0.55	0.60	0.66	0.34 (+)	0.24 (+)	0.14
<b>Piscivore</b>	0.01	0.01	0.02	0	0	0

<b>Phytovore</b>	0	0	0	0	0	0
<b>Omnivore</b>	0.16	0.15	0.08	0.21 (+)	0.21 (+)	0.03
<b>Carnivore</b>	0.11	0.11	0.11	0.23	0.24	0.25
<b>Autre</b>	0	0	0	0	0	0
<b>DUREE DE VIE</b>						
<b>Courte (&lt; 8 ans)</b>	0.61	0.70	0.71	0.41 (+)	0.33 (+)	0.15
<b>Moyenne (8-15 ans)</b>	0.03	0.02	0.02	0.09 (+)	0.11 (+)	0
<b>Longue (&gt; 15 ans)</b>	0.18	0.15	0.14	0.28	0.25	0.27
<b>TAILLE DU CORPS</b>						
<b>&lt;= 20 cm</b>	0.63	0.72	0.71	0.50 (+)	0.42 (+)	0.15
<b>20-39 cm</b>	0.16	0.14	0.15	0.28	0.27	0.27
<b>&gt;= 39 cm</b>	0.03	0.02	0.02	0	0	0
<b>FACTEUR DE FORME</b>						
<b>&lt;= 4.35</b>	0.17	0.14	0.13	0.28	0.25	0.27
<b>4.35-4.78</b>	0.43	0.58	0.68	0.30 (+)	0.29 (+)	0.13
<b>4.78-5.6</b>	0.21 (+)	0.13	0.05	0.20 (+)	0.15 (+)	0.02
<b>&gt;= 5.6</b>	0.01	0.01	0.02	0	0	0
<b>FACTEUR DE NAGE</b>						
<b>&lt;= 0.38</b>	0.27 (+)	0.17 (+)	0.06	0.24 (+)	0.16 (+)	0.04
<b>0.38-0.43</b>	0.15	0.13	0.15	0.33	0.35	0.26
<b>&gt; 0.43</b>	0.40	0.57	0.66	0.21	0.18	0.13
<b>MATURITE</b>						
<b>&lt;= 2 ans</b>	0.14 (+)	0.05	0	0.13 (+)	0.05	0.01
<b>2-3 ans</b>	0.11	0.16	0.08	0.11 (+)	0.13 (+)	0.02
<b>3-4 ans</b>	0.05	0.11	0.06	0.11 (+)	0.1 (+)	0
<b>4-5 ans</b>	0.32	0.27	0.45	0.31	0.31	0.27
<b>&gt;= 5 ans</b>	0	0	0	0	0	0
<b>PERIODE DE REPRODUCTION</b>						
<b>Hiver</b>	0.19	0.15	0.16	0.28	0.27	0.27
<b>Eté</b>	0.63	0.72	0.71	0.5 (+)	0.42 (+)	0.15
<b>DUREE D'INCUBATION</b>						
<b>&lt;= 7 jours</b>	0.02 (+)	0.02 (+)	0	0.09 (+)	0.1 (+)	0
<b>7-14 jours</b>	0.59 (-)	0.72	0.82	0.50	0.45	0.40
<b>&gt; 14 jours</b>	0.21 (+)	0.13	0.05	0.19 (+)	0.14 (+)	0.02
<b>FECONDITE</b>						
<b>&lt;= 55000 oocytes</b>	0.52	0.60	0.66	0.34 (+)	0.24 (+)	0.14
<b>55000-60000 oocytes</b>	0.16	0.15	0.08	0.2 (+)	0.2 (+)	0.03
<b>&gt; 60000 oocytes</b>	0.14	0.12	0.13	0.24	0.24	0.25
<b>FECONDITE RELATIVE</b>						
<b>&lt;= 57</b>	0.05	0.03	0.02	0.09 (+)	0.1 (+)	0
<b>57-200</b>	0.52 (-)	0.67	0.78	0.44	0.43	0.39

> 200	0.25	0.17	0.08	0.25 (+)	0.16 (+)	0.04
<b>DIAMETRE DES OEUFS</b>						
< 1.35 mm	0.56	0.63	0.68	0.38 (+)	0.24 (+)	0.15
1.35-2 mm	0.25	0.23	0.18	0.40	0.45	0.27
> 2 mm	0.01	0.01	0.02	0	0	0
<b>TAILLE DES LARVES</b>						
<= 4.2 cm	0.41	0.57	0.66	0.22 (+)	0.19 (+)	0.13
4.2-6.3 cm	0.38	0.28	0.19	0.47	0.40	0.30
> 6.3 cm	0.02	0.03	0.02	0.09 (+)	0.1 (+)	0
<b>SOINS PARENTAUX</b>						
Pas de protection	0.42	0.30	0.21	0.56 (+)	0.51 (+)	0.3
Protection par le nid	0.40	0.57	0.66	0.21	0.18	0.13
Autre protection	0	0	0	0	0	0
<b>DUREE DE LA PHASE LARVAIRE</b>						
< 12 jours	0.32	0.20	0.43	0.35	0.38	0.28
12-25 jours	0.12	0.21	0.06	0.15 (+)	0.12 (+)	0
> 25 jours	0	0	0	0	0	0

### 3. Discussion

La convergence des idées concernant l'utilisation de structures artificielles flottantes dans les réservoirs soumis à des fluctuations artificielles du niveau d'eau est de plus en plus forte. En particulier, cette solution d'atténuation des effets du marnage artificiel permettrait de concilier les usages des réservoirs avec le maintien d'une certaine biodiversité. Pourtant, l'efficacité de ces structures pour soutenir les communautés piscicoles soumises à un environnement instable reste à ce jour très peu documentée. Ainsi, cette recherche illustre pour la première fois la colonisation en termes d'abondance et de richesse, et l'utilisation en tant qu'habitat de refuge-nurserie des FLOLIZs par les différentes espèces de poissons à moyen terme.

#### 3.1. Evolution des communautés FLOLIZs

Lors de la première année de mise en place en 2019, les FLOLIZs enregistrent une fréquentation plus faible et une communauté moins diversifiée que les stations littorales témoins. Dès le printemps 2020, soit après un an et demi de mise en place, l'abondance et la diversité des communautés FLOLIZs sont identiques à celles des stations littorales témoins. Enfin, au printemps 2021 soit deux ans et demi post-installation, les communautés des FLOLIZs, en particulier les stades adultes recensés par observation visuelle, sont plus abondantes que dans les stations littorales témoins. Une tendance au développement des communautés des FLOLIZs semble apparaître, même si elle reste à confirmer sur une période plus longue. De façon similaire mais non significative, les captures de très jeunes stades par pièges lumineux semblaient être plus importantes dans les Baies expérimentales accueillant des FLOLIZs que dans les Baies Témoins. Cette tendance peut être liée à la végétation. En effet, en 2019 durant la première année de mise en place des FLOLIZs, la végétation aquatique était peu développée et présentait même

des signes de régression (Chapitre III, section 3.2). En décembre 2019, afin de diversifier et augmenter la couverture végétale des FLOLIZs, les étages les plus profonds à 1m de profondeur ont été végétalisés avec différentes espèces de Potamogetons qui ont rapidement poussé et colonisé les FLOLIZs (voir Chapitre III, section 3.3). De nombreuses études ont montré que les plantes attiraient une forte abondance et une importante richesse d'espèces de poissons, mais surtout qu'elles étaient indispensables pour soutenir de nombreuses fonctions (Killgore et al., 1993; Dibble et al., 1997), en particulier croissance et survie des juvéniles (Paller, 1987; Ferrer-Montaña and Dibble, 2002). De plus, nous avons montré que les communautés de macroinvertébrés dans les FLOLIZs étaient plus abondantes et plus diversifiées, en particulier au printemps lorsque les fluctuations du niveau d'eau étaient importantes et aux saisons post-fluctuations (Salmon et al., 2022). De manière générale, d'autres études ont montré que les macrophytes concentraient une abondance importante de macroinvertébrés (Diehl, 1992; Marklund et al., 2001) et de zooplancton (Kuczyńska-Kippen and Joniak, 2016). Cette végétation devient le support de toute une chaîne trophique (Diehl and Kornijów, 1998), avec un effet attracteur des plantes sur les poissons invertivores (Boll et al., 2012) grâce aux invertébrés qui vont servir de proies à une importante diversité de poissons (Hoover et al., 1988).

Par ailleurs nous avons observé que les différences saisonnières étaient très marquées dans les FLOLIZs, notamment avec des abondances plus importantes au printemps. Les observations visuelles ont permis de constater que les bancs de larves de cyprinidés (Fig 19) quittaient les FLOLIZs en été. Au printemps, les très jeunes stades pouvaient être attirés par les nombreux habitats de refuge-nurserie (plantes, cages grillagées) (Petering and Johnson, 1991) fournis par les FLOLIZs ainsi que par l'environnement plus stable. En effet, au printemps, la cote de la retenue n'est pas toujours très stable et peut augmenter de façon brutale (voir Chapitre I, Fig 15). Enfin, la baisse estivale peut être liée au fait que les individus sont plus grands donc plus mobiles et peut-être moins inféodés à des habitats de refuge-nurserie. Le réchauffement important des eaux de surface peut également jouer. En effet, Fischer and Eckmann (1997) ont montré qu'en été, certaines espèces quittaient la zone littorale peu profonde en raison des températures plus élevées vers des zones plus profondes. Afin d'étayer cette hypothèse, nous avons comparé les données de température des sondes de température installées dans les FLOLIZs (voir Chapitre III) aux gammes optimales de température de différentes espèces présentes dans la retenue (Tissot and Souchon, 2010). A l'été 2019 et 2020 (correspondant au mois de juillet et août), la température intérieure moyenne de  $22.0^{\circ}\text{C} \pm 0.9^{\circ}\text{C}$  et  $21.8^{\circ}\text{C} \pm 0.8^{\circ}\text{C}$  respectivement, est supérieure à l'optimum maximum pour le brochet juvénile et gardon juvénile (Annexe 7, Fig A7-2). Pour les autres espèces ou stades, la température intérieure moyenne des FLOLIZs est comprise dans leur gamme optimale mais toujours proche de la valeur maximum (Annexe 7, Fig A7-2). Par conséquent, la température pourrait être une hypothèse plausible de la diminution de l'abondance dans les FLOLIZs en été, du moins pour certaines espèces ou certains stades de poissons.



Figure 19 : Photographies de bancs de larves de cyprinidés (taille de 15 à 20mm, supposé *Alburnus alburnus* et *Chondrostoma toxostoma*) observés dans les FLOLIZs.

©Projet UROS

Outre la température, cette baisse estivale peut également s'expliquer par la migration verticale du zooplancton dans les couches plus profondes, soit en lien avec la température (Doulka and Kehayias, 2011), soit dans le but d'échapper aux prédateurs (Bandara et al., 2021) soit dans le but de suivre les déplacements du phytoplancton pour s'en nourrir (Lampert and Taylor, 1985). Comme les cyprinidés consomment abondamment du zooplancton (Hansson et al., 2007), l'hypothèse du déplacement des poissons hors des FLOLIZs pour la recherche de nourriture pourrait être probable. Enfin, Scheuerell and Schindler (2003) ont montré que les juvéniles de Saumon rouge (*Oncorhynchus nerka*) pouvait adopter une stratégie de changement d'habitat dans le but de minimiser le rapport entre le risque de prédation et le gain de nourriture qui change considérablement au cours des cycles diurnes.

Finalement, la tendance de l'attractivité croissante des FLOLIZs peut être liée au développement des Potamogétons qui fournissent à la fois des habitats fonctionnels de refuge-nurserie et à la concentration de macroinvertébrés, source alimentaire pour de nombreux poissons. Des échantillonnages s'inscrivant sur le long terme permettront peut-être de valider cette tendance.

### 3.2. Composition taxonomique et fonctionnelle des communautés

La composition des communautés diffère fortement entre les types de stations mais également entre les saisons. Aux printemps 2020 et 2021, les communautés FLOLIZs sont dominées par des Blennies juvéniles (Fig 20), quelques larves de Brochet, et, dès le printemps 2021, en plus par des bancs très importants d'Ablettes (Fig 21) et de Toxostomes. En période estivale, les FLOLIZs accueillent majoritairement des Blennies juvéniles et des Perches adultes (Fig 22). En outre, les échantillonnages par observations visuelles nous ont permis de constater des comportements de chasse des Perches adultes (> 20 cm) sur les bancs de cyprinidés et sur les Blennies dans les FLOLIZs. Ainsi, les caractéristiques fonctionnelles de la communauté des FLOLIZs sont fortement liées à ces espèces (Ablettes, Perches et dans une moindre mesure Brochet et Toxostome) que l'on rencontre plutôt dans des milieux lenticules et vivant librement à proximité de la zone benthique. Ces observations mettent en évidence que les espèces benthiques qui sont inféodées à des substrats minéraux (à l'exception de la Blennie dont le stade larvaire pélagique permet une colonisation des FLOLIZs) et souvent aux zones plus profondes, mais aussi les espèces pélagiques qui ne sont pas inféodées à des habitats en particulier, n'ont pas été attirées par l'environnement procuré par les FLOLIZs (par ex. Carpe, Tanche,

Chevesne, Goujon, Truite, Corégone). En effet, Santos et al. (2008) ont montré que l'utilisation des habitats artificiels par les poissons dépendait de la position dans la colonne d'eau. A l'inverse, dans les stations littorales témoins, les communautés sont plus variées aux différentes saisons, notamment avec plusieurs espèces de Cyprinidés (par ex. Goujons, Chevesnes, Ablettes) ainsi que des Perches (Fig. 23A à 23D). Les traits fonctionnels des communautés dans les stations littorales témoins sont liés à ces différentes espèces de cyprinidés, à savoir des espèces plutôt benthiques, rhéophiles (Goujons, Chevesnes), omnivores à tendance invertivore et dont le cycle de vie est intimement lié aux habitats minéraux, comme ceux qu'offre la zone littorale. Pourtant Sutela and Vehanen (2008) avaient mis en évidence que les fluctuations du niveau d'eau entraînaient une réduction de l'abondance des individus appartenant à des espèces littorales et zoobenthivores. Par ailleurs, des pontes de Perches et de Cyprinidés (probablement d'Ablettes) ont été observées dans les stations littorales ce qui appuie la fréquentation d'un nombre plus important d'espèces lithophiles strictes ou non dans la zone littorale (Fig. 24A, Fig. 24B).

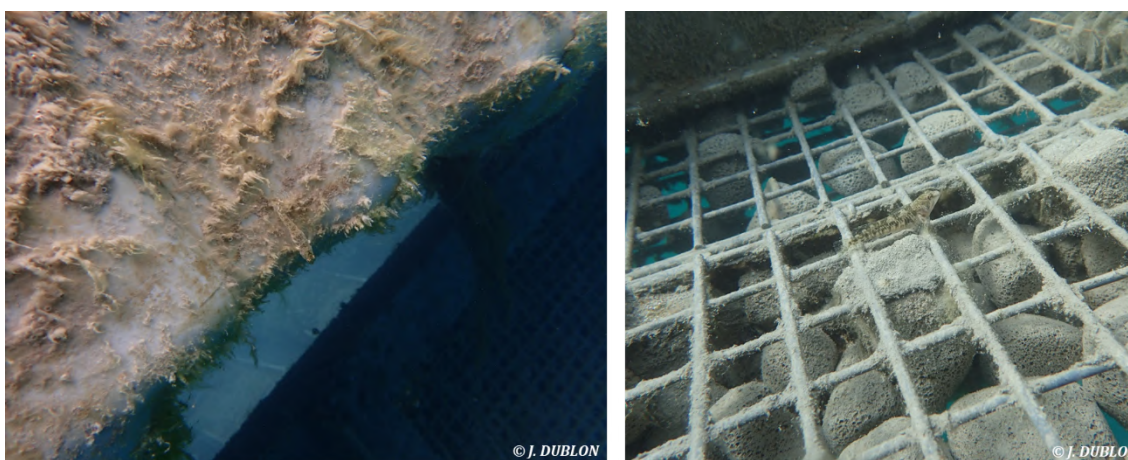


Figure 20 : Photographies de Blennies fluviatiles (*Salaria fluviatilis*) juvéniles observées dans les FLOLIZs. ©Projet UROS



Figure 21 : Photographies d'un banc d'Ablettes (*Alburnus alburnus*) estimée à 600 individus (taille ~ 100mm) dans les herbiers de Potamogeton d'une FLOLIZ. ©Projet UROS

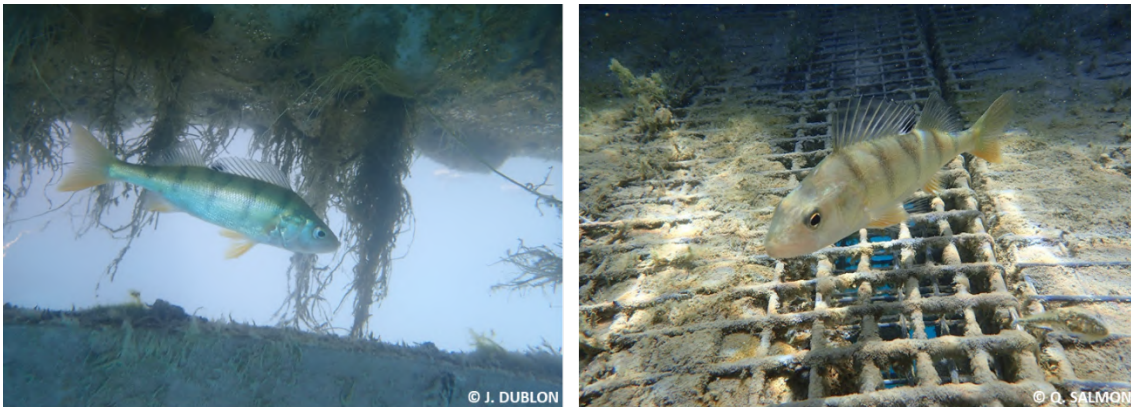


Figure 22 : Photographies des individus de perche adulte (*Perca fluviatilis*) (environ 250 mm) observées dans les FLOLIZs. ©Projet UROS



Figure 23 : Mosaique de photographies de différentes espèces observées ou capturées dans les sites littoraux (BTs, BEs). (A) Blennie fluviatile (*Salaria fluviatilis*) adulte ; (B) Perche (*Perca fluviatilis*) adulte ; (C) Goujon (*Gobio gobio*) juvénile capturé dans une nasse ; (D) Chevesne (*Squalius cephalus*) juvénile capturé dans une nasse. ©Projet UROS

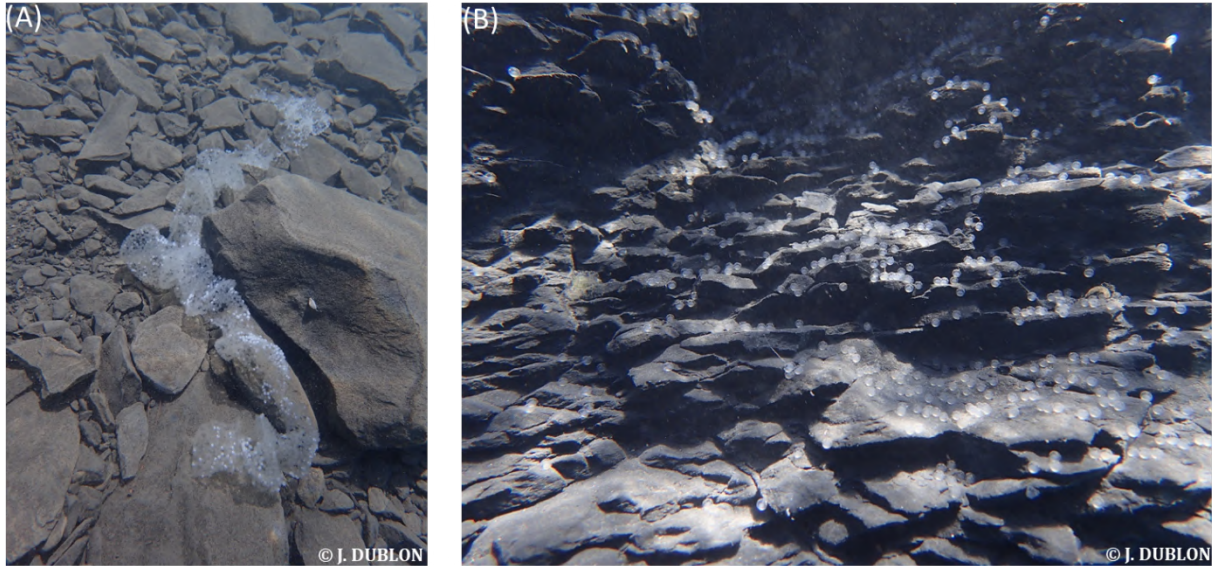


Figure 24 : Photographies de pontes observées dans la zone littorale des baies. (A) Ponte de perche ; (B) Ponte de cyprinidés (supposé Ablette). ©Projet UROS

### 3.3. Les FLOLIZs : nurserie d'espèce emblématique ?

Aucune ponte de brochet n'a été recensée lors des observations visuelles dans les FLOLIZs. Pourtant, les FLOLIZs constituent l'habitat de reproduction par excellence pour le brochet, à savoir, des zones peu profondes et avec une importante couverture végétale (Casselman and Lewis, 1996). Cependant, des larves vésiculées de 8-10mm jusqu'à des juvéniles de 60-70mm de brochet ont pu être observés durant les saisons printanières et estivales (Fig. 25A à 25D). Le nombre total de brochets juvéniles observés dans les FLOLIZs est plus important que dans les stations littorales, surtout en comparaison avec les BTs (Fig. 26A et 26B), bien que ces différences ne sont pas significatives. Toutes ces observations mettent en avant l'efficacité des FLOLIZs comme habitat de refuge-nurserie, défini comme étant l'habitat le plus critique pour la survie des jeunes stades de brochet (Casselman and Lewis, 1996). De plus, ces observations étaient en accord avec l'étude de Holland and Huston (1984) qui ont montré que les brochets 0+ étaient dix fois plus abondants dans la végétation, avec une certaine préférence pour les Myriophylles et les Potamogetons (Anderson, 1993). Ces auteurs ont également montré que la dépendance des jeunes stades de brochet à la végétation serait plutôt liée au besoin de protection qu'à la recherche de nourriture, en particulier avec un cannibalisme qui apparaît très précocement (Giles et al., 1986; Kucharczyk et al., 1998). Enfin de nombreuses études ont montré un comportement de « homing » chez le brochet, c'est-à-dire qu'il serait plutôt sédentaire et retournerait frayer sur son site natal ou sur le site de reproduction de l'année précédente (Vehanen et al., 2006; Craig, 2008). Ainsi, ce comportement sédentaire pourrait expliquer qu'il faille un certain temps pour observer une fréquentation importante des FLOLIZs par cette espèce. Bien que cela nécessitera du temps, nous pouvons penser que les larves qui ont grandi dans les FLOLIZs aient gardé en mémoire les structures comme étant à la fois des zones de repos et d'alimentation mais aussi des zones de reproduction favorables, et reviennent les fréquenter dans le temps.

Enfin, l'intérêt potentiel des FLOLIZs comme zone de nurserie pour les brochets juvéniles mérite d'être documenté par des échantillonnages qui s'inscrivent dans la durée et avec une forte attention notamment autour de la période de reproduction (fin avril - début mai). De plus, quelques individus sub-adultes et adultes (Fig. 23E, Fig. 23F) ont pu être observés ou capturés en dehors de la période d'échantillonnage de cette étude.

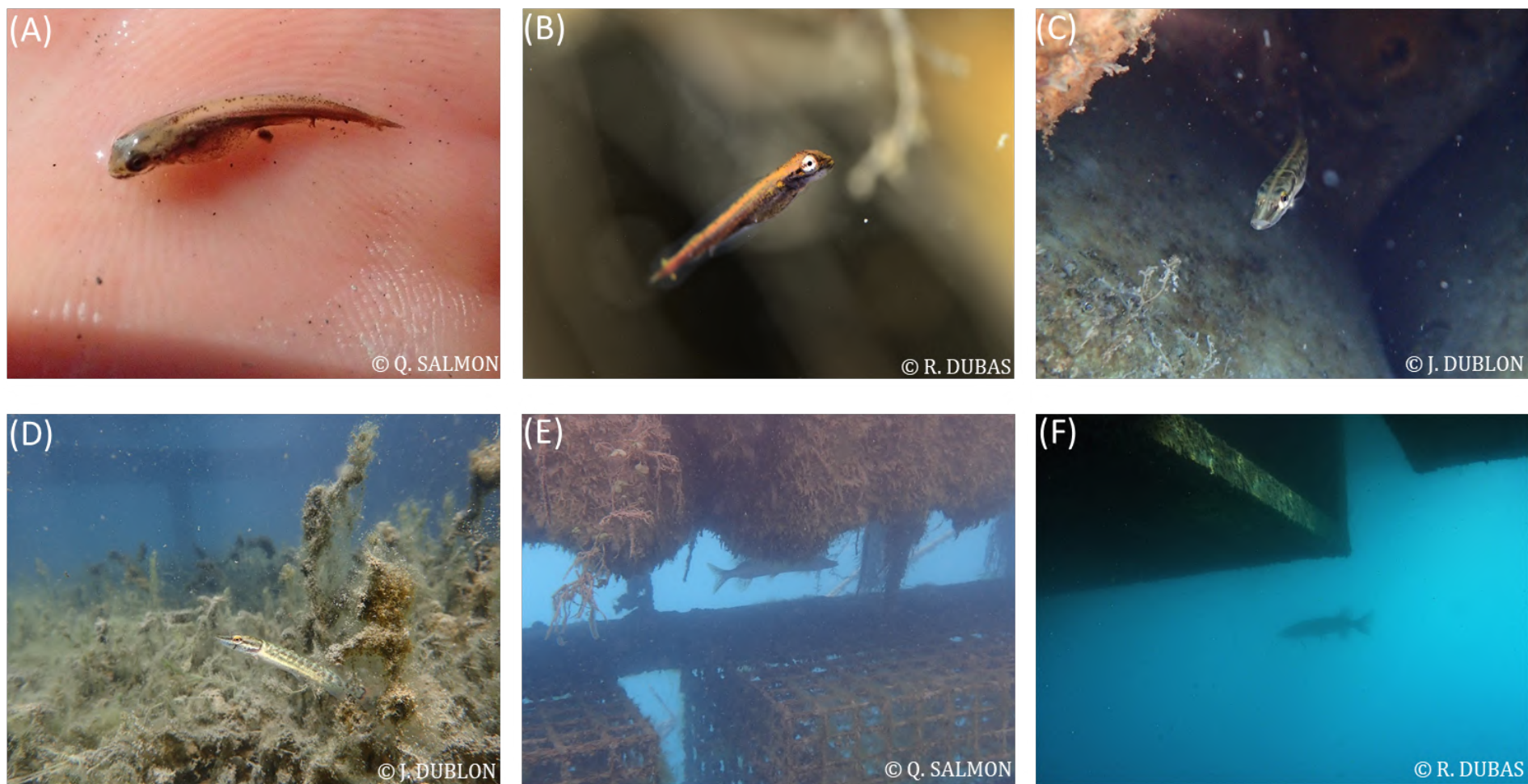


Figure 25 : Mosaïque de photographies des différents stades de brochet (*Esox lucius*) observés dans les FLOLIZs. (A) Larve de 8mm ; (B) Larve de 10mm ; (C) Juvénile de 25mm ; (D) Juvénile de 70mm ; (E) Juvénile/Sub-adulte de 250mm ; (F) Adulte de 800mm. ©Projet UROS

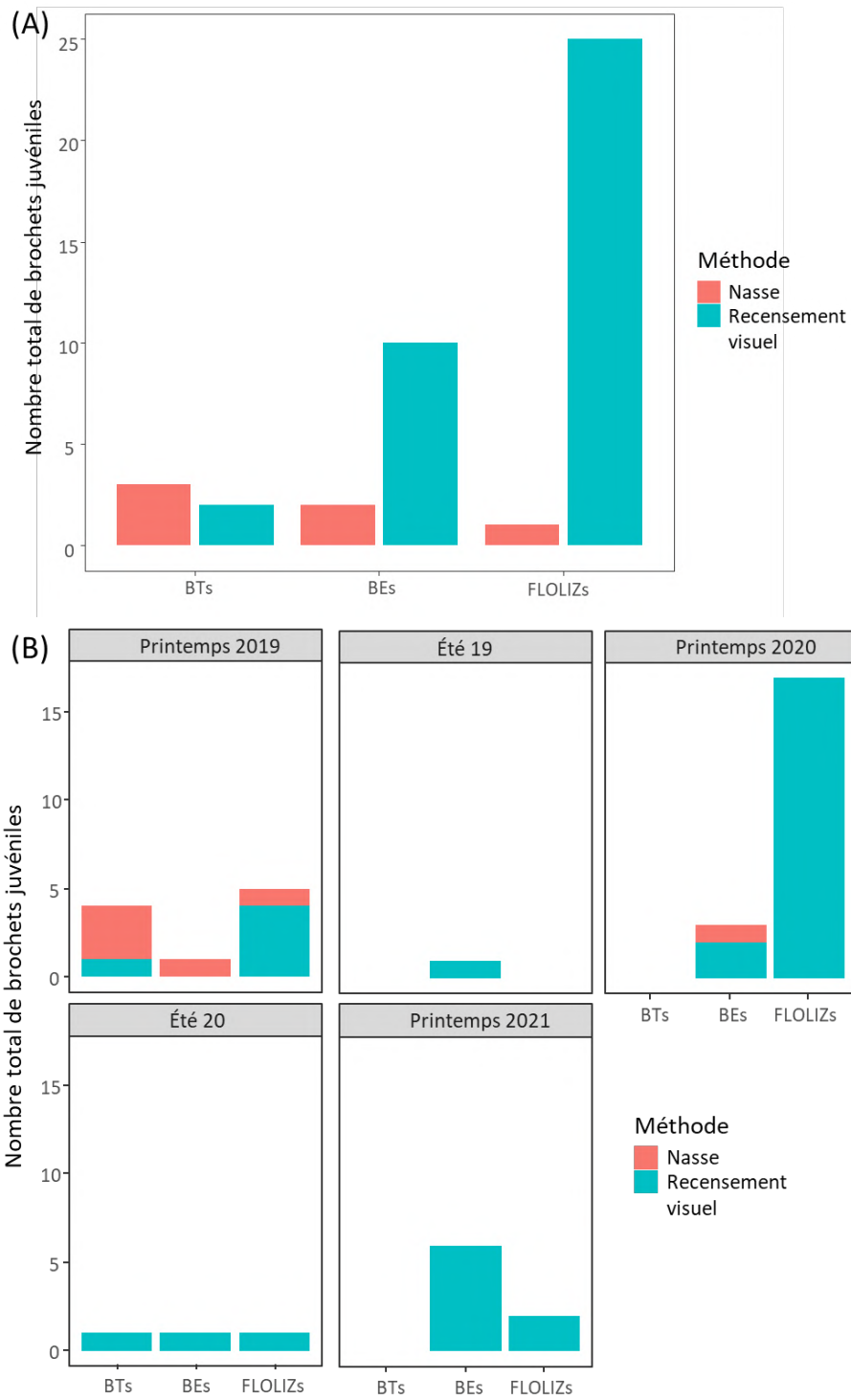


Figure 26 : Nombre total de brochets juvéniles (*Esox lucius*) échantillonné en fonction de la méthode (A) sur toute la période d'échantillonnage ; (B) par Saison.

### 3.4. Les FLOLIZs : habitat de reproduction ?

La seule espèce dont la reproduction a pu être observée dans les FLOLIZs était la Blennie fluviatile, dont le succès de reproduction sur les rives est dépendant de la fluctuation du niveau d'eau qui détermine la disponibilité des habitats rocheux (Gasith and Goren, 2009). Dans les FLOLIZs, les pontes ont été retrouvées sur deux supports différents, à savoir les caissons flottants (Fig. 27A) et les coquilles d'huître (27B) avec à chaque fois des mâles qui surveillaient et protégeaient les pontes. En ce qui concerne les caractéristiques des pontes, il s'agissait d'un tapis d'environ 600-800 œufs d'une taille de 1mm, légèrement orangés et très adhérents à leur support. Ainsi, ces observations mettent en avant l'attractivité des coquilles d'huître à fournir un substrat de reproduction pour les espèces lithophiles comme la Blennie dans les FLOLIZs.

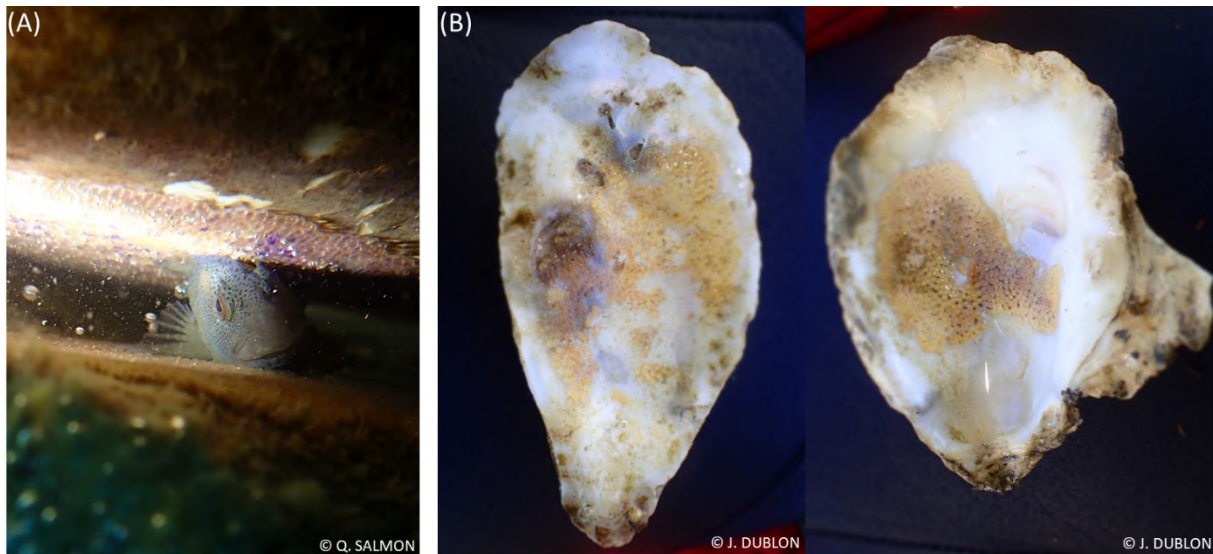


Figure 27 : (A) Protection et soin parental d'une ponte par un mâle de blennie fluviatile (*Salaria fluviatilis*) sur un caisson flottant d'une FLOLIZ (A) ; (B) Ponte de blennie fluviatile dans les coquilles d'huîtres des FLOLIZs. ©Projet UROS

## II - Les FLOLIZs comme autres types d'habitats fonctionnels



Figure 1 : Photographie d'une blennie adulte femelle dans la végétation gazonnante d'une FLOLIZ. ©Projet UROS

### 1. Matériels et Méthodes

#### 1.1. Stations d'échantillonnage et description des FLOLIZs

Les stations d'échantillonnages sont identiques à celles de la première partie. Se référer au paragraphe 1.4 du Chapitre I. Pour la description complète de la conception des FLOLIZs se référer au Chapitre II.

#### 1.2. Méthode de suivi des poissons

L'objectif de cette étude était de mettre en évidence l'utilisation des FLOLIZs comme habitats fonctionnels de repos, de protection contre les prédateurs et d'alimentation mais aussi de montrer la fréquentation en dehors de la période de reproduction et de présence des très jeunes stades. Ainsi, nous avons utilisé deux techniques non sélectives pour maximiser l'échantillonnage des poissons. Des campagnes de pêche électrique ont été réalisées à fréquence saisonnière, en hiver, à la fin de l'été et à l'automne entre novembre 2018 (soit 2 mois après l'installation des FLOLIZs) et octobre 2020 (soit 25 mois après l'installation des FLOLIZs) et visaient à échantillonner aussi les individus de plus grande taille. A l'échelle des baies (Expérimentale et Témoin), la richesse de la communauté piscicole a également été échantillonnée par des filtrations d'ADN<sub>environnemental</sub>, annuellement en 2018, 2019 et 2021. Le tableau 1 synthétise les dates d'échantillonnage par technique.

Tableau 1 : Synthèse des dates d'échantillonnage par technique et cote de la retenue (m) associée.

Date	Méthode utilisée	Cote (m)
27/11/2018	ADNe	770.17
28/11/2018	Pêche électrique	770.10
07/02/2019	Pêche électrique	762.85
04/03/2019	ADNe	758.94
05/03/2019	Pêche électrique	758.85
29/08/2019	Pêche électrique	772.25
22/10/2019	Pêche électrique	773.71
19/02/2020	Pêche électrique	765.96
20/08/2020	Pêche électrique	778.13
20/10/2020	Pêche électrique	776.90
20/05/2021	ADNe	776.69

La pêche électrique s'est faite par point (Point Abundance Sampling using Electrofishing « PASE », Nelva, 1979) (Fig. 30A). Cette technique a largement été utilisée pour évaluer les communautés de poissons dans les grands cours d'eau (Lapointe et al., 2006; Tomanova et al., 2013) ou les lacs (Brosse et al., 2007; Galafassi et al., 2019), lorsque l'échantillonnage complet du milieu n'est pas possible (largeur > 9 m, profondeur > 0.7m) (Belliard et al., 2008). Cette méthode a été largement décrite dans le guide pratique de mise en œuvre des opérations de pêche à l'électricité (Belliard et al., 2008). En bateau, la distance inter-points a été définie à 10m dans le but d'éviter le chevauchement des points par le champ d'action de l'électricité (rayon moyen de 1.5m soit 12.5m<sup>2</sup> par point, Ditche 2006 in Belliard et al., 2008) mais aussi de limiter les fuites de poissons d'un point d'échantillonnage à un autre. Enfin, le temps de pêche préconisé en chaque point est compris entre 15 et 30 secondes. Dans notre étude, les pêches électriques ont été réalisées depuis un bateau avec un groupe électrogène EFKO FEG 8000 (Puissance de sortie 8000 W - Tension 150-300/300-600 V DC ; norme européenne IEC 60335-2-86). Les valeurs de conductivité dans la retenue (~300 µS.cm<sup>1</sup>, voir Chapitre III) étaient toujours bien au-delà de la limite seuil de 133 µS.cm<sup>1</sup> compatible avec des pêches électriques efficaces (Pottier and Destouches, 2019). Le protocole consistait à pêcher 11 points distancés de 10m, aléatoirement répartis sur une bande de 100m linéaire et 1m de large dans la zone littorale de chaque Baie Témoin et Expérimentale (Fig. 30B, Fig. 30C). Pour les FLOLIZs, les 11 points étaient répartis à l'extérieur et à l'intérieur des structures afin de conserver une distance suffisante entre les points échantillonnés, et d'avoir une surface totale échantillonnée égale à celle en zone littorale des baies (Fig. 30C). Chaque point était pêché durant 20 secondes avec un opérateur à l'anode et deux opérateurs avec une épuisette. Les poissons étaient stabulés temporairement dans une bassine avec un bulleur. A la fin de l'exécution des 11 points d'une station, les poissons étaient comptés, déterminés à l'espèce si possible (sinon à la famille), mesurés puis aussitôt relâchés.

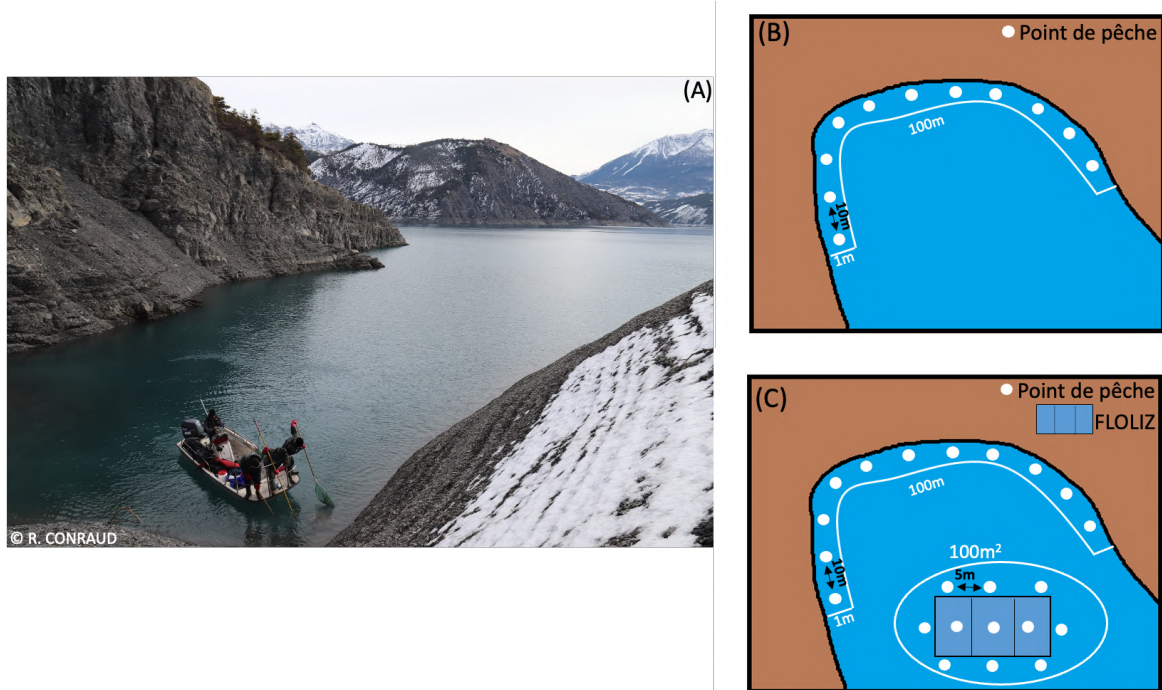


Figure 2 : Schéma simplifiée du protocole d'échantillonnage par pêche électrique par point. (A) Photographie illustrative dans une baie témoin ; (B) Dans les Baies Témoins (BTs) ; (C) Dans les Baies Expérimentales (BEs).

La seconde méthode consistait à effectuer des filtrations d'eau dans les différentes baies afin de récupérer les fragments d'ADN de l'ichtyofaune (ADN<sub>environnemental</sub>). Cette technique récente est prometteuse pour échantillonner l'ichtyofaune, en effet Valentini et al. (2016) ont montré que la détection des espèces par l'ADN dans différentes conditions (par ex., in silico, in vitro, in situ) était égale ou supérieure aux méthodes traditionnelles. Plusieurs étapes sont nécessaires : la filtration, la précipitation des fragments d'ADN, l'extraction, l'amplification par PCR à l'aide d'amorces spécifiques (barcoding) ou universelles (metabarcoding) puis l'analyse par séquençage (Wang et al., 2021). L'intérêt de cette méthode est de pouvoir décrire la présence des espèces de poissons à l'échelle locale mais aussi les assemblages d'espèces à plus large échelle (Wang et al., 2021). Enfin, cette technique a été utilisée dans différents écosystèmes d'eau douce, tels que les grandes rivières (par ex. le Rhône, Pont et al., 2018), les lacs naturels (par ex. le lac d'Aiguebelette, Civade et al., 2016) ou encore les réservoirs (Hayami et al., 2020).

Dans cette étude, le protocole consistait à filtrer 30 litres d'eau prélevés environ 30 cm sous la surface sur un parcours couvrant les zones littorale et pélagique des baies (Fig. 31A et 31B) et passant à proximité des FLOLIZs pour les baies expérimentales (BEs). Ces 30 litres d'eau étaient prélevés en continu par une pompe péristaltique (Vampire sampler<sup>®</sup>, Burlke, Germany) avec un débit de 1 à 1.5 litre par minute soit un temps de filtration total de 20 à 30 minutes, et filtrés grâce à une capsule stérile (kit VigiDNA<sup>®</sup> de SPYGEN dont les caractéristiques sont décrites dans Coutant et al., 2021). Une fois la filtration achevée, la capsule est remplie d'une solution de conservation (CL1 Buffer<sup>®</sup> de SPYGEN) afin de stabiliser les fragments d'ADN. Une fois toutes les filtrations réalisées, les capsules de filtration étaient envoyées au laboratoire SPYGEN qui, par extraction et amplification (PCR barcoding) à l'aide d'amorces spécifiques « Teleo » (Valentini et al., 2016), détectait la présence des différentes espèces piscicoles.

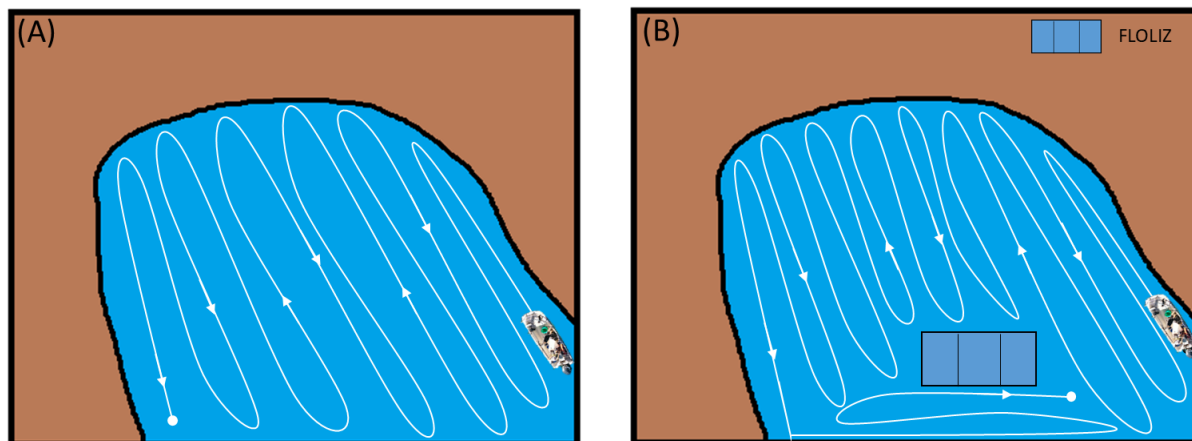


Figure 3 : Schéma simplifiée du protocole d'échantillonnage par filtration de l'ADN<sub>environnemental</sub>. (A) Dans les Baies Témoins (BTs) ; (B) dans les Baies Expérimentales (BEs).

### 1.3. Traitement des données et analyses statistiques

Les pêches électriques par point ont été réalisées à 8 dates dans les différentes stations (3 x BTs, 3 x BEs, 3 x FLOLIZs) soit un total de 72 pêches (8 dates x 9 stations). Quant aux filtrations d'ADNe, elles ont été réalisées dans chaque baie (BTs, BEs + FLOLIZs) à 3 dates ce qui représentait un total de 18 filtrations (6 baies x 3 dates). Le tableau 1 synthétise les dates d'échantillonnage par technique. La liste des espèces et stades capturés par type de station sur toute la période d'échantillonnage est disponible dans l'Annexe 7 (Tab A7-1).

Pour les données de pêches électriques, les effets de la station (BTs, BEs, FLOLIZs), de la saison et du stade des individus (juvéniles, adultes) ont été testés sur l'abondance et la richesse spécifique des poissons. Pour ce faire, des Modèles Linéaires Généralisés (GLM) ont été mis en œuvre, utilisant une distribution d'erreur Négative Binomiale (log) pour l'abondance et de Poisson (log) pour la richesse spécifique. La qualité d'ajustement de chaque modèle a été diagnostiquée de la même façon qu'exposée à la section « *Traitement des données et analyses statistiques* » de la première partie de ce chapitre. Enfin, une ordination multidimensionnelle non métrique (NMDS) sur l'abondance des espèces et stades de poissons a été réalisée pour comparer les assemblages entre les types de stations, en utilisant la fonction « metaMDS » du package R Vegan (Oksanen et al., 2009). Au préalable, les données d'abondance ont été transformées à l'aide de la transformation de Hellinger (Rao, 1995 ; Legendre et Gallagher, 2001). La distance de Bray-Curtis a été utilisée pour quantifier la dissimilarité entre les types de baies en fonction des assemblages de poissons (Bray et Curtis, 1957). La qualité de l'ordination a été vérifiée à partir de la valeur de stress calculée. Des tests de permutation ont été utilisés pour tester la signification des différences dans les assemblages de poissons entre les types de baies et entre les dates en utilisant l'aire des polygones.

En ce qui concerne les données d'ADNe, deux métriques (nombre d'espèces, occurrence des espèces c'est-à-dire le nombre de fois où l'espèce a été détectée dans les types de baies sur les 3 campagnes. L'occurrence totale des espèces est de 9 au maximum) ont été calculées pour chaque date et chaque baie. Le nombre de séquences d'ADN (« reads ») pour chaque espèce a également été conservé. Il est important de noter que la comparaison des séquences d'ADN peut se faire uniquement pour une même espèce, puisque les affinités aux amorces diffèrent entre espèces. Des tests de Kruskal-Wallis et par paire de Wilcoxon ont été utilisés pour évaluer les différences des trois métriques entre les deux types de baies sur la période complète d'échantillonnage ou par date.

## 2. Résultats

### 2.1. Abondance et richesse par type de stations

Le stade, la station ainsi que la date influencent significativement l'abondance des poissons capturés en pêche électrique et les effets de la station et du stade varient selon les dates (Tab. 10). Les pêches électriques capturent significativement plus de juvéniles que d'adultes ( $H = 69.64$ ,  $df = 1$ ,  $P$ -value  $< 2.2e-16$ ). Les captures sont significativement plus abondantes dans les BTs ( $17.50 \pm 12.25$ ) et BEs ( $23.00 \pm 22.65$ ) que dans les FLOLIZs ( $5.88 \pm 6.33$ ) ( $H = 20.801$ ,  $df = 2$ ,  $p$ -value =  $3.041e-05$ ). En particulier, en novembre 2018, février 2019, août 2019, février 2020 et octobre 2020, les captures sont significativement plus importantes dans les BTs et BEs que les FLOLIZs ( $P$ -value  $< 0.05$ ) (Fig. 32A).

Quant au nombre d'espèces capturées sur toute la période d'échantillonnage, il est également plus important dans les BTs ( $2.88 \pm 1.23$ ) et BEs ( $3.29 \pm 1.78$ ) que les FLOLIZs ( $0.92 \pm 0.65$ ) ( $H = 36.01$ ,  $df = 2$ ,  $P$ -value =  $1.52e-08$ ). Comme pour l'abondance, la richesse spécifique est plus importante dans les stations littorales témoins en novembre 2018, février 2019, août 2019, février 2020 et octobre 2020 ( $P$ -value  $< 0.05$ ) (Fig. 32B).

Si on s'intéresse à la dynamique temporelle de ces métriques, l'abondance des captures dans les stations littorales est stable au fil des dates, excepté à l'Été 2019 où les captures sont plus importantes (Fig. 33A). Quant au nombre d'espèces, il est plutôt stable dans le temps dans les stations littorales témoins mais supérieur à deux dates automnales (novembre 2018, octobre 2020) (Fig. 33B). Enfin, dans les FLOLIZs, les captures en termes d'abondance et de nombre d'espèces semblent être aussi stable avec une légère augmentation observée à l'Été 2020 (Fig. 33A, Fig. 33B).

Tableau 2 : Résultats des analyses de la déviance (ANOVA) pour le modèle linéaire généralisé sur les données d'abondance (64.84% d'explication) par la pêche électrique par point. Les colonnes donnent le rapport de vraisemblance statistique chi-carré, ainsi que les degrés de liberté et les valeurs de  $p$  du test de LR pour chaque facteur explicatif et interaction.

Facteurs explicatifs	Vraisemblance statistique chi-carré	Degrés de liberté	$P$ -value
Station	51.07	2	3.57e-09 ***
Date	50.15	7	1.73e-06 ***
Stade	297.90	1	$< 2.2e-16$ ***
Station : Date	56.12	14	4.89e-05 ***
Station : Stade	0.83	2	0.68
Date : Stade	35.65	7	0.00013 ***
Station : Date : Stade	20.23	14	0.19

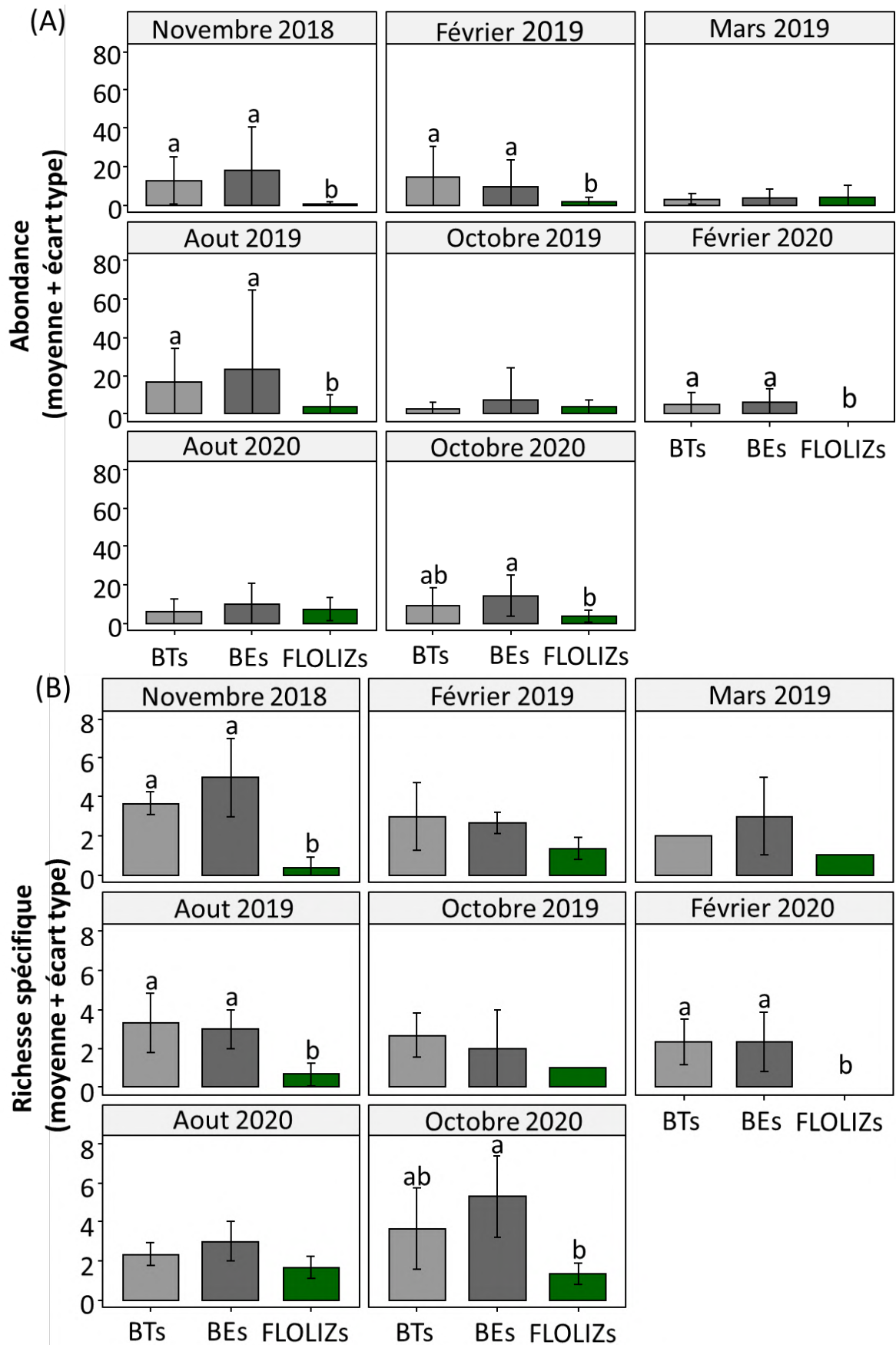


Figure 4 : (A) Abondance et (B) Richesse spécifique (moyenne + écart type) capturée par pêche électrique en fonction des différents types de station au sein des différentes dates. Les lettres « a, b » mettent en évidence les différences. Si les lettres sont différentes alors il existe une différence significative. S'il existe une lettre commune alors les valeurs ne diffèrent pas.

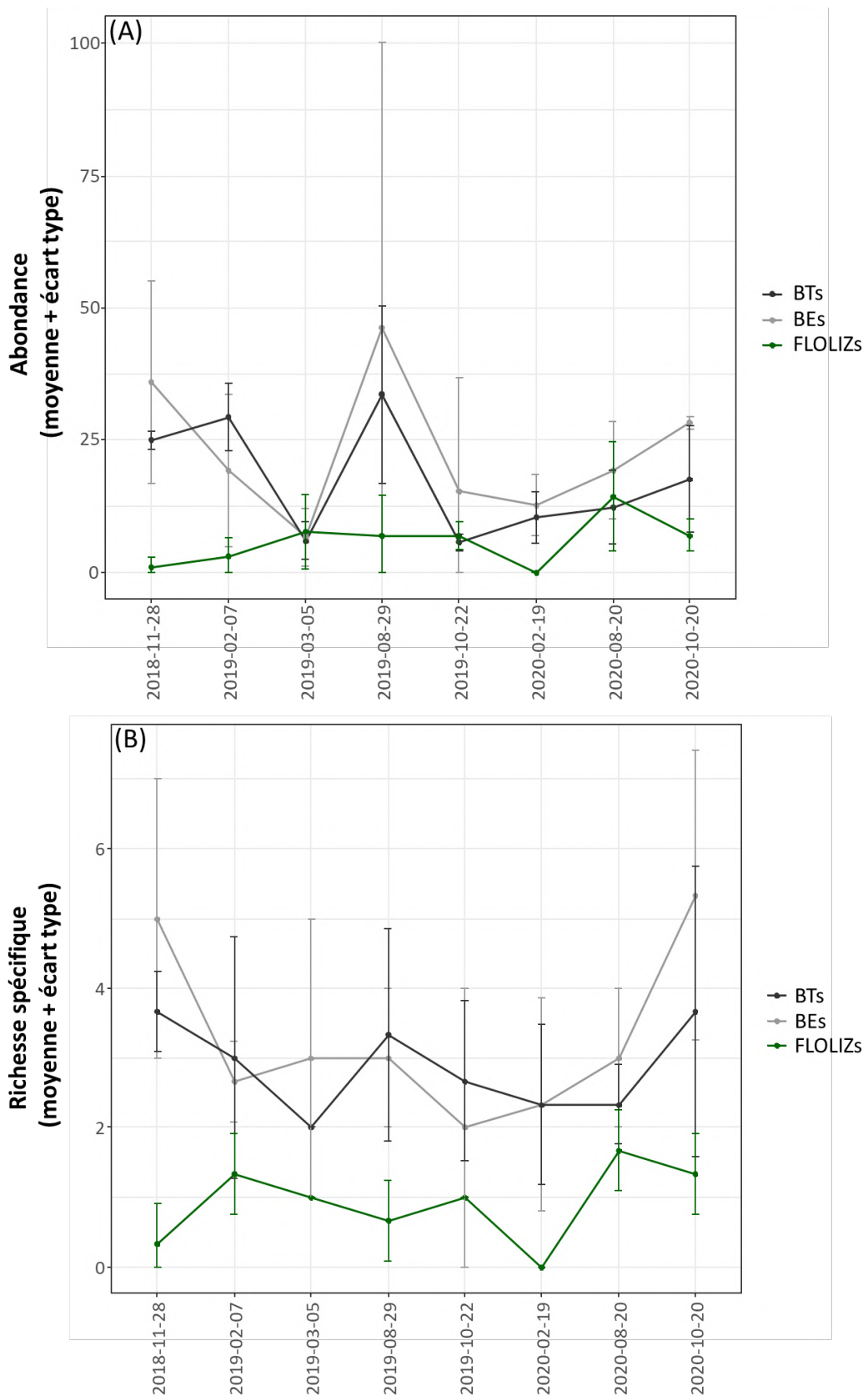


Figure 5 : Dynamique de l'Abondance (moyenne + écart type) (A) et de la Richesse spécifique (moyenne + écart type) (B) capturée par pêche électrique en fonction des différentes stations sur la période d'échantillonnage.

## 2.2. Composition spécifique et fonctionnelle des communautés

La figure 6 montre l'ordination multidimensionnelle non métrique effectuée sur l'abondance des espèces et stades de poissons échantillonnés dans les FLOLIZs, les BEs et les BTs au cours des 9 dates d'échantillonnage. L'analyse ne discrimine pas les assemblages de poissons dans les différentes stations comme le montre le fort chevauchement de leurs polygones. Néanmoins, la communauté piscicole des FLOLIZs apparaît comme un sous-échantillon de celle de la zone littorale, avec un assemblage constitué de seulement 3 espèces (Ablettes juvéniles, Perches adultes, Blennies juvéniles et adultes). Les assemblages de poissons dans les stations littorales (en particulier les BEs) sont plus riches et abondantes. Les espèces peu abondantes comme la Truite fario (un seul individu dans une BT) et le Brochet (un individu dans une BE et un autre dans une FLOLIZ) sont à l'écart des assemblages (Fig. 6). Enfin, les assemblages BTs et BEs présentent des polygones de surfaces beaucoup plus grandes (1.55 et 2.59 respectivement) que les assemblages FLOLIZs (0.58), ce qui suggère une forte variabilité entre les dates et les stations (test de permutation,  $P$ -value = 0.001). Enfin, l'analyse des profils moyens de traits fonctionnels sur les deux premières dimensions compte pour 50.54% de la variabilité des données. Les communautés littorales se différencient graphiquement par rapport aux FLOLIZs, dont la similarité fonctionnelle n'est que de 41,7% (Fig. 7).

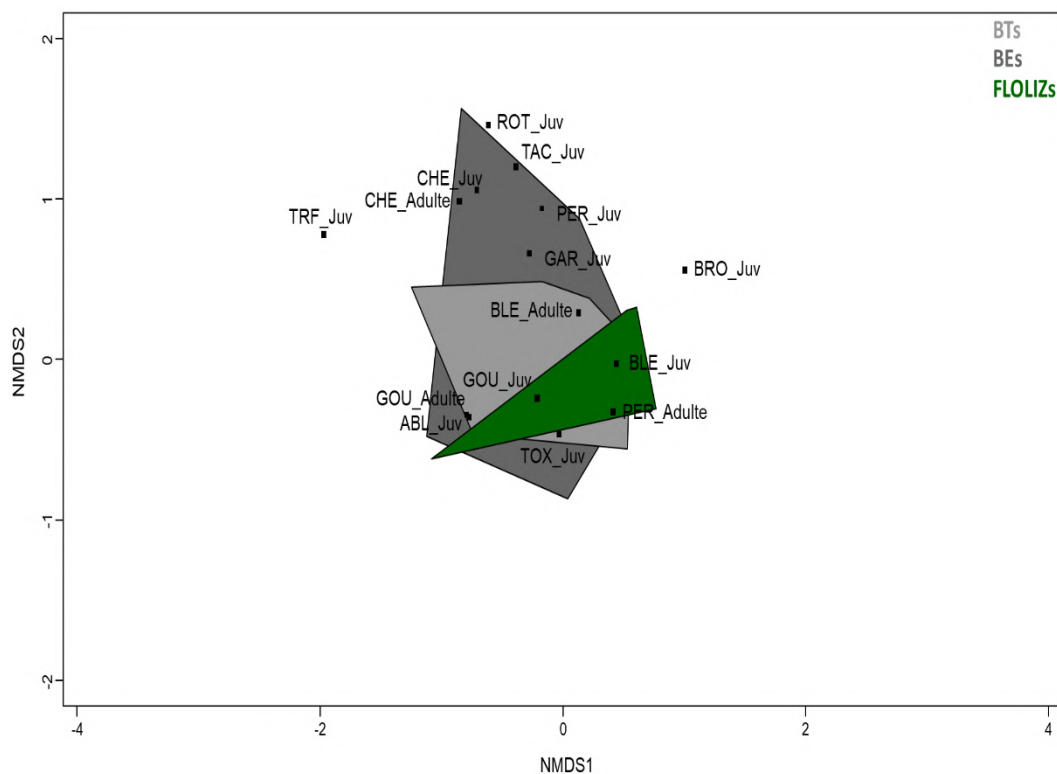


Figure 6 : Ordination multidimensionnelle non métrique (NMDS) de l'abondance des espèces de poissons pour les FLOLIZs, BTs et BEs sur l'ensemble des dates d'échantillonnage. Les résultats sont représentés dans les deux premières composantes. La valeur de stress de 0.16 correspond à un ajustement moyen (Clarke, 1993). Le test de permutation a montré une différence significative entre les stations littorales (BTs, BEs) et les FLOLIZs ( $P = 0,001$ ).

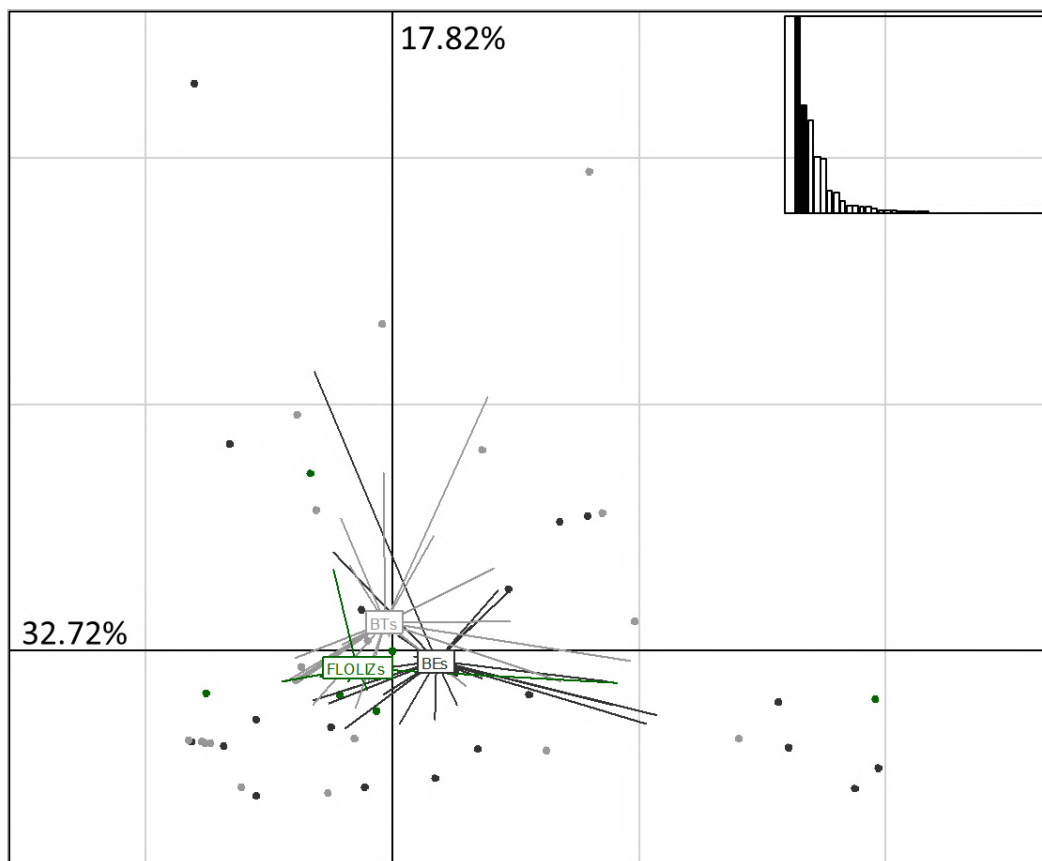


Figure 7 : Analyse des Correspondances par Codage Flou (ACF) sur les profils moyens de traits fonctionnels de chaque type de stations (BTs, BEs, FLOLIZs) sur l'ensemble des campagnes d'échantillonnage de la méthode de pêche électrique par point. Les deux premiers axes ont représenté 50.54% de la variabilité fonctionnelle. Le label indique le centroïde de tous les profils de traits fonctionnels pour la station correspondante.

### 2.3. Richesse et abondance relative entre les baies

Au total, 14 espèces ont été détectées par l'ADNe. Parmi ces espèces, le Silure glane (*Silurus glanis*) et la Carpe amour-blanc (*Ctenopharyngodon idella*) ont été recensées une unique fois dans la même baie (BE1 + FLOLIZ1) en novembre 2018 (Tab. 11). Ces espèces ne sont pas référencées officiellement dans le peuplement piscicole de la retenue mais la carpe amour-blanc est présente dans le lac d'Embrun <sup>n</sup> situé en amont de la retenue et connecté à la retenue par des vannes de vidange. Ainsi, il est très fortement probable que son ADN se retrouve dans la retenue. En ce qui concerne le silure, il pourrait s'agir de quelques individus relâchés par des particuliers puisqu'un cadavre a déjà été retrouvé sur les rives de la retenue (MOULLEC P., com. pers.). Par conséquent, on peut considérer que 12 espèces ont été détectées sur les 19 présentes dans la retenue (soit 63% de la diversité), c'est-à-dire autant qu'avec les autres techniques utilisées. Les espèces non détectées sont également les mêmes que dans les autres méthodes d'échantillonnage utilisées, à savoir la Carpe commune (*Cyprinus carpio*), le Barbeau fluviatile (*Barbus barbus*), l'Ombre chevalier (*Salvelinus alpinus*) et l'Anguille (*Anguilla anguilla*) qui ne semblent pas fréquenter cette partie de la retenue.

<sup>n</sup> <https://peche-hautes-alpes.com/embrun-des-panneaux-pour-informer-sur-le-plan-deau-et-ses-petits-habitants/>

Les 11 espèces recensées dans les BTs sont également présentes dans les BEs + FLOLIZs, mais la Truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) est détectée en plus dans les BEs + FLOLIZs. Le nombre d'espèces détectées sur la totalité des campagnes ou par campagne ne difère pas entre les deux types de baies ( $P$ -value = 0.56, Fig. 35). Ces résultats montrent que la fréquentation par les différentes espèces de poissons est identique entre les types de baies. En ce qui concerne l'occurrence moyenne des espèces, la Perche et la Blennie sont les deux seules espèces à avoir été systématiquement détectées dans toutes les stations (Fig. 36). Dans les BEs + FLOLIZs, l'Ablette est également détectée dans tous les prélèvements et la Truite arc-en-ciel présente une occurrence moyenne significativement plus élevée par rapport aux BTs ( $H = 4.5$ ,  $df = 1$ ,  $P$ -value = 0.04) (Fig. 36). Pour l'abondance relative, le nombre moyen de séquence d'ADN pour la Brème est significativement plus important dans les BTs ( $8419 \pm 19573$ ) que dans les BEs + FLOLIZs ( $5 \pm 16$ ) ( $H = 4.6$ ,  $df = 1$ ,  $P$ -value = 0.03) (Fig. 37). A l'inverse, pour la Truite arc-en-ciel, le nombre moyen de séquence d'ADN est significativement plus important dans les BEs ( $437 \pm 1225$ ) ( $H = 4.8$ ,  $df = 1$ ,  $P$ -value = 0.03) (Fig. 37).

Tableau 3 : Liste des espèces échantillonnées par les filtrations d'ADN<sub>environnemental</sub> sur toutes les campagnes (novembre 2018, mars 2019 et mai 2021).

<b>Nom scientifique</b>	<b>Nom vernaculaire</b>
<i>Abramis brama</i>	Brème
<i>Alburnus alburnus</i>	Ablette
<i>Corregonus sp</i>	Corégone
<i>Chondrostoma toxostoma</i>	Toxostome
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Carpe amour blanc *
<i>Esox lucius</i>	Brochet
<i>Gobio gobio</i>	Goujon
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel
<i>Perca fluviatilis</i>	Perche commune
<i>Rutilus rutilus</i>	Gardon
<i>Salaria fluviatilis</i>	Blennie
<i>Salmo trutta</i>	Truite fario
<i>Silurus glanis</i>	Silure glane *
<i>Squalius cephalus</i>	Chevesne

\* espèce non référencée officiellement dans la retenue

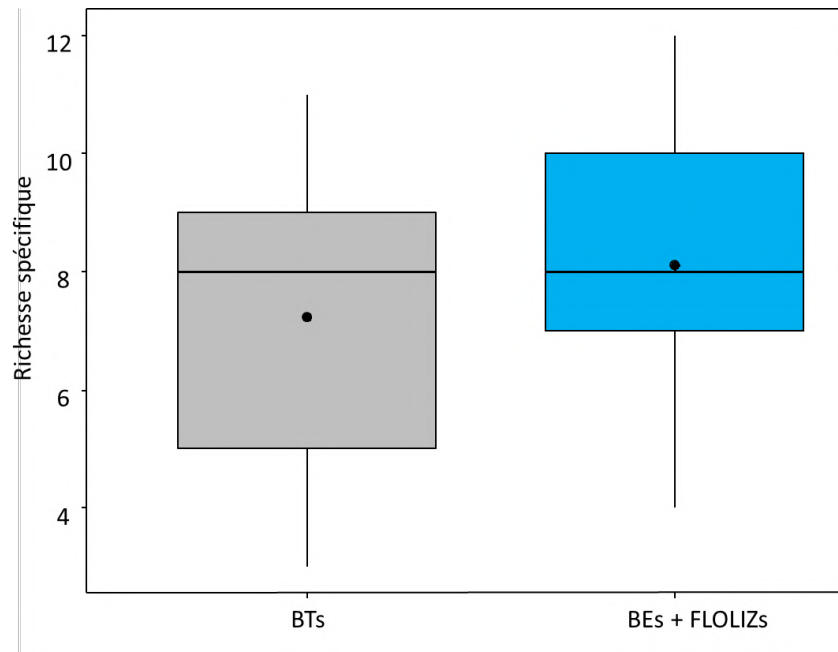


Figure 8 : Richesse spécifique (médiane en trait plein, moyenne en point noir) dans les différents types de baies sur toutes les campagnes d'échantillonnage.

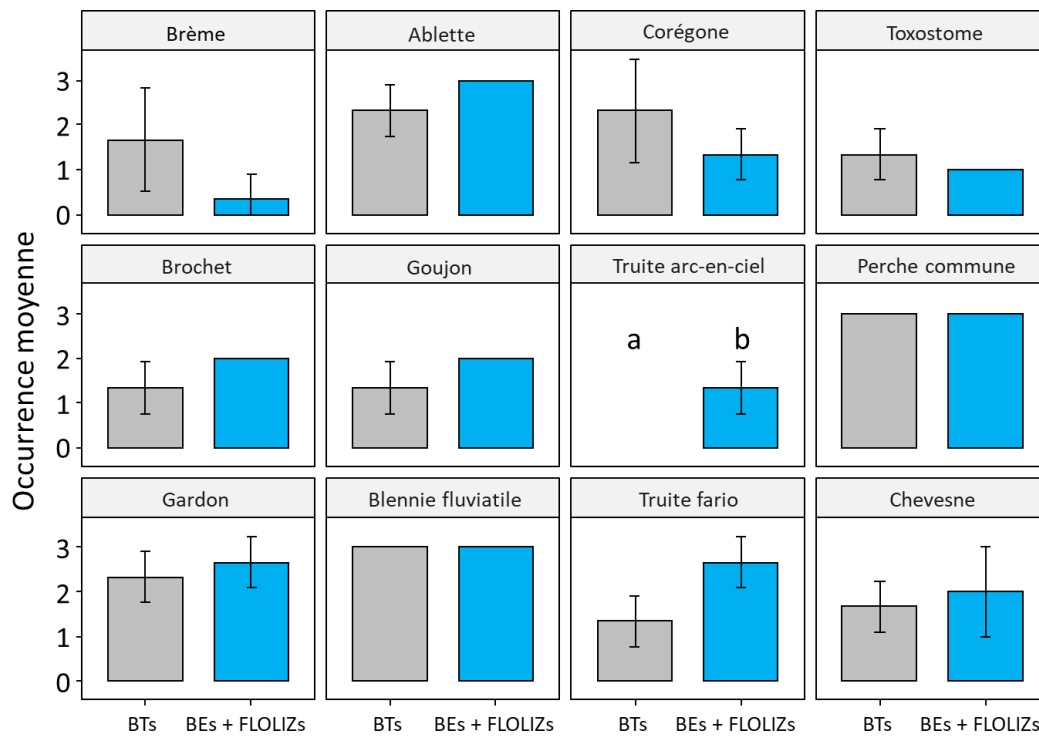


Figure 9 : Occurrence (moyenne + écart type) des espèces de poissons dans les différents types de stations sur toutes les campagnes d'échantillonnage.

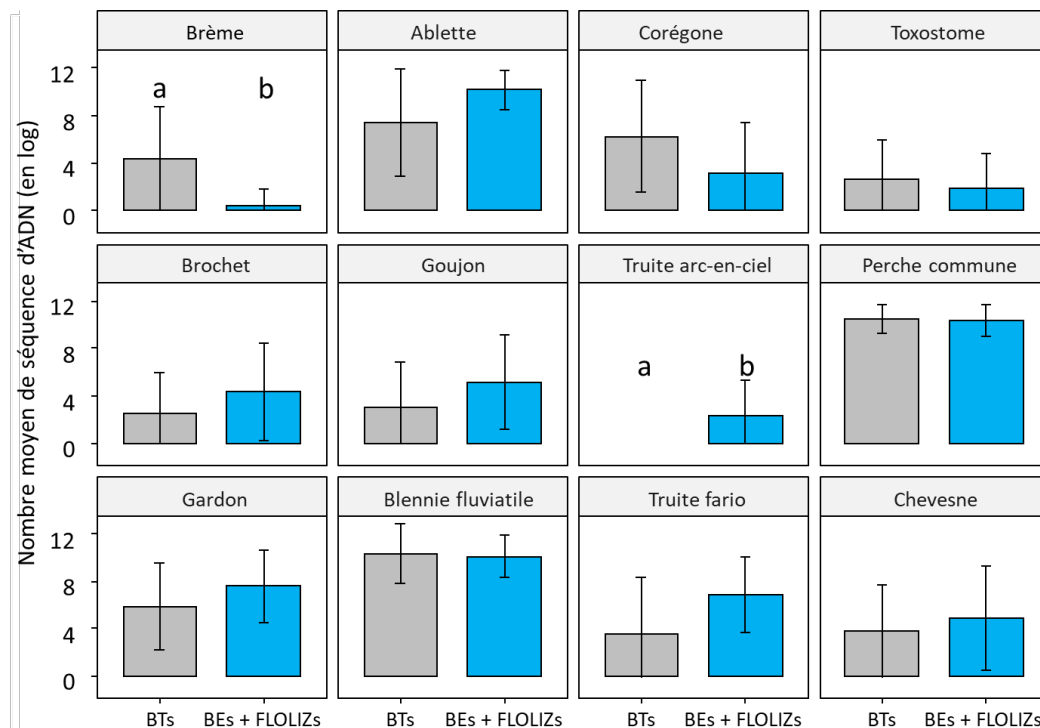


Figure 10 : Nombre de séquence d'ADN (« reads ») en log (moyenne + écart type) des espèces dans les différents types de baies sur toutes les campagnes d'échantillonnage.

### 3. Discussion

Cette étude complémentaire illustre la fréquentation et l'utilisation des FLOLIZs en tant qu'habitats fonctionnels entre la fin de l'été et la fin de l'hiver par les différentes espèces de poisson dans les deux ans et demi suivant leur installation.

#### 3.1. Une fréquentation limitée

En dehors de la période de forte activité des poissons, les FLOLIZs sont fréquentées à la fois par moins d'espèces et globalement moins d'individus que les stations littorales. Durant ces périodes et malgré les fluctuations du niveau d'eau, l'abondance et la richesse de poissons dans les stations littorales sont plus fortes. Ces observations vont dans le sens de Westrelin et al. (2018) qui ont montré que les fluctuations du niveau d'eau n'impactaient pas la fréquentation de la zone littorale par la Perche. Quant à l'étude des populations de poissons à l'échelle des baies (BTs ; BEs + FLOLIZs) à partir de l'ADN<sub>e</sub>, aucune différence majeure n'est mise en évidence. Seule une espèce supplémentaire (Truite arc-en-ciel) est échantillonnée dans les BEs + FLOLIZs mais cette espèce pélagique n'a jamais été vue ou capturée dans les FLOLIZs.

Contrairement à la première étude, celle-ci a été réalisée à des périodes où la température de l'eau était plus froide en particulier à l'automne et en hiver. Or, (Moring and Nicholson (1994) ont montré que les habitats artificiels étaient significativement moins fréquentés par les poissons à cause des températures froides (< 12°C) qui limitaient leurs déplacement et activité. En effet, dans les réservoirs stratifiés (comme Serre-Ponçon), les poissons se trouvaient plus près du fond et dans des zones plus profondes lorsque l'eau était mélangée (automne, hiver) (par ex. la Perche, le Brochet, le Sandre, Westrelin et al., 2022). Ces observations ont également été faites dans des lacs naturels (par ex. Lac Michigan, Wells (1968) ; par ex. Lac Ladora, Rogers (1998). Enfin, il existe une certaine continuité par le sol entre la zone littorale peu profonde et les zones

plus profondes dans les lacs. Cette continuité permet aux poissons de descendre progressivement vers les zones plus profondes en suivant le fond à mesure que la température de l'eau diminue. Ainsi, les poissons limitent leur déplacement dans la zone pélagique. A l'inverse, les FLOLIZs sont déconnectées des rives et du fond puisqu'elles sont positionnées dans la zone pélagique des baies. Avec la baisse de leur activité et déplacement lorsque la température diminue, les poissons pourraient quitter les structures flottantes mais ils se retrouveraient très vulnérables en pleine eau aux poissons prédateurs (Brabrand and Faafeng, 1993; Magoulick, 2004; Dupuch et al., 2009), mais aussi aux oiseaux piscivores (Allouche and Gaudin, 2001).

Enfin, la praticité à effectuer des pêches électriques sur les FLOLIZs depuis un bateau a été plusieurs fois questionnée. La réalisation des points de pêche en se déplaçant tout autour des structures peut induire une fuite importante des poissons, mais, surtout, la présence des cages grillagées et de nombreux interstices (par ex. l'espace entre les caissons flottants) ne facilitent pas la capture des individus en particulier des Blennies. Par conséquent, cela pourrait contribuer à sous-échantillonner les FLOLIZs.

### **3.2. Un sous-assemblage spécifique et fonctionnel dans les FLOLIZs**

L'assemblage spécifique et fonctionnel des communautés de poissons diffèrent significativement entre les FLOLIZs et les stations littorales sur la période d'échantillonnage. En effet, en dehors de la période printemps-été, l'assemblage piscicole dans les FLOLIZs constitue un sous-échantillon des communautés littorales, comprenant seulement 4 espèces (Perche, Ablette, Blennie et anecdotiquement le Brochet). En revanche, les communautés littorales (plus particulièrement les BEs), présentent un assemblage spécifique et fonctionnel plus complexe avec de nombreuses espèces de Cyprinidés (par ex. Ablette, Chevesne, Gardon, Rotengle, Goujon) mais aussi des Perches et des Truites, à différents stades.

## **Conclusion globale**

L'installation d'îles artificielles flottantes suscite un intérêt croissant des gestionnaires, car elle pourrait permettre d'atténuer les impacts négatifs du marnage artificiel sur les communautés piscicoles dans les réservoirs tout en conservant leur usage. Cette étude, intégrant l'innovation des FLOLIZs, a montré leur potentiel à fournir des habitats fonctionnels aux communautés de poissons, plus particulièrement pendant le printemps et l'été. En effet, pendant l'automne et l'hiver, les FLOLIZs ont été peu fréquentées. Cependant, il existait une tendance à la colonisation accrue des FLOLIZs par l'ichtyofaune autant en abondance qu'en richesse au fil du temps. Au printemps et à l'été, les FLOLIZs ont été fréquentées préférentiellement par différentes espèces au stade juvénile, ce qui suggère qu'elle pourrait faire office d'habitat de refuge-nurserie (par exemple pour le brochet), et dans une moindre mesure des individus adultes ou de plus grande taille ce qui pourrait s'apparenter à des zones de repos et/ou d'alimentation. Enfin, les FLOLIZs présentaient des assemblages de poissons différents en termes de composition fonctionnelle et spécifique seulement au printemps et à l'été par rapport aux stations littorales, ce qui suggère que la diversité, la complexité et la stabilité des habitats proposés (en particulier la végétation aquatique) pouvaient être attractives pour différentes espèces de poissons. Finalement, afin de confirmer ces tendances et de conclure sur l'efficacité réelle des FLOLIZs, l'étude nécessite d'être poursuivie sur une période plus importante mais aussi sur des milieux de natures et de tailles différentes.

# CHAPITRE VI – DISCUSSION ET PERSPECTIVES.



Figure 1 : Esquisse d'un nouveau concept d'île artificielle flottante végétalisée.  
©ECOCEAN

## 1. Les FLOLIZs pour soutenir la biodiversité

Les objectifs des plans nationaux ou européens, comme la DCE visant à atteindre un bon potentiel écologique des masses d'eau fortement modifiées ou bien encore la séquence « Eviter, Réduire, Compenser » (ERC), poussent les scientifiques en relation avec les gestionnaires à identifier des solutions de mitigation (Halleraker et al., 2016). Le soutien de la biodiversité dans les écosystèmes lacustres artificiels ou artificialisés n'est pas seulement un enjeu pour répondre aux besoins de la DCE, mais c'est aussi un moyen pour limiter l'érosion mondiale actuelle de la biodiversité aquatique (Reid et al., 2019 ; Dudgeon, 2019) et replacer les enjeux de biodiversité au cœur des sociétés humaines. On assiste depuis quelques années à un intérêt croissant pour l'installation d'îles artificielles flottantes dans le but de compenser la dégradation des habitats littoraux considérés comme essentiels (par ex. pour les poissons, les macroinvertébrés) tout en conservant les usages du système (Fig. 1). De plus, les études qui ont montré l'efficacité des AFIs pour améliorer la qualité de l'eau du milieu ont souvent mentionné la perspective d'utiliser ces structures comme outil de restauration (Nakamura and Shimatani, 1997b; Kamble and Patil, 2012; Yeh et al., 2015). Comme nous l'avons déjà souligné dans cette étude, malgré un engouement autour de ce type de structure, peu de projets scientifiques se sont penchés sur leur efficacité écologique. De façon similaire, il existe très peu de retours d'expériences documentés de projets d'essai de revégétalisation des berges des retenues à fort marnage, pourtant nombreux <sup>o</sup> ; <sup>p</sup> ; Fraissé, 1999 ; Peeters et al., 2020), ou encore de l'installation d'habitats artificiels <sup>qr</sup>.

<sup>o</sup> [https://www.genieecologique.fr/sites/default/files/documents/biblio/actes\\_jt\\_restoration\\_et\\_ingenierie\\_2016.pdf](https://www.genieecologique.fr/sites/default/files/documents/biblio/actes_jt_restoration_et_ingenierie_2016.pdf)

<sup>p</sup> <https://gerardmerinfo.fr/2017/12/experimentation-de-revegetalisation-berges-lac/>

<sup>q</sup> <https://sietavi.files.wordpress.com/2020/05/rapport-fray-artif-2019.pdf>

<sup>r</sup> [http://www.federation-peche22.com/IMG/pdf/article\\_frayeres.pdf](http://www.federation-peche22.com/IMG/pdf/article_frayeres.pdf)

Enfin, les gestionnaires disposent de solutions diverses de mitigation des écosystèmes lacustres artificiels mais sans connaître leur réelle efficacité écologique. Ainsi, cette étude expérimentale s'est consacrée à suivre et à évaluer l'efficacité de structures flottantes complexes pour soutenir la biodiversité des écosystèmes fortement marnants.

Les aspects innovants de ces travaux de recherche sont :

- La conception et l'installation de structures flottantes complexes encore jamais réalisées ;
- Le suivi à moyen terme de plusieurs compartiments biologiques ;
- Les perspectives d'amélioration des structures dans le but d'augmenter leur performance écologique.

### **1.1. Succès de colonisation par les macroinvertébrés**

La colonisation par les macroinvertébrés a été rapide, c'est-à-dire que seulement 2 mois et demi après la mise en place des FLOLIZs, les communautés étaient déjà similaires aux communautés littorales en termes d'abondance et de richesse. Ce résultat peut s'expliquer tout d'abord par la forte capacité de colonisation des macroinvertébrés. Des études ont montré que des substrats artificiels pouvaient être abondamment colonisés en moins de 40 jours (Meier et al., 1979; Boothroyd and Dickie, 1989, 1991). De plus, l'abondance et la composition spécifiques peuvent être identiques à celles d'habitats naturels surtout si le substrat est complexe (Gerrish and Bristow, 1979; Schmude et al., 1998). Dans notre étude, les substrats amovibles sont remplis de Misapor® dont la principale caractéristique est une porosité importante. Par ailleurs, la structure en « bille » de quelques centimètres de diamètre fait que, lorsqu'il est agencé en trois dimensions, il offre un habitat complexe et riche en anfractuosités. Or, de nombreuses études ont montré que le substrat était la variable environnementale physique affectant majoritairement l'abondance et la diversité des macroinvertébrés (par ex. Richards et al., 1993; Weatherhead and James, 2001; Ferreira et al., 2014). En effet, les substrats de petite granulométrie (par ex. le gravier) sont plus attractifs car ils peuvent retenir plus de détritiques fins (Parker, 1989; Xu et al., 2012). Cependant, les FLOLIZs ne sont pas uniquement composées de Misapor®, puisque nous avons également installé des cages grillagées remplies de coquilles d'huîtres. En particulier, des substrats amovibles contenant des coquilles d'huîtres ont aussi été installés en septembre 2018 et relevés au printemps 2021. Les échantillons n'ont pas encore été traités mais la comparaison des communautés qui s'y sont développées au regard de celles de la Misapor® sera particulièrement intéressante puisque les coquilles d'huîtres présentent des caractéristiques physiques très différentes. Enfin, tous ces résultats nous permettraient de conclure sur la qualité des habitats fournis par la Misapor® et sur son rôle attractif majeur pour les invertébrés vis-à-vis des conditions environnementales globales offertes au sein des FLOLIZs. De plus, avec le développement important de la végétation aquatique (en particulier les Potamogetons) qui offrent un habitat apprécié des macroinvertébrés (Habib and Yousuf, 2015; Papas, 2007), il serait intéressant de faire des prélèvements complémentaires au troubleau dans le but d'échantillonner l'ensemble de la diversité des communautés d'invertébrés potentiellement présentes aujourd'hui au sein des FLOLIZs, mais aussi pour les comparer aux zones littorales « naturelles ». En plus de fournir un habitat refuge pour les macroinvertébrés, le développement d'algues et l'accumulation de matière organique dans les racines des hélophytes ou les herbiers aquatiques au sein des structures pourraient constituer des sources d'alimentation pour de nombreux macroinvertébrés (par ex. collecteurs, brouteurs) (Boulton and Lake, 1992; Bowen et al., 1998; Hoffmann, 2005). Au vu de nos principaux résultats, de la complexité

des habitats offerte aux macroinvertébrés et de l'évolution progressive de la végétation, il est probable que des taxons originaux voire nouveaux apparaissent, par exemple des Odonates, jusqu'alors non échantillonnés. Il serait donc particulièrement judicieux de poursuivre et d'approfondir le suivi de ce compartiment biologique au cours des prochaines années.

## 1.2. Intérêt croissant pour l'ichtyofaune

La fréquentation des poissons dans les FLOLIZs a été moins marquée et moins rapide en comparaison des macroinvertébrés, bien qu'une tendance à l'augmentation ait pu être observée depuis la végétalisation des structures par des Potamogétons. Cette information témoigne de l'attractivité importante de ce type d'habitat qui présente un intérêt crucial pour les poissons. En l'occurrence, à Serre-Ponçon, la végétation aquatique est inexistante dans la partie aval de la retenue et accessible dans la partie amont seulement à la fin du printemps. Comme certaines études ont pu le mettre en évidence sur des frayères flottantes (Gillet, 1989; Dumonceau and Gilles, 2012), nous nous attendions également à observer des pontes d'espèces phytophiles (en particulier de Brochet) dans les FLOLIZs au cours de ces trois années d'expérimentation. Bien qu'aucune ponte d'espèces phytophiles n'ait été observée, nous avons pu recenser sur les trois années consécutives, la présence de larves de brochet d'environ 10 mm (âgées alors de 2 à 6 jours, Frost and Kipling, 1967) dans les FLOLIZs. Au vu de l'âge et de la capacité de nage très limitée de ce stade, il est possible que des pontes aient eu lieu sur les FLOLIZs mais aient échappé à notre échantillonnage en PMT. En effet, les œufs de brochet sont difficiles à observer car ils sont petits (~2-3mm) et clairsemés sur de grande surface (Fortin et al., 1982 in Bry, 1996). Cependant, il est aussi possible que les adultes se soient reproduits ailleurs, par exemple sur des souches/racines présentes dans la zone littorale. Ainsi, les larves une fois écloses ont pu dériver au gré des courants et s'implanter dans les FLOLIZs qui offrent des habitats nécessaires à leur croissance et survie (par ex. avec la présence de macrophytes) (Bry, 1996; Casselman and Lewis, 1996). De plus, la présence abondante à la fois de macroinvertébrés et d'alevins de cyprinidés à cette période leur offrait une nourriture abondante. Enfin, en 2020, nous avons pu observer quelques individus de la fin du printemps à la fin de l'été dans les FLOLIZs. Ces observations démontrent la fonctionnalité de refuge-nurserie des FLOLIZs et aussi de zone d'alimentation pour le brochet de la larve de 1cm jusqu'au juvénile de plusieurs centimètres. Enfin, ce résultat est intéressant car Casselman et Lewis (2006) ont mentionné que l'habitat de refuge-nurserie (c.à.d. les macrophytes) était plus critique que l'habitat de frai dans les écosystèmes lacustres puisque la survie des premiers stades du brochet est dépendante de la végétation. Au vu de la fidélité du brochet à son site natal et site de fraie (Miller et al., 2001; Engstedt et al., 2014), les individus ayant grandi sur les FLOLIZs, une fois matures, pourraient y revenir pour se reproduire. Par conséquent, cela pourrait laisser espérer un effet à plus long terme des FLOLIZs comme habitat de reproduction pour le brochet.

Il faut cependant noter que certains facteurs environnementaux différaient entre notre étude et celles de Gillet (1989) et Dumonceau and Gilles (2012). En particulier, soit les sites d'études étaient de plus petite taille, soit les structures étaient installées dans des zones de profondeur bien plus faible (3 à 12 m maximum) et plus proches de la berge. Ces facteurs semblent être une condition importante à la fréquentation des structures notamment en fonction de l'écologie des espèces comme l'a mentionné Gillet (1989). En ce qui concerne la taille des FLOLIZs, elle ne semblait pas être limitante puisque les structures des autres études étaient de surface inférieure. Dans tous les cas, la conception de frayère artificielle flottante ne pourra jamais égaler la surface de frayère-nurserie naturelle recommandée de 1500m<sup>2</sup> pour le brochet (Chancerel, 2003). L'éloignement des

FLOLIZs aux berges et l'importante profondeur de leur zone d'implantation (> 30m) pourraient également être limitantes car les FLOLIZs seraient alors potentiellement trop éloignées de la zone explorée par les poissons à la recherche d'habitat de frai. En effet, le brochet est capable d'effectuer des déplacements importants (Koed et al., 2006) mais souvent à proximité de la zone littorale (Cook and Bergersen, 1988; Dolmaire et al., 2016).

Enfin, d'autres espèces de poissons juvéniles et adultes (par ex. Ablette, Blennie, Perche, Toxostome) ont pu être recensées au sein des FLOLIZs, de façon plus abondante au printemps et à l'été. Ces observations sont en accord avec Moring and Nicholson (1994) qui ont montré une faible utilisation des habitats artificiels lorsque la température de l'eau était inférieure à 12°C. En effet, les habitats des structures flottantes sont proches de la surface, dans la couche d'eau qui subit de fortes variations saisonnières voire journalières de température. Or, la température est le paramètre majeur qui influence l'activité métabolique des ectothermes comme les poissons (Johnston and Dunn, 1987). Dans la retenue de Serre-Ponçon, la température hivernale autour de 5-6°C est très en deçà du minimum optimal pour la majorité des espèces de la retenue, à l'exception du Goujon (Tissot and Souchon, 2010). Par conséquent, les structures flottantes sont particulièrement attractives lorsque la température de surface est dans la gamme optimale de température des différentes espèces présentes dans le milieu.

## 2. Perspectives de recherche sur les FLOLIZs

### 2.1. Autres groupes taxonomiques d'intérêt

Cette étude s'est concentrée sur les peuplements de macroinvertébrés et de poissons, mais il serait très intéressant d'analyser l'intérêt des FLOLIZs pour d'autres compartiments biologiques aquatiques (par ex. phyto- et zoo-plancton, phytobenthos, champignons, bactéries,...) qui sont également très impactés par le marnage (Weise et al., 2016). Les micro-organismes jouent par exemple un rôle fondamental dans le fonctionnement des écosystèmes aquatiques notamment en participant à des processus biogéochimiques essentiels (Nazir et al., 2019). Dans les FLOLIZs, ils pourraient trouver à la fois de nombreuses surfaces et anfractuosités à coloniser mais surtout une certaine stabilité pour leur développement. En ce qui concerne le compartiment zooplancton, des prélèvements saisonniers ont été réalisés avec l'équipe d'Aix-Marseille Université à l'intérieur des FLOLIZs, dans les baies et au point le plus profond de la retenue. A ce jour, les échantillons n'ont pas encore été analysés mais ces informations intéressantes permettraient de caractériser les communautés de zooplancton au sein des FLOLIZs et de les comparer à celles de la retenue. De plus, ces informations permettraient de savoir si la quantité de zooplancton est suffisamment abondante dans les FLOLIZs pour servir de zone d'alimentation pour les poissons juvéniles ou planctonophages.

Dans cette étude, la partie flottante des FLOLIZs dite « terrestre » a été conçue pour pouvoir accueillir la faune terrestre et amphibie qui subit également les conséquences du marnage (Rajpar and Zakaria, 2011b; Eskew et al., 2012; Chastant et al., 2017). Grâce à la présence des caissons-jardinières présentant des mottes d'hélophytes, nous avons pu observer fréquemment plusieurs espèces d'oiseaux (Canard colvert, Goéland argenté, Bergeronnette grise) (Annexe 1). De plus, toutes ces espèces ont niché à plusieurs reprises voire toutes les années (pour les goélands) ce qui nous a permis de recenser un total de 40 œufs pondus sur l'ensemble des FLOLIZs en trois ans. Enfin, nous avons pu observer la présence de crapaud commun (*Bufo bufo*) au stade adulte et juvénile, mais aussi des pontes de cette espèce en 2021 dans les racines des hélophytes (Annexe 1). Toutes ces observations mettent en évidence l'attractivité et l'intérêt de telle structure pour la

biodiversité terrestre et amphibie mais aussi la nécessité de mettre en place un suivi scientifique dans le futur, pour appréhender de façon plus globale les bénéfices pour la biodiversité des lacs.

## **2.2. Services écologiques de régulation**

Dans les parties précédentes, nous avons discuté de tous les compartiments biologiques qu'il serait possible de suivre dans les FLOLIZs, mais nous avons peu évoqué l'intérêt des FLOLIZ pour les services écologiques de régulation. En effet, de nombreuses études sur les AFIs ont mis en évidence l'efficacité des hélrophytes à séquestrer les nutriments et les polluants donc à améliorer la qualité de l'eau du milieu (Yao et al., 2011; Kong et al., 2019; Fonseca Largo et al., 2020). Cette fonction n'était pas spécialement recherchée dans cette étude puisque la retenue de Serre-Ponçon est oligotrophe. Malgré tout, les pics estivaux de fréquentation touristique dans les communes du bassin versant de Serre-Ponçon ainsi que le réchauffement climatique suscite des questionnements sur l'influence des rejets et de possibles pics organiques localisés dans la retenue. Si les FLOLIZs montraient une forte capacité d'épuration, ces structures pourraient tout à fait constituer une potentielle solution élégante pour améliorer à la fois la biodiversité et la qualité de l'eau des retenues marnantes et eutrophes. Enfin, l'abondance importante de macroinvertébrés dans les FLOLIZs va permettre une maturation des structures et l'accomplissement de fonctions écologiques majeures, notamment par la décomposition et le recyclage de la matière organique issue de la végétation aquatique (Wallace and Webster, 1996; Albertoni et al., 2020). Ainsi, il serait intéressant de réfléchir à des expériences pour évaluer leur rôle dans le recyclage de la matière organique avec des expériences de mesure de la vitesse de dégradation. Enfin, le terreau aquatique utilisé pour la plantation des potamogétons était enrichi en nutriments. Cependant, le développement important de la végétation peut faire diminuer très rapidement la quantité de ces nutriments et donc compromettre la pérennité des plantes aquatiques. Par conséquent, il serait intéressant de suivre l'évolution dans le temps de la concentration et de la disponibilité des nutriments dans le substrat pour voir si la décomposition de la matière organique dans l'environnement confiné des FLOLIZs permet de compenser la consommation par la végétation.

## **2.3. Sciences économiques et sociales**

L'acceptabilité sociale des projets environnementaux fait partie des clefs de leur réussite. Au début du projet UROS, une réflexion a été menée sur la mise en place d'une étude par l'intermédiaire d'un sondage, sur la perception du projet par les habitants mais aussi par les vacanciers. En effet, les projets de restauration intègrent très peu la composante économique et sociale et se concentrent essentiellement sur l'intérêt écologique (Wortley et al., 2013). Bien que l'étude prévue n'ait pas pu être réalisée, nous avons quelques éléments pour y répondre. Tout d'abord, il est à noter que le projet est largement soutenu par le gestionnaire du site (SMADESEP) qui a beaucoup communiqué localement sur le projet dans les instances intercommunales dont il dépend, vers les fédérations de pêcheurs et vers le grand public. Au vu des résultats préliminaires qui sont prometteurs, les gestionnaires locaux sont intéressés pour un transfert de propriété des structures en 2022. Sur les 3 années de mise en place des structures, ni dégradation ni vol de matériel (sondes, caméras) pourtant accessible n'ont été constatés. De plus, nous avons souvent été sollicités par des usagers de la retenue qui, dans leur grande majorité, étaient enthousiasmés par le projet et appréciaient de voir des plantes flotter sur le lac. De la même manière, lors des différents séminaires organisés avec les structures locales, les collectivités et les habitants, les retours étaient toujours positifs et le projet apprécié. De façon plus générale, les structures flottantes végétalisées semblent avoir du succès auprès

du grand public puisqu'au travers des votes citoyens, la ville de Paris a dégagé un budget participatif pour l'installation de deux radeaux flottants végétalisés Biomatrix®/ECOCEAN sur le canal Saint-Martin. Enfin, Ware and Callaway (2019) ont montré que l'installation d'AFIs comme méthode de restauration des habitats littoraux marins était très bien perçue par le grand public en Grande-Bretagne.

### 3. Perspectives d'application des FLOLIZs

Cette étude expérimentale s'est déroulée dans un contexte particulier avec un site d'étude présentant une surface considérable (28km<sup>2</sup>), une profondeur importante (70m en moyenne), un marnage extrême (~30m moyen annuel) et un climat hivernal rude. Malgré ces conditions, les FLOLIZs résistent plutôt bien et les résultats préliminaires sur leur efficacité sont prometteurs. Cependant, la surface et la profondeur de Serre-Ponçon, ainsi que la distance des FLOLIZs par rapport aux berges dans les baies semblent être des facteurs limitants. De plus, nous sommes conscients que les 3 FLOLIZs qui représentent actuellement 0.0008% de la surface offrent quantitativement un habitat très restreint au regard de l'étendue de la retenue et pourront difficilement atténuer les effets du marnage à l'échelle de ce grand écosystème. Bien que cette étude puisse être difficile à réaliser, nous pourrions vérifier cela en démultipliant le nombre de FLOLIZs sur l'ensemble de la retenue et en regardant le seuil à partir duquel un effet significatif sur les communautés globales de la retenue est observé. D'autre part, l'installation de FLOLIZs sur des systèmes de taille beaucoup plus modeste (par ex. retenues collinaires marnantes, gravières anthropisées, étangs artificiels), pourrait permettre de voir plus rapidement s'il pourrait y avoir une efficacité sur la biodiversité à l'échelle du système. En effet, de façon générale, ces milieux artificiels présentent des surfaces allant de 1m<sup>2</sup> à 100 ha et une profondeur maximum de 12m (par ex. les gravières, Kattner et al., 2000 ; par ex. les étangs Oertli et al., 2005). Par ailleurs, ces milieux artificiels sont très nombreux dans le monde (Lehner et al., 2011; Mollema and Antonellini, 2016) et représentent un volume à peu près équivalent à celui des lacs naturels (Maleval et al., 2020). En France, on assiste à une expansion majeure des retenues collinaires en particulier dans les Alpes puisqu'elles soutiennent de nombreux usages (stockage de la ressource en eau, production de neige, production d'hydroélectricité, tourisme, activités récréatives) (Marnezy, 2008). Par ailleurs, la multitude de ces petits systèmes artificiels, connectés ou non au réseau de fleuves et rivières, offre une importante couverture spatiale et contribue de la sorte à reconstituer une trame verte et bleue qui favoriserait les échanges entre tous ces sites. En effet, certains milieux artificiels peuvent compléter les écosystèmes naturels en améliorant la résilience des paysages en proposant des habitats alternatifs (Deacon et al., 2018), par exemple pour les insectes (Apinda Legnouo et al., 2014; Samways et al., 2020) et les oiseaux aquatiques (Sánchez-Zapata et al., 2005; Giosa et al., 2018). Enfin, la mitigation de ces milieux serait particulièrement intéressante pour réduire l'érosion de la biodiversité aquatique puisqu'ils peuvent abriter une biodiversité indigène importante (Ruggiero et al., 2008; Emmrich et al., 2014) avec en particulier des espèces d'intérêt (Damjanović et al., 2019). Cependant, des études ont aussi montré que les milieux artificiels pouvaient présenter des diversités beaucoup plus faibles que les milieux naturels de même nature (par ex. Zamora-Marín et al., 2021). Ainsi, il est difficile de généraliser l'intérêt écologique de tous les milieux artificiels puisqu'ils peuvent aussi faire l'objet de nombreux disservices, par exemple en abritant de nombreuses espèces exotiques et invasives (Oertli and Parris, 2019).

## 4. Renforcer la performance écologique des FLOLIZs

Dans le but de concevoir une structure finale encore plus efficace, plus écologique et plus durable, nous allons à présent discuter des composantes à conserver des FLOLIZs de cette étude mais aussi des différentes améliorations techniques et écologiques envisageables. Pour cela, nous nous sommes inspirés des résultats et des observations de ces travaux de thèse mais aussi de divers retours d'expériences sur d'autres projets menés avec des partenaires.

- *Conception générale et amarre*

Tout d'abord, la conception d'une FLOLIZ optimale passe par le choix de la forme de la structure qui va fortement influencer l'agencement des zones terrestres et aquatiques. La forme aura aussi un rôle important contre le batillage. Par exemple une forme arrondie ou en étoile serait une barrière efficace pour casser le batillage qui arrive sur les structures. Si toutes les formes sont envisageables sur le papier, certaines formes resteront techniquement plus difficiles à concevoir. Quant à la taille des structures, nous avons peu d'éléments pour définir une taille optimale puisqu'il faut à la fois optimiser la surface utile permettant d'accueillir une biodiversité importante mais aussi la transportabilité des pièces, la facilité d'assemblage et d'installation. Dans cette étude, nous avons fait le choix de structures de grande taille (70m<sup>2</sup>) dont l'assemblage à l'installation a nécessité 5 jours avec une dizaine de personnes et 3 types de véhicules (1 camion de 20m<sup>3</sup>, 1 engin de manutention et 1 barge). Cette taille de structure nous paraît être un bon ratio entre surface disponible pour la biodiversité et contraintes de mise en œuvre. Pour la conception de structures plus imposantes, nous suggérons de fonctionner en module, c'est-à-dire d'assembler plusieurs structures.

La sélection d'un site de frai approprié, d'un substrat et d'une profondeur est cruciale pour la réussite de la reproduction des poissons, ainsi la profondeur maximale des étages aquatiques dans les FLOLIZs est une composante importante. Dans cette étude nous n'avons pas vérifié s'il existait une différence d'attractivité entre les étages subaquatiques mais il serait intéressant de tester si la profondeur influence l'abondance et la richesse des macroinvertébrés et des poissons dans les FLOLIZs. En effet, la profondeur influence des paramètres cruciaux comme la température, la concentration en oxygène ou encore le taux de radiation UV qui conditionnent la reproduction, le développement embryonnaire et la survie des larves (température : Tissot and Souchon, 2010 ; radiations UVs : Huff et al., 2004). Les principaux facteurs influençant la distribution en profondeur des pontes ont été identifiés comme étant les vagues et la température (par ex. pour la Perche, Probst et al., 2009; Čech et al., 2012). De façon générale, les espèces présentes en France métropolitaine pondent dans la zone littorale à de faibles profondeurs jusqu'à 2-3m, à l'exception de la perche qui peut pondre jusqu'à 12m (Keith et al., 2011).

Pour la conception des amarres, il est difficile d'imaginer un type d'amarre universelle puisque les conditions environnementales des réservoirs peuvent fortement différer (amplitude et fréquence du marnage, profondeur, pente, type de substrat, distance entre les berges de part et d'autre...). Par conséquent, il sera nécessaire de s'appuyer sur l'expérience des gestionnaires locaux comme nous l'avons fait dans cette étude, de s'adapter en fonction du milieu mais aussi de s'inspirer des quelques études existantes (Gillet, 1989).

Enfin, en ce qui concerne le choix des matériaux, les flotteurs des FLOLIZs montrent une certaine fragilité et dégradation au fil du temps, sans doute à cause du battillage. Afin de concevoir une structure plus écologique et, en parallèle, d'augmenter la flottabilité et la solidité des structures, nous nous sommes tournés vers des flotteurs en métal (par ex. acier, aluminium). Ainsi, ces flotteurs seront plus robustes, plus durables et 100% recyclables mais ils présenteront l'inconvénient d'être lourds et moins malléables. La conception en bois des structures a été écartée car elle nécessiterait sûrement un entretien plus important et surtout aurait une durée de vie et une flottaison moins importante. En effet, la durabilité des structures flottantes est un atout majeur puisque nous avons vu que l'attractivité des structures flottantes augmentaient au fil du temps. Par conséquent, une structure dont la durée de vie sera importante présente à la fois un avantage écologique puisqu'elle pourra être plus efficace et être fréquentée par une biodiversité importante durant plusieurs années avant d'être remplacée, mais aussi un avantage économique en termes d'investissement pour les gestionnaires.

- *Choix des substrats*

La Misapor® est un très bon substrat comme nous l'avons montré mais elle présente l'inconvénient d'être très friable et donc de se déliter dans le temps avec des frottements répétés. Par conséquent, une disparition quasi complète de ce substrat dans certaines cages grillagées après 3 ans de mise en place est observée. Dans l'optique de continuer à utiliser ce substrat mais de maintenir une quantité importante dans le temps, il sera nécessaire de réduire la taille des mailles des cages grillagées afin d'empêcher la Misapor® de s'échapper. Cependant, la réduction des mailles pourrait potentiellement diminuer la réussite de capture des macroinvertébrés hébergés dans le substrat par les poissons et donc réduire l'attractivité des FLOLIZs en tant que zone d'alimentation pour les poissons invertivores. En complément de ce substrat, nous avons également pensé à intégrer des substrats naturels comme le sable ou les graviers pour apporter des substrats minéraux de différentes granulométries. En fonction des espèces présentes dans le milieu et/ou des espèces cibles, ces substrats pourront servir de support de ponte. Enfin, les coquilles d'huîtres sont également un bon choix de substrat puisqu'elles ont servi de support de ponte (par ex. pour la Blennie) et ne sont pas dégradées dans les conditions de Serre-Ponçon (pH basique). En effet, il est important de mentionner que dans des conditions de pH acide (par ex. Lac de Chastang), les coquilles d'huîtres constituées de carbonate de calcium se dégradent rapidement. Finalement, ces observations mettent en avant l'intérêt de bien choisir les différents substrats en fonction des conditions environnementales du milieu et des espèces cibles.

Les débris ligneux sont des habitats préférentiels pour les macroinvertébrés xylophages (Milner and Gloyne-Phillips, 2005) mais ils servent également d'habitat refuge contre les prédateurs (Schneider and Winemiller, 2008; Czarnecka et al., 2014). Les poissons fréquentent également ces habitats (Howson et al., 2012; Wolter and County, 2012). Par conséquent, la réduction et la dégradation de ces habitats dans les écosystèmes aquatiques (par ex. artificialisation, fluctuations du niveau d'eau) engendrent une forte réduction de la biodiversité aquatique (Francis and Schindler, 2006). Les débris ligneux sont des habitats importants à tel point qu'ils constituent une méthode de restauration pour soutenir les communautés de poissons et de macroinvertébrés (Crook and Robertson, 1999; Zika and Peter, 2002). La brande (bruyère tressée) en tant que substrat de reproduction s'est avérée efficace pour le Sandre (*Sander lucioperca*)<sup>s</sup> mais aussi pour la perche et le gardon (Nash et al., 1999).

---

<sup>s</sup> <https://www.peche-landes.com/suivi-de-la-reproduction-des-especes-brochet-et-sandre-dans-les-landes/>

Dans notre étude, les échantillonnages par observations visuelles ont permis de mettre en évidence que les rares débris ligneux (par ex. souches, arbres immergés, bois flotté) présents dans la zone littorale de la retenue de Serre-Ponçon, disponibles en particulier lorsque le niveau d'eau était élevé, étaient particulièrement attractifs pour les poissons (Fig. 1). En mai 2021, de nombreuses pontes de Perches enroulées autour de ces substrats ont été observées (Fig. 2). Dans les FLOLIZs, les débris ligneux d'origine exogène, sont apportés par les vagues et le vent et bloqués contre les structures ou parfois à l'intérieur (Fig. 3). Bien qu'en faible quantité, ces débris ligneux complexifient l'habitat des structures. Par conséquent, l'installation de ce type d'habitat dans les structures finales serait largement envisageable ; qui plus est, il est durable, ne nécessite pas d'entretien et peut être récupéré localement dans le milieu. En outre, des tests sont actuellement en cours sur l'efficacité de Biohuts® remplis de bois à l'intérieur (Thèse de M. GIMENEZ, in prep).



Figure 1 : Photographie d'un banc d'Ablettes observé dans un amas de branches immergées dans la zone littorale d'une baie témoin.



Figure 2 : Photographie de rubans d'œufs de Perche (*Perca fluviatilis*) pondus sur des branchages dans la zone littorale de baies.



Figure 3 : Photographie d'une branche apportée par les vagues à l'intérieur d'une FLOLIZ.

- *Végétation*

La croissance des héliophytes sur les structures flottantes est très bonne malgré des conditions climatiques hivernales rudes. Leur origine locale n'y est probablement pas étrangère. De plus, les mottes d'héliophytes permettent de fournir des zones pour la nidification de différentes espèces d'oiseaux (Annexe 1). Enfin la croissance des racines à travers les caissons et formant de denses touffes de racines contribue également à renforcer la complexité et l'attractivité des structures. En particulier, ces racines montrent qu'elles sont un support privilégié pour la ponte des amphibiens (Annexe 1). Par conséquent, il sera primordial de conserver cette partie voire d'augmenter sa surface dans la structure finale mais aussi de faciliter l'accès à cette zone pour la biodiversité.

Concernant la végétation aquatique, c'est la première fois à notre connaissance, que des essais de croissance de plantes aquatiques sur une structure flottante sont réalisés. Dans notre étude, deux types de végétation avec deux méthodes différentes de plantations ont été testés. La première méthode consistait à planter des hydrophytes gazonnantes ou de petites tailles (par ex. Characées, *Stuckenia pectinata*, *Myriophyllum spicatum*) dans de la laine de roche horticole. Les résultats ont montré que cette technique n'est pas optimale puisqu'il y avait parfois une régression de la végétation. Ces résultats peuvent s'expliquer entre autres par le manque de nutriments dans l'eau mais aussi par le substrat laine de roche inadapté à ces hydrophytes. A l'inverse, les Potamogétons qui sont plantés dans des bacs remplis de terreau aquatique, montrent une forte croissance avec une reprise rapide et importante chaque année. Nous allons conserver cette méthode pour la végétalisation des structures finales, en prenant en compte le fait qu'elle peut ajouter un poids important à la structure et donc impacter la flottaison. Enfin, les différentes espèces de potamots permettent d'offrir une diversité intéressante de par leurs formes et leur phénologie. Par exemple, les Potamots colorés poussent dès le début du printemps malgré des températures encore froides et sont encore présents jusqu'au milieu de l'automne. Quant aux Potamots luisants, leur développement sur le fond permet de créer des tapis très denses tandis que les autres espèces se développent plutôt verticalement. Par conséquent, les herbiers de potamots sont hétérogènes avec à la fois une forte densité au ras du sol comme sur toute la hauteur d'eau.

- *Autres retours d'expériences*

Depuis 4 ans, ECOCEAN est en collaboration avec la société écossaise Biomatrix® ce qui a permis de mettre au point et de commercialiser un nouveau type de radeau flottant végétalisé. La structure de base est composée d'éléments Biomatrix® c'est-à-dire de flotteurs en PEHD recouvert d'un substrat naturel en fibre de coco et végétalisée avec des plantes hélrophytes. Cette base est modulable aussi bien en taille qu'en forme ce qui permet de s'adapter facilement aux contraintes locales. A partir de cette base, il est possible d'ajouter un module « hydrophyte » et/ou un module « Biohut » (Fig 4) afin d'apporter des habitats aquatiques de différentes natures et donc de créer une structure plus complexe et fonctionnelle. Si ces structures sont plutôt destinées à des milieux de type canaux, bassins ou étangs, elles peuvent également être adaptées pour des retenues marnantes sans batillage important.

En 2019, EDF Hydro Dordogne a lancé le projet FISH sur la retenue de Chastang, visant à concevoir un prototype de frayère flottante végétalisée. Le prototype est composé de deux rangées de flotteurs sur lesquelles repose une structure métallique (Fig 5). Celle-ci est aménagée de caillebotis sur lesquels il est possible de circuler. La structure encadre deux paniers d'hélrophytes de 6 m<sup>2</sup> devant être descendus manuellement à la verticale à l'aide d'un treuil et d'une poulie afin d'immerger les plantes à la bonne période. Par contre, l'avantage de cette structure réside dans son autonomie énergétique (panneau solaire) mais surtout dans la conception de ses amarres qui permettent également l'ajout de modules supplémentaires. Les amarres consistent en un câble en acier tendu, de 12 mm de diamètre, traversant l'anse dans sa largeur (environ 200 m) qui a été ancré de part et d'autre dans la paroi rocheuse (Fig 6). Il soutient 4 câbles verticaux en acier, de 8 mm de diamètre, lestés au fond du lac. La plateforme expérimentale flottante est accrochée à deux de ces câbles, le long desquels elle coulisse verticalement au gré des variations de niveau d'eau. Ce prototype fait actuellement 42m<sup>2</sup> (composé de 2 modules EDF) mais avec une surface utile de seulement 24m<sup>2</sup>. En 2020, ECOCEAN y a ajouté un module Biomatrix®/ECOCEAN de 29m<sup>2</sup> (Fig 7) ce qui permettait à la fois d'augmenter la surface

utile du prototype EDF, mais aussi de tester ce type de structure dans un contexte marnant.

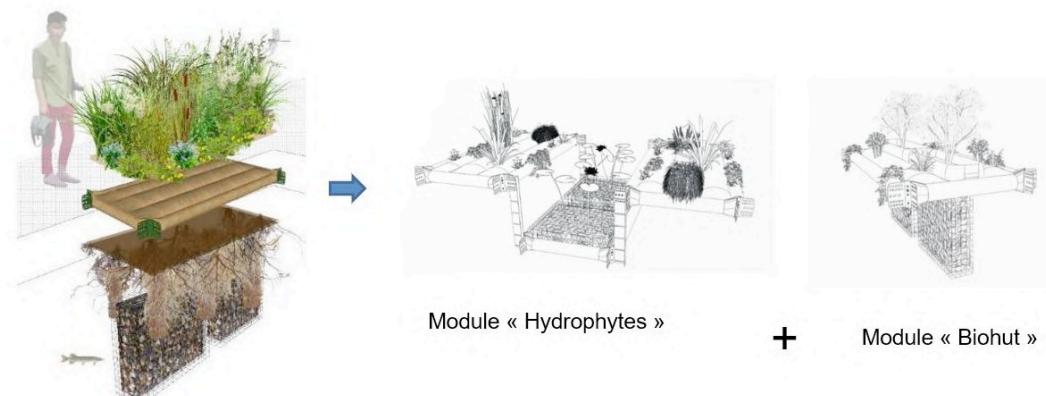


Figure 4 : Conception des structures flottantes Biomatrix® / ECOCEAN



Figure 5 : Photographie de la frayère flottante d'EDF (Projet FISH) sur le réservoir de Chastang. ©A. MASTON, 2019 (EDF)

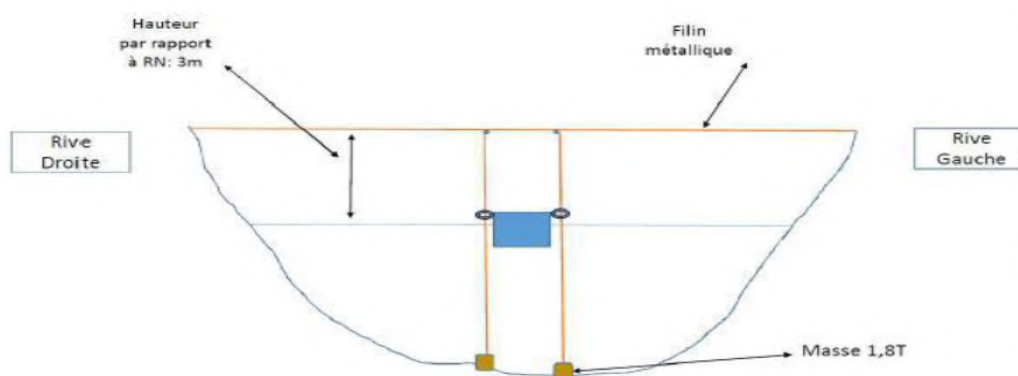


Figure 6 : Illustration schématique du système d'ancrage de la frayère flottante d'EDF. ©A. MASTON, 2019 (EDF)



Figure 7 : Modélisation 3D de la structure flottante conçu par ECOCEAN sur le lac de Chastang. ©ECOCEAN

## 5. Esquisse de la conception finale

Dans le cadre du développement d'une technologie et quel que soit le domaine, l'échelle TRL (Technology readiness level) a été mise en place afin d'évaluer le degré de maturité depuis l'Observation du principe de base (TRL1) jusqu'à l'Application réelle de la technologie sous sa forme finale (TRL9) (Fig 8). Ainsi, le projet UROS est actuellement dans la phase de « Démonstration d'un prototype dans un environnement opérationnel » (TRL7). Par conséquent, la conception de l'architecture finale et le déploiement de tests de la FLOLIZ finale permettront de finaliser le processus de maturation technologique (TRL8) et d'intensifier l'étape de commercialisation (TRL9).

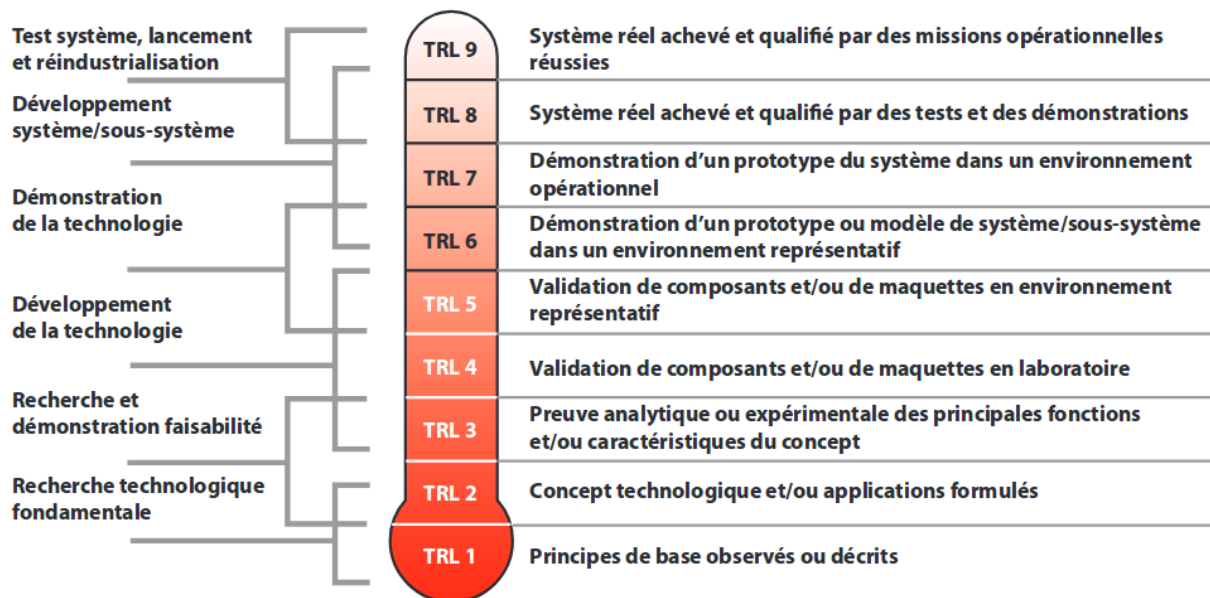


Figure 8 : Schéma de l'échelle d'évaluation du degré de maturation technologique d'un procédé (TRL). Source : DGA, 2009

En s'appuyant sur les résultats des travaux de la thèse et sur les retours d'expériences des autres projets, nous avons pu commencer à dessiner l'architecture finale des structures (Fig 9A, Fig 9B). Le principal objectif est de conserver l'aspect d'une île flottante végétalisée tout en apportant un maximum d'habitats terrestres et aquatiques. La structure serait donc un module de 10m x 10m (soit 100m<sup>2</sup>) comportant à la fois des

zones complètement terrestres, des zones palustres avec héliophytes et des étages subaquatiques végétalisés. Pour réaliser cette structure, nous nous sommes appuyés sur le savoir-faire d'OCERGY (concepteur notamment de flotteurs pour éoliennes en mer) afin de concevoir une structure de base entièrement composée de flotteurs en acier ou aluminium c.à.d. des matériaux 100% recyclables et non impactant pour le milieu. L'inconvénient serait le poids de la structure qui a été estimé à près de 10 tonnes (avec l'aluminium). Cependant, sa robustesse, sa durabilité (estimée à plus de 20 ans en eau douce) et sa capacité importante de flottaison en font des atouts majeurs. L'assemblage des flotteurs s'articule autour de seulement 3 pièces standards différentes (L-I-T) connectées entre elles par des brides boulonnées (Fig 9C). Les zones terrestres végétalisées seront constituées de jardinières en bois percées facilitant l'écoulement de l'eau, tandis que les zones à héliophytes seront constituées de panier en élément Biomatrix®. La structure serait équipée au minimum de 8 jardinières en bois et de 8 paniers à héliophytes d'environ 1m<sup>2</sup> soit une surface totale de 16m<sup>2</sup> (16% de la surface totale de la structure) (Fig 9A). Le nombre de jardinières ou de paniers pourra être bien plus important en fonction de la capacité de flottaison des structures. En comparaison avec les FLOLIZs de cette étude, les 66 caissons-jardinières de 0.15m<sup>2</sup> représentent 10m<sup>2</sup> de zone à la fois terrestre et à héliophytes (23% de la surface totale de la structure). En ce qui concerne les étages subaquatiques, ils seront également constitués de paniers en éléments Biomatrix® (Fig 9A) qui pourront accueillir tous les types de substrat, comme du terreau aquatique pour les hydrophytes mais également des substrats minéraux (par ex. sable, gravier, Misapor®). Ces 3 éléments Biomatrix® de 20m<sup>2</sup> (8m x 2.5m) permettront d'avoir une surface aquatique totale de 60m<sup>2</sup> soit 25% de plus que pour les FLOLIZs de cette étude (48m<sup>2</sup>).

Enfin, les résultats de ces travaux de thèse et la comparaison avec quelques études, mettent en évidence que les FLOLIZs pourraient être potentiellement trop éloignées de la zone littorale et trop isolées pour être vraiment attractive. Ainsi, pour les écosystèmes lacustres avec une surface importante et une grande profondeur (par ex. Serre-Ponçon), il serait intéressant d'instaurer une continuité entre les structures flottantes et la berge mais aussi entre les structures et le fond. Par exemple, il serait envisageable d'équiper les amarres avec des habitats artificiels (par ex. Biohut®) ou naturels (par ex. branchages) (Fig 10, Fig 11) mais aussi en plaçant des habitats artificiels fixes entre deux eaux à proximité des structures flottantes (Fig 12, Fig 13). Par conséquent, cette continuité horizontale et verticale permettrait aux poissons de trouver des habitats intermédiaires avant d'arriver sur la structure flottante. C'est en particulier intéressant pour les adultes en période de reproduction qui recherchent un habitat pour frayer, pour les jeunes stades de poissons qui sont soumis à une forte prédation mais aussi pour les espèces ayant besoin d'un contact permanent avec un support.

Pour conclure, cette esquisse de structure finale en est encore qu'à l'étape de concept, et le développement des premiers prototypes nécessitera un partenaire financier ou un nouveau projet de R&D (en cours de discussion). Par la suite, la standardisation des pièces permettra de faciliter la production en série et de réduire à la fois les coûts de production et de conception.

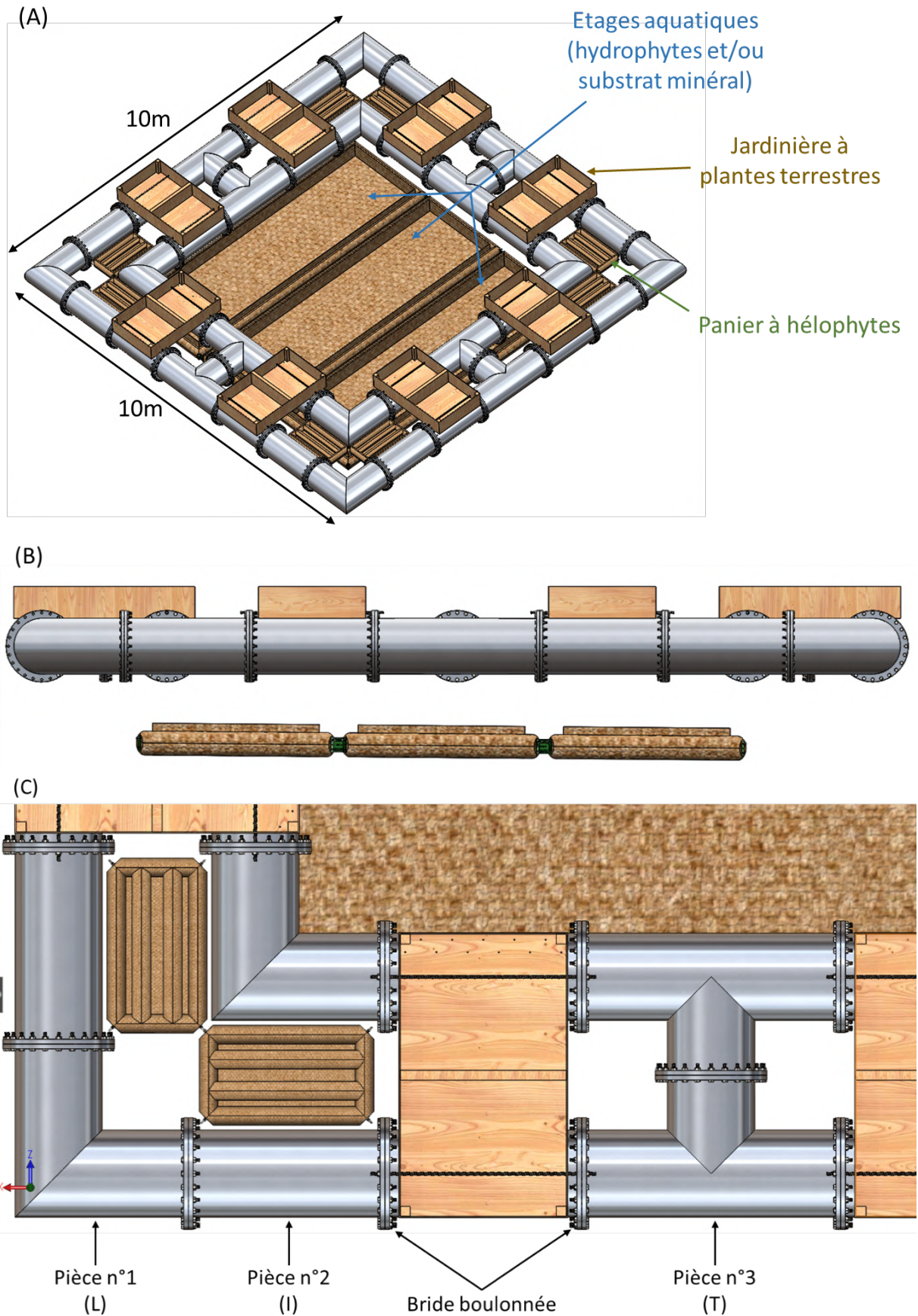


Figure 9 : Esquisse 3D de la conception finale des FLOLIZs. (A) Vue  $\frac{3}{4}$  avec annotations ; (B) Vue de profil ; (C) Zoom sur les différences pièces. ©ECOCEAN

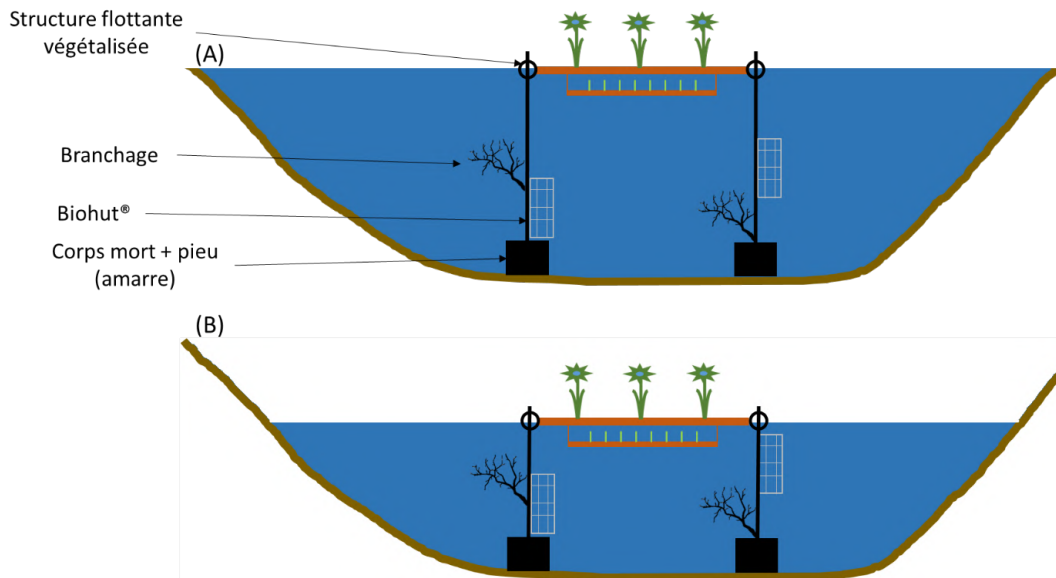


Figure 10 : Schéma illustrant la mise en place d'une continuité verticale avec des amarres de type corps mort. (A) En conditions de hautes-eaux ; (B) En conditions de basses-eaux.

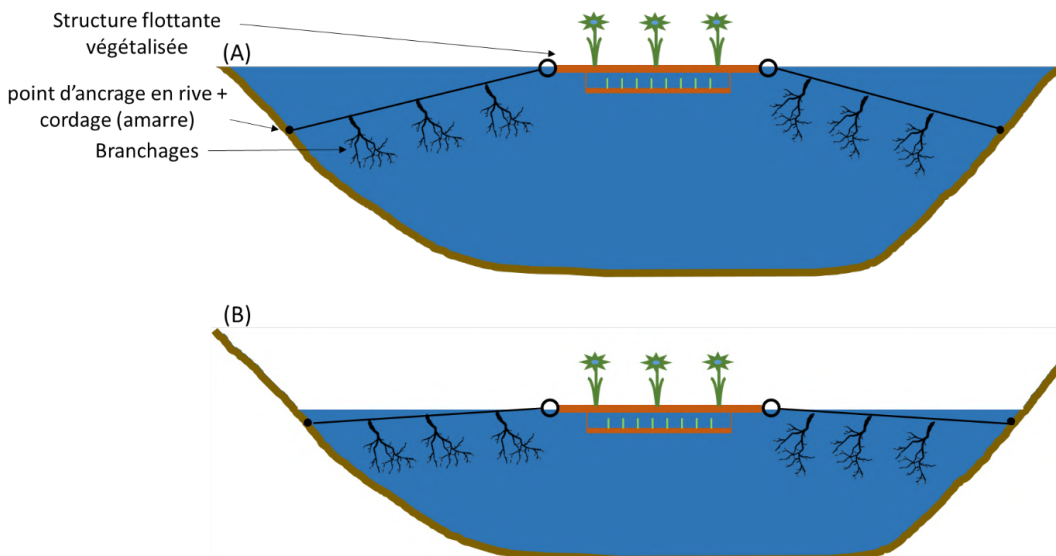


Figure 11 : Schéma illustrant la mise en place d'une continuité horizontale avec des amarres de type point d'ancrage en rive. (A) En conditions de hautes-eaux ; (B) En conditions de basses-eaux.

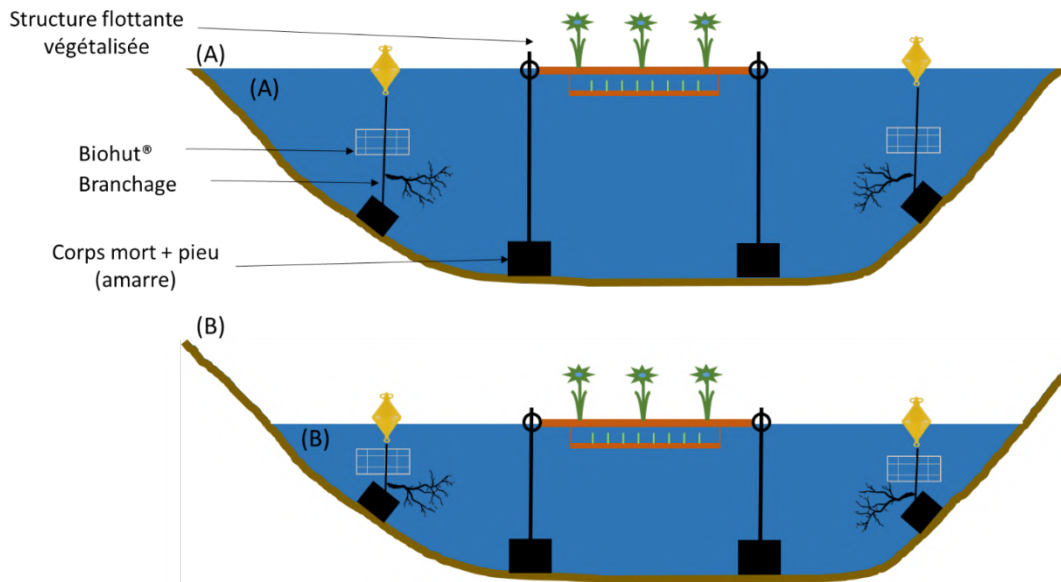


Figure 12 : Schéma illustrant la mise en place d'une continuité horizontale avec des amarres de type corps mort. (A) En conditions de hautes-eaux ; (B) En conditions de basses-eaux.

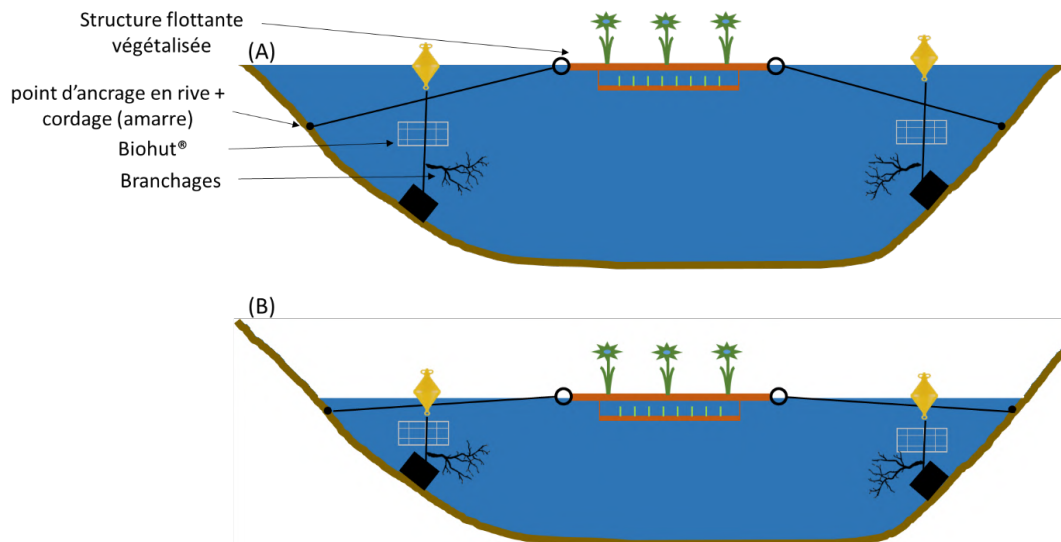


Figure 13 : Schéma illustrant la mise en place d'une continuité verticale avec des amarres de type point d'ancrage en rive. (A) En conditions de hautes-eaux ; (B) En conditions de basses-eaux.

## 6. Limites et Conclusion

Si les résultats de cette étude permettent d'apporter des informations pertinentes sur l'efficacité des FLOLIZs pour soutenir la biodiversité à moyen terme, il reste néanmoins encore beaucoup de questions en suspens. Par exemple, nous avons vu que l'attractivité des FLOLIZs augmente au fil du temps mais nous ne connaissons pas le temps nécessaire pour qu'une FLOLIZ atteigne sa colonisation maximale et donc son efficacité maximale. Pour répondre à cette question, des campagnes d'échantillonnages supplémentaires sont d'ores et déjà programmées pendant quelques années supplémentaires afin d'avoir un recul sur l'efficacité des FLOLIZs à moyen-long terme mais aussi une idée de leur durée de vie. De plus, nous n'avons pas observé de pontes de différentes espèces (en particulier du brochet), par conséquent, nous ne savons pas non plus quelle pourrait être la production en juvéniles des FLOLIZs pour les différentes espèces. Enfin, une question

récurrente nous était posée et qui concernait la surface minimale de FLOLIZ à installer pour être efficace par rapport à la taille du plan d'eau. Cette question est totalement légitime et nous sommes conscients qu'un petit nombre de FLOLIZs ne pourra pas mitiger les effets du marnage à l'échelle d'un si grand écosystème. A ce jour, les prototypes de FLOLIZs ont été testés uniquement dans ce seul site de Serre-Ponçon qui est l'une des plus grandes retenues de France métropolitaine. Par conséquent, des études supplémentaires sur des FLOLIZs installées dans plusieurs écosystèmes lacustres de tailles différentes pourraient nous apporter des éléments de réponse, notamment dans des systèmes de taille beaucoup plus limitée pour espérer voir un impact à l'échelle de la communauté du système et y soutenir la biodiversité. Cependant, l'installation de ce type de structure a un coût important (Tab. 1) donc cela nécessitera des aides financières nationales ou européennes afin de pouvoir multiplier les études sur les FLOLIZs.

Tableau 1 : Synthèse des coûts de différentes structures flottantes.

Type de structure	Coût (hors amarres)	Surface totale	Surface aquatique utile	Durée de vie estimée
Prototype actuel de FLOLIZ	25k€ (~ 500€/m <sup>2</sup> )	70m <sup>2</sup>	48m <sup>2</sup>	6-8 ans
Prototype final de FLOLIZ (aluminium)	150k€ (~ 1500€/m <sup>2</sup> )	100m <sup>2</sup>	60m <sup>2</sup>	>20 ans
Biomatrix®	28k€ (~ 700€/m <sup>2</sup> )	40m <sup>2</sup>	Selon configuration et module	10 ans
Prototype EDF	75k€ (~ 3125€/m <sup>2</sup> )	42m <sup>2</sup>	24m <sup>2</sup>	Inconnu

Enfin, l'installation d'îles flottantes végétalisées n'est pas réservée exclusivement aux réservoirs marnants. Ces structures pourraient trouver un intérêt majeur pour favoriser la biodiversité des lacs artificiels ou artificialisés qui sont fortement impactés par la dégradation des habitats littoraux suite à des aménagements rivulaires. Enfin, ces structures flottantes pourraient également être une mesure de soutien de la biodiversité comme habitat provisoire et alternatif pendant la durée des travaux d'un projet d'aménagement. Dans tous les cas, les structures flottantes artificielles restent à ce jour une solution prometteuse dans l'atténuation des impacts anthropiques sur la biodiversité aquatique et terrestre.

## 7. Valorisation du projet UROS

Durant ces travaux de thèse, les résultats sur les macroinvertébrés ont été valorisés par un article scientifique dans la revue *Ecological Engineering*, un autre est en préparation sur les résultats du compartiment piscicole et un dernier synthétisant la totalité des résultats est en prévision (Annexe 8). De nombreuses communications ont été effectuées dans des séminaires, groupes de travail ou conférences internationales mais aussi dans la presse papier, à la télévision ou sur des plateformes de vidéos en ligne (Annexe 8). Enfin, il faut noter que le projet UROS a été récompensé par le prix EDF Pulse PACA en septembre 2021 dans la catégorie « Biodiversité et protection de la nature » (Annexe 8, Fig A8-1).

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abella, S., County, K., Bowles, M., County, K., Cordell, J., Krippner, L., Consulting, Krippner, Kvam, B., Consulting, Kvam, Toft, J., Wilcox, P., Wilcox, Z., Zisette, R., Zuvela, S., n.d. Floating Wetlands Advisory Board 53.
- Abernethy, E.F., Muehlbauer, J.D., Kennedy, T.A., Tonkin, J.D., Van Driesche, R., Lytle, D.A., 2021. Hydropeaking intensity and dam proximity limit aquatic invertebrate diversity in the Colorado River Basin. *Ecosphere* 12, e03559.
- Adams, S.M., Brown, A.M., Goede, R.W., n.d. Transactions of the American Fisheries Society 122:63-73, 1993 A Quantitative Health Assessment Index for Rapid Evaluation of Fish Condition in the Field.
- Albertoni, E.F., Moraes, A.L. de M. de, Guimarães, P.S., Palma-Silva, C., 2020. Invertebrates and microbiota associated with aquatic macrophyte degradation in a shallow lake in southern Brazil. *Acta Bras.* 4, 38–44. <https://doi.org/10.22571/2526-4338253>
- Allouche, S., Gaudin, P., 2001. Effects of avian predation threat, water flow and cover on growth and habitat use by chub, *Leuciscus cephalus*, in an experimental stream. *Oikos* 94, 481–492.
- Anderson, P.G., 1993. Adaptation of a habitat suitability model for prioritizing habitat rehabilitation needs of northern pike (*Esox lucius*). Trent University.
- Apinda Legnouo, E.A., Samways, M.J., Simaika, J.P., 2014. Value of artificial ponds for aquatic beetle and bug conservation in the Cape Floristic Region biodiversity hotspot. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 24, 522–535. <https://doi.org/10.1002/aqc.2413>
- Aquastat, F.A.O., 2010. Information system on water and agriculture.
- Aroviita, J., Hämäläinen, H., 2008. The impact of water-level regulation on littoral macroinvertebrate assemblages in boreal lakes. *Hydrobiologia* 613, 45–56. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9471-4>
- Association, I.-I.H., 2017. Hydropower status report. IHA Lond.
- Attayde, J.L., Hansson, L.-A., 2001. Fish-mediated nutrient recycling and the trophic cascade in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58, 1924–1931.
- Attayde, J.L., Hansson, L.-A., 1999. Effects of nutrient recycling by zooplankton and fish on phytoplankton communities. *Oecologia* 121, 47–54.
- Azzurro, E., Pais, A., Consoli, P., Andaloro, F., 2007. Evaluating day–night changes in shallow Mediterranean rocky reef fish assemblages by visual census. *Mar. Biol.* 151, 2245–2253. <https://doi.org/10.1007/s00227-007-0661-9>
- Balian, E.V., Segers, H., Martens, K., Lévêque, C., 2007. The freshwater animal diversity assessment: an overview of the results. *Freshw. Anim. Divers. Assess.* 627–637.
- Bandara, K., Varpe, Ø., Wijewardene, L., Tverberg, V., Eiane, K., 2021. Two hundred years of zooplankton vertical migration research. *Biol. Rev.* 96, 1547–1589. <https://doi.org/10.1111/brv.12715>
- Bartout, P., Touchart, L., 2013. L'inventaire des plans d'eau français : outil d'une meilleure gestion des eaux de surface. *Ann. Géographie* 691, 266. <https://doi.org/10.3917/ag.691.0266>
- Baumgärtner, D., 2008. Effects of water-depth and water-level fluctuations on the macroinvertebrate community structure in the littoral zone of Lake Constance 11.
- Baxter, R.M., 1977. Environmental Effects of Dams and Impoundments. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 8, 255–283.
- Becker, A., Cowley, P.D., Whitfield, A.K., Järnegren, J., Næsje, T.F., 2011. Diel fish movements in the littoral zone of a temporarily closed South African estuary. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 406, 63–70. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.06.014>

- Beklioglu, M., Altinayar, G.T., 2006. Water level control over submerged macrophyte development in five shallow lakes of Mediterranean Turkey. *Arch. Für Hydrobiol.* 535–556. <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2006/0166-0535>
- Belliard, J., Ditché, J.M., Roset, N., 2008. Guide pratique de mise en œuvre des opérations de pêche à l'électricité. *Rapp. ONEMA Fr.*
- Belo, A.F., Cardoso, G., Pereira, E., Quintella, B.R., Mateus, C.S., Alexandre, C.M., Batista, C., Telhado, A., Quadrado, M.F., Almeida, P.R., 2021. Fish pass use by shads (*Alosa alosa* L. and *Alosa fallax* [Lacepede, 1803]): Implications for monitoring and management. *Ecohydrology* 14, e2292.
- Belova, M., 1993. Microbial decomposition of freshwater macrophytes in the littoral zone of lakes, in: *Nutrient Dynamics and Retention in Land/Water Ecotones of Lowland, Temperate Lakes and Rivers*. Springer, pp. 59–64.
- Bissell, S.J., Duda, M.D., Young, K.C., 1998. Recent studies on hunting and fishing participation in the United States.
- Blanchard, R., 1920. Régimes hydrauliques et climatiques. Alpes du Sud et ensemble des Alpes françaises. *Rev. Géographie Alp.* 8, 177–223. <https://doi.org/10.3406/rga.1920.2794>
- Blindow, I., 1992. Long- and short-term dynamics of submerged macrophytes in two shallow eutrophic lakes. *Freshw. Biol.* 28, 15–27.
- Bogut, I., Vidaković, J., Palijan, G., Čerba, D., 2007. Benthic macroinvertebrates associated with four species of macrophytes. *Biologia (Bratisl.)* 62, 600–606. <https://doi.org/10.2478/s11756-007-0118-0>
- Boll, T., Balayla, D., Andersen, F.Ø., Jeppesen, E., 2012. Can artificial plant beds be used to enhance macroinvertebrate food resources for perch (*Perca fluviatilis* L.) during the initial phase of lake restoration by cyprinid removal? *Hydrobiologia* 679, 175–186. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0867-1>
- Bonalumi, M., Anselmetti, F.S., Kaegi, R., Wüest, A., 2011. Particle dynamics in high-Alpine proglacial reservoirs modified by pumped-storage operation. *Water Resour. Res.* 47. <https://doi.org/10.1029/2010WR010262>
- Bonalumi, M., Anselmetti, F.S., Wüest, A., Schmid, M., 2012. Modeling of temperature and turbidity in a natural lake and a reservoir connected by pumped-storage operations: MODELING OF PUMPED-STORAGE BETWEEN A LAKE AND A RESERVOIR. *Water Resour. Res.* 48. <https://doi.org/10.1029/2012WR011844>
- Boothroyd, I.K.G., Dickie, B.N., 1991. Macroinvertebrate drift and community colonisation on perspex artificial substrates in the Ohinemuri River, New Zealand. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.* 25, 167–176. <https://doi.org/10.1080/00288330.1991.9516467>
- Boothroyd, I.K.G., Dickie, B.N., 1989. Macroinvertebrate colonisation of perspex artificial substrates for use in biomonitoring studies. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.* 23, 467–478. <https://doi.org/10.1080/00288330.1989.9516383>
- Boulton, A.J., Lake, P.S., 1992. Benthic organic matter and detritivorous macroinvertebrates in two intermittent streams in south-eastern Australia. *Hydrobiologia* 241, 107–118. <https://doi.org/10.1007/BF00008263>
- Bowen, K.L., Kaushik, N.K., Gordon, A.M., 1998. Macroinvertebrate communities and biofilm chlorophyll on woody debris in two Canadian oligotrophic lakes. *Arch. Für Hydrobiol.* 257–281.
- Brabrand, Å., Faafeng, B., 1993. Habitat Shift in Roach (*Rutilus rutilus*) Induced by Pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) Introduction: Predation Risk versus Pelagic Behaviour. *Oecologia* 95, 38–46.
- Brabrand, Å., Faafeng, B.A., Moritz Nilssen, J.P., 1990. Relative importance of phosphorus supply to phytoplankton production: fish excretion versus external loading. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47, 364–372.
- Bradshaw, A.D., 1997. What do we mean by restoration. *Restor. Ecol. Sustain. Dev.* 10.

- Brauns, M., Gücker, B., Wagner, C., Garcia, X.-F., Walz, N., Pusch, M.T., 2011. Human lakeshore development alters the structure and trophic basis of littoral food webs. *J. Appl. Ecol.* 48, 916–925. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02007.x>
- Britt, N.W., 1962. Biology of two species of Lake Erie mayflies, *Ephoron album* (Say) and *Ephemera simulans* Walker. *Bull Ohio Biol Surv* 1, 1–70.
- Brode, J.M., Bury, R.B., 1984. The importance of riparian systems to amphibians and reptiles. *Calif. Riparian Syst. Ecol. Conserv. Product. Manag. Univ. Calif. Press Berkeley* 30–36.
- Brosse, S., Grossman, G.D., Lek, S., 2007. Fish assemblage patterns in the littoral zone of a European reservoir. *Freshw. Biol.* 52, 448–458. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01704.x>
- 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. *Ecol. Freshw. Fish* 10, 138–146.
- Bry, C., 1996. Role of vegetation in the life cycle of pike, in: Craig, J.F. (Ed.), *Pike: Biology and Exploitation*, Fish and Fisheries Series. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 45–67. [https://doi.org/10.1007/978-94-015-8775-4\\_3](https://doi.org/10.1007/978-94-015-8775-4_3)
- Burgess, N.D., Hirons, G.J.M., 1992. Creation and management of artificial nesting sites for wetland Birds. *J. Environ. Manage.* 34, 285–295. [https://doi.org/10.1016/S0301-4797\(11\)80004-6](https://doi.org/10.1016/S0301-4797(11)80004-6)
- Burks, R.L., Jeppesen, E., Lodge, D.M., 2001. Littoral zone structures as *Daphnia* refugia against fish predators. *Limnol. Oceanogr.* 46, 230–237. <https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.2.0230>
- Carmignani, J.R., Roy, A.H., 2017. Ecological impacts of winter water level drawdowns on lake littoral zones: a review. *Aquat. Sci.* 79, 803–824. <https://doi.org/10.1007/s00027-017-0549-9>
- Carmignani, J.R., Roy, A.H., Hazelton, P.D., Giard, H., 2019. Annual winter water level drawdowns limit shallow-water mussel densities in small lakes. *Freshw. Biol.* 64, 1519–1533. <https://doi.org/10.1111/fwb.13324>
- Casselman, J.M., Lewis, C.A., 1996. Habitat requirements of northern pike 53, 14.
- Čech, M., Vejřík, L., Peterka, J., Říha, M., Muška, M., Jůza, T., Draštík, V., Kratochvíl, M., Kubečka, J., 2012. The use of artificial spawning substrates in order to understand the factors influencing the spawning site selection, depth of egg strands deposition and hatching time of perch (*Perca fluviatilis* L.). *J. Limnol.* 71, 18. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2012.e18>
- Cedergreen, N., Madsen, T.V., 2004. Light regulation of root and leaf NO<sub>3</sub><sup>-</sup> uptake and reduction in the floating macrophyte *Lemna minor*. *New Phytol.* 161, 449–457. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2003.00936.x>
- Chambers, P.A., Lacoul, P., Murphy, K.J., Thomaz, S.M., 2007. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater, in: *Freshwater Animal Diversity Assessment*. Springer, pp. 9–26.
- Chang, Y., Cui, H., Huang, M., He, Y., 2017. Artificial floating islands for water quality improvement. *Environ. Rev.* 25, 350–357.
- Chappaz, R., Brun, G., Olivari, G., 2005. Contribution à l'étude du régime alimentaire, de la croissance et de la fécondité de la perche (*Perca fluviatilis* L.) dans un lac oligotrophe de région tempérée. *Rev. Sci. Eau* 2, 95–107. <https://doi.org/10.7202/705025ar>
- Chappaz, R., Brun, G., Olivari, G., 1987. Mise en évidence de différences de régime alimentaire dans une population d'ablettes *Alburnus alburnus* (L.) dans le lac de Sainte-Croix. Conséquences sur la croissance et la fécondité. *Ann. Limnol.* 23, 245–252. <https://doi.org/10.1051/limn/1987022>

- Chastant, J.E., Petersen, M.L., Gawlik, D.E., 2017. Nesting substrate and water-level fluctuations influence wading bird nesting patterns in a large shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia* 788, 371–383.
- Chessel, D., Dufour, A.B., Thioulouse, J., 2004. The ade4 package - I : One-table methods 4, 6.
- Chick, J.H., Mlvor, C.C., 1997. Habitat selection by three littoral zone fishes: effects of predation pressure, plant density and macrophyte type. *Ecol. Freshw. Fish* 6, 27–35. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.1997.tb00139.x>
- Chidami, S., Amyot, M., 2008. Fish decomposition in boreal lakes and biogeochemical implications. *Limnol. Oceanogr.* 53, 1988–1996.
- Chien, N., 1985. Changes in river regime after the construction of upstream reservoirs. *Earth Surf. Process. Landf.* 10, 143–159.
- Choi, S.-U., Yoon, B., Woo, H., 2005. Effects of dam-induced flow regime change on downstream river morphology and vegetation cover in the Hwang River, Korea. *River Res. Appl.* 21, 315–325.
- Civade, R., Dejean, T., Valentini, A., Roset, N., Raymond, J.-C., Bonin, A., Taberlet, P., Pont, D., 2016. Spatial Representativeness of Environmental DNA Metabarcoding Signal for Fish Biodiversity Assessment in a Natural Freshwater System. *PLOS ONE* 11, e0157366. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0157366>
- Clark, M.E., Rose, K.A., Chandler, J.A., Richter, T.J., Orth, D.J., Van Winkle, W., 2008. Water-Level Fluctuation Effects on Centrarchid Reproductive Success in Reservoirs: A Modeling Analysis. *North Am. J. Fish. Manag.* 28, 1138–1156. <https://doi.org/10.1577/M07-106.1>
- Clark, N.J., Gordos, M.A., Franklin, C.E., 2009. Implications of river damming: the influence of aquatic hypoxia on the diving physiology and behaviour of the endangered Mary River turtle. *Anim. Conserv.* 12, 147–154. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2009.00234.x>
- Cleto-Filho, S.E.N., Arcifa, M.S., 2006. Horizontal distribution and temporal variation of the zoobenthos of a tropical Brazilian lake. *Acta Limnol. Bras.* 18, 407–421.
- Colas, F., Chanudet, V., Daufresne, M., Buchet, L., Vigouroux, R., Bonnet, A., Jacob, F., Baudoin, J., 2020. Spatial and Temporal Variability of Diffusive CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> Fluxes From the Amazonian Reservoir Petit-Saut (French Guiana) Reveals the Importance of Allochthonous Inputs for Long-Term C Emissions. *Glob. Biogeochem. Cycles* 34. <https://doi.org/10.1029/2020GB006602>
- Collen, B., Whitton, F., Dyer, E.E., Baillie, J.E.M., Cumberlidge, N., Darwall, W.R.T., Pollock, C., Richman, N.I., Soulsby, A.-M., Böhm, M., 2014. Global patterns of freshwater species diversity, threat and endemism. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 23, 40–51. <https://doi.org/10.1111/geb.12096>
- Collier, K.J., Ilcock, R.J., Meredith, A.S., 1998. Influence of substrate type and physico-chemical conditions on macroinvertebrate faunas and biotic indices of some lowland Waikato, New Zealand, streams. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.* 32, 1–19. <https://doi.org/10.1080/00288330.1998.9516802>
- Committee, M., 1992. Fisheries in the lower Mekong basin. Main Rep. Interim Comm. Coord. Investig. Low. Mekong Basin Bangk.
- Cook, M.F., Bergersen, E.P., 1988. Movements, Habitat Selection, and Activity Periods of Northern Pike in Eleven Mile Reservoir, Colorado. *Trans. Am. Fish. Soc.* 117, 495–502. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1988\)117<0495:MHSAAP>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1988)117<0495:MHSAAP>2.3.CO;2)
- Cooper, C., 2006. Lakes as tourism destination resources. *Lake Tour. Integr. Approach Lacustrine Tour. Syst.* 27–42.
- Coops, H., Beklioglu, M., Crisman, T.L., 2003. The role of water-level fluctuations in shallow lake ecosystems – workshop conclusions. *Hydrobiologia* 506–509, 23–27. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008595.14393.77>

- Cotner, J.B., Kenning, J., Scott, J.T., 2009. The microbial role in littoral zone biogeochemical processes: Why Wetzel was right. *SIL Proc.* 1922-2010 30, 981–984. <https://doi.org/10.1080/03680770.2009.11902283>
- Cott, P.A., Sibley, P.K., Gordon, A.M., Bodaly, R.A. (Drew), Mills, K.H., Somers, W.M., Fillatre, G.A., 2008a. Effects of Water Withdrawal From Ice-Covered Lakes on Oxygen, Temperature, and Fish1. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* 44, 328–342. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00165.x>
- Cott, P.A., Sibley, P.K., Somers, W.M., Lilly, M.R., Gordon, A.M., 2008b. A Review of Water Level Fluctuations on Aquatic Biota With an Emphasis on Fishes in Ice-Covered Lakes1. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* 44, 343–359. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00166.x>
- Coutant, O., Cantera, I., Cilleros, K., Dejean, T., Valentini, A., Murienne, J., Brosse, S., 2021. Detecting fish assemblages with environmental DNA: Does protocol matter? Testing eDNA metabarcoding method robustness. *Environ. DNA* 3, 619–630. <https://doi.org/10.1002/edn3.158>
- Covich, A.P., Palmer, M.A., Cowl, T.A., 1999. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems: zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. *BioScience* 49, 119–127.
- Craig, J.F., 2008. A short review of pike ecology. *Hydrobiologia* 601, 5–16. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9262-3>
- Crook, D.A., Robertson, A.I., 1999. Relationships between riverine fish and woody debris: implications for lowland rivers. *Mar. Freshw. Res.* 50, 941–953. <https://doi.org/10.1071/mf99072>
- Czarnecka, M., 2016. Coarse woody debris in temperate littoral zones: implications for biodiversity, food webs and lake management. *Hydrobiologia* 767, 13–25. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2502-z>
- Czarnecka, M., Pilotto, F., Pusch, M.T., 2014. Is coarse woody debris in lakes a refuge or a trap for benthic invertebrates exposed to fish predation? *Freshw. Biol.* 59, 2400–2412. <https://doi.org/10.1111/fwb.12446>
- Dainys, J., Stakėnas, S., Gorfine, H., Ložys, L., 2018. Mortality of silver eels migrating through different types of hydropower turbines in Lithuania. *River Res. Appl.* 34, 52–59.
- Damnjanović, B., Novković, M., Vesić, A., Živković, M., Radulović, S., Vukov, D., Anđelković, A., Cvijanović, D., 2019. Biodiversity-friendly designs for gravel pit lakes along the Drina River floodplain (the Middle Danube Basin, Serbia). *Wetl. Ecol. Manag.* 27, 1–22. <https://doi.org/10.1007/s11273-018-9641-8>
- Daugherty, D., 2015. Effects of Water-level Reductions on Littoral Habitat and Recreational Access in Brazos River Reservoirs, Texas. *J. Southeast. Assoc. Fish Wildl. Agencies* 2, 1–7.
- Daugherty, D.J., Driscoll, M.T., Ashe, D.E., Schlechte, J.W., 2014. Effects of Structural and Spatiotemporal Factors on Fish Use of Artificial Habitat in a Texas Reservoir. *North Am. J. Fish. Manag.* 34, 453–462. <https://doi.org/10.1080/02755947.2014.882459>
- David, R.E., Hunter, J., 1994. Laysan duck population decline. *Threat. Waterfowl Res. Group Newsl.* 6, 3–4.
- Deacon, C., Samways, M.J., Pryke, J.S., 2018. Artificial reservoirs complement natural ponds to improve pondscape resilience in conservation corridors in a biodiversity hotspot. *PLOS ONE* 13, e0204148. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204148>
- Dębowski, P., Bernaś, R., Skóra, M., Morzuch, J., 2016. Mortality of silver eel (*Anguilla anguilla*) migrating downstream through a small hydroelectric plant on the Drawa River in northern Poland. *Fish. Aquat. Life* 24, 69–75.

- DelSontro, T., McGinnis, D.F., Sobek, S., Ostrovsky, I., Wehrli, B., 2010. Extreme Methane Emissions from a Swiss Hydropower Reservoir: Contribution from Bubbling Sediments. *Environ. Sci. Technol.* 44, 2419–2425. <https://doi.org/10.1021/es9031369>
- Dhote, S., Dixit, S., 2007. Water Quality Improvement through Macrophytes: A Case Study. *Asian J Exp Sci* 4.
- Dibble, E.D., Killgore, K.J., Harrel, S.L., 1997. Assessment of Fish-Plant Interactions.: Defense Technical Information Center, Fort Belvoir, VA. <https://doi.org/10.21236/ADA330052>
- Diehl, S., 1992. Fish Predation and Benthic Community Structure: The Role of Omnivory and Habitat Complexity. *Ecology* 73, 1646–1661. <https://doi.org/10.2307/1940017>
- Diehl, S., Kornijów, R., 1998. Influence of Submerged Macrophytes on Trophic Interactions Among Fish and Macroinvertebrates, in: Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, Morten, Christoffersen, K. (Eds.), *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*, Ecological Studies. Springer New York, New York, NY, pp. 24–46. [https://doi.org/10.1007/978-1-4612-0695-8\\_2](https://doi.org/10.1007/978-1-4612-0695-8_2)
- Doudoroff, P., Shumway, D.L., 1970. Dissolved oxygen requirements of freshwater fishes.
- Doulka, E., Kehayias, G., 2011. Seasonal vertical distribution and diel migration of zooplankton in a temperate stratified lake. *Biologia (Bratisl.)* 66, 308–319. <https://doi.org/10.2478/s11756-011-0023-4>
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M.L.J., Sullivan, C.A., 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev.* 81, 163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Dumonceau, F., Gilles, J., 2012. Projet d'optimisation de l'efficience des frayères artificielles flottantes et mise en place d'actions complémentaires visant à assurer le recrutement des poissons phytophiles dans les lacs de l'Eau d'Heure-Rapport final. Wallonie.
- Dupuch, A., Magnan, P., Bertolo, A., Dill, L.M., Proulx, M., 2009. Does predation risk influence habitat use by northern redbelly dace *Phoxinus eos* at different spatial scales? *J. Fish Biol.* 74, 1371–1382.
- Dustin, D.L., Vondracek, B., 2017. Nearshore Habitat and Fish Assemblages along a Gradient of Shoreline Development. *North Am. J. Fish. Manag.* 37, 432–444. <https://doi.org/10.1080/02755947.2017.1280567>
- Eadie, J.M., Keast, A., 1984. Resource heterogeneity and fish species diversity in lakes. *Can. J. Zool.* 62, 1689–1695.
- Eicher, G.J., Bell, M.C., Campbell, C.J., Craven, R.E., Wert, M.A., 1987. Turbine-related fish mortality: review and evaluation of studies.
- Eloranta, A.P., Sánchez-Hernández, J., Amundsen, P., Skoglund, S., Brush, J.M., Henriksen, E.H., Power, M., 2017. Water level regulation affects niche use of a lake top predator, Arctic charr ( *Salvelinus alpinus* ). *Ecohydrology* 10, e1766. <https://doi.org/10.1002/eco.1766>
- Emmrich, M., Schälicke, S., Hühn, D., Lewin, C., Arlinghaus, R., 2014. No differences between littoral fish community structure of small natural and gravel pit lakes in the northern German lowlands. *Limnologica* 46, 84–93. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2013.12.005>
- Engstedt, O., Engkvist, R., Larsson, P., 2014. Elemental fingerprinting in otoliths reveals natal homing of anadromous Baltic Sea pike (*Esox lucius* L.). *Ecol. Freshw. Fish* 23, 313–321. <https://doi.org/10.1111/eff.12082>
- Escoufier, Y., 1973. Le Traitement des Variables Vectorielles. *Biometrics* 29, 751–760. <https://doi.org/10.2307/2529140>

- Eskew, E.A., Price, S.J., Dorcas, M.E., 2012. Effects of River-Flow Regulation on Anuran Occupancy and Abundance in Riparian Zones. *Conserv. Biol.* 26, 504–512. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01842.x>
- Everett, R.A., Ruiz, G.M., 1993. Coarse Woody Debris as a Refuge from Predation in Aquatic Communities. An Experimental Test. *Oecologia* 93, 475–486.
- Evtimova, V.V., Donohue, I., 2016. Water-level fluctuations regulate the structure and functioning of natural lakes. *Freshw. Biol.* 61, 251–264. <https://doi.org/10.1111/fwb.12699>
- Eyler, S.M., Welsh, S.A., Smith, D.R., Rockey, M.M., 2016. Downstream passage and impact of turbine shutdowns on survival of silver American eels at five hydroelectric dams on the Shenandoah River. *Trans. Am. Fish. Soc.* 145, 964–976.
- Fadel, A., Atoui, A., Lemaire, B.J., Vinçon-Leite, B., Slim, K., 2015. Environmental factors associated with phytoplankton succession in a Mediterranean reservoir with a highly fluctuating water level. *Environ. Monit. Assess.* 187, 633. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4852-4>
- Faragó, S., Hangya, K., 2012. Effects of water level on waterbird abundance and diversity along the middle section of the Danube River. *Hydrobiologia* 697, 15–21. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1166-1>
- Farrell, J.M., Werner, R.G., LaPan, S.R., Claypoole, K.A., 1996. Egg distribution and spawning habitat of northern pike and muskellunge in a St. Lawrence River marsh, New York. *Trans. Am. Fish. Soc.* 125, 127–131.
- Fausch, K., J.R., L., Karr, J., Angermeier, P., 1990. Fish Communities as Indicators of Environmental Degradation. *Am Fish Soc Symp* 8.
- Fausch, K.D., Northcote, T.G., 1992. Large Woody Debris and Salmonid Habitat in a Small Coastal British Columbia Stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49, 682–693. <https://doi.org/10.1139/f92-077>
- Ferguson, J.W., Absolon, R.F., Carlson, T.J., Sandford, B.P., 2006. Evidence of delayed mortality on juvenile Pacific salmon passing through turbines at Columbia River dams. *Trans. Am. Fish. Soc.* 135, 139–150.
- Ferreira, W.R., Ligeiro, R., Macedo, D.R., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Oliveira, L.G., Callisto, M., 2014. Importance of environmental factors for the richness and distribution of benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. *Freshw. Sci.* 33, 860–871.
- Ferrer-Montaña, O.J., Dibble, E.D., 2002. Aquatic Plant Densities and Larval Fish Abundance in Vegetated Habitats on the Tennessee-Tombigbee Waterway System. *J. Freshw. Ecol.* 17, 455–460. <https://doi.org/10.1080/02705060.2002.9663920>
- Fischer, P., 2000. Test of Competitive Interactions for Space Between Two Benthic Fish Species, Burbot *Lota lota*, and Stone Loach *Barbatula barbatula*. *Environ. Biol. Fishes* 58, 439–446. <https://doi.org/10.1023/A:1007631107521>
- Fischer, P., Eckmann, R., 1997. Seasonal changes in fish abundance, biomass and species richness in the littoral zone of a large European lake, Lake Constance, Germany. *Arch. Für Hydrobiol.* 139, 433–448. <https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/139/1997/433>
- Fischer, P., Öhl, U., 2005. Effects of water-level fluctuations on the littoral benthic fish community in lakes: a mesocosm experiment. *Behav. Ecol.* 16, 741–746. <https://doi.org/10.1093/beheco/ari047>
- Fonseca Largo, K.M., Ruiz Depablos, J.L., Espitia-Sarmiento, E.F., Llugsha Moreta, N.M., 2020. Artificial floating island with vetiver for treatment of arsenic-contaminated water: A real scale study in high-andean reservoir. *Water* 12, 3086.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2014. The state of the world fisheries and aquaculture 2014: opportunities and challenges. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

- Fox, J., Weisberg, S., Price, B., Adler, D., Bates, D., Baud-Bovy, G., Bolker, B., 2019. car: Companion to Applied Regression. R package version 3.0-3. Website <https://CRAN.R-Project.org/package=car> Accessed 17 March 2020.
- Fraissé, T., 1999. Protection et végétalisation des zones de marnage des plans d'eau, guide méthodologique. Études Agences L'eau N 66 98p.
- Fraissé, T., n.d. LES ÉTUDES DES AGENCES DE L'EAU N°66 53.
- Francis, T.B., Schindler, D.E., 2009. Shoreline urbanization reduces terrestrial insect subsidies to fishes in North American lakes. *Oikos* 118, 1872–1882. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17723.x>
- Francis, T.B., Schindler, D.E., 2006. Degradation of Littoral Habitats by Residential Development: Woody Debris in Lakes of the Pacific Northwest and Midwest, United States. *AMBIO J. Hum. Environ.* 35, 274–280. <https://doi.org/10.1579/06-R-141R2.1>
- Frehse, F. de A., Weyl, O.L.F., Vitule, J.R.S., 2021. Differential use of artificial habitats by native and non-native fish species in Neotropical reservoirs. *Hydrobiologia* 848, 2355–2367. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04564-3>
- Freitas, C.E.C., Petrere Jr, M., 2001. Influence of artificial reefs on fish assemblage of the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). *Lakes Reserv. Sci. Policy Manag. Sustain. Use* 6, 273–278. <https://doi.org/10.1046/j.1440-1770.2001.00160.x>
- Friedl, G., Wüest III, J., 2016. Fresh Water Volume III—Human-Made Lakes and Reservoirs: The Impact of Physical Alterations. *Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)*, Developed under the Auspices of the UNESCO. Eolss Publishers: Paris, France.
- Frost, W.E., 1965. Breeding Habits of Windermere Charr, *Salvelinus Willughbii* (Gunther), and their Bearing on Speciation of these Fish. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 163, 232–284.
- Frost, W.E., Kipling, C., 1967. A Study of Reproduction, Early Life, Weight-Length Relationship and Growth of Pike, *Esox lucius* L., in Windermere. *J. Anim. Ecol.* 36, 651–693. <https://doi.org/10.2307/2820>
- Furey, P.C., Nordin, R.N., Mazumder, A., 2006. Littoral benthic macroinvertebrates under contrasting drawdown in a reservoir and a natural lake. *J. North Am. Benthol. Soc.* 25, 19–31. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2006\)25\[19:LBMUCD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2006)25[19:LBMUCD]2.0.CO;2)
- Furey, P.C., Nordin, R.N., Mazumder, A., 2004. Water Level Drawdown Affects Physical and Biogeochemical Properties of Littoral Sediments of a Reservoir and a Natural Lake. *Lake Reserv. Manag.* 20, 280–295. <https://doi.org/10.1080/07438140409354158>
- Gaboury, M.N., Patalas, J.W., 1984. Influence of Water Level Drawdown on the Fish Populations of Cross Lake, Manitoba. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41, 118–125. <https://doi.org/10.1139/f84-011>
- Gacia, E., Bernal, S., Nikolakopoulou, M., Carreras, E., Morgado, L., Ribot, M., Isnard, M., Sorolla, A., Sabater, F., Marti, E., 2019. The role of helophyte species on nitrogen and phosphorus retention from wastewater treatment plant effluents. *J. Environ. Manage.* 252, 109585.
- Gafny, S., Gasith, A., Goren, M., 1992. Effect of water level fluctuation on shore spawning of *Mirogrex terraesanctae* (Steinitz), (Cyprinidae) in Lake Kinneret, Israel. *J. Fish Biol.* 41, 863–871. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1992.tb02715.x>
- Galafassi, S., Sala, P., Volta, P., 2019. Shoreline fish distribution in Italian lakes assessed by electrofishing. *Freshw. Metadata J.* 1–5. <https://doi.org/10.15504/fmj.2019.42>
- Gallardo, B., Gascón, S., García, M., Comín, F.A., 2009. Testing the response of macroinvertebrate functional structure and biodiversity to flooding and confinement. *J. Limnol.* 68, 315. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2009.315>
- Gao, J., Chen, Z., Wang, C., Fang, F., Huang, J., Guo, J., 2020. Bioavailability of organic phosphorus in the water level fluctuation zone soil and the effects of ultraviolet

- irradiation on it in the Three Gorges Reservoir, China. *Sci. Total Environ.* 738, 139912. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139912>
- García de Emiliani, M.O., 1997. Effects of water level fluctuations on phytoplankton in a river-floodplain lake system (Paraná River, Argentina). *Hydrobiologia* 357, 1–15. <https://doi.org/10.1023/A:1003149514670>
- García-Moreno, J., Harrison, I.J., Dudgeon, D., Clausnitzer, V., Darwall, W., Farrell, T., Savy, C., Tockner, K., Tubbs, N., 2014. Sustaining Freshwater Biodiversity in the Anthropocene, in: Bhaduri, A., Bogardi, J., Leentvaar, J., Marx, S. (Eds.), *The Global Water System in the Anthropocene*. Springer International Publishing, Cham, pp. 247–270. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-07548-8\\_17](https://doi.org/10.1007/978-3-319-07548-8_17)
- Gascon, D., Leggett, W.C., 1977. Distribution, Abundance, and Resource Utilization of Littoral Zone Fishes in Response to a Nutrient/Production Gradient in Lake Memphremagog. *J. Fish. Res. Board Can.* 34, 1105–1117. <https://doi.org/10.1139/f77-167>
- Gasith, A., Goren, M., 2009. Habitat availability, reproduction and population dynamics of the fresh water blenny *Salaria fluviatilis* (Asso, 1801) in Lake Kinneret, Israel. *Electron. J. Ichthyol.* 2, 34–46.
- Gerrish, N., Bristow, J.M., 1979. Macroinvertebrate Associations with Aquatic Macrophytes and Artificial Substrates. *J. Gt. Lakes Res.* 5, 69–72. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(79\)72129-0](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(79)72129-0)
- Gibbon, J.W., Scott, D.E., Ryan, T.J., Buhlmann, K.A., Tuberville, T.D., Metts, B.S., Greene, J.L., Mills, T., Leiden, Y., Poppy, S., Winne, C.T., 2000. The Global Decline of Reptiles, Déjà Vu Amphibians. *BioScience* 50, 653. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0653:TGDORD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0653:TGDORD]2.0.CO;2)
- Gierszewski, P.J., Habel, M., Szymańska, J., Luc, M., 2020. Evaluating effects of dam operation on flow regimes and riverbed adaptation to those changes. *Sci. Total Environ.* 710, 136202. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136202>
- Giles, N., Wright, R.M., Nord, M.E., 1986. Cannibalism in pike fry, *Esox lucius* L.: some experiments with fry densities. *J. Fish Biol.* 29, 107–113. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1986.tb04930.x>
- Gillet, C., 1989. Réalisation de frayères artificielles flottantes pour les poissons lacustres. *Hydroécologie Appliquée* 1, 145–193. <https://doi.org/10.1051/hydro:1989007>
- Giosa, E., Mammides, C., Zotos, S., 2018. The importance of artificial wetlands for birds: A case study from Cyprus. *PLOS ONE* 13, e0197286. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0197286>
- Girard, P., 1998. Le poisson sentinelle des milieux aquatiques : pertinence et optimisation des indicateurs sanitaires. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 429–443. <https://doi.org/10.1051/kmae:1998015>
- Gloss, S.P., Wahl, J.R., 1983. Mortality of juvenile salmonids passing through Ossberger crossflow turbines at small-scale hydroelectric sites. *Trans. Am. Fish. Soc.* 112, 194–200.
- Grado, S.C., Hunt, K.M., Hutt, C.P., Santos, X.T., Kaminski, R.M., 2011. Economic Impacts of Waterfowl Hunting in Mississippi Derived From a State-Based Mail Survey. *Hum. Dimens. Wildl.* 16, 100–113. <https://doi.org/10.1080/10871209.2011.551175>
- Greenwood, M., Yule, G.U., 1920. An Inquiry into the Nature of Frequency Distributions Representative of Multiple Happenings with Particular Reference to the Occurrence of Multiple Attacks of Disease or of Repeated Accidents. *J. R. Stat. Soc.* 83, 255–279. <https://doi.org/10.2307/2341080>
- Greimel, F., Schülting, L., Graf, W., Bondar-Kunze, E., Auer, S., Zeiringer, B., Hauer, C., 2015. Hydropeaking impacts and mitigation. *Riverine Ecosyst. Manag.* 7, 91.
- Groen, C.R., Schroeder, T.A., 1978. Effects of water level management on walleye and other coolwater fishes in Kansas reservoirs. *Amer. Fish. Soc.*

- Habib, S., Yousuf, A.R., 2015. Effect of macrophytes on phytophilous macroinvertebrate community: A review. *J. Entomol. Zool. Stud.* 3, 377–384.
- Håkanson, L., 1977. The influence of wind, fetch, and water depth on the distribution of sediments in Lake Vänern, Sweden. *Can. J. Earth Sci.* 14, 397–412. <https://doi.org/10.1139/e77-040>
- Halford, A.R., Thompson, A.A., 1994. Visual census surveys of reef fish. Australian Institute of Marine Science Townsville.
- Halleraker, J., van de Bund, W., Bussetini, M., Gosling, R., Döbbelt-Grüne, S., Hensman, J., Kling, J., Koller-Kreimel, V., Pollar, P., 2016. Working Group ECOSTAT report on Common understanding of using mitigation measures for reaching Good Ecological Potential for heavily modified water bodies 104.
- Hampton, S.E., Fradkin, S.C., Leavitt, P.R., Rosenberger, E.E., 2011. Disproportionate importance of nearshore habitat for the food web of a deep oligotrophic lake. *Mar. Freshw. Res.* 62, 350. <https://doi.org/10.1071/MF10229>
- Hansson, L.-A., Nicolle, A., Brodersen, J., Romare, P., Anders Nilsson, P., Brönmark, C., Skov, C., 2007. Consequences of fish predation, migration, and juvenile ontogeny on zooplankton spring dynamics. *Limnol. Oceanogr.* 52, 696–706.
- Harmelin-Vivien, M.L., Harmelin, J.G., Chauvet, C., Duval, C., Galzin, R., Lejeune, P., Barnabé, G., Blanc, F., Chevalier, R., Duclerc, J., 1985. Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons méthodes et problèmes. *Rev. Décologie.*
- Harrison, P.A., Berry, P.M., Simpson, G., Haslett, J.R., Blicharska, M., Bucur, M., Dunford, R., Egoh, B., Garcia-Llorente, M., Geamănă, N., Geertsema, W., Lommelen, E., Meiresonne, L., Turkelboom, F., 2014. Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. *Ecosyst. Serv.* 9, 191–203. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.05.006>
- Harrison, S.S., Hildrew, A.G., 2001. Epilithic communities and habitat heterogeneity in a lake littoral. *J. Anim. Ecol.* 70, 692–707.
- Hartig, F., 2020. DHARMA: residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models. R Package Version 03 3.
- Hattori, A., Mae, S., 2001. Habitat use and diversity of waterbirds in a coastal lagoon around Lake Biwa, Japan. *Ecol. Res.* 16, 543–553. <https://doi.org/10.1046/j.1440-1703.2001.00416.x>
- Haxton, T.J., Findlay, C.S., 2009. Variation in large-bodied fish-community structure and abundance in relation to water-management regime in a large regulated river. *J. Fish Biol.* 74, 2216–2238. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2009.02226.x>
- Haxton, T.J., Findlay, C.S., 2008. Meta-analysis of the impacts of water management on aquatic communities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65, 437–447. <https://doi.org/10.1139/f07-175>
- Hayami, K., Sakata, M.K., Inagawa, T., Okitsu, J., Katano, I., Doi, H., Nakai, K., Ichiyanagi, H., Gotoh, R.O., Miya, M., Sato, H., Yamanaka, H., Minamoto, T., 2020. Effects of sampling seasons and locations on fish environmental DNA metabarcoding in dam reservoirs. *Ecol. Evol.* 10, 5354–5367. <https://doi.org/10.1002/ece3.6279>
- Hellsten, S., 1997. Environmental factors related to water level regulation - A comparative study in northern Finland. *Boreal Environ. Res.* 2.
- Hering, D., Moog, O., Sandin, L., Verdonschot, P.F.M., 2004. Overview and application of the AQEM assessment system 20.
- Hirsch, P.E., Eloranta, A.P., Amundsen, P.-A., Brabrand, Å., Charmasson, J., Helland, I.P., Power, M., Sánchez-Hernández, J., Sandlund, O.T., Sauterleute, J.F., Skoglund, S., Ugedal, O., Yang, H., 2017. Effects of water level regulation in alpine hydropower reservoirs: an ecosystem perspective with a special emphasis on fish. *Hydrobiologia* 794, 287–301. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3105-7>

- Hoffmann, A., 2005. Dynamics of Fine Particulate Organic Matter (FPOM) and Macroinvertebrates in Natural and Artificial Leaf Packs. *Hydrobiologia* 549, 167–178. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-5174-2>
- Hofmann, H., Lorke, A., Peeters, F., 2008. The relative importance of wind and ship waves in the littoral zone of a large lake. *Limnol. Oceanogr.* 53, 368–380. <https://doi.org/10.4319/lo.2008.53.1.0368>
- Holland, L.E., Huston, M.L., 1984. Relationship of Young-of-the-Year Northern Pike to Aquatic Vegetation Types in Backwaters of the Upper Mississippi River. *North Am. J. Fish. Manag.* 4, 514–522. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1984\)4<514:ROYNPT>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1984)4<514:ROYNPT>2.0.CO;2)
- Holm, S., 1979. A Simple Sequentially Rejective Multiple Test Procedure. *Scand. J. Stat.* 6, 65–70.
- Hoover, J.J., Killgore, K.J., Morgan, R.P., 1988. Food habits of fishes associated with hydrilla beds and open water in Lake Seminole, Florida-Georgia. *US Army Corps Eng. Waterw. Exp. Stn. Misc. Pap. -89-1 Vicksbg. MS USA.*
- Horváth, E., Municio, M.A.T., 1998. Impacts of dams on fish fauna. Feasibility of mitigation measures, in: 2nd International PhD Symposium in Civil Engineering, Budapest.
- Howson, T.J., Robson, B.J., Matthews, T.G., Mitchell, B.D., 2012. Size and quantity of woody debris affects fish assemblages in a sediment-disturbed lowland river. *Ecol. Eng.* 40, 144–152. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.12.007>
- Huang, X., Zhao, F., Song, C., Gao, Y., Geng, Z., Zhuang, P., 2017. Effects of stereoscopic artificial floating wetlands on nekton abundance and biomass in the Yangtze Estuary. *Chemosphere* 183, 510–518. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.091>
- Huff, D.D., Grad, G., Williamson, C.E., 2004. Environmental Constraints on Spawning Depth of Yellow Perch: The Roles of Low Temperature and High Solar Ultraviolet Radiation. *Trans. Am. Fish. Soc.* 133, 718–726. <https://doi.org/10.1577/T03-048.1>
- Hughes, R.M., 2015. Recreational fisheries in the USA: economics, management strategies, and ecological threats. *Fish. Sci.* 81, 1–9.
- Hunt, S.D., Guzy, J.C., Price, S.J., Halstead, B.J., Eskew, E.A., Dorcas, M.E., 2013. Responses of riparian reptile communities to damming and urbanization. *Biol. Conserv.* 157, 277–284. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.08.035>
- Hussain, M.G., 2010. Freshwater fishes of Bangladesh: Fisheries, biodiversity and habitat. *Aquat. Ecosyst. Health Manag.* 13, 85–93. <https://doi.org/10.1080/14634980903578233>
- Hutt, C.P., Hunt, K.M., Steffen, S.F., Grado, S.C., Miranda, L.E., 2013. Economic Values and Regional Economic Impacts of Recreational Fisheries in Mississippi Reservoirs. *North Am. J. Fish. Manag.* 33, 44–55. <https://doi.org/10.1080/02755947.2012.739986>
- Hynes, H.B.N., 1961. The effect of water-level fluctuations on littoral fauna. *SIL Proc.* 1922-2010 14, 652–656. <https://doi.org/10.1080/03680770.1959.11899340>
- Ibàñez, C., Prat, N., Canicio, A., 1996. Changes in the hydrology and sediment transport produced by large dams on the lower Ebro river and its estuary. *Regul. Rivers Res. Manag.* 12, 51–62.
- ICOLD, C., 2018. Dam Surveillance Guide. CRC Press.
- International Energy Agency, 2021. Hydropower Special Market Report: Analysis and forecast to 2030. OECD. <https://doi.org/10.1787/07a7bac8-en>
- James, M.R., Hawes, I., Weatherhead, M., Stanger, C., Gibbs, M., 2000. Carbon flow in the littoral food web of an oligotrophic lake 14.
- James, M.R., Weatherhead, M., Stanger, C., Graynoth, E., 1998. Macroinvertebrate distribution in the littoral zone of Lake Coleridge, South Island, New Zealand—

- effects of habitat stability, wind exposure, and macrophytes. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.* 32, 287–305. <https://doi.org/10.1080/00288330.1998.9516826>
- Järvalt, A., Laas, A., Nõges, P., Pihu, E., 2013. A. Järvalt, E. Pihu 2002. Influence of water level on fish stocks and catches in Lake Võrtsjärv. *Proc. Estonian Acad.Sci.Biol.Ecol.*,51,1,74-84.pdf.
- Jellyman, D.J., 1980. Age, growth, and reproduction of perch, *Perca fluviatilis* L., in Lake Pounui. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.* 14, 391–400. <https://doi.org/10.1080/00288330.1980.9515881>
- Jennings, M.J., Fore, L.S., Karr, J.R., 1995. Biological monitoring of fish assemblages in Tennessee Valley reservoirs. *Regul. Rivers Res. Manag.* 11, 263–274. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450110303>
- Jiménez, J.J., Darwiche-Criado, N., Sorando, R., Comín, F.A., Sánchez-Pérez, J.M., 2015. A Methodological Approach for Spatiotemporally Analyzing Water-Polluting Effluents in Agricultural Landscapes Using Partial Triadic Analysis. *J. Environ. Qual.* 44, 1617–1630. <https://doi.org/10.2134/jeq2014.09.0377>
- Johnson, F.A., Montalbano, F., 1984. Selection of Plant Communities by Wintering Waterfowl on Lake Okeechobee, Florida. *J. Wildl. Manag.* 48, 174–178. <https://doi.org/10.2307/3808466>
- Johnson, K.G., Allen, M.S., Havens, K.E., 2007. A review of littoral vegetation, fisheries, and wildlife responses to hydrologic variation at Lake Okeechobee. *Wetlands* 27, 110–126. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2007\)27\[110:AROLVF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2007)27[110:AROLVF]2.0.CO;2)
- Johnston, I.A., Dunn, J., 1987. Temperature acclimation and metabolism in ectotherms with particular reference to teleost fish., in: *Symposia of the Society for Experimental Biology*. pp. 67–93.
- Jones, I.L., Bull, J.W., 2020. Major dams and the challenge of achieving “No Net Loss” of biodiversity in the tropics. *Sustain. Dev.* 28, 435–443. <https://doi.org/10.1002/sd.1997>
- Kahl, U., Hülsmann, S., Radke, R.J., Benndorf, J., 2008. The impact of water level fluctuations on the year class strength of roach: Implications for fish stock management. *Limnologica, Integrating approaches in limnological research: from basic to applied and from empirical to theoretical* 38, 258–268. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2008.06.006>
- Kamble, R., Patil, D., 2012. Artificial floating island: Solution to river water pollution in India. Case study: Rivers in Pune City, in: *Proceedings of the International Conference on Environmental, Biomedical and Biotechnology*, Dubai, UAE. Citeseer, pp. 136–140.
- Karr, J., 1981. Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. *Fisheries* 6, 21–27. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1981\)006%3C0021:A0BIUF%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1981)006%3C0021:A0BIUF%3E2.0.CO;2)
- Kattner, E., Schwarz, D., Maier, G., 2000. Eutrophication of gravel pit lakes which are situated in close vicinity to the river Donau: Water and nutrient transport. *Limnologica* 30, 261–270. [https://doi.org/10.1016/S0075-9511\(00\)80057-2](https://doi.org/10.1016/S0075-9511(00)80057-2)
- Keitel, J., Zak, D., Hupfer, M., 2016. Water level fluctuations in a tropical reservoir: the impact of sediment drying, aquatic macrophyte dieback, and oxygen availability on phosphorus mobilization. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, 6883–6894. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5915-3>
- Keith, P., Persat, H., Feunteun, É., Allardi, J., 2011. *Les Poissons d’eau douce de France*. BIOTOPE.
- Keto, A., Tarvainen, A., Hellsten, S., 2006. The effect of water level regulation on species richness and abundance of aquatic macrophytes in Finnish lakes. *SIL Proc.* 1922-2010 29, 2103–2108. <https://doi.org/10.1080/03680770.2006.11903063>
- Killgore, K.J., Dibble, E.D., Hoover, J.J., 1993. Relationships between fish and aquatic plants: a plan of study.

- Kingsford, R.T., Thomas, R.F., 2004. Destruction of Wetlands and Waterbird Populations by Dams and Irrigation on the Murrumbidgee River in Arid Australia. *Environ. Manage.* 34, 383–396. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0250-3>
- Klimaszyk, P., Heymann, D., 2010. Vertical distribution of benthic macroinvertebrates in a meromictic lake (Lake Czarne, Drawieński National Park). *Oceanol. Hydrobiol. Stud.* 39. <https://doi.org/10.2478/v10009-010-0048-y>
- Knaepkens, G., Baekelandt, K., Eens, M., 2006. Fish pass effectiveness for bullhead (*Cottus gobio*), perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in a regulated lowland river. *Ecol. Freshw. Fish* 15, 20–29.
- Koed, A., Balleby, K., Mejlhede, P., Aarestrup, K., 2006. Annual movement of adult pike (*Esox lucius* L.) in a lowland river. *Ecol. Freshw. Fish* 15, 191–199. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2006.00136.x>
- Kong, L., Wang, L., Wang, Q., Mei, R., Yang, Y., 2019. Study on new artificial floating island removing pollutants. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 26, 1–11. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05164-4>
- Korman, J., Campana, S.E., 2009. Effects of Hydropeaking on Nearshore Habitat Use and Growth of Age-0 Rainbow Trout in a Large Regulated River. *Trans. Am. Fish. Soc.* 138, 76–87. <https://doi.org/10.1577/T08-026.1>
- Krcmar, E., van Kooten, G.C., Chan-McLeod, A., 2010. Waterfowl harvest benefits in northern Aboriginal communities and potential climate change impacts.
- Krolová, M., Čížková, H., Hejzlar, J., Poláková, S., 2013. Response of littoral macrophytes to water level fluctuations in a storage reservoir. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 07. <https://doi.org/10.1051/kmae/2013042>
- Kroonenberg, P.M., 1989. The analysis of multiple tables in factorial ecology. III.-Three-mode principal component analysis: 'Analyse triadique complète'. *Acta Oecologica Oecologia Gen.* 10, 245–256.
- Kruskal, W.H., Wallis, W.A., 1952. Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. *J. Am. Stat. Assoc.* 47, 583–621. <https://doi.org/10.1080/01621459.1952.10483441>
- Kucharczyk, D., Mamcarz, A., Kujawa, R., Skrzypczak, A., 1998. Development of cannibalism in larval northern pike, *Esox lucius* (Esocidae). *Ital. J. Zool.* 65, 261–263. <https://doi.org/10.1080/11250009809386829>
- Kuczyńska-Kippen, N., Joniak, T., 2016. Zooplankton diversity and macrophyte biometry in shallow water bodies of various trophic state. *Hydrobiologia* 774, 39–51. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2595-4>
- Kumar, A., 2011. Scheidt, Ahenkorah A, Caceres Rodriguez R, Devernay JM, Freitas M, Hall D, Killingtveit Å, Liu Z. Hydropower. IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change ....
- Lampert, W., Taylor, B.E., 1985. Zooplankton grazing in a eutrophic lake: implications of diel vertical migration. *Ecology* 66, 68–82.
- Lapointe, N.W.R., Corkum, L.D., Mandrak, N.E., 2006. A Comparison of Methods for Sampling Fish Diversity in Shallow Offshore Waters of Large Rivers. *North Am. J. Fish. Manag.* 26, 503–513. <https://doi.org/10.1577/M05-091.1>
- Lappalainen, A., Härmä, M., Kuningas, S., Urho, L., n.d. Reproduction of pike (*Esox lucius*) in reed belt shores of the SW coast of Finland, Baltic Sea: a new survey approach 13, 11.
- Larinier, M., 2000. Dams and fish migration. *World Comm. Dams Toulouse Fr.*
- Larinier, M., Marmulla, G., 2004. Fish passes: types, principles and geographical distribution-an overview, in: *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries*. RAP publication Bangkok, Thailand, pp. 183–206.
- Lauters, F., Lavandier, P., Lim, P., Sabaton, C., Belaud, A., 1996. Influence of Hydropeaking on Invertebrates and Their Relationship with Fish Feeding Habits in a Pyrenean

- River. Regul. Rivers Res. Manag. 12, 563–573. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199611\)12:6<563::AID-RRR380>3.0.CO;2-M](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199611)12:6<563::AID-RRR380>3.0.CO;2-M)
- Lawson, Z.J., Gaeta, J.W., Carpenter, S.R., 2011. Coarse Woody Habitat, Lakeshore Residential Development, and Largemouth Bass Nesting Behavior. *North Am. J. Fish. Manag.* 31, 666–670. <https://doi.org/10.1080/02755947.2011.608990>
- Lecaillon, G., 2012. postlarval Fish Capture and Culture for restoring Fisheries. *Innov. Methods Mar. Ecosyst. Restor.* 179.
- Lecaillon, G., Lourié, S.M., 2007. Current status of marine post-larval collection: Existing tools, initial results, market opportunities and prospects. *SPC Live Reef Fish Bull.* 17, 3–10.
- Legendre, P., Gallagher, E.D., 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129, 271–280. <https://doi.org/10.1007/s004420100716>
- Lehmkuhl, D.M., 1972. Change in thermal regime as a cause of reduction of benthic fauna downstream of a reservoir. *J. Fish. Board Can.* 29, 1329–1332.
- Lehner, B., Liermann, C.R., Revenga, C., Vörösmarty, C., Fekete, B., Crouzet, P., Döll, P., Endejan, M., Frenken, K., Magome, J., Nilsson, C., Robertson, J.C., Rödel, R., Sindorf, N., Wisser, D., 2011. High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Front. Ecol. Environ.* 9, 494–502. <https://doi.org/10.1890/100125>
- Leira, M., Cantonati, M., 2008. Effects of water-level fluctuations on lakes: an annotated bibliography, in: Wantzen, K.M., Rothhaupt, K.-O., Mörtl, M., Cantonati, M., -Tóth, L.G., Fischer, P. (Eds.), *Ecological Effects of Water-Level Fluctuations in Lakes*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 171–184. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9192-6\\_16](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9192-6_16)
- Lenth, R.V., 2021. Estimated marginal means, aka least-squares means [R Package Emmeans Version 1.6. 0]. *Compr. R Arch. Netw. CRAN*.
- Lévêque, C., Oberdorff, T., Paugy, D., Stiasny, M.L.J., Tedesco, P.A., 2008. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. *Hydrobiologia* 595, 545–567. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9034-0>
- Lewin, W.-C., Mehner, T., Ritterbusch, D., Brämick, U., 2014. The influence of anthropogenic shoreline changes on the littoral abundance of fish species in German lowland lakes varying in depth as determined by boosted regression trees. *Hydrobiologia* 724, 293–306. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1746-8>
- Lewin, W.-C., Okun, N., Mehner, T., 2004. Determinants of the distribution of juvenile fish in the littoral area of a shallow lake. *Freshw. Biol.* 49, 410–424. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01193.x>
- Lewis, W.M., 2009. Ecological Zonation in Lakes, in: Likens, G.E. (Ed.), *Encyclopedia of Inland Waters*. Academic Press, Oxford, pp. 416–422. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00209-X>
- Li, K., Zhu, C., Wu, L., Huang, L., 2013. Problems caused by the Three Gorges Dam construction in the Yangtze River basin: a review. *Environ. Rev.* 21, 127–135.
- Li, Q., Xiao, J., Ou, T., Han, M., Wang, J., Chen, J., Li, Y., Salmaso, N., 2018. Impact of water level fluctuations on the development of phytoplankton in a large subtropical reservoir: implications for the management of cyanobacteria. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25, 1306–1318.
- Li, Y., Qian, F., Silbernagel, J., Larson, H., 2019. Community structure, abundance variation and population trends of waterbirds in relation to water level fluctuation in Poyang Lake. *J. Gt. Lakes Res.* 45. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2019.08.002>

- Linløkken, A.N., Sandlund, O.T., 2016. Recruitment of sympatric vendace (*Coregonus albula*) and whitefish (*C. lavaretus*) is affected by different environmental factors. *Ecol. Freshw. Fish* 25, 652–663. <https://doi.org/10.1111/eff.12243>
- Liu, J., Chen, Y., Li, M., Liu, B., Liu, X., Wu, Z., Cai, Y., Xu, J., Wang, J., 2019. Water-level fluctuations are key for phytoplankton taxonomic communities and functional groups in Poyang Lake. *Ecol. Indic.* 104, 470–478. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.05.021>
- Liu, J.K., Yu, Z.T., 1992. Water quality changes and effects on fish populations in the Hanjiang River, China, following hydroelectric dam construction. *Regul. Rivers Res. Manag.* 7, 359–368.
- Logez, M., Maire, A., Argillier, C., 2015. Principes et méthodes de calcul de l'Indice Ichtyofaune Lacustre, III. *irstea*.
- Logez, M., Roy, R., Tissot, L., Argillier, C., 2016. Effects of water-level fluctuations on the environmental characteristics and fish-environment relationships in the littoral zone of a reservoir. *Fundam. Appl. Limnol.* 189, 37–49. <https://doi.org/10.1127/fal/2016/0963>
- Loiselle, S.A., Bracchini, L., n.d. Extensive spatial analysis of the light environment in a subtropical shallow lake, Laguna Ibera', Argentina 11.
- Lorenzón, R. e., Beltzer, A. h., Peltzer, P. m., Olguin, P. f., León, E. j., Sovrano, L., Ronchi-Virgolini, A. l., 2017. Habitat-mediated influence of water-level fluctuations on waterbird occurrence in floodplain wetlands of the Parana River, Argentina. *River Res. Appl.* 33, 1494–1505. <https://doi.org/10.1002/rra.3199>
- Lutz, P.E., 1968. Effects of temperature and photoperiod on larval development in *Lestes eurinus* (Odonata: Lestidae). *Ecology* 49, 637–644.
- Lymer, D., Marttin, F., Marmulla, G., Bartley, D., 2016. A global estimate of theoretical annual inland capture fisheries harvest. pp. 63–75.
- Magoulick, D.D., 2004. Effects of predation risk on habitat selection by water column fish, benthic fish and crayfish in stream pools. *Hydrobiologia* 527, 209–221.
- Maingi, J.K., Marsh, S.E., 2002. Quantifying hydrologic impacts following dam construction along the Tana River, Kenya. *J. Arid Environ.* 50, 53–79. <https://doi.org/10.1006/jare.2000.0860>
- Maleval, V., Touchart, L., Bartout, P., Lespez, L., 2020. Les limnosystèmes : les retenues d'eau en arrière des barrages artificiels, in: Lespez, S.D. et Laurent (Ed.), *Géographie de l'environnement - La Nature Au Temps de l'Anthropocène*.
- Marenkov, O., Fedonenko, O., 2016. Ways of optimization of breeding conditions of fish by using artificial spawning grounds. *World Sci. News* 49, 1–58.
- Marklund, O., Blindow, I., Hargeby, A., 2001. Distribution and diel migration of macroinvertebrates within dense submerged vegetation. *Freshw. Biol.* 46, 913–924. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00726.x>
- Marnezy, A., 2008. Les barrages alpins. *J. Alp. Res. Rev. Géographie Alp.* 92–102. <https://doi.org/10.4000/rga.422>
- Maron, M., Ives, C.D., Kujala, H., Bull, J.W., Maseyk, F.J.F., Bekessy, S., Gordon, A., Watson, J.E.M., Lentini, P.E., Gibbons, P., Possingham, H.P., Hobbs, R.J., Keith, D.A., Wintle, B.A., Evans, M.C., 2016. Taming a Wicked Problem: Resolving Controversies in Biodiversity Offsetting. *BioScience* 66, 489–498. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw038>
- Marsden, J.E., Binder, T.R., Johnson, J., He, J., Dingleline, N., Adams, J., Johnson, N.S., Buchinger, T.J., Krueger, C.C., 2016. Five-year evaluation of habitat remediation in Thunder Bay, Lake Huron: Comparison of constructed reef characteristics that attract spawning lake trout. *Fish. Res.* 183, 275–286. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.06.012>

- Marsden, J.E., Chotkowski, M.A., 2001. Lake trout spawning on artificial reefs and the effect of zebra mussels: fatal attraction? *J. Gt. Lakes Res.* 27, 33–43.
- Matuszek, J.E., Beggs, G.L., 1988. Fish species richness in relation to lake area, pH, and other abiotic factors in Ontario lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45, 1931–1941.
- McCarragher, D.B., Thomas, R.E., 1972. Ecological significance of vegetation to northern pike, *Esox lucius*, spawning. *Trans. Am. Fish. Soc.* 101, 560–563.
- McCullagh, P., Nelder, J.A., 2019. Generalized linear models. Routledge.
- Meier, P.G., Penrose, D.L., Polak, L., 1979. The rate of colonization by macro-invertebrates on artificial substrate samplers. *Freshw. Biol.* 9, 381–392. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1979.tb01522.x>
- Melstrom, R.T., Jayasekera, D., Jager, C., Boyer, T.A., 2017. Economic value of sportfishing trips to Oklahoma lakes. Oklahoma Cooperative Extension Service.
- Mezger, G., del Tánago, M.G., De Stefano, L., 2021. Environmental flows and the mitigation of hydrological alteration downstream from dams: The Spanish case. *J. Hydrol.* 598, 125732.
- Miguet, P., Logez, M., Argillier, C., 2018. Guide méthodologique de calcul de l'indice ichtyofaune pour les retenues (IIR). *Rapp. D'étude* 38.
- Miler, O., Porst, G., MCGoff, E., Pilotto, F., Donohue, L., Jurca, T., Solimini, A., Sandin, L., Irvine, K., Aroviita, J., Clarke, R., Pusch, M., 2013. Morphological alterations of lake shores in Europe: A multimetric ecological assessment approach using benthic macroinvertebrates. *Ecol. Indic.* 34, 398–410. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.002>
- Miller, L.M., Kallemeyn, L., Senanan, W., 2001. Spawning-Site and Natal-Site Fidelity by Northern Pike in a Large Lake: Mark-Recapture and Genetic Evidence. *Trans. Am. Fish. Soc.* 130, 307–316. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(2001\)130<0307:SSANSF>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(2001)130<0307:SSANSF>2.0.CO;2)
- Milner, A.M., Gloyne-Phillips, I.T., 2005. The role of riparian vegetation and woody debris in the development of macroinvertebrate assemblages in streams. *River Res. Appl.* 21, 403–420. <https://doi.org/10.1002/rra.815>
- Miranda, L.E., Spickard, M., Dunn, T., Webb, K.M., Aycok, J.N., Hunt, K., 2010. Fish Habitat Degradation in U.S. Reservoirs. *Fisheries* 35, 175–184. <https://doi.org/10.1577/1548-8446-35.4.175>
- Mjelde, M., Hellsten, S., Ecke, F., 2013. A water level drawdown index for aquatic macrophytes in Nordic lakes. *Hydrobiologia* 704, 141–151. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1323-6>
- Molinos, J.G., Viana, M., Brennan, M., Donohue, I., 2015. Importance of Long-Term Cycles for Predicting Water Level Dynamics in Natural Lakes. *PLOS ONE* 10, e0119253. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119253>
- Mollema, P.N., Antonellini, M., 2016. Water and (bio)chemical cycling in gravel pit lakes: A review and outlook. *Earth-Sci. Rev.* 159, 247–270. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.05.006>
- Molony, B., Molony, B., 2001. Environmental requirements and tolerances of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and brown trout (*Salmo trutta*) with special reference to Western Australia: a review. Department of Fisheries, Government of Western Australia.
- Mondy, C.P., Villeneuve, B., Archaimbault, V., Usseglio-Polatera, P., 2021. Une nouvelle génération d'indicateurs: l'exemple de l'indice invertébrés multimétrique I2M2. *Sci. Eaux Territ.* 30–37.
- Mondy, C.P., Villeneuve, B., Archaimbault, V., Usseglio-Polatera, P., 2012. A new macroinvertebrate-based multimetric index (I2M2) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: A taxonomical and trait

- approach. *Ecol. Indic.* 18, 452–467.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.013>
- Montserrat Sala, M., Güde, H., 2006. Seasonal dynamics of pelagic and benthic (littoral and profundal) bacterial abundances and activities in a deep prealpine lake (L. Constance). *Arch. Für Hydrobiol.* 167, 351–369. <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2006/0167-0351>
- Moring, J.R., Nicholson, P.H., 1994. Evaluation of Three Types of Artificial Habitats for Fishes in a Freshwater Pond in Maine, USA. *Bull. Mar. Sci.* 55, 1149–1159.
- Munn, M.D., Brusven, M.A., 1991. Benthic macroinvertebrate communities in nonregulated and regulated waters of the clearwater river, Idaho, U.S.A. *Regul. Rivers Res. Manag.* 6, 1–11. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450060102>
- Murphy, K., Rørslett, B., Springuel, I., 1990. Strategy analysis of submerged lake macrophyte communities: an international example. *Aquat. Bot. - AQUAT BOT* 36, 303–323. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(90\)90048-P](https://doi.org/10.1016/0304-3770(90)90048-P)
- Nagelkerken, I., Van der Velde, G., Gorissen, M.W., Meijer, G.J., Van't Hof, T., Den Hartog, C., 2000. Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 51, 31–44.
- Nakamura, K., Shimatani, Y., 1997a. Water Purification and Environmental Enhancement by Artificial Floating Island.
- Nakamura, K., Shimatani, Y., 1997b. Water purification and environmental enhancement by artificial floating island, in: 6th IAWQ Asia-Pacific Regional Conference. IAWQ Seoul, Korea, pp. 888–895.
- Nakamura, K., Tsukidate, M., Shimatani, Y., 1970. Characteristic of ecosystem of an artificial vegetated floating island. *WIT Trans. Ecol. Environ.* 22.
- Nakanishi, M., Sekino, T., 1996. Recent drastic changes in Lake Biwa bio-communities, with special attention to exploitation of the littoral zone. *GeoJournal* 40, 63–67.
- Nash, K.T., Hendry, K., Cragg-Hine, D., 1999. The use of brushwood bundles as fish spawning media. *Fish. Manag. Ecol.* 6, 349–356. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.1999.00153.x>
- Nazir, R., Zaffar, M.R., Amin, I., 2019. Bacterial biofilms: the remarkable heterogeneous biological communities and nitrogen fixing microorganisms in lakes. *Freshw. Microbiol.* 307–340.
- Nelva, A., 1979. Une nouvelle méthode d'étude des peuplements ichtyologiques dans les grands cours d'eau par échantillonnage ponctuel d'abondance.
- NEMRY, I.A., BES, M., ROLLIN, X., Non, D. des C. d'Eau, des Ressources Naturelles, N.D.G., 2007. Maison wallonne de la pêche ASBL Les Lacs de l'Eau d'Heure ASBL.
- Neves dos Santos, L., Agostinho, A., Alcaraz, C., Carol, J., Santos, A., Tedesco, P., García-Berthou, E., 2011. Artificial macrophytes as fish habitat in a Mediterranean reservoir subjected to seasonal water level disturbances. *Aquat. Sci.* 73, 43–52. <https://doi.org/10.1007/s00027-010-0158-3>
- Nilsson, C., Dynesius, M., 1994. Ecological effects of river regulation on mammals and birds: A review. *Regul. Rivers Res. Manag.* 9, 45–53. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450090105>
- Nõges, T., Nõges, P., 1999. The effect of extreme water level decrease on hydrochemistry and phytoplankton in a shallow eutrophic lake, in: Walz, N., Nixdorf, B. (Eds.), *Shallow Lakes '98*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 277–283. [https://doi.org/10.1007/978-94-017-2986-4\\_30](https://doi.org/10.1007/978-94-017-2986-4_30)
- Noonan, M.J., Grant, J.W.A., Jackson, C.D., 2012. A quantitative assessment of fish passage efficiency. *Fish. Fish.* 13, 450–464. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2011.00445.x>

- Nowlin, W.H., Davies, J.-M., Nordin, R.N., Mazumder, A., 2004. Effects of Water Level Fluctuation and Short-Term Climate Variation on Thermal and Stratification Regimes of a British Columbia Reservoir and Lake. *Lake Reserv. Manag.* 20, 91–109. <https://doi.org/10.1080/07438140409354354>
- Oberdorff, T., Pont, D., Hugueny, B., Belliard, J., Berrebi, R., Porcher, J.P., 2002. ADAPTATION ET VALIDATION D'UN INDICE POISSON (FBI) POUR L'ÉVALUATION DE LA QUALITÉ BIOLOGIQUE DES COURS D'EAU FRANÇAIS. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 405–433. <https://doi.org/10.1051/kmae:2002043>
- Oertli, B., Biggs, J., Céréghino, R., Grillas, P., Joly, P., Lachavanne, J.-B., 2005. Conservation and monitoring of pond biodiversity: introduction. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 15, 535–540.
- Oertli, B., Parris, K.M., 2019. Review: Toward management of urban ponds for freshwater biodiversity. *Ecosphere* 10, e02810. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2810>
- Ozen, O., Noble, R.L., 2002. Relationship between water level fluctuations and largemouth bass spawning in a Puerto Rico Reservoir 2002, 213–220.
- Paller, M.H., 1987. Distribution of Larval Fish between Macrophyte Beds and Open Channels in a Southeastern Floodplain Swamp. *J. Freshw. Ecol.* 4, 191–200. <https://doi.org/10.1080/02705060.1987.9664652>
- Palomäki, R., 1994. Response by macrozoobenthos biomass to water level regulation in some Finnish lake littoral zones. *Hydrobiologia* 286, 17–26. <https://doi.org/10.1007/BF00007277>
- Papas, P., 2007. Effect of macrophytes on aquatic invertebrates: a literature review. *Citeseer*.
- Parker, M.S., 1989. Effect of Substrate Composition on Detritus Accumulation and Macroinvertebrate Distribution in a Southern Nevada Desert Stream. *Southwest. Nat.* 34, 181–187. <https://doi.org/10.2307/3671727>
- Partanen, S., Hellsten, S., 2005. Changes of emergent aquatic macrophyte cover in seven large boreal lakes in Finland with special reference to water level regulation. *Fenn.-Int. J. Geogr.* 183, 57–79.
- Paturej, E., Bogacka-Kapusta, E., Kapusta, A., 2007. Abundance and diversity of zooplankton in the littoral zone of Lake Licheńskie. *Fish. Aquat. Life* 15, 353–367.
- Paulovits, G., Borbély, G., Tóth, L.G., Kováts, N., 2007. Effects of Water Level Fluctuation on Reproduction and Spawning Habits of Fish Species in Lake Balaton. *Environ. Eng. Manag. J. EEMJ* 6, 467–471. <https://doi.org/10.30638/eemj.2007.056>
- Pavlineri, N., Skoulikidis, N., Tsihrintzis, V., 2016. Constructed Floating Wetlands: A review of research, design, operation and management aspects, and data meta-analysis. *Chem. Eng. J.* 308. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.09.140>
- pêche, F.C. supérieur de la, 2003. *Le Brochet: biologie et gestion*. Conseil supérieur de la pêche.
- Pedicillo, G., Merulli, F., Carosi, A., Viali, P., Lorenzoni, M., 2008. The use of artificial spawning substrates as media to support the reproduction of Eurasian perch in Lake Piediluco. *Hydrobiologia* 609, 219–223. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9415-z>
- Peng, C., Zhang, L., Qin, H., Li, D., 2014. Revegetation in the water level fluctuation zone of a reservoir: An ideal measure to reduce the input of nutrients and sediment. *Ecol. Eng.* 71, 574–577. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.078>
- Persson, A., Svensson, J.M., 2006. Effects of benthivorous fish on biogeochemical processes in lake sediments. *Freshw. Biol.* 51, 1298–1309.
- Petering, R.W., Johnson, D.L., 1991. Distribution of fish larvae among artificial vegetation in a diked Lake Erie wetland. *Wetlands* 11, 123–138. <https://doi.org/10.1007/BF03160844>

- Plichard, L., Capra, H., Mons, R., Pella, H., Lamouroux, N., 2017. Comparing electrofishing and snorkelling for characterizing fish assemblages over time and space. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 74, 75–86.
- Pont, D., Rocle, M., Valentini, A., Civade, R., Jean, P., Maire, A., Roset, N., Schabuss, M., Zornig, H., Dejean, T., 2018. Environmental DNA reveals quantitative patterns of fish biodiversity in large rivers despite its downstream transportation. *Sci. Rep.* 8, 10361. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-28424-8>
- Postel, S., Carpenter, S., 1997. Freshwater ecosystem services. *Nature's Serv. Soc. Depend. Nat. Ecosyst.* 195.
- Pottier, G., Destouches, J.-P., 2019. Influence de la conductivité sur la propagation dans l'eau d'un champ électrique produit par un engin de pêche électrique. *Cah. Tech. INRA.*
- Prashant, Billore, S.K., 2020. Macroinvertebrates associated with artificial floating islands installed in River Kshipra for water quality improvement. *Water Sci. Technol.* 81, 1242–1249. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.219>
- Pratt, J., 1994. Artificial Habitats and Ecosystem Restoration: Managing for the Future. *Bull. Mar. Sci.* 55, 268–275.
- Premke, K., Fischer, P., Hempel, M., Rothhaupt, K.-O., 2010. Ecological studies on the decomposition rate of fish carcasses by benthic organisms in the littoral zone of Lake Constance, Germany, in: *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*. EDP Sciences, pp. 157–168.
- Prince, E.D., Maughan, O.E., Bennett, D.H., Simmons Jr, G.M., Stauffer Jr, J., Strange, R.J., 1979. Trophic dynamics of a fresh water artificial tire reef. *Predat.-Prey Syst. Fish. Manag. Sport Fish. Inst. Wash. DC* 459–473.
- Probst, W.N., Stoll, S., Hofmann, H., Fischer, P., Eckmann, R., 2009. Spawning site selection by Eurasian perch (*Perca fluviatilis* L.) in relation to temperature and wave exposure. *Ecol. Freshw. Fish* 18, 1–7. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2008.00327.x>
- Prus, T., Prus, M., Bijok, P., 1999. Diversity of invertebrate fauna in littoral of shallow Myczkowce dam reservoir in comparison with a deep Solina dam reservoir, in: Walz, N., Nixdorf, B. (Eds.), *Shallow Lakes '98: Trophic Interactions in Shallow Freshwater and Brackish Waterbodies, Developments in Hydrobiology*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 203–210. [https://doi.org/10.1007/978-94-017-2986-4\\_22](https://doi.org/10.1007/978-94-017-2986-4_22)
- Pusey, B.J., Arthington, A.H., 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Mar. Freshw. Res.* 54, 1–16. <https://doi.org/10.1071/mf02041>
- Rahel, F.J., Taniguchi, Y., 2019. A comparison of freshwater fisheries management in the USA and Japan. *Fish. Sci.* 85, 271–283.
- Rajpar, M.N., Zakaria, M., 2011a. Bird Species Abundance and Their Correlation with Microclimate and Habitat Variables at Natural Wetland Reserve, Peninsular Malaysia. *Int. J. Zool.* 2011, e758573. <https://doi.org/10.1155/2011/758573>
- Rajpar, M.N., Zakaria, M., 2011b. Effects of Water Level Fluctuation on Waterbirds Distribution and Aquatic Vegetation Composition at Natural Wetland Reserve, Peninsular Malaysia. *ISRN Ecol.* 2011, 1–13. <https://doi.org/10.5402/2011/324038>
- Rao, C.R., 1995. A review of canonical coordinates and an alternative to correspondence analysis using Hellinger distance. *Questiúo* 19, 15–63.
- Reese, D.A., Welsh, H.H., 1998. Comparative Demography of *Clemmys marmorata* Populations in the Trinity River of California in the Context of Dam-Induced Alterations. *J. Herpetol.* 32, 505–515. <https://doi.org/10.2307/1565204>

- Reid, A.J., Carlson, A.K., Creed, I.F., Eliason, E.J., Gell, P.A., Johnson, P.T.J., Kidd, K.A., MacCormack, T.J., Olden, J.D., Ormerod, S.J., Smol, J.P., Taylor, W.W., Tockner, K., Vermaire, J.C., Dudgeon, D., Cooke, S.J., 2019. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biol. Rev.* 94, 849–873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>
- Renman, G., 1989. Distribution of littoral macrophytes in a north Swedish riverside lagoon in relation to bottom freezing. *Aquat. Bot.* 33, 243–256.
- Reynaud, A., Lanza, D., 2017. A Global Meta-Analysis of the Value of Ecosystem Services Provided by Lakes. *Ecol. Econ.* 137, 184–194. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.03.001>
- Rhodes, M.J., 1978. Habitat preferences of breeding waterfowl on the Texas High Plains. Texas Tech University.
- Rhodes, S.L., Wiley, K.B., 1993. Great Lakes toxic sediments and climate change: Implications for environmental remediation. *Glob. Environ. Change* 3, 292–305. [https://doi.org/10.1016/0959-3780\(93\)90045-M](https://doi.org/10.1016/0959-3780(93)90045-M)
- Richards, C., Host, G.E., ARTHUR, J.W., 1993. Identification of predominant environmental factors structuring stream macroinvertebrate communities within a large agricultural catchment. *Freshw. Biol.* 29, 285–294.
- Ridgway, M.S., Blanchfield, P.J., 1998. Brook trout spawning areas in lakes. *Ecol. Freshw. Fish* 7, 140–145. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.1998.tb00180.x>
- Riis, T., Hawes, I., 2002. Relationships between water level fluctuations and vegetation diversity in shallow water of New Zealand lakes. *Aquat. Bot.* 16.
- Ripley, B., Venables, B., Bates, D.M., Hornik, K., Gebhardt, A., Firth, D., Ripley, M.B., 2013. Package ‘mass.’ *Cran R* 538, 113–120.
- Rogers, K., 1998. Habitat use by largemouth bass and northern pike on the Rocky Mountain Arsenal, Colorado /.
- Rogers, K.B., Bergersen, E.P., 1995. Effects of a Fall Drawdown on Movement of Adult Northern Pike and Largemouth Bass. *North Am. J. Fish. Manag.* 15, 596–600. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1995\)015<0596:EOAFDO>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1995)015<0596:EOAFDO>2.3.CO;2)
- Rosenberger, E.E., Hampton, S.E., Fradkin, S.C., Kennedy, B.P., 2008. Effects of shoreline development on the nearshore environment in large deep oligotrophic lakes. *Freshw. Biol.* 53, 1673–1691. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.01990.x>
- Rossaro, B., Marziali, L., Cardoso, A.C., Solimini, A., Free, G., Giacchini, R., 2007. A biotic index using benthic macroinvertebrates for Italian lakes. *Ecol. Indic.* 7, 412–429. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.04.002>
- Rossi, J.-P., 2003. The spatiotemporal pattern of a tropical earthworm species assemblage and its relationship with soil structure. *Pedobiologia* 47, 497–503. <https://doi.org/10.1078/0031-4056-00219>
- Ruggiero, A., Céréghino, R., Figuerola, J., Marty, P., Angélibert, S., 2008. Farm ponds make a contribution to the biodiversity of aquatic insects in a French agricultural landscape. *C. R. Biol.* 331, 298–308. <https://doi.org/10.1016/j.crvi.2008.01.009>
- Salmon, Q., Colas, F., Westrelin, S., Dublon, J., Baudoin, J.-M., 2022. Floating Littoral Zone (FLOLIZ): A solution to sustain macroinvertebrate communities in regulated lakes? *Ecol. Eng.* 176, 106509. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106509>
- Samways, M.J., Deacon, C., Kietzka, G.J., Pryke, J.S., Vorster, C., Simaika, J.P., 2020. Value of artificial ponds for aquatic insects in drought-prone southern Africa: a review. *Biodivers. Conserv.* 29, 3131–3150. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-02020-7>
- Sánchez-Zapata, J.A., Anadón, J.D., Carrete, M., Giménez, A., Navarro, J., Villacorta, C., Botella, F., 2005. Breeding waterbirds in relation to artificial pond attributes: implications for the design of irrigation facilities. *Biodivers. Conserv.* 14, 1627–1639. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-0534-1>

- Santos, L.N., Araújo, F.G., Brotto, D.S., 2008. Artificial structures as tools for fish habitat rehabilitation in a neotropical reservoir. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 18, 896–908. <https://doi.org/10.1002/aqc.931>
- Sass, G.G., Kitchell, J.F., Carpenter, S.R., Hrabik, T.R., Marburg, A.E., Turner, M.G., 2006. Fish Community and Food Web Responses to a Whole-lake Removal of Coarse Woody Habitat. *Fisheries* 31, 321–330. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(2006\)31\[321:FCAFWR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(2006)31[321:FCAFWR]2.0.CO;2)
- Sass, G.G., Shaw, S.L., Rooney, T.P., Rypel, A.L., Raabe, J.K., Smith, Q.C., Hrabik, T.R., Toshner, S.T., 2019. Coarse woody habitat and glacial lake fisheries in the Midwestern United States: knowns, unknowns, and an experiment to advance our knowledge. *Lake Reserv. Manag.* 35, 382–395. <https://doi.org/10.1080/10402381.2019.1630530>
- Schallenberg, M., de Winton, M.D., Verburg, P., Kelly, D.J., Hamill, K.D., Hamilton, D.P., 2013. Ecosystem services of lakes. *Ecosyst. Serv. N. Z. Cond. Trends Manaaki Whenua Press Linc.* 203–225.
- Scheuerell, M.D., Schindler, D.E., 2003. Diel Vertical Migration by Juvenile Sockeye Salmon: Empirical Evidence for the Antipredation Window. *Ecology* 84, 1713–1720. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2003\)084\[1713:DVMBJS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2003)084[1713:DVMBJS]2.0.CO;2)
- Schierup, H.-H., Larsen, V.J., 1981. Macrophyte cycling of zinc, copper, lead and cadmium in the littoral zone of a polluted and a non-polluted lake. I. Availability, uptake and translocation of heavy metals in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. *Aquat. Bot.* 11, 197–210. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(81\)90061-9](https://doi.org/10.1016/0304-3770(81)90061-9)
- Schmidt-Kloiber, A., Hering, D., 2015. [www.freshwaterecology.info](http://www.freshwaterecology.info) – An online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences. *Ecol. Indic.* 53, 271–282. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.02.007>
- Schmieder, K., 2004. European lake shores in danger — concepts for a sustainable development. *Limnologica* 34, 3–14. [https://doi.org/10.1016/S0075-9511\(04\)80016-1](https://doi.org/10.1016/S0075-9511(04)80016-1)
- Schmieder, K., Dienst, M., Ostendorp, W., Jöhnk, K., n.d. Effects of water level variations on the dynamics of the reed belts of Lake Constance 12.
- Schmieder, K., Werner, S., Bauer, H.-G., 2006. Submersed macrophytes as a food source for wintering waterbirds at Lake Constance. *Aquat. Bot.* 84, 245–250. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2005.09.006>
- Schmude, K.L., Jennings, M.J., Otis, K.J., Piette, R.R., 1998. Effects of Habitat Complexity on Macroinvertebrate Colonization of Artificial Substrates in North Temperate Lakes. *J. North Am. Benthol. Soc.* 17, 73–80. <https://doi.org/10.2307/1468052>
- Schmutz, S., Moog, O., 2018. Dams: ecological impacts and management, in: *Riverine Ecosystem Management*. Springer, Cham, pp. 111–127.
- Schneider, K.N., Winemiller, K.O., 2008. Structural complexity of woody debris patches influences fish and macroinvertebrate species richness in a temperate floodplain-river system. *Hydrobiologia* 610, 235–244. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9438-5>
- Scholz, O., Gawne, B., Ebner, B., Ellis, I., 2002. The effects of drying and re-flooding on nutrient availability in ephemeral deflation basin lakes in western New South Wales, Australia. *River Res. Appl.* 18, 185–196. <https://doi.org/10.1002/rra.665>
- Schou, M.O., Risholt, C., Lauridsen, T.L., Søndergaard, M., Grønkjær, P., Jacobsen, L., Berg, S., Skov, C., Brucet, S., Jeppesen, E., 2009. Restoring lakes by using artificial plant beds: habitat selection of zooplankton in a clear and a turbid shallow lake. *Freshw. Biol.* 54, 1520–1531. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02189.x>

- Sedeño-Díaz, J.E., López-López, E., 2012. Freshwater Fish as Sentinel Organisms: From the Molecular to the Population Level, a Review, New Advances and Contributions to Fish Biology. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/54825>
- Sharma, C.M., 2008. Freshwater fishes, fisheries, and habitat prospects of Nepal. *Aquat. Ecosyst. Health Manag.* 11, 289–297. <https://doi.org/10.1080/14634980802317329>
- Shea, C.P., Peterson, J.T., 2007. An Evaluation of the Relative Influence of Habitat Complexity and Habitat Stability on Fish Assemblage Structure in Unregulated and Regulated Reaches of a Large Southeastern Warmwater Stream. *Trans. Am. Fish. Soc.* 136, 943–958. <https://doi.org/10.1577/T06-165.1>
- Sheaves, M., Johnston, R., Connolly, R.M., 2012. Fish assemblages as indicators of estuary ecosystem health. *Wetl. Ecol. Manag.* 20, 477–490. <https://doi.org/10.1007/s11273-012-9270-6>
- Shiklomanov, I.A., 1998. World water resources : a new appraisal and assessment for the 21st century : a summary of the monograph world water resources [WWW Document].
- Shiklomanov, I.A., Rodda, J.C., 2004. World Water Resources at the Beginning of the Twenty-First Century. Cambridge University Press.
- Smith, B.D., Maitland, P.S., Pennock, S.M., 1987. A comparative study of water level regimes and littoral benthic communities in Scottish lochs. *Biol. Conserv.* 39, 291–316. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(87\)90130-3](https://doi.org/10.1016/0006-3207(87)90130-3)
- Solimini, A.G., Free, G., Donohue, I., Irvine, K., Pusch, M., Rossaro, B., Sandin, L., Cardoso, A.C., 2006. Using Benthic Macroinvertebrates to Assess Ecological Status of Lakes Current Knowledge and Way Forward to Support WFD Implementation 49.
- Sorensen, J.A., Kallemeyn, L.W., Sydor, M., 2005. Relationship between Mercury Accumulation in Young-of-the-Year Yellow Perch and Water-Level Fluctuations. *Environ. Sci. Technol.* 39, 9237–9243. <https://doi.org/10.1021/es050471r>
- Specziár, A., Tölg, L., Bíró, P., 1997. Feeding strategy and growth of cyprinids in the littoral zone of Lake Balaton. *J. Fish Biol.* 51, 1109–1124. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1997.tb01130.x>
- Sterner, R.W., Keeler, B., Polasky, S., Poudel, R., Rhude, K., Rogers, M., 2020. Ecosystem services of Earth's largest freshwater lakes. *Ecosyst. Serv.* 41, 101046. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.101046>
- Strakosh, T.R., Eitzmann, J.L., Gido, K.B., Guy, C.S., 2005. The Response of Water Willow *Justicia americana* to Different Water Inundation and Desiccation Regimes. *North Am. J. Fish. Manag.* 25, 1476–1485. <https://doi.org/10.1577/M05-051.1>
- Sutela, T., Aroviita, J., Keto, A., 2013. Assessing ecological status of regulated lakes with littoral macrophyte, macroinvertebrate and fish assemblages. *Ecol. Indic.* 24, 185–192. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.06.015>
- Sutela, T., Vehanen, T., 2008. Effects of water-level regulation on the nearshore fish community in boreal lakes. *Hydrobiologia* 613, 13–20. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9468-z>
- Sutela, T., Vehanen, T., Rask, M., 2011. Assessment of the ecological status of regulated lakes: Stressor-specific metrics from littoral fish assemblages. *Hydrobiologia* 675, 55–64. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0795-0>
- Talbot, A., 2006. Water Availability Issues for the St. Lawrence River: An Environmental Synthesis.
- Talukdar, S., Pal, S., 2017. Impact of dam on inundation regime of flood plain wetland of punarbhaha river basin of barind tract of Indo-Bangladesh. *Int. Soil Water Conserv. Res.* 5, 109–121.
- Teixeira-de Mello, F., de Oliveira, V.A., Loverde-Oliveira, S.M., Huszar, V.L.M., Barquín, J., Iglesias, C., Silva, T.S.F., Duque-Estrada, C.H., Silió-Calzada, A., Mazzeo, N., 2016. The

- structuring role of free-floating plants on the fish community in a tropical shallow lake: an experimental approach with natural and artificial plants. *Hydrobiologia* 778, 167–178. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2447-2>
- Thioulouse, J., Chessel, D., 1987. Multi-table analysis of ecological factors. I. From description of ecosystem status to that of ecosystem function using triadic analysis. *ACTA OECOL OECOL GEN* 8, 463–480.
- Thioulouse, J., Chessel, D., Dec, S.D., Olivier, J.-M., 1997. ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software 9.
- Thioulouse, J., Dray, S., Dufour, A.-B., Siberchicot, A., Jombart, T., Pavoine, S., 2018. Multivariate analysis of ecological data with ade4.
- Thioulouse, J., Simier, M., Chessel, D., 2004. Simultaneous Analysis of a Sequence of Paired Ecological Tables. *Ecology* 85, 272–283. <https://doi.org/10.1890/02-0605>
- Thomaz, S.M., 2021. Ecosystem services provided by freshwater macrophytes. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04739-y>
- Thompson, R.M., Ryder, G.R., 2008. Effects of hydro-electrically induced water level fluctuations on benthic communities in Lake Hawea, New Zealand. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.* 42, 197–206. <https://doi.org/10.1080/00288330809509948>
- Tickner, D., Opperman, J.J., Abell, R., Acreman, M., Arthington, A.H., Bunn, S.E., Cooke, S.J., Dalton, J., Darwall, W., Edwards, G., Harrison, I., Hughes, K., Jones, T., Leclère, D., Lynch, A.J., Leonard, P., McClain, M.E., Muruven, D., Olden, J.D., Ormerod, S.J., Robinson, J., Tharme, R.E., Thieme, M., Tockner, K., Wright, M., Young, L., 2020. Bending the Curve of Global Freshwater Biodiversity Loss: An Emergency Recovery Plan. *BioScience* 70, 330–342. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa002>
- Tissot, L., Souchon, Y., 2010. Synthèse des tolérances thermiques des principales espèces de poissons des rivières et fleuves de plaine de l'ouest européen. *Hydroécologie Appliquée* 17, 17–76.
- Tolonen, K.T., Hämäläinen, H., Holopainen, I.J., Karjalainen, J., 2001. Influences of habitat type and environmental variables on littoral macroinvertebrate communities in a large lake system. *Arch. Für Hydrobiol.* 39–67. <https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/152/2001/39>
- 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. *Fish. Manag. Ecol.* 20, 533–543. <https://doi.org/10.1111/fme.12045>
- Trussart, S., Messier, D., Roquet, V., Aki, S., 2002. Hydropower projects: a review of most effective mitigation measures. *Energy Policy* 30, 1251–1259.
- Tugend, K.I., Allen, M.S., Webb, M., 2002. Use of Artificial Habitat Structures in U.S. Lakes and Reservoirs: A Survey from the Southern Division AFS Reservoir Committee. *Fisheries* 27, 22–27. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(2002\)027<0022:UOAHSI>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(2002)027<0022:UOAHSI>2.0.CO;2)
- Tummers, J.S., Winter, E., Silva, S., O'Brien, P., Jang, M.-H., Lucas, M.C., 2016. Evaluating the effectiveness of a Larinier super active baffle fish pass for European river lamprey *Lampetra fluviatilis* before and after modification with wall-mounted studded tiles. *Ecol. Eng.* 91, 183–194.
- Turner, M.A., Huebert, D.B., Findlay, D.L., Hendzel, L.L., Jansen, W.A., Kasian, S.E.M., 2005. Divergent impacts of experimental lake-level drawdown on planktonic and benthic plant communities in a boreal forest lake 62, 13.
- Vadeboncoeur, Y., Vander Zanden, M.J., Lodge, D.M., 2002. Putting the Lake Back Together: Reintegrating Benthic Pathways into Lake Food Web Models. *BioScience* 52, 44. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0044:PTLBTR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0044:PTLBTR]2.0.CO;2)
- Valdovinos, C., Moya, C., Olmos, V., Parra, O., Karrasch, B., Buettner, O., 2007. The importance of water-level fluctuation for the conservation of shallow water

- benthic macroinvertebrates: an example in the Andean zone of Chile. *Biodivers. Conserv.* 16, 3095–3109. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9165-7>
- Valentini, A., Taberlet, P., Miaud, C., Civade, R., Herder, J., Thomsen, P.F., Bellemain, E., Besnard, A., Coissac, E., Boyer, F., Gaboriaud, C., Jean, P., Poulet, N., Roset, N., Copp, G.H., Geniez, P., Pont, D., Argillier, C., Baudoin, J.-M., Peroux, T., Crivelli, A.J., Olivier, A., Acqueberge, M., Le Brun, M., Møller, P.R., Willerslev, E., Dejean, T., 2016. Next-generation monitoring of aquatic biodiversity using environmental DNA metabarcoding. *Mol. Ecol.* 25, 929–942. <https://doi.org/10.1111/mec.13428>
- Vanni, M.J., 2002. Nutrient Cycling by Animals in Freshwater Ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 33, 341–370. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150519>
- Vehanen, T., Hyvärinen, P., Johansson, K., Laaksonen, T., 2006. Patterns of movement of adult northern pike (*Esox lucius* L.) in a regulated river. *Ecol. Freshw. Fish* 15, 154–160. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2006.00151.x>
- Venables, W.N., Dichmont, C.M., 2004. GLMs, GAMs and GLMMs: an overview of theory for applications in fisheries research. *Fish. Res.* 70, 319–337.
- Vences, M., Köhler, J., 2007. Global diversity of amphibians (Amphibia) in freshwater, in: *Freshwater Animal Diversity Assessment*. Springer, pp. 569–580.
- Verneaux, V., Verneaux, J., Schmitt, A., Lovy, C., Lambert, J.C., 2004. The Lake Biotic Index (LBI): an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos; the Lake Châlain (French Jura) as an example. *Ann. Limnol. - Int. J. Limnol.* 40, 1–9. <https://doi.org/10.1051/limn/2004003>
- Verpoorter, C., Kutser, T., Seekell, D.A., Tranvik, L.J., 2014. A global inventory of lakes based on high-resolution satellite imagery. *Geophys. Res. Lett.* 41, 6396–6402. <https://doi.org/10.1002/2014GL060641>
- Wagner, T., Falter, C.M., 2002. Response of an Aquatic Macrophyte Community to Fluctuating Water Levels in an Oligotrophic Lake. *Lake Reserv. Manag.* 18, 52–65. <https://doi.org/10.1080/07438140209353929>
- Wagner, W.C., 1904. Lake trout spawning habitat in the Great Lakes. *Fish. Res. Rep.*
- Wallace, J.B., Webster, J.R., 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annu. Rev. Entomol.* 41, 115–139.
- Walters, D.A., Lynch Jr., W.E., Johnson, D.L., 1991. How Depth and Interstice Size of Artificial Structures Influence Fish Attraction. *North Am. J. Fish. Manag.* 11, 319–329. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1991\)011<0319:HDAISO>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1991)011<0319:HDAISO>2.3.CO;2)
- Wang, G.X., Zhang, L.M., Chua, H., Li, X.D., Xia, M.F., Pu, P.M., 2009. A mosaic community of macrophytes for the ecological remediation of eutrophic shallow lakes. *Ecol. Eng., Wetland restoration and ecological engineering* 35, 582–590. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.06.006>
- Wang, J., Tang, D., Sui, Y., 2010. Winter phytoplankton bloom induced by subsurface upwelling and mixed layer entrainment southwest of Luzon Strait. *J. Mar. Syst., GEOHAB Modeling* 83, 141–149. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2010.05.006>
- Wang, R., Wu, F., Chang, Y., Yang, X., 2016. Waterbirds and their Habitat Utilization of Artificial Wetlands at Dianchi Lake:: Implication for Waterbird Conservation in Yunnan–Guizhou Plateau Lakes. *Wetlands* 36. <https://doi.org/10.1007/s13157-016-0823-y>
- Wang, S., Fu, B., Piao, S., Lü, Y., Ciais, P., Feng, X., Wang, Y., 2016. Reduced sediment transport in the Yellow River due to anthropogenic changes. *Nat. Geosci.* 9, 38–41.
- Wang, S., Yan, Z., Hänfling, B., Zheng, X., Wang, P., Fan, J., Li, J., 2021. Methodology of fish eDNA and its applications in ecology and environment. *Sci. Total Environ.* 755, 142622. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142622>
- Wang, Y., Rhoads, B.L., Wang, D., Wu, J., Zhang, X., 2018. Impacts of large dams on the complexity of suspended sediment dynamics in the Yangtze River. *J. Hydrol.* 558, 184–195.

- Wantzen, K.M. (Ed.), 2008. Ecological effects of water-level fluctuations in lakes. *Hydrobiol.* 613, Developments in hydrobiology.
- Ware, J., n.d. An Assessment of Artificial Floating Islands as a Method of Habitat Creation in Marine Environments 223.
- Ware, J., Callaway, R., 2019. Public perception of coastal habitat loss and habitat creation using artificial floating islands in the UK. *Plos One* 14, e0224424.
- Weatherhead, M.A., James, M.R., 2001. Distribution of macroinvertebrates in relation to physical and biological variables in the littoral zone of nine New Zealand lakes. *Hydrobiologia* 462, 115–129.
- Wei, G., Yang, Z., Cui, B., Li, B., Chen, H., Bai, J., Dong, S., 2009. Impact of dam construction on water quality and water self-purification capacity of the Lancang River, China. *Water Resour. Manag.* 23, 1763–1780.
- Weise, L., Ulrich, A., Moreano, M., Gessler, A., E. Kayler, Z., Steger, K., Zeller, B., Rudolph, K., Knezevic-Jaric, J., Premke, K., 2016. Water level changes affect carbon turnover and microbial community composition in lake sediments. *FEMS Microbiol. Ecol.* 92, fiw035. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiw035>
- Weisner, S.E., Eriksson, P.G., Granéli, W., Leonardson, L., 1994. Influence of macrophytes on nitrate. *Ambio* 23, 363–366.
- Wells, L., 1968. Seasonal depth distribution of fish in southeastern Lake Michigan. *Fish. Bull.*
- Westrelin, S., Cucherousset, J., Roy, R., Tissot, L., Santoul, F., Argillier, C., 2022. Habitat partitioning among three predatory fish in a temperate reservoir. *Ecol. Freshw. Fish* 31, 129–142.
- Westrelin, S., Roy, R., Tissot-Rey, L., Bergès, L., Argillier, C., 2018. Habitat use and preference of adult perch (*Perca fluviatilis* L.) in a deep reservoir: variations with seasons, water levels and individuals. *Hydrobiologia* 809, 121–139.
- Wetzel, R.G., 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Gulf Professional Publishing.
- WFD 2000/60/EC, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council of 23rd October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy., L327:1-72.
- White, M.S., Xenopoulos, M.A., Metcalfe, R.A., Somers, K.M., 2011. Water level thresholds of benthic macroinvertebrate richness, structure, and function of boreal lake stony littoral habitats. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 68, 1695–1704. <https://doi.org/10.1139/f2011-094>
- Wilcox, R.R., 1989. Adjusting for unequal variances when comparing means in one-way and two-way fixed effects ANOVA models. *J. Educ. Stat.* 14, 269–278.
- Winfield, I.J., 2004. Fish in the littoral zone: ecology, threats and management. *Limnologica* 34, 124–131. [https://doi.org/10.1016/S0075-9511\(04\)80031-8](https://doi.org/10.1016/S0075-9511(04)80031-8)
- Withey, P., van Kooten, G.C., 2011. The effect of climate change on optimal wetlands and waterfowl management in Western Canada. *Ecol. Econ.* 70, 798–805.
- Wolter, M., County, S., 2012. Lakeshore Woody Habitat in Review. WDNR Fish. Biol. Sawyer Cty.
- Wortley, L., Hero, J.-M., Howes, M., 2013. Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. *Restor. Ecol.* 21, 537–543. <https://doi.org/10.1111/rec.12028>
- Wu, W., Xu, Z., Yin, X., Zuo, D., 2014. Assessment of ecosystem health based on fish assemblages in the Wei River basin, China. *Environ. Monit. Assess.* 186. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3651-7>
- Xu, M., Wang, Z., Pan, B., Zhao, N., 2012. Distribution and species composition of macroinvertebrates in the hyporheic zone of bed sediment. *Int. J. Sediment Res.* 27, 129–140. [https://doi.org/10.1016/S1001-6279\(12\)60022-5](https://doi.org/10.1016/S1001-6279(12)60022-5)

- Yao, K., Song, S., Zhang, Z., Xu, J., Zhang, R., Liu, J., Cheng, L., 2011. Vegetation characteristics and water purification by artificial floating island. *Afr. J. Biotechnol.* 10, 19119–19125.
- Ye, S., Li, Z., Lek-Ang, S., Feng, G., Lek, S., Cao, W., 2006. Community structure of small fishes in a shallow macrophytic lake (Niushan Lake) along the middle reach of the Yangtze River, China. *Aquat. Living Resour.* 19, 349–359. <https://doi.org/10.1051/alr:2007005>
- Ye, X.-Q., Zeng, B., 2013. Survival and carbohydrate storage in two tolerant plant species exposed to prolonged flooding in the Three Gorges Reservoir Region. *水生生物学报* 37.
- Yeh, N., Yeh, P., Chang, Y.-H., 2015. Artificial floating islands for environmental improvement. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 47, 616–622. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.03.090>
- Yi, Y., Yang, Z., Zhang, S., 2010. Ecological influence of dam construction and river-lake connectivity on migration fish habitat in the Yangtze River basin, China. *Procedia Environ. Sci.* 2, 1942–1954.
- Yu, B., Xu, L., 2016. Review of ecological compensation in hydropower development. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 55, 729–738. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.10.038>
- Zalewski, M., Frankiewicz, P., 2002. The potential to control fish community structure using preference for different spawning substrates in a temperate reservoir. *Manag. Ecol. Lake Reserv. Fish.* 217–222.
- Zalocar de Domitrovic, Y., 2003. Effect of fluctuations in water level on phytoplankton development in three lakes of the Paraná river floodplain (Argentina). *Hydrobiologia* 510, 175–193. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008643.50105.4b>
- Zamora-Marín, J.M., Ilg, C., Demierre, E., Bonnet, N., Wezel, A., Robin, J., Vallod, D., Calvo, J.F., Oliva-Paterna, F.J., Oertli, B., 2021. Contribution of artificial waterbodies to biodiversity: A glass half empty or half full? *Sci. Total Environ.* 753, 141987. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141987>
- Zarfl, C., Lumsdon, A.E., Berlekamp, J., Tydecks, L., Tockner, K., 2015. A global boom in hydropower dam construction. *Aquat. Sci.* 77, 161–170. <https://doi.org/10.1007/s00027-014-0377-0>
- Zhang, P., Zou, Y., Xie, Y., Zhang, S., Zhu, F., Chen, X., Li, F., Deng, Z., Yao, Y., Song, Y., 2021. Phenological mismatch caused by water regime change may explain the population variation of the vulnerable lesser white-fronted goose in east Dongting Lake, China. *Ecol. Indic.* 127, 107776. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107776>
- Zhang, X., Liu, X., Ding, Q., 2013. Morphological responses to water-level fluctuations of two submerged macrophytes, *Myriophyllum spicatum* and *Hydrilla verticillata*. *J. Plant Ecol.* 6, 64–70. <https://doi.org/10.1093/jpe/rts009>
- Zhong, Y., Power, G., 1996. Environmental impacts of hydroelectric projects on fish resources in China. *Regul. Rivers Res. Manag.* 12, 81–98.
- Zika, U., Peter, A., 2002. The introduction of woody debris into a channelized stream: effect on trout populations and habitat. *River Res. Appl.* 18, 355–366. <https://doi.org/10.1002/rra.677>
- Zohary, T., Ostrovsky, I., 2011. Ecological impacts of excessive water level fluctuations in stratified freshwater lakes. *Inland Waters* 1, 47–59. <https://doi.org/10.5268/IW-1.1.406>
- zu Ermgassen, S.O.S.E., Utamiputri, P., Bennun, L., Edwards, S., Bull, J.W., 2019. The Role of “No Net Loss” Policies in Conserving Biodiversity Threatened by the Global

Zuur, A.F., Ieno, E.N., 2016. *Beginner's guide to zero-inflated models with R*. Highland Statistics Limited United Kingdom.

## AUTRES REFERENCES

- Abdulhak S., Marquis F., 2016. Végétalisation et de lutte contre l'érosion sur les rives du lac de Serre-Ponçon. Bilan de plantations expérimentales et perspectives. 17p.
- Abdulhak S., 2015. Projet d'étude de la végétation et de la végétalisation en flore locale, des rives du lac de Serre-Ponçon. 36p.
- Abdulhak S., 2018. Bilan des opérations de plantations sur la zone du Liou pour l'année 2017. 11p.
- Chappaz, R., Boudenne, J-L., Cazaubon, A., Cuoc, C., Mori, J-P., Cavalli, L., 2009. IVème Etude hydro biologique de la retenue de Serre-Ponçon (Hautes Alpes). Bilan 1959-2007, 156p.
- Chancerel F., 2003, Le Brochet, biologie et gestion. Conseil supérieur de la pêche (Collection mise au point), 199p.
- Dolmaire E., Lambert P., Drouineau H., Westrelin S., 2016. Rapport de stage de 2ème année de Master. Dynamique spatiale d'une population de brochets dans une retenue hydroélectrique. 43p.
- Eaufrance, 2013. BULLETIN N°2 : PRELEVEMENTS QUANTITATIFS SUR LA RESSOURCE EN EAU, EDITION MARS 2017. Disponible en ligne : [https://www.eaufrance.fr/sites/default/files/2018-06/prelevements\\_2013\\_201703.pdf](https://www.eaufrance.fr/sites/default/files/2018-06/prelevements_2013_201703.pdf)
- HLPE, 2015. L'eau, enjeu pour la sécurité alimentaire mondiale. Rapport du Groupe d'experts de haut niveau sur la sécurité alimentaire et la nutrition du Comité de la sécurité alimentaire mondiale, Rome 2015, 151p.
- Office de tourisme de Serre-Ponçon, 2020. Dossier de Presse. Disponible en ligne : <https://www.serreponcon.com/content/uploads/2019/12/Dossier-de-Presse-Serre-Pon%C3%A7on-2020.pdf>
- Peeters, A., Verniers, G., Houbrechts, G., Hallot, E., & Petit, F. (2020). Protections de berges en génie végétal : Conception, application, suivi et recommandations. Namur, Belgium: Direction des Cours d'Eau non navigables (SPW - DGO3 - DDRCB - DCENN).
- Richard A., Caudron A., Tabouret H., Bareille G., 2020. Evaluation de la contribution du repeuplement dans le stock de brochets du lac de Serre-Ponçon par la composition géochimique des otolithes. Note technique. 19p.
- R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- RStudio Team (2021). RStudio: Integrated Development Environment for R. RStudio, PBC, Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.
- Syndicat Mixte d'Aménagement et de Développement de Serre-Ponçon, 2012a. Note de synthèse. Développement de l'activité pêche sur le lac de Serre-Ponçon : création d'une frayère expérimentale de 500m<sup>2</sup>. 14p.
- Syndicat Mixte d'Aménagement et de Développement de Serre-Ponçon, 2012b. Retour d'expérience. Développement de l'activité pêche sur le lac de Serre-Ponçon : création d'une frayère expérimentale au Riou Bourdou. 22p.
- Tomson T., Calonnier E., Dumonceau F., 2010. Rapport final : Projet d'optimisation de l'efficacité des frayères artificielles flottantes et mise en place d'actions

complémentaires visant à assurer le recrutement des poissons phytophiles dans les lacs de l'Eau d'Heure. 156p.

# **ANNEXES**

## Annexe 1 – Fréquentation des FLOLIZs par la faune terrestre et amphibie

La faune terrestre et amphibie n'a pas été suivie selon un protocole scientifique, mais nous l'avons recensée avec attention à chaque mission de terrain. Par exemple, toutes les traces (fèces, plumes, coquilles d'œufs, restes de nourriture...) de leur passage sur les FLOLIZs mais aussi toutes les observations directes ont été recensées (Fig. 1)



Figure A1-1 : Photographies des indices laissés par la faune terrestre de leur fréquentation sur les FLOLIZs. (A) Poisson partiellement mangé ; (B) Fèces ; (C) Coquille d'œuf tombé dans l'eau ©Projet UROS

Ainsi, trois espèces d'oiseaux sont observées fréquemment sur les FLOLIZs, comme la Bergeronnette grise (*Motacilla alba*) (Fig. 2A), le Canard colvert (*Anas platyrhynchos*) (Fig. 2B) et le Goéland argenté (*Larus argentatus*) (Fig. 2C). En particulier, toutes ces espèces ont nichés dans les caissons-jardinières des FLOLIZs, qu'ils avaient soigneusement transformés en nids (Fig. 3). Les goélands ont pondu toutes les années (2019, 2020 et 2021) et sur minimum deux FLOLIZs à chaque fois. Afin de suivre la couvaison, l'éclosion et la croissance des poussins de goéland, nous avons placé en 2019 une caméra timelaps à proximité du nid sur la FLOLIZ 3 (Fig. 4). Pour la bergeronnette grise, deux nidifications au printemps 2020 et 2021 sur la FLOLIZ 1 ont été recensées. Enfin, pour les canards colverts, une ponte a été vue au printemps 2021 sur la FLOLIZ 1 et deux pontes sur la FLOLIZ 3 (soit deux couples en même temps) pour un total de 24 œufs ! Au total, 40 œufs ont été pondus sur l'ensemble des FLOLIZs durant ces trois années d'expérimentation (Tab. 1). Une information intéressante est le fait que tous les nids ont été construits dans un caisson abrité du côté opposé au batillage.

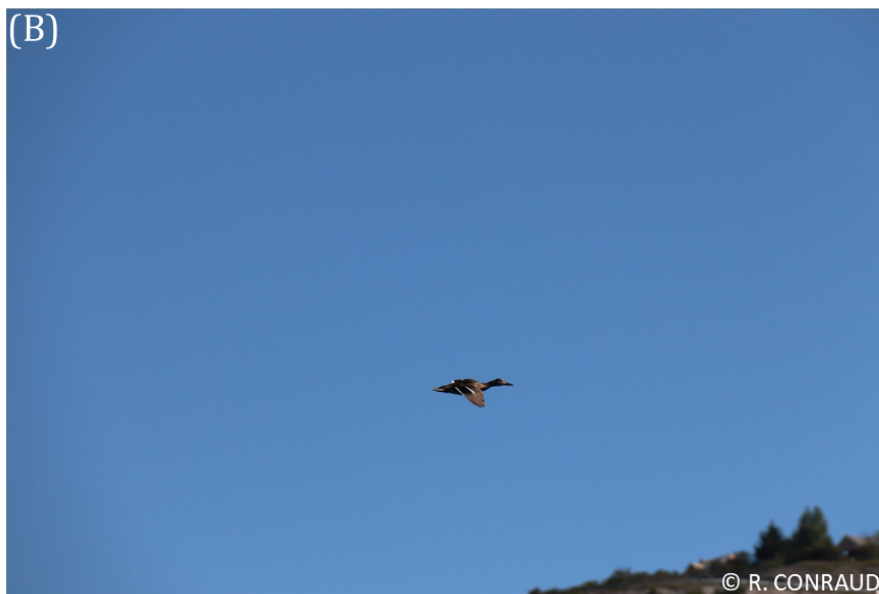


Figure A1-2 : Photographies des oiseaux observés sur les FLOLIZs. (A) Bergeronnette grise (*Motacilla alba*) sur une FLOLIZ ; (B) Canard colvert (*Anas platyrhynchos*) qui s'envolait d'une FLOLIZ ; (C) Goéland argenté (*Larus argentatus*) sur une FLOLIZ. ©Projet UROS



Figure A1-3 : Photographies des nids des différentes espèces d'oiseaux observés sur les FLOLIZs. (A) et (B) Nids de goéland argenté ; (C) et (D) Nids de canard colvert ; (E) Nids de bergeronnette grise ; (F) Oisillons de bergeronnette grise récemment éclos. ©Projet UROS

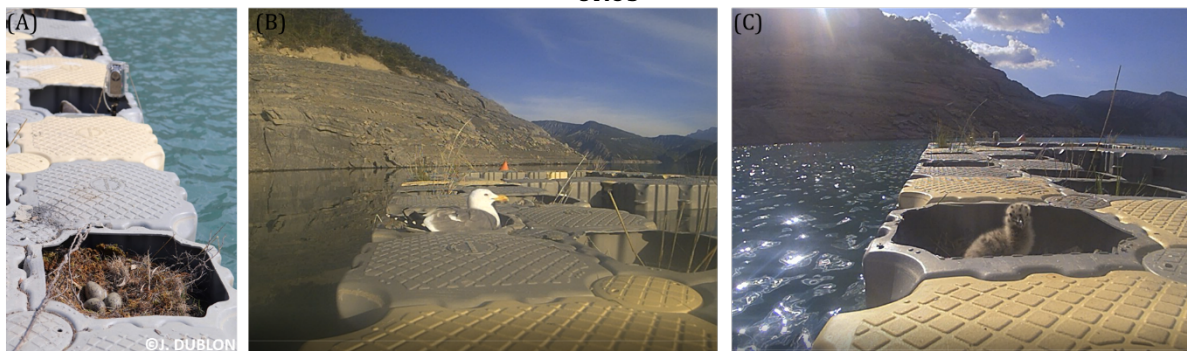


Figure A1-4 : Suivi de la couvaison d'un goéland argenté sur une FLOLIZ. (A) Pose d'une caméra time laps à proximité du nid ; (B) Goéland en pleine couvaison ; (C) Poussin fraîchement éclos ©Projet UROS

Tableau A1-1 : Synthèse des recensements des pontes d'oiseaux sur les FLOLIZs entre avril 2019 et juin 2021.

<b>Station</b>	<b>Date</b>	<b>Espèce</b>	<b>Observation</b>
FLOLIZ 1	19 avril 2019	Goéland argenté	Nid + 1 œuf
FLOLIZ 2	19 avril 2019	Goéland argenté	Nid + 3 œufs
FLOLIZ 3	19 avril 2019	Goéland argenté	Nid + 3 œufs
FLOLIZ 2	25 mai 2020	Goéland argenté	Nid + 2 œufs
FLOLIZ 1	25 juin 2020	Bergeronnette grise	Nid sans œuf
FLOLIZ 1	05 mai 2021	Canard colvert	Nid + 8 œufs
FLOLIZ 3	05 mai 2021	Canard colvert	Nid + 8 œufs
FLOLIZ 1	25 mai 2021	Bergeronnette grise	Nid + 5 œufs
FLOLIZ 2	25 mai 2021	Goéland argenté	Nid + 2 œufs
FLOLIZ 3	25 mai 2021	Canard colvert	Nid + 8 œufs

Nous avons également pu observer tous les stades de crapaud commun (*Bufo bufo*) (Fig 5A et 5B) ainsi que plusieurs pontes en 2021 dans les racines des hélophytes de l'étage central à 1m de profondeur d'une FLOLIZ (Fig 5C). Il est intéressant de noter que les racines des hélophytes peuvent également servir de support pour la ponte des amphibiens. Concernant les reptiles, seul un lézard des murailles (*Podarcis muralis*) avait établi son territoire et se prélassait en été sur les caissons flottants de la FLOLIZ 2 (Fig 6). Cet individu a été observé durant deux années consécutives en 2019 et 2020.

Enfin, nous avons pu remarquer que les plantes terrestres attiraient de nombreux insectes comme des sauterelles (Fig 7), des coléoptères, mais aussi des abeilles en période de floraison.

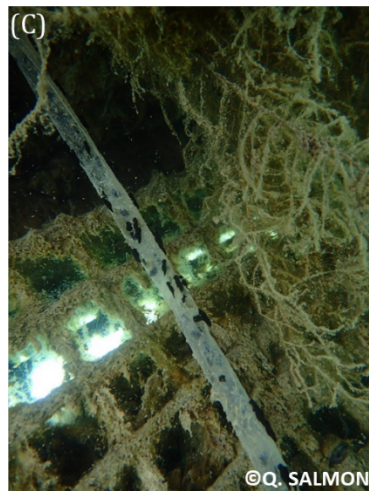


Figure A1-5 : Photographie des différents stades de crapaud commun (*Bufo bufo*) observés dans les FLOLIZs. (A) Adulte dans un caisson d'une FLOLIZ ; (B) Juvénile dans un caisson d'une FLOLIZ ; (C) Pontes observées dans les racines des hélophytes. ©Projet UROS



Figure A1-6 : Photographie d'un lézard des murailles (*Podarcis muralis*) sur la partie terrestre de la FLOLIZ 2. ©Projet UROS



Figure A1-7 : Photographie d'une grande sauterelle verte (*Tettigonia viridissima*) sur un héliophyte de la FLOLIZ 1. ©Projet UROS

## **Conclusion**

Ces observations sont la preuve que la partie terrestre des FLOLIZs avec les caissons-jardinières est attractive et fonctionnelle pour la biodiversité terrestre et amphibie puisque nous avons pu recenser plusieurs pontes de différentes espèces d'oiseaux, des pontes d'amphibien et la présence d'insectes et de reptile. Malgré la présence et la nidification d'anatidés dont le régime alimentaire est en parti constitué de plantes aquatiques, aucune prédation des herbiers dans les FLOLIZs n'a été observée.

Annexe 2 – Suivi de la végétation des Radeaux flottants UROS sur le lac de Serre-Ponçon. Année 2020 (voir page suivante)



Septembre 2020

## Suivi de la végétation des Radeaux flottants UROS sur le lac de Serre-Ponçon Année 2020

Sylvain ABDULHAK

## Table des matières

1. Contexte du suivi de végétalisation des radeaux UROS .....	4
2. Suivi de la végétalisation pour l'année 2020 .....	5
2.1. Méthode de suivi .....	5
2.2. Résultats .....	7
2.2.1. Suivi des plantes aquatiques.....	7
2.2.2. Suivi des plantes terrestres et leurs racines .....	11
2.3. Conclusions .....	18
Documentation.....	18

Citation : ABDULHAK S., 2020 –*Suivi de la végétation des Radeaux flottants UROS sur le lac de Serre-Ponçon - Année 2020. Conservatoire Botanique National Alpin. 18pp.*

## 1. Contexte du suivi de végétalisation des radeaux UROS

En fin d'été 2018, la végétation aquatique a été transplantée dans deux compartiments de niveau -50cm de chacun des trois radeaux (Abdulhak *et al.* 2018). Il s'agissait essentiellement de plants de *Myriophyllum spicatum* provenant du plan d'eau de Saint-Bonnet-en-Champsaur (05) mis en culture sur laine de roche hydroponique, auxquels se sont rajoutés, en grande partie spontanément, des Characées et des *Stuckenia pectinata*. 2x18 biohuts ont été déposés par radeau soit 108 biohuts au total. Les suivis à l'année n+1 ont été réalisés le 08/02/2019, le 18/06/2019 et le 25/09/2019 par un simple suivi visuel et photographique (Abdulhak *et al.* 2019). Les premiers résultats permettaient de conclure à une regression annuelle du couvert végétal comprise entre -50% et -90% selon les compartiments et les radeaux, même si les Characées et *Stuckenia pectinata* se sont développés localement sur certains biohuts. Ces résultats peu encourageant confirmaient l'inadaptation du support et du substrat. En effet, en dépit des multiples expérimentations, les myriophylles et les potamots mis en culture en biohuts sur de la laine de roche hydroponique ne se sont pas développés. Il a donc été décidé de s'affranchir des cages 'biohuts' et de la laine de roche pour revenir à des techniques traditionnelles de culture en pot.

A l'automne 2019 nous avons reconstitué un stock de Potamots :

- Récolte de *Potamogeton coloratus* implantés dans les bassins de culture du CBNA (origine Les ramières -26)
- Récolte de *Potamogeton lucens* implantés dans les bassins de culture du CBNA (origine Saint-Bonnet)
- Commande de *Potamogeton lucens* et *Potamogeton nodosus* auprès de P. Walker, pépinière spécialisée dans les plantes de zones humides

Les récoltes du CBNA ont été mises en culture en bacs avec bulleurs à 20°C et 12h lumière dans l'attente de la mise en pot et de la transplantation sur les radeaux. Puis l'ensemble du stock a été mis en culture en pot le 02/12/2019 par l'équipe du CBNA et Ecocean selon les modalités suivantes définies par Quentin Salmon (INRAE-OFB-ECOCEAN) :

- 36 bacs en plastique
- Terreau aquatique
- Billes d'argile
- pouzzolane
- Répartition des bacs :
  - 2x 9 bacs *Potamogeton lucens* (provenance CBNA+Pépinière Walker)
  - 9 *P. coloratus* (provenance CBNA)
  - 9 *P. nodosus* (provenance Pépinière Walker)



Photo 1 : Récoltes complémentaires de *Potamogeton nodosus* et *Potamogeton lucens* sur le site de culture du CBNA et mise en pot le 02/02/2019. Photo. S. Abdulhak-CBNA, Q. Salmon-Ecocean-INRAE-OFB

## 2. Suivi de la végétalisation pour l'année 2020

### 2.1. Méthode de suivi

L'objectif est de réaliser un suivi de la reprise de végétation sur le radeau principalement au niveau aquatique. Classiquement en termes de suivi de végétalisation, il s'agit d'appréhender l'évolution de la composition floristique et de la biomasse, en mesurant les fréquences des taxons et leur abondance relative à travers la hauteur de végétation et le recouvrement de végétation. La méthode employée est la suivante :

#### **Au niveau du suivi de la végétation aquatique :**

- Relevé des taxons de chaque biohut/bacs de chaque compartiment : Présence/absence par biohut/bac. Relevé effectué par observation directe subaquatique.
- Relevé de la hauteur moyenne et de la hauteur maximale de végétation (tous taxons confondus) de chaque biohut/bac. Relevé effectué au mètre pliable, par observation directe subaquatique. Hauteur exprimée en centimètres. Les hauteurs de végétation ont été réalisées selon la méthode de Pérez-Harguindeguy N. et al. 2013, p.175 : « *La hauteur de la plante est la plus courte distance entre les parties supérieures du sol et les principaux tissus photosynthétiques (en excluant l'inflorescence) d'une plante et du niveau du sol. Elle s'exprime en mètres. La hauteur de la plante, ou hauteur maximale (Hmax), est la taille maximale qu'un individu mature typique d'une espèce atteint dans un habitat donné. Hmax est associé à la forme de croissance, à la position de l'espèce dans le gradient vertical de lumière de la végétation, à la vigueur compétitive, la taille de la reproduction, la fécondité de la plante entière, la durée de vie potentielle et si une espèce est capable d'établir et d'atteindre une taille de reproduction entre deux événements de perturbation (comme par exemple un incendie, une tempête, un labour, un pâturage).* » Dans notre cas nous exprimons la hauteur en centimètres.

- Estimation du recouvrement de chaque taxon. Recouvrement estimé visuellement, exprimé en %, par observation directe subaquatique.

**Au niveau du suivi des racines de végétation terrestre :**

- Suivi photographique de l'évolution des racines. Photos prise latéralement depuis l'intérieur des trois compartiments. Seule la rangée interne des bacs est suivie pour chaque compartiment. Pas de données quantitatives pour le moment, à définir si nécessaire.

**Au niveau de la végétation terrestre :**

- Suivi photographique de la partie aérienne des radeaux
- Estimation du pourcentage d'occupation des principaux taxons dans les bacs

Les suivis ont été effectués le 06/07/2020 dans des conditions optimales : temps clair et ensoleillé, eau peu agitée. Nous avons fait le choix de réaliser le suivi avant le stade de développement des tiges fructifères, ce qui nous a permis de mesurer convenablement le recouvrement et la hauteur des plantes notamment pour les potamots. Pour les trois espèces de potamots des radeaux, la hauteur des tiges fructifères à leur complet développement atteint la surface de l'eau, cette mesure n'aurait donc pas été pertinente. De plus l'estimation des recouvrements aurait été difficile à réaliser dans les herbiers de potamots fructifiés, à cause des tiges et des feuilles flottantes qui s'étalent en surface.

Il conviendra cependant de réaliser un passage en fin d'été- début d'automne pour apprécier la proportion de pieds fructifères de potamots. Il s'agira évidemment de réaliser les suivis 2021 dans les mêmes conditions et à la même période pour obtenir des résultats comparables.

## 2.2. Résultats

### 2.2.1. Suivi des plantes aquatiques

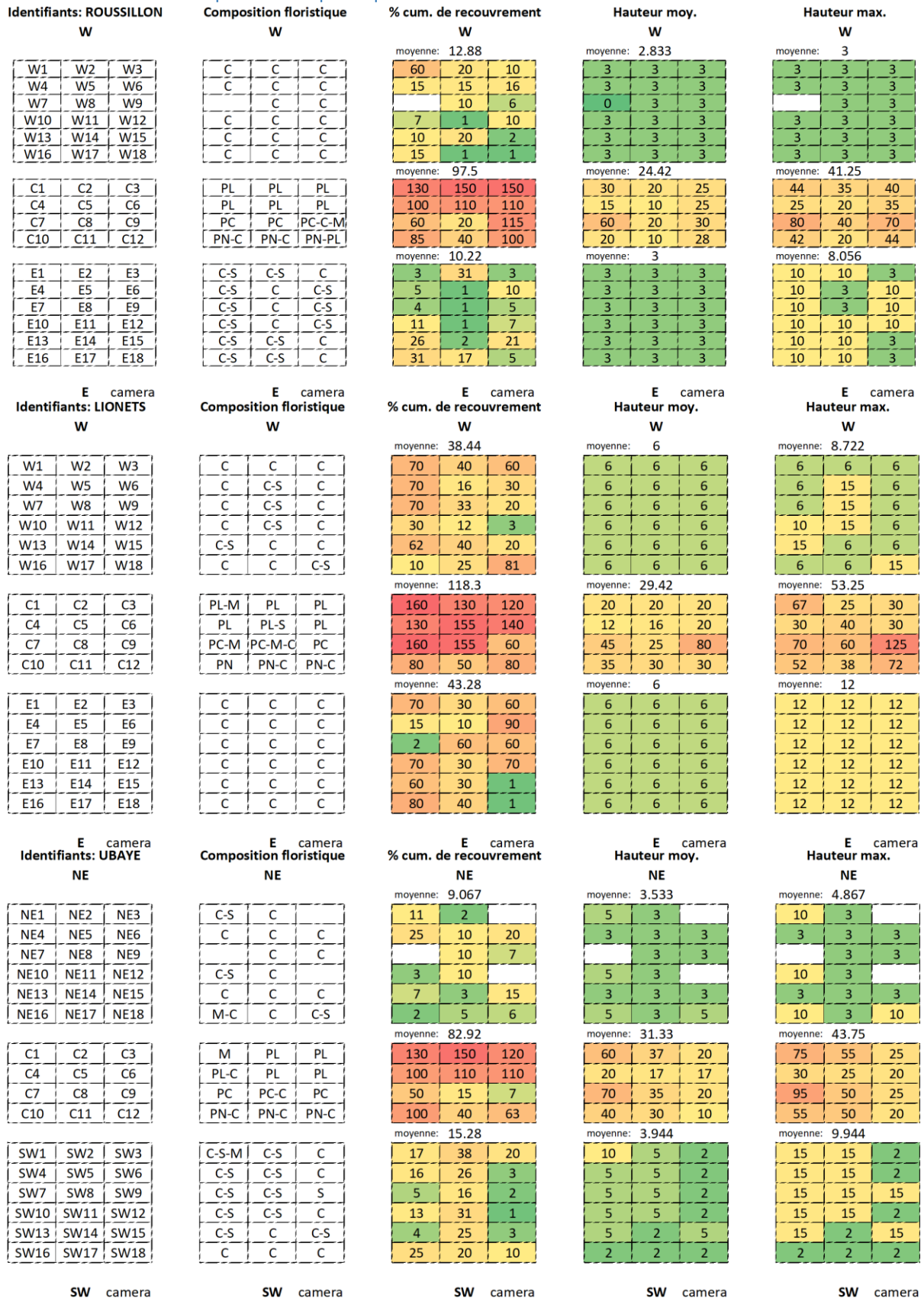


Figure 1 : représentation graphique synthétique de la composition, du recouvrement de végétation et des hauteurs de végétation sur les trois radeaux UROS : Roussillon, Lionets, Ubaye

Les trois compartiments sont représentés pour chaque radeau: les deux extérieurs qui contiennent initialement des biohuts avec de la laine de roche et des *Myriophyllum spicatum*/Characées/*Stuckenia pectinata* ; et le compartiment central qui contient des bacs plastiques avec un substrat terreau aquatique + billes d'argile + pouzzolane et des Potamots.

Les trois compartiments sont représentés pour chacune des cinq variables :

- **Identifiants** : Nom du radeau et code unique pour les biohuts/bacs
- **Composition floristique** :
  - o C= Characées
  - o S= *Stuckenia pectinata*
  - o M= *Myriophyllum spicatum*
  - o PL= *Potamogeton lucens*
  - o PC= *Potamogeton coloratus*
  - o PN= *Potamogeton nodosus*
- **% cum. de recouvrement** : est le cumul de recouvrement de chaque taxon par biohut/bac. Ainsi, le pourcentage de recouvrement du taxon 1 s'ajoute à celui du taxon 2 etc...De plus le pourcentage est le taux d'occupation de végétation du Bac/biohut. Si la végétation « déborde » de son contenant, le pourcentage de recouvrement peut dépasser les 100% pour un taxon. Lorsqu'un biohut/bac a un pourcentage de recouvrement supérieur à 100, il peut s'agir d'un taxon qui occupe une surface plus large que son contenant, ou d'un cumul de recouvrement de plusieurs taxons.
- **Hauteur moy.** : hauteur moyenne de végétation tous taxons confondus par biohut/bac
- **Hauteur max.** : hauteur maximale de végétation enregistrée par biohut/bac

Les recouvrements cumulés de végétation et les hauteurs moyennes rendent compte du volume de végétation, donc de la biomasse végétale. Rappelons que l'objectif initial de la végétalisation vise une biomasse végétale élevée pour reconstituer l'écosystème de la faune halieutique.

Sur les graphiques figure 1, nous observons globalement un plus fort recouvrement cumulé de végétation sur le radeau 'Lionets'. Ceci est dû au fort recouvrement des Characées des compartiments '-50cm' qui est 3 à 4 fois supérieur à ceux des radeaux Roussillon et Ubaye.

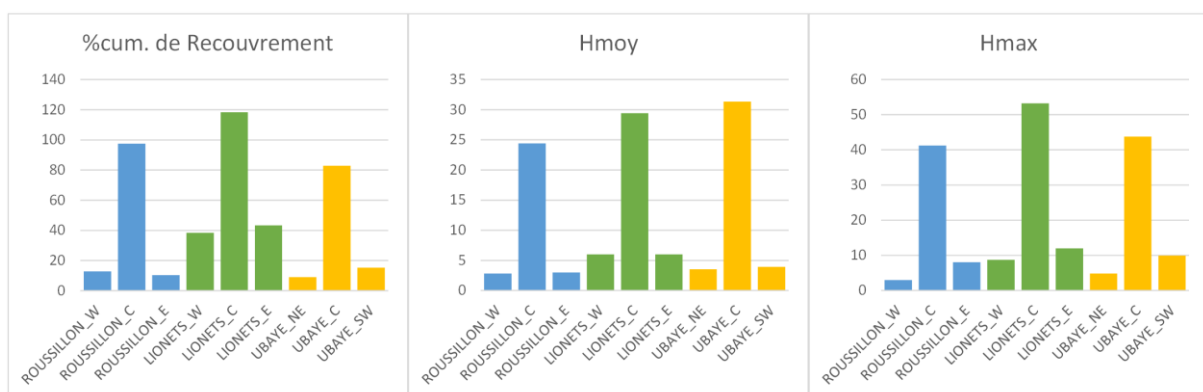


Figure 2 : Pourcentage cumulé des recouvrements, hauteurs moyennes et hauteurs maximales de végétation sur les trois radeaux : Roussillon, Lionets, Ubaye

Les compartiments centraux à Potamots du radeau 'Lionets' (figure 2) ont un **recouvrement de végétation** supérieur de 20 à 30% à ceux des radeaux Roussillon et Ubaye (respectivement 118%, 98% et 83%).

Les **hauteurs moyennes de végétation** sont variables du simple au double sur les compartiments extérieurs des radeaux: 3cm pour 'Roussillon', 6 cm pour 'Lionets', 4 cm pour 'Ubaye'. Sur les compartiments centraux, ce sont les Potamots du Radeau Ubaye qui sont les plus élevés au 6/07/2020 (31cm de moyenne), suivi de ceux du radeau Lionets (29cm) et Roussillon (24cm).

Les **hauteurs maximales** sont plus élevées sur le radeau Lionets, suivi de celui de Roussillon et Ubaye (figure 3).

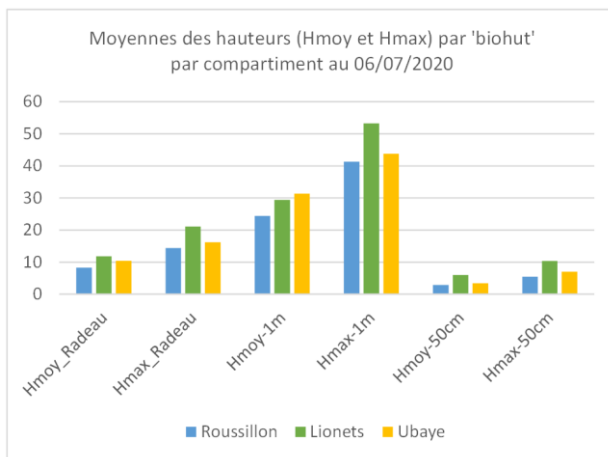


Figure 3 : Moyenne des hauteurs (moyenne et maximale) par biohut/bac et par compartiment (compartiment central : -1m, compartiments extérieurs -50cm).

Légende : Crec= Characées, Mrec= Myriophylles, Srec= Stuckenia pectinata, PLrec= Potamogeton lucens, PCrec= Potamogeton coloratus, PNrec= Potamogeton nodosus.

Si l'on s'intéresse plus précisément aux différentes espèces, on observe que la somme des recouvrements cumulés est à peu près équivalente sur les trois radeaux, excepté pour les Characées (figure 4). En effet le recouvrement des Characées est 3 à 4 fois supérieur sur le radeau Lionets que sur les radeaux Ubaye et Roussillon.

Les espèces qui pèsent le plus en termes de recouvrements sont les Characées, puis les *Potamogeton lucens*. Ce qui est normal puisque les Characées ont finalement colonisé les biohuts destinés initialement aux Myriophylles sur les compartiments extérieurs, ce qui correspond à 36 biohuts sur 48 biohuts/bacs au total par radeau.

Les *P. lucens* occupent 6 bacs sur les 12 bacs destinés aux potamots des compartiments centraux. Characées et *P. lucens* occupent finalement 42 biohuts/bacs sur 48, ce qui se traduit dans les graphiques ci-dessous.

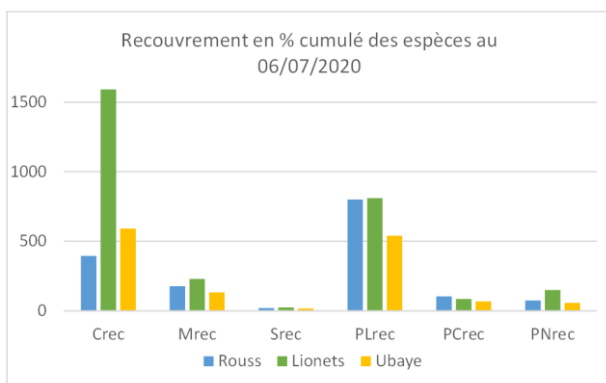
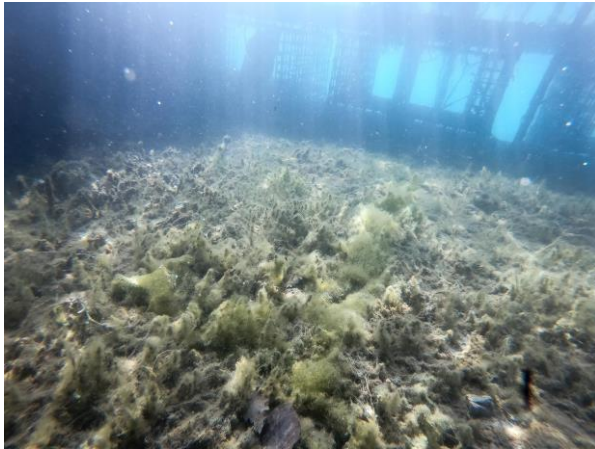


Figure 4 : Pourcentage cumulé des recouvrements par taxon sur les trois radeaux.

Légende : Crec= Characées, Mrec= Myriophylles, Srec= Stuckenia pectinata, PLrec= Potamogeton lucens, PCrec= Potamogeton coloratus, PNrec= Potamogeton nodosus.



*Photo 1 : Characées bien développés sur laine de roche (Radeau Lionets)*



*Photo 2 : Characées peu développés sur laine de roche (Radeau Roussillon)*



*Photo 3 : Stuckenia pectinata et Characées peu développés sur laine de roche (Radeau Roussillon)*



*Photo 4 : Potamots dans leurs bacs avec terreau aquatique, billes d'argile et pouzzolane (Radeau Ubaye)*



*Photo 5 : Compartiment central à Potamots avec bon développement des myriophylles et Characées (spontanées ?), radeau Lionets.*

Le recouvrement moyen de chaque taxon par biohut et par radeau, permet déterminer les espèces qui se développent le plus (figure 5).

Les développements des taxons sont variables en fonction des radeaux, notamment pour les Characées, les Myriophylles et les *P. nodosus*, avec des recouvrements au moins 2 fois supérieurs en surface sur le radeau Lionets par rapport aux deux autres.

Sur les trois radeaux, l'espèce qui se développe le plus est *Potamogeton lucens*, avec des recouvrements quasiment identiques sur les 3 radeaux.

Les Myriophylles ont presque totalement disparu des compartiments extérieurs (sauf sur le radeau 'Ubaye'). Elles ne sont présentes dans les compartiments centraux de Roussillon et Lionets. *P. coloratus* et *P. nodosus* se développent beaucoup moins bien que *P. lucens*.

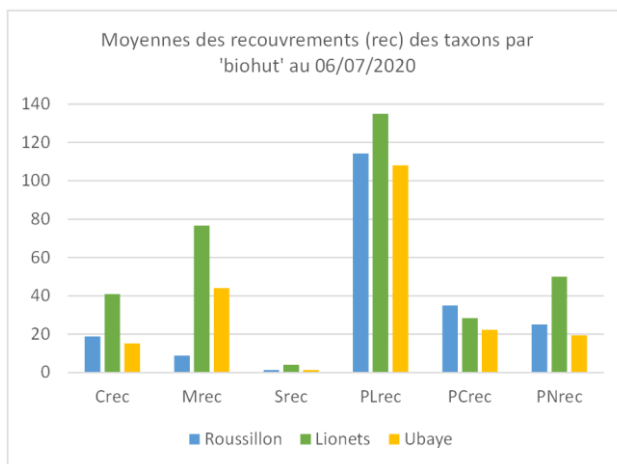


Figure 5: Moyenne des recouvrements des taxons par biohut/bac.

Légende : Crec= Characées, Mrec= Myriophylles, Srec= *Stuckenia pectinata*, PLrec= *Potamogeton lucens*, PCrec= *Potamogeton coloratus*, PNrec= *Potamogeton nodosus*.

### 2.2.2. Suivi des plantes terrestres et leurs racines

La partie émergée de la végétation terrestre a été suivi très simplement en relevant le taux d'occupation des bacs plastiques par les espèces dominantes. Les espèces dominantes sur les radeaux sont les suivantes :

- *Phalaris arundinacea* (Baldingère) : 25%
- *Calamagrostis spp.* (Calamagrostides : *C. epigejos*, *C. pseudophragmites*) : 25%
- *Phragmites australis* (Phragmite ou Roseau) : 20%
- *Juncus spp.* (Les Joncs : *J. alpinoarticulatus subsp. fuscoater*, *J. alpinoarticulatus subsp. alpinoarticulatus*, *Juncus articulatus*) : 20%
- *Carex elata* (Laîche élevée) : <10%
- *Salix spp.* (Les Saules : *Salix alba*, *S. purpurea* *S. elagnos* ou *S. triandra*) : <10%
- *Agrostis stolonifera* (Agrostide stolonifère) : <10%

Les espèces dominantes par radeau sont les suivantes (photo 6,7,8) :

- 'Roussillon' est occupé majoritairement par les *Phalaris arundinacea* (Baldingère), avec 70% d'occupation (photo 6, 10)
- 'Lionets' a une occupation équilibrée en espèces : *Calamagrostis spp.* (23%), *Salix spp.* (19%), *Carex elata* (12%) (photo 7).
- 'Ubaye' est dominé par les *Phragmites australis* (47% d'occupation) et les *Calamagrostis spp.* (47%) (photo 8).

Photo 6 : Radeau 'Roussillon', dominé par *Phalaris arundinacea* (Baldingère).



Photo 7 : Radeau 'Lionets', dominé par les *Calamagrostides*, les *Salix* spp, *Carex elata*

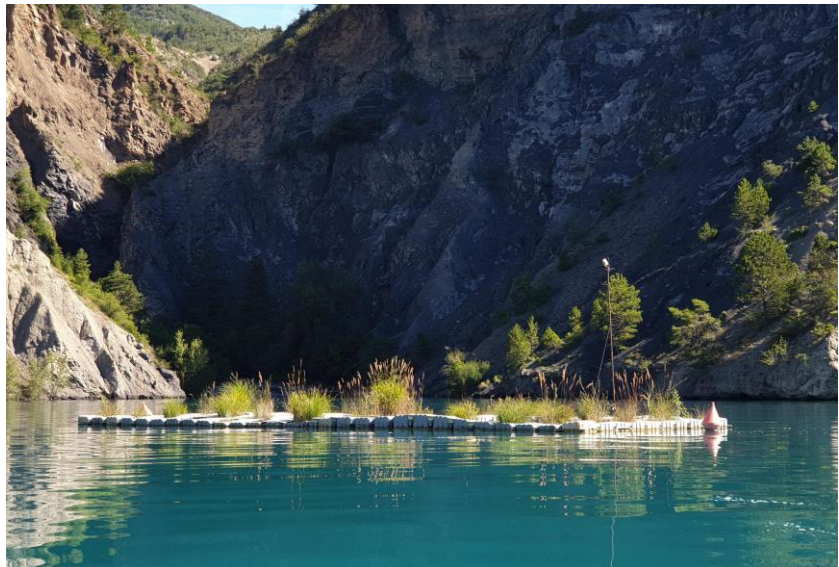


Photo 8: Radeau 'Ubaye', dominé par les *Calamagrostides* et les *Phragmites*



La composition en espèces terrestres impacte directement le volume racinaire qui se développe sous le radeau et donc les capacités d'accueil du milieu. Ci-dessous quelques exemples de développements racinaires sur les radeaux. On note que les *Carex elata*, et *Phalaris arundinacea* développent des racines à chevelu racinaire abondant (photo 9A et 9B). C'est aussi le cas pour les Calamagrostides et dans une moindre mesure les Phragmites. Les racines de Saules et de Prêles présentent un volume racinaire moins conséquent du fait d'une moindre densité de chevelu racinaire (Photo 9C et 9D). C'est aussi le cas des *Juncus spp.* (les joncs).

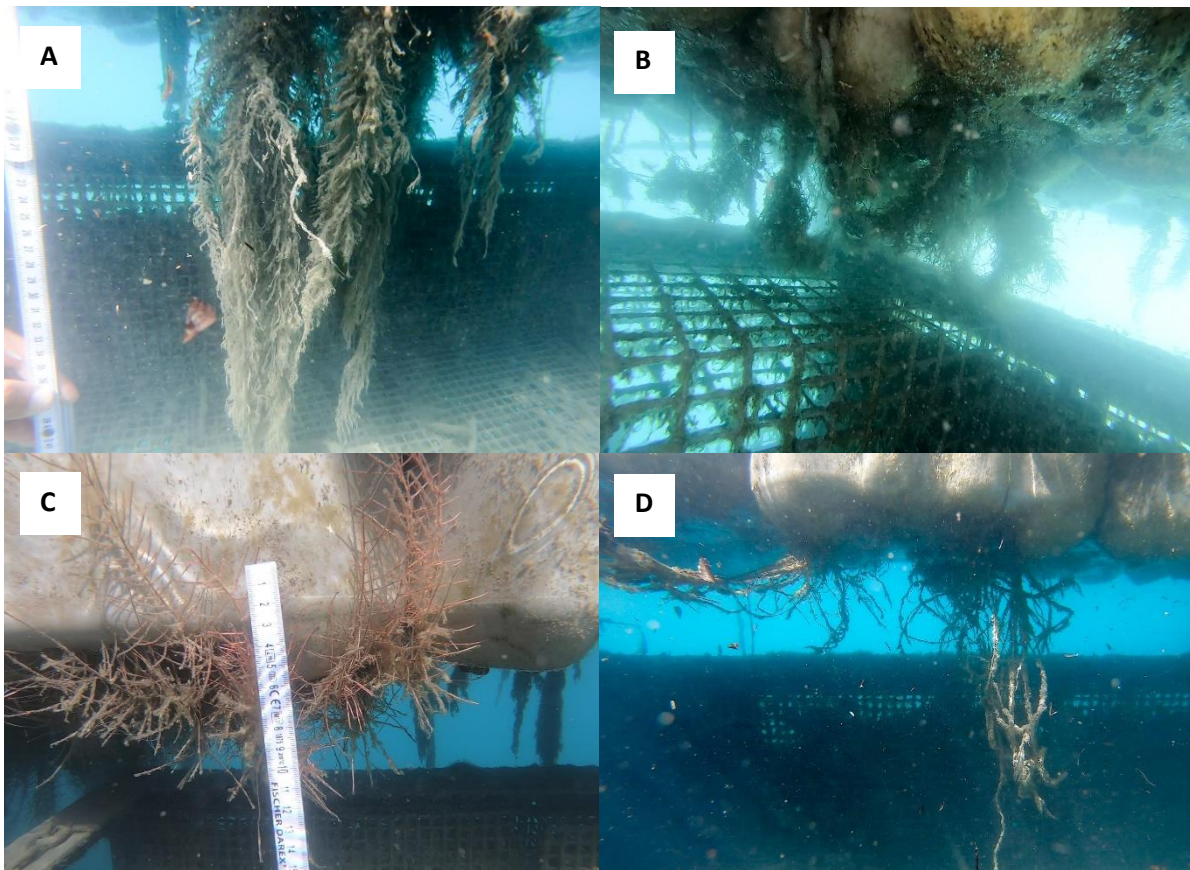


Photo 9: Racines de quatre espèces : A : *Carex elata* (Laïche élevée), B : *Phalaris arundinacea* (Baldingère), C : *Salix spp.*, D : *Equisetum ramosissimum* (prêle)

Les héliophytes du radeau, particulièrement les graminées aquatiques, ont un développement racinaire conforme à nos objectifs : de longues racines au chevelu racinaire dense, et donc un volume racinaire conséquent. Nous proposons ci-après d'en faire le suivi par simple estimation grâce à un suivi photographique. Seules les rangées internes des trois compartiments de chaque radeau ont été photographiées (planches photo 11,12,13). Il nous paraît compliqué d'extraire des valeurs quantitatives de hauteur moyenne et de recouvrement d'après ces photos. Cependant visuellement nous estimons que la quantité de racines est plus abondante sur le radeau Lionets puis sur celui de Roussillon. Le radeau Ubaye semble bien moins fourni. Les explications viennent de la composition floristique puisque Lionets est majoritairement composé de *Calamagrostis* et *Carex* (qui produisent de longues racines denses), Roussillon (photo 11) est principalement couvert par des *Phalaris arundinacea* (les Baldingères aux racines moins longues mais denses aussi), alors que ce sont

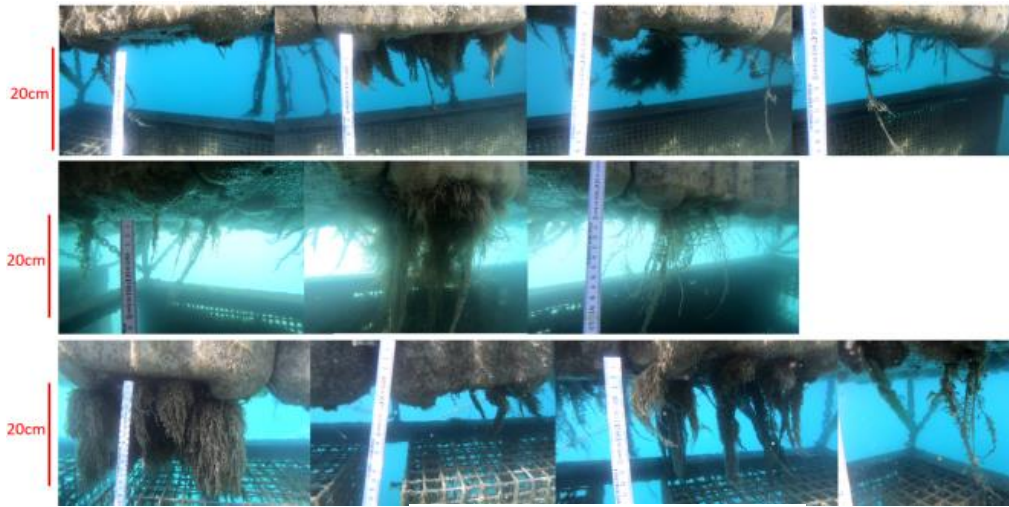
les *Phragmites* (au racines moins denses) qui dominant pour moitié le radeau Ubye. Les racines les plus longues et les plus denses sur la planche photo 13 du radeau Ubye correspondent aux Calamagrostides.

Rappelons que les bacs qui contiennent la végétation terrestre ont été percés sur le fond pour permettre aux racines de se développer dans l'eau. Il est possible que certaines espèces nécessitent des orifices plus larges pour déployer leurs racines. Par exemple *Phragmites australis* qui produit des stolons de plusieurs mètres en plus des racines.

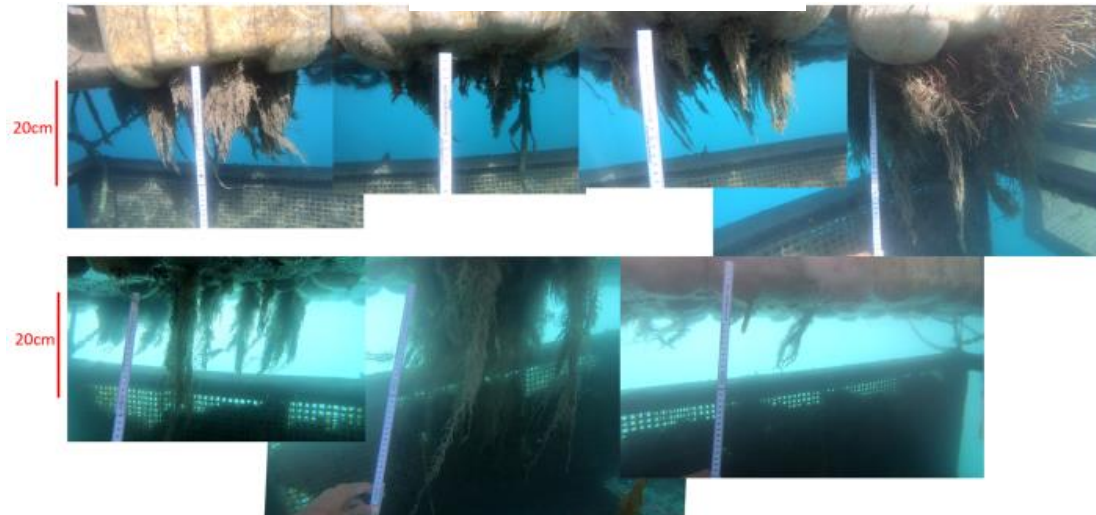


*Photo 10: Végétation terrestre du radeau 'Roussillon', riche en Baldingère (Phalaris arundinacea), au 06/07/2020*

Planche photo 11 :  
ROUSSILLON - compartiment extérieur



ROUSSILLON - compartiment central



ROUSSILLON - compartiment extérieur -Mat

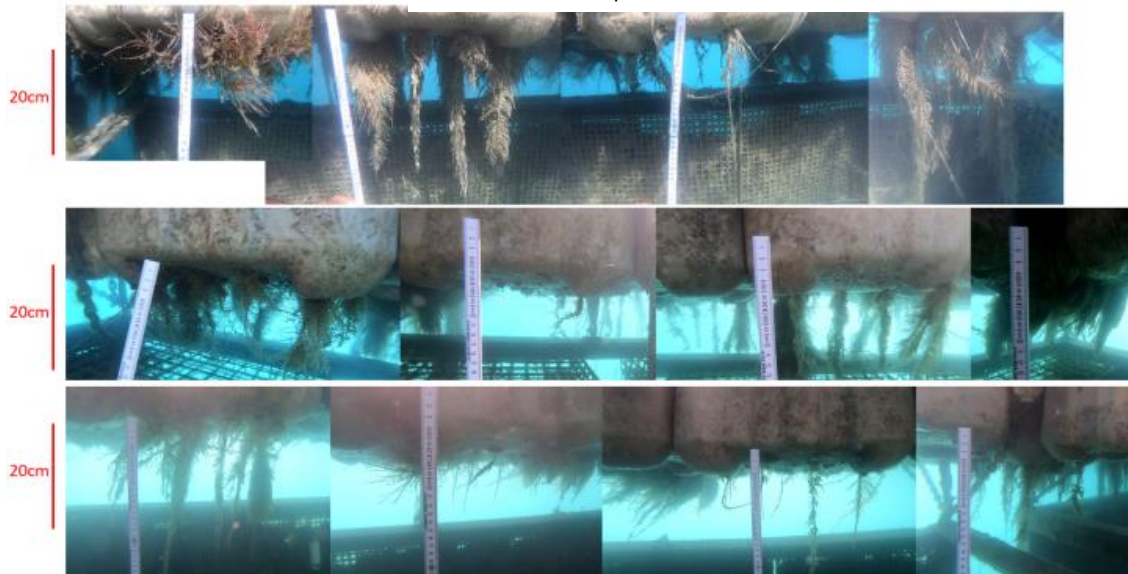
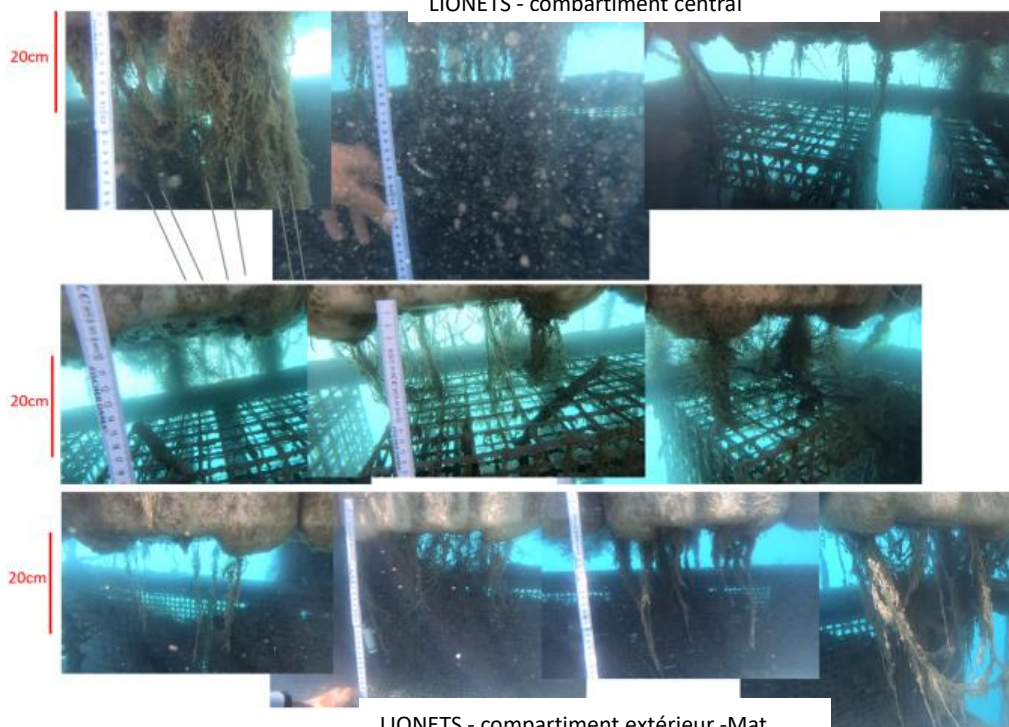


Planche photo 12  
LIONETS - compartiment extérieur



LIONETS - compartiment central



LIONETS - compartiment extérieur -Mat

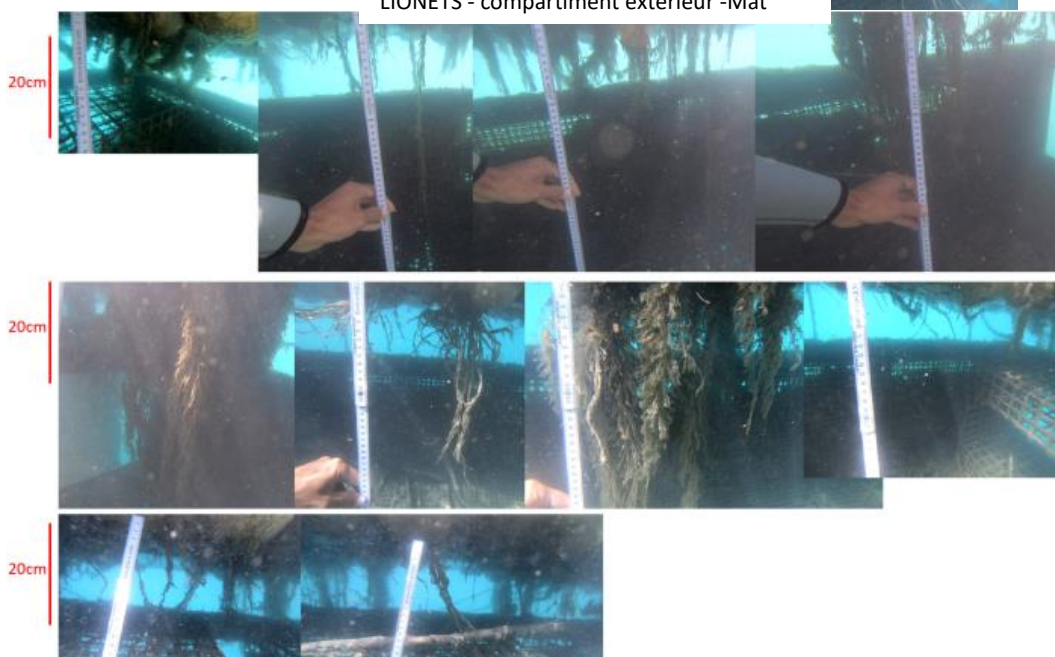
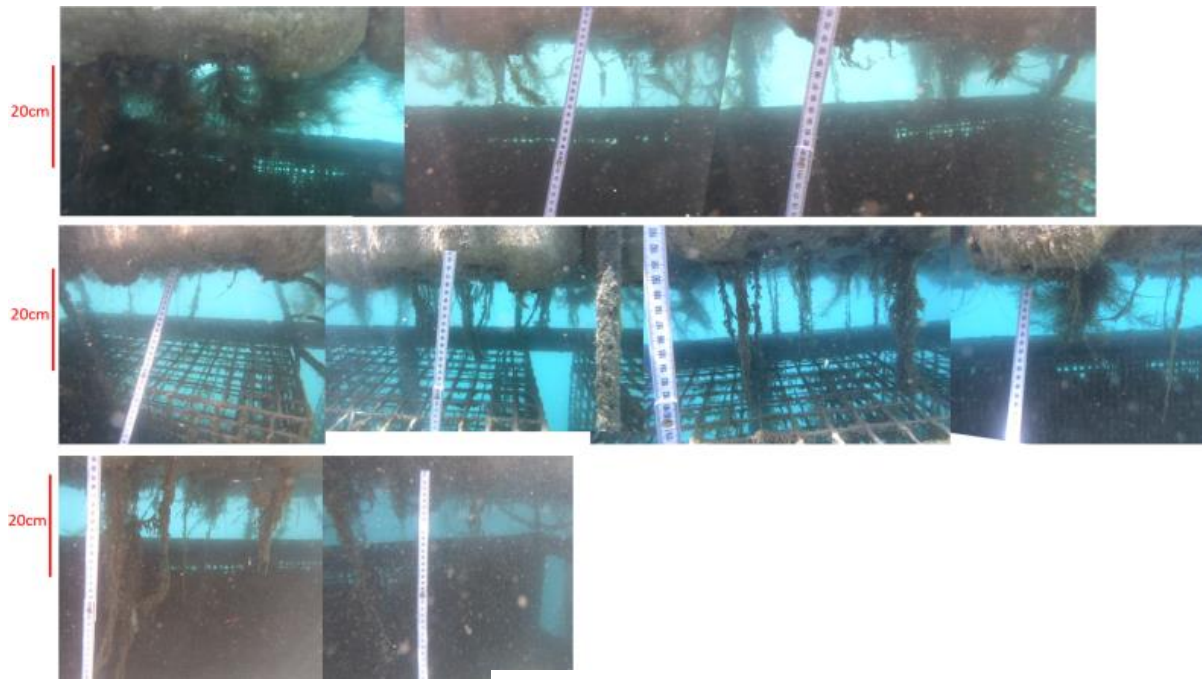
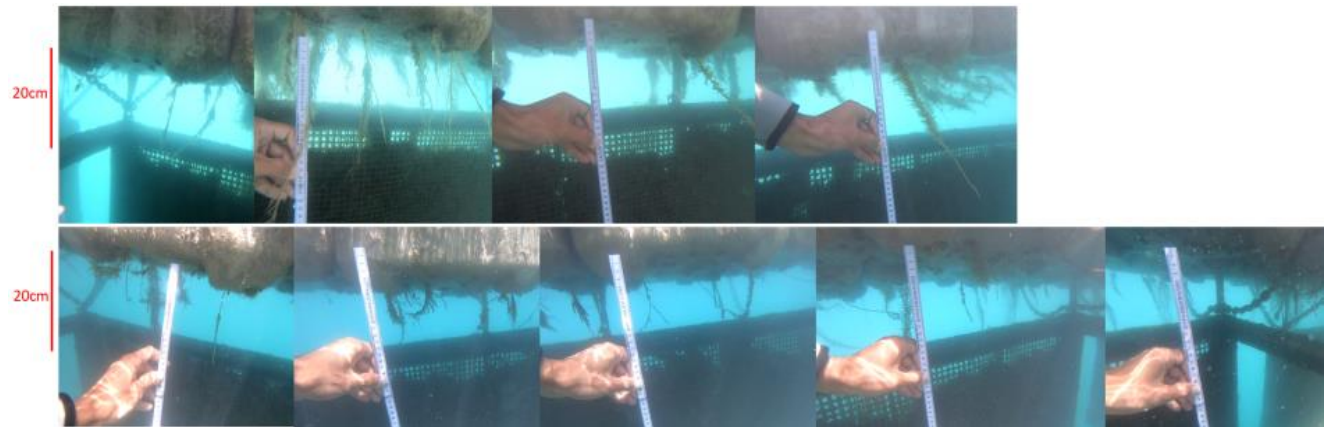


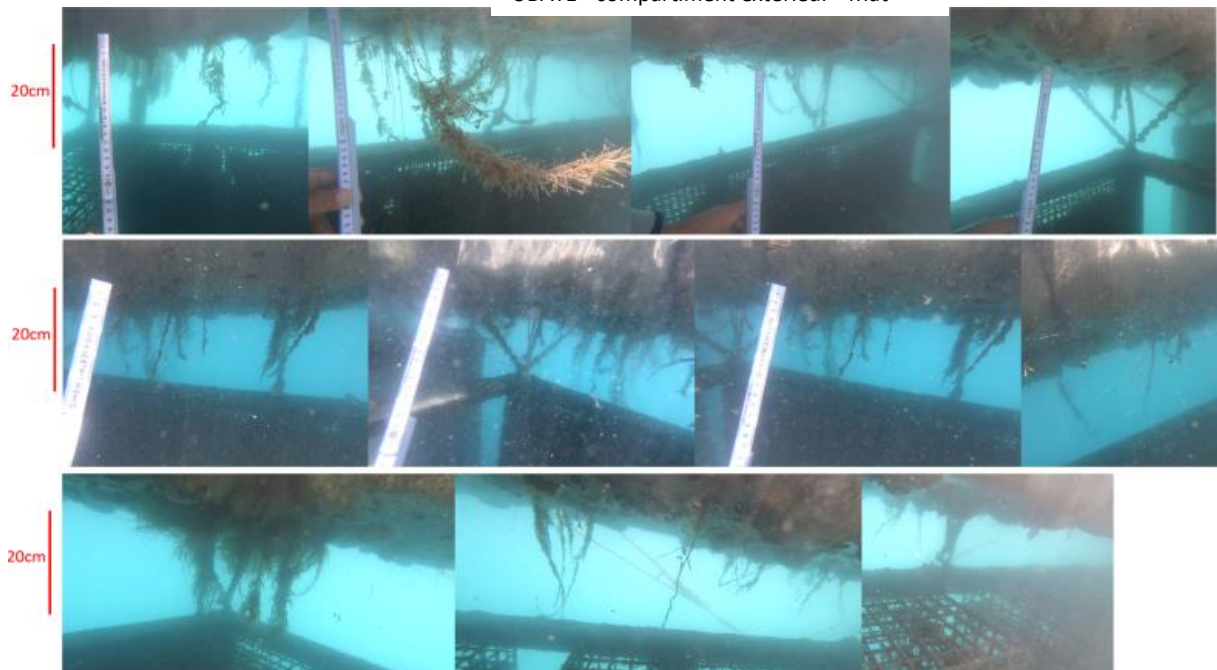
Planche photo 13  
UBAYE - compartiment extérieur



UBAYE - compartiment central



UBAYE - compartiment extérieur - Mat



### 2.3. Conclusions

Les observations de cette année confirment ce qui avait été relevé en 2019 :

- Une disparition quasi-complète des Myriophylles dans les compartiments extérieurs (-50cm) des radeaux. Seuls deux biohuts du radeau Ubaye en contiennent encore.
- Un développement progressif des Characées et des *Stuckenia pectinata* en quantités inégales sur trois radeaux.
- Un développement progressif de la végétation terrestre et de leurs racines.
- La présence d'algues filamenteuses et de sédiments sur le fond des radeaux, notamment sur les biohuts de laine de roche hydroponique.

Les expérimentations de culture de potamots en bacs avec terreau aquatique, billes d'argile et pouzzolane montrent des résultats très satisfaisants puisque tous les bacs contiennent une végétation qui s'est largement développée. Characées et Myriophylles sont venus (spontanément ?) accompagnés les potamots dans les bacs, ce qui a pour effet de reconstituer des herbiers à végétation stratifiée (photo 5): Characées → Myriophylle → Potamots, ce qui correspond exactement à l'objectif qui avait été fixé initialement.

Pour l'année 2021 nous réaliserons le suivi dans les mêmes conditions et la même période afin de mesurer la croissance des plantes.

### Documentation

Abdulhak, S. ; Billard, G. ; Marquis, F. – 2018. Bilan des opérations de récolte, culture et végétalisation dans le cadre du programme UROS. Conservatoire botanique national alpin, 10/2018. 34pp.

Abdulhak, S. ; Billard, G. ; Marquis, F. – 2019. Bilan des opérations d'étude des hydrophytes et de végétalisation dans le cadre du programme UROS – Année 2019. CBNA, 18 pp.

Pérez-Harguindeguy N., Díaz S., Garnier E., Lavorel S., Poorter H., Jaureguiberry P., Bret-Harte M. S., Cornwell W. K., Craine J. M., Gurvich D. E., Urcelay C., Veneklaas E. J., Reich P. B., Poorter L., Wright I. J., Ray P., Enrico L., Pausas J. G., de Vos A. C., Buchmann N., Funes G., Quétier F., Hodgson J. G., Thompson K., Morgan H. D., ter Steege H., van der Heijden M. G. A., Sack L., Blonder B., Poschlod P., Vaieretti M. V., Conti G., Staver A. C., Aquino S., Cornelissen J. H. C. – 2013. *New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. Australian Journal of Botany* **61**, 167-234.

Annexe 3 – Suivi de la végétation des Radeaux flottants UROS sur le lac de Serre-Ponçon. Année 2021 (voir page suivante)



Septembre 2021

# Suivi de la végétation des Radeaux flottants UROS sur le lac de Serre-Ponçon

## Année 2021

Sylvain ABDULHAK

## Table des matières

1. Bilan de la végétalisation des radeaux .....	2
1.1. Radeau « ROUSSILLON » .....	2
1.2. Radeau « LIONNETS » .....	3
1.3. Radeau « UBAYE » .....	4
2. Evolution de la végétation entre l'année 2020 (n+1) et l'année 2021 (n+2) .....	5
2.1. Recouvrement de végétation .....	5
2.2. Hauteurs de végétation .....	6
2.3. Végétation terrestre .....	7
3. Conclusions .....	8
Documentation .....	11

# 1. Bilan de la végétalisation des radeaux

## 1.1. Radeau « ROUSSILLON »

### Année 2020

Identifiants: ROUSSILLON W	Composition floristique W	% cum. de recouvrement W	Hauteur moy. W	Hauteur max. W																																																																																																
<table border="1"> <tr><td>W1</td><td>W2</td><td>W3</td></tr> <tr><td>W4</td><td>W5</td><td>W6</td></tr> <tr><td>W7</td><td>W8</td><td>W9</td></tr> <tr><td>W10</td><td>W11</td><td>W12</td></tr> <tr><td>W13</td><td>W14</td><td>W15</td></tr> <tr><td>W16</td><td>W17</td><td>W18</td></tr> </table>	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8	W9	W10	W11	W12	W13	W14	W15	W16	W17	W18	<table border="1"> <tr><td>C</td><td>C</td><td>C</td></tr> <tr><td>C</td><td>C</td><td>C</td></tr> <tr><td>C</td><td>C</td><td>C</td></tr> <tr><td>C</td><td>C</td><td>C</td></tr> <tr><td>C</td><td>C</td><td>C</td></tr> <tr><td>C</td><td>C</td><td>C</td></tr> </table>	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	moyenne: 12,88 <table border="1"> <tr><td>60</td><td>20</td><td>10</td></tr> <tr><td>15</td><td>15</td><td>16</td></tr> <tr><td></td><td>10</td><td>6</td></tr> <tr><td>7</td><td>1</td><td>10</td></tr> <tr><td>10</td><td>20</td><td>2</td></tr> <tr><td>15</td><td>1</td><td>1</td></tr> </table>	60	20	10	15	15	16		10	6	7	1	10	10	20	2	15	1	1	moyenne: 2,833 <table border="1"> <tr><td>3</td><td>3</td><td>3</td></tr> <tr><td>3</td><td>3</td><td>3</td></tr> <tr><td>0</td><td>3</td><td>3</td></tr> <tr><td>3</td><td>3</td><td>3</td></tr> <tr><td>3</td><td>3</td><td>3</td></tr> <tr><td>3</td><td>3</td><td>3</td></tr> <tr><td>3</td><td>3</td><td>3</td></tr> </table>	3	3	3	3	3	3	0	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	moyenne: 3 <table border="1"> <tr><td>3</td><td>3</td><td>3</td></tr> <tr><td>3</td><td>3</td><td>3</td></tr> <tr><td>3</td><td>3</td><td>3</td></tr> <tr><td>3</td><td>3</td><td>3</td></tr> <tr><td>3</td><td>3</td><td>3</td></tr> <tr><td>3</td><td>3</td><td>3</td></tr> <tr><td>3</td><td>3</td><td>3</td></tr> </table>	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
W1	W2	W3																																																																																																		
W4	W5	W6																																																																																																		
W7	W8	W9																																																																																																		
W10	W11	W12																																																																																																		
W13	W14	W15																																																																																																		
W16	W17	W18																																																																																																		
C	C	C																																																																																																		
C	C	C																																																																																																		
C	C	C																																																																																																		
C	C	C																																																																																																		
C	C	C																																																																																																		
C	C	C																																																																																																		
60	20	10																																																																																																		
15	15	16																																																																																																		
	10	6																																																																																																		
7	1	10																																																																																																		
10	20	2																																																																																																		
15	1	1																																																																																																		
3	3	3																																																																																																		
3	3	3																																																																																																		
0	3	3																																																																																																		
3	3	3																																																																																																		
3	3	3																																																																																																		
3	3	3																																																																																																		
3	3	3																																																																																																		
3	3	3																																																																																																		
3	3	3																																																																																																		
3	3	3																																																																																																		
3	3	3																																																																																																		
3	3	3																																																																																																		
3	3	3																																																																																																		
3	3	3																																																																																																		
<table border="1"> <tr><td>C1</td><td>C2</td><td>C3</td></tr> <tr><td>C4</td><td>C5</td><td>C6</td></tr> <tr><td>C7</td><td>C8</td><td>C9</td></tr> <tr><td>C10</td><td>C11</td><td>C12</td></tr> </table>	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10	C11	C12	<table border="1"> <tr><td>PL</td><td>PL</td><td>PL</td></tr> <tr><td>PL</td><td>PL</td><td>PL</td></tr> <tr><td>PN</td><td>PN</td><td>PN-C-M</td></tr> <tr><td>PC-C</td><td>PC-C</td><td>PC-PL</td></tr> </table>	PL	PL	PL	PL	PL	PL	PN	PN	PN-C-M	PC-C	PC-C	PC-PL	moyenne: 97,5 <table border="1"> <tr><td>130</td><td>150</td><td>150</td></tr> <tr><td>100</td><td>110</td><td>110</td></tr> <tr><td>60</td><td>20</td><td>115</td></tr> <tr><td>85</td><td>40</td><td>100</td></tr> </table>	130	150	150	100	110	110	60	20	115	85	40	100	moyenne: 24,42 <table border="1"> <tr><td>30</td><td>20</td><td>25</td></tr> <tr><td>15</td><td>10</td><td>25</td></tr> <tr><td>60</td><td>20</td><td>30</td></tr> <tr><td>20</td><td>10</td><td>28</td></tr> </table>	30	20	25	15	10	25	60	20	30	20	10	28	moyenne: 41,25 <table border="1"> <tr><td>44</td><td>35</td><td>40</td></tr> <tr><td>25</td><td>20</td><td>35</td></tr> <tr><td>80</td><td>40</td><td>70</td></tr> <tr><td>42</td><td>20</td><td>44</td></tr> </table>	44	35	40	25	20	35	80	40	70	42	20	44																																				
C1	C2	C3																																																																																																		
C4	C5	C6																																																																																																		
C7	C8	C9																																																																																																		
C10	C11	C12																																																																																																		
PL	PL	PL																																																																																																		
PL	PL	PL																																																																																																		
PN	PN	PN-C-M																																																																																																		
PC-C	PC-C	PC-PL																																																																																																		
130	150	150																																																																																																		
100	110	110																																																																																																		
60	20	115																																																																																																		
85	40	100																																																																																																		
30	20	25																																																																																																		
15	10	25																																																																																																		
60	20	30																																																																																																		
20	10	28																																																																																																		
44	35	40																																																																																																		
25	20	35																																																																																																		
80	40	70																																																																																																		
42	20	44																																																																																																		
<table border="1"> <tr><td>E1</td><td>E2</td><td>E3</td></tr> <tr><td>E4</td><td>E5</td><td>E6</td></tr> <tr><td>E7</td><td>E8</td><td>E9</td></tr> <tr><td>E10</td><td>E11</td><td>E12</td></tr> <tr><td>E13</td><td>E14</td><td>E15</td></tr> <tr><td>E16</td><td>E17</td><td>E18</td></tr> </table>	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11	E12	E13	E14	E15	E16	E17	E18	<table border="1"> <tr><td>C-J</td><td>C-J</td><td>C</td></tr> <tr><td>C-J</td><td>C</td><td>C-J</td></tr> <tr><td>C-J</td><td>C</td><td>C-J</td></tr> <tr><td>C-J</td><td>C</td><td>C-J</td></tr> <tr><td>C-J</td><td>C-J</td><td>C</td></tr> <tr><td>C-J</td><td>C-J</td><td>C</td></tr> </table>	C-J	C-J	C	C-J	C	C-J	C-J	C	C-J	C-J	C	C-J	C-J	C-J	C	C-J	C-J	C	moyenne: 10,22 <table border="1"> <tr><td>3</td><td>31</td><td>3</td></tr> <tr><td>5</td><td>1</td><td>10</td></tr> <tr><td>4</td><td>1</td><td>5</td></tr> <tr><td>11</td><td>1</td><td>7</td></tr> <tr><td>26</td><td>2</td><td>21</td></tr> <tr><td>31</td><td>17</td><td>5</td></tr> </table>	3	31	3	5	1	10	4	1	5	11	1	7	26	2	21	31	17	5	moyenne: 3 <table border="1"> <tr><td>3</td><td>3</td><td>3</td></tr> <tr><td>3</td><td>3</td><td>3</td></tr> <tr><td>3</td><td>3</td><td>3</td></tr> <tr><td>3</td><td>3</td><td>3</td></tr> <tr><td>3</td><td>3</td><td>3</td></tr> <tr><td>3</td><td>3</td><td>3</td></tr> </table>	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	moyenne: 8,056 <table border="1"> <tr><td>10</td><td>10</td><td>3</td></tr> <tr><td>10</td><td>3</td><td>10</td></tr> <tr><td>10</td><td>3</td><td>10</td></tr> <tr><td>10</td><td>10</td><td>10</td></tr> <tr><td>10</td><td>10</td><td>3</td></tr> <tr><td>10</td><td>10</td><td>3</td></tr> </table>	10	10	3	10	3	10	10	3	10	10	10	10	10	10	3	10	10	3						
E1	E2	E3																																																																																																		
E4	E5	E6																																																																																																		
E7	E8	E9																																																																																																		
E10	E11	E12																																																																																																		
E13	E14	E15																																																																																																		
E16	E17	E18																																																																																																		
C-J	C-J	C																																																																																																		
C-J	C	C-J																																																																																																		
C-J	C	C-J																																																																																																		
C-J	C	C-J																																																																																																		
C-J	C-J	C																																																																																																		
C-J	C-J	C																																																																																																		
3	31	3																																																																																																		
5	1	10																																																																																																		
4	1	5																																																																																																		
11	1	7																																																																																																		
26	2	21																																																																																																		
31	17	5																																																																																																		
3	3	3																																																																																																		
3	3	3																																																																																																		
3	3	3																																																																																																		
3	3	3																																																																																																		
3	3	3																																																																																																		
3	3	3																																																																																																		
10	10	3																																																																																																		
10	3	10																																																																																																		
10	3	10																																																																																																		
10	10	10																																																																																																		
10	10	3																																																																																																		
10	10	3																																																																																																		

### Année 2021

Identifiants: ROUSSILLON W	Composition floristique W	% cum. de recouvrement W	Hauteur moy. W	Hauteur max. W																																																																																										
<table border="1"> <tr><td>W1</td><td>W2</td><td>W3</td></tr> <tr><td>W4</td><td>W5</td><td>W6</td></tr> <tr><td>W7</td><td>W8</td><td>W9</td></tr> <tr><td>W10</td><td>W11</td><td>W12</td></tr> <tr><td>W13</td><td>W14</td><td>W15</td></tr> <tr><td>W16</td><td>W17</td><td>W18</td></tr> </table>	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8	W9	W10	W11	W12	W13	W14	W15	W16	W17	W18	<table border="1"> <tr><td>C</td><td>C</td><td>C</td></tr> <tr><td>C-J</td><td>C-J</td><td></td></tr> <tr><td></td><td>C-J</td><td>C-J</td></tr> <tr><td>C-J</td><td></td><td>C-J</td></tr> <tr><td>C-J</td><td>C-J</td><td>C-J</td></tr> <tr><td>C</td><td>C</td><td>C-J</td></tr> </table>	C	C	C	C-J	C-J			C-J	C-J	C-J		C-J	C-J	C-J	C-J	C	C	C-J	moyenne: 17,5 <table border="1"> <tr><td>80</td><td>5</td><td>10</td></tr> <tr><td>25</td><td>5</td><td>5</td></tr> <tr><td>0</td><td>10</td><td>5</td></tr> <tr><td>15</td><td>0</td><td>20</td></tr> <tr><td>30</td><td>20</td><td>10</td></tr> <tr><td>60</td><td>10</td><td>5</td></tr> </table>	80	5	10	25	5	5	0	10	5	15	0	20	30	20	10	60	10	5	moyenne: 6,944 <table border="1"> <tr><td>5</td><td>5</td><td>5</td></tr> <tr><td>10</td><td>10</td><td>0</td></tr> <tr><td>0</td><td>10</td><td>10</td></tr> <tr><td>10</td><td>0</td><td>10</td></tr> <tr><td>10</td><td>10</td><td>10</td></tr> <tr><td>5</td><td>5</td><td>10</td></tr> </table>	5	5	5	10	10	0	0	10	10	10	0	10	10	10	10	5	5	10	moyenne: 18,06 <table border="1"> <tr><td>5</td><td>5</td><td>5</td></tr> <tr><td>30</td><td>30</td><td>0</td></tr> <tr><td>0</td><td>30</td><td>30</td></tr> <tr><td>30</td><td>0</td><td>30</td></tr> <tr><td>30</td><td>30</td><td>30</td></tr> <tr><td>5</td><td>5</td><td>30</td></tr> </table>	5	5	5	30	30	0	0	30	30	30	0	30	30	30	30	5	5	30
W1	W2	W3																																																																																												
W4	W5	W6																																																																																												
W7	W8	W9																																																																																												
W10	W11	W12																																																																																												
W13	W14	W15																																																																																												
W16	W17	W18																																																																																												
C	C	C																																																																																												
C-J	C-J																																																																																													
	C-J	C-J																																																																																												
C-J		C-J																																																																																												
C-J	C-J	C-J																																																																																												
C	C	C-J																																																																																												
80	5	10																																																																																												
25	5	5																																																																																												
0	10	5																																																																																												
15	0	20																																																																																												
30	20	10																																																																																												
60	10	5																																																																																												
5	5	5																																																																																												
10	10	0																																																																																												
0	10	10																																																																																												
10	0	10																																																																																												
10	10	10																																																																																												
5	5	10																																																																																												
5	5	5																																																																																												
30	30	0																																																																																												
0	30	30																																																																																												
30	0	30																																																																																												
30	30	30																																																																																												
5	5	30																																																																																												
<table border="1"> <tr><td>C1</td><td>C2</td><td>C3</td></tr> <tr><td>C4</td><td>C5</td><td>C6</td></tr> <tr><td>C7</td><td>C8</td><td>C9</td></tr> <tr><td>C10</td><td>C11</td><td>C12</td></tr> </table>	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10	C11	C12	<table border="1"> <tr><td>PL</td><td>PL</td><td>PL</td></tr> <tr><td>PL</td><td>PL</td><td>PL</td></tr> <tr><td>PN</td><td>PN</td><td>PN-C-M</td></tr> <tr><td>PC-C</td><td>PC-C</td><td>PC-PL</td></tr> </table>	PL	PL	PL	PL	PL	PL	PN	PN	PN-C-M	PC-C	PC-C	PC-PL	moyenne: 150 70% tot <table border="1"> <tr><td>150</td><td>150</td><td>150</td></tr> <tr><td>150</td><td>150</td><td>150</td></tr> <tr><td>150</td><td>150</td><td>150</td></tr> <tr><td>150</td><td>150</td><td>150</td></tr> <tr><td>150</td><td>150</td><td>150</td></tr> </table>	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150	moyenne: 125 <table border="1"> <tr><td>130</td><td>130</td><td>130</td></tr> <tr><td>140</td><td>140</td><td>140</td></tr> <tr><td>150</td><td>150</td><td>150</td></tr> <tr><td>60</td><td>40</td><td>140</td></tr> </table>	130	130	130	140	140	140	150	150	150	60	40	140	moyenne: 139,2 <table border="1"> <tr><td>150</td><td>150</td><td>150</td></tr> <tr><td>150</td><td>150</td><td>150</td></tr> <tr><td>150</td><td>150</td><td>150</td></tr> <tr><td>110</td><td>60</td><td>150</td></tr> </table>	150	150	150	150	150	150	150	150	150	110	60	150																											
C1	C2	C3																																																																																												
C4	C5	C6																																																																																												
C7	C8	C9																																																																																												
C10	C11	C12																																																																																												
PL	PL	PL																																																																																												
PL	PL	PL																																																																																												
PN	PN	PN-C-M																																																																																												
PC-C	PC-C	PC-PL																																																																																												
150	150	150																																																																																												
150	150	150																																																																																												
150	150	150																																																																																												
150	150	150																																																																																												
150	150	150																																																																																												
130	130	130																																																																																												
140	140	140																																																																																												
150	150	150																																																																																												
60	40	140																																																																																												
150	150	150																																																																																												
150	150	150																																																																																												
150	150	150																																																																																												
110	60	150																																																																																												
<table border="1"> <tr><td>E1</td><td>E2</td><td>E3</td></tr> <tr><td>E4</td><td>E5</td><td>E6</td></tr> <tr><td>E7</td><td>E8</td><td>E9</td></tr> <tr><td>E10</td><td>E11</td><td>E12</td></tr> <tr><td>E13</td><td>E14</td><td>E15</td></tr> <tr><td>E16</td><td>E17</td><td>E18</td></tr> </table>	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11	E12	E13	E14	E15	E16	E17	E18	<table border="1"> <tr><td>C-J</td><td>C-J-PL</td><td>C-J</td></tr> <tr><td>C-J</td><td>C-J</td><td>C-J</td></tr> <tr><td>C-J</td><td>C-J</td><td>C-J</td></tr> <tr><td>C</td><td>C</td><td>C-J</td></tr> <tr><td>C</td><td>C-J</td><td>C-J</td></tr> <tr><td>C</td><td>C</td><td>C</td></tr> </table>	C-J	C-J-PL	C-J	C-J	C-J	C-J	C-J	C-J	C-J	C	C	C-J	C	C-J	C-J	C	C	C	moyenne: 27,67 <table border="1"> <tr><td>20</td><td>70</td><td>60</td></tr> <tr><td>10</td><td>5</td><td>5</td></tr> <tr><td>5</td><td>3</td><td>15</td></tr> <tr><td>30</td><td>30</td><td>30</td></tr> <tr><td>40</td><td>25</td><td>30</td></tr> <tr><td>30</td><td>50</td><td>40</td></tr> </table>	20	70	60	10	5	5	5	3	15	30	30	30	40	25	30	30	50	40	moyenne: 6,944 <table border="1"> <tr><td>10</td><td>10</td><td>10</td></tr> <tr><td>5</td><td>5</td><td>5</td></tr> <tr><td>5</td><td>5</td><td>10</td></tr> <tr><td>5</td><td>5</td><td>5</td></tr> <tr><td>10</td><td>5</td><td>10</td></tr> <tr><td>5</td><td>10</td><td>5</td></tr> </table>	10	10	10	5	5	5	5	5	10	5	5	5	10	5	10	5	10	5	moyenne: 21,67 <table border="1"> <tr><td>30</td><td>30</td><td>30</td></tr> <tr><td>30</td><td>30</td><td>30</td></tr> <tr><td>30</td><td>30</td><td>30</td></tr> <tr><td>5</td><td>5</td><td>30</td></tr> <tr><td>5</td><td>30</td><td>30</td></tr> <tr><td>5</td><td>5</td><td>5</td></tr> </table>	30	30	30	30	30	30	30	30	30	5	5	30	5	30	30	5	5	5
E1	E2	E3																																																																																												
E4	E5	E6																																																																																												
E7	E8	E9																																																																																												
E10	E11	E12																																																																																												
E13	E14	E15																																																																																												
E16	E17	E18																																																																																												
C-J	C-J-PL	C-J																																																																																												
C-J	C-J	C-J																																																																																												
C-J	C-J	C-J																																																																																												
C	C	C-J																																																																																												
C	C-J	C-J																																																																																												
C	C	C																																																																																												
20	70	60																																																																																												
10	5	5																																																																																												
5	3	15																																																																																												
30	30	30																																																																																												
40	25	30																																																																																												
30	50	40																																																																																												
10	10	10																																																																																												
5	5	5																																																																																												
5	5	10																																																																																												
5	5	5																																																																																												
10	5	10																																																																																												
5	10	5																																																																																												
30	30	30																																																																																												
30	30	30																																																																																												
30	30	30																																																																																												
5	5	30																																																																																												
5	30	30																																																																																												
5	5	5																																																																																												

Composition floristique : pas de changement excepté l'apparition de *Potamogeton lucens* dans le compartiment Est.

Les recouvrements et les hauteurs de végétation sont en hausse dans tous les compartiments. Ceci s'explique par un développement des *Juncus spp.* « forme aquatique » (*J. articulatus* ou *J. alpinoarticulatus subsp. fuscoater*) dans les compartiments W et E, et par la croissance remarquable des hydrophytes dans le compartiment central.

## 1.2. Radeau « LIONNETS »

### Année 2020

Identifiants: LIONNETS W	Composition floristique W	% cum. de recouvrement W	Hauteur moy. W	Hauteur max. W																																																																																										
<table border="1"> <tr><td>W1</td><td>W2</td><td>W3</td></tr> <tr><td>W4</td><td>W5</td><td>W6</td></tr> <tr><td>W7</td><td>W8</td><td>W9</td></tr> <tr><td>W10</td><td>W11</td><td>W12</td></tr> <tr><td>W13</td><td>W14</td><td>W15</td></tr> <tr><td>W16</td><td>W17</td><td>W18</td></tr> </table>	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8	W9	W10	W11	W12	W13	W14	W15	W16	W17	W18	<table border="1"> <tr><td>C</td><td>C</td><td>C</td></tr> <tr><td>C</td><td>C-J</td><td>C</td></tr> <tr><td>C</td><td>C-J</td><td>C</td></tr> <tr><td>C</td><td>C-J</td><td>C</td></tr> <tr><td>C-J</td><td>C</td><td>C</td></tr> <tr><td>C</td><td>C</td><td>C-J</td></tr> </table>	C	C	C	C	C-J	C	C	C-J	C	C	C-J	C	C-J	C	C	C	C	C-J	moyenne: 38.44 <table border="1"> <tr><td>70</td><td>40</td><td>60</td></tr> <tr><td>70</td><td>16</td><td>30</td></tr> <tr><td>70</td><td>33</td><td>20</td></tr> <tr><td>30</td><td>12</td><td>3</td></tr> <tr><td>62</td><td>40</td><td>20</td></tr> <tr><td>10</td><td>25</td><td>81</td></tr> </table>	70	40	60	70	16	30	70	33	20	30	12	3	62	40	20	10	25	81	moyenne: 6 <table border="1"> <tr><td>6</td><td>6</td><td>6</td></tr> <tr><td>6</td><td>6</td><td>6</td></tr> <tr><td>6</td><td>6</td><td>6</td></tr> <tr><td>6</td><td>6</td><td>6</td></tr> <tr><td>6</td><td>6</td><td>6</td></tr> <tr><td>6</td><td>6</td><td>6</td></tr> </table>	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	moyenne: 8.722 <table border="1"> <tr><td>6</td><td>6</td><td>6</td></tr> <tr><td>6</td><td>15</td><td>6</td></tr> <tr><td>6</td><td>15</td><td>6</td></tr> <tr><td>10</td><td>15</td><td>6</td></tr> <tr><td>15</td><td>6</td><td>6</td></tr> <tr><td>6</td><td>6</td><td>15</td></tr> </table>	6	6	6	6	15	6	6	15	6	10	15	6	15	6	6	6	6	15
W1	W2	W3																																																																																												
W4	W5	W6																																																																																												
W7	W8	W9																																																																																												
W10	W11	W12																																																																																												
W13	W14	W15																																																																																												
W16	W17	W18																																																																																												
C	C	C																																																																																												
C	C-J	C																																																																																												
C	C-J	C																																																																																												
C	C-J	C																																																																																												
C-J	C	C																																																																																												
C	C	C-J																																																																																												
70	40	60																																																																																												
70	16	30																																																																																												
70	33	20																																																																																												
30	12	3																																																																																												
62	40	20																																																																																												
10	25	81																																																																																												
6	6	6																																																																																												
6	6	6																																																																																												
6	6	6																																																																																												
6	6	6																																																																																												
6	6	6																																																																																												
6	6	6																																																																																												
6	6	6																																																																																												
6	15	6																																																																																												
6	15	6																																																																																												
10	15	6																																																																																												
15	6	6																																																																																												
6	6	15																																																																																												
<table border="1"> <tr><td>C1</td><td>C2</td><td>C3</td></tr> <tr><td>C4</td><td>C5</td><td>C6</td></tr> <tr><td>C7</td><td>C8</td><td>C9</td></tr> <tr><td>C10</td><td>C11</td><td>C12</td></tr> </table>	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10	C11	C12	<table border="1"> <tr><td>PL-M</td><td>PL</td><td>PL</td></tr> <tr><td>PL</td><td>PL-J</td><td>PL</td></tr> <tr><td>PN-M</td><td>PN-M-D</td><td>PN</td></tr> <tr><td>PC</td><td>PC-C</td><td>PC-C</td></tr> </table>	PL-M	PL	PL	PL	PL-J	PL	PN-M	PN-M-D	PN	PC	PC-C	PC-C	moyenne: 118.3 <table border="1"> <tr><td>160</td><td>130</td><td>120</td></tr> <tr><td>130</td><td>155</td><td>140</td></tr> <tr><td>160</td><td>155</td><td>60</td></tr> <tr><td>80</td><td>50</td><td>80</td></tr> </table>	160	130	120	130	155	140	160	155	60	80	50	80	moyenne: 29.42 <table border="1"> <tr><td>20</td><td>20</td><td>20</td></tr> <tr><td>12</td><td>16</td><td>20</td></tr> <tr><td>45</td><td>25</td><td>80</td></tr> <tr><td>35</td><td>30</td><td>30</td></tr> </table>	20	20	20	12	16	20	45	25	80	35	30	30	moyenne: 53.25 <table border="1"> <tr><td>67</td><td>25</td><td>30</td></tr> <tr><td>30</td><td>40</td><td>30</td></tr> <tr><td>70</td><td>60</td><td>125</td></tr> <tr><td>52</td><td>38</td><td>72</td></tr> </table>	67	25	30	30	40	30	70	60	125	52	38	72																														
C1	C2	C3																																																																																												
C4	C5	C6																																																																																												
C7	C8	C9																																																																																												
C10	C11	C12																																																																																												
PL-M	PL	PL																																																																																												
PL	PL-J	PL																																																																																												
PN-M	PN-M-D	PN																																																																																												
PC	PC-C	PC-C																																																																																												
160	130	120																																																																																												
130	155	140																																																																																												
160	155	60																																																																																												
80	50	80																																																																																												
20	20	20																																																																																												
12	16	20																																																																																												
45	25	80																																																																																												
35	30	30																																																																																												
67	25	30																																																																																												
30	40	30																																																																																												
70	60	125																																																																																												
52	38	72																																																																																												
<table border="1"> <tr><td>E1</td><td>E2</td><td>E3</td></tr> <tr><td>E4</td><td>E5</td><td>E6</td></tr> <tr><td>E7</td><td>E8</td><td>E9</td></tr> <tr><td>E10</td><td>E11</td><td>E12</td></tr> <tr><td>E13</td><td>E14</td><td>E15</td></tr> <tr><td>E16</td><td>E17</td><td>E18</td></tr> </table>	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11	E12	E13	E14	E15	E16	E17	E18	<table border="1"> <tr><td>C</td><td>C</td><td>C</td></tr> <tr><td>C</td><td>C</td><td>C</td></tr> <tr><td>C</td><td>C</td><td>C</td></tr> <tr><td>C</td><td>C</td><td>C</td></tr> <tr><td>C</td><td>C</td><td>C</td></tr> <tr><td>C</td><td>C</td><td>C</td></tr> </table>	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	moyenne: 43.28 <table border="1"> <tr><td>70</td><td>30</td><td>60</td></tr> <tr><td>15</td><td>10</td><td>90</td></tr> <tr><td>2</td><td>60</td><td>60</td></tr> <tr><td>70</td><td>30</td><td>70</td></tr> <tr><td>60</td><td>30</td><td>1</td></tr> <tr><td>80</td><td>40</td><td>1</td></tr> </table>	70	30	60	15	10	90	2	60	60	70	30	70	60	30	1	80	40	1	moyenne: 6 <table border="1"> <tr><td>6</td><td>6</td><td>6</td></tr> <tr><td>6</td><td>6</td><td>6</td></tr> <tr><td>6</td><td>6</td><td>6</td></tr> <tr><td>6</td><td>6</td><td>6</td></tr> <tr><td>6</td><td>6</td><td>6</td></tr> <tr><td>6</td><td>6</td><td>6</td></tr> </table>	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	moyenne: 12 <table border="1"> <tr><td>12</td><td>12</td><td>12</td></tr> <tr><td>12</td><td>12</td><td>12</td></tr> <tr><td>12</td><td>12</td><td>12</td></tr> <tr><td>12</td><td>12</td><td>12</td></tr> <tr><td>12</td><td>12</td><td>12</td></tr> <tr><td>12</td><td>12</td><td>12</td></tr> </table>	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
E1	E2	E3																																																																																												
E4	E5	E6																																																																																												
E7	E8	E9																																																																																												
E10	E11	E12																																																																																												
E13	E14	E15																																																																																												
E16	E17	E18																																																																																												
C	C	C																																																																																												
C	C	C																																																																																												
C	C	C																																																																																												
C	C	C																																																																																												
C	C	C																																																																																												
C	C	C																																																																																												
70	30	60																																																																																												
15	10	90																																																																																												
2	60	60																																																																																												
70	30	70																																																																																												
60	30	1																																																																																												
80	40	1																																																																																												
6	6	6																																																																																												
6	6	6																																																																																												
6	6	6																																																																																												
6	6	6																																																																																												
6	6	6																																																																																												
6	6	6																																																																																												
12	12	12																																																																																												
12	12	12																																																																																												
12	12	12																																																																																												
12	12	12																																																																																												
12	12	12																																																																																												
12	12	12																																																																																												

E camera

E camera

E camera

E camera

E camera

### Année 2021

Identifiants: LIONNETS W	Composition floristique W	% cum. de recouvrement W	Hauteur moy. W	Hauteur max. W																																																																																													
<table border="1"> <tr><td>W1</td><td>W2</td><td>W3</td></tr> <tr><td>W4</td><td>W5</td><td>W6</td></tr> <tr><td>W7</td><td>W8</td><td>W9</td></tr> <tr><td>W10</td><td>W11</td><td>W12</td></tr> <tr><td>W13</td><td>W14</td><td>W15</td></tr> <tr><td>W16</td><td>W17</td><td>W18</td></tr> </table>	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8	W9	W10	W11	W12	W13	W14	W15	W16	W17	W18	<table border="1"> <tr><td>C-M</td><td>C-M</td><td>C-M</td></tr> <tr><td>C-M-J</td><td>C-M-J</td><td>C-M-J</td></tr> <tr><td>C-J</td><td>C-J</td><td>C-J</td></tr> <tr><td>C-J</td><td>C-J</td><td>C-J</td></tr> <tr><td>C-J</td><td>C-J</td><td>C-J</td></tr> <tr><td>C</td><td>C-J-PL</td><td>C</td></tr> </table>	C-M	C-M	C-M	C-M-J	C-M-J	C-M-J	C-J	C-J	C-J	C-J	C-J	C-J	C-J	C-J	C-J	C	C-J-PL	C	moyenne: 26.11 <table border="1"> <tr><td>30</td><td>25</td><td>40</td></tr> <tr><td>20</td><td>30</td><td>40</td></tr> <tr><td>30</td><td>30</td><td>30</td></tr> <tr><td>30</td><td>30</td><td>30</td></tr> <tr><td>15</td><td>10</td><td>15</td></tr> <tr><td>30</td><td>30</td><td>25</td></tr> <tr><td>10</td><td>10</td><td>50</td></tr> </table>	30	25	40	20	30	40	30	30	30	30	30	30	15	10	15	30	30	25	10	10	50	moyenne: 12.28 <table border="1"> <tr><td>60</td><td>15</td><td>30</td></tr> <tr><td>20</td><td>10</td><td>10</td></tr> <tr><td>5</td><td>10</td><td>10</td></tr> <tr><td>5</td><td>5</td><td>5</td></tr> <tr><td>5</td><td>10</td><td>5</td></tr> <tr><td>3</td><td>3</td><td>10</td></tr> </table>	60	15	30	20	10	10	5	10	10	5	5	5	5	10	5	3	3	10	moyenne: 34.17 <table border="1"> <tr><td>100</td><td>55</td><td>60</td></tr> <tr><td>50</td><td>40</td><td>45</td></tr> <tr><td>10</td><td>40</td><td>30</td></tr> <tr><td>10</td><td>30</td><td>30</td></tr> <tr><td>30</td><td>30</td><td>30</td></tr> <tr><td>5</td><td>5</td><td>15</td></tr> </table>	100	55	60	50	40	45	10	40	30	10	30	30	30	30	30	5	5	15
W1	W2	W3																																																																																															
W4	W5	W6																																																																																															
W7	W8	W9																																																																																															
W10	W11	W12																																																																																															
W13	W14	W15																																																																																															
W16	W17	W18																																																																																															
C-M	C-M	C-M																																																																																															
C-M-J	C-M-J	C-M-J																																																																																															
C-J	C-J	C-J																																																																																															
C-J	C-J	C-J																																																																																															
C-J	C-J	C-J																																																																																															
C	C-J-PL	C																																																																																															
30	25	40																																																																																															
20	30	40																																																																																															
30	30	30																																																																																															
30	30	30																																																																																															
15	10	15																																																																																															
30	30	25																																																																																															
10	10	50																																																																																															
60	15	30																																																																																															
20	10	10																																																																																															
5	10	10																																																																																															
5	5	5																																																																																															
5	10	5																																																																																															
3	3	10																																																																																															
100	55	60																																																																																															
50	40	45																																																																																															
10	40	30																																																																																															
10	30	30																																																																																															
30	30	30																																																																																															
5	5	15																																																																																															
<table border="1"> <tr><td>C1</td><td>C2</td><td>C3</td></tr> <tr><td>C4</td><td>C5</td><td>C6</td></tr> <tr><td>C7</td><td>C8</td><td>C9</td></tr> <tr><td>C10</td><td>C11</td><td>C12</td></tr> </table>	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10	C11	C12	C sur tout le fond <table border="1"> <tr><td>PL-M</td><td>PL</td><td>PL-M</td></tr> <tr><td>PL-M</td><td>PL-S</td><td>PL</td></tr> <tr><td>PN-M</td><td>PN-M-D</td><td>PN-C</td></tr> <tr><td>PC</td><td>PC-C</td><td>PC-M-D</td></tr> </table>	PL-M	PL	PL-M	PL-M	PL-S	PL	PN-M	PN-M-D	PN-C	PC	PC-C	PC-M-D	moyenne: 150 80% tot <table border="1"> <tr><td>150</td><td>150</td><td>150</td></tr> <tr><td>150</td><td>150</td><td>150</td></tr> <tr><td>150</td><td>150</td><td>150</td></tr> <tr><td>150</td><td>150</td><td>150</td></tr> </table>	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150	moyenne: 140.8 <table border="1"> <tr><td>130</td><td>130</td><td>130</td></tr> <tr><td>130</td><td>150</td><td>150</td></tr> <tr><td>150</td><td>150</td><td>150</td></tr> <tr><td>150</td><td>150</td><td>120</td></tr> </table>	130	130	130	130	150	150	150	150	150	150	150	120	moyenne: 150 <table border="1"> <tr><td>150</td><td>150</td><td>150</td></tr> <tr><td>150</td><td>150</td><td>150</td></tr> <tr><td>150</td><td>150</td><td>150</td></tr> <tr><td>150</td><td>150</td><td>150</td></tr> </table>	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150																																	
C1	C2	C3																																																																																															
C4	C5	C6																																																																																															
C7	C8	C9																																																																																															
C10	C11	C12																																																																																															
PL-M	PL	PL-M																																																																																															
PL-M	PL-S	PL																																																																																															
PN-M	PN-M-D	PN-C																																																																																															
PC	PC-C	PC-M-D																																																																																															
150	150	150																																																																																															
150	150	150																																																																																															
150	150	150																																																																																															
150	150	150																																																																																															
130	130	130																																																																																															
130	150	150																																																																																															
150	150	150																																																																																															
150	150	120																																																																																															
150	150	150																																																																																															
150	150	150																																																																																															
150	150	150																																																																																															
150	150	150																																																																																															
<table border="1"> <tr><td>E1</td><td>E2</td><td>E3</td></tr> <tr><td>E4</td><td>E5</td><td>E6</td></tr> <tr><td>E7</td><td>E8</td><td>E9</td></tr> <tr><td>E10</td><td>E11</td><td>E12</td></tr> <tr><td>E13</td><td>E14</td><td>E15</td></tr> <tr><td>E16</td><td>E17</td><td>E18</td></tr> </table>	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11	E12	E13	E14	E15	E16	E17	E18	<table border="1"> <tr><td>C</td><td>C</td><td>C</td></tr> <tr><td>C-J</td><td>C</td><td>C-J</td></tr> <tr><td>C-J</td><td>C-J</td><td>C-J</td></tr> <tr><td>C-J</td><td>C-J</td><td>C</td></tr> <tr><td>C-J</td><td>C-J</td><td>C</td></tr> <tr><td>C</td><td>C</td><td>C</td></tr> </table>	C	C	C	C-J	C	C-J	C-J	C-J	C-J	C-J	C-J	C	C-J	C-J	C	C	C	C	moyenne: 26.5 <table border="1"> <tr><td>80</td><td>20</td><td>15</td></tr> <tr><td>10</td><td>2</td><td>10</td></tr> <tr><td>5</td><td>20</td><td>15</td></tr> <tr><td>30</td><td>10</td><td>30</td></tr> <tr><td>60</td><td>40</td><td>30</td></tr> <tr><td>40</td><td>40</td><td>20</td></tr> </table>	80	20	15	10	2	10	5	20	15	30	10	30	60	40	30	40	40	20	moyenne: 5.778 <table border="1"> <tr><td>10</td><td>3</td><td>3</td></tr> <tr><td>5</td><td>5</td><td>2</td></tr> <tr><td>5</td><td>5</td><td>3</td></tr> <tr><td>5</td><td>3</td><td>5</td></tr> <tr><td>10</td><td>5</td><td>10</td></tr> <tr><td>10</td><td>10</td><td>5</td></tr> </table>	10	3	3	5	5	2	5	5	3	5	3	5	10	5	10	10	10	5	moyenne: 18.89 <table border="1"> <tr><td>15</td><td>5</td><td>5</td></tr> <tr><td>30</td><td>5</td><td>30</td></tr> <tr><td>30</td><td>30</td><td>20</td></tr> <tr><td>30</td><td>30</td><td>10</td></tr> <tr><td>30</td><td>20</td><td>10</td></tr> <tr><td>15</td><td>15</td><td>10</td></tr> </table>	15	5	5	30	5	30	30	30	20	30	30	10	30	20	10	15	15	10			
E1	E2	E3																																																																																															
E4	E5	E6																																																																																															
E7	E8	E9																																																																																															
E10	E11	E12																																																																																															
E13	E14	E15																																																																																															
E16	E17	E18																																																																																															
C	C	C																																																																																															
C-J	C	C-J																																																																																															
C-J	C-J	C-J																																																																																															
C-J	C-J	C																																																																																															
C-J	C-J	C																																																																																															
C	C	C																																																																																															
80	20	15																																																																																															
10	2	10																																																																																															
5	20	15																																																																																															
30	10	30																																																																																															
60	40	30																																																																																															
40	40	20																																																																																															
10	3	3																																																																																															
5	5	2																																																																																															
5	5	3																																																																																															
5	3	5																																																																																															
10	5	10																																																																																															
10	10	5																																																																																															
15	5	5																																																																																															
30	5	30																																																																																															
30	30	20																																																																																															
30	30	10																																																																																															
30	20	10																																																																																															
15	15	10																																																																																															

E camera

E camera

E camera

E camera

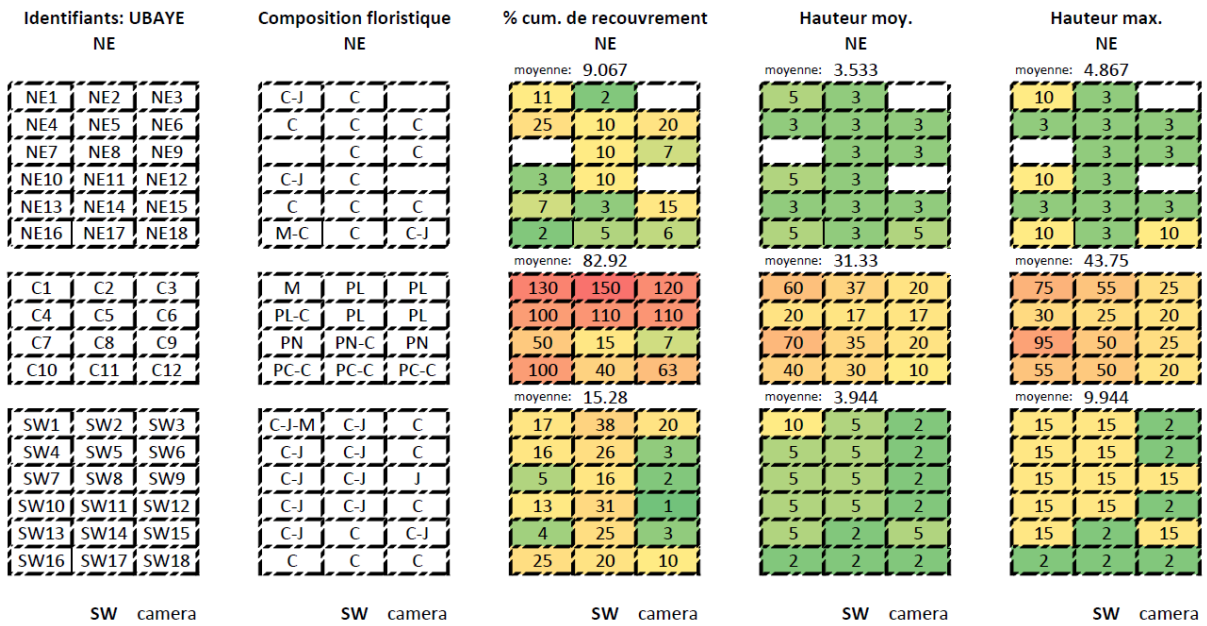
E camera

Composition floristique : on note le développement ou la reprise de *Myriophyllum spicatum* dans les compartiments E et W, l'apparition et le développement également de *Juncus spp.* « forme aquatique ». *Myriophyllum spicatum* se développe dans le compartiment central et colonise d'autres bacs. Les Characées se sont échappées des bacs et colonisent le fond du compartiment central.

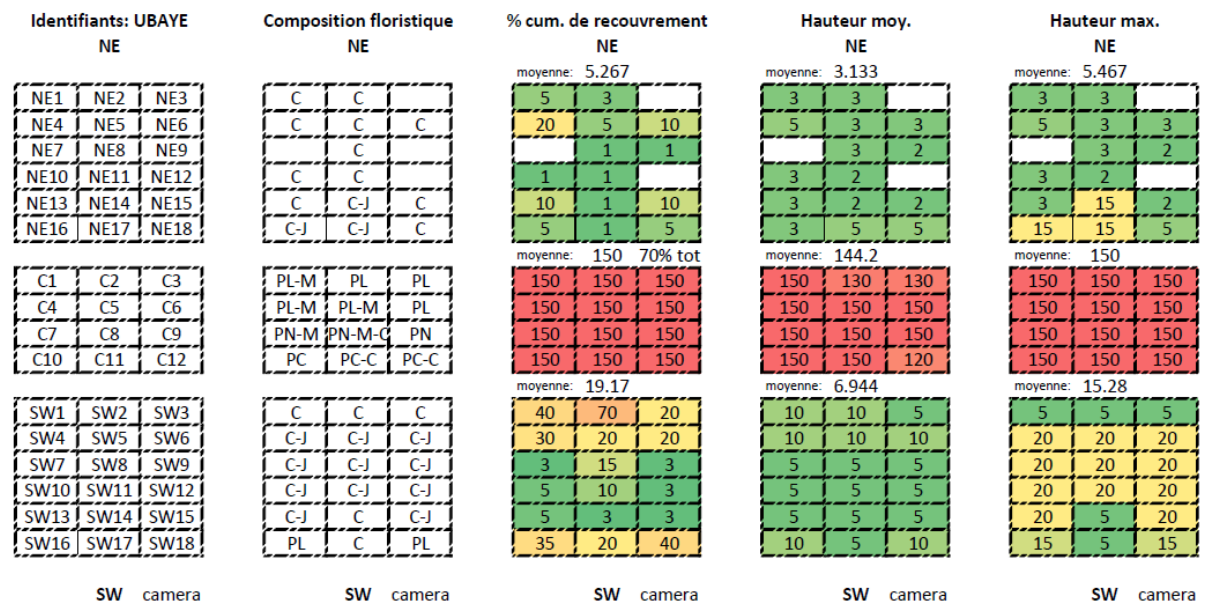
Les recouvrements et les hauteurs de végétation sont en hausse nette dans le compartiment central avec une croissance spectaculaire des hydrophytes, puisque les plantes occupent toute la hauteur d'eau et s'étalent en surface. Dans les compartiments E et W on observe une régression des Characées au profit des *Juncus spp.* « forme aquatique », ce qui cause la baisse de la moyenne des recouvrements.

### 1.3. Radeau « UBAYE »

#### Année 2020



#### Année 2021

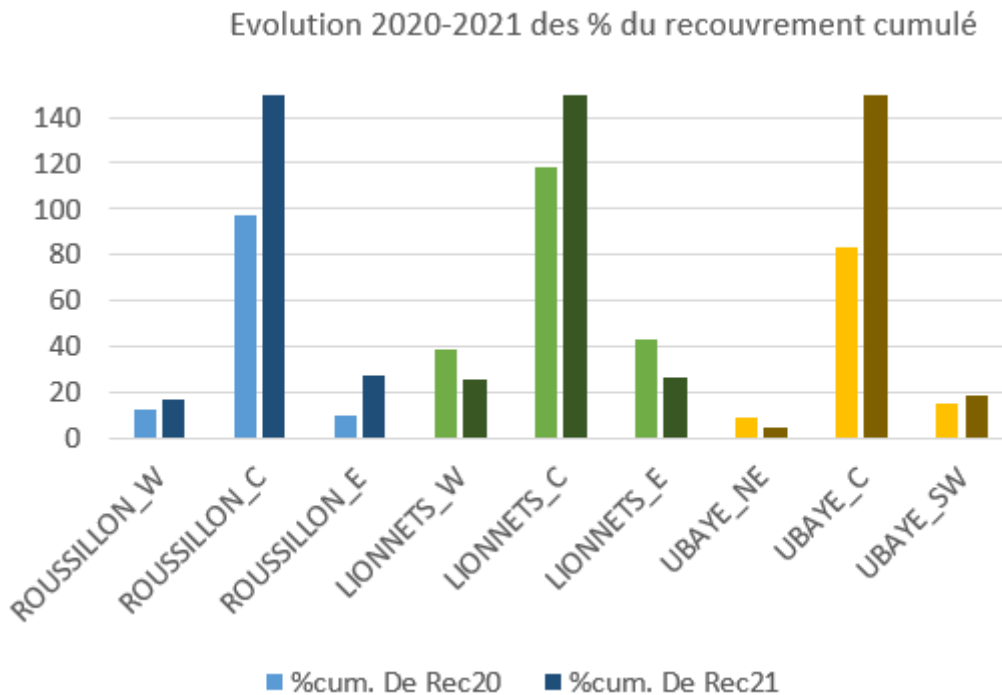


Composition floristique : peu de changements observés, hormis l'apparition timide de *Myriophyllum spicatum* dans les compartiments E et W. *Myriophyllum spicatum* se développe dans le compartiment central en colonisant d'autres bacs.

Les recouvrements et les hauteurs de végétation sont en baisse dans les compartiments E et W du fait de la régression des Characées au profit des *Juncus spp.* « forme aquatique ». Cette baisse est cependant compensée par l'apparition de *Potamogeton lucens* dans le compartiment SW. Comme pour le radeau « Lionnets », le compartiment central bénéficie d'une véritable colonisation des hydrophytes qui occupent tout la hauteur d'eau et s'étalent en surface.

## 2. Evolution de la végétation entre l'année 2020 (n+1) et l'année 2021 (n+2)

### 2.1. Recouvrement de végétation



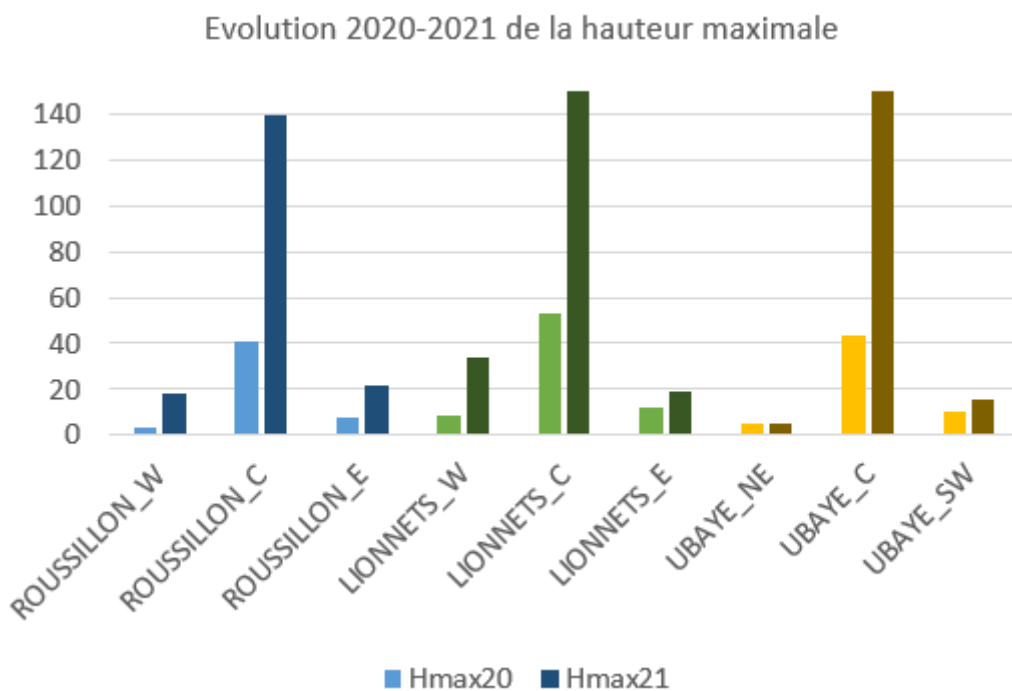
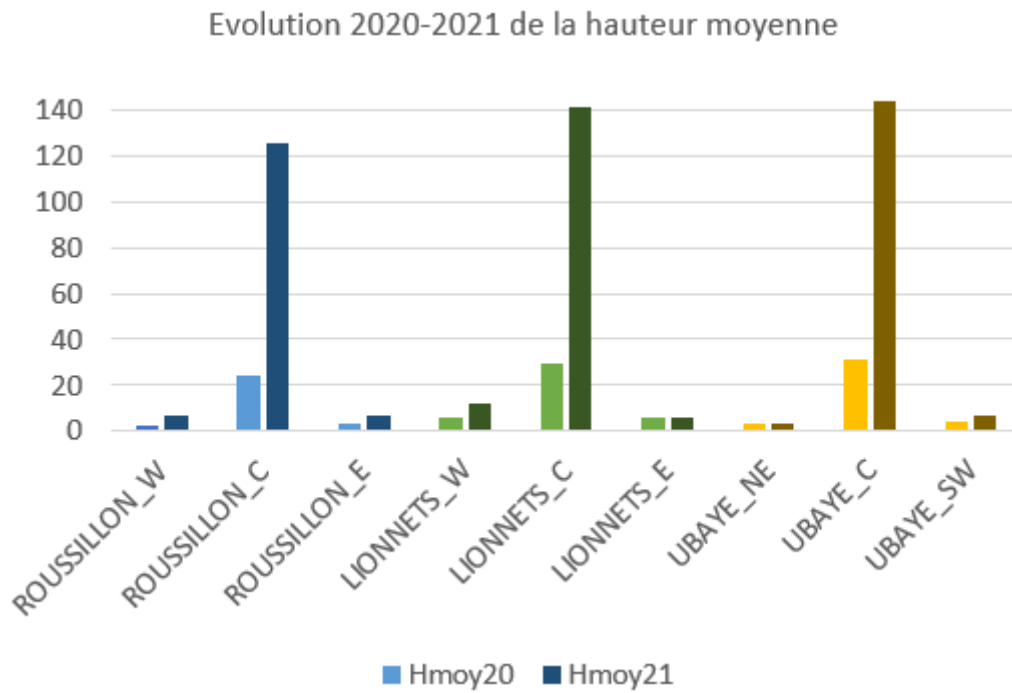
Il s'agit d'une estimation visuelle du recouvrement de la végétation, toute strate confondue (=recouvrement cumulé), pour chaque cage métallique, par compartiment (compartiment C = Central, W = Ouest, E = Est, NE = Nord-Est, SW = Sud-Ouest). Il s'exprime en pourcentage de surface occupée, en considérant que 100% correspond à la surface totale d'une cage.

Le radeau « Roussillon » connaît une augmentation du pourcentage de recouvrement cumulé de végétation pour tous les compartiments entre l'année 2020 et 2021. Cette hausse est légère dans les compartiments marginaux mais est particulièrement marquée dans le compartiment central grâce à l'essor des hydrophytes.

Dans les compartiments marginaux du radeau « Lionnets », on observe une baisse du recouvrement cumulé de végétation qui est liée à la régression des Characées. Le compartiment central est légèrement plus recouvert en végétation que l'an passé.

Le radeau Ubaye connaît une baisse du recouvrement de végétation dans les compartiments marginaux, du fait de la régression des characées. La végétation du compartiment central occupe quasiment le double de la surface par rapport à l'année précédente.

## 2.2. Hauteurs de végétation



Les hauteurs de végétation (en centimètres) sont mesurées au mètre de charpentier depuis la base de la végétation dans les bacs ou depuis les cages métalliques. Deux mesures sont effectuées. La première concerne la hauteur maximale qui consiste à mesurer la végétation la plus haute par bac/cage et à réaliser une moyenne de ces hauteurs maximales par compartiment. La seconde concerne la hauteur moyenne de la végétation par bac/cage, elle se réalise par estimation visuelle de la moyenne des

hauteurs dans la colonne de végétation, elle est synthétisée en moyenne des moyennes par bac/cage par compartiment.

D'une manière générale les hauteurs moyennes et hauteurs maximales sont corrélées, excepté pour les compartiments marginaux où les *Juncus spp.* se sont substitués aux Characées. Les *Juncus spp.* présentent des tiges fines et dressées, ce qui occasionne une augmentation des valeurs des hauteurs maximales et des hauteurs moyennes alors qu'en réalité **la biomasse végétale a globalement diminué dans les compartiments marginaux des radeaux entre l'année 2020 et l'année 2021.**

Concernant les compartiments centraux qui ont été végétalisés en *Potamogeton spp.*, on observe une forte croissance végétale pour tous les radeaux, avec des hauteurs moyennes et maximales qui ont augmenté d'un peu plus d'un mètre d'une année à l'autre à la même époque (début Juillet). Ceci révèle une maturité des plants de *Potamogeton spp.* et *Myriophyllum spicatum* qui sont pour la plupart fructifères. **Globalement la biomasse végétale dans les compartiments centraux des radeaux a considérablement augmenté entre l'année 2020 et l'année 2021.** Toutefois, **cette évolution est à relativiser si l'on considère un décalage phénologique entre 2020 et 2021.** D'après les observations de fin d'été 2020 (Q. Salmon com. pers. 2020), la végétation des compartiments centraux était bien plus développée en fin d'été avec la majorité des tiges qui atteignaient la surface.

### 2.3. Végétation terrestre

Pour la végétation terrestre, **nous n'observons pas de différences majeures entre l'année 2020 et l'année 2021**, ni en termes de composition floristique, ni en termes de biomasse. Nos observations subaquatiques ne révèlent pas de changements majeurs au niveau des racines.



Photo 1 : Radeau Roussillon au 12/07/2021



Photo 2 : Radeau Roussillon au 06/07/2020

### 3. Conclusions

Le graphique suivant synthétise les taux de croissance mesurés pour les hydrophytes dans les radeaux entre l'année 2020 et 2021, pour les variables recouvrement de végétation, hauteur moyenne et hauteur maximale.

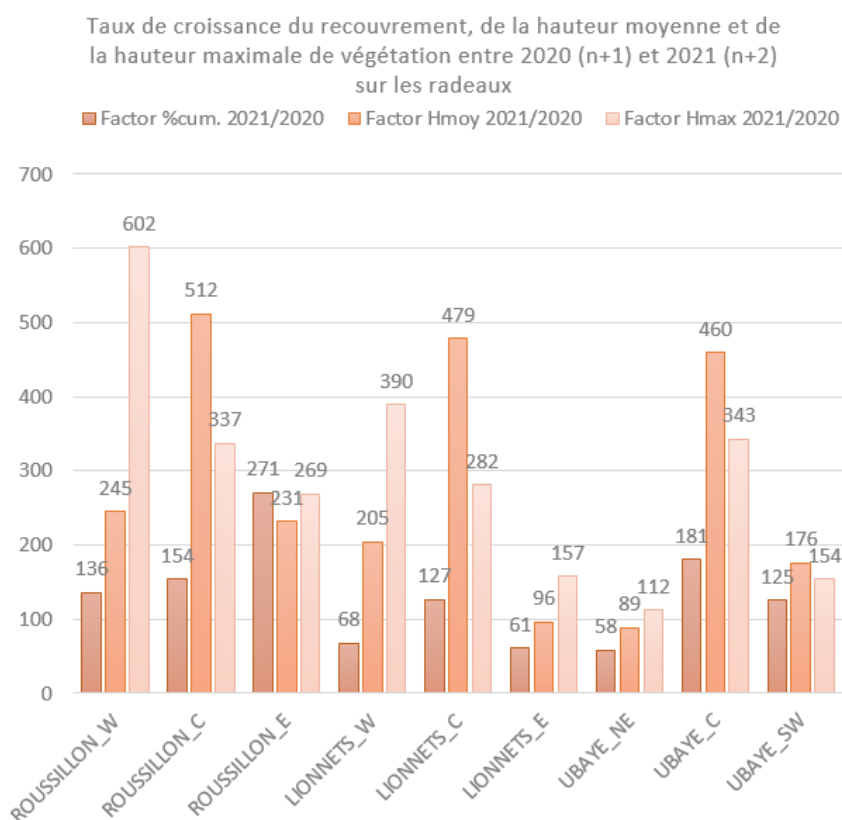


Table de synthèse des taux de croissance de la végétation.

Radeau/compartiment	Rec. Végét.	H. moy	H. max
Roussillon marges	203.5	243	435.5
Roussillon centre	154	512	337
<b>Roussillon moyenne</b>	<b>178.75</b>	<b>377.5</b>	<b>386.25</b>
Lionnets marges	64.5	150.5	273.5
Lionnets centre	127	479	282
<b>Lionnets moyenne</b>	<b>95.75</b>	<b>314.75</b>	<b>277.75</b>
Ubaye marges	91.5	132.5	133
Ubaye centre	181	460	343
<b>Ubaye moyenne</b>	<b>136.25</b>	<b>296.25</b>	<b>238</b>

#### Evolution des recouvrements de végétation

On observe un taux de croissance négatif (<100%), autrement dit une légère régression de la variable recouvrement de végétation pour les compartiments marginaux du radeau « Lionnets », ainsi que pour le compartiment NE du radeau « Ubaye ». La baisse du recouvrement de végétation du compartiment E du radeau « Lionnets » et du compartiment NE du radeau « Ubaye » s'accompagne également d'une baisse de la moyenne des hauteurs de végétation. La diminution de la biomasse dans ces trois compartiments s'explique par la régression des Characées entre l'année n+1 et l'année n+2. Cependant

on note l'apparition des *Myriophyllum spicatum* et de *Potamogeton lucens* dans ces compartiments, qui laisse présager une reprise de végétation à court terme.

**Seul le radeau « Roussillon » connaît un taux de croissance positif du recouvrement de végétation dans ses compartiments marginaux**, avec en moyenne 203% de croissance contre 64% pour « Lionnets » et 91% pour « Ubaye ».

**Les compartiments centraux des trois radeaux connaissent un taux de croissance du recouvrement positif** avec 154% pour « Roussillon », 127% pour « Lionnets » et 181% pour « Ubaye ».

#### **Hauteurs moyennes et hauteurs maximales**

Concernant les hauteurs moyennes et maximales des compartiments marginaux, le radeau « Roussillon » présente le plus fort taux de croissance avec respectivement 243% et 435%, suivi du radeau « Lionnets » avec 150% et 273%, puis Ubaye avec 132% et 133%.

Les taux de croissance des hauteurs moyennes et maximales des compartiments centraux sont les plus élevés pour le radeau « Roussillon » avec respectivement 512% et 337%, suivi du radeau « Lionnets » avec 479% et 282%, puis du radeau « Ubaye » qui connaît des taux croissance équivalents avec 460% et 343%.

Le recouvrement de végétation associé à la hauteur moyenne de végétation est un indicateur indirect la biomasse végétale. Pour l'ensemble des compartiments, c'est le radeau « Roussillon » qui présente le plus fort taux de croissance de végétation avec 278%, suivis par le radeau « Ubaye » avec 216% et le radeau « Lionnets » avec 205%.

Dans l'ensemble, sans considérer un éventuel biais phénologique, entre l'année 2020 et l'année 2021, les valeurs ont triplé pour le radeau « Roussillon » et elles ont doublé pour les radeaux « Ubaye » et « Lionnets ». Cette augmentation de biomasse la végétale est particulièrement visible pour les compartiments centraux des radeaux. Elle se traduit par une densification de la végétation sur toute la hauteur d'eau (env. 150 cm) et par étalement des sommités fructifères des *Potamogeton spp.* en surface (photo 3 et planche photo 4).

A l'avenir, nous préconisons un suivi photographique annuel de la végétation des compartiments des radeaux, associé à un inventaire des espèces à réaliser tous les 3 ans.

Photo 3 : densification de la végétation dans la colonne d'eau du compartiment central du radeau « Lionnets », avec *Potamogeton nodosus* à gauche, *Myriophyllum spicatum* au centre et *Potamogeton lucens* à droite.



Radeau « Roussillon »



Radeau « Lionnets »



Radeau « Ubaye »



Planche photo 4 : Comparaison de la végétation du compartiment central des radeaux entre l'année 2021 (à gauche) et l'année 2020 (à droite). La végétation a gagné l'ensemble de la surface de la pièce d'eau notamment pour les radeaux « Lionnets » et « Ubaye ». Pour le radeau « Ubaye », les trois espèces de Potamots se distinguent aisément sur la photo de 2021, avec en bas une ligne de *Potamogeton coloratus*, au centre une ligne de *Potamogeton nodosus*, puis en haut deux lignes de *Potamogeton lucens*.

## Documentation

Abdulhak, S. – 2021. Suivi de la végétation des Radeaux flottants UROS sur le lac de Serre-Ponçon. Année 2021. 11 pp.

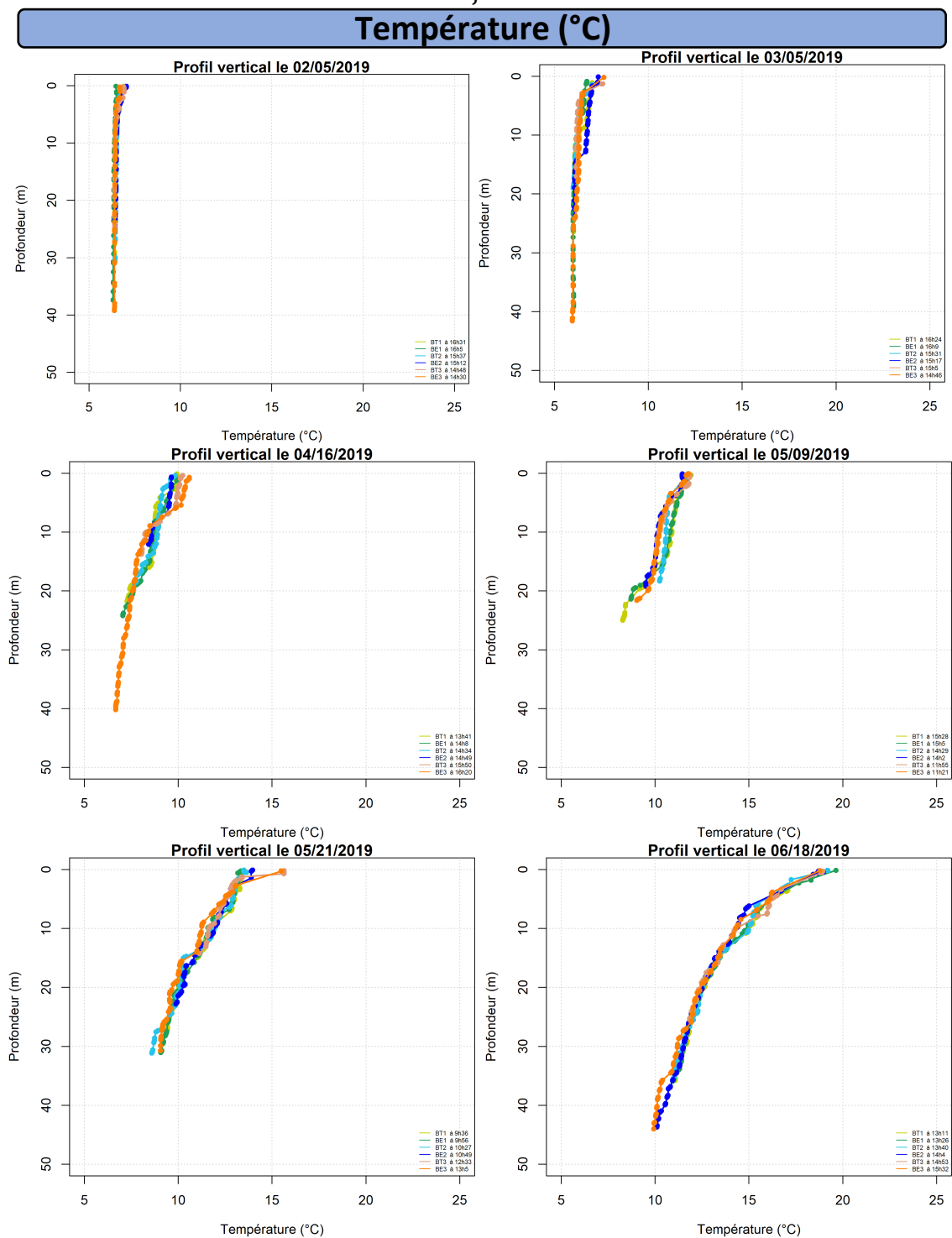
Abdulhak, S. ; Billard, G. ; Marquis, F. – 2019. Bilan des opérations d'étude des hydrophytes et de végétalisation dans le cadre du programme UROS – Année 2019. CBNA, 18 pp.

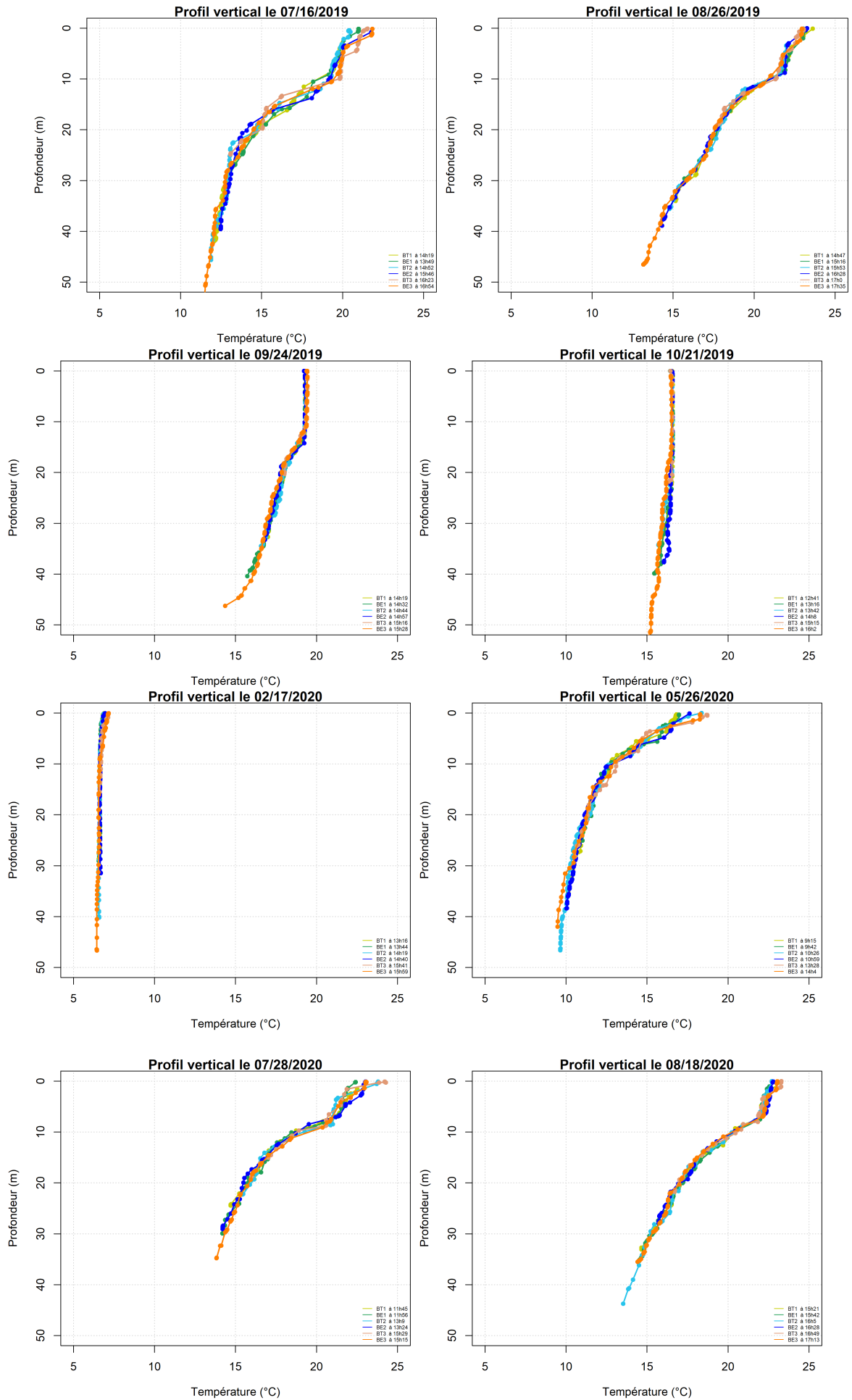
Abdulhak, S. ; Billard, G. ; Marquis, F. – 2018. Bilan des opérations de récolte, culture et végétalisation dans le cadre du programme UROS. Conservatoire botanique national alpin, 10/2018. 34pp.

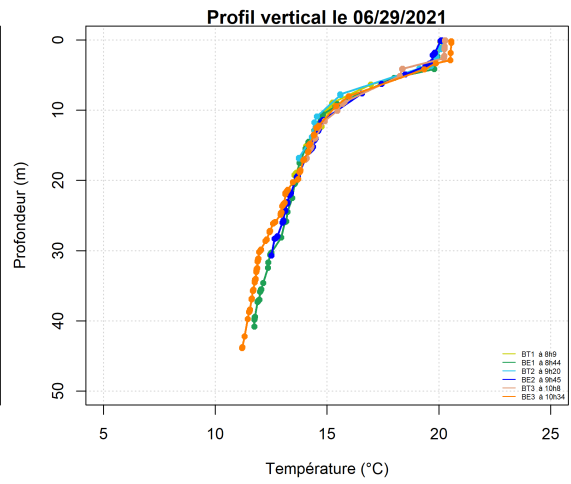
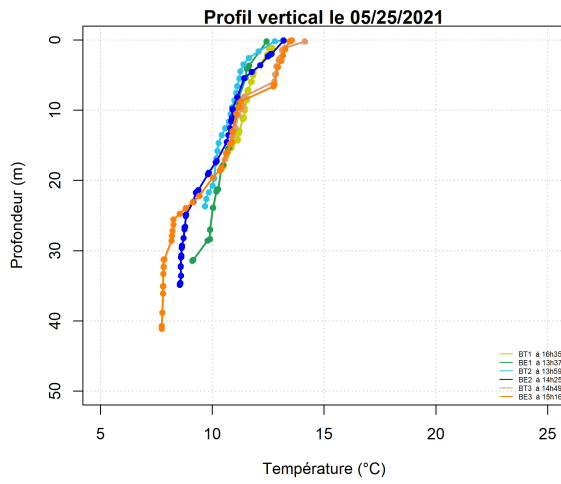
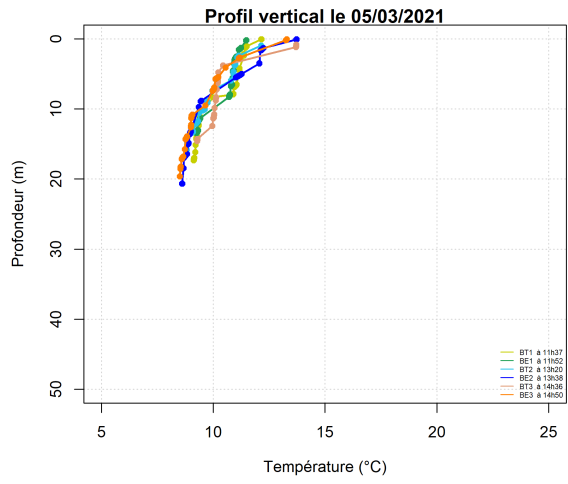
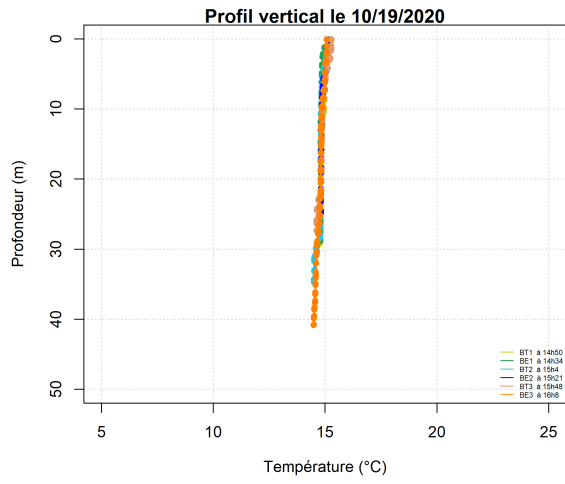
Pérez-Harguindeguy N., Díaz S., Garnier E., Lavorel S., Poorter H., Jaureguiberry P., Bret-Harte M. S., Cornwell W. K., Craine J. M., Gurvich D. E., Urcelay C., Veneklaas E. J., Reich P. B., Poorter L., Wright I. J., Ray P., Enrico L., Pausas J. G., de Vos A. C., Buchmann N., Funes G., Quétier F., Hodgson J. G., Thompson K., Morgan H. D., ter Steege H., van der Heijden M. G. A., Sack L., Blonder B., Poschlod P., Vaieretti M. V., Conti G., Staver A. C., Aquino S., Cornelissen J. H. C. – 2013. *New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. Australian Journal of Botany* **61**, 167-234.

## Annexe 4 – Informations supplémentaires sur la caractérisation physico-chimique des Baies.

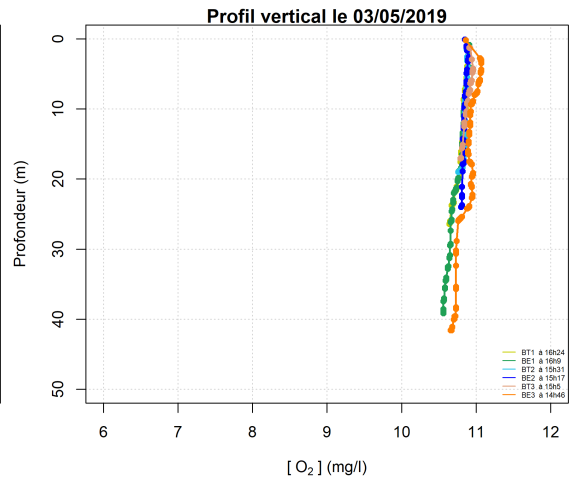
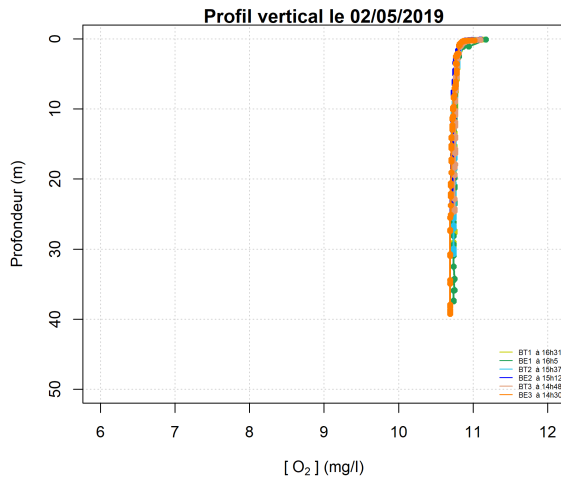
Figure A4-1 : Profils verticaux de la température (°C), de l'oxygène dissous (mg/l), de la conductivité (µS/cm) et du pH dans chaque Baie témoin et expérimentale entre février 2019 et juin 2021.

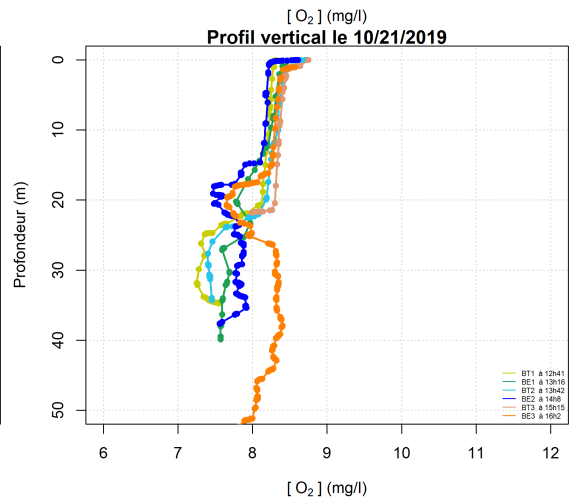
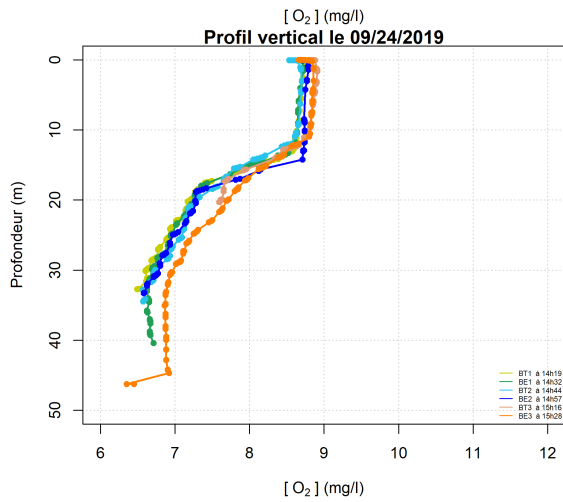
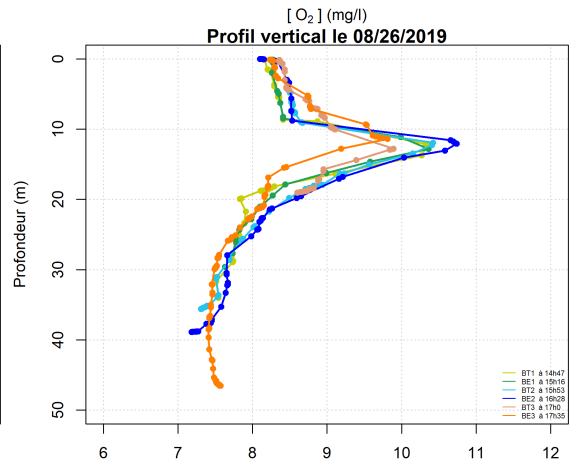
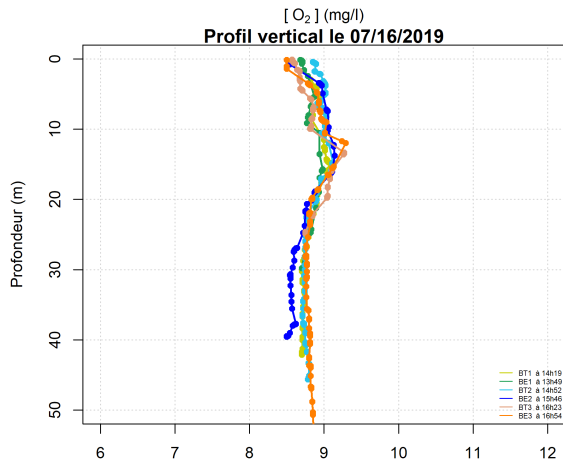
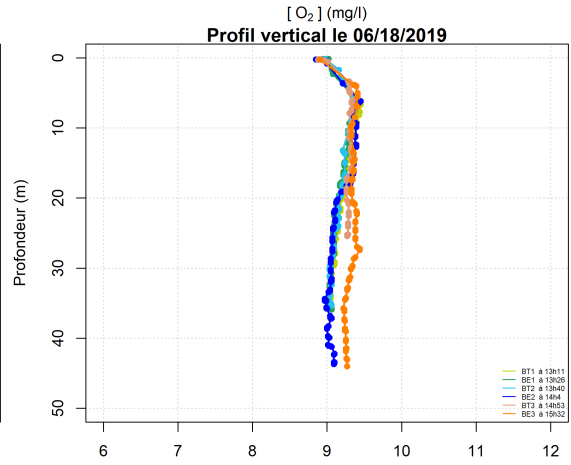
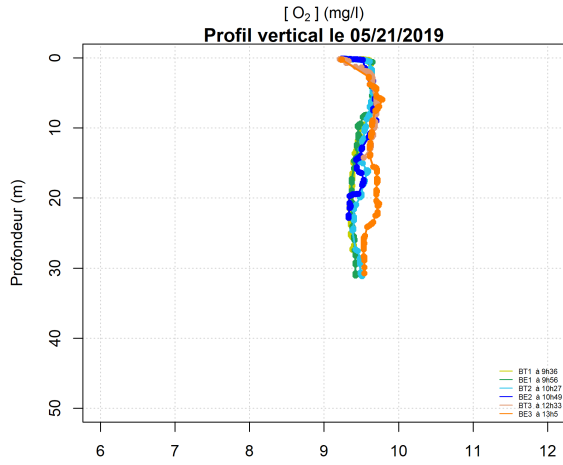
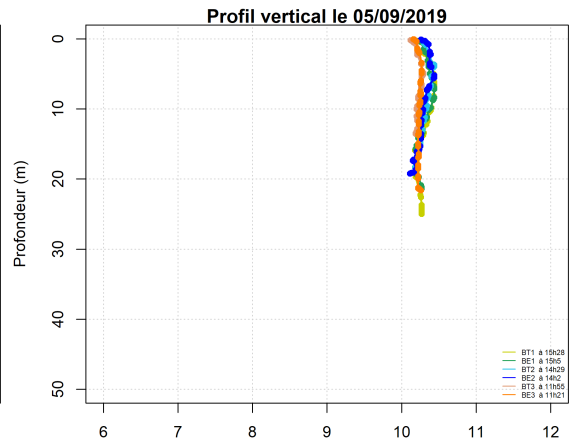
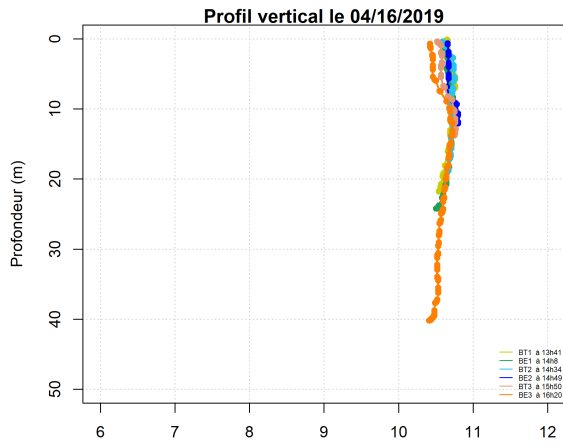


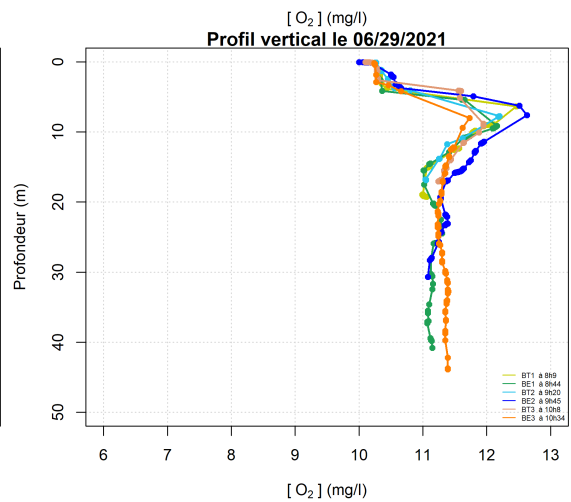
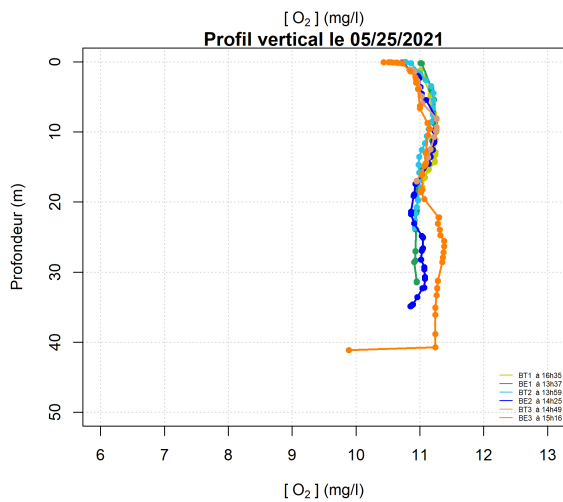
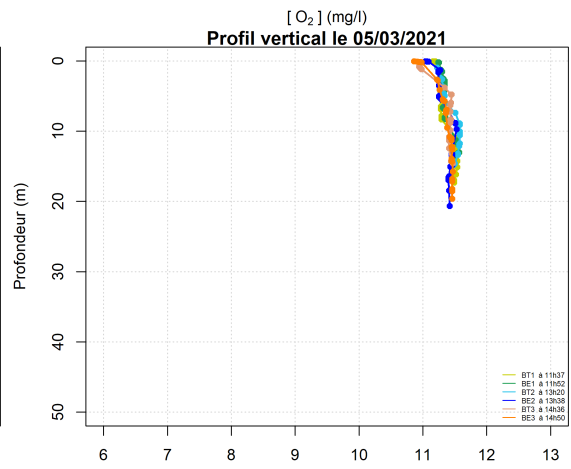
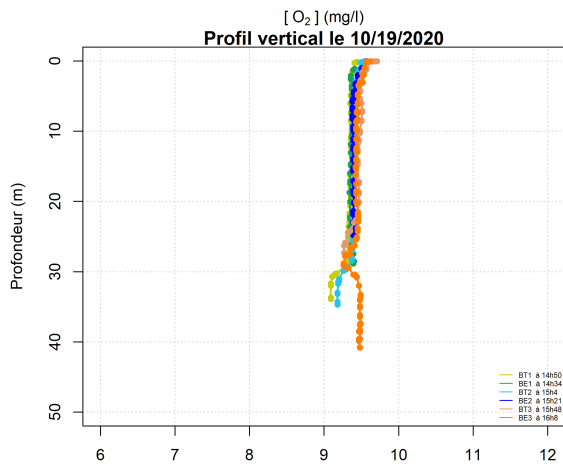
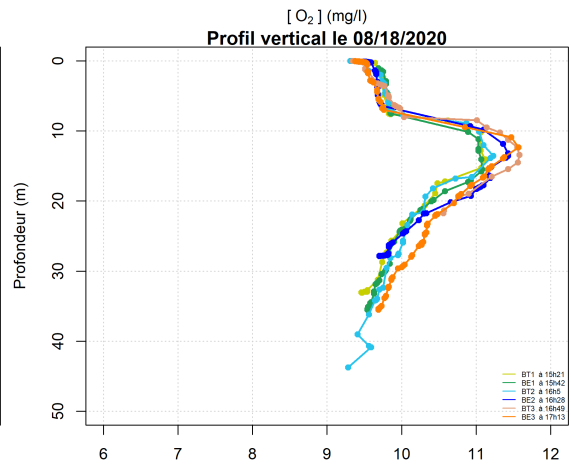
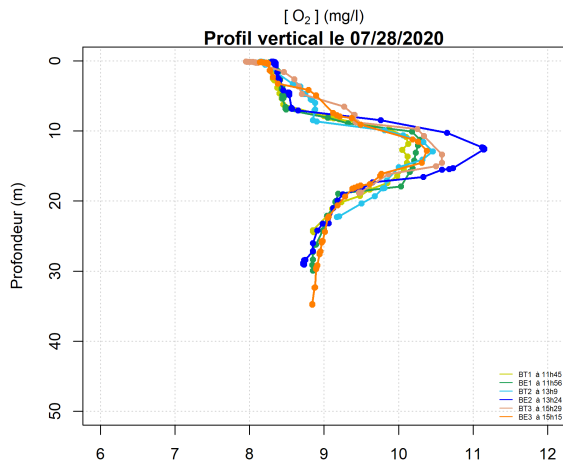
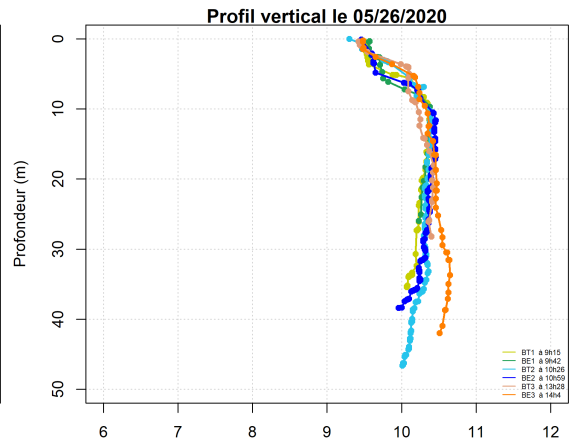
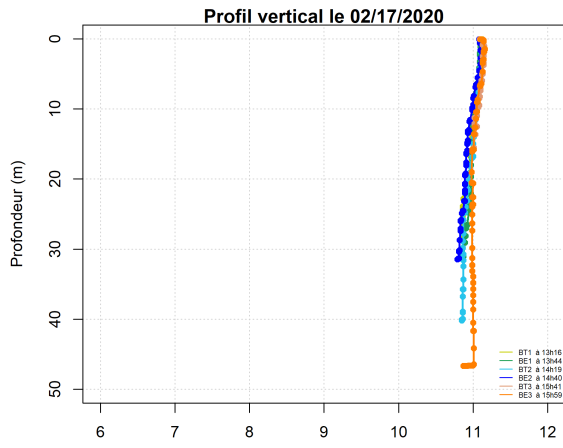




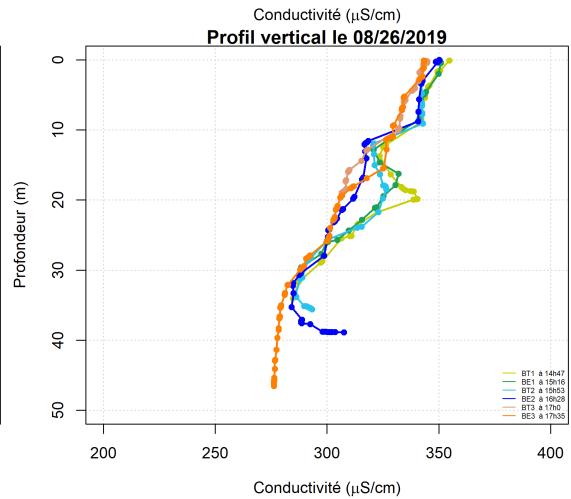
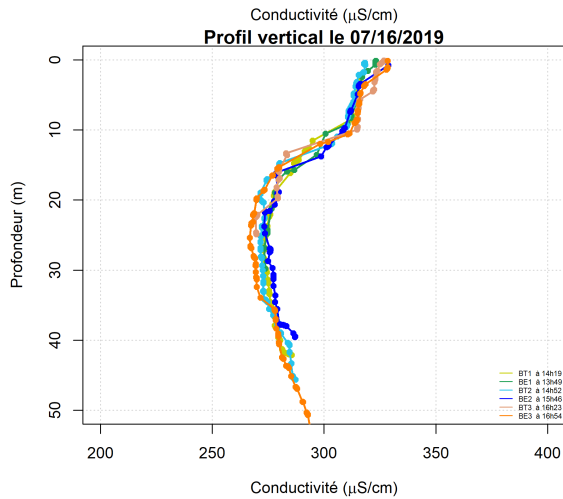
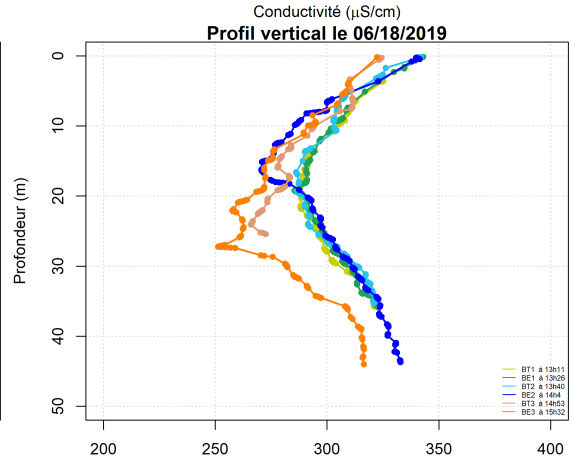
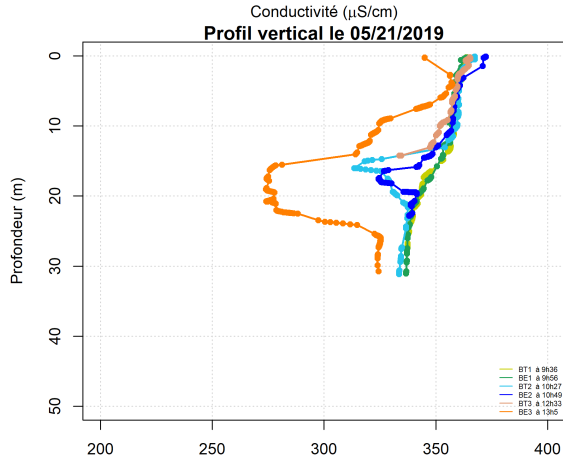
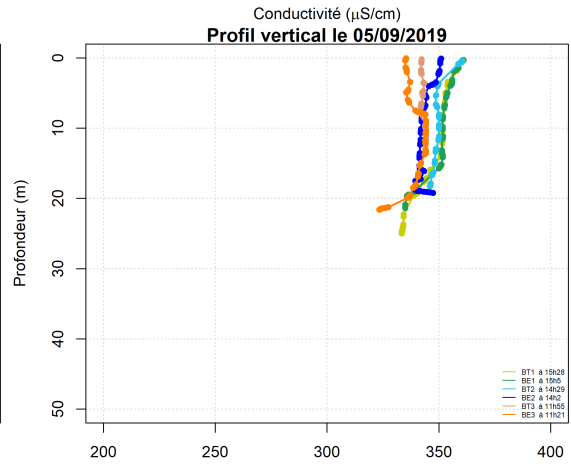
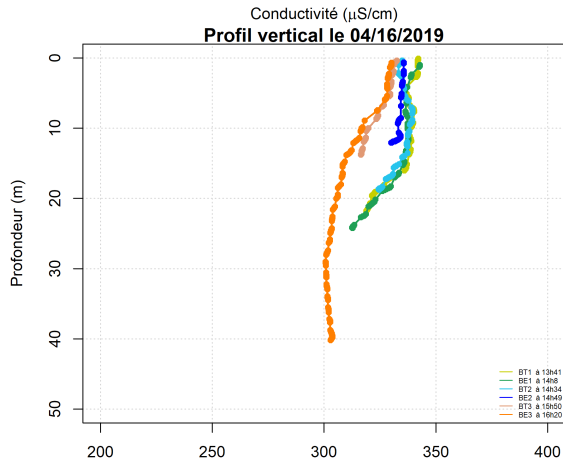
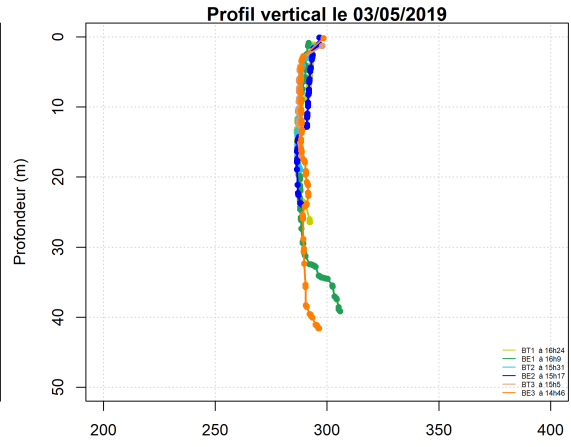
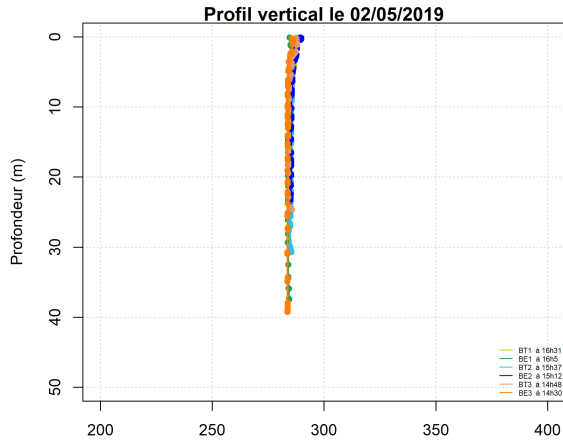
**Oxygène dissous (mg/l)**

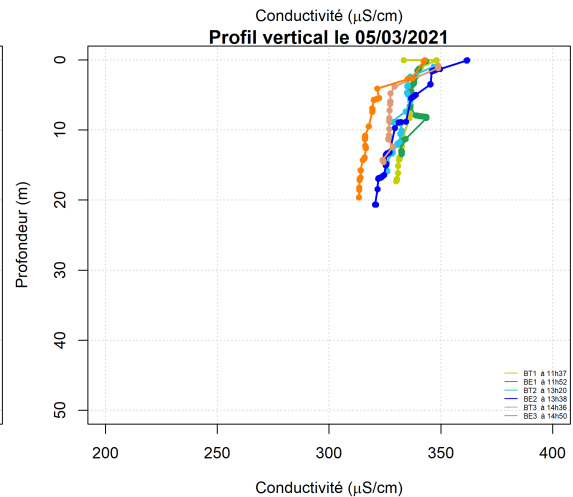
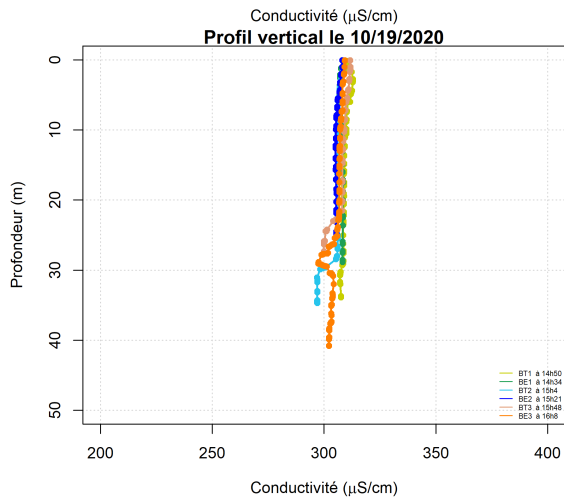
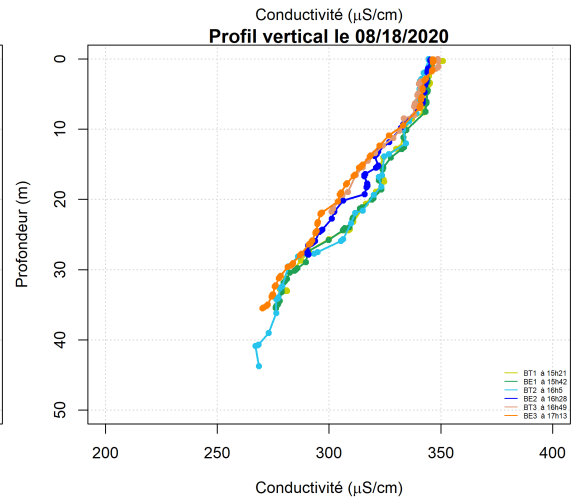
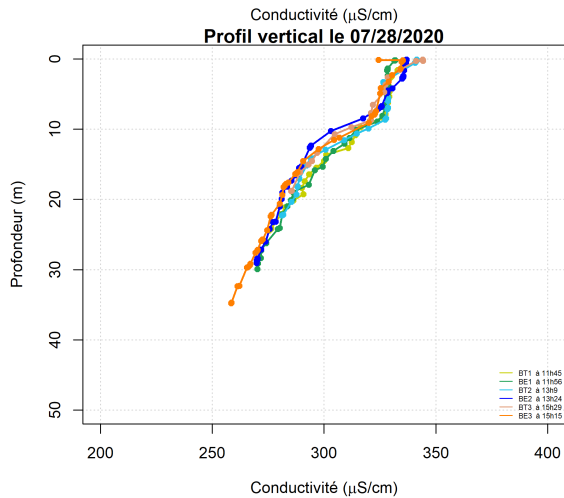
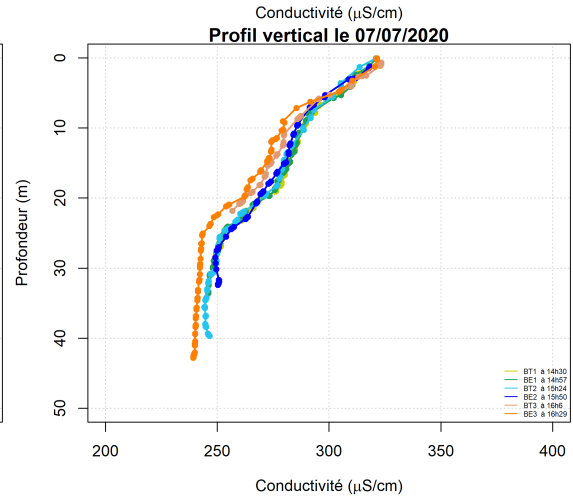
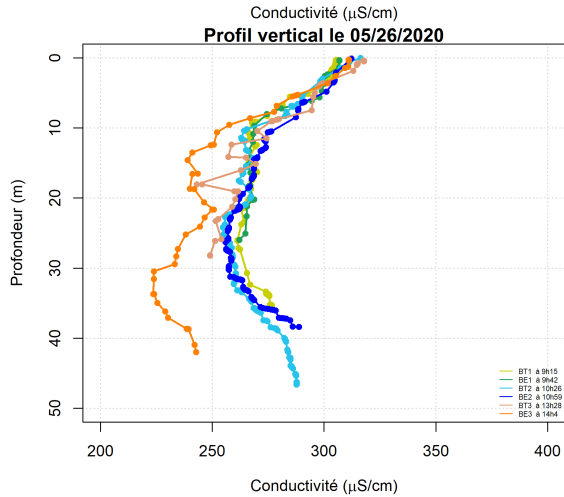
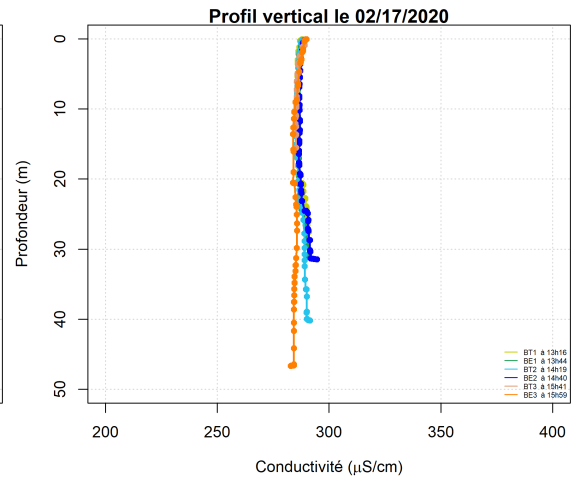
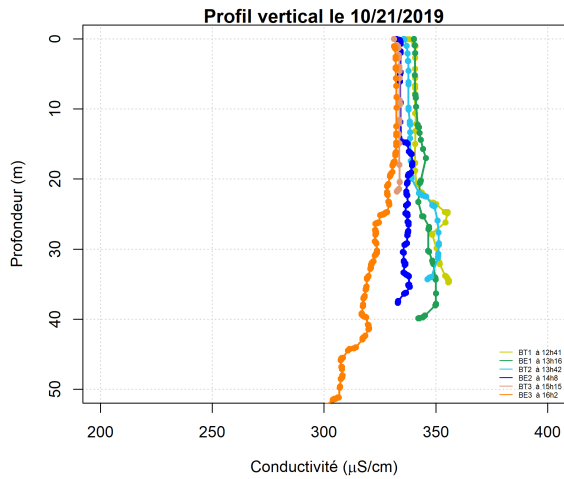


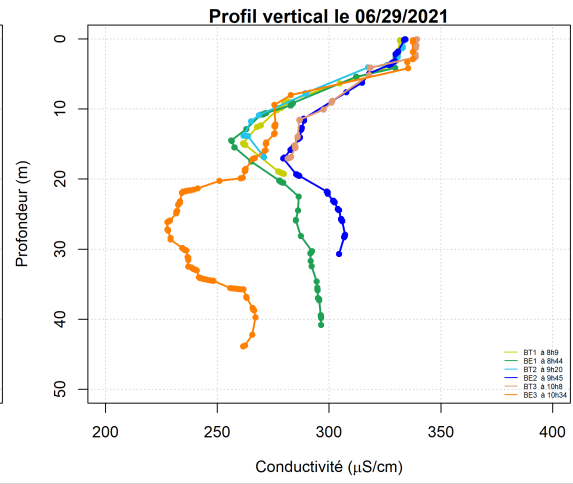
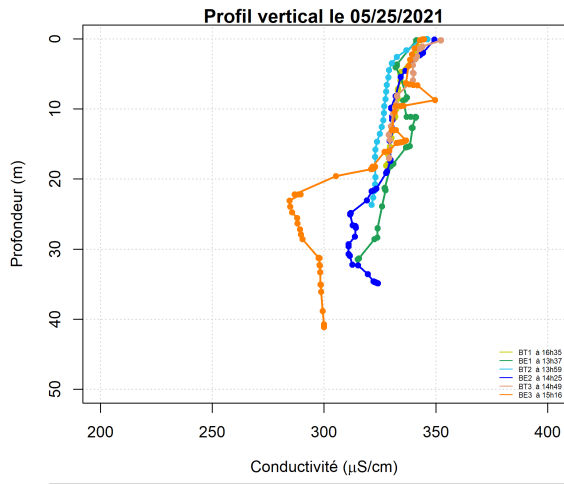




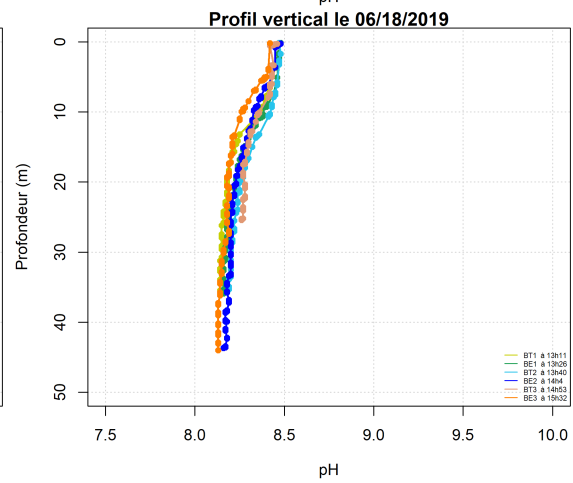
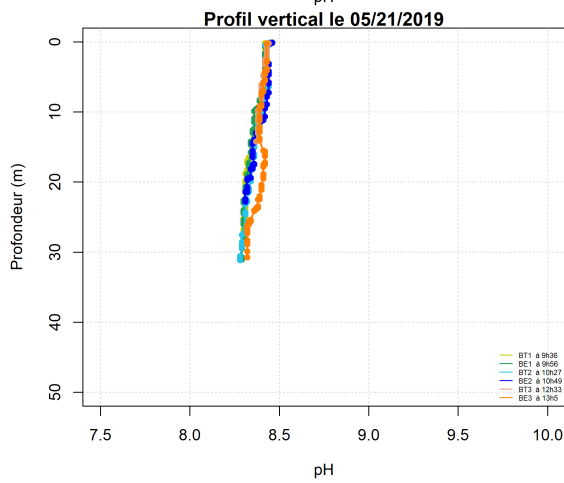
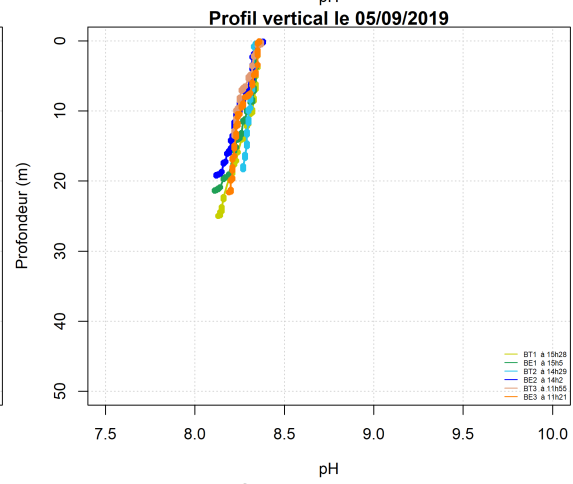
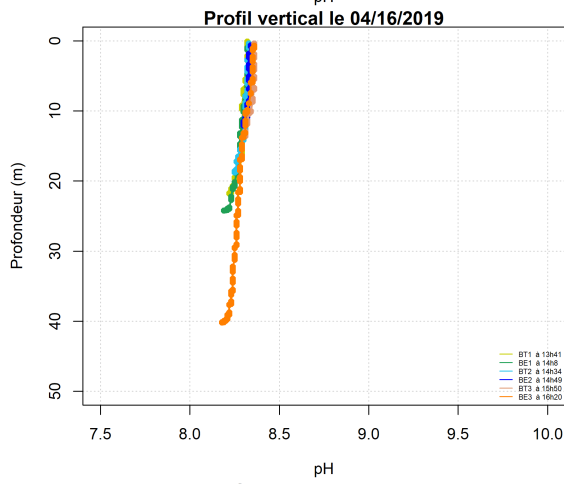
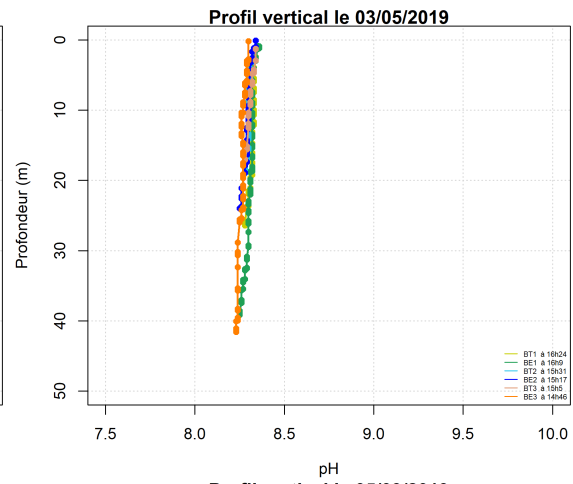
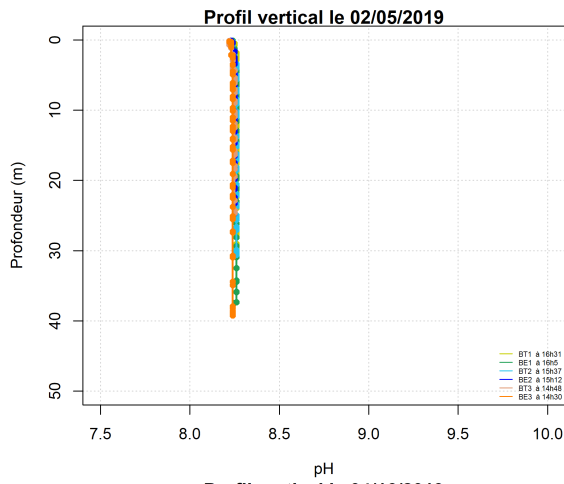
# Conductivité ( $\mu\text{S/cm}$ )







**pH**



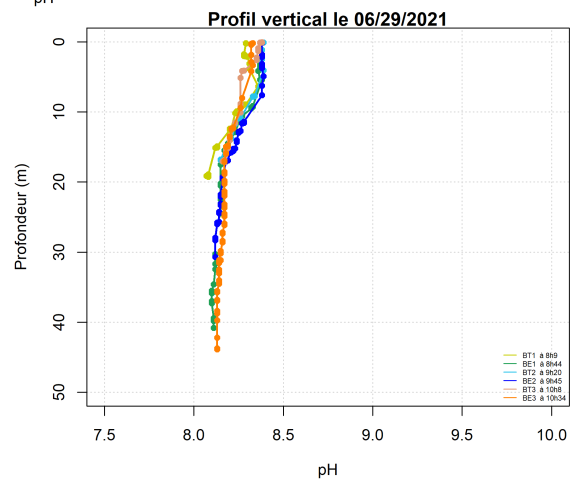
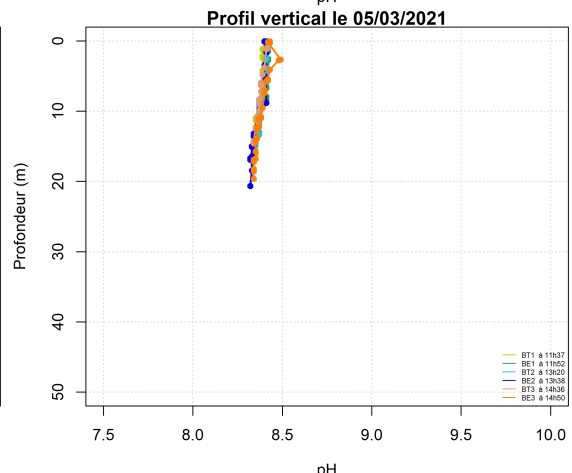
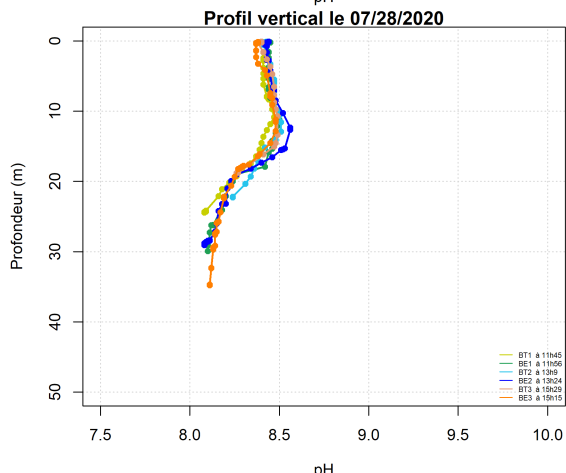
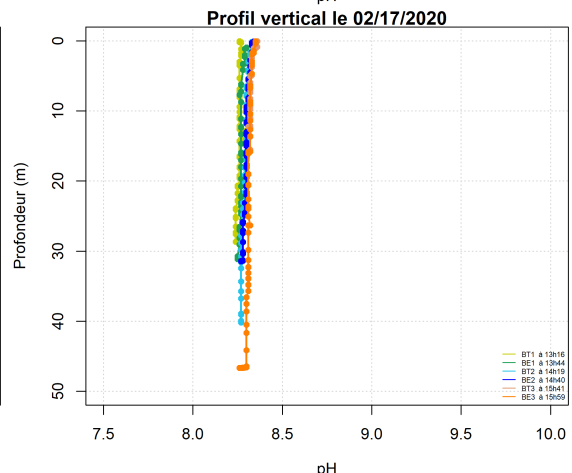
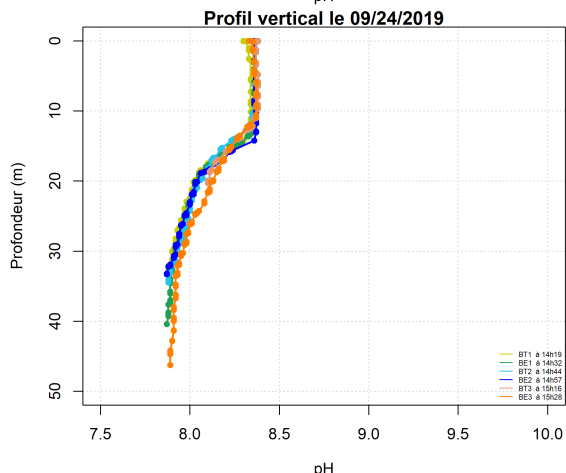
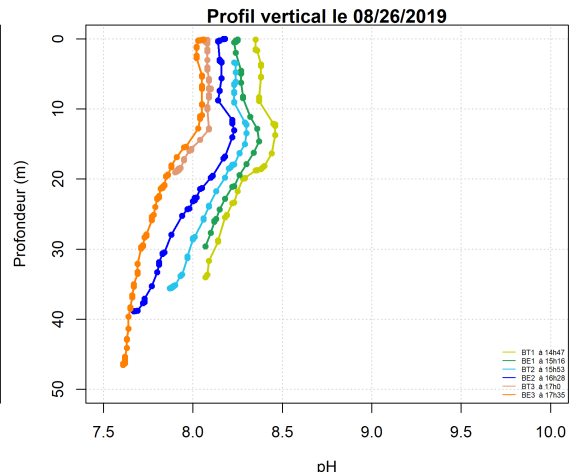
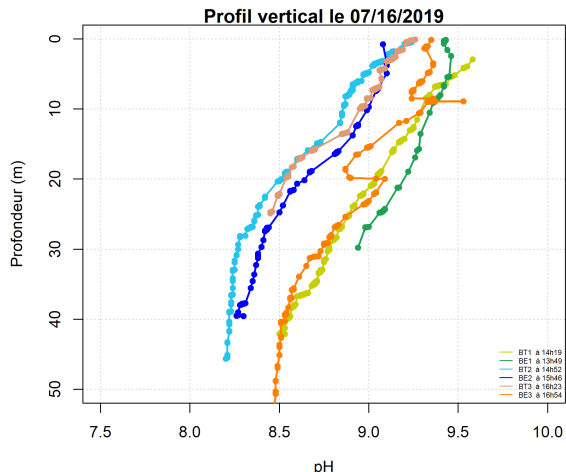


Figure A4-2 : Variations temporelles de la saturation en oxygène (%) à l'intérieur et à l'extérieur de chaque FLOLIZ sur toute la période d'enregistrement des sondes. (A) pour FLOLIZ 1; (B) pour FLOLIZ 2 ; (C) pour FLOLIZ 3.

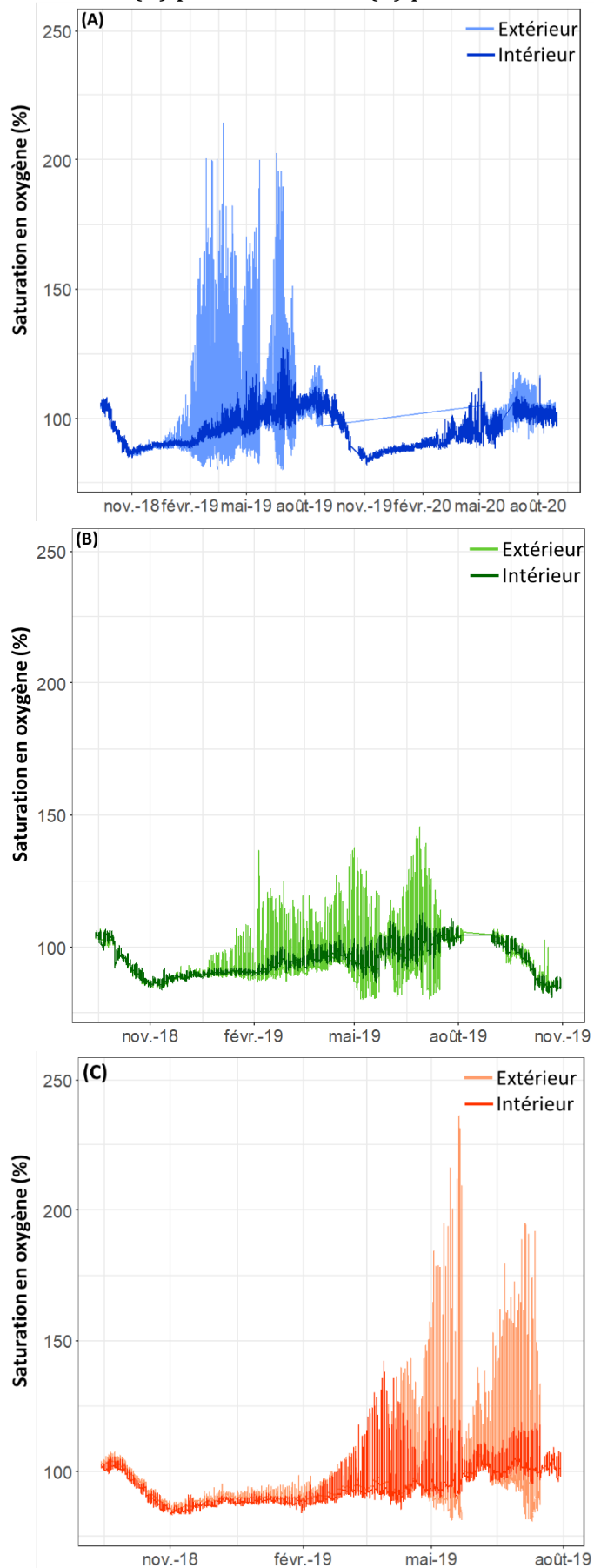
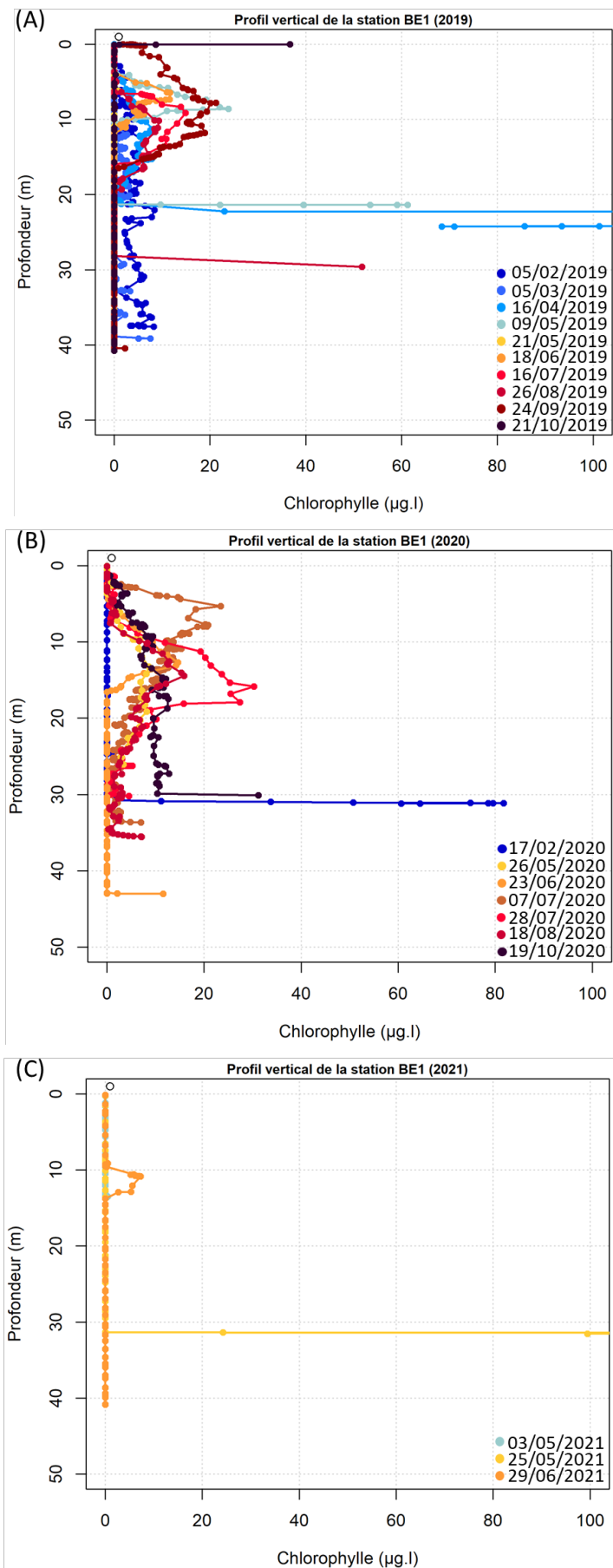
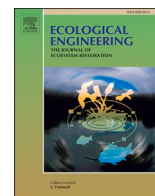


Figure A4-3 : Profils verticaux de la chlorophylle ( $\mu\text{g/l}$ ) dans la baie expérimentale 1 (BE1) entre février 2019 et juin 2021. (A) pour l'année 2019 ; (B) pour l'année 2020 ; (C) pour l'année 2021.



Annexe 5 - Publication Salmon et al. (2022) « Floating Littoral Zone (FLOLIZ): a solution to sustain macroinvertebrate communities in regulated lakes? » (voir page suivante)



## Floating Littoral Zone (FLOLIZ): A solution to sustain macroinvertebrate communities in regulated lakes?

Quentin Salmon<sup>a,c,d,\*</sup>, Fanny Colas<sup>b</sup>, Samuel Westrelin<sup>c,d</sup>, Julien Dublon<sup>c,d</sup>, Jean-Marc Baudoin<sup>c,e</sup>

<sup>a</sup> Ecocean, 1342 Avenue de Toulouse, 34070 Montpellier, France

<sup>b</sup> Univ Lyon, Université Claude Bernard Lyon 1, CNRS, ENTPE, UMR 5023 LEHNA, F-69622, Villeurbanne, France

<sup>c</sup> Pole R&D ECLA, France

<sup>d</sup> INRAE, Aix Marseille Univ, RECOVER, 3275 Route Cézanne, 13100 Aix-en-Provence, France

<sup>e</sup> OFB, Direction de la Recherche et de l'Appui Scientifique, 3275 Route Cézanne, 13100 Aix-en-Provence, France

### ARTICLE INFO

#### Keywords:

Ecological engineering  
Ecological mitigation  
Water level fluctuations  
Artificial floating island  
Macroinvertebrates  
Hydropower reservoir

### ABSTRACT

Artificial water-level fluctuations (WLF) seriously threaten the biodiversity and functioning of littoral zones in lake ecosystems. The use of artificial floating islands (AFI) to compensate for the deleterious effects of WLF on littoral habitats has been of increasing interest to environmental managers. Yet, the ecological efficiency of this solution is still very poorly documented. AFI are usually designed as simple vegetated floating mats. In this study, we designed an artificial Floating Littoral Zone (FLOLIZ), which mimics a natural littoral zone composed of a terrestrial section vegetated with helophytes and several underwater levels containing soil and hydrophytes. Next, we aimed to assess the effectiveness of FLOLIZ in supporting macroinvertebrate communities. Three FLOLIZs were installed in three bays of a French hydroelectric reservoir marked by high WLF. Taxonomic and functional metrics of macroinvertebrate communities in the three FLOLIZs were compared with control littoral stations over four seasons of one year. The cumulated abundance, taxonomic richness and diversity were significantly higher in the FLOLIZs than in the control littoral stations, particularly when water level rose abruptly (i.e., in spring) and during the post-drawdown season (i.e., in summer). Functional profiles of macroinvertebrate communities significantly differed between FLOLIZs and control littoral stations. More specifically, communities in littoral control stations were dominated by highly mobile and resistant taxa (e.g., Beetles, Bugs, Chironomids), while communities in the FLOLIZs were dominated by less mobile species with longer life cycles (e.g., Hydra sp., Oligochaeta). These findings show that FLOLIZs were more successfully colonized by original, diversified, and abundant macroinvertebrate communities with respect to littoral control stations. These preliminary results suggest that FLOLIZs could provide suitable, biogenic habitats for macroinvertebrates in reservoirs exhibiting high WLF. Longer term monitoring, including of other compartments than macroinvertebrates (e.g., fish), could provide additional evidence that FLOLIZs mitigate the deleterious effects of high WLF on aquatic biodiversity.

### 1. Introduction

Littoral zones of lakes typically support a mosaic of habitats (e.g. macrophyte, sediment type, coarse woody debris) (Czarnecka, 2016; Schmieder, 2004) and various abiotic conditions due to interactions between air and water interfaces (Pusey and Arthington, 2003). These heterogeneous conditions favor a great biodiversity of micro- and macro-organisms (Schmieder, 2004) that depend on the littoral zone for their life cycles, whether occasionally (e.g. for breeding, nursery

(Woodford and Meyer, 2003) or permanently (e.g. feeding, avoiding predation) (Winfield, 2004). For example, macroinvertebrates feed largely on epiphytic algae and decayed macrophytes in the littoral zone (James et al., 2000).

Around the world, littoral zone of lakes are strongly impacted by multiple forms of anthropogenic pressure (Otiang'a-Owiti and Oswe, 2007; Schmieder, 2004; Schnaiberg et al., 2002). In particular, natural water-level fluctuations (WLF) are dominant forces that control the functioning of lacustrine ecosystems (Poff et al., 1997; Wolcox and

\* Corresponding author at: Ecocean, 1342 Avenue de Toulouse, 34070 Montpellier, France.

E-mail address: [quentin.salmon51@gmail.com](mailto:quentin.salmon51@gmail.com) (Q. Salmon).

<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106509>

Received 27 July 2021; Received in revised form 24 November 2021; Accepted 4 December 2021

Available online 21 December 2021

0925-8574/© 2021 The Authors.

Published by Elsevier B.V. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license

(<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Meeker, 1992). Yet, the use of water for hydropower, agriculture, industry, domestic needs, and flood control leads to high WLF, notably in reservoirs, that are very different (i.e., often much higher and more frequent) than natural fluctuations (Rosenberg et al., 2000). These artificial WLFs increase the erosion of banks (Hellsten, 1997; Hirsch et al., 2017) which results in the degradation of littoral habitats (Evtimova and Donohue, 2016; Furey et al., 2004) and changes lake morphometry (Furey et al., 2004; Hofmann et al., 2008). WLFs also modify abiotic features including the dissolved oxygen, temperature, and nutrients dynamics (Cott et al., 2008; Leira and Cantonati, 2008; Potter et al., 1982) and primary production (Thompson and Ryder, 2008). All littoral communities are impacted, and particularly macroinvertebrates (Baumgärtner, 2008; Brauns et al., 2008; Lemes da Silva and Petrucio, 2018), due to the loss or alteration of habitats (Brauns et al., 2008; Lemes da Silva and Petrucio, 2018). Additionally, macroinvertebrates living in the supra/mediolittoral zone are directly affected by WLF that expose shorelines to desiccation and freezing (Hellsten, 1997).

Macroinvertebrates play a key role in the functioning of aquatic ecosystems (Munn and Brusven, 1991; Solimini et al., 2006). Their population densities are the highest in the littoral zone of lakes and reservoirs (Klimaszuk and Heymann, 2010) and the composition of their communities is closely linked to habitat characteristics (Collier et al., 1998; Tolonen et al., 2001). For this reason, biotic indicators based on macroinvertebrates' taxonomic and functional composition are commonly used to assess the quality of aquatic ecosystems (Mondy et al., 2012; Verneaux et al., 2004) and are implemented into national biomonitoring schemes (Hering et al., 2004; Miler et al., 2013; Rossaro et al., 2007). Many studies have investigated the effects of WLF on macroinvertebrate communities, particularly in reservoirs, and have reported reduced taxa richness, abundance, and biomass with increased WLF (e.g. Aroviita and Hämäläinen, 2008; Haxton and Findlay, 2008; Palomäki, 1994). For example, the study of Valdovinos et al. (2007) reported a taxa richness 6.8 times higher in an unregulated lake compared to a regulated lake in Chile. In addition, WLF affect community composition by selecting the most opportunistic taxa (Munn and Brusven, 1991).

Environmental managers' and scientists' awareness of threats to aquatic biodiversity have enabled restoration ecology to become a major discipline of environmental science over the past four decades (Ormerod, 2003). Several solutions have been proposed to mitigate the deleterious effects of WLF on aquatic biodiversity and to achieve good ecological potential for artificial water bodies as requested by the European Water Framework Directive (WFD 2000/60/EC, 2000). These include the limitation of WLF during the most ecologically sensitive periods (i.e., during spring and summer), the revegetation of banks and shallow littoral areas (Halleraker et al., 2016). Unfortunately, these solutions are often very difficult to reconcile with human interventions that cause strong WLF. Halleraker et al. (2016) also mention the creation of artificial floating islands (AFI) as a mitigation solution. Indeed, AFI are floating structures that provide permanent access to habitats that may mimic those that could be naturally present in lakeshore areas independently of the WLF. Surprisingly, despite the fact that this idea emerged in the 1980s, AFI often only consist of floating mats made of natural or artificial vegetation (Gillet, 1989; Nakamura and Shimatani, 1997) and their effectiveness in supporting aquatic biodiversity, particularly in macroinvertebrates communities, has been overlooked. However, scientific literature is more abundant on the implementation of AFIs as "biological filters" for water quality improvement (see the review of Yeh et al., 2015).

In this study, we designed an artificial Floating Littoral Zone (named hereafter, "FLOLIZ") that aimed to mimic the different stages of depth and vegetation of a natural littoral zone, with vegetated substrates of both helophytes and hydrophytes. Next, we evaluated the effectiveness of this newly designed floating structure to support the macroinvertebrate community of a reservoir that exhibits very high WLF (30 m

mean annual amplitude). For this purpose, we compared the macroinvertebrate abundance and taxonomic and functional composition of three FLOLIZs to control littoral stations over one year. We hypothesised that FLOLIZs provide refuge habitats for macroinvertebrates of littoral habitats exposed to WLF and hence, higher abundance and taxonomic richness would be found in FLOLIZs than in control littoral stations after the first event of high WLFs at the end of winter and early spring (april 2019). We also expected different macroinvertebrate taxonomic and functional (by ecological traits) compositions in FLOLIZs and control littoral stations due to the differences in habitats, more diversified, structured, and stable in FLOLIZs compared to littoral control stations. In particular, we expected to find higher abundance of macroinvertebrates organisms exhibiting ecological traits allowing them to maintain in unstable environment (e.g., high mobility, fast breeding) in the control littoral stations than in FLOLIZ habitats. In contrast, we expected to find in FLOLIZs macroinvertebrates that could be found in natural littoral zones, and characterized by traits such as low mobility, low reproduction rate and dependence on plant habitats for example.

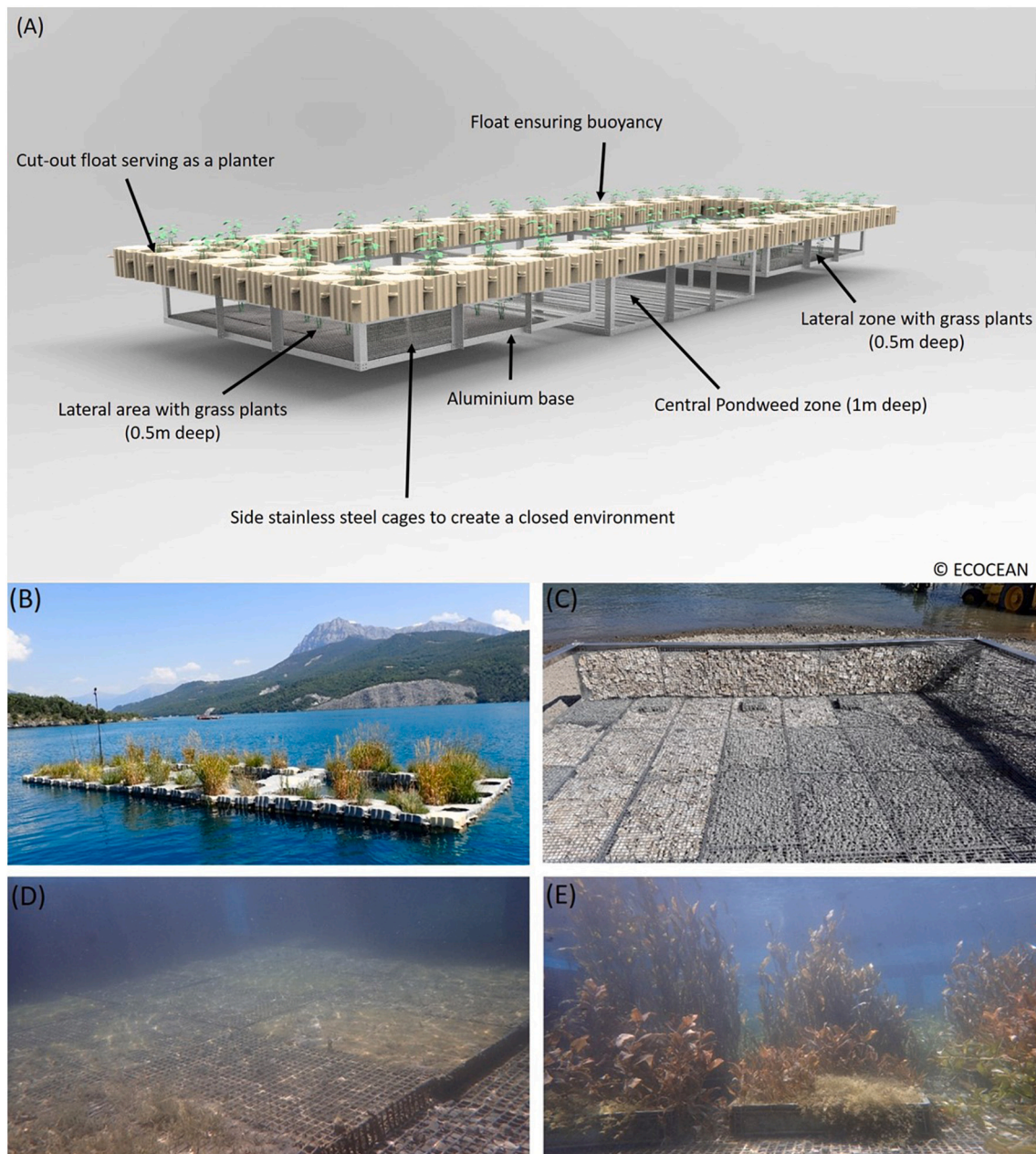
## 2. Materials and methods

### 2.1. Overview of FLOLIZ design

The FLOLIZ consists of a 70m<sup>2</sup> structure (14 m × 5 m) built with 156 High Density PolyEthylene (HDPE) Caissons (MarineFloor®, Port Leucate city) (Fig. 1A). Slightly less than half of the caissons were opened and holes drilled in bottom to be used as planters. Seventy-two soil clods containing different helophyte species were installed on each FLOLIZ in a uniform way (Fig. 1B). Helophyte roots could grow out of the caissons through the holes, creating habitats for macroinvertebrates (and spawning or nursery habitats for fish). The inside was fabricated with immersed, extruded aluminium structures connected by chains to the floating caissons. Each FLOLIZ was composed of 3 independent aluminium structures (Fig. 1C): two 4 m × 4 m × 0.5 m structures and one 4 m × 4 m × 0.8 m central structure. Both depths of the lower structures provided two underwater levels (Fig. 1A). Stainless steel cages (0,50 m × 0,80 m × 0,25 m) filled with a biogenic component (recycled oyster shells) or inert materials composed of 98% cellular glass stone and 2% minerals (Misapor company, Albula city) were attached to the bottom of the structure to simulate pebble-like soil (Fig. 1C). Both lengthwise sides of the structure were enclosed by cages filled with oyster shells to create a confined environment, preventing the impact of waves and favouring water warming. The width wise sides at the extremities were partially opened with wire mesh cages to allow free movement for aquatic organisms (e.g. invertebrates, fish). Finally, for each FLOLIZ, 21 m<sup>2</sup> were vegetated with various hydrophyte species (Fig. 1D and Fig. 1E) on different types of substrates (horticultural rock wool, aquatic potting soil). More information on vegetalisation is available in the supplementary materials (see Appendix A1a + Fig. S1). The description of the anchoring system, which is an important component of the structure, is also available in the supplementary materials (see Appendix A1b + Fig. S2).

### 2.2. Study site

Serre-Ponçon is a large French reservoir with a surface area of 28 km<sup>2</sup> (20 km long) and a volume of 1272 km<sup>3</sup> at maximum water elevation. Its mean depth is 72 m and maximum depth 110 m. It is located in South-eastern France (Fig. 2A) at an altitude of 780 m (Fig. 2B). This reservoir was built in 1959 to prevent devastating floods from the two main inflow rivers (Durance and Ubaye) and for hydroelectric power production. It is also used for irrigation, drinking water, and recreational activities. The flow of the Durance and the Ubaye into the lake is respectively between 30–200m<sup>3</sup>/s and 10–70m<sup>3</sup>/s (excluding floods). These two rivers represent more than 90% of the annual inflow into the reservoir while the remainder comes from many other small

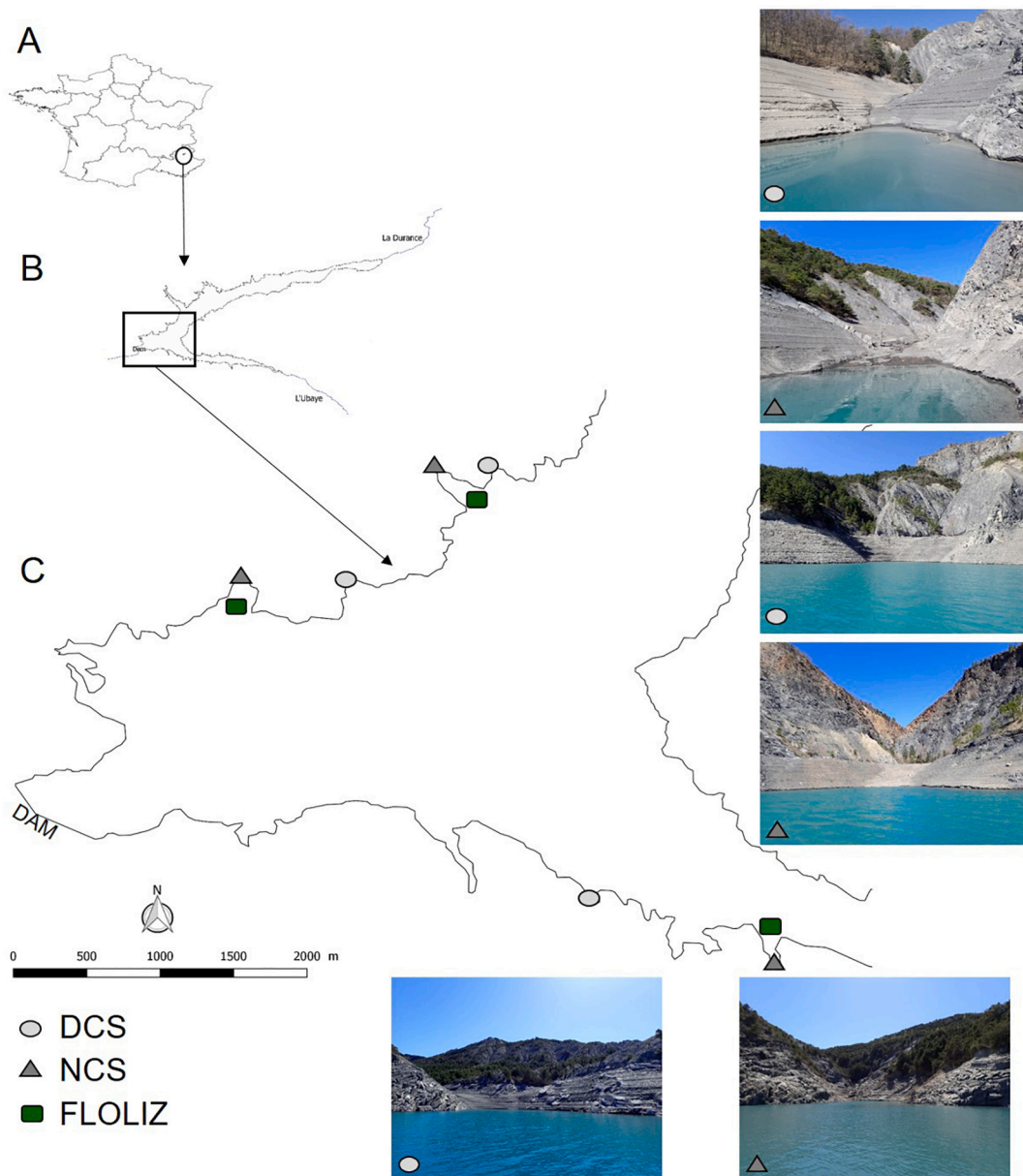


**Fig. 1.** Design of FLOLIZ structure 14 m long and 5 m wide (© OFB-INRAE-ECOCEAN). (A) 3D design (B) Emerged part with floating caissons and helophyte planters. (C) Submerged aluminium structure with encaged soil. (D) 0.5 m deep stage with grass plants. (E) 1 m deep stage with pondweeds.

tributaries. Serre-Ponçon benefits from a Mediterranean-type climate with many sunshine and moderate winds, but with a mountainous influence. This climatic environment makes this reservoir a monomictic temperate system with stratification from March to September. Water quality in the reservoir has been monitored since 2007 according to the requirements of the European Water Framework Directive (WFD 2000/60/EC, 2000). In 2016, the lake exhibited good water quality (Légifrance: <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000037347756>) (Table S1). The reservoir exhibits high seasonal WLF (ranging from 20 to 50 m, Fig. S3) between winter and early summer. At the end of spring, the snow melt and reduced hydroelectric production allow the reservoir to refill, but this results in daily water level fluctuations, in the range  $[-0.2 \text{ m}; +1.2 \text{ m}]$  in the last 4 years. These WLF induce a morphological alteration of the banks by the action of the wind and waves. Therefore, banks present a high degree of homogeneity, with an absence of macrophytes and littoral habitats (Fig. 2C).

### 2.3. Study stations and experimental design

Three FLOLIZs were anchored on 15 September 2018 in three different bays in the downstream part of the reservoir. These bays were selected to fulfil the following criteria: 1) a depth greater than the average annual WLF (about 30 m) in order to prevent the stranding of the FLOLIZs (Fig. 2C), 2) a limited exposure to recreational activities and wind and 3) the presence of a neighbouring bay sharing similar hydromorphological characteristics where control stations could be chosen. The FLOLIZ area was used to determine the size of the control station; accordingly, each control station was defined by a linear area of about 70 m by 1 m (i.e. 70 m<sup>2</sup>). For each FLOLIZ, two control littoral stations were selected: a nearby control station (NCS, Fig. 2C) located at the head of the same bay and a distant control station (DCS, Fig. 2C) in a neighbouring bay. DCS aimed to detect potential impact of the FLOLIZs on macroinvertebrate communities of the nearby littoral zone. Each DCS



**Fig. 2.** Location of the FLOLIZ in Serre-Ponçon (WGS84 coordinates X: 44.527287; Y: 6.381121). (A) Location of Serre-Ponçon reservoir in France, (B) Focus on the reservoir (contour at 780 m elevation which is the highest water level) with the both inflow rivers Durance and Ubaye, (C) Focus on the station positions in the downstream part of the reservoir. DCS: Distant Control Station, NCS: Nearby Control Station, FLOLIZ: Floating Littoral Zone.

was selected to be geographically and hydromorphologically similar to the FLOLIZ bay (NCS). For this purpose, a mapping of the different substrates in each bay was carried out using a standardised national protocol (NF 16870, Fig. S4). These maps showed the exclusive presence of mineral substrates in all bays with a predominance of pebbles, slab, or gravel.

In addition, to ensure the absence of environmental variability in stations during each seasonal campaign, the physico-chemical characterisation of the water in each bay was carried out, including temperature and oxygen profiles and various components of the trophic state (see details in Table S2).

#### 2.4. Macroinvertebrate sampling

The monitoring of macroinvertebrates started 2 months after the installation of the FLOLIZs. Macroinvertebrates were sampled seasonally on November 27th, 2018 (corresponding to Autumn 2018), on

February 05th, 2019 (corresponding to Winter 2019), on May 24th, 2019 (corresponding to Spring 2019) and on August 26th, 2019 (corresponding to Summer 2019). Macroinvertebrate communities at DCSs and NCSs were sampled using a surber net (i.e. 250- $\mu$ m mesh size; sampling area 0.05 m<sup>2</sup>). For each control station, two samples were collected at 0.5 m depth and one sample at 1 m depth corresponding to the underwater stages of the FLOLIZs. For macroinvertebrate sampling in the FLOLIZs, the surber net could not be used because the substrate was caged. Thus, 4 removable substrates measuring 20  $\times$  25  $\times$  0.5 cm (i.e. a sampling area of 0.05 m<sup>2</sup>) and containing Misapor (98% cellular glass stone and 2% minerals) were previously installed in each aquatic compartment (12 per FLOLIZ). At each seasonal campaign, one removable substrate was collected randomly at each underwater stage (i.e. 2 cages removed at 0.5 m and 1 cage removed at 1 m depth) and placed in 250- $\mu$ m mesh net. The removable substrate was rinsed and shaken several times in a basin and the Misapor was carefully scrubbed to remove attached organisms. To ensure that all individuals were

collected, an accurate check was performed for each substrate. The sample was then passed over a 250- $\mu\text{m}$  mesh screen to collect the macroinvertebrates. All samples were conserved in pure denatured alcohol (70%) and were rapidly sieved, sorted, and identified in the laboratory under a stereomicroscope (LEICA MZ75, Germany). Organisms were identified at the most precise possible taxonomic level (frequently genus) using several identification keys (Tachet et al., 2010; Perla : <http://www.perla.developpement-durable.gouv.fr/index.php>).

## 2.5. Statistical analysis

A total of 108 macroinvertebrates samples were collected corresponding to 3 samples (2 samples at 0.5 m and 1 sample at 1 m depth) by treatment ( $n = 3$ , i.e. DCS, NCS, FLOLIZ), bay ( $n = 3$ ) and season ( $n = 4$ ). Three metrics of macroinvertebrate assemblages (taxa number, abundance, 1-Hill index that quantifies diversity) were calculated for each sample. The 1-Hill index is a synthetic index that combines the sensitivity of the Shannon index with rare species and the sensitivity of the Simpson index with abundant species (Hill, 1973). Kruskal-Wallis and Wilcoxon post-hoc tests using Holm adjustment (Holm, 1979) were used to evaluate the differences of the three metrics (1) among stations (i.e. FLOLIZ, DCS, and NCS) for each season and (2) among seasons for each type of station. For each Kruskal-Wallis test, the value of the H-statistic, the number of degrees of freedom and the  $P$ -value were reported. The coefficients of variation were calculated to compare metrics of seasonal variation for each type of station.

A non-metric multidimensional scaling (NMDS) ordination of macroinvertebrate taxa abundance was performed to examine the distribution of assemblages among stations by using the function 'metaMDS' in the vegan R package (Oksanen et al., 2009). Before running the analysis, the samples (2 at 0.5 m depth and 1 at 1 m) were pooled by date and station to avoid null sample size (which would hinder to calculate Bray-Curtis dissimilarity) and the abundance data were transformed using the Hellinger transformation (Rao, 1995; Legendre and Gallagher, 2001). The Bray-Curtis dissimilarity was used to quantify dissimilarity among stations based on macroinvertebrate assemblages (Bray and Curtis, 1957). Goodness-of-fit was estimated with a stress function, which ranges from 0 to 1, with values inferior to 0.15 indicating a good ordination (Clarke, 1993). Permutation tests were used to test the significance of differences in the macroinvertebrate assemblages among stations and between seasons (using the size of ordination hull) using the function 'ordiareatest' in the vegan R package (Oksanen et al., 2009). This function studies the one-sided hypothesis that the area covered by each convex hull (drawn by the function ordihull by groups i.e. stations or seasons) in the two-dimensional ordination space is smaller than expected under the null hypothesis using permutation test (Oksanen et al., 2013).

Mean community trait profiles were calculated from macroinvertebrate abundance data using 16 fuzzy-coded biological and ecological traits described for each taxon (Chevenet et al., 1994) and hereafter called 'functional traits'. The biological traits reflect the life history of taxa (e.g. 'number of cycles per year'), their resistance and resilience abilities (e.g. 'resistance forms') and general morphological ('body form') or physiological (e.g. 'respiration', 'feeding habits') features (Usseglio-Polatera et al., 2000). The ecological traits mainly describe habitat preferences of taxa at different spatial scales (e.g. substratum, current velocity, temperature, pH, saprobity, longitudinal distribution). Each trait is described by a set of modalities (details in Table S4). The mean weighted trait profiles (by log-transformed abundances) of each station assemblage were calculated and expressed as relative abundance distributions of trait modalities within the assemblages (Thioulouse et al., 1997). Then, a Fuzzy Correspondence Analysis (FCA) was used to examine the differences of mean weighted trait profiles among stations using the ADE4 package (Chessel et al., 2004). 'Between-station' comparisons of trait modalities were performed using the Kruskal-Wallis and Wilcoxon posthoc test with the Holm adjustment

after arcsin transformation ( $\sqrt{p}$  with  $p$ : proportion of each trait modality in the community). The percentage of functional similarity between stations was calculated based on the number of common traits and the total number of traits. Finally, the functional richness (FRic), evenness (FEve) and divergence (Fdiv) were calculated as the three components of functional diversity (Mason et al., 2005) using the FD package (Laliberté et al., 2014).

All statistical analyses were performed using R version 3.5.0 (R Core Team, 2018) and RStudio version 1.2.5033 (RStudio Team, 2019).

## 3. Results

### 3.1. Abundance and taxonomic features of macroinvertebrate communities

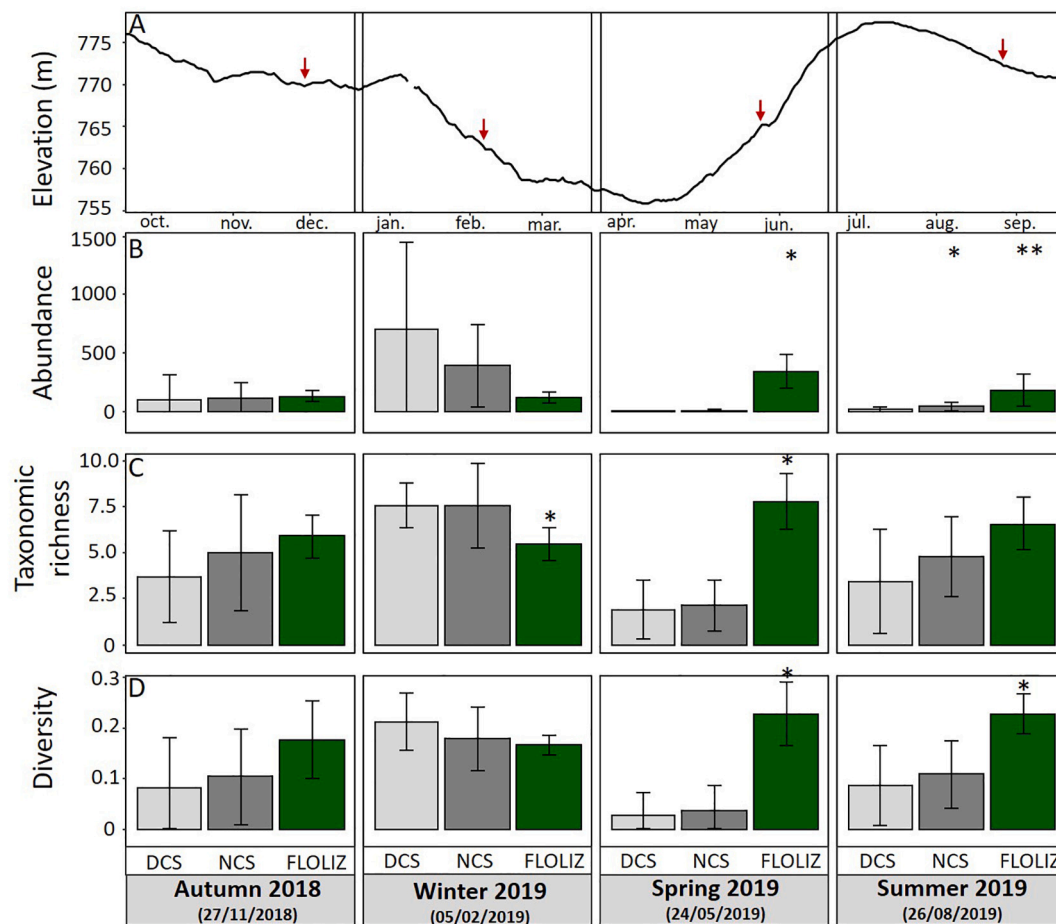
Total abundance varied from  $121.2 \pm 50.7$  (in winter) to  $342.2 \pm 148.4$  (in spring) in FLOLIZs and from  $3.2 \pm 2.3$  (in spring) to  $698.7 \pm 751.0$  (in winter) and from  $6.7 \pm 11.3$  (in spring) to  $391.5 \pm 351.4$  (in winter), in DCSs and NCSs, respectively (Fig. 3B; Table S4). Abundance was similar among the three types of stations (i.e., FLOLIZ, DCS, NCS) during autumn and winter but significantly differed during spring and summer ( $H_{(2)} = 17.5$ ,  $P$ -value  $< 0.001$ ;  $H_{(2)} = 15.8$ ,  $P$ -value  $< 0.001$  respectively). In particular, abundance was higher in FLOLIZs compared to DCSs and NCSs in spring ( $P$ -value = 0.001 for both) and summer ( $P$ -value = 0.002;  $P$ -value = 0.01, respectively) (Fig. 3B). Invertebrates abundance in NCSs and DCSs only differed in summer ( $P$ -value = 0.02) with highest abundance in NCSs (Fig. 3B).

The mean taxonomic richness were  $6.4 \pm 1.5$ ,  $4.1 \pm 2.9$  and  $4.9 \pm 3.0$  for FLOLIZs, DCSs and NCSs, respectively. The taxonomic richness was significant different among station types in winter ( $H_{(2)} = 10.5$ ,  $P$ -value  $< 0.01$ ) and in spring ( $H_{(2)} = 17.8$ ,  $P$ -value  $< 0.001$ ) (Fig. 3C). In particular, the taxonomic richness was significantly higher in DCSs ( $7.5 \pm 1.2$ ) and NCSs ( $7.4 \pm 2.2$ ) than in FLOLIZs ( $5.4 \pm 0.9$ ) during winter (Fig. 3A) but significantly lower in control stations (DCSs:  $1.9 \pm 1.6$ ; NCSs:  $2.1 \pm 1.4$ ) than in FLOLIZs ( $7.8 \pm 1.5$ ) during spring. The taxonomic richness was similar between the control stations in both seasons (Fig. 3C). The taxonomic diversity varied from  $0.17 \pm 0.02$  to  $0.23 \pm 0.06$  throughout the sampling year in the FLOLIZs. In control stations, the taxonomic diversity varied from  $0.08 \pm 0.08$  to  $0.21 \pm 0.06$  and from  $0.04 \pm 0.05$  to  $0.18 \pm 0.06$  for DCSs and NCSs, respectively. The taxonomic diversity differed among stations only during spring ( $H_{(2)} = 17.4$ ,  $P$ -value  $< 0.001$ ) and summer ( $H_{(2)} = 12.1$ ,  $P$ -value  $< 0.01$ ) with higher values in FLOLIZs than in control stations (Fig. 3D) while control stations exhibited similar taxonomic diversity ( $P$ -value  $> 0.05$ ) (Fig. 3C).

Macroinvertebrate abundance, richness, and diversity within FLOLIZs exhibited lower seasonal variation (CV = 23.4%, 70.1% and 29.6% respectively) compared to control stations (CV: 71.2%, 231.6%, 97.3%, respectively for DCSs and 60.5%, 173.9%, 79.0%, respectively, for NCSs). In particular, the mean abundance of macroinvertebrates in DCSs and NCSs decreased significantly by 99.5% and 98.3% between winter and spring, respectively, while it increased significantly by 182.3% in FLOLIZs (Table 1; Table S4). The mean taxonomic richness decreased significantly in control stations between winter and spring (by 74.7% and 71.6% for DCSs and NCSs, respectively) (Table 1; Table S4). In contrast, it increased by 44.4% in FLOLIZs (Table 1; Table S4). The mean diversity decreased significantly in control stations (by 87.6% and 79.6% for DCSs and NCSs, respectively) while it was constant in FLOLIZs between winter and spring (Table 1; Table S4).

### 3.2. Macroinvertebrate assemblages

The Fig. 4 shows the NMDS analysis performed on taxa abundance sampled in FLOLIZs, NCSs and DCSs over all sampling campaigns. The NMDS clearly discriminates the macroinvertebrate assemblages in FLOLIZs from those in control stations (permutation test,  $P$ -value  $< 0.005$ ). Both control station types exhibited similar assemblages as



**Fig. 3.** Seasonal comparison of macroinvertebrates abundance, taxonomic richness and diversity between FLOLIZs and control stations. Daily variations of elevation between September 2018 and September 2019 (red arrows indicate the sampling date for macroinvertebrates). Daily data from Electricité de France (EDF) (A) and barplot (mean  $\pm$  SD) of Abundance (B), Taxonomic richness (C) and Diversity (1-Hill index) (D) by season for each type of station. For each season and each metric, different labels (\* for  $P$ -value  $<$  0.05 and \*\* for  $P$ -value  $<$  0.01) between stations indicate significant differences. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

shown by the strong overlap of their polygons. More specifically, while all stations shared some common taxa (e.g., Chironomids, Oligochaeta, Hydracarina), some other taxa were only reported in FLOLIZs such as *Gyraulus* sp. (Gastropoda) *Stagnicola* sp. (Gastropoda), *Kempia* sp. (Diptera), *Wiedemannia* sp. (Diptera), *Caenis* sp. (Ephemeroptera) and *Ecnomus* sp. (Trichoptera). Additionally, some common taxa were more abundant in FLOLIZs than in control stations such as *Hydra* sp. (Cnidaria) and *Dreissena polymorpha* (Bivalvia) (a table with taxa occurrence in each station is provided in Table S4). DCSs and NCSs assemblages exhibited larger polygon surfaces (NMDS polygon surfaces of 1.98 and 1.86 respectively) than FLOLIZs assemblages (NMDS polygon surface of 0.27), suggesting a strong variability among seasons and stations for both control station types.

Table 2 reports pairwise-comparisons of the three components of functional diversity (i.e., functional richness, evenness, and divergence) among stations over the sampled year. The functional richness was higher in FLOLIZs (mean  $\pm$  SD:  $40.6 \pm 18.1$ ) than in control stations ( $16.8 \pm 21.1$  and  $15.5 \pm 16.6$  in DCSs and NCSs, respectively). The functional divergence differed significantly between FLOLIZs and DCSs, with higher values in FLOLIZs ( $0.79 \pm 0.1$ ) than DCSs ( $0.6 \pm 0.3$ ). In contrast, the functional evenness was similar among the three type of stations.

The two first axes of the FCA performed on the mean functional profiles of the macroinvertebrate communities accounted for 34.04% and 21.75% of the functional variability (Fig. 5). The first axis separates

the trait profiles of FLOLIZs from those of the control stations while the second axis discriminates the trait profiles of FLOLIZs and NCSs from those of the DCSs. More specifically, the assemblages in FLOLIZs exhibited an average functional similarity of  $54.5\% \pm 0.9\%$  with the assemblages in control stations, while assemblages of both control station types (i.e., NCS, DCS) exhibited high functional similarity (98.7%) (Table 3). Compared to control stations, the macroinvertebrate community in FLOLIZs showed a higher proportion of large-sized organisms commonly reported in small water bodies with warm water and vegetal environments (roots, vegetation) such as ponds (e.g. *Ecnomus* sp.). These organisms were not very mobile (attached or interstitial) and exhibited a passive aquatic dispersal (e.g. *Hydra* sp., *Dreissena polymorpha*). They were mainly absorbers or deposit feeders (e.g. *Oligochaeta*, *Caenis* sp), filters or predators (e.g. *Ecnomus* sp., *Hydra* sp). They had long life spans (more than one year), a low reproduction rate (one cycle per year) and mostly asexual mode of reproduction (e.g. *Oligochaeta*, *Planariidae*). They were pollutant-sensitive (oligosaprobic, oligotrophic) with no resistant forms or cocoon-housing against desiccation (e.g. *Hydra* sp., *Planariidae*, *Hydroptila* sp). In contrast, assemblages in control stations presented a higher abundance of small, mobile organisms (crawlers, swimmers) (e.g. *Chironomidae*, *Micronecta* sp., *Hydracarina*) with aerial active dispersal (e.g. *Bidessus* sp., *Ephemera* sp.), commonly found in river channels. Their feeding habits were dominated by shredding activities (e.g. *Bidessus* sp., *Ephemera* sp., *Micronecta* sp.). Assemblages in these control stations were dominated by eurythermic

**Table 1**  
Kruskal-Wallis and pairwise Wilcoxon test of abundance, taxonomic richness and diversity between seasons among station types.<sup>a</sup>

	Abundance			Taxonomic richness			Diversity		
	DCSs ( $H_{(3)} = 17.8$ , $P$ -value = $5 \times 10^{-4}$ ***)	NCSs ( $H_{(3)} = 18.9$ , $P$ -value = $3 \times 10^{-4}$ ***)	FLOLIZs ( $H_{(3)} = 12.3$ , $P$ -value = $6 \times 10^{-3}$ **)	DCSs ( $H_{(3)} = 16.5$ , $P$ -value = $9 \times 10^{-4}$ ***)	NCSs ( $H_{(3)} = 16.4$ , $P$ -value = $9 \times 10^{-4}$ ***)	FLOLIZs ( $H_{(3)} = 11.9$ , $P$ -value = $8 \times 10^{-3}$ **)	DCSs ( $H_{(3)} = 16.0$ , $P$ -value = $1 \times 10^{-3}$ **)	NCSs ( $H_{(3)} = 12.7$ , $P$ -value = $5 \times 10^{-3}$ **)	FLOLIZs ( $H_{(3)} = 10.3$ , $P$ -value = $0.02$ *)
Autumn vs Winter	0.03 *	NS	NS	0.02 *	NS	NS	NS	NS	NS
Autumn vs Spring	NS	NS	0.009 **	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Autumn vs Summer	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Winter vs Spring	0.002 **	0.003 **	0.005 **	0.002 **	0.005 **	0.01 *	0.002 **	0.006 **	NS
Winter vs Summer	0.004 **	0.02 *	NS	0.046 *	NS	NS	0.01 *	NS	0.003 **
Spring vs Summer	NS	0.01 *	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS

NS means no significant difference.

<sup>a</sup> Means significant difference with \*\*\* for  $P$ -value < 0.001, \*\* for  $P$ -value < 0.01 and \* for  $P$ -value < 0.05.

organisms resistant to organic pollution (mesotrophic, b-mesosaprobic organisms) (e.g. Erpobdella sp., Chironomidae, Dreissena polymorpha).

#### 4. Discussion

Hydropower reservoirs are ecosystems that have fragmented rivers and damaged natural aquatic and terrestrial ecosystems in their creation. For these artificial ecosystems, there are environmental directives (such as the Water Framework Directive in Europe, 2000/60/CE) that aim to achieve biodiversity and ecological functioning as close as possible to that of similar natural ecosystems. However, the problem in fluctuating ecosystems is the poor condition of the littoral zones, which are normally very biogenic zones and host many essential ecological functions. The objective is therefore to find solutions to mitigate the effects of WLFs and to maintain biodiversity and functions close to those of natural ecosystems. To do this, we need technical solutions to support or increase biodiversity in these degraded artificial ecosystems to compensate for the initial loss of biodiversity, to allow the development of biodiversity and functions close to those of nearby natural ecosystems, and to limit the impacts on upstream and downstream ecosystems. The use of artificial floating islands (AFIs) has been proposed in a European technical report (Halleraker et al., 2016), however their effectiveness to support aquatic biodiversity and thus mitigate the impacts of WLFs in reservoirs remains poorly documented. Here, we reported that complexified structures that mimic natural littoral zones were successfully colonized by diversified and original macroinvertebrate communities exhibiting low seasonal variation despite high WLF compared to control stations. This finding exemplifies for the first time the effectiveness of FLOLIZ to mitigate impacts of artificial WLF on macroinvertebrate biodiversity and provide initial insights before a broader implementation of such structures in reservoirs affected by WLF.

##### 4.1. Macroinvertebrates successfully colonized the FLOLIZs

In this study, we reported that the substrates offered by the FLOLIZs were suitable for macroinvertebrates as they were successfully colonized. These results confirm that artificial complex substrates can support a great diversity and abundance of macroinvertebrates (Schmude et al., 1998) by providing more interstitial space favourable to macroinvertebrates (Erman and Erman, 1984). Moreover, the FLOLIZs provide more heterogeneous habitats than control littoral stations thanks to several types of substrates (Misapor, oyster shells, plants, and roots) and various water depths, which promote macroinvertebrate diversity and density. In contrast, control stations exhibit homogeneous and mineral habitats (i.e. pebbles, slab, or gravel) with frequent dry periods leading to low abundance and richness of invertebrates (Aroviita and Hämäläinen, 2008; Haxton and Findlay, 2008; Palomäki, 1994). Additionally, the vegetation covering FLOLIZs provides a habitat that can be abundantly colonized by diverse macroinvertebrates (Beckett et al., 1992; Schramm and Jirka, 1989; Takamura et al., 2009) and may reduce predation pressure from fish (Diehl, 1992; Eklöv, 1997; Kornijów et al., 2016), while WLF do not allow the development of such habitats in natural littoral areas (Casanova and Brock, 2000).

Additionally, macroinvertebrate communities exhibited low seasonal variation in the FLOLIZs compared to control stations. FLOLIZs provide stable and permanently accessible habitats for macroinvertebrates regardless of water level since they are floating structures. Indeed, we reported a significant increase in abundance and taxonomic richness during periods of high WLFs in FLOLIZs. Conversely, a drastic decrease in abundance (-98%) and taxonomic richness (-70%) in control littoral stations was observed during periods of high WLFs (i.e., between winter and spring), as already reported in previous studies (see review of Carmignani and Roy, 2017). In particular, Richardson et al. (2002) reported that successive drawdown events could lead to the total elimination of insects and molluscs from the littoral zone. Indeed, the high amplitude and frequency of WLFs have a direct impact on

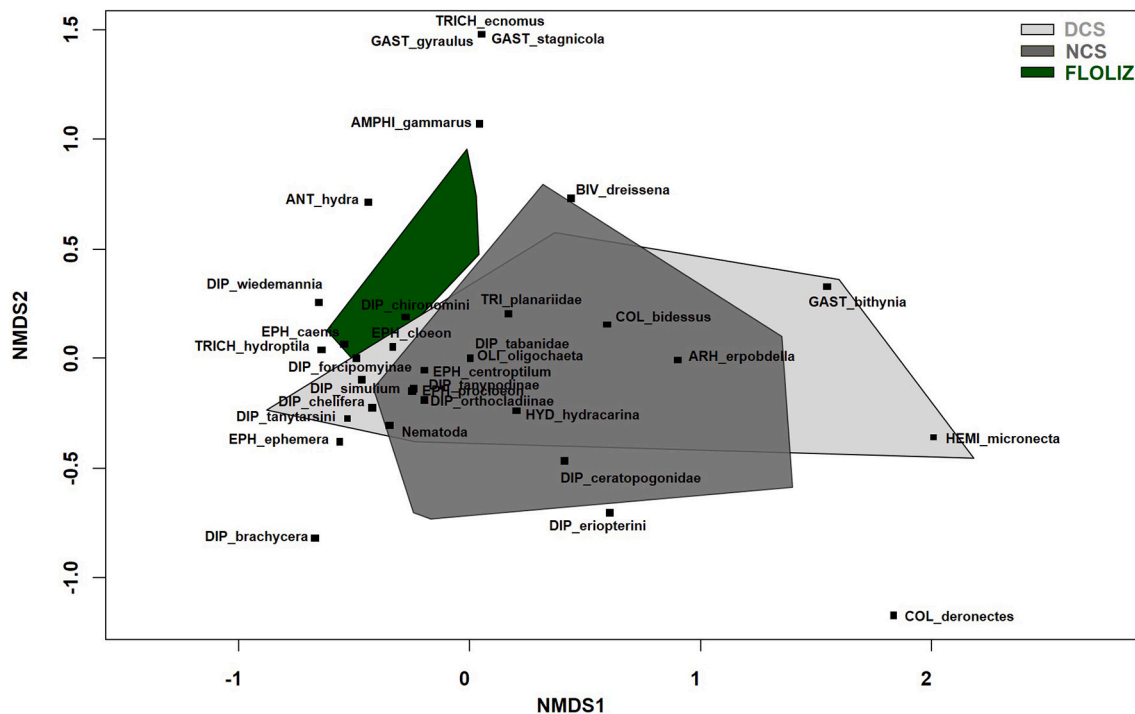


Fig. 4. Non-Metric Multidimensional Scaling ordination of taxa abundance for FLOLIZ, NCS and DCS over all sampling campaigns (27/11/2018; 26/02/2019; 25/05/2019; 26/08/2019). The results are represented in the two first components space. The stress value of 0.137 corresponds to a good fit (Clarke, 1993) and  $R^2 = 0.92$  corresponds to a good adjustment. Permutation test showed significant difference for FLOLIZ ( $p = 0.003$ ). The plot shows the taxa (black square) and the convex hulls corresponding to assemblages sampled for each type of station (DCS, NCS and FLOLIZ) on the plot.

macroinvertebrates and create unstable and homogeneous environments incompatible with the resistance capacities of macroinvertebrate communities (Friberg et al., 1994). In addition, hydraulic disturbances reduce the accessibility of some habitats and hence the diversity of macroinvertebrates (Dewson et al., 2007).

4.2. An original macroinvertebrate assemblage in FLOLIZs

FLOLIZs shelter original macroinvertebrate communities in terms of taxonomic and functional composition with only 54.5% similarity with the control littoral stations. This low functional similarity was due to the greater stability of the habitats but also to their heterogeneity and complexity in the FLOLIZs. Effectively, some additional taxa found in the FLOLIZs (e.g. Hydroptila sp, Caenis sp) are littoral taxa that were also found upstream and downstream of the reservoir during sampling under the Water Framework Directive (WFD 2000/60/EC, 2000) (<https://hydrobiologie-paca.fr/>). This observation clearly indicated that FLOLIZs were spontaneously colonized by taxa that require stable and complex habitats. Moreover, numerous taxa with low mobility (e.g.

Bivalve, Cnidaria) settled within the FLOLIZs. By exposing these low-mobility taxa to desiccation and/or colder temperatures, WLFs hinder their establishment in the littoral zone (Hellsten, 1997; Werner and Rothhaupt, 2008). This is why we found a higher abundance of highly mobile taxa with aerial dispersal (e.g. chironomids, beetles, heteroptera) in littoral stations; this result was expected as shown by White et al. (2011) in lakes with a drawdown >3 m. The mobile or non-substrate-

Table 2  
Kruskal-Wallis and pairwise Wilcoxon test of the three components of functional diversity (i.e., functional richness (Fric), evenness (FEve) and diversity (Fdiv)) among station types over the sampled year.<sup>a</sup>

	Functional richness (Fric) ( $H_{(2)} = 31.5, P\text{-value} = 1.4 \times 10^{-07} \text{ ***}$ )	Functional evenness (FEve) ( $H_{(2)} = 2.4, P\text{-value} = 0.3$ )	Functional diversity (Fdiv) ( $H_{(2)} = 11.0, P\text{-value} = 0.4 \times 10^{-02} \text{ ***}$ )
FLOLIZ vs DCS	$1.1 \times 10^{-05} \text{ ***}$	0.39	0.003 **
FLOLIZ vs NCS	$9.1 \times 10^{-07} \text{ ***}$	0.77	0.09
DCS vs NCS	0.61	0.77	0.17

<sup>a</sup> Means significant difference with \*\*\* for  $P\text{-value} < 0.001$ , \*\* for  $P\text{-value} < 0.01$  and \* for  $P\text{-value} < 0.05$ .

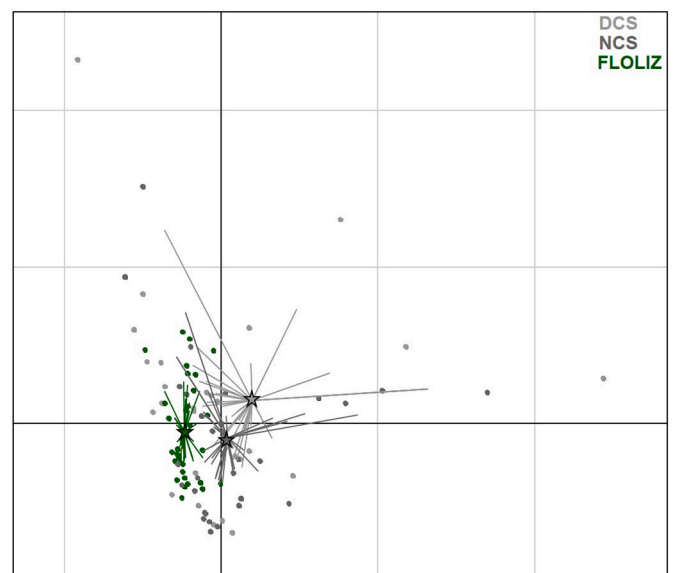


Fig. 5. Fuzzy Coding Analysis of functional trait profiles of each type of stations over all sampling campaigns (27/11/2018; 26/02/2019; 25/05/2019; 26/08/2019). Two first axes accounted for 55.79% of the functional variability. Stars indicates the centroid of all functional trait profiles for the corresponding station.

**Table 3**

Mean frequencies of traits modalities (with standard deviation) identified as significantly different by Kruskal-Wallis test between all three types of stations and pairwise Wilcox test performed on stations trait profiles.

	FLOLIZs	DCSs	NCSs	FLOLIZs vs DCSs	FLOLIZs vs NCSs	DCSs vs NCSs
<b>Biomass</b>						
[0–0.5]mg MS	0,35 (0,13)	0,41 (0,3)	0,37 (0,2)	↘	↘	NS
[0.5–2]mg MS	0,25 (0,07)	0,16 (0,14)	0,23 (0,13)	↗	NS	NS
[8–32]mg MS	0,11 (0,06)	0,07 (0,09)	0,07 (0,07)	↗	↗	NS
>128 mg MS	0,13 (0,08)	0,08 (0,14)	0,07 (0,08)	↗	↗	NS
<b>Maximal size</b>						
>0.5–0.1 cm	0,35 (0,07)	0,25 (0,17)	0,31 (0,17)	↗	NS	NS
>1–2 cm	0,23 (0,07)	0,13 (0,11)	0,18 (0,12)	↗	↗	↘
>2–4 cm	0,16 (0,06)	0,20 (0,17)	0,14 (0,14)	NS	↗	NS
>4 cm	0,11 (0,06)	0,08 (0,14)	0,07 (0,08)	↗	↗	NS
<b>Life span (year)</b>						
≤1 year	0,65 (0,13)	0,68 (0,29)	0,73 (0,29)	NS	↘	NS
>1 year	0,35 (0,13)	0,26 (0,25)	0,19 (0,2)	↗	↗	NS
<b>Number of reproductive cycles per year</b>						
<1	0 (0)	0,03 (0,05)	0,01 (0,03)	↘	↘	NS
1	0,52 (0,09)	0,42 (0,23)	0,43 (0,19)	↗	↗	NS
<b>Reproduction</b>						
Asexual reproduction	0,12 (0,06)	0,02 (0,05)	0,02 (0,03)	↗	↗	NS
<b>Dispersal</b>						
Aquatic passive	0,48 (0,09)	0,45 (0,22)	0,40 (0,17)	NS	↗	NS
Aerial active	0,11 (0,04)	0,11 (0,08)	0,14 (0,07)	NS	↘	NS
<b>Resistance forms</b>						
Cocoons / housings against desiccation	0,07 (0,05)	0,03 (0,09)	0,03 (0,05)	↗	↗	NS
Diapause or dormancy	0,11 (0,05)	0,25 (0,3)	0,15 (0,11)	↘	↘	NS
None	0,81 (0,06)	0,63 (0,32)	0,70 (0,24)	↗	NS	NS
<b>Respiration</b>						
Tegument	0,76 (0,07)	0,55 (0,22)	0,55 (0,21)	↗	↗	NS
Plastron	0 (0)	0,05 (0,11)	0,01 (0,04)	↘	↘	NS
Spiracle	0,03 (0,04)	0,09 (0,12)	0,10 (0,13)	↘	↘	NS
<b>Locomotion</b>						
Surface and full water swimmer	0,19 (0,03)	0,24 (0,15)	0,22 (0,1)	NS	↘	NS
Crawler	0,27 (0,06)	0,31 (0,12)	0,30 (0,12)	↘	↘	NS
Interstitial	0,17 (0,05)	0,11 (0,11)	0,13 (0,08)	↗	↗	NS
Temporarily or permanently attached	0,25 (0,08)	0,16 (0,13)	0,13 (0,1)	↗	↗	NS
<b>Food</b>						
Microorganisms	0,04 (0,02)	0,03 (0,04)	0,03 (0,03)	↗	NS	NS
Dead animal (≥ 1 mm)	0,01 (0,01)	0,02 (0,02)	0,03 (0,02)	NS	↘	NS
<b>Feeding habits</b>						
Absorber	0,02 (0,01)	0,01 (0,03)	0,01 (0,02)	↗	↗	NS

(continued on next page)

Table 3 (continued)

	FLOLIZs	DCSs	NCSs	FLOLIZs vs DCSs	FLOLIZs vs NCSs	DCSs vs NCSs
Deposit feeder	0,26 (0,07)	0,17 (0,16)	0,2 (0,11)	/	NS	NS
Shredder	0,10 (0,03)	0,15 (0,11)	0,12 (0,08)	\	\	NS
Filter-feeder	0,18 (0,07)	0,21 (0,2)	0,15 (0,18)	NS	/	NS
Predator	0,24 (0,08)	0,13 (0,12)	0,19 (0,13)	/	NS	NS
Transversal distribution						
River channel	0,07 (0,03)	0,10 (0,06)	0,07 (0,06)	\	NS	NS
Ponds, pools,marshes, peat bogs	0,26 (0,04)	0,21 (0,08)	0,23 (0,08)	/	NS	NS
Groundwaters	0,02 (0,01)	0,01 (0,02)	0,01 (0,01)	/	NS	NS
Substrate preferences						
Flags/boulders/cobbles/pebbles	0,22 (0,05)	0,23 (0,13)	0,19 (0,1)	NS	/	NS
Microphytes or macrophytes	0,25 (0,03)	0,19 (0,07)	0,19 (0,07)	/	/	NS
Twigs/roots	0,12 (0,03)	0,08 (0,06)	0,08 (0,05)	/	/	NS
Organic detritus/litter	0,07 (0,01)	0,08 (0,04)	0,08 (0,04)	NS	\	NS
Trophic status						
Oligotrophic	0,32 (0,09)	0,23 (0,13)	0,21 (0,11)	/	/	NS
Mesotrophic	0,37 (0,05)	0,42 (0,12)	0,41 (0,14)	\	\	NS
Temperature						
Warm (>15 °C)	0,23 (0,07)	0,12 (0,1)	0,13 (0,07)	/	/	NS
Eurythermic	0,57 (0,07)	0,67 (0,23)	0,60 (0,23)	\	\	NS
Saprobity						
Oligosaprobic	0,36 (0,09)	0,26 (0,1)	0,25 (0,1)	/	/	NS
b-mesosaprobic	0,31 (0,06)	0,37 (0,11)	0,34 (0,12)	\	NS	NS
Number of similar modalities (Total: 78)				42	43	71
Percentage of similarity (%)				53,8%	55,1%	98,7%

Only modalities with significance between stations were listed. Results of pairwise comparisons between the three types of stations are exposed for each trait modality. For example, when FLOLIZ vs DCS is considered, /, respectively \, means that the trait modality is significantly more, respectively less, represented in FLOLIZ than in DCS. NS stands for non-significant.

dependent taxa are less severely affected by WLF because, to some extent, they are able to move with the water level (Gasith and Gafny, 1990; Whittemore Jr et al., 2016). Moreover, the presence of more species with a longer lifespans, slower reproduction strategies and no resistant forms in FLOLIZs enhanced the steadiness of the environment that these structures can offer. Various studies on WLFs (Furey et al., 2006; Valdovinos et al., 2007) or flooding (Gallardo et al., 2009) impacts have shown that these pressures tend to favor organisms with fast-breeding and short life cycles, which would allow fast recolonisation of the environment after the impact. While we expected to find a higher abundance of fast-breeding organisms such as Chironomidae and Oligochaeta in littoral communities but this did not prove to be significant. Conversely, they had a slow reproduction rate (less than 1 reproductive cycle per year). The presence of rather pollutant-sensitive taxa in FLOLIZs (e.g Hydra sp., Planariidae, Hydroptila sp.) and pollutant-resistant ones in littoral stations (e.g Erpobdella sp., Chironomidae) also probably resulted from the WLFs, which select in a general way more resistant and tolerant taxa (Munn and Brusven, 1991; Valdovinos et al., 2007). Several studies have shown that heterogeneous littoral habitats (Heino, 2008; Jurca et al., 2012), particularly vegetation, are a determining factor in the structure of littoral macroinvertebrate communities (Chilton, 1990; Krull, 1970) and support significant diversity (Friberg et al.,

1994; Iversen et al., 1985; Milner and Gloyne-Phillips, 2005; O'Connor, 1991). For example, certain species are more likely to be found on some species of plants (Kouamé et al., 2011). Helophyte roots also showed a strong attraction for macroinvertebrates (Prashant and Billore, 2020). Finally, vegetation cover in FLOLIZs could contribute positively to the attraction of organisms dependent on small, vegetated water bodies such as ponds (Ecnomus sp., Planariidae).

#### 4.3. Limitations and perspectives

The findings of this study suggest that the FLOLIZs may provide a promising solution to mitigate the impacts of WLF on macroinvertebrate communities. Yet, such findings must be confirmed by long-term studies covering several lakes. In addition, such studies would allow us to know the lifetime of these structures under variable conditions. Finally, all this information would produce knowledge about the efficiency of FLOLIZs in their support of aquatic biodiversity of reservoirs in light of the surface area of the structures and the surface area of the water body. The control site close to the FLOLIZ (i.e., NCS) exhibited higher macroinvertebrate abundances than assemblages in distant control sites (i.e. DCS) during the post-drawdown season. Additionally, we reported a slightly higher similarity in functional profiles between

macroinvertebrate assemblages in NCSs and FLOLIZs. These results may suggest a positive effect of FLOLIZ on macroinvertebrate assemblages in close natural littoral areas. More research will be needed to check this assumption and in particular, to test whether the FLOLIZs may constitute a recolonization pool for littoral habitats exhibiting WLF.

## 5. Conclusion

High WLFs due to human activities are an increasing threat to aquatic ecosystems that managers try to mitigate using Artificial Floating Islands. FLOLIZs, as newly designed AFIs that mimic littoral habitats, provide promising solution to sustain the biodiversity of reservoirs exhibiting high WLF. Indeed, this study showed that macroinvertebrates were more abundant and diversified in FLOLIZs than in littoral stations during periods of high water-level rise (i.e. spring) and during the post-drawdown period (i.e. summer). In addition, macroinvertebrate communities exhibited less variability in FLOLIZs than in control littoral stations over the year, suggesting that habitats in the FLOLIZs were unimpacted by WLF. Additionally, the FLOLIZs exhibited original macroinvertebrate assemblages in terms of functional and taxonomic composition compared to control stations, suggesting a colonization by taxa from the lakeshore that could not survive in an environment with high WLFs. In particular, assemblages colonizing the FLOLIZs, suggest that they can mimic a natural littoral zone by providing complex and diverse habitats available for the different stages of macroinvertebrate lifecycles.

## Declaration of Competing Interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

## Acknowledgements

This R&D study was supported by the French Biodiversity Agency (OFB), the French National Research Institute for Agriculture, Food and Environment (INRAE), the company ECOCEAN and the French National Agency for Research and Technology (ANRT). Firstly, the authors are grateful to the local politicians and structures (Commission de Serre-Ponçon, SMADESEP “Syndicat Mixte d’Aménagement du Lac de Serre-Ponçon”, EDF “Electricité de France”, Fishing federation of Hautes-Alpes and Alpes-de-Haute-Provence, DDT “Direction Départementale des Territoires des Hautes-Alpes et des Alpes-de-Haute-Provence) for hosting this innovative project. The authors are grateful to the local stakeholders (SMADESEP, CBNA “Conservatoire Botanique National Alpin”) for their help in the implementation of the FLOLIZs. They are also grateful to the Hautes-Alpes service of the OFB (SD05), Hautes-Alpes and Alpes-de-Haute-Provence fishing federations, Tiphaine PEROUX and Dorian MILESI for their empiric knowledge of the Serre-Ponçon reservoir ecosystem and their field assistance and to numerous other people who occasionally helped in the field. The authors also thank Nathalie REYNAUD and Maxime LOGEZ for their help in GIS software and statistical analyses, respectively. We would like to thank EDF for data sharing on reservoir level fluctuations. The authors would like to thank William Hamlet for the linguistic corrections. The authors thank the two anonymous reviewers for their suggestions that have significantly improved the quality of the manuscript.

## Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106509>.

## References

- Aroviita, J., Hämäläinen, H., 2008. The impact of water-level regulation on littoral macroinvertebrate assemblages in boreal lakes. *Hydrobiologia* 613, 45–56. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9471-4>.
- Baumgärtner, D., 2008. Effects of Water-depth and Water-level Fluctuations on the Macroinvertebrate Community Structure in the Littoral Zone of Lake Constance, p. 11.
- Beckett, D.C., Aartila, T.P., Miller, A.C., 1992. Contrasts in density of benthic invertebrates between macrophyte beds and open littoral patches in Eau Galle Lake, Wisconsin. *Am. Midl. Nat.* 127, 77–90. <https://doi.org/10.2307/2426324>.
- Brauns, M., Garcia, X.-F., Pusch, M.T., 2008. Potential effects of water-level fluctuations on littoral invertebrates in lowland lakes. *Hydrobiologia* 613, 5–12. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9467-0>.
- Bray, J.R., Curtis, J.T., 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* 27, 326–349. <https://doi.org/10.2307/1942268>.
- Carmignani, J.R., Roy, A.H., 2017. Ecological impacts of winter water level drawdowns on lake littoral zones: a review. *Aquat. Sci.* 79, 803–824. <https://doi.org/10.1007/s00027-017-0549-9>.
- Casanova, M.T., Brock, M.A., 2000. How Do Depth, Duration and Frequency of Flooding Influence the Establishment of Wetland Plant Communities?, p. 14.
- Chessel, D., Dufour, A.B., Thioulouse, J., 2004. The ade4 package - I: One-Table Methods, 4, p. 6.
- Chevenet, F., Dolédec, S., Chessel, D., 1994. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshw. Biol.* 31, 295–309. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb01742.x>.
- Chilton, E.W., 1990. Macroinvertebrate communities associated with three aquatic macrophytes (*Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, and *Vallisneria spiralis*) in Lake Onalaska, Wisconsin. *J. Freshw. Ecol.* 5, 455–466. <https://doi.org/10.1080/02705060.1990.9665262>.
- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18, 117–143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>.
- Collier, K.J., Ilcock, R.J., Meredith, A.S., 1998. Influence of substrate type and physico-chemical conditions on macroinvertebrate faunas and biotic indices of some lowland Waikato, New Zealand, streams. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.* 32, 1–19. <https://doi.org/10.1080/00288330.1998.9516802>.
- Cott, P.A., Sibley, P.K., Somers, W.M., Lilly, M.R., Gordon, A.M., 2008. A review of water level fluctuations on aquatic biota with an emphasis on fishes in ice-covered lakes. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* 44, 343–359. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00166.x>.
- Czarnecka, M., 2016. Coarse woody debris in temperate littoral zones: implications for biodiversity, food webs and lake management. *Hydrobiologia* 767, 13–25. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2502-z>.
- Dewson, Z.S., James, A.B.W., Death, R.G., 2007. A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 26, 401–415. <https://doi.org/10.1899/06-110.1>.
- Diehl, S., 1992. Fish predation and benthic community structure: the role of omnivory and habitat complexity. *Ecology* 73, 1646–1661. <https://doi.org/10.2307/1940017>.
- Eklöv, P., 1997. Effects of Habitat Complexity and Prey Abundance on the Spatial and Temporal Distributions of Perch (*Perca fluviatilis*) and Pike (*Esox lucius*), vol. 54, p. 12.
- Erman, D.C., Erman, N.A., 1984. The Response of Stream Macroinvertebrates to Substrate Size and Heterogeneity, p. 8.
- Evtimova, V.V., Donohue, I., 2016. Water-level fluctuations regulate the structure and functioning of natural lakes. *Freshw. Biol.* 61, 251–264. <https://doi.org/10.1111/fwb.12699>.
- Friberg, N., Kronvang, B., Svendsen, L.M., Hansen, H.O., Nielsen, M.B., 1994. Restoration of a channelized reach of the River Gelså, Denmark: effects on the macroinvertebrate community. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst.* 4, 289–296. <https://doi.org/10.1002/aqc.3270040402>.
- Furey, P.C., Nordin, R.N., Mazumder, A., 2004. Water level drawdown affects physical and biogeochemical properties of littoral sediments of a reservoir and a natural lake. *Lake Reserv. Manag.* 20, 280–295. <https://doi.org/10.1080/07438140409354158>.
- Furey, P.C., Nordin, R.N., Mazumder, A., 2006. Littoral benthic macroinvertebrates under contrasting drawdown in a reservoir and a natural lake. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 25, 19–31. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2006\)25\[19:LBMUCD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2006)25[19:LBMUCD]2.0.CO;2).
- Gallardo, B., Gascón, S., García, M., Comín, F.A., 2009. Testing the response of macroinvertebrate functional structure and biodiversity to flooding and confinement. *J. Limnol.* 68, 315. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2009.315>.
- Gasith, A., Gafny, S., 1990. Effects of water level fluctuation on the structure and function of the littoral zone. In: Tilzer, M.M., Serruya, C. (Eds.), *Large Lakes: Ecological Structure and Function*, Brock/Springer Series in Contemporary Bioscience. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 156–171. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-84077-7\\_8](https://doi.org/10.1007/978-3-642-84077-7_8).
- Gillet, C., 1989. Réalisation de frayères artificielles flottantes pour les poissons lacustres. *Hydroécol. Appl.* 1, 145–193. <https://doi.org/10.1051/hydro:1989007>.
- Halleraker, J., van de Bund, W., Bussetini, M., Gosling, R., Döbelt-Grüne, S., Hensman, J., Kling, J., Koller-Kreimel, V., Pollar, P., 2016. Working Group ECOSTAT Report on Common Understanding Of Using Mitigation Measures for Reaching Good Ecological Potential for Heavily Modified Water Bodies, p. 104.
- Haxton, T.J., Findlay, C.S., 2008. Meta-analysis of the impacts of water management on aquatic communities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65, 437–447. <https://doi.org/10.1139/07-175>.

- Heino, J., 2008. Patterns of functional biodiversity and function-environment relationships in lake littoral macroinvertebrates. *Limnol. Oceanogr.* 53, 1446–1455. <https://doi.org/10.4319/lo.2008.53.4.1446>.
- Hellsten, S.K., 1997. Environmental factors related to water level regulation — a comparative study in northern Finland. *Boreal Environ. Res.* 2, 345–367 [ISSN 1239-6095].
- Hering, D., Moog, O., Sandin, L., Verdonshot, P.F.M., 2004. Overview and Application of the AQEM Assessment System, p. 20.
- Hill, M.O., 1973. Diversity and Evenness: a Unifying Notation and its Consequences. *Ecology* 54, 427–432. <https://doi.org/10.2307/1934352>.
- Hirsch, P.E., Eloranta, A.P., Amundsen, P.-A., Brabrand, Å., Charmasson, J., Helland, I.P., Power, M., Sánchez-Hernández, J., Sandlund, O.T., Sauterleute, J.F., Skoglund, S., Ugedal, O., Yang, H., 2017. Effects of water level regulation in alpine hyprowader reservoirs: an ecosystem perspective with a special emphasis on fish. *Hydrobiologia* 794, 287–301. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3105-7>.
- Hofmann, H., Lorke, A., Peeters, F., 2008. Temporal Scales of Water-level Fluctuations in Lakes and Their Ecological Implications, p. 12.
- Holm, S., 1979. A simple sequentially rejective multiple test procedure. *Scand. J. Stat.* 6, 65–70.
- Iversen, T.M., Thorup, J., Hansen, T., Lodal, J., Olsen, J., 1985. Quantitative estimates and community structure of invertebrates in a macrophyte rich stream. *Arch. Hydrobiol.* 102, 291–301.
- James, M.R., Hawes, L., Weatherhead, M., Stanger, C., Gibbs, M., 2000. Carbon Flow in the Littoral Food Web of an Oligotrophic Lake, p. 14.
- Jurca, T., Donohue, L., Cvijanović, D., Radulović, S., Irvine, K., 2012. Importance of the shoreline diversity features for littoral macroinvertebrate assemblages. *Fund. Appl. Limnol. Arch. Hydrobiol.* 180, 175–184. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2012/0315>.
- Klimaszky, P., Heymann, D., 2010. Vertical distribution of benthic macroinvertebrates in a meromictic lake (Lake Czarne, Drawieński National Park). *Oceanol. Hydrobiol. Stud.* 39 <https://doi.org/10.2478/v10009-010-0048-y>.
- Kornijów, R., Measey, G.J., Moss, B., 2016. The structure of the littoral: effects of waterlily density and perch predation on sediment and plant-associated macroinvertebrate communities. *Freshw. Biol.* 61, 32–50. <https://doi.org/10.1111/fwb.12674>.
- Kouamé, M.K., Diéto, M.Y., Edia, E.O., Da Costa, S.K., Ouattara, A., Gourène, G., 2011. Macroinvertebrate communities associated with macrophyte habitats in a tropical man-made lake (Lake Taabo, Côte d'Ivoire). *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 03 <https://doi.org/10.1051/kmae/2010035>.
- Krull, J.N., 1970. Aquatic plant-macroinvertebrate associations and waterfowl. *J. Wildl. Manag.* 34, 707–718. <https://doi.org/10.2307/3799135>.
- Laliberté, E., Legendre, P., Shipley, B., 2014. FD: Measuring Functional Diversity from Multiple Traits, and Other Tools for Functional Ecology. R package version 1.0-12.
- Legendre, P., Gallagher, E.D., 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129, 271–280. <https://doi.org/10.1007/s004420100716>.
- Leira, M., Cantonati, M., Tóth, L.G., Fischer, P., 2008. Effects of water-level fluctuations on lakes: An annotated bibliography. In: Wantzen, K.M., Rothhaupt, K.-O., Mörtl, M., Cantonati, M. (Eds.), *Ecological Effects of Water-Level Fluctuations in Lakes*. Springer, Netherlands, Dordrecht, pp. 171–184. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9192-6\\_16](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9192-6_16).
- Lemes da Silva, A.L., Petrucio, M.M., 2018. Relationships between aquatic invertebrate communities, water-level fluctuations and different habitats in a subtropical lake. *Environ. Monit. Assess.* 190, 548. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6929-3>.
- Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G., Wilson, J.B., 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111, 112–118. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>.
- Miler, O., Porst, G., Mcgoff, E., Pilotto, F., Donohue, L., Jurca, T., Solimini, A., Sandin, L., Irvine, K., Aroviita, J., Clarke, R., Pusch, M., 2013. Morphological alterations of lake shores in Europe: a multimetric ecological assessment approach using benthic macroinvertebrates. *Ecol. Indic.* 34, 398–410. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.002>.
- Milner, A.M., Gloyne-Phillips, I.T., 2005. The role of riparian vegetation and woody debris in the development of macroinvertebrate assemblages in streams. *River Res. Appl.* 21, 403–420. <https://doi.org/10.1002/rra.815>.
- Mondy, C.P., Villeneuve, B., Archambault, V., Usseglio-Polatera, P., 2012. A new macroinvertebrate-based multimetric index (I2M2) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: a taxonomical and trait approach. *Ecol. Indic.* 18, 452–467. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.013>.
- Munn, M.D., Brusven, M.A., 1991. Benthic macroinvertebrate communities in nonregulated and regulated waters of the clearwater river, Idaho, U.S.A. *Regul. Rivers Res. Manag.* 6, 1–11. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450060102>.
- Nakamura, K., Shimatani, Y., 1997. Water Purification and Environmental Enhancement by Artificial Floating Island.
- O'Connor, N.A., 1991. The effects of habitat complexity on the macroinvertebrates colonising wood substrates in a lowland stream. *Oecologia* 85, 504–512.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., Hara, B., Simpson, G., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., Maintainer, H., 2009. The vegan Package.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'hara, R.B., Oksanen, M.J., 2013. Package 'vegan'. In: *Community Ecology Package, Version, 2 (9)*, pp. 1–295.
- Ormerod, S.J., 2003. Restoration in applied ecology: editor's introduction. *J. Appl. Ecol.* 40, 44–50. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00799.x>.
- Otiang'a-Owiti, G.E., Oswe, I.A., 2007. Human impact on lake ecosystems: the case of Lake Naivasha, Kenya. *Afr. J. Aquat. Sci.* 32, 79–88. <https://doi.org/10.2989/AJAS.2007.32.1.11.148>.
- Palomäki, R., 1994. Response by macrozoobenthos biomass to water level regulation in some Finnish lake littoral zones. *Hydrobiologia* 286, 17–26. <https://doi.org/10.1007/BF00007277>.
- Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E., Stromberg, J.C., 1997. The Natural Flow Regime. *BioScience* 47, 769–784. <https://doi.org/10.2307/1313099>.
- Potter, D.U., Stevens, M.P., Meyer, J.L., 1982. Changes in physical and chemical variables in a new reservoir due to pumped storage operations. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* 18, 627–633. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1982.tb00045.x>.
- Prashant, Billore, S.K., 2020. Macroinvertebrates associated with artificial floating islands installed in River Kshipra for water quality improvement. *Water Sci. Technol.* 81, 1242–1249. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.219>.
- Pusey, B.J., Arthington, A.H., 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Mar. Freshw. Res.* 54, 1–16. <https://doi.org/10.1071/mf02041>.
- R Core Team, 2018. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Austria, Vienna.
- Rao, C.R., 1995. A review of canonical coordinates and an alternative to correspondence analysis using Hellinger distance. *Questiōiō* 19, 15–63.
- Richardson, S.M., Hanson, J.M., Locke, A., 2002. Effects of Impoundment and Water-level Fluctuations on Macrophyte and Macroinvertebrate Communities of a Dammed Tidal River, p. 18.
- Rosenberg, D.M., Mccully, P., Pringle, C.M., 2000. Global-scale environmental effects of hydrological alterations: introduction. *BioScience* 50, 746. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0746:GSEEOH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0746:GSEEOH]2.0.CO;2).
- Rossaro, B., Marziali, L., Cardoso, A.C., Solimini, A., Free, G., Giacchini, R., 2007. A biotic index using benthic macroinvertebrates for Italian lakes. *Ecol. Indic.* 7, 412–429. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.04.002>.
- RStudio Team, 2019. RStudio: Integrated Development Environment for R. Boston, MA.
- Schmieder, K., 2004. European lake shores in danger — concepts for a sustainable development. *Limnologica* 34, 3–14. [https://doi.org/10.1016/S0075-9511\(04\)80016-1](https://doi.org/10.1016/S0075-9511(04)80016-1).
- Schmude, K.L., Jennings, M.J., Otis, K.J., Piette, R.R., 1998. Effects of habitat complexity on macroinvertebrate colonization of artificial substrates in North Temperate Lakes. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 17, 73–80. <https://doi.org/10.2307/1468052>.
- Schnaiberg, J., Riera, J., Turner, M.G., Voss, P.R., 2002. Explaining human settlement patterns in a recreational lake district: Vilas County, Wisconsin, USA. *Environ. Manag.* 30, 24–34. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2450-z>.
- Schramm, H.L., Jirka, K.J., 1989. Effects of aquatic macrophytes on benthic macroinvertebrates in two Florida lakes. *J. Freshw. Ecol.* 5, 1–12. <https://doi.org/10.1080/02700560.1989.9665208>.
- Solimini, A.G., Free, G., Donohue, L., Irvine, K., Pusch, M., Rossaro, B., Sandin, L., Cardoso, A.C., 2006. Using Benthic Macroinvertebrates to Assess Ecological Status of Lakes Current Knowledge and Way Forward to Support WFD Implementation, p. 49.
- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., Usseglio-Polatera, P., 2010. In: *Invertébrés d'Eau Douce. Systématique, Biologie, Écologie*, ISBN: 2-271-05745-0. CNRS Editions.
- Takamura, N., Ito, T., Ueno, R., Ohtaka, A., Wakana, I., Nakagawa, M., Ueno, Y., Nakajima, H., 2009. Environmental gradients determining the distribution of benthic macroinvertebrates in Lake Takkobu, Kushiro wetland, northern Japan. *Ecol. Res.* 24, 371–381. <https://doi.org/10.1007/s11284-008-0514-0>.
- Thioulouse, J., Chessel, D., Dec, S.D., Olivier, J.-M., 1997. ADE-4: A Multivariate Analysis and Graphical Display Software 9.
- Thompson, R.M., Ryder, G.R., 2008. Effects of hydro-electrically induced water level fluctuations on benthic communities in Lake Hawea, New Zealand. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.* 42, 197–206. <https://doi.org/10.1080/00288330809509948>.
- Tolonen, K.T., Hämäläinen, H., Holopainen, I.J., Karjalainen, J., 2001. Influences of habitat type and environmental variables on littoral macroinvertebrate communities in a large lake system. *Arch. Hydrobiol.* 39–67 <https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/152/2001/39>.
- Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P., Tachet, H., 2000. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshw. Biol.* 43, 175–205. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00535.x>.
- Valdovinos, C., Moya, C., Olmos, V., Parra, O., Karrasch, B., Buettner, O., 2007. The importance of water-level fluctuation for the conservation of shallow water benthic macroinvertebrates: an example in the Andean zone of Chile. *Biodivers. Conserv.* 16, 3095–3109. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9165-7>.
- Verneauux, V., Verneauux, J., Schmitt, A., Lovy, C., Lambert, J.C., 2004. The Lake Biotic Index (LBI): an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos; the Lake Châlain (French Jura) as an example. *Ann. Limnol. Int. J. Limnol.* 40, 1–9. <https://doi.org/10.1051/liimn/20040003>.
- Werner, S., Rothhaupt, K.-O., Tóth, L.G., Fischer, P., 2008. Mass mortality of the invasive bivalve *Corbicula fluminea* induced by a severe low-water event and associated low water temperatures. In: Wantzen, K.M., Rothhaupt, K.-O., Mörtl, M., Cantonati, M. (Eds.), *Ecological Effects of Water-Level Fluctuations in Lakes*. Springer, Netherlands, Dordrecht, pp. 143–150. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9192-6\\_14](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9192-6_14).
- WFD 2000/60/EC, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council of 23rd October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy, L327, pp. 1–72.
- White, M.S., Xenopoulos, M.A., Metcalfe, R.A., Somers, K.M., 2011. Water level thresholds of benthic macroinvertebrate richness, structure, and function of boreal

- lake stony littoral habitats. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 68, 1695–1704. <https://doi.org/10.1139/f2011-094>.
- Whittemore Jr., D.O., Butler Jr., James J., Wilson, B.B., 2016. Assessing the major drivers of water-level declines: new insights into the future of heavily stressed aquifers. *Hydrol. Sci. J.* 61, 134–145. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.959958>.
- Winfield, I.J., 2004. Fish in the littoral zone: ecology, threats and management. *Limnologia* 34, 124–131. [https://doi.org/10.1016/S0075-9511\(04\)80031-8](https://doi.org/10.1016/S0075-9511(04)80031-8).
- Wolcox, D.A., Meeker, J.E., 1992. Implications for faunal habitat related to altered macrophyte structure in regulated lakes in northern Minnesota. *Wetlands* 12, 192–203. <https://doi.org/10.1007/BF03160609>.
- Woodford, J.E., Meyer, M.W., 2003. Impact of lakeshore development on green frog abundance. *Biol. Conserv.* 110, 277–284. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00230-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00230-6).
- Yeh, N., Yeh, P., Chang, Y.-H., 2015. Artificial floating islands for environmental improvement. *Renew. Sust. Energ. Rev.* 47, 616–622. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.03.090>.

## Web references

- Légifrance, 2018. Arrêté du 27 juillet 2018 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement - Légifrance, JORF n°0199 / NOR: TREL1819388A. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000037347756>.
- PERLA - Détermination des invertébrés d'eau douce. Ministère du Développement durable <http://www.perla.developpement-durable.gouv.fr/>.
- Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL). Liste faunistique en PACA. <http://hydrobiologie-paca.fr/app/webroot/index.php/>.

Annexe 6 – Informations supplémentaires la liste des traits écologiques utilisés pour l'analyse par codage flou (ACF) et liste taxonomique de l'échantillonnage des macroinvertébrés dans les différentes stations.

Tableau A6-1 : Liste des traits fonctionnels et des modalités utilisés pour l'analyse des correspondances par codage flou (ACF) (Usseglio-Polatera et al., 2000).

<b>Trait fonctionnel</b>	<b>Modalité</b>
<b>Biomasse</b>	[0-0.5[ mg ms
	[0.5-2[ mg ms
	[2-8[ mg ms
	[8-32[ mg ms
	[32-128[ mg ms
	> 128 mg ms
<b>Taille maximale</b>	< 0.5 cm
	> 0.5-1 cm
	> 1-2 cm
	> 2-4 cm
	> 4 cm
<b>Durée de vie</b>	≤ 1 an
	> 1 an
<b>Nombre de cycle de reproduction par an</b>	<1
	1
	>1
<b>Stade aquatique</b>	Œuf
	Larve
	Nymphe
	Adulte
<b>Reproduction</b>	Ovoviviparité
	Œufs isolés fixes ou libres
	Pontes fixées ou libres
	Pontes dans la végétation
	Pontes terrestres
	Reproduction asexuée
<b>Mode de dispersion</b>	Aquatique passive
	Aquatique active
	Aérienne passive
	Aérienne active
<b>Forme de résistance</b>	Œufs , statoblastes
	Cocons ou abris
	Diapause ou dormance
	Aucune
<b>Respiration</b>	Tégument
	Branchies
	Plastron
	Stigmate
<b>Locomotion</b>	Volant
	Nageant
	Rampant
	Enfoui/Terrier
	Interstitial
	Temporairement ou totalement fixé
<b>Régime alimentaire</b>	Micro-organismes
	Détritus, végétaux en décomposition

	Micro et macrophytes vivants
	Animaux morts
	Micro et macro invertébrés
<b>Mode d'alimentation</b>	Absorbeur
	Sur le fond
	Déchetueur
	Gratteur
	Filtreur
	Perceur ou parasite
	Prédateur
	Canal fluvial
<b>Distribution transversale</b>	Rives, bras latéraux connectés
	Etangs, mares, marais, tourbières
	Eaux temporaires
	Lacs
	Eaux souterraines
<b>Distribution longitudinale</b>	Crénon
	Epirithron
	Métarithron
	Hyporithron
	Epipotamon
	Métapotamon
	Estuarien
	Hors du système rivière
<b>Substrat préférentiel</b>	Rochers, galets, cailloux
	Gravier, sable
	Boue, sédiment
	Plantes
	Racines
	Litière, détritiques organiques
<b>Intensité du courant</b>	Nul
	Faible
	Moyen
	Fort
<b>Etat trophique</b>	Oligotrophe
	Mésotrophe
	Eutrophe
<b>Température</b>	Froide (< 15°C)
	Chaude (> 15°C)
	Eurytherme
<b>Saprobité</b>	Xénosaprobique
	Oligosaprobique
	β-mésosaprobique
	α- ou poly-saprobique
<b>pH</b>	4.0 - 4.5
	4.5 - 5.5
	> 5.5



<b>Ephemeroptera</b>									
Caenidae									
Caenis sp	1	0	0	0	0	0	1	1	1
Baetidae									
Centroptilum sp	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Cloeon sp	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Procloeon sp	0	1	1	0	0	0	1	0	0
Ephemeridae									
Ephemera glaucops	1	1	1	1	1	1	0	0	0
<b>Littorinimorphes</b>									
Bithyniidae									
Bithynia sp	1	1	0	1	0	0	0	0	0
<b>Hygrophila</b>									
Planorbidae									
Gyraulus sp	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Lymnaeidae									
Stagnicola sp	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Physidae									
Physa sp	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Hemiptera</b>									
Corixidae									
Micronecta sp	1	1	1	1	1	1	0	0	0
<b>Hydracarina</b>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<b>Nematoda</b>	1	0	0	0	0	1	1	1	1
<b>Nemertea</b>									
Tetrastemmatidae									
Protostoma graecense	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<b>Oligochaeta</b>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<b>Plecoptera</b>									
Nemouridae									
Nemoura sp	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<b>Tricladida</b>									
Planariidae	0	1	0	0	0	0	1	1	1
<b>Trichoptera</b>									
Ecnomidae									
Ecnomus sp	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Polycentropodidae									
Holocentropus sp	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Hydroptilidae									
Hydroptila sp	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Leptoceridae									
	0	1	0	0	0	0	0	0	0

(B)	BT1	BT2	BT3	BE1	BE2	BE3	FLOLIZ 1	FLOLIZ 2	FLOLIZ 3
<b>Richesse taxonomique (moyenne + écart type)</b>									
<b>Automne 2018</b>	1,67 (0,58)	5 (3,61)	4,33 (1,53)	2,33 (2,08)	5,33 (2,52)	7,33 (3,21)	5,67 (1,15)	5 (0)	7 (1)
<b>Hiver 2019</b>	7,67 (0,58)	8,67 (2,08)	6,67 (1,15)	6,33 (3,51)	7 (0)	9,33 (1,15)	6 (1)	5,67 (0,58)	4,67 (0,58)
<b>Printemps 2019</b>	1,67 (0,58)	3 (2,65)	1 (0)	2,67 (0,58)	1,33 (2,31)	2,33 (0,58)	9 (1,73)	8 (0)	6,33 (0,58)
<b>Été 2019</b>	4,67 (3,06)	4,33 (3,21)	1,33 (1,53)	5,67 (2,89)	5,33 (0,58)	3,33 (2,31)	6,67 (1,53)	6,33 (1,15)	6,67 (2,08)
<b>Automne 2019</b>	1,33 (0,58)	0,67 (0,58)	0 (0)	1 (1)	0,33 (0,58)	1 (1)	10 (1)	9,67 (1,53)	8,33 (0,58)
<b>Hiver 2020</b>	10,67 (1,53)	7 (2)	8,67 (1,15)	10,67 (1,15)	7 (2)	8,67 (0,58)	12 (1,73)	12 (1)	8,33 (3,06)
<b>Printemps 2020</b>	2,67 (0,58)	1 (1)	1,67 (0,58)	4,67 (0,58)	0,33 (0,58)	2,33 (1,15)	9,67 (1,53)	10,67 (0,58)	9,33 (1,15)
<b>Abondance (moyenne + écart type)</b>									
<b>Automne 2018</b>	3 (1,73)	228 (342,53)	66,67 (106,83)	3 (3)	149,33 (223,01)	163,67 (109,1)	103 (20)	173 (40,04)	116,33 (37,65)
<b>Hiver 2019</b>	839,33 (706,8)	1177,3 (898,82)	79,67 (40,87)	150,33 (115,6)	845,67 (57,47)	179 (113,5)	113,67 (43,92)	159,33 (39,55)	91 (55,51)
<b>Printemps 2019</b>	2,67 (0,58)	4 (3,46)	3,33 (2,52)	5 (3,46)	1,67 (2,89)	13,33 (19,63)	208,67 (80,05)	460,67 (144,3)	357,67 (112,65)
<b>Été 2019</b>	30,67 (27,1)	16,33 (20,5)	1,33 (1,53)	46,67 (52,9)	63,33 (20,31)	24,33 (14,98)	353 (31,22)	126 (42,53)	59,67 (20,6)
<b>Automne 2019</b>	1,67 (1,15)	1 (1)	0 (0)	1,67 (1,53)	0,33 (0,58)	1 (1)	176 (23,07)	234,67 (134,8)	181,67 (19,09)
<b>Hiver 2020</b>	389 (41,58)	152,67 (114,69)	506 (161,09)	197 (49,51)	154,33 (82,51)	94 (29,61)	189,67 (41,02)	257,33 (90,01)	102,67 (58,11)
<b>Printemps 2020</b>	70,67 (41,4)	1 (1)	2 (1)	51,67 (63,22)	0,33 (0,58)	7,33 (3,06)	288,67 (187,36)	497 (165,86)	440,67 (87,03)
<b>Diversité (moyenne + écart type)</b>									
<b>Automne 2018</b>	0,03 (0,05)	0,12 (0,11)	0,09 (0,14)	0,02 (0,03)	0,1 (0,08)	0,2 (0,05)	0,13 (0,04)	0,13 (0,01)	0,27 (0,06)
<b>Hiver 2019</b>	0,17 (0,02)	0,22 (0,07)	0,25 (0,05)	0,17 (0,1)	0,16 (0,05)	0,21 (0,04)	0,17 (0,02)	0,16 (0,02)	0,16 (0,02)
<b>Printemps 2019</b>	0,02 (0,03)	0,06 (0,07)	0 (0)	0,05 (0,05)	0,02 (0,03)	0,04 (0,08)	0,28 (0,02)	0,2 (0,04)	0,2 (0,09)
<b>Été 2019</b>	0,16 (0,07)	0,1 (0,04)	0 (0)	0,11 (0,02)	0,11 (0,02)	0,11 (0,13)	0,2 (0,02)	0,24 (0,05)	0,24 (0,03)
<b>Automne 2019</b>	0,02 (0,03)	0 (0)	0 (0)	0,02 (0,03)	0 (0)	0 (0)	0,28 (0,04)	0,17 (0,05)	0,16 (0,06)
<b>Hiver 2020</b>	0,35 (0,04)	0,23 (0,1)	0,3 (0,03)	0,24 (0,03)	0,18 (0,04)	0,2 (0,03)	0,37 (0,05)	0,37 (0,01)	0,36 (0,07)
<b>Printemps 2020</b>	0,08 (0,05)	0 (0)	0,02 (0,03)	0,16 (0,06)	0 (0)	0,09 (0,1)	0,24 (0,02)	0,28 (0,03)	0,21 (0,03)



Figure A7-1 : Diagnostic des modèles linéaires généralisés (GLM) par le package « DHARMA ». (A) Pour la méthode par pièges lumineux (abondance à gauche, richesse à droite); (B) Pour la méthode par nasses (abondance à gauche, richesse à droite) ; (C) Pour le recensement visuel (abondance à gauche, richesse à droite). La fonction simulateResiduals permet de tracer un QQPLOT et un graphique de prédiction des résidus. Elle teste également différents paramètres comme la dispersion (dispersion test), les données aberrantes (outlier test) et de l'uniformité (Kolmogorow-Smirnov test).

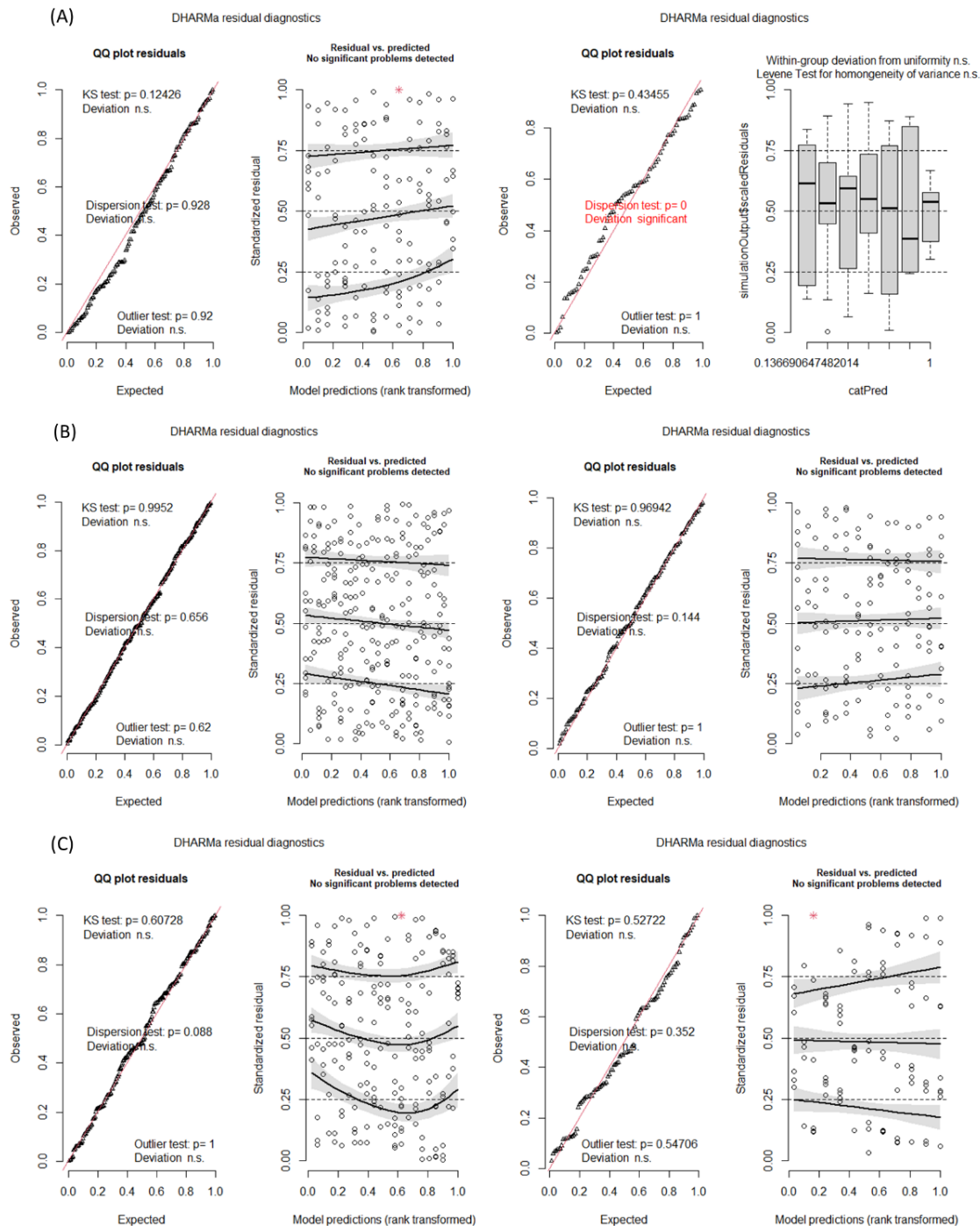
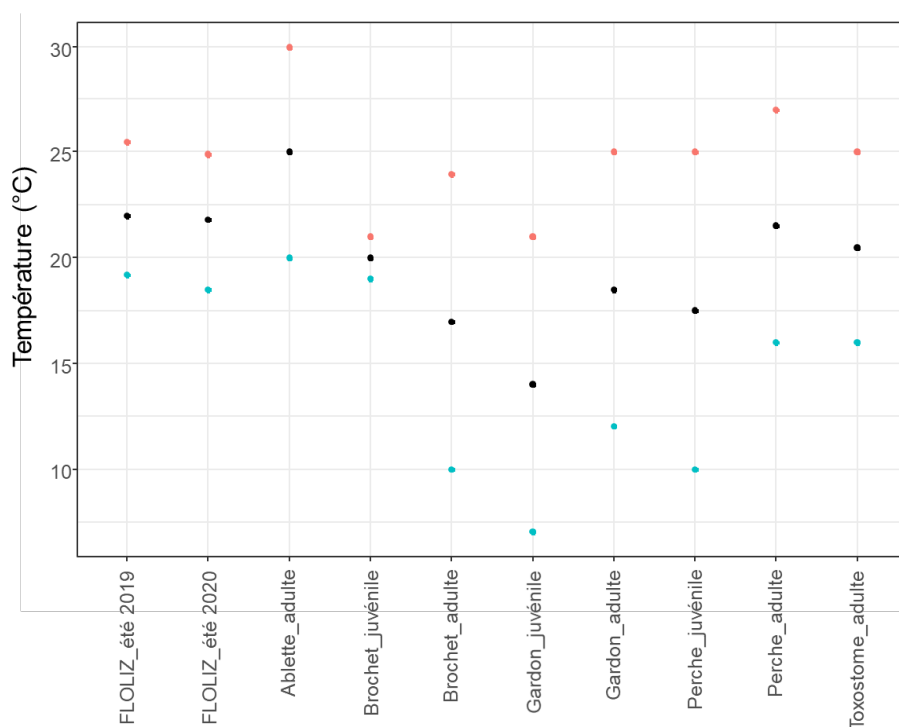


Tableau A7-1 : Liste des traits fonctionnels et des modalités utilisés pour l'analyse par codage flou (ACF) (Schmidt-Kloiber and Hering, 2015).

<b>Trait fonctionnel</b>	<b>Modalité</b>
<b>Migration</b>	Diadrome
	Potamodrome
	Pas de migration
	Océanodrome
<b>Habitat</b>	Pélagique
	Benthopélagique
	Demersal
<b>Rhéophilie</b>	Rhéophile
	Limnophile
	Eurytopique
<b>Zone d'alimentation</b>	Benthivore
	Colonne d'eau
<b>Habitat de reproduction</b>	Phytophile
	Lithophile
	Phyto-lithophile
	Psammophile
	Autre
<b>Salinité</b>	Eau douce
	Eau saumâtre
	Eau saumâtre – Eau marine
	Eau douce – Eau saumâtre – Eau marine
	Eau douce – Eau marine
<b>Régime alimentaire</b>	Invertivore
	Piscivore
	Phytophage
	Omnivore
	Carnivore
	Autre
<b>Durée de vie</b>	< 8 ans
	8-15 ans
	> 15 ans
<b>Taille</b>	<= 20 cm
	20-39 cm
	>= 39 cm
<b>Facteur de forme (ratio entre la partie la plus grande et la petite du corps)</b>	<= 4.35
	4.35-4.78
	4.78-5.6
	>= 5.6
<b>Facteur de nage (valeur faible = forte capacité de nage)</b>	<= 0.38
	0.38-0.43
	> 0.43
<b>Age de maturité des femelles</b>	<= 2 ans
	2-3 ans
	3-4 ans
	4-5 ans

	>= 5 ans
<b>Période de reproduction</b>	Reproduction hivernale
	Reproduction estivale
<b>Période d'incubation</b>	<= 7 jours
	7-14 jours
	> 14 jours
<b>Fécondité</b>	<= 55000 oocytes
	55000-60000 oocytes
	> 60000 oocytes
<b>Fécondité relative</b>	<= 57 oocytes/g
	57-200 oocytes/g
	> 200 oocytes/g
<b>Diamètre des œufs</b>	< 1.35 mm
	1.35-2 mm
	> 2 mm
<b>Taille des larves</b>	<= 4.2 cm
	4.2-6.3 cm
	> 6.3 cm
<b>Soins parentaux</b>	Pas de soins parentaux
	Protection par un nid
	Autre protection
<b>Durée du stade larvaire</b>	< 12 jours
	12-25 jours
	> 25 jours

Figure A7-2 : Température moyenne, minimum et maximum (°C) dans les FLOLIZs à l'été 2019 et 2020, gamme optimale de température (°C) et moyenne de différentes espèces et stades de poissons. Les points rouges correspondent à la valeur maximum. Les points bleus correspondent à la valeur minimum. Les points noirs correspondent à la valeur moyenne. Les gammes de température des espèces/stades sont issues de Tissot ans Souchon (2010).



## Annexe 8 – Liste des publications et communications.

### **1. Publications scientifiques**

- ❖ Floating Littoral Zone (FLOLIZ): A solution to sustain macroinvertebrate communities in regulated lakes? (Salmon et al., 2022).
- ❖ Salmon et al. (in prep.) Floating Littoral Zone (FLOLIZ) as functional habitats for juvenile fish in a french reservoir. (Titre non définitif).
- ❖ Article de synthèse général (en prévision).

### **2. Conférences, congrès, colloques...**

- ❖ Colloque de l'Association Française de Limnologie (22-23 novembre 2018) (*COMMUNICATION POSTER*).
- ❖ 28<sup>ème</sup> Congrès des Doctorants, organisé par l'Ecole Doctorale 251 Science de l'environnement (14-15 avril 2021) (*COMMUNICATION ORALE*).
- ❖ Séminaire Restauration des milieux aquatique : scientifiques et gestionnaires, vers une vision partagée organisée par l'Association Française de Limnologie (24 juin 2021) (*COMMUNICATION ORALE*).
- ❖ 12<sup>ème</sup> Symposium pour les Sciences Européennes sur l'eau douce (Symposium for European Freshwater Sciences, SEFS) (25-30 juillet 2021) (*COMMUNICATION ORALE*).

### **3. Autres communications**

- ❖ Tournage pour ARTE Journal le 14 septembre 2018 pour l'inauguration de l'installation des structures flottantes.  
<https://www.arte.tv/fr/videos/085168-000-A/lacs-artificiels-source-de-biodiversite/>
- ❖ Tournage pour ARTE le 30 juin 2021. Diffusion du documentaire *Les alpes françaises - du Mont Blanc à la méditerranée* prévue le 14 avril 2022 à 16h55 pour la partie 1 *A l'assaut des sommets* et à 19h00 *Sous la caresse du soleil* pour la partie 2.
- ❖ Article de presse dans le magazine OpenSources, des acteurs de l'eau et de l'hydroélectricité en Durance-Verdon (Numéro 2, Juin 2021).
- ❖ Article de presse Le Dauphiné Libéré (16 Mars 2022).  
<https://c.ledauphine.com/environnement/2022/03/16/lac-de-serre-poncon-des-nurseries-et-frayeres-pour-les-poissons>
- ❖ Exposition estivale (film et photos) à la Capitainerie de Savines-le-Lac.
- ❖ Film du projet UROS disponible sur la plateforme Youtube.  
[https://www.youtube.com/watch?v=Qgw6HuQft\\_g](https://www.youtube.com/watch?v=Qgw6HuQft_g)

## 4. Récompense

- ❖ Prix de l'Innovation dans la catégorie « Biodiversité et protection de la nature » (3<sup>ème</sup> édition des prix EDF Pulse PACA, Septembre 2021).  
<https://www.edf.fr/pulse/prix-locaux/paca/laureats-2021>



Figure A8-1 : Photographie de la cérémonie de remise des prix EDF Pulse PACA (3<sup>ème</sup> Septembre 2021). ©EDF