



**HAL**  
open science

**Restauration des écosystèmes suite à une suppression de barrages : approche fonctionnelle des interactions entre zones aquatique et riveraine. Projet final du projet RestaurE :**

Christophe Piscart, Simon Dufour, Candide Lissak, Anne-Julia Rollet, Paul Vrchovsky, Ivan I. Bernez, Elven Lanoë, Olivier Dézerald

► **To cite this version:**

Christophe Piscart, Simon Dufour, Candide Lissak, Anne-Julia Rollet, Paul Vrchovsky, et al.. Restauration des écosystèmes suite à une suppression de barrages : approche fonctionnelle des interactions entre zones aquatique et riveraine. Projet final du projet RestaurE :. Rennes 1; Rennes 2; INRAE; Institut agro Rennes Angers. 2023. hal-04649409

**HAL Id: hal-04649409**

**<https://hal.inrae.fr/hal-04649409v1>**

Submitted on 16 Jul 2024

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

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

31/10/2023

## Restauration des écosystèmes suite à une suppression de barrages : approche fonctionnelle des interactions entre zones aquatique et riveraine

*Rapport final du projet RestaurE*

**Christophe Piscart**

**UMR 6553 ECOBIO Écosystèmes, Biodiversité, Évolution  
(CNRS/Université Rennes)**

**Simon Dufour, Candide Lissak, Anne-Julia Rollet, Paul  
Vrchovsky**

**UMR 6554 LETG Littoral - Environnement - Télédétection -  
Géomatique (CNRS/Université Rennes 2)**

**Ivan Bernez, Olivier Dézerald, Elven Lanoë**

**UMR DECOD Dynamique et durabilité des écosystèmes :  
de la source à l'océan (INRAE, IFREMER, INSTITUT AGRO)**





## Table des matières

<b>INTRODUCTION .....</b>	<b>6</b>
<b>PRÉSENTATION DES SITES SUIVIS SUR LA SÉLUNE .....</b>	<b>9</b>
<b>INTERACTION ENTRE LA VÉGÉTATION RIVERAINE ET LA MORPHOLOGIE DU CHENAL .....</b>	<b>21</b>
<b>1.1. OBJECTIFS ET MÉTHODOLOGIE .....</b>	<b>22</b>
<b>1.2. RÉSULTATS.....</b>	<b>23</b>
<b>CONCLUSION VOLET 1 .....</b>	<b>50</b>
<b>ANALYSE DES INTERACTIONS VÉGÉTATION ET RÉSEAUX TROPHIQUES .....</b>	<b>51</b>
<b>2.1. CONTEXTE ET OBJECTIFS .....</b>	<b>52</b>
<b>2.2. RÉSULTATS.....</b>	<b>54</b>
<b>CONCLUSION VOLET 2 .....</b>	<b>81</b>
<b>CONCLUSION GÉNÉRALE .....</b>	<b>82</b>
<b>BIBLIOGRAPHIE.....</b>	<b>83</b>
<b>ANNEXE 1 .....</b>	<b>88</b>
<b>ANNEXE 1 : MÉTHODES D'ANALYSE DE LA DYNAMIQUE BIOMORPHOLOGIQUE DES BERGES</b>	<b>88</b>
<b>ANNEXE 2_ : PROTOCOLES D'ÉCHANTILLONNAGE DES MACROINVERTÉBRÉS ET DE LA VÉGÉTATION.....</b>	<b>100</b>
<b>ANNEXE 3 : PROTOCOLES DE MESURE DU MÉTABOLISME DE LA SÉLUNE .....</b>	<b>101</b>

# Table des figures

Figure 1. Schéma des interactions entre milieux rivulaire et cours d'eau .....	8
Figure 2. Localisation des sites d'études sur la Sélune .....	10
Figure 3. Répartition longitudinal des sites sur la Sélune .....	11
Figure 4. Profil altimétrique, variabilité des pentes du lit mineur et position des sites Restaure en fonction de la typologie morphométrique de vallée le long de la néo-vallée de la Sélune .....	23
Figure 5. Similarité floristique inter sites .....	25
Figure 6. Distribution des types de profil morphologique des berges .....	26
Figure 7. Distribution des types de végétation par site (en fréquence du nombre de relevés) .....	28
Figure 8. Diagramme représentant les 18 types phyto-morphologiques de berges rencontrés sur les sites de République et du Pont des Biards en 2021 et 2022.....	30
Figure 9. Répartition spatiale des linéaires de berges d'érosion dans l'ancienne retenue du barrage de Vezins en 2021.....	31
Figure 10. Différences de largeur du chenal de la Sélune entre 2019 et 2021 .....	32
Figure 11. Recul du pied de berge sur la période 2021-2022 .....	36
Figure 12. Recul de la ligne de végétation en berge sur la période 2020-2021 .....	37
Figure 13. Recul de la ligne de végétation en berge sur la période 2021-2022.....	38
Figure 14. Mobilité des berges des sites République et Biards (2021-2022) .....	39
Figure 15. Changements la morphologie des berges (2021-2022) .....	40
Figure 16. Changements de la physionomie de la végétation entre 2021 et 2022.....	42
Figure 17. Cercle des corrélations issu d'une ACP réalisée sur les données morphologiques et végétales (2021).....	43
Figure 18. Cercle des corrélations issu d'une ACP réalisée sur les données morphologiques et végétales (2022).....	43
Figure 19. Distribution des espèces selon la forme de la berge en 2021 et selon la dynamique morphologique de la berge entre 2021 et 2022 .....	44
Figure 20. Enveloppes de distribution des quadrats selon la forme de la berge en 2021 et selon la dynamique morphologique de la berge entre 2021 et 2022.....	44
Figure 21. Distribution de la proportion de quadrat abritant au moins un ligneux – Evolution de 2020 à 2022 pour République et de 2021 à 2022 pour les Biards et comparaison aux sites non restaurés .....	46
Figure 22. Étude des cohortes (nombre d'individus de ligneux (Aulne + Saules) .....	47
Figure 23. Chrono-séquence illustrant l'influence des opérations de gestion des sédiments et de sa variabilité spatiale sur le développement de la végétation.....	48
Figure 24. Valeurs moyennes ( $\pm$ SD) de l'Indice Invertébrés Multi-Métriques (I2M2) calculés sur les 5 sites pilotes de la Sélune au printemps et à l'automne entre le printemps 2019 et le printemps 2023 .....	56
Figure 25. Analyse en composante principale des résultats de l'outil diagnostique associé au protocole I2M2 entre 2019 et le printemps 2023.....	57
Figure 26. Analyse en composante principale des résultats de l'outil diagnostique associé au protocole I2M2 en 2022 et au printemps 2023 .....	58
Figure 27. Richesses moyennes ( $\pm$ erreur standard) observées aux printemps 2020 et 2022.....	59
Figure 28. Proportions moyennes ( $\pm$ écarts types) des modes de dispersion dans les communautés d'invertébrés. ....	61
Figure 29. Proportions moyennes ( $\pm$ écarts types) des principales guildes trophiques dans les communautés d'invertébrés. ....	62
Figure 30. Évolution des densités d'insectes aquatique (nombre d'insecte par m <sup>2</sup> de toiles d'araignée) en fonction de la hauteur de la végétation .....	64

Figure 31. Évolution des densités d'araignées en fonction de la hauteur de la végétation.....	64
Figure 32. Abondance moyenne des principaux ordres de macroinvertébrés aquatiques (imagos) et terrestres (volants), échantillonnées en 2021 par pièges collants dans les sites non restaurés et restaurés. ....	66
Figure 33. Évolution de la richesse taxonomique moyenne des invertébrés aquatiques, de la végétation riveraine et des invertébrés riverains entre les sites (classés de l'amont vers l'aval) et au fil du temps.....	67
Figure 34. Analyses en coordonnées principales dans l'espace de dissimilarité de Jaccard des trois communautés écologiques .....	69
Figure 35. Distribution des quatre ordres les plus abondants d'invertébrés aquatiques, de végétation rivulaire et d'invertébrés terrestres au sein de chaque site échantillonné .....	71
Figure 36. Distribution des quatre familles les plus abondantes d'invertébrés aquatiques, de végétation rivulaire et d'invertébrés terrestres au sein de chaque site échantillonné.....	72
Figure 37. Distribution des quatre taxons les plus abondants (espèces ou morpho-espèces) d'invertébrés aquatiques, de végétation rivulaire et d'invertébrés terrestres au sein de chaque site échantillonné. ....	73
Figure 38. Valeurs moyennes ( $\pm$ écarts types) du rapport C/N dans les invertébrés échantillonnées en 2020 et 2021 sur la Sélune.....	75
Figure 39. Valeurs moyennes ( $\pm$ écarts types) du rapport isotopique $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ chez les invertébrés brouteurs (a) et les décomposeurs (b) échantillonnés en 2020 et 2021 sur la Sélune.....	76
Figure 40. Valeurs moyennes ( $\pm$ écarts types) des biomasses phytobenthiques mesurées l'été en 2020, 2021 et 2022 sur chaque site pour les diatomées, les cyanobactéries et la biomasse par site .....	78
Figure 41. Valeurs moyennes ( $\pm$ erreur standard) des flux benthiques de CO <sub>2</sub> mesurés dans les chambres opaques (couleurs foncées) et transparentes (couleurs claires) au printemps et à l'été 2022. ....	79
Figure 42. Chronique des événements majeurs subis par les sites d'étude de la néo-vallée (i.e. le processus de vidange et de remise en eau et les travaux d'ingénierie de type reprofilage des berges).....	89
Figure 43. Illustrations des données issues de l'acquisition par drone comprennent une image RVB ortho rectifiée (à gauche) et un modèle numérique de surface ou MNS (à droite), site de Vezin.....	90
Figure 44. Date des relevés et chronique des débits en m <sup>3</sup> /s de la Sélune mesurés à Signy.....	91
Figure 45. Illustration des indicateurs utilisés pour quantifier l'érosion entre deux dates. En bleu, l'identification du recul de la ligne d'eau ; en vers, le recul de la surface végétalisée .....	91
Figure 46. Exemple de cartographie de l'occupation du sol sur un site à partir des images ortho-rectifiées RVB .....	92
Figure 47. Exemple de cartographie des changements d'occupations du sol sur un site à partir des images ortho rectifiées RVB .....	92
Figure 48. Organisation des mesures in-situ sur un site (échelle locale). En noir les profils topographiques transversaux, en rouge les profils longitudinaux en pieds de berge et en jaune les quadrats des relevés botaniques. ....	93
Figure 49. Principe de positionnement du quadrat pour le relevé .....	94
Figure 50. Illustration de la démarche de caractérisation de la succession de faciès pour un profil de berge .....	95
Figure 51. Illustration de la démarche de caractérisation de la structure de la végétation .....	95
Figure 52. Illustration de la démarche de caractérisation de la composition de la végétation via l'identification des espèces dominantes de chaque classe de hauteur .....	96
Figure 53. Typologie synthétique de la morphologie des profils de berge.....	98
Figure 54. Positionnement des types phytoécologiques dans le plan factoriel de l'ACP réalisée pour les identifier.....	99



## Chapitres

- **VOLET 1 :**  
**Interaction entre la végétation riveraine et la morphologie du chenal**
  
- **VOLET 2 :**  
**Analyse des interactions végétation et réseaux trophiques**




# Introduction

Historiquement, les relations entre les écosystèmes aquatiques et terrestres ont été abordées dans le sens de l'écoulement naturel, de l'amont vers l'aval. Notamment, les mouvements des nutriments, de la matière et de l'énergie provenant du milieu terrestre du bassin versant vers le compartiment aquatique (Vannote et al., 1980). Plus récemment, le milieu aquatique n'a plus été considéré comme un simple réceptacle, mais comme un milieu interagissant avec le milieu terrestre (Gurnell et al., 2016; Naiman and Décamps, 1997; Petts and Amoros, 1996). Sur le plan biologique, les études sur la dispersion des insectes aquatiques dans les écosystèmes terrestres adjacents et de leur rôle dans les écosystèmes terrestres sont devenues extrêmement riches et diversifiées (Gerber, 2022). Ces travaux ont ainsi confirmé que la distribution des insectes aquatiques à l'échelle des paysages en Bretagne est particulièrement forte et susceptible de constituer un élément important des services écosystémiques en milieux terrestres (Gerber et al., 2023; Raitif et al., 2022, 2019).

Sur le plan morphologique, la prise en compte des interactions à l'interface entre la zone riveraine et la zone aquatique a significativement renouvelé l'analyse de la mise en place et la dynamique des formes fluviales. En effet, s'il s'agit en partie d'un thème de recherche relativement ancien, cette question est restée dominée pendant longtemps par des approches unidirectionnelles, essentiellement de l'influence du fonctionnement hydromorphologique sur la végétation riveraine (Bendix and Stella, 2013). L'étude de la relation inverse et des rétroactions est plus tardive et connaît actuellement une activité scientifique soutenue sur différents plans. Premièrement, sur le plan conceptuel, des synthèses ont permis une meilleure formalisation du thème aussi bien pour les milieux fluviaux que pour les autres (Corenblit et al., 2015a, 2007; Osterkamp and Hupp, 2010; Stallins, 2006; Viles et al., 2008). Par exemple, certains auteurs proposent de remplacer la notion de style fluvial par la notion de style fluvial biogéomorphologique afin de bien souligner le caractère inextricablement lié des processus biologiques et hydromorphologiques (Corenblit et al., 2015b). De plus, ils étendent, par analogie, la notion de succession biogéomorphologique à l'échelle de temps géologique dans une perspective éco-évolutionnaire (Corenblit and Steiger, 2009; Gibling and Davies, 2012). Deuxièmement, sur la prise en compte de l'influence de la végétation riveraine sur la morphogénèse des tronçons fluviaux, le couplage des approches in situ, de modèles physiques et de modèles numériques a permis de démontrer que la végétation, toutes choses étant égales par ailleurs, est un facteur susceptible de modifier significativement la morphologie d'un site et d'un tronçon fluvial (Tal et al., 2004; Vesipa et al., 2015). De fait, les études se sont multipliées, surtout sur les rivières à charge grossière, les estuaires et certains grands fleuves, mais la mise en œuvre d'études réellement systémiques reste en partie un challenge méthodologique (Bendix and Stella, 2013) et le fonctionnement biogéomorphologique actuel reste mal connu par un très large part des réseaux hydrographiques,





notamment sur les tronçons d'énergie faible à modérée et en contexte fortement anthropisé (Lespez et al., 2015).

C'est pourquoi l'analyse des interactions entre zone aquatique et zone riveraine en contexte de restauration représentait une opportunité scientifique unique de compréhension des mécanismes écologiques qui sous-tendent non seulement les processus de restauration, mais aussi du fonctionnement global des milieux aquatiques. Par exemple, l'interaction végétation / morphologie est généralement analysée dans des contextes à forte énergie ou dans les zones estuariennes et l'analyse du fonctionnement biogéomorphologique actuelle des contextes d'énergie modérée est quasi absente de la littérature scientifique (Dufour, 2018; Lespez et al., 2015). Or la nature et l'intensité de ce fonctionnement dans les contextes à énergie faible à modérée et intensément/anciennement aménagés relève du défi car, en dehors des projets de restauration, il n'y a pas d'opportunité d'observation des néoformes et de la façon dont les formes interagissent avec la végétation. En effet, dans les contextes biomorphologiques équivalents de ceux de la Sélune, l'historique des aménagements, notamment la fixation précoce des lits par les activités humaines, rend impossible la mise à nu de larges plages de dépôts sédimentaires disponibles pour la recolonisation. Or, les actions de restauration concernent autant ces contextes que les autres. L'absence de référentiels pour ces contextes est donc préjudiciable à la capacité de déploiement et d'anticipation des effets de ces actions de restauration.

En résumé, hors du contexte de la restauration, l'analyse scientifique des systèmes fluviaux a depuis plusieurs décennies bien établi qu'il est impossible de dissocier le fonctionnement des compartiments aquatiques et terrestres dans la mesure où les deux sont reliés par des interactions réciproques et structurantes (Gurnell et al., 2016). Ainsi, la zone riveraine est reconnue depuis longtemps comme une source d'énergie très importante pour le cours d'eau (Naiman and Décamps, 1997; Vannote et al., 1980). Plus récemment, le rôle de cette zone riveraine sur la structure morphologique du chenal a également été démontré (Corenblit et al., 2007; Tal et al., 2004). En retour, le caractère structurant du fonctionnement morphologique du chenal sur la mise en place et le fonctionnement de zone riveraine est bien connu (Hupp and Osterkamp, 1985) et la contribution du compartiment aquatique au fonctionnement écologique de la zone riveraine est un thème de recherche relativement récent (Baxter et al., 2005; Gratton and Vander Zanden, 2009; Raitif et al., 2018), et dont les implications en matière de services écosystémiques sont méconnues (Raitif et al., 2019). L'objectif de ce projet était ainsi de couvrir un angle mort de la recherche sur l'effet de suppression des ouvrages, celui de la réponse des interactions entre zone riveraine et zone terrestre et du rôle spécifique de ces interactions dans le processus de restauration (Figure 1). De fait, la restauration des connectivités a été étudiée selon 2 perspectives :

- **Volet 1 : les interactions entre la végétation riveraine et la morphologie du chenal/berge.**

Les objectifs de ce volet sont d'analyser :

- d'une part, l'influence des processus morphologiques (essentiellement de l'érosion latérale) et des formes associées (niveaux topographiques, etc.) sur la nature de la végétation recolonisant les sédiments dénoyés et,
- d'autre part, l'influence de la végétation présente en berge sur les processus morphologiques que sont l'érosion latérale et le dépôt des sédiments.
- **Volet 2 : les interactions entre la végétation riveraine et les communautés de macroinvertébrés aquatiques et terrestres.** Dans ce volet, les objectifs sont d'analyser :
  - d'une part, les mécanismes de recolonisation des néo-habitats par les organismes aquatiques et terrestres en fonction de la structure (taxonomique et fonctionnelle) de la végétation recolonisant ces mêmes milieux et,
  - d'autre part, l'intensité du couplage qui s'établit entre les réseaux trophiques aquatiques et terrestres.

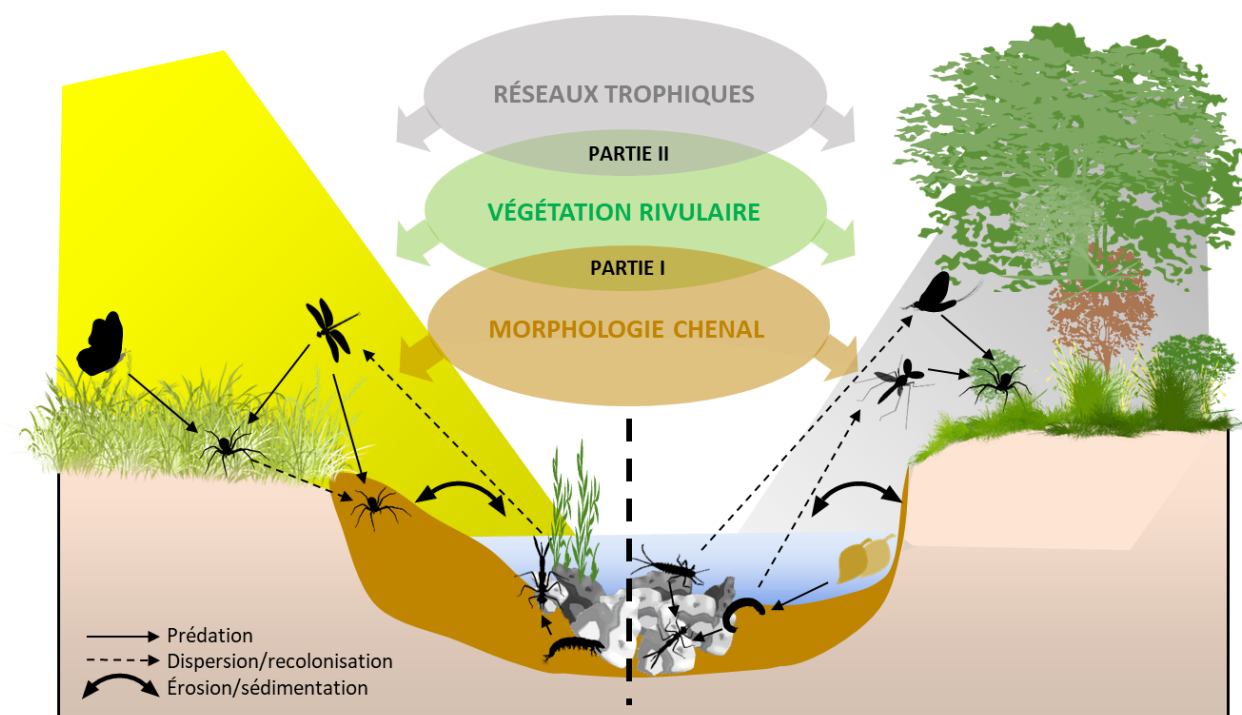


Figure 1. Schéma des interactions entre milieux rivulaire et cours d'eau



### Les hypothèses qui sous-tendent ce travail sont :

- ⇒ Une colonisation rapide de la végétation sur les néo-berges selon un patron qui répond à la topographie et aux paysages adjacents.
- ⇒ La présence d'un contrôle exercé par la végétation (sur les écoulements et les formes associées) qui se met en place rapidement et qui se traduit par une dynamique morphologique limitée des formes
- ⇒ La diversité de la configuration de chaque site (topographie naturelle, intervention d'ingénierie), module l'intensité de ce contrôle avec, par exemple, un contrôle de la végétation plus faible en zone de forte pente
- ⇒ Une colonisation rapide des néo-habitats par les organismes capables de dispersion active et une colonisation plus lente par les prédateurs aquatiques et terrestres car doublement sensibles aux changements d'habitats (cycle de vie prédateurs > proies) et à la disponibilité des proies
- ⇒ Ces patrons de recolonisation sont modulés par les caractéristiques environnementales (topographie, paysages adjacents)
- ⇒ La colonisation des néo-habitats par la végétation va favoriser la séquestration des nutriments d'origine aquatique dans le compartiment terrestre via les prédateurs terrestres.

## Présentation des sites suivis sur la Sélune

Le projet RestaurE repose sur un total de huit sites (Figure 2) répartis sur un linéaire d'environ 40 km entre les communes de Milly et de Ducey (Tableau 1). Parmi ces sites, cinq sites (St Hilaire, République, Vezins, Bel Orient et Signy) sont suivis dans le cadre du programme scientifique depuis 2014, avant l'arasement des barrages, et de l'observatoire Sélune depuis 2019. Nous avons également ajouté deux sites en amont des anciennes retenues (Milly et Virey) afin d'avoir des points de comparaison supplémentaires présentant des situations de « référence » sur la Sélune, sachant que le site contrôle de l'observatoire (St Hilaire) est sensible à la présence de la ville de St Hilaire juste en amont du site. Nous avons ensuite ajouté un site supplémentaire dans l'ancienne retenue de Vezins (Biards) afin d'avoir trois sites dans cette retenue pour étudier d'éventuelles gradients longitudinaux dans l'ancienne retenue de 19km de long.

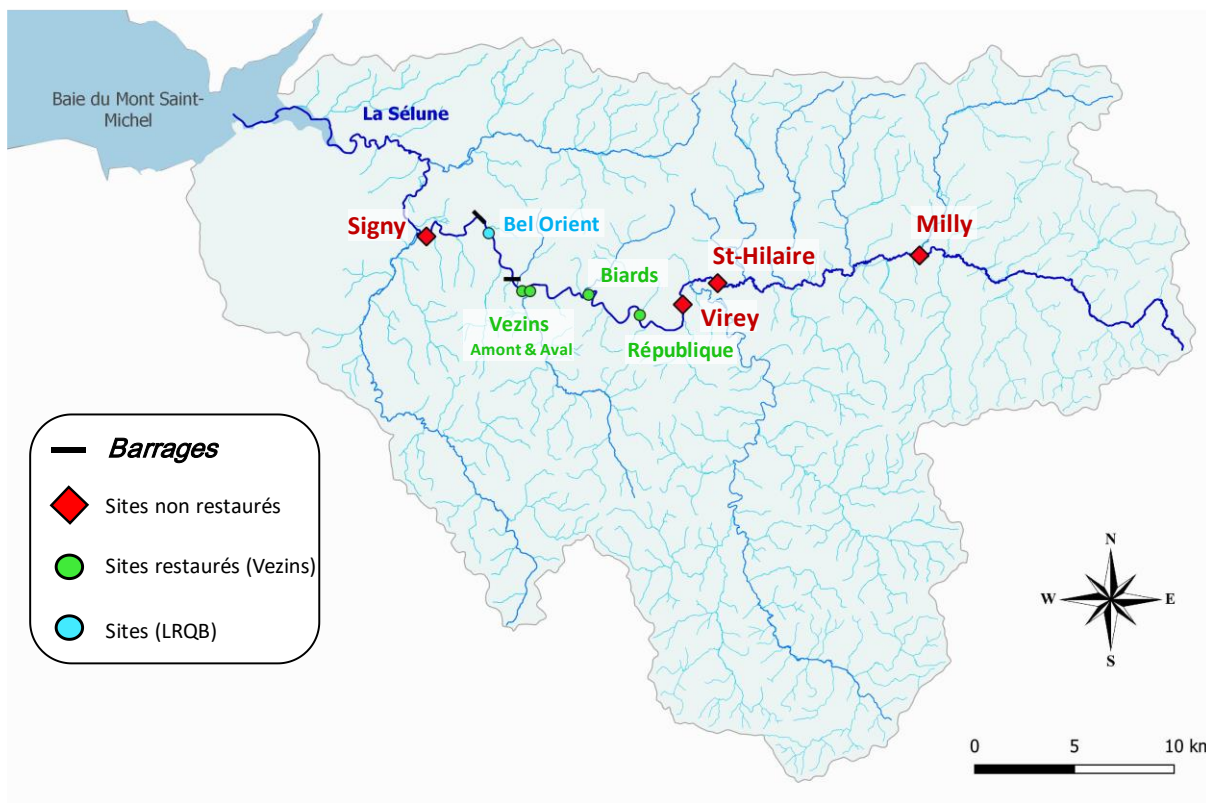


Figure 2. Localisation des sites d'études sur la Sélune

Du point de vue de la restauration, ces sites ont été regroupés en trois sites non-restaurés à l'amont de la retenue de Vezins (Milly, St Hilaire et Virey), trois sites restaurés dans la retenue de Vezins (République, Biards, Vezins), toutefois le site de Vezins de par sa morphologie particulière à été considéré en deux parties (Vezins amont et Vezins aval).

Tableau 1. Position des sites d'études le long de la Sélune

POSITION	Sites		Coordonnées géographiques		Distance à la source (km)	Cote NGF (m)	
	Nom complet	Nom simplifié	latitude	longitude			
Amont des barrages	Masure à Milly	Milly	48.59904626	-0.957738682	21	79	
	Saint-Hilaire du Harcouët	St-Hilaire	48.58180061	-1.09354339	37	63	
	Moulin de Virey	Virey	48.57146522	-1.116779331	40	59	
Retenue de VEZINS	Pont de la République	République	48.56624768	-1.145611556	46	[54-56]	
	Pont des Biards	Biards	48.57366103	-1.181082531	51	[46-48]	
	Vezins Amont	Vezins	Amont	48.57387111	-1.220886193	55	[34-36]
	Vezins Aval		Aval	48.57370935	-1.226250923	56	[32-34]
Retenue de La Roche-Qui-Boit	Bel Orient	Bel Orient	48.59851305	-1.2504571	59	19	
Aval des barrages	Pont de Signy	Signy	48.59585783	-1.29327562	65	11	

Le site de Bel Orient qui est situé dans la retenue de la Roche Qui Boit, n'a été restauré qu'en 2022, à la fin du projet. Ce site a donc fait l'objet d'un suivi restreint pendant le projet et ne sera utilisé que pour illustrer le suivi des macroinvertébrés (données de l'observatoire Sélune).

Afin de mettre en évidence les interactions entre la morphologie du cours d'eau, la végétation et les écosystèmes aquatiques, six des huit sites ont été suivis simultanément dans les volets 1 et 2 du projet, deux sites non restaurés à l'amont (Milly, Virey) et trois sites dans l'ancienne retenue de Vezins (République, Biards et Vezins). Le croisement de l'ensemble des observations sur ces sites permettra de mettre en évidence les possibles interactions entre les processus de restauration.

Les sites sont caractérisés par des pentes et des formes différentes avec principalement deux secteurs (Figure 3). Le secteur amont comprend les sites non restaurés en amont de l'ancienne retenue de Vezins dont les pentes sont faibles et la forme de la vallée en « V » relativement large et avec des pentes douces. Le second secteur correspond aux anciennes retenues de Vezins et de La Roche Qui Boit, comprenant tous les sites restaurés avec des pentes fortes et une vallée étroite en U.

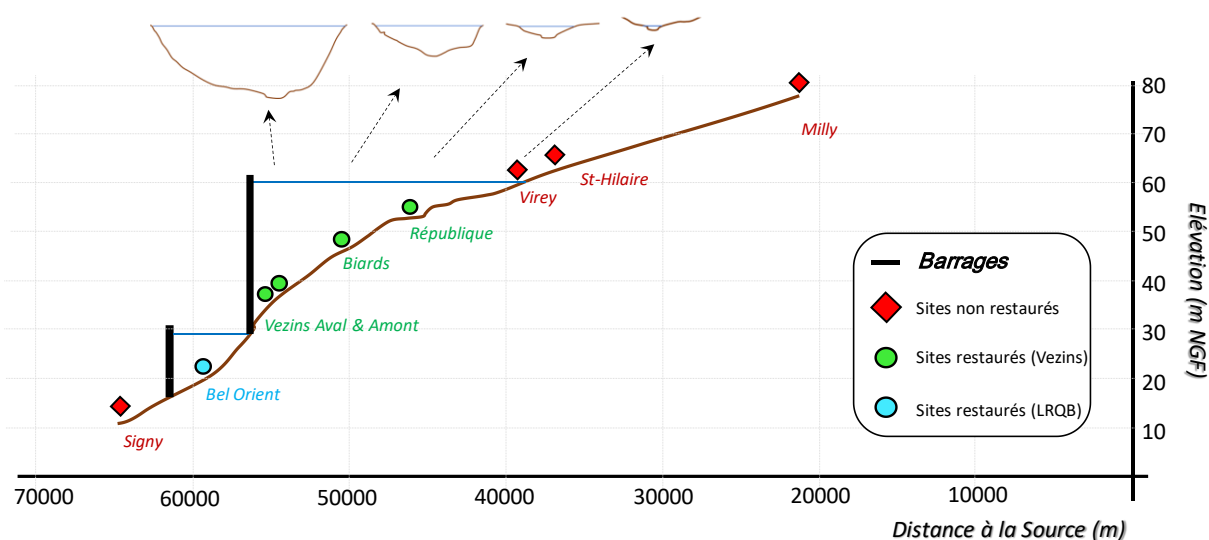


Figure 3. Répartition longitudinale des sites sur la Sélune

### ▪ Sites non restaurés

#### La Masure à Milly (Milly)

Ce site est le plus éloigné de tous, positionné 21km en aval de la source de la Sélune, à 79m NGF d'altitude, il se trouve 19km en amont de la zone d'influence de l'ancienne retenue de Vezins. Situé à l'amont du bassin-versant, le contexte, principalement agricole s'inscrit dans un paysage bocager moyennement dense. Au droit du site, la Sélune est longée en rive droite par un boisement et une plantation (à Frêne commun & Érable plane) bordée d'un alignement de Peupliers le long de la Sélune et en rive gauche par des boisements plus spontanés et une prairie. Au-delà, le site est cerné par des cultures de maïs et de rares habitations. Sous la plantation, la végétation herbacée est gérée de manière extensive par une fauche, sa composition



floristique est largement influencée par la contrainte lumineuse exercée par la canopée et s'apparente aux végétations des ourlets internes et des clairières vivaces eutrophiles et mésohygrophiles. Les berges de la Sélune sont plutôt abruptes et disposent en rive gauche et droite d'une ripisylve dense et continue qui n'est pas entretenue, fournissant un ombrage important au fleuve (voir photographie ci-dessous de la ripisylve du site de Milly).



## Saint-Hilaire-du-Harcouët (St-Hilaire)

Positionné à 37km en aval de la source de la Sélune, à 63m NGF d'altitude, ce site n'est qu'à 3km en amont de la zone d'influence de l'ancien lac de Vezins. Situé au bord du centre-ville de Saint-Hilaire-du-Harcouët, juste à l'aval d'un seuil, ce site présente le contexte le plus anthropisé de tous. Le chenal est relativement encaissé, la rive gauche est longée d'une route menant à des habitations et la rive droite longe une prairie, initialement bordée d'une ripisylve constituée d'un alignement d'arbres plantés (Peupliers) et spontanés (Frênes & Aulnes). Cette dernière a fait l'objet d'un abatage complet en RD (entre 2022 et 2023). Auparavant semi-ombragé, le fleuve est aujourd'hui soumis à un ensoleillement important. Les berges de la Sélune sont plutôt abruptes et présentent un large gradient hydrique, entre un pied de berge colonisé par une flore hygrophile (ex. *Phalaris arundinacea*) et un sommet accueillant une flore nettement mésophile (ex. *Dactylis glomerata*) régulièrement broyée. Notons que la berge en rive gauche constitue un foyer important pour une espèce exotique envahissante (*Impatiens glandulifera*).



## Moulin de Virey (Virey)

Positionné 40 km en aval de la source de la Sélune, à 59m NGF d'altitude et juste à l'aval d'un ancien seuil de moulin. Malgré sa position (proche du Pont de Virey, reconnu comme limite supérieure de la zone d'influence de l'ancienne retenue de Vezins) ce site a été relativement peu influencé par la baisse des niveaux d'eau subséquente à l'effacement du barrage. Ce site marque l'entrée dans le secteur décrit comme relevant des « gorges et vallées très encaissées boisées » selon la Typologie des paysages et vallée de Basse-Normandie de Germaine (2008<sup>1</sup>). Le contexte est principalement agricole de type bocager avec ponctuellement quelques habitations. Au droit de ce site, la plaine est occupée par des prairies dont l'une est en gestion mixte (*i.e.* fauchage et pâturage ovin). Les berges de la Sélune sont plutôt hautes et abruptes, la végétation ligneuse n'est présente que ponctuellement et peu développée à l'exception d'un tronçon en rive gauche (boisement dense). La végétation du sommet de berge est régulièrement broyée et sa composition floristique est intermédiaire entre une flore herbacée prairial et une végétation d'ourlets externes (héliophile) et des friches eutrophiles et mésophiles.





## Pont de Signy (Signy)

Ce site est le plus en aval de tous, 65km en aval de la source de la Sélune et 8 km en aval du barrage de La-Roche-Qui-Boit il est positionné à 11 m NGF d'altitude. Sorti du contexte des « Gorges et vallées encaissées boisées », il se positionne dans une large zone de plaine alluviale. À l'exception du Bois d'Ardenne situé juste en amont, le paysage, très ouvert, est globalement dominé par un système agricole intensif de grandes cultures. Malgré cela, au droit de ce site, la Sélune est de part et d'autre longée par une ripisylve spontanée de densité modérée mais bien développée en hauteur, fournissant une alternance de zones ensoleillées et ombragées et en rive droite, la plaine est occupée par une vaste prairie en gestion mixte (pâturage équin & fauche). Les berges présentent des profils plus hétérogènes que pour les autres sites de référence, elles sont globalement moins abruptes et la végétation herbacée s'y développe de manière particulièrement diversifiée, hétérogène et révèle un caractère plus mésotrophe (moyennement pauvre en nutriment) comparé à l'ensemble des sites étudiés.





## ▪ Sites Restaurés

L'ensemble des sites dits « restaurés » sont aujourd'hui constitués de néo-habitats, formés suite à la vidange et l'exondation des sédiments des retenues de Vezins et de La-Roche-Qui-Boit. Le processus de vidange de la retenue de Vezins, depuis son niveau d'élévation maximal (60 m NGF) jusqu'à son minimum au niveau de l'ancien barrage (28 m NGF), s'est établi par étapes successives d'ampleurs variables selon un calendrier singulier résultant de considérations techniques (contrôle du rythme de l'abattement du réservoir pour minimiser la mobilisation des sédiments et mettre en œuvre des opérations de gestion des sédiments). Durant la baisse du niveau d'eau, chaque site « restaurés » a donc été exposé selon un rythme différent selon sa position longitudinale. De ce fait, il existe pour chaque site un décalage temporel entre la dernière exposition et les relevés de terrain. Positionnés au sein d'une vallée très encaissée et boisée, le fond de la néo-vallée est particulièrement déconnecté du paysage alentour dont les plateaux sont dominés par une agriculture intensive. Seuls les affluents, nombreux le long de la vallée, permettent un apport direct de flux d'eau et de propagules en provenance du bassin-versant.

### Pont de la République (République)

Ce site est le plus en amont de tous les sites restaurés. Positionné 46 km en aval de la source de la Sélune, entre 54 à 56m NGF d'altitude, il se situe dans la queue de l'ancienne retenue de Vezins. La singularité de ce secteur réside dans le fait qu'il se trouve là où, avant 2005, du fait de l'activité du barrage hydroélectrique, le marnage pouvait mener à l'exondation de larges surfaces de sédiments de manière brutale (journalier). Suite à des inondations hivernales majeures, la gestion hydraulique de la retenue a été modifiée en 2005 avec l'instauration d'une cote hivernale abaissée à 58m (60m en été) entraînant un marnage saisonnier. Ce choix était un compromis permettant de concilier un enjeu de protection contre les inondations sans diminuer de manière significative les capacités de production d'énergie électrique du barrage. Du fait de sa position, ce site a été exondé le premier, en 2015, mais seulement partiellement, l'exondation complète des berges ayant eu lieu en octobre 2017. La première phase de travaux de reprofilage, débutée en juillet 2017 était complètement terminée en novembre 2017. Entre novembre et décembre 2018, une seconde série de travaux de gestion sédimentaire a été entreprise (dépôt de sédiments / remodelage de la terrasse) avant le ré-ennoisement de la vallée (à 55m, immergeant ainsi la berge) durant l'hiver suivant (janvier 2019 à avril 2019). Considérant la dernière phase des travaux de gestion sédimentaire du site de République, la reprise de la succession végétale dans la plaine s'est opérée environ un an et demi avant les deux sites suivants : Biards & Vezins et considérant le ré-ennoisement hivernal des berges, le décalage temporel se réduit à un voire deux mois, entre l'exondation des berges de République et celles des Biards et Vezins.

Situé dans la zone de transition entre un système lotique à un système lentique, le ralentissement des flux d'eau et de sédiment a entraîné l'accumulation massive d'alluvions fluviales sur ce secteur. La vidange a ainsi mis à jour la plaine sédimentaire, positionnée directement au contact des forêts de pente.



## Pont des Biards (Biards)

Positionné à 51 km de la source de la Sélune, à une altitude située entre 46 et 48 m NGF, ce site se trouve au cœur de l'ancienne retenue de Vezins. Complètement exondé en juin 2018 suite à la 1<sup>ère</sup> vidange, puis complètement reprofilé en septembre 2018 où l'intervention du génie civile n'a eu lieu qu'une seule fois (berge et plaine), la plaine et les berges des Biards furent définitivement exondées en mai 2019 à la suite du ré-ennoisement hivernal. Sur ce secteur, l'exondation a entraîné successivement la mise à nu des sols de versants constitués d'éléments grossiers puis ceux de la plaine sédimentaire constituée d'alluvions fines.



## Vezens Amont & Aval (Vezens)

Positionnés à 55 et 56 km en aval de la source, à une altitude comprise entre [34-36] et [32-34] m NGF respectivement, ces deux sites sont positionnés dans la plus large partie de la vallée, juste en amont de l'ancien barrage de Vezens.

Complètement exondé en septembre 2018 suite à la 1<sup>ère</sup> vidange, la plaine et les berges des sites de Vezens furent définitivement exondées en mai 2019 à la suite du ré-ennoiement hivernal. Sur ce secteur, l'exondation a entraîné successivement la mise à nu des sols de versants constitués d'éléments grossiers puis ceux de la plaine sédimentaire constituée d'alluvions fines.

Dans ce secteur les travaux de gestion sédimentaire, débutés en septembre 2019 et prolongés au-delà de juillet 2021, se sont cantonnés à la plaine sédimentaire (zone de stockage des sédiments de La-Roche-Qui-Boit). Les berges, sur une largeur de 2 à 5m à partir du chenal ont été mis en défend et laissées libre d'évoluer depuis la vidange définitive en mai 2019. Toutefois, les travaux entrepris sur la plaine n'ont pas respecté cette mise en défend et des passages d'engins et de canalisations ont été constatés sur la berge en de nombreux points.





## **Bel Orient (Bel Orient)**

Positionné à 59 km en aval de la source de la Sélune, à une altitude 19 m NGF, ce site est positionné 3km en aval du barrage de Vezins et dans la zone de retenue de La Roche qui Boit. La vallée de La-Roche-qui-Boit est très encaissée, cernée par des escarpements rocheux boisés mais plus étroite que la vallée de Vezins. Les travaux de gestion des sédiments établis à l'aide d'une drague nautique, ont démarré au mois de juin 2020 et se sont terminés en automne 2021. Les sédiments ont été pompés et déplacés puis stockés en amont dans des géotubes pour séchage. La vidange, établie par étapes successives, était déjà entamée à l'automne 2021 puis stoppée pour être reprise en mai 2022 et finalisée en un mois, au rythme de 50cm par jour. La déconstruction du barrage a ainsi pu commencer en juin 2022.



Volet 1 :

# Interaction entre la végétation riveraine et la morphologie du chenal

## Table des matières Volet 1

<b>INTERACTION ENTRE LA VÉGÉTATION RIVERAINE ET LA MORPHOLOGIE DU CHENAL .....</b>	<b>21</b>
<b>1.1. CONTEXTE ET OBJECTIFS .....</b>	<b>22</b>
1.1.1. OBJECTIFS .....	22
1.1.2. ORGANISATION DES OPÉRATIONS .....	22
1.1.3. ADAPTATIONS DE LA DÉMARCHE INITIALEMENT PRÉVUE .....	23
<b>1.2. BILAN DES ACTIVITÉS ET RÉSULTATS .....</b>	<b>23</b>
1.2.1. DESCRIPTION DE LA VÉGÉTATION ET MORPHOLOGIE DES BERGES .....	24
▪ Description du pool d'espèces floristiques .....	24
▪ Distribution des profils de profil morphologique des berges .....	25
▪ Distribution des types de végétations de berges .....	26
▪ Distribution des types phyto-morphologiques .....	28
1.2.2. DYNAMIQUE DE LA MORPHOLOGIE ET DE LA VÉGÉTATION DES BERGES .....	31
▪ L'érosion des berges à l'échelle de la retenue (2019-2021).....	31
▪ L'érosion des berges à l'échelle des sites .....	32
Déplacement du haut de berge (2021 et 2022) .....	39
1.2.3. RECOLONISATION DES BERGES PAR LES LIGNEUX.....	45
<b>CONCLUSION VOLET 1 .....</b>	<b>50</b>



## 1.1. Objectifs et méthodologie

### 1.1.1. Objectifs

L'objectif de cette partie est de produire une analyse de la dynamique biomorphologique des berges localisées dans l'ancienne retenue du barrage de Vezins. Il s'agit d'analyser, d'une part, l'influence potentielle des processus morphologiques (essentiellement de l'érosion latérale) et des formes associées (profil de berges) sur la nature de la végétation recolonisant les sédiments dénoyés et, d'autre part, l'influence potentielle de la végétation présente en berge sur les processus morphologiques que sont l'érosion latérale et le dépôt des sédiments.

### 1.1.2. Méthodologie

Les interactions végétation/morphologie ont été analysées à 2 échelles spatiales (le détail de la méthodologie est présenté dans l'annexe 1 :

- à l'échelle de l'ancienne retenue de Vezins. À cette échelle, la dynamique d'érosion des berges a été mesurée par comparaison de photographies aériennes acquises en 2019 et 2021, et
- à l'échelle de 4 stations d'études localisées dans l'ancienne retenue (République, les Biards, Vezins amont et Vezins aval) et distribués de l'amont à l'aval de la néo-vallée (Figure 4). Une description morphométrique effectuée à l'échelle de la néo-vallée révèle la variabilité interne de la néo-vallée et la diversité des contextes dans lesquels ces sites s'inscrivent (Lanoë, 2021). En effet, ces 4 stations présentent différents contextes, notamment en termes d'ancienneté de l'exondation (plus ancienne à l'amont) et d'intensité des travaux de gestion sédimentaire (plus marquée à l'aval). Au sein de chaque station, des transects topographiques, des relevés de végétation et des images drones ont été réalisés.

Enfin, des éléments de comparaison ont été fournis par des relevés topographiques et de végétation sur 3 stations témoins situées en dehors de la zone d'influence de l'ancien barrage (1 à l'aval à proximité du Pont de Signy et 2 à l'amont au lieu-dit La Mazure à Milly et au Moulin de Virey).



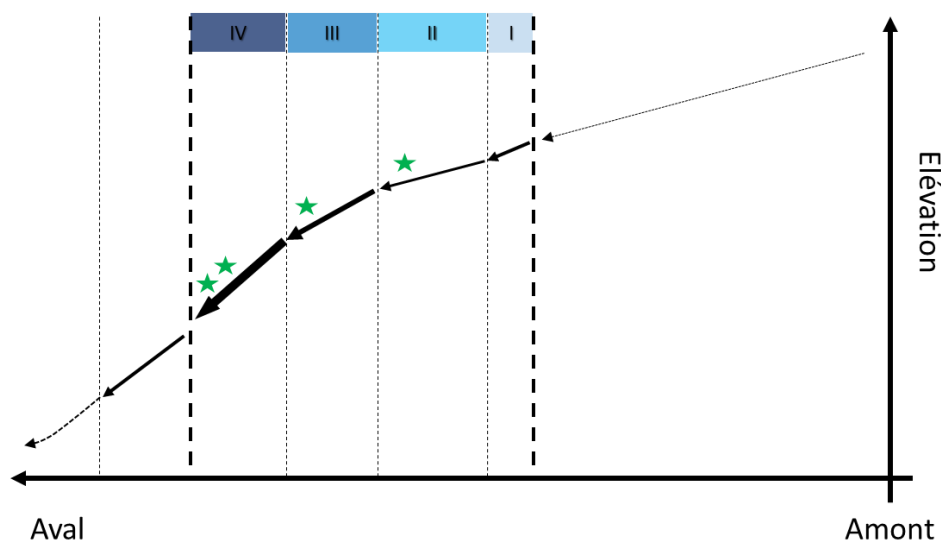


Figure 4. Profil altimétrique, variabilité des pentes du lit mineur et position des sites Restaure en fonction de la typologie morphométrique de vallée le long de la néo-vallée de la Sélune

### 1.1.3. Adaptations de la démarche initialement prévue

Deux principales modifications ont été opérées par rapport à ce qui avait été prévu dans le projet initial. Premièrement, à l'échelle des sites, il avait été prévu de suivre 4 sites entre 2020 et 2022 avec des approches par imagerie drone et par mesure *in situ*. *In fine*, le suivi par drone a bien été réalisé pour les 4 sites entre 2020 et 2022, mais le suivi *in situ* complet n'a été réalisé que sur 2 des sites (République et Biards) entre 2021 et 2022. Les restrictions liées au COVID d'une part et le calendrier et les modalités des travaux réalisés en amont direct de l'ancien barrage de Vezins d'autre part ont rendu impossible la réalisation de l'ensemble des relevés *in situ* en 2020 et du suivi des 2 sites les plus aval (Vezins amont et aval). Deuxièmement, le protocole d'étude se base principalement sur les plantes occupant des recouvrements importants au sein d'une classe de hauteur donnée, ce qui s'est révélé peu pertinent pour rendre compte de la recolonisation par les ligneux. Or, l'importance des ligneux dans le processus de restauration des habitats ripariens est reconnue. C'est pourquoi le protocole initial a été complété afin de prendre en compte spécifiquement la recolonisation des ligneux.

## 1.2. Résultats

Le bilan de ce volet 1 est divisé en trois sections : une section qui expose les caractéristiques floristiques et morphologiques des berges, une section qui se concentre plus spécifiquement sur les relations entre ces caractéristiques et une section concernant la recolonisation des ligneux dont le rôle structurant pour le devenir de la dynamique biomorphologique des berges est bien connu (Gurnell et al., 2016).

## 1.2.1. Description de la végétation et morphologie des berges

### ▪ Description du pool d'espèces floristiques

Considérant l'ensemble du jeu de donnée disponible (à savoir, les 4 sites restaurés et les 3 sites non restaurés, sur l'ensemble des années 2020, 2021 et 2022), le pool total d'espèces dominantes recensées est de 51 taxons (+ le taxon générique « bryophyte »). Parmi ces 51 taxons, trois ont été identifiés au genre (*Salix* sp, *Epilobium* sp, *Carex* sp) et un à la famille (Poacées sp). Sur les 51 taxons :

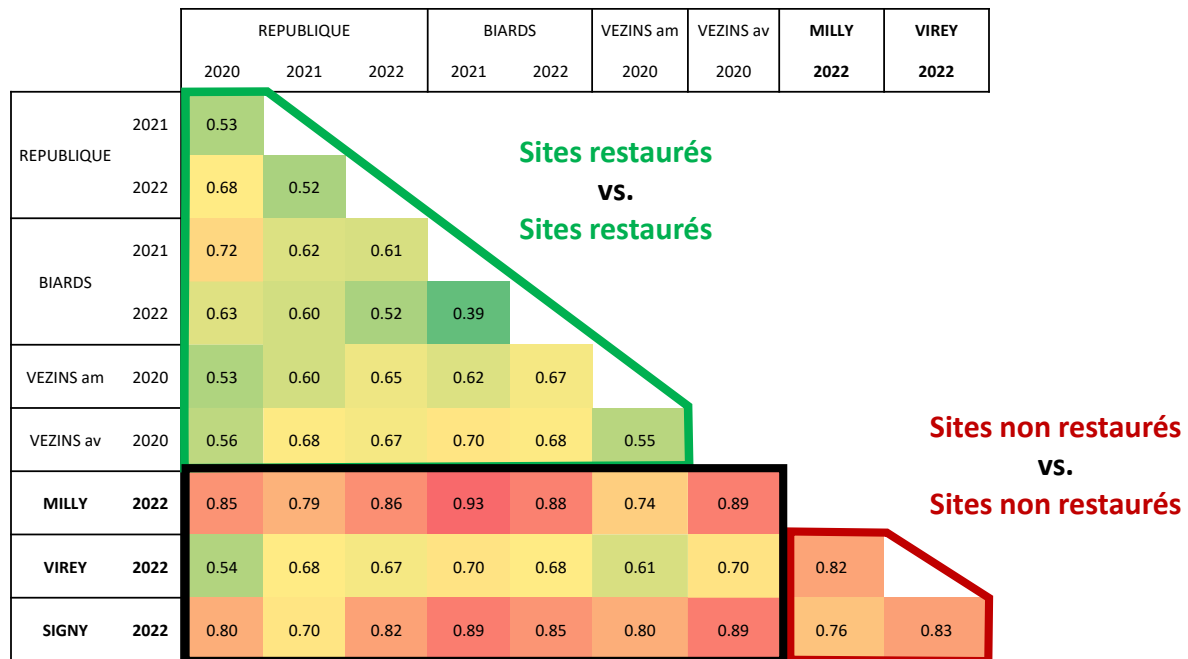
- 21 taxons sont observés uniquement sur les sites restaurés dont 9 taxons observés uniquement sur République et Biards (2021/2022)
- 16 taxons sont observés uniquement dans les sites non restaurés
- 14 taxons sont communs aux sites restaurés et aux sites non restaurés

La richesse spécifique moyenne en espèces dominantes à l'échelle du quadrat est de 2,4 taxons ( $\pm 0,9$ ) avec un minimum et un maximum respectivement de 0 et de 5 taxons (Tableau 2). Les sites non restaurés présentent les niveaux de richesse spécifique moyenne par relevé les plus élevés (de 2,6 à 3,5 taxons en moyenne).

Tableau 2. Statistiques descriptives de la richesse spécifique moyenne par quadrat

SITES	REPUBLIQUE			BIARDS		VEZINS Amont	VEZINS Aval	MILLY	VIREY	SIGNY
Années	2020	2021	2022	2021	2022	2020	2020	2022	2022	2022
<b>Moyenne de Richesse Spécifique par quadrat</b>	1.6	2.1	2.27	1.94	2.71	1.81	2.42	2.63	3	3.5

Considérant les valeurs des indices de Similarité de Jaccard (0 = Similarité maximale ; 1 Dissimilarité maximale), les sites restaurés sont en moyenne floristiquement plus proches entre eux qu'avec les sites non restaurés et ce quel que soit le jeu mobilisé (totalité ou sélection des sites restaurés République, Biards) avec un indice moyen de 0.61 ou 0.54 contre 0.77 ou 0.79 (Tableau 3). Plus précisément, les sites restaurés (République et Biards de 2021/2022) présentent la plus grande similarité de composition floristique au sein des sites restaurés avec des indices oscillant selon les années entre 0.52 et 0.62 (soit 38 à 48% de taxons en commun). Ces derniers se distinguent nettement des sites positionnés extra-retenu (non restaurés) avec lesquels les indices oscillent entre 0.68 et 0.93 (soit seulement 7 à 32% de taxons en commun) (Figure 5).



**Sites restaurés vs. Sites non restaurés**

*Figure 5. Similarité floristique inter sites*

Tableau 3. Similarité floristique entre les sites d'étude (restaurés et non restaurés)

	Indices de similarité (moyenne)		
	Restauré vs restauré	Restauré vs Non restaurés	Non restaurés vs Non restaurés
TOUS sites/Année (République, Biards, Vezins)	0.61	0.77	0.80
Sélection sites (République, Biards + non restaurés) et Année (21/22)	0.54	0.79	0.80

Les indices moyens des sites non restaurés (de 0.76 à 0.82 ; moyenne = 0.8) montrent à quel point ces 3 sites non restaurés, en plus de se distinguer des sites restaurés, présentent une nette différenciation inter-sites. Cette nette distinction (i.e. fort effet "site") s'explique au moins en partie par des conditions de milieux nettement distinctes, des histoires différentes, pas ou peu d'autocorrélation spatiale (car assez forte distance géographique entre sites : 19 km entre Milly et Virey et 24km entre Virey et Signy).

▪ **Distribution des profils de profil morphologique des berges**

La distribution des types de profils morphologiques de berges par site permet de révéler que l'ensemble des sites restaurés se distinguent des sites non restaurés (Figure 6). En effet, sur les sites non restaurés, les profils sont plus majoritairement verticaux, particulièrement abruptes et relativement peu variés hormis sur

Signy. Les sites restaurés présentent peu ou pas de profils verticaux simples et plus de profils plats ou légèrement inclinés.

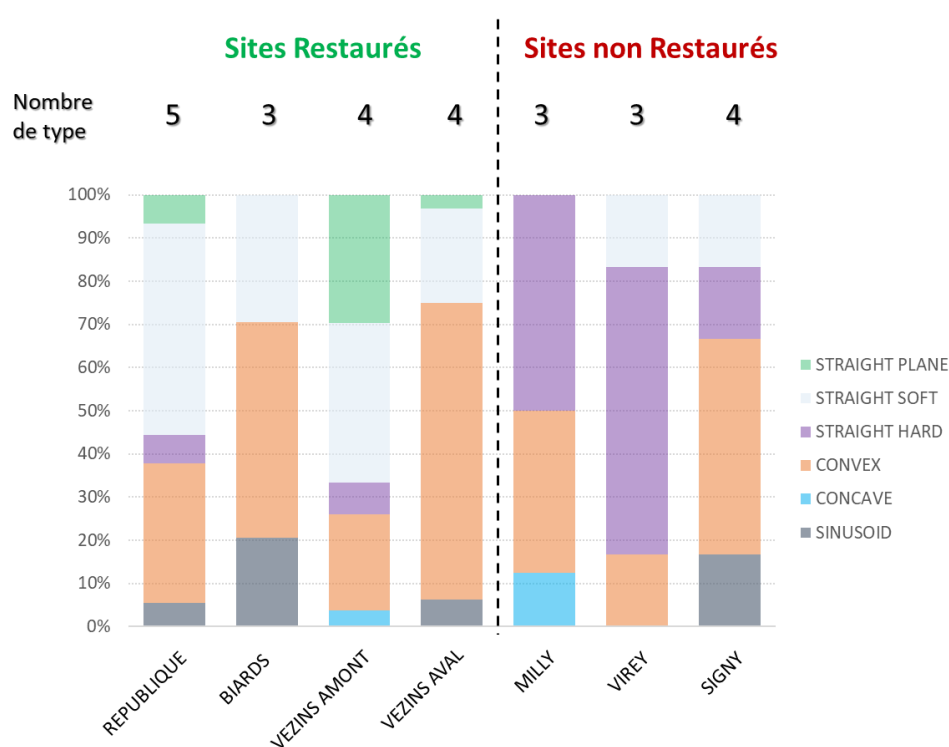



Figure 6. Distribution des types de profil morphologique des berges

▪ Distribution des types de végétations de

berges

La classification permet d'identifier 10 groupements végétaux élémentaires dont les principales caractéristiques sont :

- **TYPE V01 et V02** : Végétations relativement homogènes constituées en majorité d'une pelouse rase dominée par l'Agrostide stolonifère (*Agrostis stolonifera*) ; le type V02 s'en distingue par une proportion importante de sol nu.
- **TYPE V03** : Végétations plutôt homogènes présentant une organisation latérale marquée par la présence de sol nu (~20% en moyenne) suivi d'une végétation de hauteur moyenne largement dominée par la Baldingère (*Phalaris arundinacea*).
- **TYPE V04** : Végétations caractéristiques des formations pionnières plutôt vivaces, de hauteur moyenne, dominées par le Jonc diffus (*Juncus effusus*), accompagné de la Vergerette (*Erigeron canadensis*) et présentant une grande hétérogénéité en termes de structure de végétation (Nombre de classes de hauteur et Entropie) et parmi les végétations présentant le plus fort pourcentage de recouvrement en annuelles (~15 % en moyenne).
- **TYPE V05** : Végétations luxuriantes, hautes, dominées par l'Ortie dioïque (*Urtica dioica*) mais présentant toutefois une hétérogénéité de structures verticales (liées à la présence de sol nu, de



Bryophytes, de graminées prairiales telles que l'Agrostide stolonifère et le Pâturin commun (*Poa trivialis*) et d'une graminée haute comme la Baldingère).

- **TYPE V06** : Végétations correspondant à une variante du type V03, présentant une proportion de sol nu atteignant ~45% de la surface du quadrat en moyenne et avec une végétation plus haute constituée principalement de Baldingère (*Phalaris arundinacea*) accompagnée d'ortie (*Urtica dioica*).
- **TYPE V07** : Végétations correspondant à une variante du type V04 encore peu développée en hauteur et où la végétation émerge sur des berges où les blocs sont apparents (bloc et litière autour de ~6%) et pour laquelle la Vergerette (*Erigeron canadensis*) domine accompagnée d'ortie et où les berges sont fréquemment récemment colonisées par la Scrophulaire (*Scrophularia auriculata*) une espèce pionnière des mégaphorbiaies.
- **TYPE V08** : Représente des berges à végétations plutôt rares (~20%) et rases, homogènes en termes de classes de hauteur, paucispécifiques et dominées par du sol nu (~30% dont 10% de blocs) et une proportion notable de bryophytes (~35%) et quelques espèces ligneuses peu développées. Il semble s'agir d'un système forestier stable et ancien comme en atteste la présence de la Mercuriale (*Mercurialis perennis*) ou le Brachypode des bois (*Brachypodium sylvaticum*)
- **TYPE V09** : Ce type rassemble des berges caractérisées principalement par une très forte proportion de sol nu (~55%) avec une végétation herbacée diversifiée de structure verticale homogène, de hauteur moyenne, couvrant autour de 30% des surfaces (principalement Agrostide stolonifère, Baldingère, Jonc diffus, Dactyle, Ronces), dont ~3% d'espèces annuelles (*Juncus bufonis*, *Echinochloa crus-galli*, *Impatiens glandulifera*...).
- **TYPE V10** : Végétations de hauteur moyenne, présentant une forte hétérogénéité structurale, mélange d'herbacées monocotylédones (~40%) et dicotylédones (~30%), de fougères (~1%) et de bryophytes (~2%). Il s'agit des végétations les plus riches par quadrat (2.9 sp en moyenne) abritant un cortège variés de plantes prairiales (*Agrostis stolonifera*, *Poa trivialis*) mésophiles (*Dactylis glomerata*, *Urtica dioica*) et hygrophiles (*Juncus effusus*) ainsi que des taxons relevant des mégaphorbiaies (*Phalaris arundinacea*, *Symphytum officinalis*, *Myosoton aquatica*) ou des ourlets forestiers (*Athyrium filix femina*, *Brachypodium sylvaticum*) mais également des annuelles pionnières telles que la renouée poivre d'eau (*Persicaria hydropiper*) et la Vergerette (*Erigeron canadensis*).

La fréquence de ces types n'est pas équivalente dans tous les sites (7). La principale différence qui ressort entre les sites restaurés et les sites non restaurés est la plus forte présence de végétation rase et d'une forte proportion de sols nus au sein de premiers (types 1, 2 et 9). Ensuite, cette distribution révèle une grande diversité des types de végétation que ce soit au sein de sites non restaurés ou des sites restaurés. Pour ces

derniers, les végétations rivulaires de Biards se distinguent nettement au sein de la typologie car elles relèvent davantage des types 1 et 2 ; elles peuvent également relever de végétations diverses et il est possible de noter une forte proportion de berges caractérisées par des proportions de sol nu importantes (type 9) en 2021 et des formations luxuriantes de type 5 en 2022. Sur le site République, les végétations rivulaires relèvent davantage des formations moyennes à hautes et compétitives des types 3, 4 et 6 en proportions variables mais présente également des formations se rapprochant du site des Biards (Type 1 et 2) en proportion constante, tout comme en ce qui concerne les formations à forte proportion de sol nu du type 9. Sur le site de Vezins : les végétations rivulaires de ces sites sont particulièrement distinctes car essentiellement constituées des types 4 (jonchaies pionnières vivaces), 7 (végétations annuelles pionnières) et 8 (berges à forte proportion de bryophytes), qui ne sont pas ou peu représentés ailleurs.

Notons enfin que le pourcentage moyen de recouvrement des sédiments par la végétation à la fin de suivis est comparable à celui mesuré sur les sites non restaurés (supérieurs à 91 %).

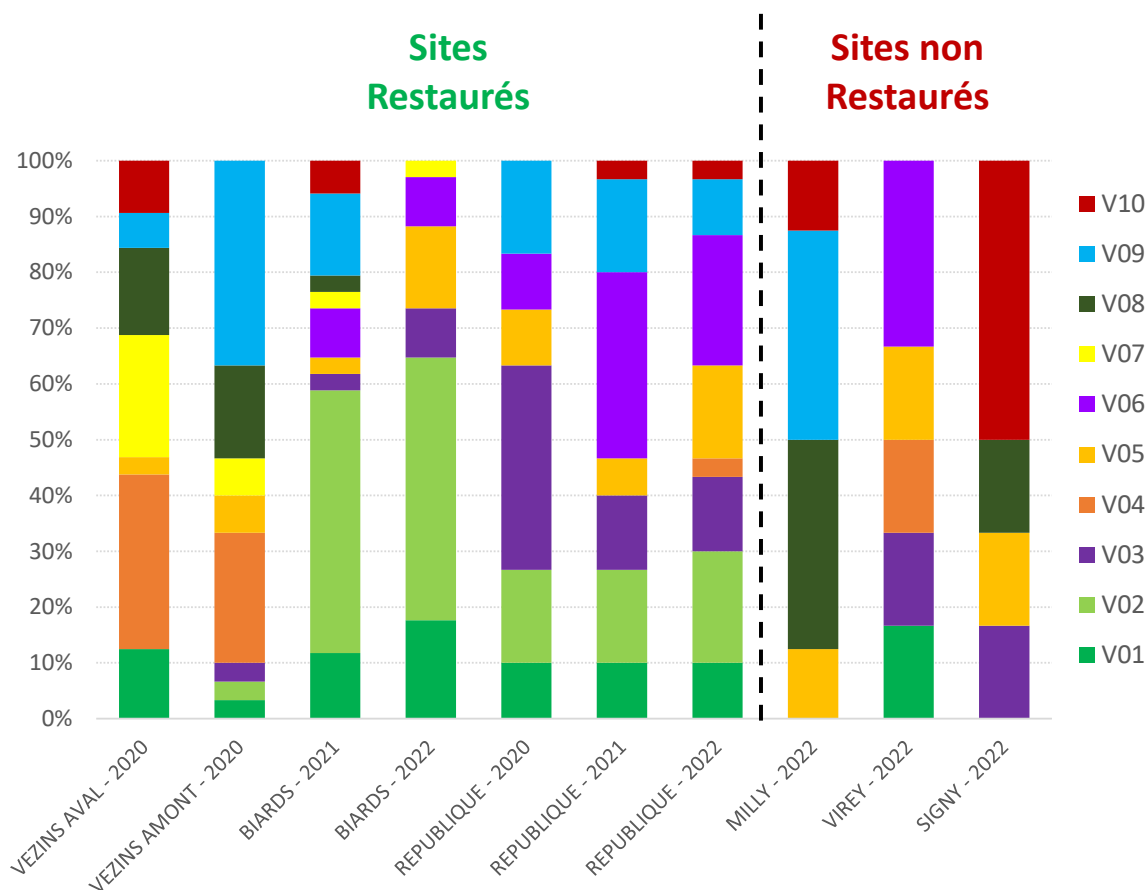


Figure 7. Distribution des types de végétation par site (en fréquence du nombre de relevés)

#### ▪ Distribution des types phyto-morphologiques

La typologie phyto-morphologique, synthétisant des données morphologiques et phytoécologiques (cf. Annexe 1 et Lanoë, 2023) permet de distinguer 18 types phyto-morphologiques (Figure 8). De plus, la



fréquence de chaque type reste relativement faible, ce qui indique l'absence d'un type de berge dominant et très fréquent. Enfin, cette observation ne fait ressortir aucune association forte ou systématique entre un profil de berge et un type de végétation. Par exemple, les berges de forme convexe peuvent accueillir tous les types phytoécologiques depuis une végétation rase à une végétation beaucoup plus développée. Ce résultat démontre, d'une part, la très grande diversité des situations biomorphologiques des berges des sites restaurés de la Sélune et, d'autre part, un lien faible entre les patrons morphologiques de ces berges et les caractéristiques de la végétation qui y pousse.

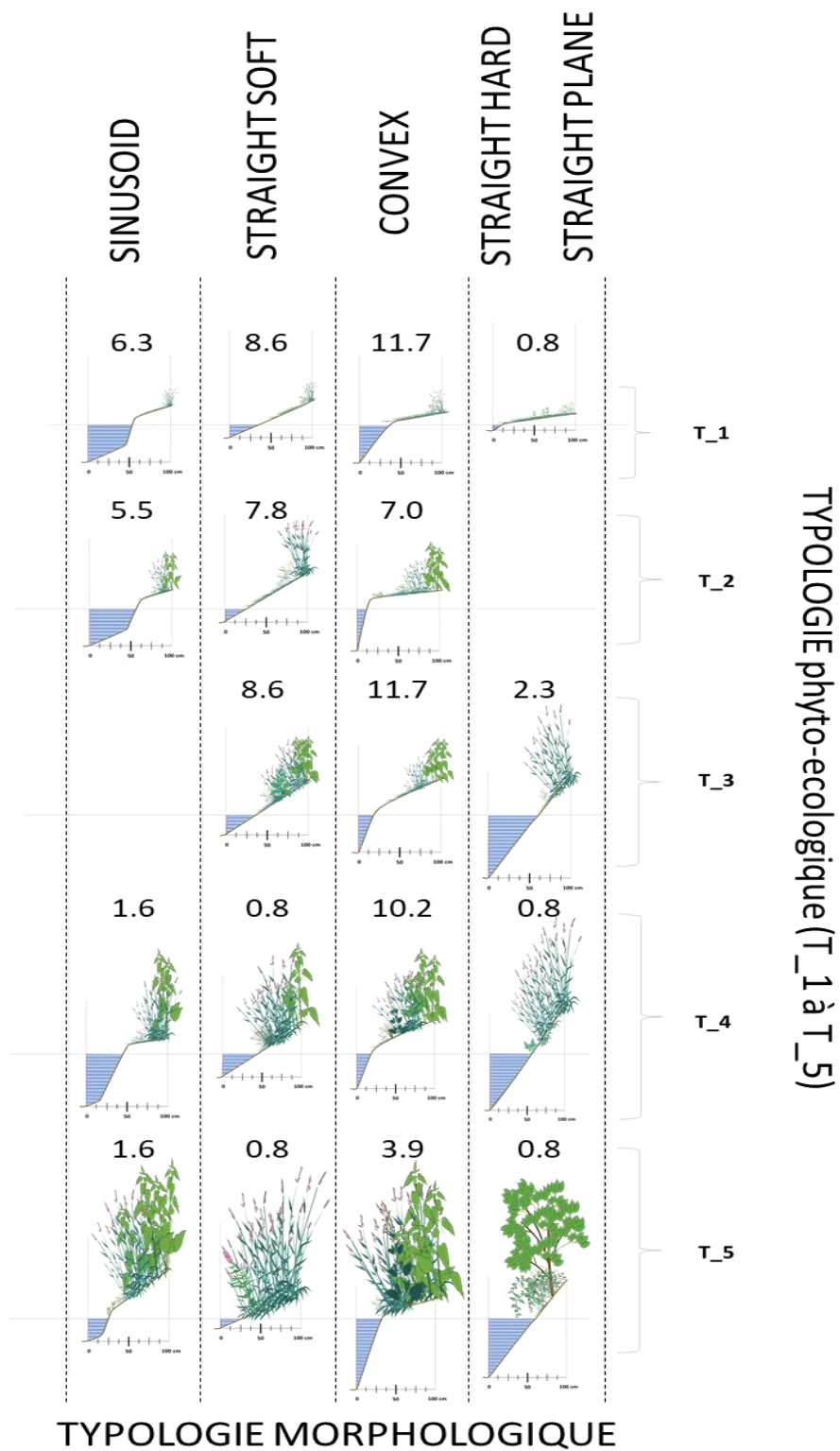


Figure 8. Diagramme représentant les 18 types phyto-morphologiques de berges rencontrés sur les sites de République et du Pont des Biards en 2021 et 2022. La valeur indiquée donne la fréquence de chaque type.



## 1.2.2. Dynamique de la morphologie et de la végétation des berges

### ▪ L'érosion des berges à l'échelle de la retenue (2019-2021)

L'érosion des berges à l'échelle de la retenue peut être caractérisée par deux indicateurs : présence de berges d'érosion (relevée sur le terrain en 2021) et l'évolution de la largeur du chenal (mesurée sur la base de photographies aériennes en 2019 et 2021).

Les berges d'érosion représentent 4,9 % du linéaire des berges du cours d'eau s'écoulant dans l'ancienne retenue. Ces berges ne sont pas réparties de façon homogène sur l'ensemble du linéaire : elles sont concentrées dans 3 secteurs par exemple à l'amont immédiat de l'ancien barrage de Vezins (Figure 9). L'observation de ces berges permet d'estimer qu'au moins 20% d'entre elles sont directement liées à des configurations locales particulières, par exemple la présence d'anciens ouvrages (seuil, muret...) qui orientent les flux en période de crue vers les berges.

La largeur du chenal a globalement augmenté entre 2019 et 2021 mais avec de forts contrastes spatiaux (Figure 10). En effet, la largeur est stable dans la partie la plus amont, elle augmente en moyenne de 3 m dans la moitié aval de l'ancienne retenue (tronçon B de la Figure 10) et elle augmente en moyen de 1,7 m dans la partie intermédiaire (tronçon A). La période 2019-2020 semble donc correspondre à une période d'ajustement du lit à la restauration et aux travaux de calibration du lit associés, l'ajustement étant plus important là où d'une part les travaux sont les plus récents et d'autre part le confinement de la plaine alluviale par les versants est le moins marqué.

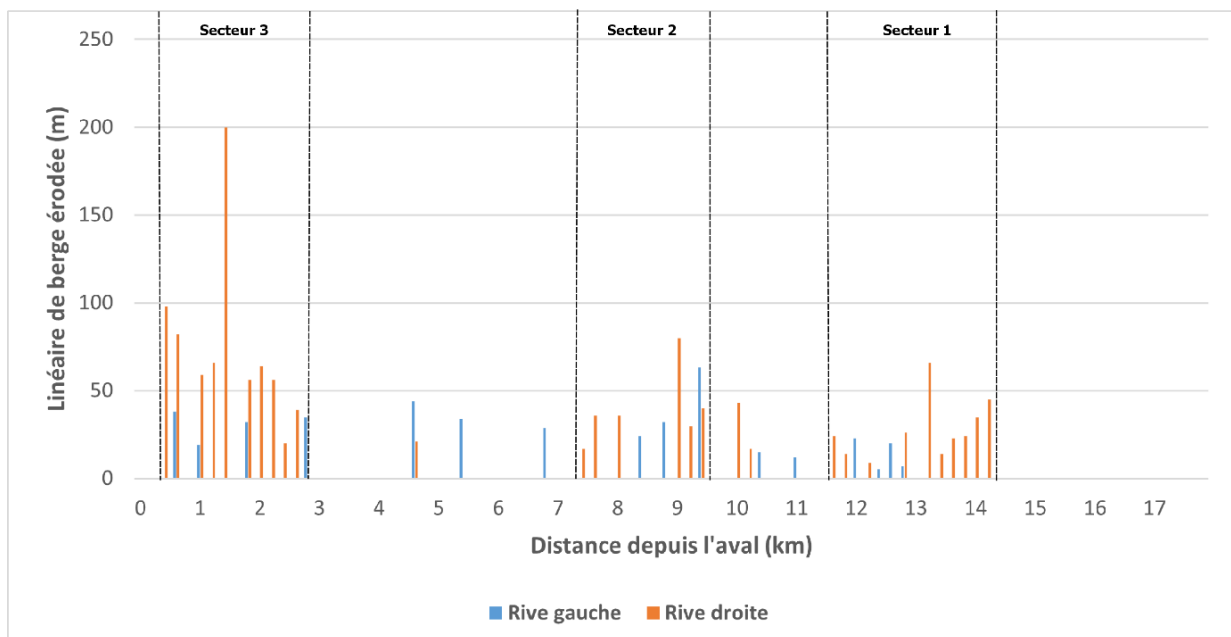


Figure 9. Répartition spatiale des linéaires de berges d'érosion dans l'ancienne retenue du barrage de Vezins en 2021

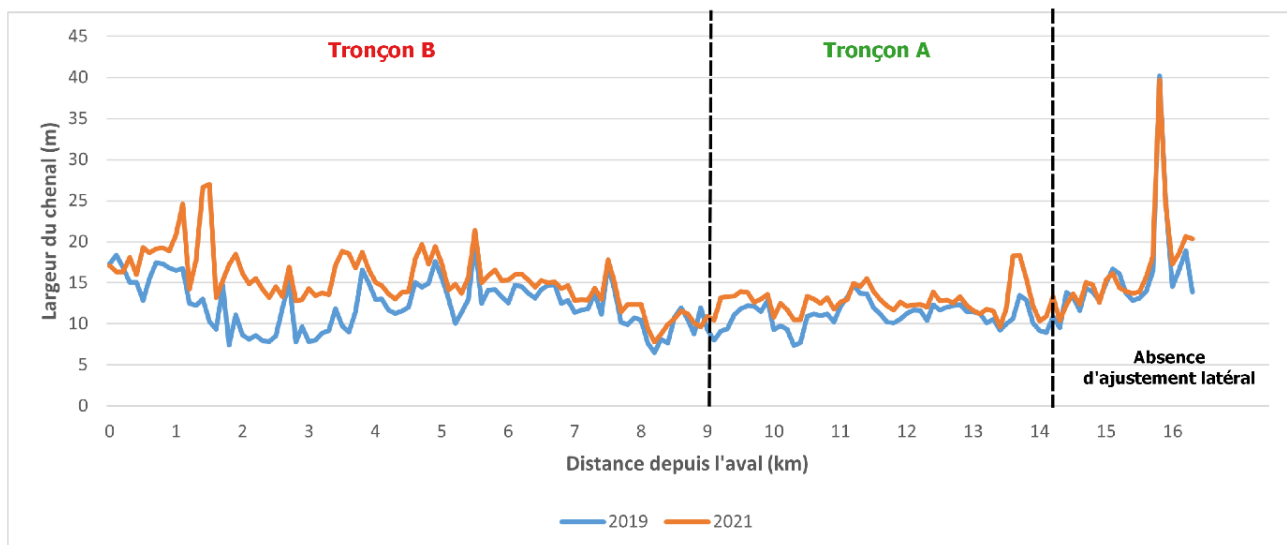


Figure 10. Différences de largeur du chenal de la Sélune entre 2019 et 2021

### ▪ L'érosion des berges à l'échelle des sites

Dans cette partie, la dynamique de la berge est analysée en mobilisant 3 approches : la mesure du recul du pied de berge et de la végétation à partir d'images drones pour les 4 sites restaurés entre 2020 et 2022, la mesure du déplacement du haut de berge par des mesure topographiques sur les sites de République et de Biards entre 2021 et 2022 et l'évolution des formes de berges sur les sites de République et de Biards entre 2021 et 2022.

#### Recul du pied de berge et de la végétation (2020 - 2022)

L'analyse de mobilité de la zone de berge par l'étude du recul du pied de berge et de la ligne de végétation en haut de berge montre que cette mobilité est plus forte pour tous les sites sur la période 2020-2021 que sur la période 2021-2022. Ainsi, le recul moyen de pied de berge et de la végétation est respectivement de 0.24 m et de 0.31 m entre 2020 et 2021 (maximum ponctuel = 1.5 m) et de 0.03 m et 0.02 m entre 2021 et 2022 (maximum ponctuel = 1 m) (Tableau 4). Cette différence peut avoir trois raisons qui ne s'excluent pas mutuellement. Premièrement, il peut s'agir d'une différence liée à la différence du régime des crues puisque le débit moyen journalier a atteint presque le Q5 sur la première période, alors qu'il a à peine atteint le Q2 durant la seconde. Deuxièmement, il peut s'agir d'une baisse de l'intensité liée l'ajustement progressif des morphologies qui est connue pour décroître significativement dans les premières années qui suivent une restauration. Troisièmement, les fortes valeurs de la période 2020-2021 sont peut être une surestimation du processus liée à d'un débit plus faible lors des prises de vue en 2020 entraînant un biais méthodologique. Cependant, ce biais est plus faible pour la mesure de la ligne de végétation qui pourtant marque également un recul d'environ 30 cm, laissant penser que l'ordre de grandeur du recul est valable.

Tableau 4. Recul moyen des berges sur les sites restaurés (2020-2022)

SITES	RIVE	Recul moyen (m)			
		Du pied de berge		De la ligne de végétation	
		2020-21	2021-22	2020-21	2021-22
BIARDS	GAUCHE	0.29	0.01	0.34	0.01
BIARDS	DROITE	0.20	0.01	0.31	0.01
REPUBLIQUE	GAUCHE	0.18	0.03	0.21	0.06
REPUBLIQUE	DROITE	0.32	0.01	0.36	0.05
VEZINS_AVAL	GAUCHE	0.16	0.05	0.25	0.02
VEZINS_AVAL	DROITE	0.18	0.03	0.25	0.02
VEZINS_AMONT	GAUCHE	0.33	0.06	0.50	0.02
VEZINS_AMONT	DROITE	0.27	0.01	0.28	0.01
	Moyenne	<b>0.24</b>	<b>0.03</b>	<b>0.31</b>	<b>0.02</b>

Cette analyse montre également le caractère souvent ponctuel des reculs. En effet, il y a une forte variabilité intra-site des valeurs avec parfois un recul localisé uniquement dans une zone de moins de 5 ou 10 m (ex. Vezins aval entre 2021 et 2022 ; Figure 12) ou parfois une seule partie du site concerné (ex. Vezins amont entre 2020 et 2021 ; Figure 11

). Enfin, il est à noter que l'ampleur du recul du pied de la berge et celui de la végétation du haut de berge sont du même ordre de grandeur (Figures 11 à 14). Cela signifie que la mobilité de la berge, lorsqu'elle se produit, est généralement une mobilité de l'ensemble de la forme et minoritairement celle d'une de ces parties. De plus, ces reculs se font aussi bien au profit de surfaces nues ou de surfaces végétalisées. Autrement dit, la présence de végétation n'induit pas nécessairement une baisse de l'érosion qui se produit essentiellement, d'une part, par érosion latérale et, d'autre part, par affaissement des berges.



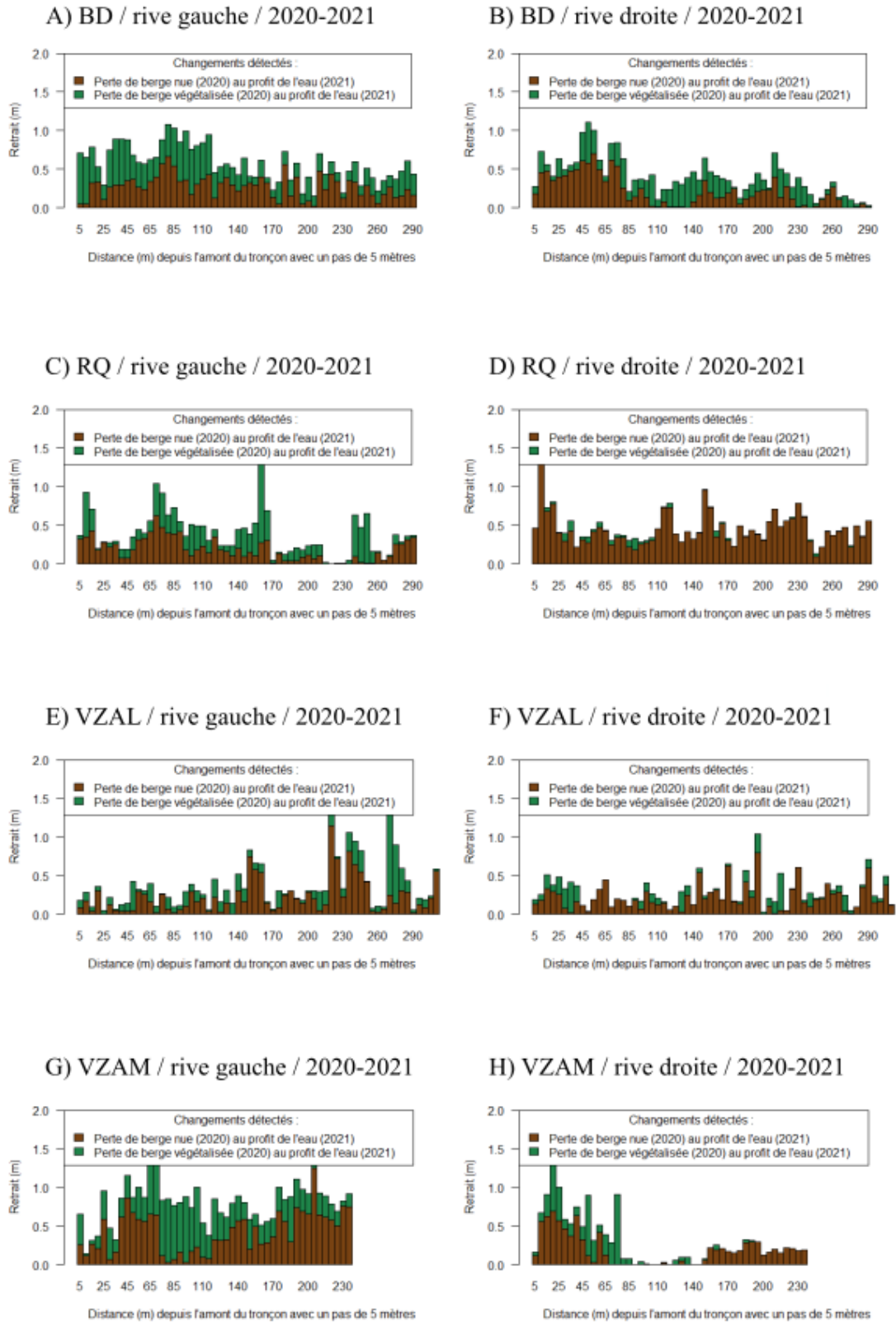


Figure 11. Recul du pied de berge sur la période 2020-2021 A) site Biards rive gauche, B) site Biards rive droite, C) site République rive gauche, D) site République rive droite, E) site Vezins aval rive gauche, F) site Vezins aval rive droite, G) Vezins amont rive gauche, H) Vezins amont rive droite

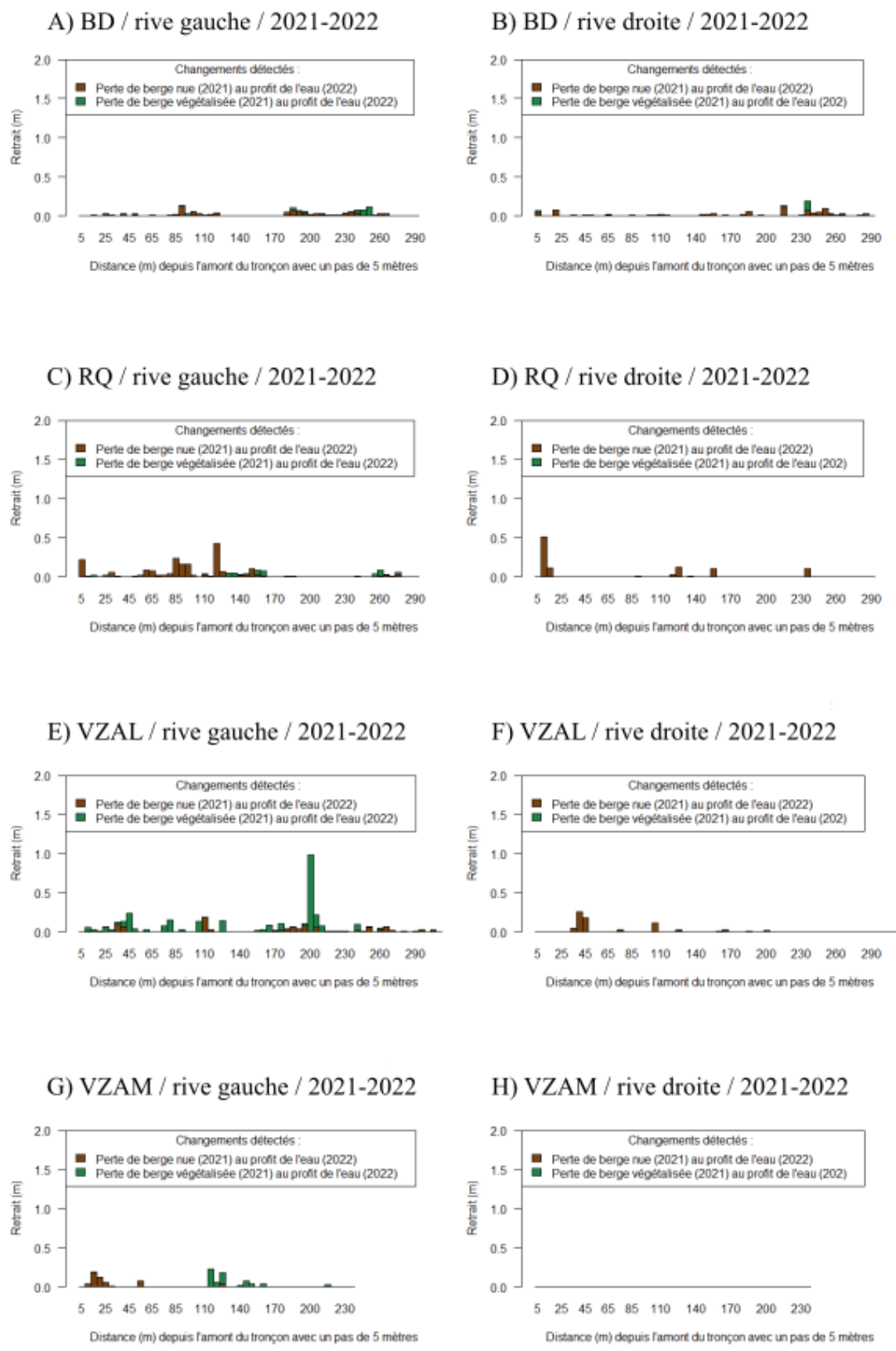


Figure 12. Recul du pied de berge sur la période 2021-2022 A) site Biards rive gauche, B) site Biards river droite, C) site République rive gauche, D) site République rive droite, E) site Vezins aval rive gauche, F) site Vezins aval rive droite, G) Vezins amont rive gauche, H) Vezins amont rive droite.

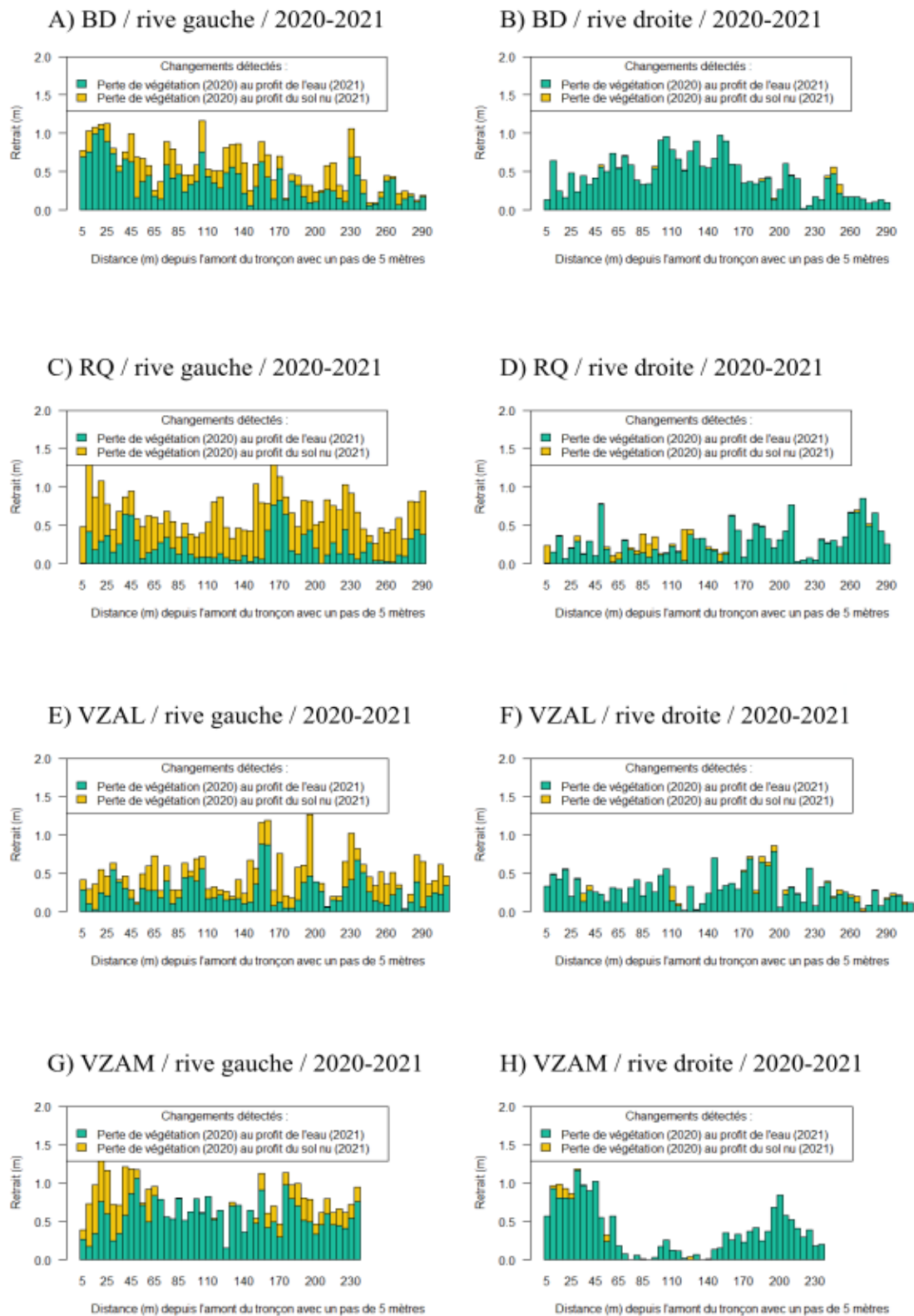


Figure 13. Recul de la ligne de végétation en berge sur la période 2020-2021 A) site Biards rive gauche, B) site Biards rive droite, C) site République rive gauche, D) site République rive droite, E) site Vezins aval rive gauche, F) site Vezins aval rive droite, G) site Vezins amont rive gauche, H) site Vezins amont rive droite

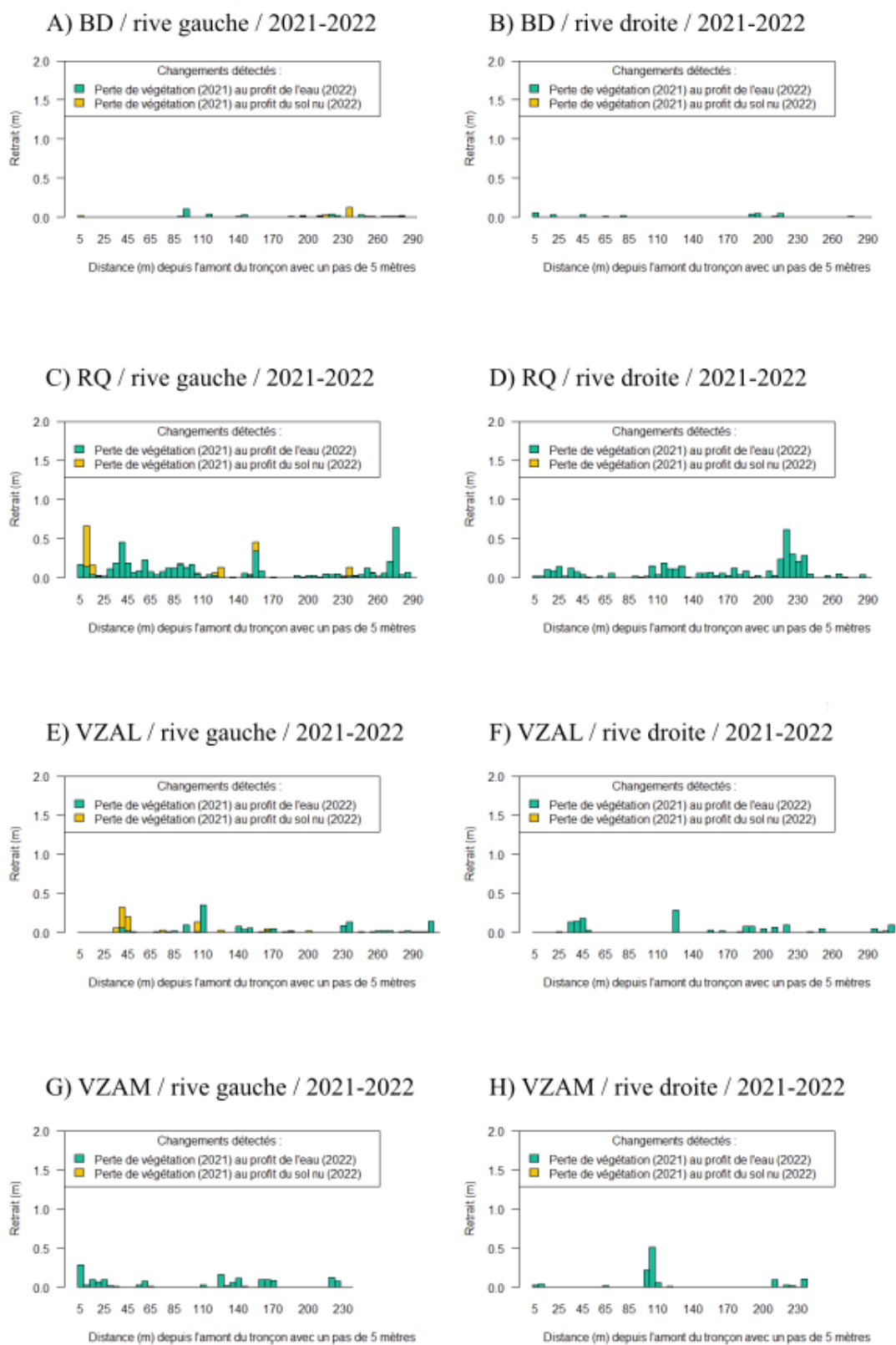


Figure 14. Recul de la ligne de végétation en berge sur la période 2021-2022 A) site Biards rive gauche, B) site Biards rive droite, C) site République rive gauche, D) site République rive droite, E) site Vezins aval rive gauche, F) site Vezins aval rive droite, G) site Vezins amont rive gauche, H) site Vezins amont rive droite



### Déplacement du haut de berge (2021 et 2022)

La faible mobilité morphologique des berges sur la période 2021-2022 est confirmée par l'analyse des profils topographiques réalisés *in situ* (Figure 15). Sur les 60 profils mesurés, 65 % enregistrent une mobilité inférieure à la marge d'erreur des mesures. Les 35 % restant, se répartissent équitablement entre recul (n = 9) et avancée de la berge (n = 11). De plus, les valeurs médianes de ces mobilités restent faibles, respectivement +0.5 m et -0.7m.

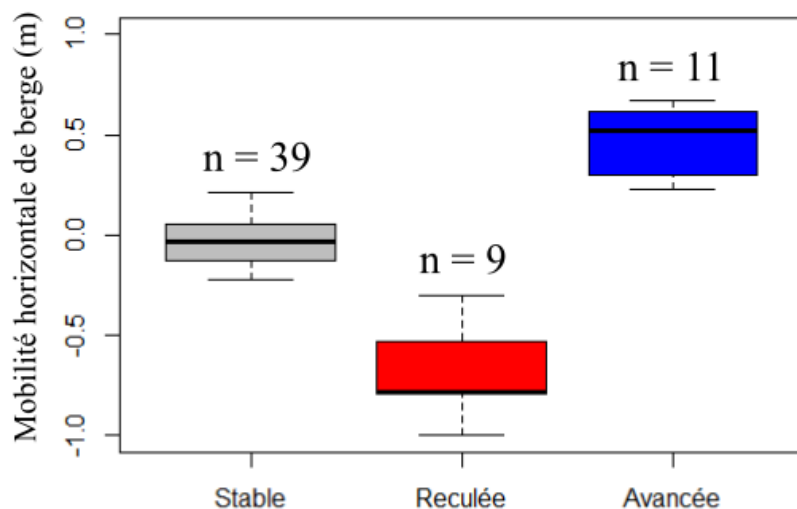


Figure 15. Mobilité des berges des sites République et Biards (2021-2022)

### Évolution des formes de berges (2021 et 2022)

En termes de forme des berges, le site des Biards est celui qui présente le plus de changement entre 2021 et 2022, comparé au site République (Figure 16 et Tableau 5) alors que les mesures effectuées sur les images drone ne montrent pas une activité morphologique plus marquée sur ce site (Figures 12 et 14). Les berges du site des Biards, majoritairement « Inclines » en 2021 tendent à être majoritairement de forme « Convexe » en 2022. Cette tendance s'observe sur République mais dans une moindre mesure.

Tableau 5. Distribution des profils caractérisés pour chaque quadrat selon la typologie des profils morphologiques de berge, par sites et par année

Types morphologiques	BIARDS		REPUBLIQUE		Total
	2021	2022	2021	2022	
CONVEX	9	25	9	14	57
SINUSOID	9	5	1	4	19
STRAIGHT HARD			4	1	5
STRAIGHT PLANE			1		1
STRAIGHT SOFT	16	4	15	11	46
<b>Total</b>	<b>34</b>	<b>34</b>	<b>30</b>	<b>30</b>	<b>128</b>

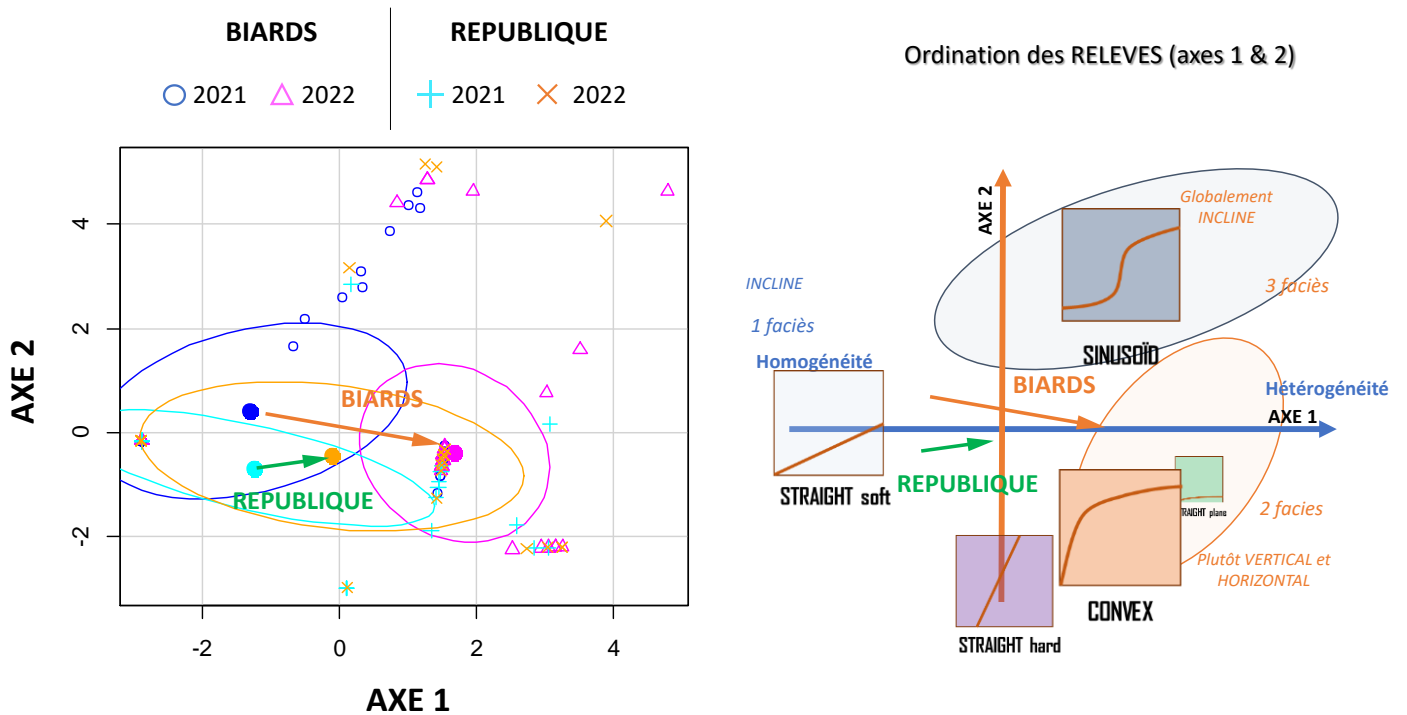


Figure 16. Changements la morphologie des berges (2021-2022)

### Dynamique de la végétation des berges (2021-2022)

L'observation de la distribution de ces types par site et par année montre que (Tableau 6) :

- Les types de végétations de République et des Biards varient peu entre 2021 et 2022 en termes d'assemblages d'espèces.
- Sur les Biards, la végétation est relativement homogène car principalement constituée des végétations V01 et V02 (~60% des végétations de berge) et correspondent à des formations rases dominées par l'Agrostide stolonifère. On peut noter toutefois le développement de formations du type V05 correspondant à des végétations luxuriantes à Ortie dioïque et une régression des berges présentant d'importantes quantités de sol nu et des végétations peu développées (V09).
- Les végétations de République semblent quant à elles plus hétérogènes car distribuées relativement équitablement au sein de 8 types sur 10 même si l'on peut noter toutefois une plus forte représentativité des formations herbacées hautes à Phalaris ou Ortie (V06 et V05).

Tableau 6. Distribution des types de végétations

Types de végétations	BIARDS		REPUBLIQUE		Total
	2021	2022	2021	2022	
V01	4	6	3	3	16
V02	16	16	5	6	43
V03	1	3	4	4	12
V04				1	1
V05	1	5	2	5	13
V06	3	3	10	7	23
V07	1	1			2
V08	1				1
V09	5		5	3	13
V10	2		1	1	4
<b>Total</b>	<b>34</b>	<b>34</b>	<b>30</b>	<b>30</b>	<b>128</b>

De la même manière que pour la dynamique morphologique des berges (Figure 17), les berges du site des Biards sont caractérisées par des changements au niveau du couvert végétal plus marqués qu'à République : une augmentation du recouvrement herbacé au sein des quadrats, associé à une légère augmentation de la hauteur moyenne des végétations, et une évolution des végétations depuis des formations pionnières à faible capacité d'ancrage et de dissipation de l'énergie vers des végétations vivaces, à la fois basses dominées par l'Agrostide stolonifère et d'autres, hautes et compétitives, à forte capacité d'ancrage. *Les herbacées basses ont un port plutôt prostré pouvant traduire un processus de « cicatrisation » par des végétations à fortes capacité d'expansion latérale de surface.* La dynamique est moins marquée à République probablement car les végétations étaient déjà bien développées en 2021. Cet état de fait peut sembler logique compte-tenu du différentiel de temps laissé à la recolonisation végétale depuis les événements majeurs subis par ces deux sites. En effet, jusqu'aux inventaires de 2021 ce sont 45 mois qui se sont écoulés depuis le 1<sup>er</sup> reprofilage mené à République en Novembre 2017 et près de 28 mois depuis une remise en eau partielle des berges ainsi libérées en avril 2019, quand 26 mois se sont écoulés depuis la fin de la remise en eau hivernale en mai 2019 aux Biards, date qui a marqué le départ de la recolonisation sur ce secteur.

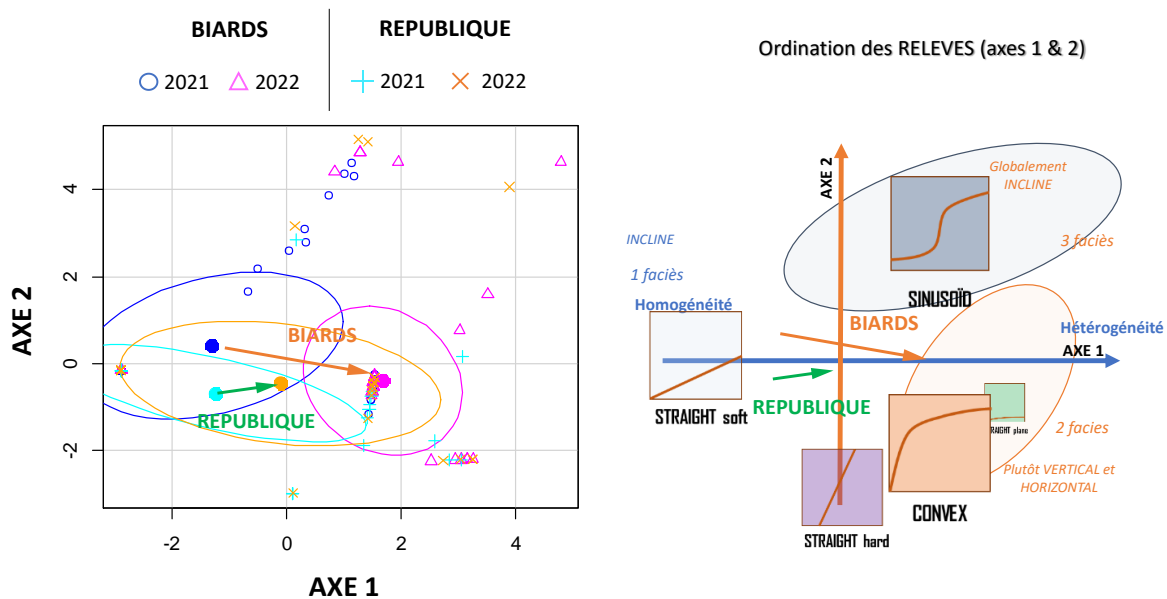


Figure 17. Changements de la physionomie de la végétation entre 2021 et 2022

### Croisement des données végétation/morphologie (2021-2022)

Le croisement des données de la morphologie des berges (pente, hauteur, forme, etc.) avec les données de structure de la végétation (recouvrement, hauteur, etc.) ne montre pas de corrélation entre ces deux éléments que ce soit en 2021 (Figure 18) ou en 2022 (Figure 19). En termes de composition végétale, les berges qui possèdent des formes des différentes (profil droit, concave ou convexe) sont caractérisées par un pool commun d'espèces et par quelques espèces particulières à chaque profil (Figure 20A) mais les différences moyennes entre contextes ne sont pas significatives (Figure 21A).

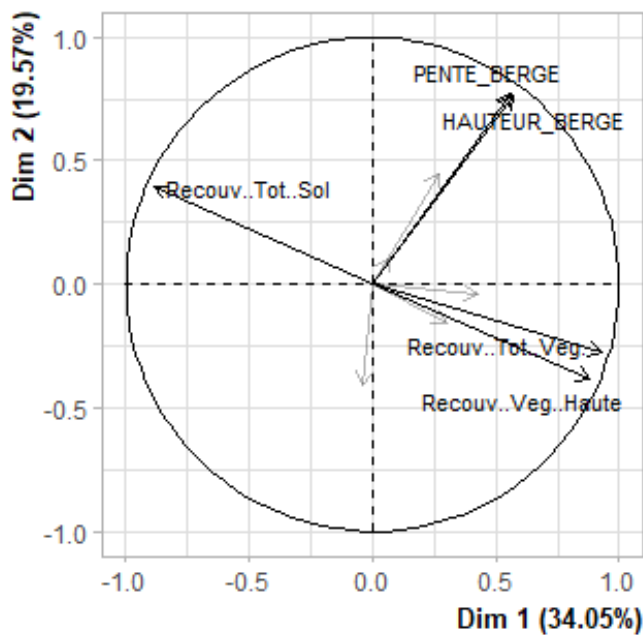


Figure 18. Cercle des corrélations issues d'une ACP réalisée sur les données morphologiques et végétales (2021)

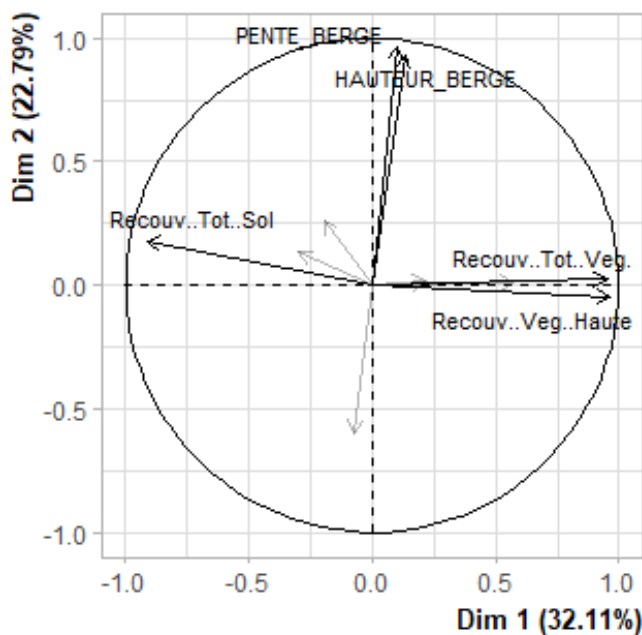


Figure 19. Cercle des corrélations issues d'une ACP réalisée sur les données morphologiques et végétales (2022)

D'un point de vue dynamique, le lien entre morphologie et végétation est également très faible. En effet, les berges stables ne présentent pas de caractéristiques végétales significativement différentes des berges érodées ou des berges en accrétion. En effet, hormis une ou deux espèces particulières, la composition végétale globale de ces berges est équivalente (Figures 20B et 21B). Les espèces les plus fréquentes sont les mêmes pour les 3 contextes et les zones de sol nu sont présentes sur berges stables de la même façon que sur les autres (Tableau 7). Cette observation va dans le sens d'un faible niveau d'interaction entre processus végétal (colonisation, croissance) et processus morphologique (érosion, dépôt). En effet,



l'absence d'érosion d'une berge non végétalisée est surtout le signe d'une faible énergie du système en lien avec les conditions de pente et de débit du cours d'eau.

**A) Forme de la berge**

**B) Dynamique de la berge**

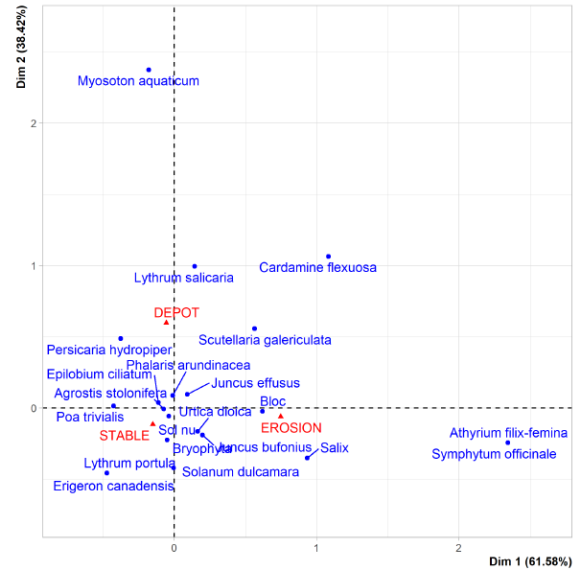
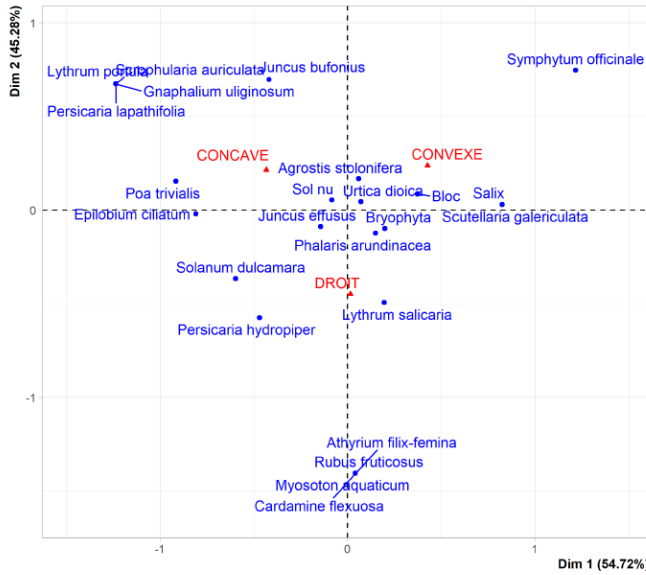


Figure 20. Distribution des espèces A) selon la forme de la berge en 2021 et B) selon la dynamique morphologique de la berge entre 2021 et 2022 ; obtenue par analyse factorielle de correspondance réalisée sur les quadrats végétation

**A) Forme de la berge**

**B) Dynamique de la berge**

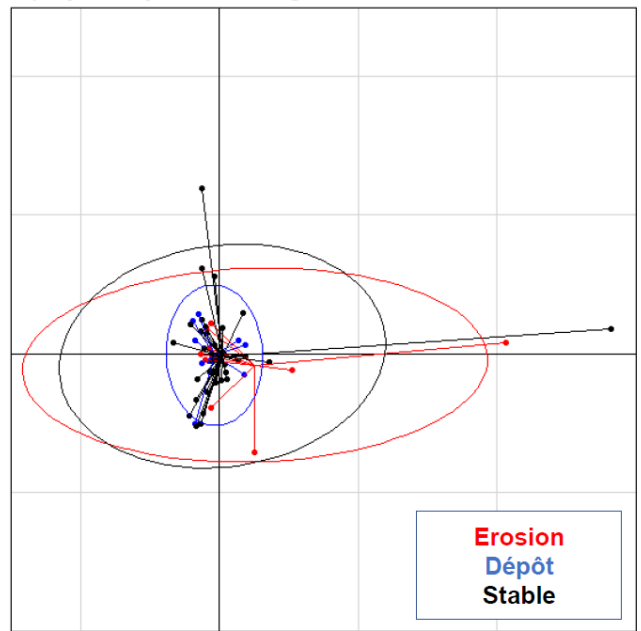
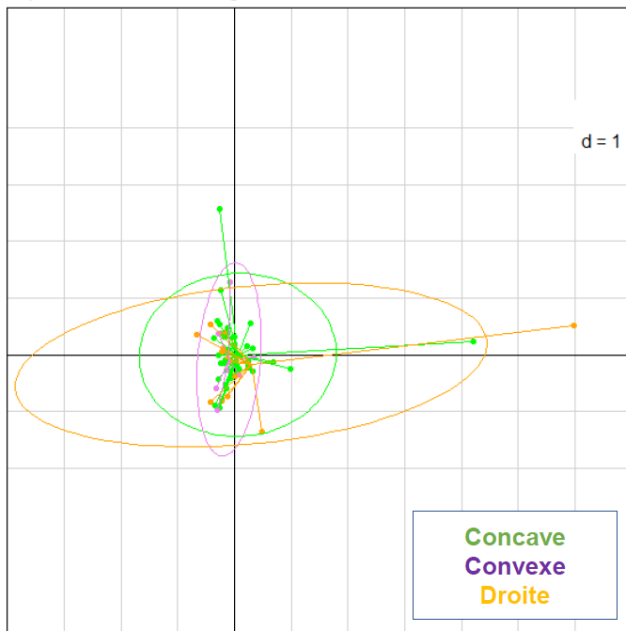


Figure 21. Enveloppes de distribution des quadrats A) selon la forme de la berge en 2021 et B) selon la dynamique morphologique de la berge entre 2021 et 2022 ; obtenues par analyse factorielle de correspondance

Tableau 7. Espèces les plus fréquentes au sein des différents contextes de dynamique morphologique de berge (en % du nombre de quadrats ; les espèces présentes dans moins de 5 % des quadrats ne sont pas présentées)

STABLE		Erosion		Dépôt	
Sol nu	25	Sol nu	22	<i>Agrostis stolonifera</i>	23
<i>Agrostis stolonifera</i>	24	<i>Agrostis stolonifera</i>	19	Sol nu	21
<i>Phalaris arundinacea</i>	14	<i>Phalaris arundinacea</i>	14	<i>Phalaris arundinacea</i>	18
<i>Urtica dioica</i>	6	<i>Urtica dioica</i>	9	<i>Persicaria hydropiper</i>	7
<i>Epilobium ciliatum</i>	5	Bloc	5	<i>Epilobium ciliatum</i>	5
		<i>Juncus bufonius</i>	5	<i>Lythrum salicaria</i>	5

### 1.2.3. Recolonisation des berges par les ligneux

Malgré l'observation d'un cortège d'espèces ligneuses caractéristiques des systèmes ripariens, ce dernier est floristiquement peu varié à l'échelle des sites d'étude et principalement représenté par des espèces de Saules (*Salix atrocinerea*, *Salix caprea*, *Salix alba*), accompagnés d'aulnes (*Alnus glutinosa*) dans une moindre mesure (Tableau 8). D'après les données récoltées, nous remarquons une variation inter-site forte, notamment entre République (= 4 espèces dont Aulne et Saule) et les Biards (= 1 espèce, *Solanum dulcamara*). De plus, les sites non restaurés accueillent davantage d'espèces ligneuses que les sites restaurés et les espèces observées sur les sites restaurés le sont également sur les sites non restaurés hormis la Morelle douce-amer.

L'observation de la variation du pourcentage de quadrats concernés par la présence de ligneux montre (Figure 22) :

- un recrutement effectif à République et qui serait en augmentation en termes de distribution longitudinale (% quadrat avec ligneux) au cours des années (2020 à 2022),
- une absence de colonisation par les ligneux le long du site des Biards et
- en comparaison, les sites non restaurés présentent une colonisation notable par les ligneux révélant ainsi la présence d'une ripisylve bien développée.

Tableau 8. Espèces de ligneux observées sur les sites restaurés et non restaurés

		SITES RESTAURES				SITES NON RESTAURES		
		République	Biards	Vezins Amont	Vezins Aval	Milly	Virey	Signy
Arbres et Arbustes	<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn., 1790	X		X	X	X	X	X
	<i>Corylus avellana</i> L., 1753							X
	<i>Ulmus minor</i> Mill., 1768							X
	<i>Salix</i> L., 1753	X		X	X		X	X
	<i>Sambucus nigra</i> L., 1753							X
Lianes	<i>Humulus lupulus</i> L., 1753	X				X		
	<i>Solanum dulcamara</i> L., 1753	X	X	X				
Turions	<i>Rubus fruticosus</i> L., 1753					X		X
TOTAL		4	1	3	2	3	2	6

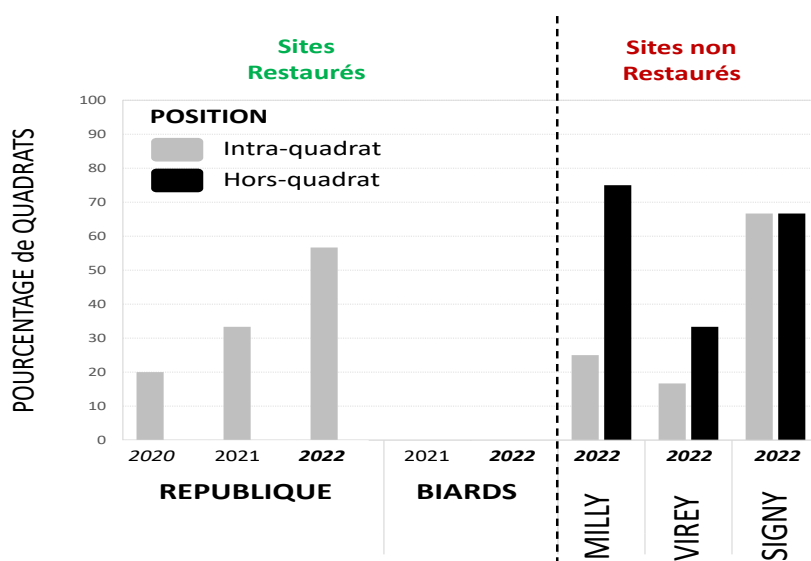


Figure 22. Distribution de la proportion de quadrat abritant au moins un ligneux – Évolution de 2020 à 2022 pour République et de 2021 à 2022 pour les Biards et comparaison aux sites non restaurés



De plus, si la recolonisation par les espèces ligneuses, étudiée ici à l'interface chenal/berge (*i.e.* le 1<sup>er</sup> mètre de berge) reste discrète, elle s'établit de manière progressive sur République. En effet, l'étude des cohortes de ligneux (Figure 23) permet d'observer que :

- Les ligneux implantés dès 2020 se développent (Cf. le changement de Classe de Hauteur au sein d'un même quadrat entre 2020 et 2021)
- Inversement, certains individus ont probablement été emportés ou sont morts (Cf. la disparition de certaines Classes de Hauteur entre 2021 et 2022)
- En contrepartie, de nouveaux recrutements sont effectifs comme en témoigne l'émergence de nouvelles cohortes de très jeunes plantules (classe C.1) pour l'année 2022. Ces dernières ont pu s'établir grâce à un dépôt de propagules issues de l'année, transitant par hydrochorie et principalement localisées dans la zone de marnage au sein d'une végétation herbacée basse, favorable à la rétention des sédiments comme des propagules.

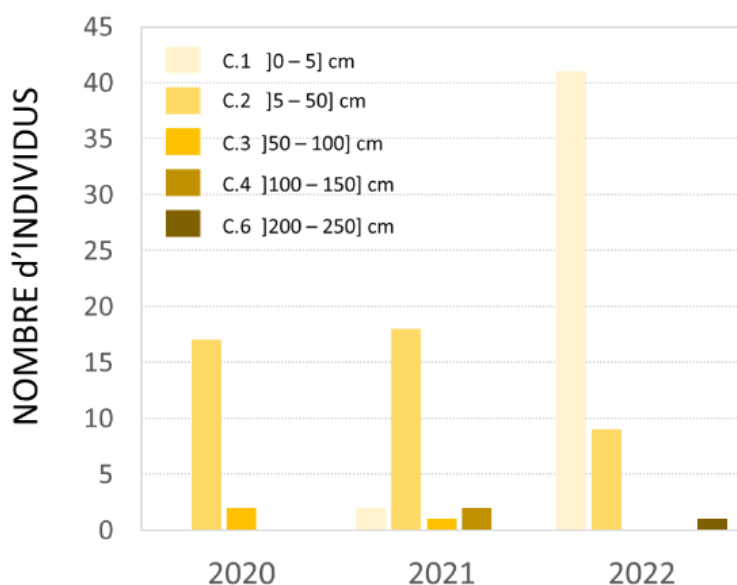


Figure 23. Étude des cohortes (nombre d'individus de ligneux (Aulne + Saules) par Classes de hauteur ~ Classes d'âge) – site République

De manière générale, cette faible colonisation s'expliquerait par un très probable effet « travaux » qui aurait anéanti le développement des propagules de ligneux déposées au cours de la vidange. Une fois les opérations de gestion terminées, les berges nues ont ensuite été rapidement cicatrisées par une végétation herbacée dense qui a largement contribué à limiter l'établissement de nouveaux ligneux sur la berge et la rive, notamment sur les parties les plus éloignées du fleuve, là où les espèces compétitrices dominent

(*Phalaris arundinacea*, *Urtica dioica*,...) et où le dépôt de propagule par hydrochorie est limité par les faibles variations des niveaux d'eau. Les observations qualitatives faites aux Biards confirment en effet le rôle crucial des travaux de gestion des sédiments qui ont eu un effet déterminant sur le recrutement des ligneux suite à la vidange (Figure 24). En effet, cette chrono-séquence permet de constater que seuls les ligneux dont les semences ont été déposées au cours de la vidange (et non détruites par les travaux) ont, pour le moment, été en mesure de se développer.

La faiblesse du recrutement via le fleuve (par hydrochorie) pourrait également participer à ce faible recrutement, notamment du fait de la difficulté d'ancrage des propagules, lié notamment au caractère rectiligne des tronçons, à la nature du substrat voire aux pentes des berges étudiées plutôt qu'à un manque de propagules. En effet, à titre d'exemple, le site de Féburon, situé juste à l'aval de la République et qui a également fait l'objet d'intervention en ingénierie civile (RD et RG) est quant à lui situé dans un méandre qui est aujourd'hui densément et de manière continue, colonisé par des Saules à l'interface chenal/berge.

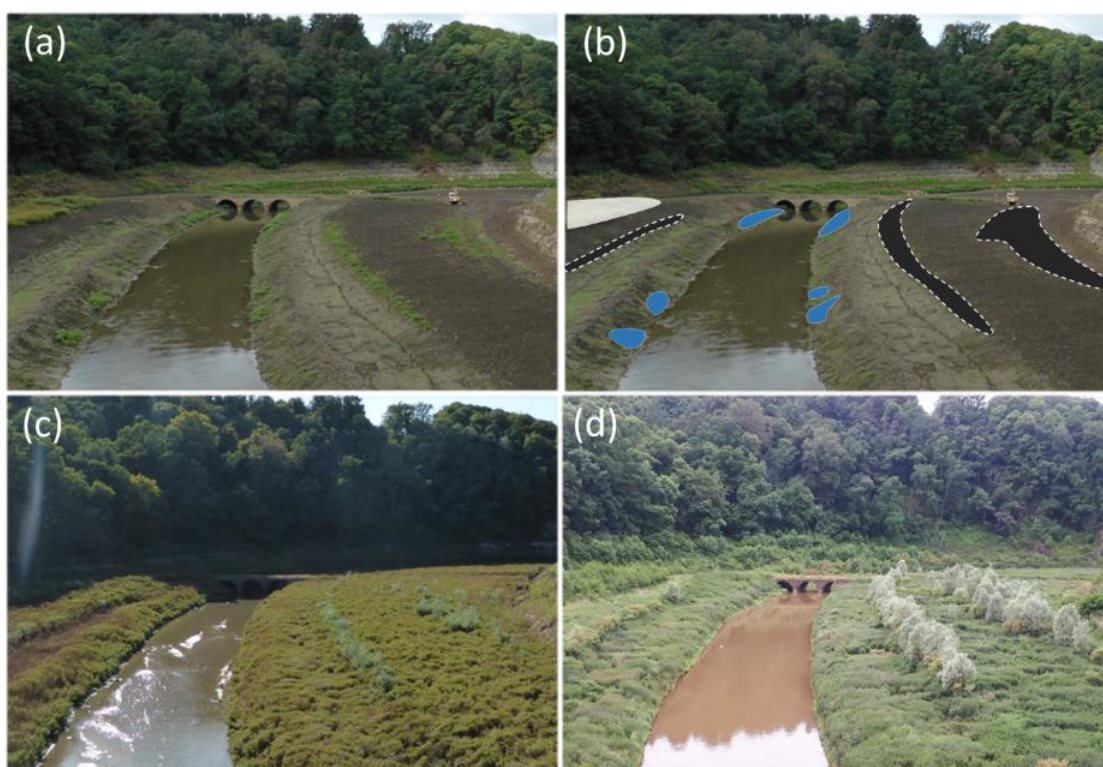


Figure 24. Chrono-séquence illustrant l'influence des opérations de gestion des sédiments et de sa variabilité spatiale sur le développement de la végétation (a) et (b) : État initial en Août 2018, un mois après l'exposition des sédiments et juste après les opérations de gestion (OG) et (b) avec localisation des secteurs épargnés par les OG, où s'observent des végétations relictuelles sur trois zones distinctes : i) à la base des versant (en blanc), ii) sur la partie haute de la plaine alluviale (en gris) et iii) en berge à proximité du fleuve (en bleu) ; (c) État en Septembre 2019, 12 mois après les OG et (d) État en Juin 2022, trois ans après les OG avec émergence d'une mosaïque de végétations avec, au droit des zones préalablement épargnées : i) un boisement à *Aulus glutineux* (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn., 1790) et ii) un boisement rivulaire à *Saule blanc* (*Salix alba* L., 1753), émergeant au sein d'une végétation herbacée haute et dense, composée d'espèces vivaces (méso-)hygrophiles eutrophes relevant des mégaphorbiaies (ex. *Urtica dioica*



*L.*, 1753, *Eupatorium cannabinum* *L.*, 1753, *Phalaris arundinacea* *L.*, 1753) – Pont-des-Biards ; Crédit Photo : a, b, c (Aurélie Joué) ; d (Elven Lanoë)

# Conclusion volet 1

## *Interaction entre la végétation riveraine et la morphologie du chenal*

- ⇒ Une recolonisation **relativement rapide de la néo-vallée par une végétation autochtone hétérogène d'une grande richesse floristique** et caractéristique de ce type d'écosystème
- ⇒ Un patron des unités végétales **contrôlé, d'une part, par le cadre topographique à l'échelle du fond de vallée et surtout, d'autre part, par les travaux de restauration** (principalement gestion sédimentaire, mais aussi date de dénoisement)
- ⇒ Un patron des unités végétales peu influencé par la structure et la dynamique morphologique des berges
- ⇒ Une végétation qui n'empêche pas ni l'érosion ni la déstabilisation (par affaissement) des berges,
- ⇒ **Une érosion des berges globalement limitée** à la fois spatialement (environ 5 % du linéaire de l'ancienne retenue) et quantitativement (recul moyen des berges des 4 sites d'environ 30 cm entre 2020 et 2021 et inférieure à 5 cm entre 2021)
- ⇒ Des zones morphologiquement actives correspondant surtout soit à des configurations locales particulières (ancien aménagement, arrivée d'affluent...) soit à des berges verticales dont la composition argileuse se traduit par la mise en place de polygones de dessiccation pendant les périodes d'assèchement, séparés par des fentes larges et profondes (pluri-décimétriques). Ces polygones se retrouvent à l'origine soit de la formation de petites îles soit d'affaissements ponctuels par blocs
- ⇒ **Des néo-habitats de berges encore différents des sites localisés en dehors de l'ancienne retenue** : formes des berges plus variable, moins raides
- ⇒ **Une faiblesse des interactions entre processus végétaux et processus morphologiques** du fait d'un système dominé par une faible énergie (qui ne permet pas aux interactions de jouer un rôle fondamental) et par des travaux (qui contraignent les conditions mésologiques et successionales)

Volet 2 :

# Analyse des interactions végétation et réseaux trophiques

## Table des matières Volet 2


<b>ANALYSE DES INTERACTIONS VÉGÉTATION ET RÉSEAUX TROPHIQUES .....</b>	<b>51</b>
<b>2.1. CONTEXTE ET OBJECTIFS .....</b>	<b>52</b>
2.1.1. OBJECTIFS .....	53
2.1.2. ORGANISATION DES OPÉRATIONS .....	54
<b>2.2. BILAN DES ACTIVITÉS ET RÉSULTATS .....</b>	<b>54</b>
2.2.1. RÉSILIENCE DES COMMUNAUTÉS DE MACROINVERTÉBRÉS BENTHIQUES .....	54
▪ Résilience des communautés de macroinvertébrés sur les 5 sites de l'observatoire. ....	55
▪ Résilience des communautés de macroinvertébrés dans les néo-habitats de l'ancienne retenue de Veziens..	59
▪ Suivi de la dispersion des imagos d'insectes aquatiques à l'aide des toiles d'araignées.....	63
▪ Suivi de la dispersion des imagos d'insectes aquatiques à l'aide des sticky traps .....	65
2.2.3. INTERACTIONS ENTRE LES INVERTÉBRÉS AQUATIQUES, TERRESTRES ET LA VÉGÉTATION.....	66
▪ Communautés écologiques le long de la Sélune .....	66
▪ Changements dans la diversité $\alpha$ entre les communautés, les sites et les années .....	67
2.2.3. RÉSEAUX TROPHIQUES AQUATIQUES ET MÉTABOLISME DE LA SÉLUNE .....	74
▪ Caractérisation des réseaux trophiques aquatiques à l'aide des isotopes stables .....	74
▪ Analyse des paramètres physico-chimiques .....	76
▪ Analyse de la production photosynthétique des écosystèmes aquatiques .....	77
▪ Mesure du métabolisme de la Sélune.....	79
<b>CONCLUSION VOLET 2 .....</b>	<b>81</b>



## 2.1. Contexte et objectifs

L'analyse scientifique des effets écologiques de la restauration des cours d'eau par suppression d'ouvrages en travers, si elle est relativement récente, commence à fournir des éléments d'évaluation pertinents. La très grande majorité des cas elle se concentre sur le compartiment aquatique du système fluvial, qui est la cible première de la restauration, par une analyse compartimentée des populations piscicoles (Gardner et al., 2013; Kornis et al., 2015; Poulos et al., 2019), des macroinvertébrés (Chiu et al., 2013), de la dynamique des sédiments et des nutriments (Ahearn and Dahlgren, 2005; Grant and Lewis, 2015) ou des ajustements morphologiques (Im et al., 2011; Walter and Tullos, 2010). Le passage d'un milieu lentique lié à la présence du barrage à un milieu lotique va permettre le nettoyage des sédiments fins (Foley et al., 2017) et la recolonisation des sédiments grossiers par les organismes (Cook and Sullivan, 2018). La plupart des études se focalisent sur les poissons dont la réponse est très rapide lorsque la connectivité amont/aval est restaurée (Catalano et al., 2007). La baisse du niveau de l'eau devrait également permettre l'installation des communautés de macrophyte présente en amont des retenues. Pour les invertébrés benthiques, une méta-analyse prenant en compte l'arasement de 34 petits barrages (<15m) a montré que l'arasement des barrages pouvait entraîner une diminution de la richesse en aval du barrage qui peut durer 15 mois le temps que l'écosystème retrouve son équilibre (Carlson et al., 2018). Parfois, l'analyse scientifique porte également sur la partie riveraine, même si la littérature sur ce point est moins abondante et se concentre surtout sur la phase de recolonisation initiale (Laslier, 2018), provisoire et/ou non stable. Les conséquences de la disparition du plan d'eau de retenue se traduisent essentiellement par une mise à nu d'alluvions qui sont très rapidement colonisées (Auble et al., 2007; Laslier, 2018; Orr and Stanley, 2006). De plus, l'analyse dendrochronologique des arbres en place indique également une baisse de croissance qui semble marquer la baisse du niveau phréatique en lien avec l'abaissement du plan d'eau (Depoilly and Dufour, 2015).

Mais rarement, l'évaluation des effets de la suppression des ouvrages combine plusieurs compartiments ou lorsqu'elle le fait, il s'agit d'analyses menées en parallèle et combinées uniquement lors des conclusions (Magilligan et al., 2016). L'analyse des interactions entre compartiments est très rarement menée (Vargas-Luna et al., 2018) ce qui est un frein à la compréhension du processus de restauration. En effet, en plus des facteurs trophiques associés à la résilience des écosystèmes, les mécanismes de dispersion sont également essentiels à la restauration des communautés animales et végétales et Carlson et al. (2018) montrent que la durée et la qualité de la restauration des communautés aquatique sont fortement influencées par l'occupation du sol et des zones ripariennes. De fait, la vitesse de recolonisation par les invertébrés est très variable d'un barrage à un autre. Elle peut ainsi aller de 15 jours (Orr et al., 2008) à plus de 3 ans (Renöfält et al., 2013), ce qui suggère que plusieurs mécanismes entre en jeu. Renöfält et al. (2013) ont ainsi montré que le temps de réponse des macroinvertébrés peut varier fortement d'un groupe à un autre, les Diptères réagissant beaucoup plus vite que les Trichoptères ou les Coléoptères. Les capacités de



dispersion des communautés de macroinvertébrés sont donc un élément important pour expliquer les capacités de résilience des communautés (Monaghan et al., 2005). Il existe deux grands types de dispersion chez les communautés de macroinvertébrés (Tachet et al., 2010), la dispersion aquatique (passive par dérive ou active en nageant) et aérienne (par le vol actif ou en planant grâce au vent). Alors que les mécanismes de dispersion aquatiques sont largement connus, il existe assez peu de connaissance sur la dispersion des imagos dans le milieu aérien. Toutefois, la dispersion des insectes aquatiques dépend aussi bien de la biologie des espèces (cycle de vie, fréquence de reproduction) que des barrières et corridors paysagers qui bloquent ou facilitent les mouvements à travers le paysage (Carlson et al., 2016). Par exemple, la topographie est un facteur majeur pour la régulation de la dispersion. Dès lors que le relief bordant les berges est trop abrupt, la dispersion ne peut se faire qu'en parallèle à cette contrainte paysagère (Hagen and Sabo, 2011). Outre la topographie, la composition et la structure paysagère influencent grandement la dispersion (Galic et al., 2013) et la structuration de la végétation est quant à elle fortement contrôlée par la mise en place des formes fluviales et par la structure de la végétation préexistante. De nombreuses espèces ont une préférence pour les habitats boisés comparés à des milieux ouverts (Petersen et al., 1999). D'autres études ont mis en évidence qu'en milieu forestier l'abondance de Plécoptères, Éphémères et Trichoptères est supérieure à celle trouvée dans un paysage prairial (Winterbourn et al., 2007). Les espèces trouvent dans ces milieux des conditions climatiques tamponnées et favorables. L'humidité y est élevée, les rayons du soleil réduits, la température tamponnée et fraîche et le vent atténué (Naiman and Décamps, 1997). Il y a une meilleure régulation des températures permettant d'éviter des augmentations trop importantes qui auraient pour conséquences de diminuer le taux de survie et d'augmenter la dispersion des individus (Delettre and Morvan, 2000). Le vent est un mécanisme de dispersion très efficace d'autant plus que le milieu est ouvert (Petersen et al., 2004), il détermine également le sens de dispersion étant donné que ce type de dispersion est passive (Hagen and Sabo, 2011).

### **2.1.1. Objectifs**

Le volet 2 du projet « RestaurE » avait pour principal objectif d'analyser, d'une part, les mécanismes de recolonisation des néo-habitats par les organismes aquatiques et terrestres en fonction de la structure (taxonomique et fonctionnelle) de la végétation recolonisant ces mêmes milieux et, d'autre part, l'intensité du couplage qui s'établit entre les réseaux trophiques aquatiques et terrestres.

Pour atteindre ces objectifs la phase post-arasement, initiée au printemps 2020, devait servir à décrire les évolutions des communautés d'invertébrés aquatiques et terrestres ainsi que la recolonisation des plantes dans la zone riparienne. Ces suivis ont été effectués sur sept sites pilotes situées à l'amont (Milly, Virey, St Hilaire), au niveau de l'ancienne retenue du barrage de Vezins (République, Biards, Vezins) et en aval des deux anciens barrages (Signy). En outre, nous avons utilisé ponctuellement des

données acquises sur la retenue de la Roche Qui Boit au niveau de site « Bel Orient » (S4 pour l'observatoire).

### 2.1.2. Organisation des opérations

Le déroulement des opérations de terrain et des travaux en laboratoire est développé dans le tableau 9.

Tableau 9. Interventions sur le terrain et travaux en laboratoire. Pour chaque année, les colonnes H, P, E, A correspondent aux saisons (H : Hiver ; P : Printemps ; E : Été ; A : Automne).

	2020				2021				2022			
	P	E	A	H	P	E	A	H	P	E	A	H
Recolonisation des néo-habitats par les organismes aquatiques	x								x			
Dispersion des imagos d'insectes aquatiques sur les rives					x	x						
Recolonisation par les prédateurs terrestres		x				x				x		
Structuration des réseaux trophiques aquatiques et terrestres	x				x	x	x					
Suivis des paramètres physico-chimiques	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Mesures du métabolisme de la Sélune						x	x		x	x		

#### Changements par rapport au projet initial

Les suivis de terrains ont été fortement perturbés au printemps et été 2020 et à l'automne 2021 par la pandémie de Covid qui a limité l'accès au terrain et au laboratoire pour les analyses et par conséquent impacté l'acquisition des données pour le suivi des invertébrés aquatiques (prévus aux printemps). De ce fait, uniquement 2 campagnes sur les 3 prévues ont pu être réalisées en 2020 et 2022, la campagne 2021 a dû être supprimée.

De même, le suivi des réseaux trophiques par les signatures isotopiques en milieux aquatiques en hiver n'a pas pu être réalisé à l'hiver 2020/2021 à cause des niveaux d'eau exceptionnellement haut et interdisant l'accès à la rivière durant toute la période et en automne 2021 pour cause de pandémie de Covid.

## 2.2. Résultats

### 2.2.1. Résilience des communautés de macroinvertébrés benthiques

La dynamique de résilience des communautés de macroinvertébrés a fait l'objet d'un suivi à deux échelles spatiales. D'une part à partir des données issues de l'observatoire de la Sélune, qui sont acquises chaque année au printemps et à l'automne sur 5 sites pilotes suivis depuis 2014 (St Hilaire, République, Vezins, Bel Orient et Signy). D'autre part, et afin de suivre plus spécifiquement les mécanismes de recolonisation des néo-habitats dans l'ancienne retenue de Vezins, un réseau de 3 sites additionnels ont été sélectionnés (2 sites non restaurés en amont de l'ancienne retenue au niveau des communes de Milly et de Virey et 1 site restauré au niveau du pont des Biards) qui ont fait l'objet de suivis aux printemps 2020 et 2022.



### ▪ **Résilience des communautés de macroinvertébrés sur les 5 sites de l'observatoire.**

Les résultats des indices I2M2 entre le printemps 2019 et printemps 2023 (Figure 24) montrent que les communautés d'invertébrés de la Sélune se sont rapidement restaurées après l'arasement des barrages de Vezins en 2019 et de la Roche Qui Boit en 2022. Avant le démantèlement complet du barrage de Vezins, la vidange de la retenue a permis la recolonisation des invertébrés sur le site du Pont de la République dès 2019.

De 2019 à 2021, le maintien du barrage de la Roche qui Boit, visible sur le site de Bel Orient semble également préserver les communautés d'invertébrés en aval des barrages au niveau de Signy qui restent dans le même état de préservation que sur le site en amont des barrages à St Hilaire du Harcouët. La recolonisation des invertébrés est plus lente sur les sites de Vezins, certainement du fait des travaux de démantèlement en 2019 mais la communauté d'invertébrés de Vezins se restaure progressivement entre 2020 et 2021 pour retrouver un niveau similaire à celle en amont des barrages dès 2021.

En 2022, seul le site de Bel Orient est encore impacté par le barrage la Roche Qui Boit puisque le démantèlement de ce barrage est encore en cours. Depuis 2023, les communautés d'invertébrés sont similaires entre les 5 sites de l'observatoire avec des valeurs similaires de l'indice I2M2 au printemps 2023. On observe également des valeurs plus faibles de l'indice I2M2 sur l'ensemble des sites en 2023. Toutefois, il s'agit probablement d'un artefact lié au fait que seuls les indices de printemps ont été calculés en 2023 alors que de 2019 à 2022, les valeurs de l'I2M2 correspondent à la moyenne des notes du printemps et de l'été. Or, les valeurs de l'indice I2M2 sont plus faibles de 12 à 27% au printemps par rapport aux notes de l'automne et cela quel que soit le site ou l'année d'échantillonnage. Cette diminution de l'indice au printemps est probablement liée à la perte d'espèce d'insecte dont les adultes émergent au début du printemps. Ces insectes sont donc moins fréquents dans les échantillons à cette période ce qui diminue la composante biodiversité de l'I2M2.

On peut toutefois souligner que le site de Signy, considéré en état moyen depuis 2019 semble avoir été impactées par les travaux de démantèlement du barrage de la Roche Qui Boit en 2022 avec une dégradation légère mais visible de la qualité de sa communautés d'invertébrés en état « médiocre » au printemps 2023. En effet le retrait du barrage a permis un lessivage des sédiments stockés dans la retenue de la Roche Qui Boit et entraîné une dégradation du site de Signy.

Les suivis qui se poursuivent en 2023 et 2024 devraient permettre de confirmer l'aspect transitoire de cet impact sur le site de Signy.

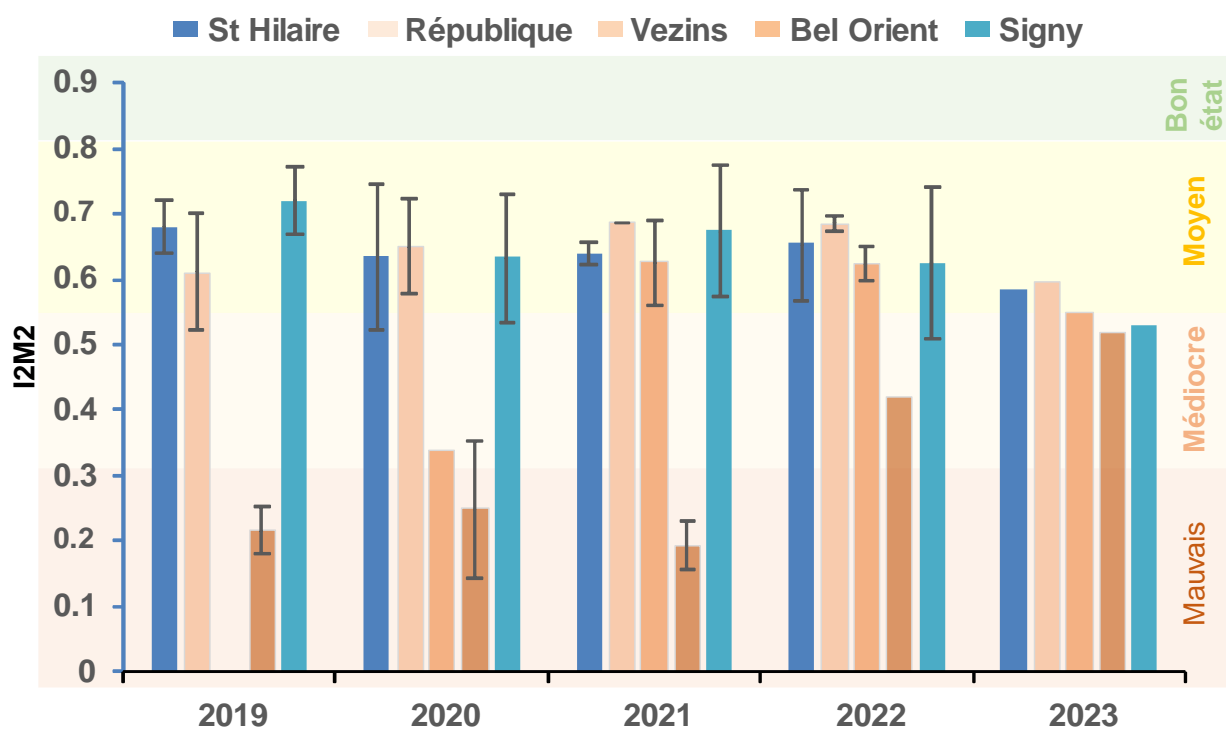


Figure 25. Valeurs moyennes ( $\pm$  SD) de l'Indice Invertébrés Multimétriques (I2M2) calculés sur les 5 sites pilotes de la Sélune au printemps et à l'automne entre le printemps 2019 et le printemps 2023. Les couleurs de fond correspondent aux classes de qualité de l'eau (typologie de référence P12B). Les sites de Vezins en 2019 et de La Roche qui Boit au printemps 2022 n'ont pas pu être échantillonnés à cause des travaux de déconstruction.

L'application de l'outil diagnostique associé à l'I2M2 permet également de voir l'évolution de la probabilité relative des différentes pressions qui s'exercent sur les écosystèmes de la Sélune. Cet outil ne permet pas de caractériser les pressions mais fournit une liste de pression potentielle avec une probabilité d'impact sur les communautés. Cet outil apporte donc une aide à l'expertise complémentaire aux valeurs de l'I2M2.

Sur l'ensemble des 4 années de suivis (Figure 25), on peut distinguer trois groupes de sites. Le premier groupe de site (St Hilaire et Signy) qui correspondent aux sites non-restaurés. Ce groupe est situé dans la partie positive de l'axe 2 de l'ACP, qui est associé à probabilités plus fortes pour les pressions liées à la dégradation de la ripisylve (faible densités d'arbre), la concentration en nitrate, l'anthropisation et, dans une moindre mesure, le colmatage et les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP). Ces sites sont donc probablement sujets à une anthropisation de type agriculture extensive (prairie, urbanisation moyenne à faible), en particulier sur le site de Signy. En effet, l'occupation des sols est dominée par la présence de prairies dans ces secteurs. Ceci peut expliquer en partie la dégradation de la ripisylve, l'augmentation des nitrates et du colmatage. Toutefois, la pression HAP et degré d'anthropisation pourrait aussi suggérer un faible mais visible degré d'urbanisation, probablement avec la ville de St Hilaire et le pont de Signy en dehors des anciennes retenues.

Le second groupe est constitué par deux sites restaurés de l'ancienne retenue de Vezins (République et Vezins). Ce groupe est positionné dans la partie négative de l'axe 2 de l'ACP, c'est-à-dire qu'il s'oppose

aux pressions du groupe contenant les sites en amont et en aval des barrages. On peut donc considérer que les probabilités des pressions de l'axe 2 (ripisylve, nitrate, anthropisation, colmatage et HAP) sont très faibles sur ces sites. Cela indique que la présence de berge végétalisée réduit probablement les pressions agricoles (nitrate, colmatage) et l'artificialisation. On note toutefois un léger risque de pression lié à la présence d'un axe de communication, en particulier sur le site de Vezins. Cette pression est peut-être liée à l'artificialisation des berges sur ces secteurs rectilignes au niveau de République et avec la présence d'encrochement au niveau de Vezins.

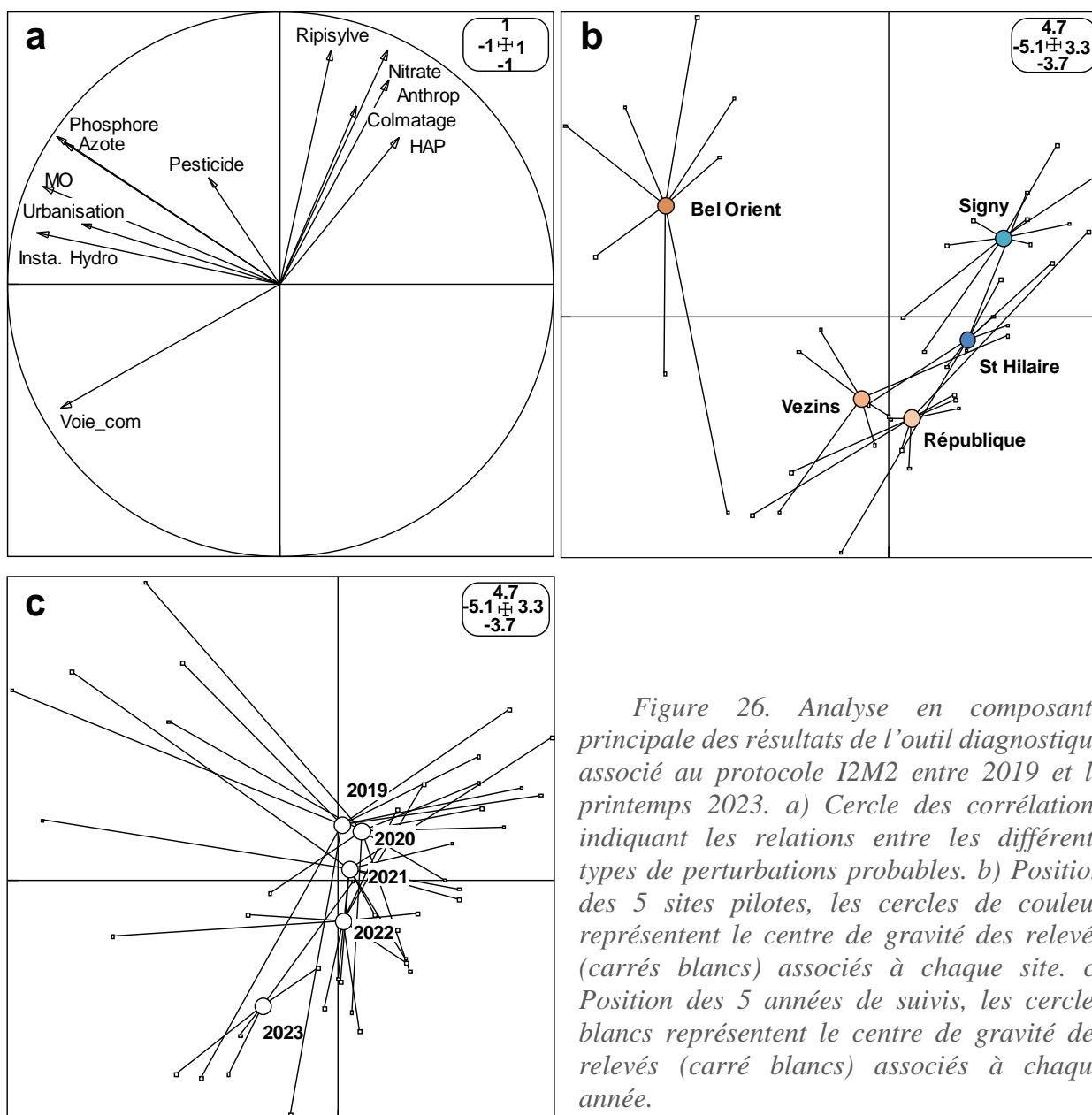


Figure 26. Analyse en composante principale des résultats de l'outil diagnostique associé au protocole I2M2 entre 2019 et le printemps 2023. a) Cercle des corrélations indiquant les relations entre les différents types de perturbations probables. b) Position des 5 sites pilotes, les cercles de couleur représentent le centre de gravité des relevés (carrés blancs) associés à chaque site. c) Position des 5 années de suivis, les cercles blancs représentent le centre de gravité des relevés (carré blancs) associés à chaque année.

Le troisième groupe est constitué par le site de l'ancienne retenue de la Roche Qui Boit (Bel Orient), qui a été impactée par le barrage de la Roche Qui Boit jusqu'en 2022. Ce site est positionné du côté positif de l'axe 1 de l'ACP (axe principale) qui est caractérisé par de fortes probabilités de pressions de types agricole

(Phosphore, Azote, pesticide), et barrage (matière organique, instabilité hydrologique, urbanisation). La plupart de ces pressions peuvent s'expliquer par la présence du barrage de la Roche Qui Boit. En effet, l'accumulation du phosphore, de l'azote hors nitrate et de la matière organique peuvent correspondre à l'accumulation de sédiment issue du lessivage de la retenue de Vezins depuis 2019. De même les instabilités hydrologiques et l'urbanisation peuvent s'expliquer d'une part par le fonctionnement du barrage entraînant une forte variation du niveau d'eau dans la retenue (instabilités hydrologiques), en particulier dans les zones peu profondes où sont réalisés les échantillonnages de l'I2M2 et d'autre part par l'homogénéisation des habitats dans la retenue (similaire aux effets de l'urbanisation).

L'évolution des pressions entre 2019 et 2023 (Figure 25c) montre une réduction des probabilités des pressions liée à l'axe 2 (ripisylve, nitrate, colmatage, anthropisation) et de l'axe 1 (barrage de la Roche Qui Boit). Ce résultat suggère une amélioration globale des conditions de vie des communautés d'invertébrés sur l'ensemble des sites de la Sélune, y compris les sites situés en amont et en aval des barrages.

En se focalisant sur les résultats de l'outil diagnostique en 2022 et 2023 (Figure 26), nous voyons que les cinq sites se distribuent le long de l'axe 2 de l'ACP, alors que les pressions sont distribuées sur l'axe 1. Cela montre qu'il n'y a plus de pression dominante (les sites étant positionnés au milieu de l'axe 1) et surtout que les pressions se sont homogénéisées entre nos sites puisque l'axe 2 qui discrimine nos sites est par construction indépendant de l'axe 1 où sont positionnées les pressions. On note toutefois un léger signal de l'effet lié au barrage de la Roche Qui boit sur le site de Bel Orient, puisque celui-ci n'a été démantelé que courant 2022 et le site n'est pas encore complètement restauré.

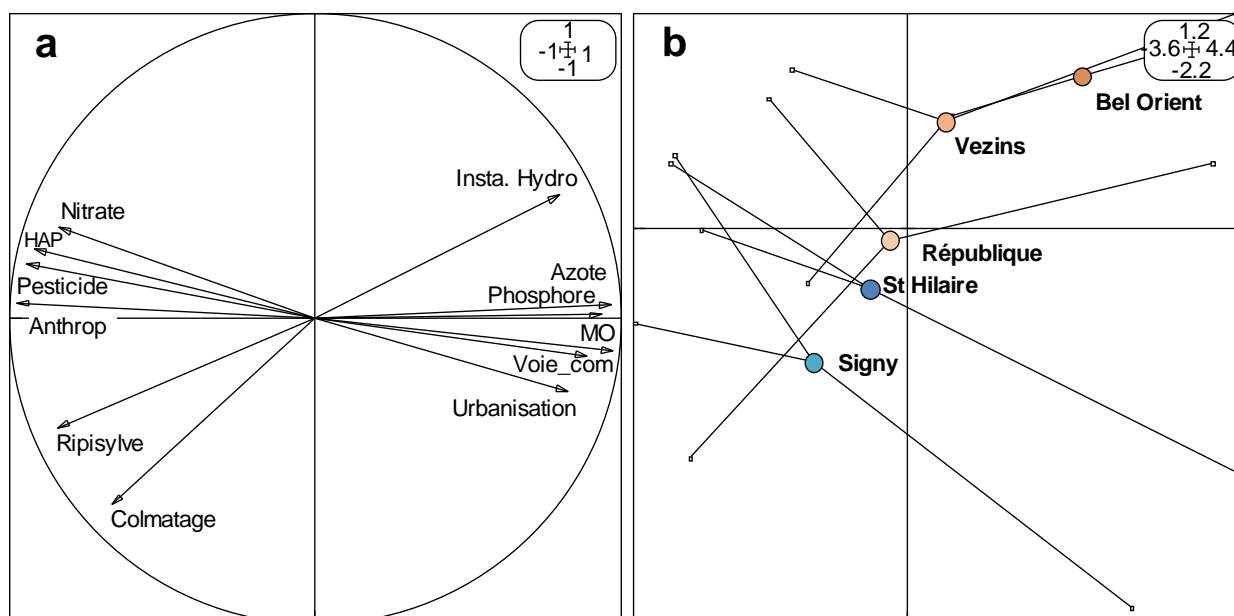


Figure 27. Analyse en composante principale des résultats de l'outil diagnostique associé au protocole I2M2 en 2022 et au printemps 2023. a) Cercle des corrélations indiquant les relations entre les différents type de perturbations probables. b) Position des 5 sites pilotes, les cercles de couleur représentent le centre de gravité des relevés (carrés blancs) associés à chaque site.

▪ **Résilience des communautés de macroinvertébrés dans les néo-habitats de l'ancienne retenue de Vezins**

D'un point de vue de la richesse taxonomique (Figure 27), la communauté d'invertébrés de République a déjà été restaurée dès 2020 avec une richesse équivalente voir même légèrement supérieure aux trois sites contrôles en amont de l'ancienne retenue de Vezins. Toutefois pour les sites des Biards et de Vezins, la richesse était encore plus faible en 2020 mais rattrape celles des autres sites en 2022. D'un point de vue diversité taxonomique la résilience des communautés a été extrêmement rapide.

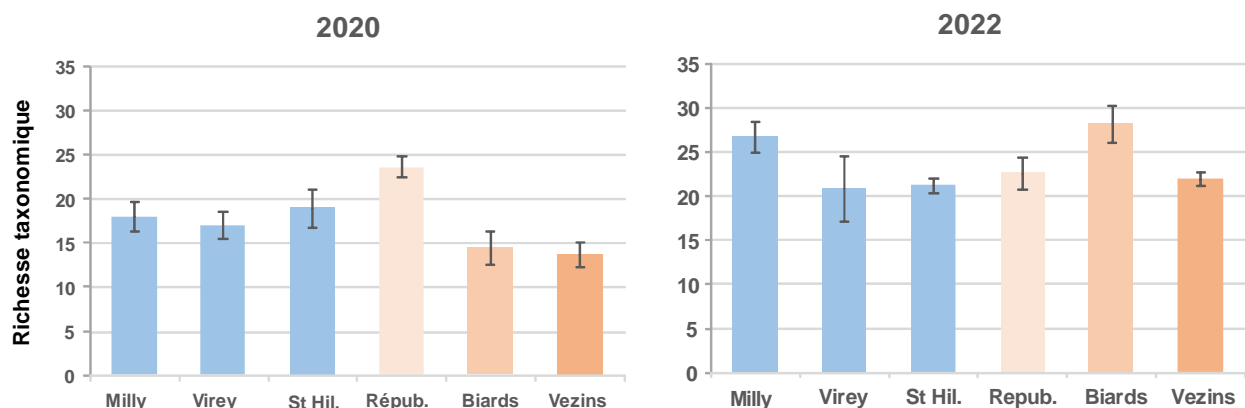


Figure 28. Richesses moyennes ( $\pm$  erreur standard) observées au printemps 2020 et 2022 sur les trois sites en amont de l'ancienne retenue (en bleu) et sur les trois sites dans l'ancienne retenue de Vezins (en orange).

Du point de vue de la composition des communautés, dès 2020, les indices de  $\beta$  diversité de Sørensen confirment que la part de variation dans les communautés d'invertébrés est relativement faible entre les sites de l'ancienne retenue et les sites contrôles en amont allant de 47 à 76% des espèces communes entre les sites (Tableau 10). Les sites de Milly et Virey sont très similaires aux sites de République et Biards avec des indices de Sørensen supérieurs à 65% indiquant que les deux tiers des espèces sont communes aux sites de l'ancienne retenue et ceux en amont. On note également une plus faible similarité entre le site de St Hilaire et les autres sites en amont (58 à 59%) ainsi qu'avec les sites de l'ancienne retenue (47 à 61%) ce qui traduit une certaine spécificité du site de St Hilaire, qui s'explique probablement par la présence de la ville de St Hilaire du Harcouët juste en amont du site. Le site de Signy, en aval des barrages est également plus différent de l'ensemble des autres sites (47 à 60% de similarité).

Les traits biologiques suggèrent également une bonne résilience des communautés d'invertébrés puisque le pourcentage d'utilisation des traits de dispersion (Figure 28) et des guildes trophiques (Figure 29) ne montre pas de patrons différents entre les sites situés en amont de retenues, dans l'ancienne retenue de Vezins ou en aval des barrages, ni en 2020 et ni en 2022.

Tableau 10. Valeur de la diversité  $\beta$  estimée à partir de l'indice de Sørensen calculés en 2020 (en noir) et en 2022 (en rouge).

	Milly	Virey	St Hilaire	République	Biards	Veziens	Signy
Milly	1						
Virey	0.76 0.68	1					
St Hilaire	0.58 0.64	0.59 0.61	1				
République	0.65 0.67	0.71 0.67	0.61 0.63	1			
Biards	0.67 0.72	0.68 0.75	0.47 0.61	0.71 0.72	1		
Veziens	0.56 0.64	0.61 0.63	0.58 0.59	0.71 0.72	0.58 0.70	1	
Signy	0.58 0.51	0.59 0.60	0.49 0.45	0.60 0.57	0.54 0.60	0.47 0.65	1

En 2022, les valeurs de l'indice de Sørensen augmentent presque pour tous les sites (Tableau 11) à l'exception du site de Signy qui est toujours impacté par le barrage de la Roche Qui Boit. Cela confirme que la résilience des communautés continue de se faire en 2022, plus particulièrement sur le site de Biards où l'augmentation de l'indice de Sørensen est la plus forte.

La modalité de dispersion majoritaire reste la dispersion aquatique passive quel que soit le site, ce qui suggère que le processus de recolonisation se fait probablement passivement depuis les secteurs en amont de l'ancienne retenue de Veziens. Ce résultat est cohérent avec le fait que la résilience des communautés a été plus rapide à République que sur les autres sites (Biards et Veziens). Toutefois, la contribution des autres modes de recolonisation active à partir de l'aval ne peut pas être observé puisque la présence du barrage de la Roche qui Boit jusqu'en 2022 n'a pas permis de recolonisation depuis l'aval des barrages. Il est donc difficile de conclure que dans le cas de la Sélune la recolonisation se ferait uniquement par voie passive depuis l'amont sans contribution des secteurs en aval.

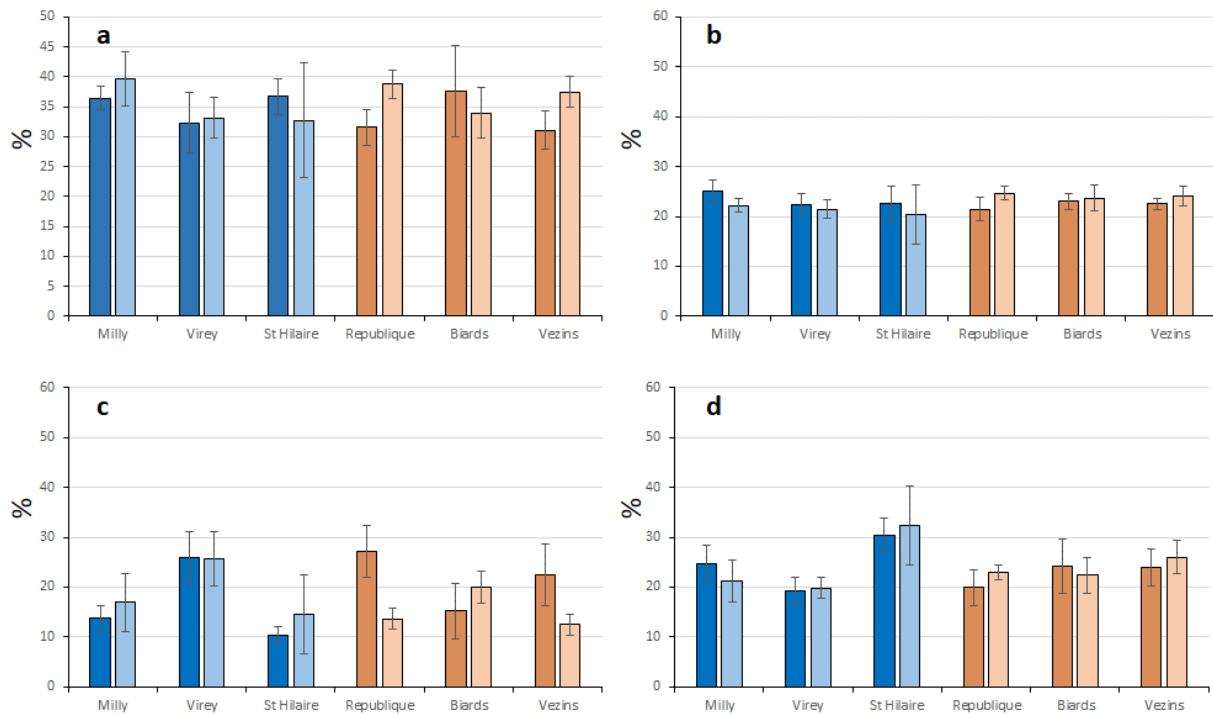


Figure 29. Proportions moyennes ( $\pm$  écarts types) des modes de dispersion dans les communautés d'invertébrés en 2020 (couleurs foncées) et en 2022 (couleurs claires) : a) dispersion aquatique passive ; b) dispersion aquatique active ; c) dispersion aérienne passive ; d) dispersion aérienne active.

Les guildes trophiques varient faiblement mais significativement de l'amont vers l'aval que ce soit en 2020 et 2022 (Figure 29), à l'exception des mangeurs de dépôts qui sont restés stables. L'augmentation de la proportion des brouteurs dans les néo-habitats (Figure 9a) suggère une contribution plus importante de la production photosynthétique dans l'écosystème aquatique qui pourrait bénéficier de plus de lumière grâce à un ensoleillement maximal lié à l'absence de ripisylve. Cela est en accord également l'évolution de la proportion des décomposeurs (Figure 9b) qui diminue progressivement de l'amont vers l'aval des sites de l'ancienne retenue. Ainsi, les apports en litière qui est la principale source de nourriture des décomposeurs se feraient uniquement depuis l'amont du secteur et ne peuvent donc alimenter que les sites les plus en amont de l'ancienne retenue de Vezins et la contribution des litières, non renouveler par une ripisylve des néo-habitats, diminue progressivement en aval au profit de l'activité photosynthétique qui bénéficie de l'absence des arbres rivulaires.

La tendance à la baisse de la contribution des mangeurs de sédiments fins (Figure 29c) pourrait s'expliquer par un lessivage important des sédiments fins depuis l'arasement du barrage de Vezins.

Enfin l'évolution des filtreurs (Figure 29d) est plus chaotique avec de fortes fluctuations annuelles et inter-sites qui ne permettent pas de dégager de tendance générale.

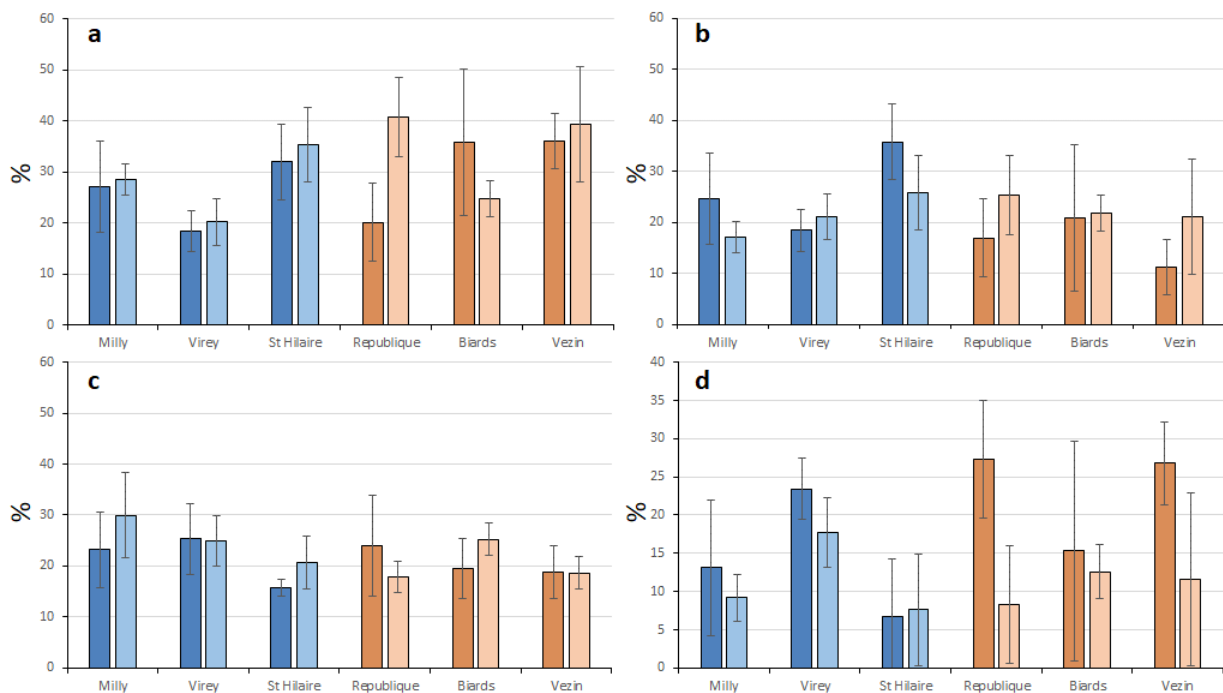



Figure 30. Proportions moyennes ( $\pm$  écarts types) des principales guildes trophiques dans les communautés d'invertébrés en 2020 (couleurs foncées) et en 2022 (couleurs claires) : a) brouteurs ; b) décomposeurs ; c) mangeurs de sédiments ; d) filtreurs.

La suppression du barrage a fortement modifié la disponibilité de la ressource alimentaire primaire des macroinvertébrés, avec de fortes conséquences sur la proportion relative des guildes trophiques dans les néo-habitats (République, Biards, Vezins). Ces effets sont encore visibles trois ans après l'arasement.

La contribution de l'autotrophie augmente ainsi dans les néo-habitats. Ce résultat est conforme à notre prévision, à savoir un changement dans la structure trophique de la communauté de macroinvertébrés suite à des changements dans la disponibilité des ressources alimentaires. La suppression des barrages, en particulier des grands barrages, modifie profondément les interactions entre les écosystèmes riverains et aquatiques en réduisant l'abondance des arbres riverains (Ravot et al., 2020). En conséquence, nous soupçonnons une réduction des apports terrestres dans la Sélune et une plus grande contribution de l'autotrophie dans le système. Un pourcentage accru des brouteurs a déjà été observé dans les chenaux restaurés au cours des deux premières années suivant l'enlèvement d'un petit barrage (Pollard and Reed, 2004; Poulos et al., 2019), mais aussi dans les forêts exploitées avec coupe à blanc des arbres riverains (Thompson et al., 2009). Contrairement au pourcentage de brouteurs, le pourcentage de mangeurs de sédiments fins a tendance à diminuer dans le chenal restauré. Des études antérieures sur l'arasement de petits barrages ont déjà mis en évidence ce type de changement (Poulos et al., 2019; Sullivan et al., 2018; Sullivan and Manning, 2017). Pour l'arasement de grands barrages, le résultat de la seule étude disponible était opposé (Mahan et al., 2021b). Cependant, dans ce cas, l'augmentation du pourcentage de mangeurs de sédiments fins s'expliquait principalement par la plus grande abondance de larves de Chironomidae dans le chenal restauré que dans les tronçons de contrôle.





Le pourcentage de décomposeurs a très peu diminué dans tous les sites, alors que l'absence d'arbres riverains dans les sites restaurés aurait dû entraîner une diminution du pourcentage de décomposeurs dans la communauté. Cependant, et de manière surprenante, le pourcentage de décheteteurs reste souvent stable après la suppression de petits ou grands barrages (Mahan et al., 2021a; Sullivan et al., 2018). Cela suggère un effet de site : par exemple, les Amphipodes sont les décheteteurs dominants dans la rivière Sélune et ils sont en effet omnivores (Macneil et al., 1997) avec un comportement alimentaire opportuniste (Maazouzi et al., 2009; Pellan et al., 2016). Une autre explication moins soutenue par la littérature pourrait être la disponibilité de matériel de litière de feuilles transporté longitudinalement sur quelques kilomètres depuis la partie amont de la rivière. Cette hypothèse est renforcée par le fait que la diminution des décomposeurs est plus forte de l'amont vers l'aval des néo-habitats. Il y aurait donc un apport de litière depuis l'amont qui maintient la guildes des décomposeurs sur la partie amont des néo-habitats.

### 2.2.2. Dispersion des invertébrés aquatiques dans le milieu rivulaire

#### ▪ *Suivi de la dispersion des imagos d'insectes aquatiques à l'aide des toiles d'araignées*

Le but de cette étude préliminaire, réalisée en 2019 sur un site proche de Rennes (le Garun) et ayant des caractéristiques similaires à la Sélune, était de vérifier si les toiles d'araignées peuvent être utilisées comme outils passifs pour caractériser à la fois le flux de dispersion entre le cours d'eau et la zone riveraine et l'implication de la dispersion dans le réseau trophique. Notre principale hypothèse est que l'échantillon passif réalisé à travers la toile d'araignée est bien représentatif de la communauté émergente. En effet, les araignées vivant à proximité d'un cours d'eau ont un régime alimentaire principalement basé sur des subsidies aquatiques (Krell et al., 2015) car la communauté volante est principalement une communauté aquatique émergente (Carlson et al., 2016). Par conséquent, la majeure partie des insectes capturés dans les toiles seront des insectes aquatiques émergeant du cours d'eau.

#### **Abondance des insectes dans les toiles en fonction de la distance.**

Dans les toiles, nous avons piégé  $86 \pm 3.3$  % (proportion moyenne  $\pm$  écart-type) d'invertébrés aquatiques et  $14 \pm 2.3$  % d'invertébrés terrestres. Parmi les invertébrés aquatiques piégés par les toiles, la principale famille présente dans les échantillons était celle des Chironomidae qui représente  $79 \pm 2.9$  % des individus piégés. Cependant, malgré une communauté dominée par les Chironomidae, les pourcentages de Chironomidae trouvés dans la toile étaient significativement différents de ceux de la communauté émergente dans les tentes à émergence ( $90.5 \pm 3.5$  %).

La densité d'insectes est significativement plus élevée à proximité du cours d'eau qu'à un mètre de distance. Néanmoins, la densité à plus de 10 mètres de la berge est proche de celle à proximité de la rivière. Il y a donc une baisse uniquement en 1 et 10m. En revanche, il n'y a pas de différence significative entre les catégories de distance en ce qui concerne la densité des insectes terrestres.



On note également que la densité d'araignée diminue significativement en fonction de la distance au cours d'eau et passe de 75 toiles.m<sup>2</sup> au bord du cours d'eau à moins de 15 toiles.m<sup>2</sup> à 5m avant de ré-augmenter pour des distances supérieures à 10m.

### Impact de la structure de la végétation sur la dispersion des insectes aquatiques

Il existe une corrélation positive entre la densité des insectes aquatiques trouvés dans la toile et la hauteur de la végétation (Figure 30). Par contre, il n'y a pas de corrélation entre la hauteur et la densité des insectes terrestres. En outre, il n'y a pas de différence significative entre les différents types d'habitat (prairie, forêt gérée et forêt) en termes de densité d'insectes aquatiques.

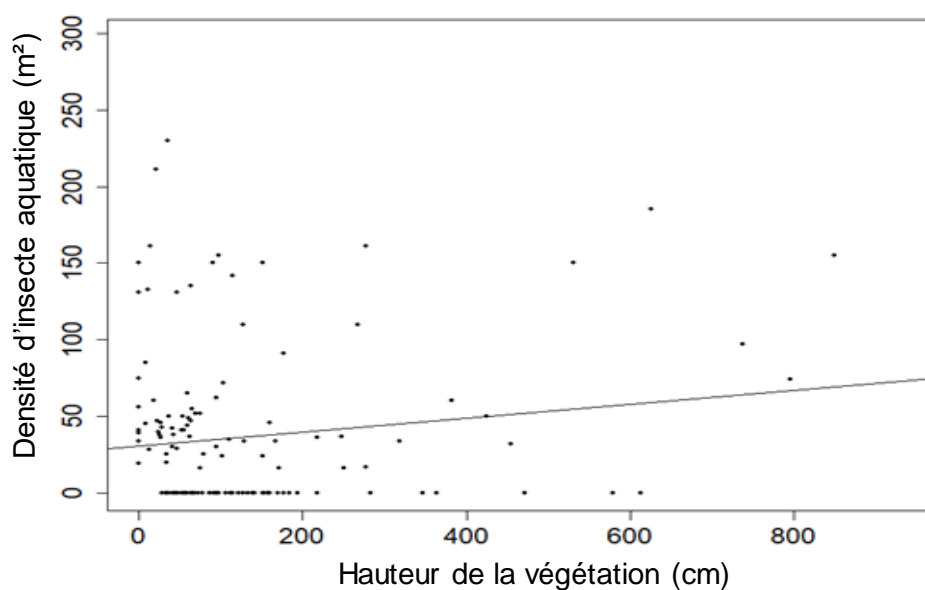


Figure 31. Évolution des densités d'insectes aquatique (nombre d'insecte par m<sup>2</sup> de toiles d'araignée) en fonction de la hauteur de la végétation

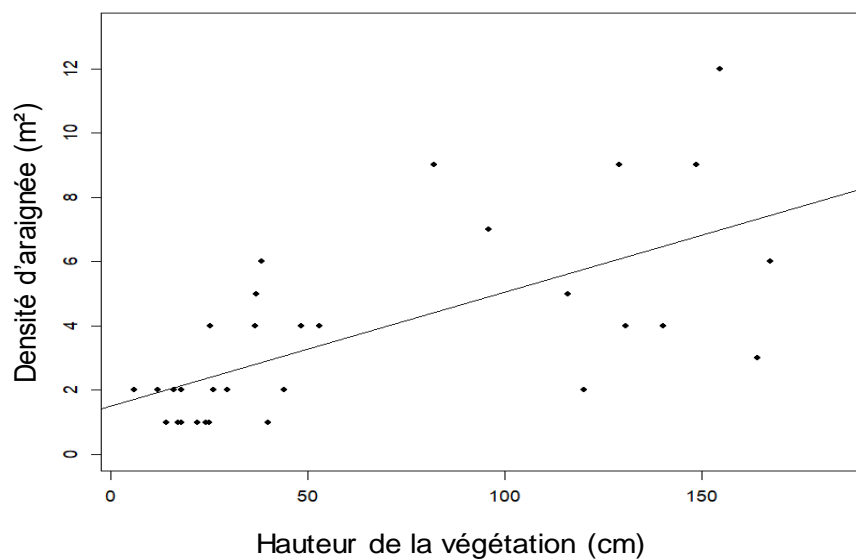



Figure 32. Évolution des densités d'araignées en fonction de la hauteur de la végétation



On note également que la densité d'araignée est également positivement corrélée à la hauteur de la végétation. Ce qui pourrait être un effet de l'augmentation de l'abondance des insectes aquatiques en fonction de la hauteur de la végétation (Figure 31).

### Conclusion

Notre hypothèse était que la communauté d'insectes piégée dans la toile est similaire à la communauté d'insectes émergents. Nos résultats montrent que la communauté volante autour du cours d'eau est principalement composée d'insectes aquatiques (87%) et que les insectes restants (13%) sont terrestres. Toutefois la composition en insectes piégé est légèrement différente des communautés d'insectes émergente avec une surreprésentation des Chironomidae. De plus, la faible diversité des insectes aquatiques qui s'explique certainement par une émergence tardive des autres groupes d'insectes en 2019 alors que notre étude a été réalisée en avril. Le possible bien de capture et la faible diversité des insectes émergents en avril 2019 n'a donc pas permis de valider le protocole pour pouvoir le déployer sur la Sélune et des études complémentaires auraient dues être réalisées. Malheureusement, le Covid et le premier confinement au printemps 2020 ne nous a pas permis de poursuivre notre étude, et ce protocole n'a donc pas pu être déployé sur la Sélune pour effectuer les suivis.

#### ▪ Suivi de la dispersion des imagos d'insectes aquatiques à l'aide des pièges à colle

Les données concernant les pièges collants sont encore en cours d'analyse, mais les résultats préliminaires indiquent une recolonisation rapide des sites restaurés par les imagos des macroinvertébrés aquatiques et par les macroinvertébrés terrestres volants. Plus précisément, dès l'été 2021, les quatre ordres les plus abondants de macroinvertébrés sont identiques entre sites restaurés et non restaurés (Figure 32): diptères, coléoptères, hyménoptères et hémiptères. À noter qu'un odonate adulte a été piégée dans un site non restauré et aucune dans les sites restaurés. Les principaux organismes aquatiques ayant recolonisé les berges sont les chironomes (Chironomidae, Diptera), les moucheron (Ceratopogonidae, Diptera) et les éphémères (Ephemeroptera). Cependant, une majorité des organismes retrouvés provient du milieu terrestre, une tendance observée à la fois dans les sites restaurés et non restaurés.

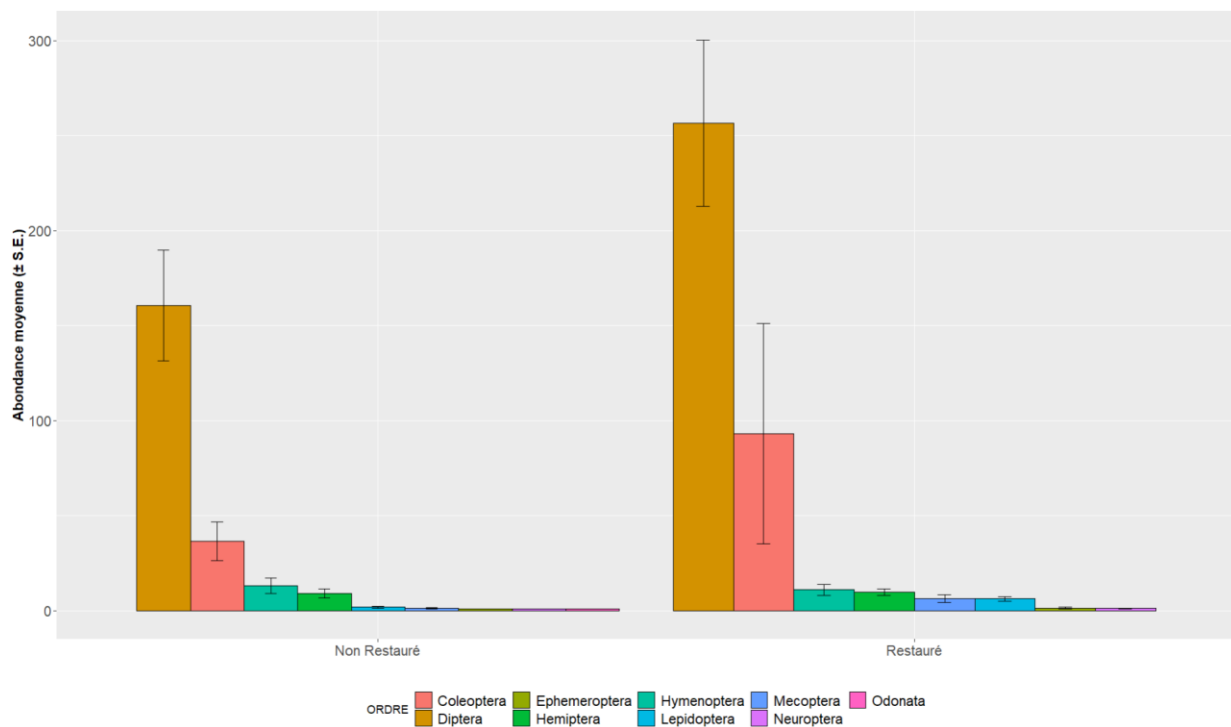


Figure 33. Abondance moyenne des principaux ordres de macroinvertébrés aquatiques (imagos) et terrestres (volants), échantillonnées en 2021 par pièges collants dans les sites non restaurés et restaurés.

### 2.2.3. Interactions entre les invertébrés aquatiques, terrestres et la végétation

#### ▪ Communautés écologiques le long de la Sélune

Après trois années d'échantillonnage et sur l'ensemble des six sites, c'est-à-dire en regroupant toutes les années et tous les sites, les invertébrés terrestres étaient les plus diversifiés de toutes les communautés écologiques avec 530 espèces réparties en 92 familles et 29 ordres. La végétation rivulaire présentait le deuxième plus grand nombre d'espèces ( $n = 158$ ) réparties en 41 familles et 23 ordres. Enfin, nous avons trouvé 110 taxa d'invertébrés aquatiques réparties en 70 familles et 19 ordres. Indépendamment de l'année d'échantillonnage, chaque site d'échantillonnage présentait entre 53 et 69 taxa aquatiques, entre 37 et 93 espèces de plantes et entre 236 et 350 espèces d'invertébrés terrestres. Dans les différents sites, le nombre de familles varie de 39 à 52, de 17 à 35 et de 64 à 77, respectivement pour les invertébrés aquatiques, la végétation rivulaire et les invertébrés terrestres. De même, le nombre d'ordres était compris entre 13 et 17, 11 et 20 et 20 et 25 pour les invertébrés aquatiques, la végétation rivulaire et les invertébrés terrestres, respectivement. Dans l'ensemble, nous avons collecté entre un et 13 145 (*Simuliidae* spp) spécimens d'invertébrés aquatiques (moyenne  $\pm$  SD :  $455 \pm 1 709$ ) et entre un et 5 236 spécimens (*Entomobryomorpha*) d'invertébrés terrestres (moyenne  $\pm$  SD :  $64 \pm 294$ ). Le nombre de spécimens pour la végétation rivulaire n'a pas pu être estimé.

### ■ Changements dans la diversité $\alpha$ entre les communautés, les sites et les années

Dans l'ensemble, la richesse moyenne a varié ( $\pm$  écart-type) de 14.2 ( $\pm$  3.66) à 28.2 ( $\pm$  5.23), de 3.9 ( $\pm$  1.41) à 17.0 ( $\pm$  2.35) et de 23.5 ( $\pm$  13,8) à 77.5 ( $\pm$  11.2) pour les invertébrés aquatiques, la végétation et les invertébrés terrestres, respectivement (Figure 33). La richesse a été significativement influencée par l'interaction entre le site et l'année d'échantillonnage pour les invertébrés aquatiques et riverains, mais pas pour la végétation riveraine (Figure 33). Cependant, lorsque l'interaction n'est pas incluse dans le modèle de la végétation riveraine, les effets du site et de l'année deviennent significatifs.

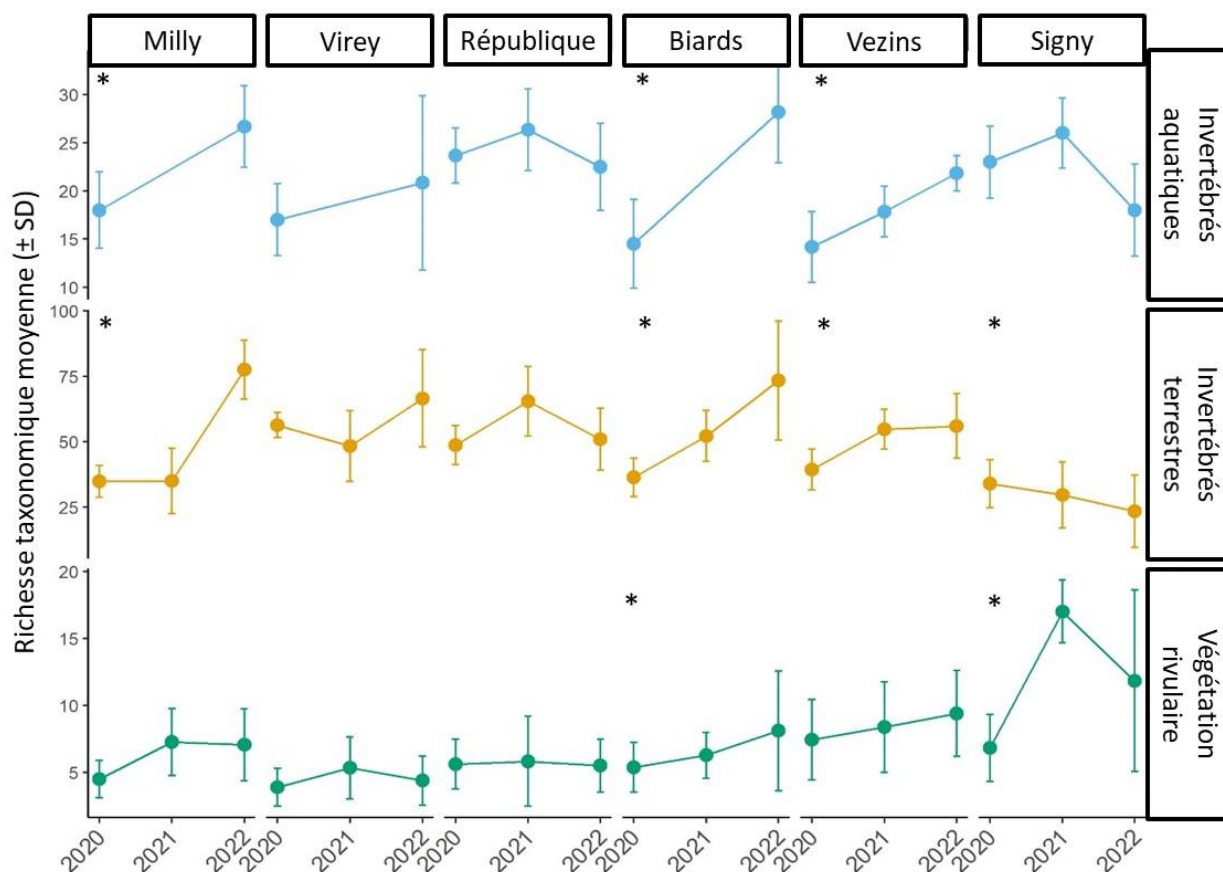



Figure 34. Évolution de la richesse taxonomique moyenne des invertébrés aquatiques, de la végétation riveraine et des invertébrés riverains entre les sites (classés de l'amont vers l'aval) et au fil du temps. Les '\*' indiquent les pentes significatives.

En 2020, environ 18 mois après le début de l'assèchement du réservoir, les niveaux de richesse taxonomique de toutes les communautés dans les sites restaurés (i.e., République, Biards, Vezins) n'étaient pas significativement différents de ceux des sites situés à l'extérieur de l'ancien réservoir (Milly, Virey, Signy). La richesse de toutes les communautés écologiques a augmenté de manière significative au fil du temps dans le site restauré de Biards (Figure 33). Des tendances similaires ont été observées dans le site de Vezins pour les invertébrés aquatiques et terrestres, mais la relation n'était pas significative pour la végétation rivulaire (Figure 33). En amont de tous les sites restaurés, sur le site de République, aucune des



communautés n'a montré de changements significatifs dans la richesse au fil du temps. Nous avons également constaté une augmentation significative de la richesse taxonomique au cours du temps dans le site de Milly pour les invertébrés aquatiques et terrestres et dans le site de Signy pour la végétation rivulaire. Enfin, une diminution significative de la richesse des invertébrés terrestres a été observée sur le site de Signy.

Plus précisément, depuis l'exondation des sédiments, la trajectoire de développement de la végétation rivulaire s'est opérée selon un remplacement progressif des communautés pionnières annuelles par des communautés « post-pionnières » vivaces. On a retrouvé des formations de transitions positionnées avant les systèmes mûres forestiers. Le site de République a en réalité été exondé trois ans auparavant et a fait l'objet de travaux de gestion des sédiments avec mise à nu et relance de la succession un an et demi avant les sites de Biards et de Vezins. Sur le site de République, les inventaires ont été effectués au moment où les communautés vivaces étaient donc déjà implantées (année post-exondation) quand Biards et Vezins étaient en période d'exondation.

Le fait de regrouper les relevés floristiques des berges (< 2 m) et de la plaine (> 10 m et < 20 m) (Figure 33 ; cf Annexe 2) peut masquer des développements distincts des communautés végétales au sein de ces deux zones. Par exemple, en berge, des phénomènes de succession progressive et régressive du fait du marnage (= perturbation) et de l'apport de propagules par le fleuve ont eu lieu conduisant à une zone plurispécifique avec cumul de taxons présentant des préférences écologiques distinctes. À l'inverse, en plaine, la dynamique du développement de la végétation se caractérise par un développement des espèces les plus compétitives (ex., grandes tailles et larges feuilles favorisant la compétition pour la lumière) tendent à occuper l'espace et exclure les moins compétitives. Cette zone de plaine peut alors être caractérisée de pauci-spécifique probablement expliquée par le fait que c'est une zone isolée du lit de la rivière présentant pas ou peu de perturbations (pas de crue majeure, peu de mesures de gestion).

#### ▪ Changements dans la diversité $\beta$ entre les communautés, les sites et les années

Les trois communautés écologiques (végétation rivulaire, invertébrés aquatiques et terrestres) ont montré des différences significatives dans le renouvellement taxonomique (diversité  $\beta$ ; indice de dissimilarité de Jaccard sur les données de présence/absence) entre les sites et les années (Figure 34). Les tests statistiques post hoc après la PERMANOVA indiquent que le renouvellement taxonomique de chaque communauté a varié de manière significative entre toutes les années et tous les sites (localisation des étiquettes dans la Figure 34), à l'exception du renouvellement de l'identité des taxons aquatiques entre Virey et Biards. Le renouvellement temporel des taxons de toutes les communautés écologiques a montré que l'année 2020 différait de 2021 et 2022 (Figure 34). Pour les invertébrés aquatiques, la dissimilarité moyenne de Jaccard intra-site et intra-année dans les sites restaurés a diminué de  $0.053 \pm 0.10$  entre 2020 et 2022 (i.e., comparaisons par paire de tous les échantillons de République en 2020), tandis qu'elle a augmenté de  $0.010 \pm 0.12$  et de  $0.17 \pm 0.04$  pour la végétation rivulaire et les invertébrés terrestres, respectivement. En 2022,

la dissimilarité moyenne au sein des sites restaurés est restée élevée pour toutes les communautés écologiques : les invertébrés aquatiques ( $0.49 \pm 0.06$ ), la végétation rivulaire ( $0.74 \pm 0.07$ ) et les invertébrés terrestres ( $0.79 \pm 0.05$ ). La dissimilarité moyenne intra-site et interannuelle dans les sites restaurés (i.e., les comparaisons par paire de tous les échantillons entre République - 2020 et République - 2022) était la plus élevée et la plus faible pour les invertébrés terrestres ( $0.88 \pm 0.01$ ) et aquatiques ( $0.63 \pm 0.05$ ), respectivement (valeurs intermédiaires pour la végétation rivulaire :  $0.86 \pm 0.10$ ). En outre, le premier axe PCoA de la végétation rivulaire était positivement corrélé avec les sites en amont (Milly, Virey et République) et négativement avec les sites en aval (Biards, Vezins et Signy), ce qui suggère un certain signal du continuum fluvial (Figure 34). Le deuxième axe PCoA de la végétation rivulaire distingue les communautés trouvées dans les sites restaurés (Milly, République et Biards; corrélation négative avec PCoA2) de celles trouvées dans les sites situés en dehors de l'ancienne retenue (Milly, Virey et Signy; corrélation positive avec PCoA2 ; Figure 34).

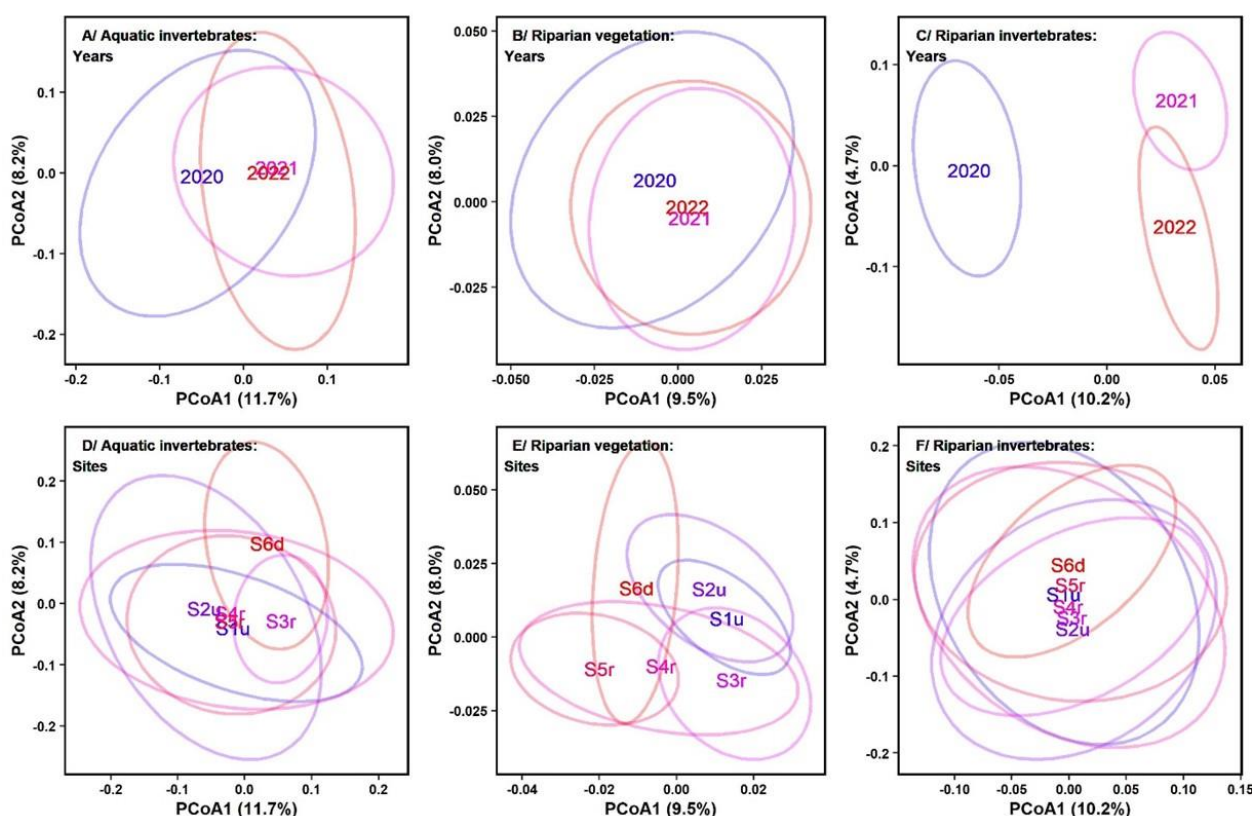



Figure 35. Analyses en coordonnées principales dans l'espace de dissimilarité de Jaccard présentant les centroïdes (position des étiquettes) et les dispersions autour des centroïdes (ellipses) des trois communautés écologiques (les invertébrés aquatiques: A/, D/; la végétation rivulaire: B/, E/; les invertébrés riverains: C/, F/) par année (A/, B/ et C/) et par sites (D/ E/ et F/)

La variabilité globale du renouvellement taxonomique des invertébrés aquatiques entre les années d'échantillonnage et les sites n'était pas significativement différente (tests posthoc après PERMDISP ;



ellipses dans la Figure 34). En revanche, la variabilité était significativement différente entre la plupart des années (sauf entre 2021 et 2022) et des sites (sauf pour Milly-République, Virey-Vezins, Biards-Signy) pour la végétation rivulaire. Enfin, la variabilité du renouvellement taxonomique des invertébrés terrestres était significativement différente pour toutes les années, et seulement entre Signy et tous les autres sites (Milly, Virey, République, Biards, Vezins).

Bien que les analyses précédentes sur la  $\beta$ -diversité aient été effectuées au niveau taxonomique de l'espèce ou de la morphospèce (i.e., de nombreuses catégories;  $n = 798$  taxons au total), nous proposons plutôt ici de commencer à explorer les principales tendances de renouvellement taxonomique en utilisant le niveau de l'ordre (i.e., moins de catégories;  $n = 71$  ordres au total ; Figure 35). Une exploration similaire du renouvellement taxonomique peut être réalisée au niveau de la famille (Figure 36) et de l'espèce/morphospèce (Figure 37). Sur l'ensemble des six sites, les diptères figuraient parmi les ordres d'organismes aquatiques les plus dominants, avec les éphéméroptères et les amphipodes (Figure 35). Les schémas spatiaux des ordres de plantes étaient légèrement plus complexes, avec un renouvellement plus important des ordres les plus dominants entre le site le plus en amont (Milly) et le plus en aval (Signy) par rapport aux invertébrés aquatiques. Dans l'ensemble, les Poales suivies des Rosales étaient les ordres les plus dominants dans Milly, Virey, République, Signy, tandis que les Asterales et les Poales dominaient les communautés dans Biards et Vezins (Figure 35). Les sites non restaurés (Milly, Virey, Signy) se distinguent des autres sites par la présence d'Apiales, de Ranunculales et de Lamiales dans les quatre ordres les plus abondants. Les invertébrés terrestres ont montré le plus fort renouvellement dans les rangs des ordres dominants par rapport aux invertébrés aquatiques et à la végétation rivulaire (Figure 35). Les entomobryomorphes ont dominé les communautés dans les sites restaurés (République à Vezins), mais étaient également présents dans les ordres les plus abondants dans les sites non restaurés (Milly, Virey et Signy). Les Araneae faisaient partie des ordres les plus abondants dans les sites restaurés : République, Biards et Vezins.



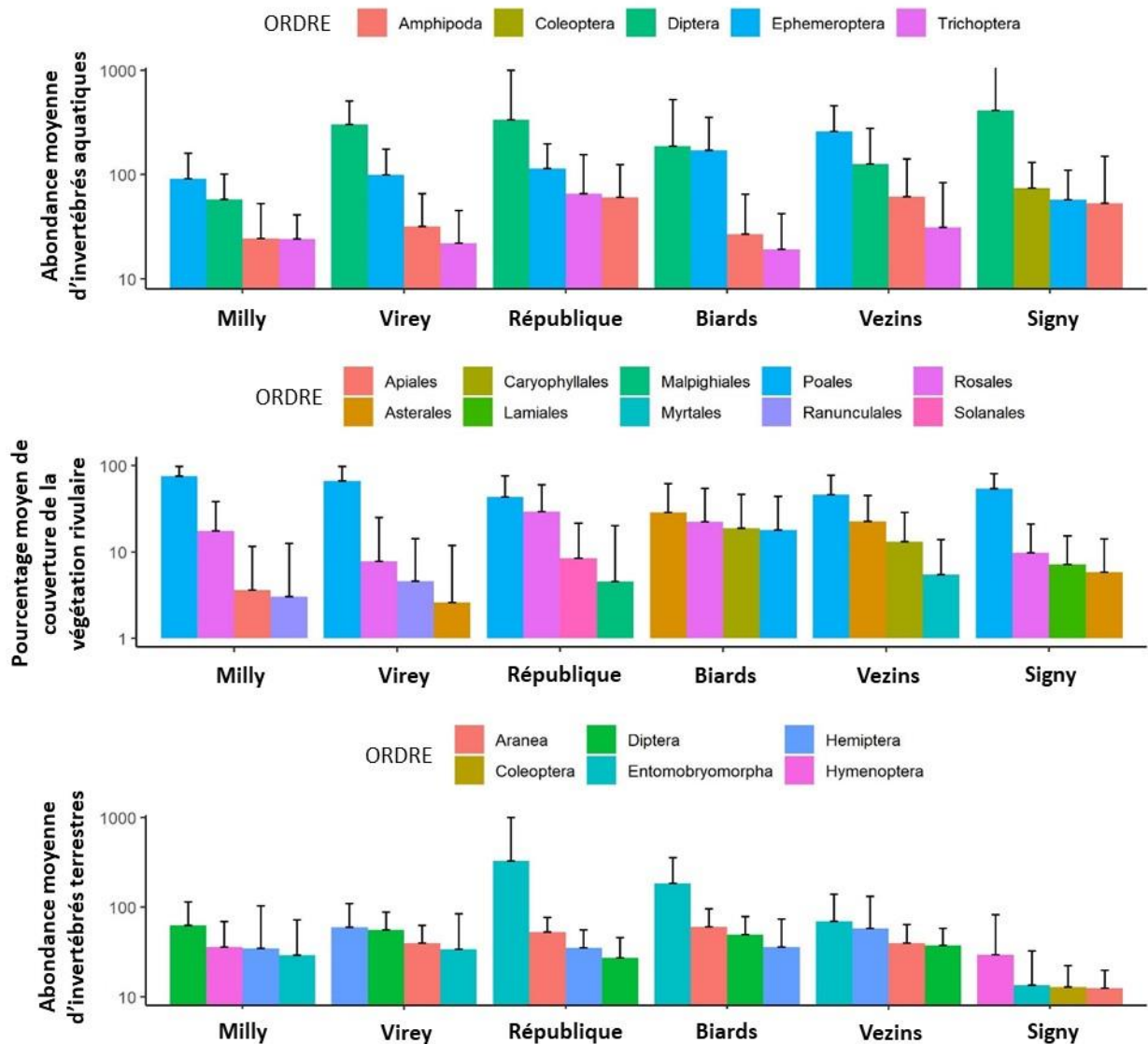


Figure 36. Distribution des quatre ordres les plus abondants d'invertébrés aquatiques, de végétation rivulaire et d'invertébrés terrestres au sein de chaque site échantonné. Les axes des ordonnées sont affichés sur une échelle log10.

Certains ordres et familles semblent fortement associés aux sites non restaurés. Par exemple, les Apiales/Apiacées caractérisaient le site de Milly, les Ranunculales celui de Milly et Virey alors que les Lamiales dominent à Signy. A l'inverse, la présence et la dominance d'Urticacées au sein des sites restaurés révèle le caractère hyper-eutrophe des néo-berges sédimentaires. D'autres plantes pionnières annuelles et hygrophiles telle que les Polygonacées étaient modérément représentées dans les sites restaurés et non restaurés (Figure 35). L'importance des différences observées entre sites restaurés et non restaurés n'est pas uniquement le fait de contraintes de dispersion mais aussi le fait de contraintes environnementales. Par exemple, les sites non restaurés présentent des conditions sciaphiles (Milly), eutrophes (Virey) et mésotrophes (Signy), auxquelles se surimpose une gestion anthropique par fauche des milieux. Au sein des



sites restaurés (République, Biards, et Vezins), on observe plutôt des fonds de vallée hyper-eutrophe et en situation héliophile en plus des quelques évènements de gestion sédimentaire.

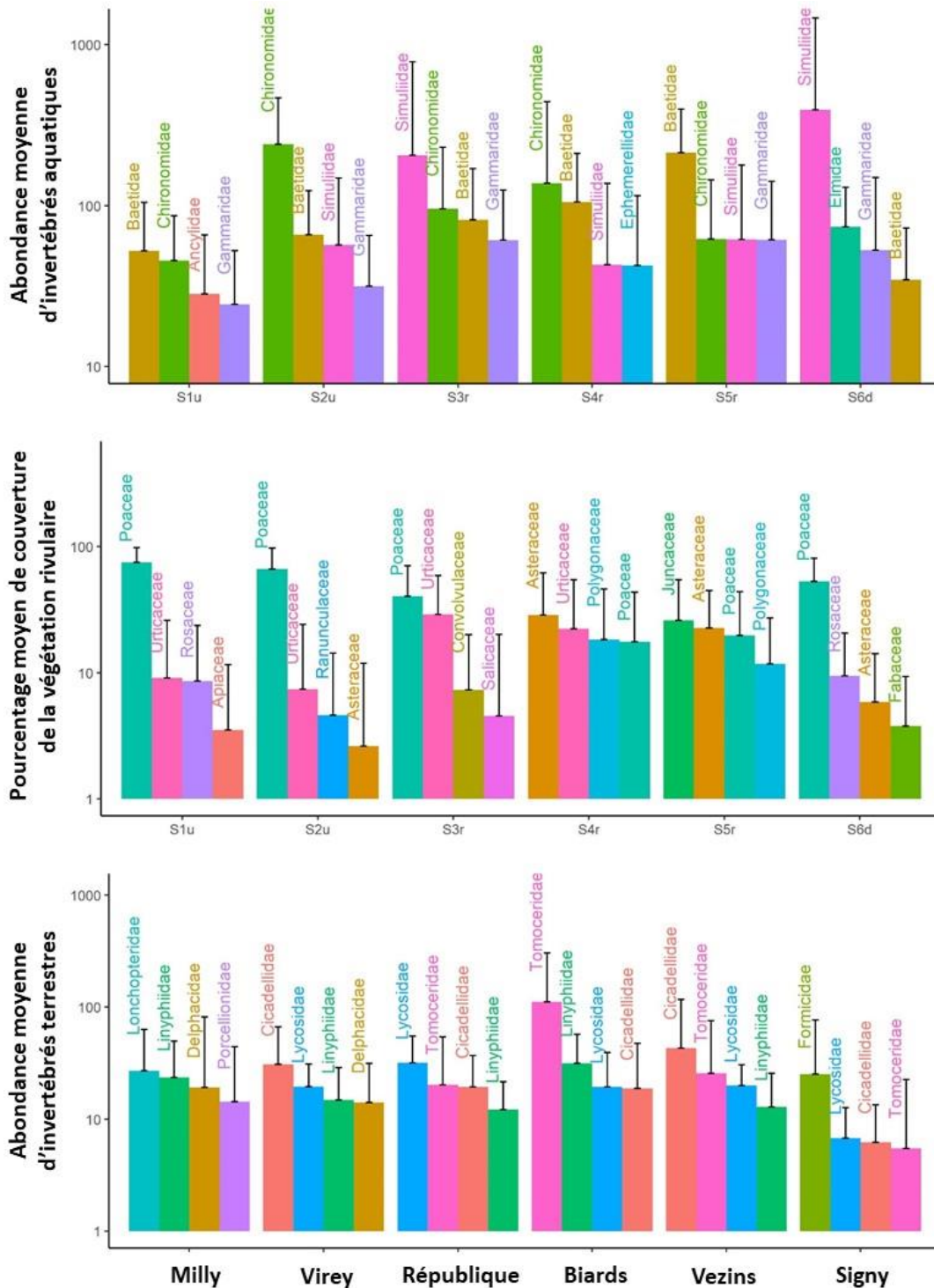


Figure 37. Distribution des quatre familles les plus abondantes d'invertébrés aquatiques, de végétation rivulaire et d'invertébrés terrestres au sein de chaque site échantillonné. Les axes des ordonnées sont affichés sur une échelle log10.

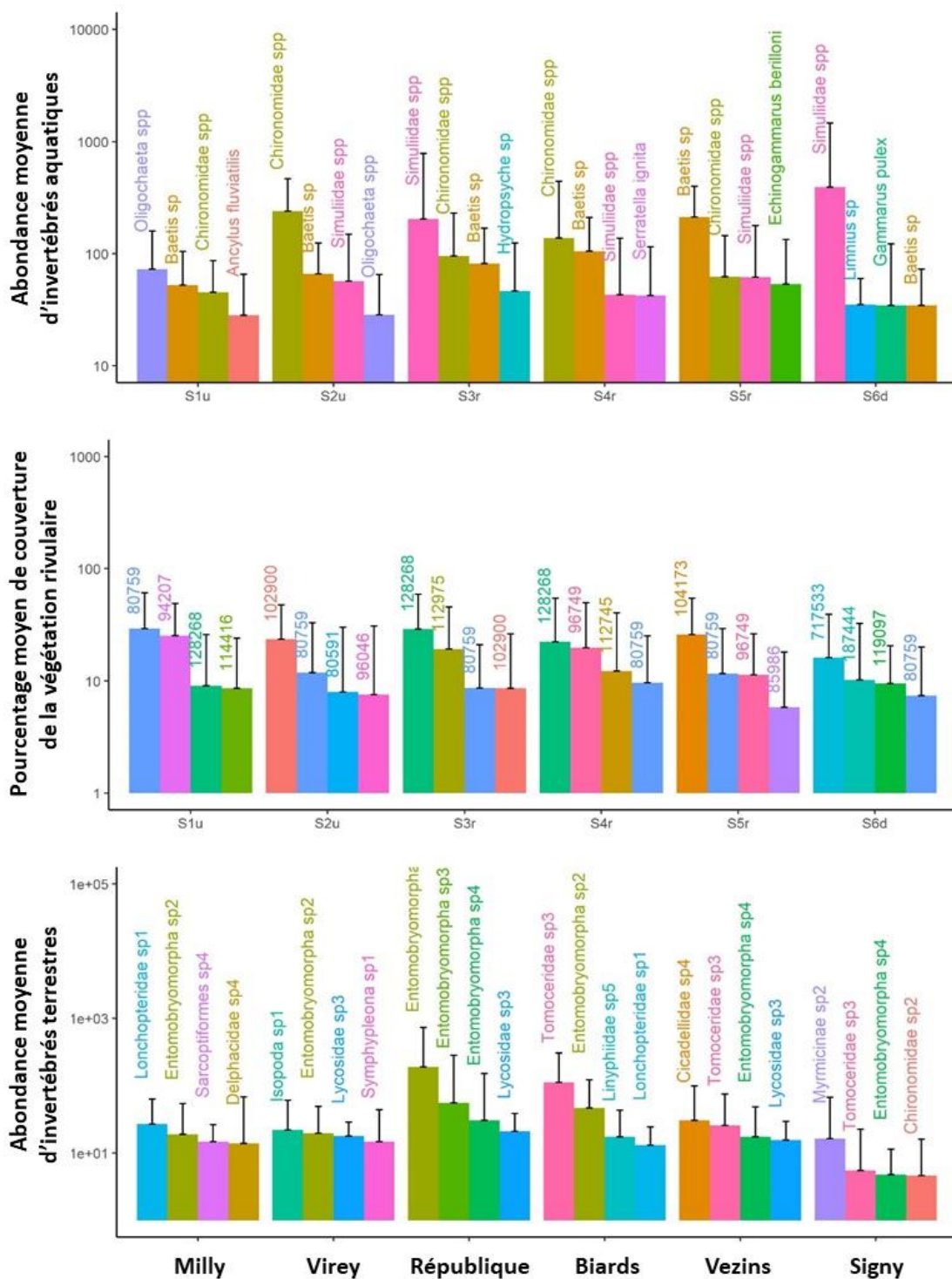



Figure 38. Distribution des quatre taxons les plus abondants (espèces ou morpho-espèces) d'invertébrés aquatiques, de végétation rivulaire et d'invertébrés terrestres au sein de chaque site échantonné. Les axes des ordonnées sont affichés sur une échelle log<sub>10</sub>. Pour des raisons de clarté visuelle, un code est fourni pour les espèces végétales : *Schedonorus arundinaceus* (717533); *Holcus lanatus* (102900); *Rubus fruticosus* (119097); *Dactylis glomerata* (94207); *Poa trivialis* (114416); *Agrostis capillaris* (80591); *Poaceae Barnhart* (187444); *Persicaria maculosa* (112745); *Phalaris arundinacea* (112975); *Agrostis stolonifera* (80759); *Juncus effusus* (104173); *Bidens tripartita* (85986); *Erigeron canadensis* (96749); *Urtica dioica* (128268); *Elytrigia repens* (96046).



Entre les printemps 2018 et 2019, la vidange du grand barrage de Vezins, vieux d'un siècle, a offert de nouveaux habitats aux organismes aquatiques et terrestres sur le bassin versant de la Sélune. Un an plus tard, au printemps 2020, nous avons constaté que les communautés de plantes et d'invertébrés atteignaient des niveaux de diversité taxonomique ( $\alpha$ -diversité) similaires à ce qui est observé ailleurs sur la rivière et ses berges, suggérant une recolonisation écologique rapide. Cependant, trois ans après l'enlèvement, la diversité  $\alpha$  a continué à augmenter et la dissimilarité de la composition taxonomique (diversité  $\beta$ ) est restée élevée dans certains sites, ce qui suggère une récupération écologique rapide mais transitoire. Ces schémas de restauration ont été fortement influencés par l'identité de la communauté écologique, ainsi que par des processus spatiaux (par exemple, latéraux, longitudinaux) et temporels (par exemple, l'assèchement lent des anciens réservoirs). Ces résultats sont en accord avec les preuves récentes sur des réponses fortement dépendantes du contexte des communautés écologiques aux démantèlements de grands barrages. Cette étude constitue une première étape dans le cadre d'un objectif plus large visant à mieux comprendre les conséquences à long terme et à l'échelle de l'écosystème des démantèlements de grands barrages.

#### **2.2.4. Réseaux trophiques aquatiques et métabolisme de la Sélune**

L'analyse des réseaux trophiques et du métabolisme de la Sélune n'a pas pu être réalisée sur l'ensemble des sites. Nous avons donc sélectionnés cinq sites. Les deux premiers sites sont localisés en amont de l'ancienne retenue de Vezins (Milly et Virey). Le site de St Hilaire n'a pas été retenu car l'impact potentiel de la ville de St Hilaire du Harcouët était susceptible d'altérer les réponses. Ce site ne pouvait donc pas être conservé comme « référence » pour les sites restaurés pour les mesures du métabolisme de la Sélune. Nous avons également sélectionné trois sites restaurés (République, Biards et Vezins) et le site de Signy en aval des barrages. Toutefois la mesure du métabolisme de la Sélune n'a pas pu être effectuée sur le site de Vezins et de Signy. Sur Vezins les conditions étaient très instables avec un courant trop important pour pouvoir y mesurer nos paramètres dans des conditions admissibles. Une tentative a été réalisée en 2020 mais les données se sont révélées inexploitable. De même sur le site de Signy, les travaux de la Roche Qui Boit en amont ont générés d'importantes perturbations qui ne permettaient pas d'obtenir de mesures fiables du métabolisme mais uniquement les conséquences de ces travaux. Nous avons donc décidé de ne pas présenter de résultats de métabolisme sur ces deux sites.

##### **▪ Caractérisation des réseaux trophiques aquatiques à l'aide des isotopes stables**

Après plusieurs décennies de présence des barrages, nous avons montré qu'en entravant le transfert de sédiments en suspension, les barrages et les réservoirs pourraient avoir renforcé la voie des algues et la contribution du C des algues à l'écosystème, y compris en aval (Roussel et al. 2023). Bien que l'arasement des barrages doive restituer le continuum fluvial et faire diminuer à terme la contribution algale aux écosystèmes aquatiques, l'absence de ripisylve dans les néo-habitats devrait maintenir, pendant une période

transitoire, la prédominance du compartiment algal dans les réseaux trophiques. La durée de cette transition correspond au temps nécessaire à la reconstitution d'une ripisylve suffisamment dense pour contribuer aux réseaux trophiques aquatiques en fournissant de la matière organiques détritiques via les litières. Les guildes trophiques des macroinvertébrés semblent confirmé cette hypothèse avec une faible augmentation de la proportion des brouteurs sur les sites restaurés par rapport aux sites non-restaurés (Figure 29a).

Les données de composition en Carbone et en Azote confirment une contribution plus importante de matière organique fraîche dans les sites restaurés qui se traduit par une diminution du ratio C/N dans les macroinvertébrés (Figure 38) dans les néo-habitats et en aval des barrages.

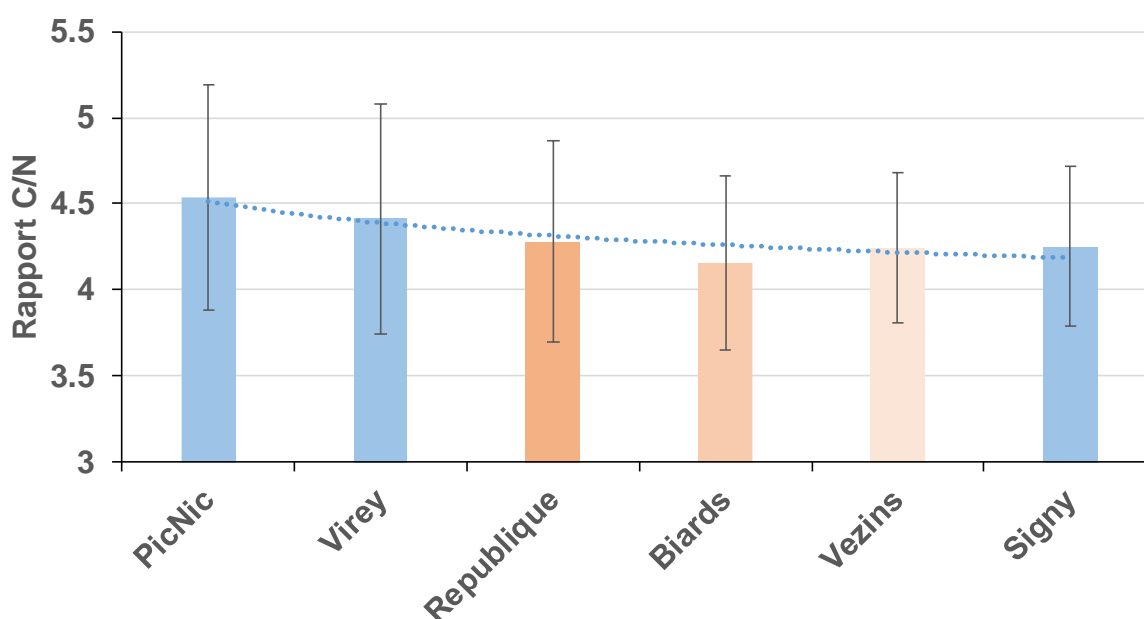


Figure 39. Valeurs moyennes ( $\pm$  écarts types) du rapport C/N dans les invertébrés échantillonnés en 2020 et 2021 sur la Sélune

Les compositions isotopiques des invertébrés des différentes guildes trophiques apportent des éléments complémentaires qui tendent également à confirmer une contribution importante de la production algale dans les réseaux trophiques. En effet on observe une augmentation progressive de la signature du  $\delta^{13}\text{C}$  chez les brouteurs (Figure 39a) et dans une moindre mesure chez les décomposeurs sur les Biards (Figure 39b).

Étant donné que la valeur  $\delta^{13}\text{C}$  du  $\text{CO}_2$  atmosphérique est élevée, on s'attend à ce que les producteurs primaires soient enrichis en  $^{13}\text{C}$  dans les rivières plus productives (Roussel et al. 2014). L'augmentation de la signature en  $^{13}\text{C}$  chez les brouteurs et les décomposeurs pourrait donc traduire une contribution plus importante des producteurs primaires algaux dans leur régime alimentaire, y compris chez décomposeurs qui, bien que se nourrissant de litière, sont également des consommateurs de biofilms algaux qui se développent à la surface des feuilles.

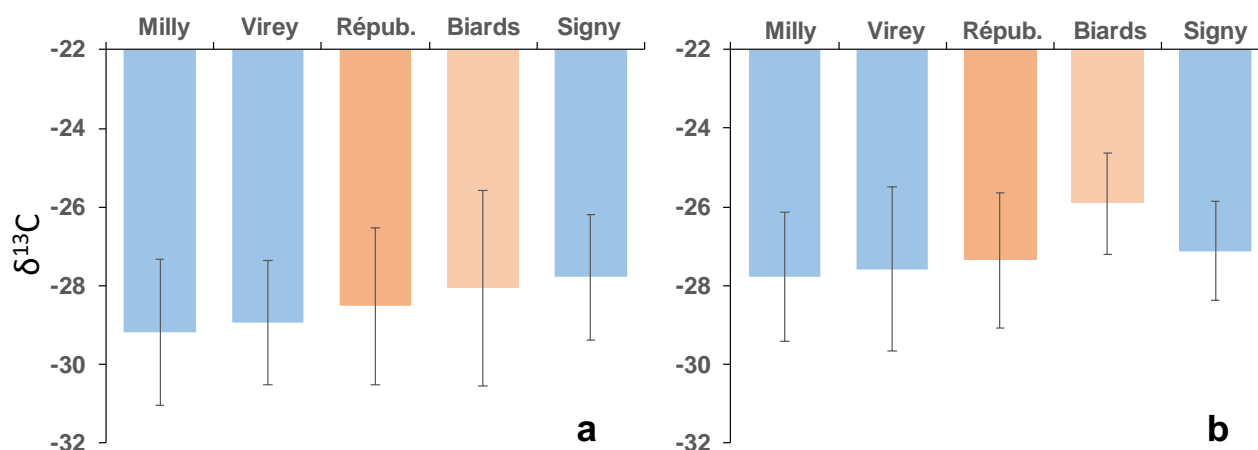


Figure 40. Valeurs moyennes ( $\pm$  écarts types) du rapport isotopique  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  chez les invertébrés brouteurs (a) et les décomposeurs (b) échantillonnés en 2020 et 2021 sur la Sélune.


### ■ Analyse des paramètres physico-chimiques

L'analyse sur l'ensemble des données physico-chimiques a montré un effet "site" très significatif et un faible effet "date d'échantillonnage", mais aucune interaction entre ces deux facteurs, c'est-à-dire que les effets site et site sont indépendants. Toutefois cette différence ne concerne que du site de Milly qui est différent de tous les autres sites. On note également un effet marginal de la date d'échantillonnage avec une différence entre 2021 et 2022.

L'analyse plus fine des paramètres physico-chimiques (Tableau 11) qui contribuent le plus aux différences inter-sites (SIMPER tests) a montré que les augmentations de la turbidité, des nitrates, de la conductivité et du pH représentent 60,7 % de la dissimilarité des conditions de qualité de l'eau entre les sites de contrôle et les sites de l'ancienne retenue. Parmi ces paramètres, il n'y a pas de paramètre contribuant de façon majeure au changement des conditions physico-chimiques.

Tableau 11. Valeurs moyennes ( $\pm$  écarts types) des paramètres physico-chimiques entre 2020 et 2022 et contribution relative des paramètres pour la dissimilarité (SIMPER tests) entre les sites en amont des barrages (Milly, et Virey), dans les néo-habitats de l'ancienne retenue de Vezins (République, Biards et Vezins) et en aval des barrages (Signy).

Paramètres	Sites en amont	Sites des néo-habitats	Signy	Contribution (%)	
				Amont vs. Néo-habitat	Néo-habitat vs. Aval
Température (°C)	12.4 $\pm$ 4.4	13.5 $\pm$ 5.2	14.1 $\pm$ 5.8	11.6	19.1
pH	7.2 $\pm$ 0.2	7.5 $\pm$ 0.5	7.5 $\pm$ 0.4	14.2	16.9
Cond. ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-2}$ )	191 $\pm$ 41	225 $\pm$ 35	227 $\pm$ 31	16.1	11.0
Turbidité (NTU)	12.6 $\pm$ 4.3	15.1 $\pm$ 5.4	11.1 $\pm$ 4.4	14.2	16.0
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L-1)	28.5 $\pm$ 5.8	33.4 $\pm$ 4	35.0 $\pm$ 4	16.2	10.0
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L-1)	0.09 $\pm$ 0.11	0.06 $\pm$ 0.02	0.07 $\pm$ 0.02	14.8	11.3
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg.L-1)	0.10 $\pm$ 0.05	0.11 $\pm$ 0.03	0.10 $\pm$ 0.05	12.9	15.7



Sur le site de Signy, la température augmente légèrement, mais le pH, la turbidité et les orthophosphates sont plus faibles, ce qui explique 67,7 % de la différence de qualité de l'eau entre les sites de l'ancienne retenue et les sites de Signy.

En 2021, un an seulement après la suppression du barrage de Vezins et la mise hors service du barrage de la Roche-Qui-Boit, seuls des changements subtils de la qualité de l'eau ont été observés entre les sites en amont, les néo-habitats et en aval. Ce résultat confirme une restauration très rapide des flux d'eau et une homogénéisation des facteurs chimiques, à l'exception de la turbidité et de la température, comme observé lors de précédentes restaurations de grands barrages (Atristain et al., 2023; Foley et al., 2015) et comme attendu dans les modèles conceptuels (Bellmore et al., 2019). Avant la suppression du barrage de Vezins, les réservoirs étaient caractérisés par des valeurs plus élevées de la température, conductivité, concentration d'azote total, mais une turbidité et des concentrations en phosphore plus faibles (Rodríguez-Pérez et al., 2021). Ces changements ont disparu pour la plupart des paramètres, à l'exception de la température et de la turbidité. La turbidité a eu tendance à augmenter dans les sites restaurés par rapport aux sites en amont et en aval, ce qui s'explique probablement par le déstockage de sédiments fins (Bellmore et al., 2019; Wilcox et al., 2014) qui se sont partiellement déposés en aval dans le deuxième réservoir du barrage de la Roche Qui Boit et avant d'atteindre Signy. La température a légèrement augmenté entre les sites non-restaurés en amont et les restaurés, probablement en raison de l'absence de végétation riveraine et de la réduction de la couverture de la canopée dans les sites de l'ancienne retenue (Webb and Zhang, 2004).

#### ▪ **Analyse de la production photosynthétique des écosystèmes aquatiques**

Quelle que soit le site, la biomasse du phytobenthos était composée d'une majorité de diatomées (valeur moyenne  $50,0 \pm 15\%$ ) et de cyanobactéries (valeur moyenne  $48,0 \pm 16\%$ ) (Figure 40). Les algues vertes ne représentent qu'une part très faible du phytobenthos ( $1,0 \pm 6\%$  de la biomasse totale, quel que soit le site) et n'ont pu être mesurées que dans 4% des échantillons, exclusivement en été. Par conséquent, ce groupe a été écarté des analyses ultérieures. Les biomasses de cyanobactéries et de diatomées ont fortement varié d'une année à l'autre (Figures 40a et b), mais les tendances générales entre les sites sont restées similaires au fil du temps (Figure 40c), sauf pour les diatomées sur le site des Biards en 2020.

Les sites de République et Vezins présentent une biomasse phytobenthique inférieure à celle des sites de Milly et Virey en amont (Figure 40c). Toutefois, la différence était plus importante en 2020, en particulier pour les diatomées, et s'est fortement réduite en 2021 et 2022, à l'exception de Signy où la biomasse des diatomées et des cyanobactéries a fortement diminué en 2021 et 2022.

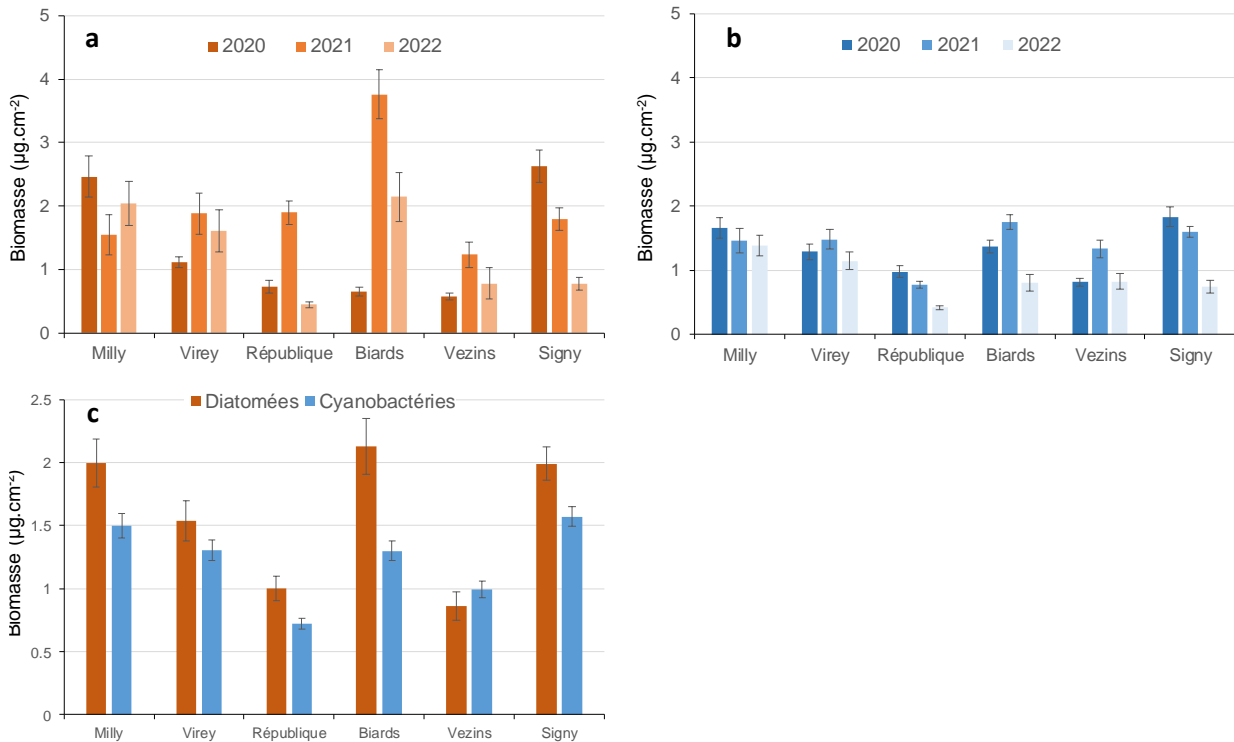


Figure 41. Valeurs moyennes ( $\pm$  écarts types) des biomasses phyto-benthiques mesurées l'été en 2020, 2021 et 2022 sur chaque site pour les diatomées (a), les cyanobactéries (b) et la biomasse par site (c).

Cette évolution montre que les caractéristiques des habitats aquatiques ont changé rapidement après que les sédiments ont commencé à s'éroder à partir des anciens réservoirs. Un an après la suppression du barrage de Vezins (en 2020), la proportion entre les deux groupes dominants du phyto-benthos, les diatomées et les cyanobactéries, est restée similaire dans tous les sites. Cependant, sa biomasse était beaucoup plus faible dans les sites restaurés et ne se sont que partiellement rétablie après deux ans, sauf dans à Signy où elle a diminué en 2021 et 2022. La réduction de la biomasse du phyto-benthos est probablement liée à une augmentation de la turbidité, qui confirme la libération de sédiments fins dans la colonne d'eau (Fovet et al., 2023). La réduction de la lumière associée à une augmentation de la turbidité est en effet une conséquence bien connue de la suppression des barrages (Bellmore et al., 2019). En effet, la libération des sédiments peut être très rapide dans les grands barrages, et la plupart des sédiments stockés peuvent être retirés quelques mois seulement après l'enlèvement du barrage (Foley et al., 2015; Wilcox et al., 2014).

Cependant, ce processus s'est produit tout au long de la période d'étude dans la Sélune, même s'il a diminué à partir de 2021. Ce résultat est principalement dû à un long processus de vidange en plusieurs étapes, consistant en une forte réduction du niveau d'eau dans le réservoir depuis 2018 et une ouverture de brèche en 2019 pour des opérations sur les sédiments et la stabilisation des berges. Ce choix méthodologique a dilué le relargage de sédiments dans le temps et peut expliquer la moindre ampleur de l'augmentation de la turbidité et sa persistance dans le temps dans les sites restaurés. Le processus de démantèlement explique également la réponse du site de Signy. La biomasse similaire de phyto-benthos



observée en 2020 et 2021 après l'arasement du barrage de Vezins peut s'expliquer par la présence du barrage de la Roche-Qui-Boit, qui a été maintenu en 2020 et 2021 pour piéger les sédiments libérés par la retenue du barrage de Vezins afin de diluer dans le temps la libération de sédiments dans la baie du Mont-Saint-Michel. La quantité de nutriments rejetés dans le site en aval des anciennes retenues a été plus faible en 2020 et 2021, d'où une turbidité plus faible et un faible impact de la suppression du barrage sur le phytobenthos pendant les deux premières années suivant la suppression du barrage de Vezins. Cependant, l'arasement du second barrage en juin 2022 a probablement libéré beaucoup de sédiments en aval, ce qui pourrait avoir un impact significatif sur la colonisation des sédiments par le phytobenthos cette année (Fovet et al., 2023).

La libération de sédiments n'affecte pas seulement la turbidité, mais aussi la stabilité des sédiments - un paramètre clé pour permettre leur colonisation par le biofilm (Biggs, 1996). L'instabilité des sédiments dans les sites restaurés explique probablement la réponse spécifique des Biards, qui n'a pas été affectée par rapport à République ou Vezins. Le site des Biards est en effet situé dans un tronçon linéaire et homogène de 300 m avec un écoulement laminaire (observation personnelle) offrant des conditions plus stables pour la croissance du phytobenthos (Hondzo and Wang, 2002).

#### ■ **Mesure du métabolisme de la Sélune**

Les flux de gaz benthiques de CO<sub>2</sub> (voir protocole en Annexe 3) ont été estimés avec succès dans cinq sites au printemps (Milly, Virey, République, Biards, Vezins), et seulement dans quatre sites en juillet parce que les données de Vezins n'étaient pas fiables en été (Figure 41). Les flux variaient de -11.9 à 48.15 mmol.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> pour le FCO<sub>2</sub>. Dans la plupart des cas, une production primaire benthique nette a été enregistrée dans les chambres claires (consommation de CO<sub>2</sub>), sauf à Virey au printemps et à Biards en été qui présentaient des flux benthiques suggérant une respiration des sédiments.

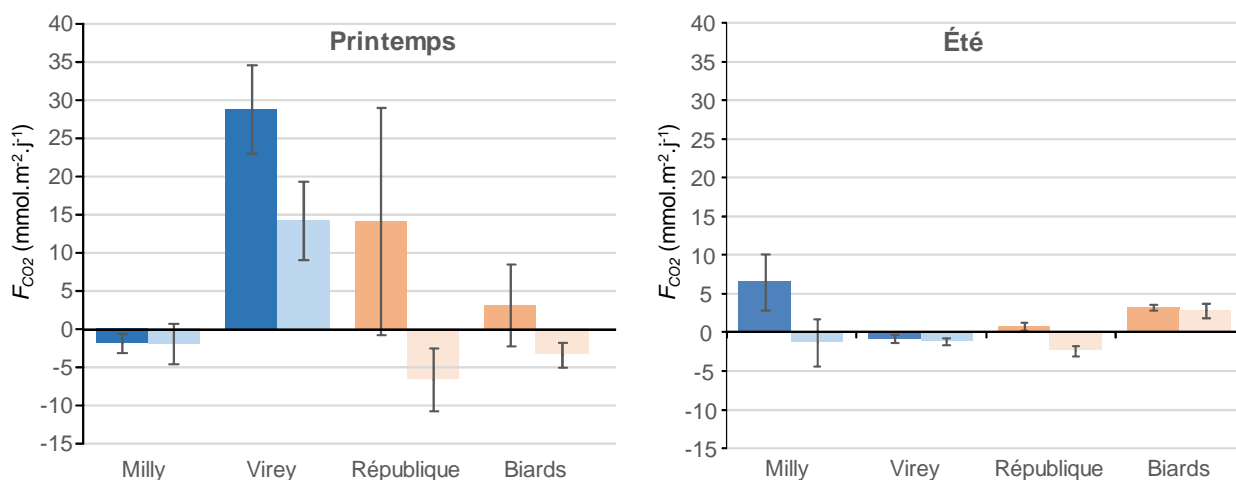


Figure 42. Valeurs moyennes ( $\pm$  erreur standard) des flux benthiques de CO<sub>2</sub> mesurés dans les chambres opaques (couleurs foncées) et transparentes (couleurs claires) au printemps et à l'été 2022.

Le taux de respiration du benthos (ER) avait tendance à être plus faible en été dans les sites en amont (Milly et Virey) et dans les sites restaurés, mais la différence n'était pas significative. Inversement, la production photosynthétique globale (GPP) est similaire dans tous les sites au printemps, mais diminue de manière significative dans les sites restaurés en été (Tableau 12). Le rapport GPP/ER augmente également de manière significative dans les sites en amont (Milly et Virey) par rapport aux sites restaurés au printemps uniquement (Tableau 12).

Tableau 12. Valeurs moyennes ( $\pm$  erreur standard) du taux de respiration du benthos (ER) et de la production photosynthétique globale (GPP) dans les sites non restaurés en amont (Milly et Virey) et les restaurés (République, Biards et Vezins) au printemps et à l'été 2022.

Variables	Sites	Printemps	Été
<b>ER</b>	Sites en amont	13.5 $\pm$ 15.3	6.5 $\pm$ 3.6
	Sites restaurés	5.7 $\pm$ 4.3	1.1 $\pm$ 1.2
<b>GPP</b>	Sites en amont	7.3 $\pm$ 7.3	7.2 $\pm$ 3.7
	Sites restaurés	9.1 $\pm$ 6.1	1.3 $\pm$ 1.4
<b>GPP/ER</b>	Sites en amont	0.2 $\pm$ 0.3	1.2 $\pm$ 0.8
	Sites restaurés	1.5 $\pm$ 0.4	1.2 $\pm$ 1.5

Le métabolisme de la Sélune était encore faiblement mais significativement modifié dans les sites restaurés en ce qui concerne la biomasse phytobenthique deux ans après la suppression du barrage. Ce changement est principalement dû à la respiration benthique, qui a diminué dans les sites restaurés et dans les sites en amont à la fois au printemps et en été, alors que la production photosynthétique est restée plus stable au printemps et n'a diminué qu'en été. L'augmentation printanière de la respiration benthique dans les sites restaurés lorsque le débit était le plus élevé suggère que le métabolisme global de la Sélune peut être principalement piloté par la disponibilité saisonnière de carbone allochtone et dans une moindre mesure par des processus autochtones et l'atténuation de la lumière dans la colonne d'eau (Dodds et al., 2013). La faible contribution des producteurs primaires mesurée dans notre étude s'explique également en partie par l'emplacement des chambres benthiques en dehors des lits de macrophytes afin d'éviter leur impact potentiel sur le métabolisme de la rivière (Kupilas et al., 2016). La contribution de l'autotrophie au métabolisme de la rivière n'augmente qu'au printemps dans les sites restaurés, et l'augmentation de la turbidité dans ces sites semble insuffisante pour affecter le rapport GPP/ER durant nos incubations à court terme. La différence observée dans les sites restaurés pourrait résulter de l'augmentation de la lumière disponible et d'une température plus chaude due à l'absence de végétation riveraine dans les sites restaurés (Webb and Zhang, 2004). Cependant, cet avantage n'a été observé qu'au printemps, au début de la saison de croissance du phytobenthos lorsque les conditions environnementales ne sont pas optimales, et l'avantage a disparu en été lorsque la lumière et la température ne sont pas des facteurs limitants.

# Conclusion volet 2

## *Analyse des interactions végétation et réseaux trophiques*

- ⇒ Nous observons **une résilience très rapide des communautés d'invertébrés** aquatiques et terrestres, ainsi qu'une grande diversité des plantes ripariennes sur les sites restaurés.
- ⇒ Il n'y a plus de différences visibles au niveau de la biodiversité entre les sites non restaurés et le site de la République dès 2020 et sur les autres sites restaurés en 2022. La recolonisation aquatique s'est faite par les secteurs en amont du fait de la présence du barrage de la Roche Qui Boit jusqu'en 2022.
- ⇒ On note encore **de légères différences en termes de guildes trophiques qui traduisent une augmentation de la contribution des producteurs photosynthétiques algaux sur les sites restaurés** en comparaison aux sites non restaurés. Cet écart est certainement lié à l'absence de ripisylve sur les sites restaurés qui favorise l'ensoleillement et la température mais limite les apports détritiques depuis les rives.
- ⇒ Les changements de lumière et de température sur les sites restaurés a également **un effet positif et un métabolisme des sites restaurés** mais au printemps uniquement.
- ⇒ Bien que les habitats et la composition des communautés soient restaurés, **on note toutefois une productivité du biofilm plus faible dans les sites restaurés que dans les sites non restaurés**. L'instabilité sédimentaire liée au lessivage des sédiments encore stockés dans les sites restaurés explique probablement une limitation de la production primaire.
- ⇒ Le maintien du barrage de la Roche Qui Boit a limité les conséquences des travaux sur le site de Signy, en aval jusqu'en 2022 mais il est probable que des perturbations importantes mais transitoires du site de Signy soient apparues suite à l'arasement du second barrage, comme le suggère les données invertébrés de l'observatoire.



# Conclusion générale

Suite à l'effacement du barrage, les conditions mésologiques (i.e. granularité, humidité et richesse trophique du substrat) et la faiblesse des dynamiques érosives ont largement concouru à l'émergence de formations et de communautés végétales variées caractérisées par une hétérogénéité de composition et de structure remarquable. Ces caractéristiques sont théoriquement propices à la stabilisation des sédiments des berges et de la plaine alluviale. Mais, dans le cas de la Sélune, si les dynamiques érosives sont effectivement modérées et localisées, cela est majoritairement déterminé par la faible énergie du système et non par les interactions avec la végétation.

De fait, la recolonisation végétale est généralisée, sauf lorsqu'elle est perturbée par les travaux de gestion sédimentaire, et l'érosion est surtout contrôlée par des facteurs locaux (anciens aménagements, forme et composition de la berge). Ainsi, l'effet de l'hydromorphologie sur la distribution de la végétation s'observe plus à l'échelle du fond de vallée (conformément à Corenblit et al., 2007), qu'à celle de la berge seule (contrairement aux observations de Dufour et al., 2014). En résumé, les interactions végétation/morphologie semblent relativement peu structurantes pour la dynamique des néo-habitats de berge de la partie restaurée de la Sélune.

La faible évolution de la morphologie des berges et l'absence de ripisylve se traduit par un ralentissement de la restauration du fonctionnement des écosystèmes aquatiques et du métabolisme de la Sélune qui répondent encore aux modifications des conditions environnementales différentes sur les sites restaurés (ensoleillement et température plus élevés, apports détritiques plus faibles). Il y a donc bien un lien entre l'évolution des néo-habitats rivulaires et la restauration des fonctions des écosystèmes aquatiques. Toutefois, on note dans le cas de la Sélune, un découplage entre la restauration des fonctions et celle de la biodiversité des invertébrés terrestres et aquatiques et de la végétation qui elles ont très vite réagit à l'arasement des barrages.

## Bibliographie

- Ahearn, D.S., Dahlgren, R.A., 2005. Sediment and nutrient dynamics following a low-head dam removal at Murphy Creek, California. *Limnology and Oceanography* 50, 1752–1762. <https://doi.org/10.4319/lo.2005.50.6.1752>
- Atristain, M., von Schiller, D., Larrañaga, A., Elozegi, A., 2023. Short-term effects of a large dam decommissioning on biofilm structure and functioning. *Restoration Ecology* 31, e13779. <https://doi.org/10.1111/rec.13779>
- Auble, G.T., Shafroth, P.B., Scott, M.L., Roelle, J.E., 2007. Early Vegetation Development on an Exposed Reservoir: Implications for Dam Removal. *Environmental Management* 39, 806–818. <https://doi.org/10.1007/s00267-006-0018-z>
- Baxter, C.V., Fausch, K.D., Carl Saunders, W., 2005. Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones: Prey subsidies link stream and riparian food webs. *Freshwater Biology* 50, 201–220. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01328.x>
- Bellmore, J.R., Pess, G.R., Duda, J.J., O'Connor, J.E., East, A.E., Foley, M.M., Wilcox, A.C., Major, J.J., Shafroth, P.B., Morley, S.A., Magirl, C.S., Anderson, C.W., Evans, J.E., Torgersen, C.E., Craig, Laura S., 2019. Conceptualizing Ecological Responses to Dam Removal: If You Remove It, What's to Come? *BioScience* 69, 26–39. <https://doi.org/10.1093/biosci/biy152>
- Bendix, J., Stella, J.C., 2013. 12.5 Riparian Vegetation and the Fluvial Environment: A Biogeographic Perspective, in: Shroder, J.F. (Ed.), *Treatise on Geomorphology*. Academic Press, San Diego, pp. 53–74. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374739-6.00322-5>
- Biggs, B.J.F., 1996. 2 - Patterns in Benthic Algae of Streams, in: Stevenson, R.J., Bothwell, M.L., Lowe, R.L. (Eds.), *Algal Ecology, Aquatic Ecology*. Academic Press, San Diego, pp. 31–56. <https://doi.org/10.1016/B978-012668450-6/50031-X>
- Carlson, P.E., Donadi, S., Sandin, L., 2018. Responses of macroinvertebrate communities to small dam removals: Implications for bioassessment and restoration. *Journal of Applied Ecology* 55, 1896–1907. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13102>
- Carlson, P.E., McKie, B.G., Sandin, L., Johnson, R.K., 2016. Strong land-use effects on the dispersal patterns of adult stream insects: implications for transfers of aquatic subsidies to terrestrial consumers. *Freshwater Biology* 61, 848–861. <https://doi.org/10.1111/fwb.12745>
- Catalano, M.J., Bozek, M.A., Pellett, T.D., 2007. Effects of Dam Removal on Fish Assemblage Structure and Spatial Distributions in the Baraboo River, Wisconsin. *North American Journal of Fisheries Management* 27, 519–530. <https://doi.org/10.1577/M06-001.1>
- Chiu, M.-C., Yeh, C.-H., Sun, Y.-H., Kuo, M.-H., 2013. Short-term effects of dam removal on macroinvertebrates in a Taiwan stream. *Aquat Ecol* 47, 245–252. <https://doi.org/10.1007/s10452-013-9439-y>
- Cook, D.R., Sullivan, S.M.P., 2018. Associations between riffle development and aquatic biota following lowhead dam removal. *Environ Monit Assess* 190, 339. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6716-1>
- Corenblit, D., Baas, A., Balke, T., Bouma, T., Fromard, F., Garófano-Gómez, V., González, E., Gurnell, A.M., Hortobágyi, B., Julien, F., Kim, D., Lambs, L., Stallins, J.A., Steiger, J., Tabacchi, E., Walcker, R., 2015a. Engineer pioneer plants respond to and affect geomorphic constraints similarly along water–terrestrial interfaces world-wide. *Global Ecology and Biogeography* 24, 1363–1376. <https://doi.org/10.1111/geb.12373>
- Corenblit, D., Davies, N.S., Steiger, J., Gibling, M.R., Bornette, G., 2015b. Considering river structure and stability in the light of evolution: feedbacks between riparian vegetation and hydrogeomorphology. *Earth Surface Processes and Landforms* 40, 189–207. <https://doi.org/10.1002/esp.3643>
- Corenblit, D., Steiger, J., 2009. Vegetation as a major conductor of geomorphic changes on the Earth surface: toward evolutionary geomorphology. *Earth Surface Processes and Landforms* 34, 891–896. <https://doi.org/10.1002/esp.1788>

- Corenblit, D., Tabacchi, E., Steiger, J., Gurnell, A.M., 2007. Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics in river corridors: A review of complementary approaches. *Earth-Science Reviews* 84, 56–86. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2007.05.004>
- Delettre, Y.R., Morvan, N., 2000. Dispersal of adult aquatic Chironomidae (Diptera) in agricultural landscapes. *Freshwater Biology* 44, 399–411. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00578.x>
- Depoilly, D., Dufour, S., 2015. Influence de la suppression des petits barrages sur la végétation riveraine des cours d'eau du nord-ouest de la France. *Norois. Environnement, aménagement, société* 51–64. <https://doi.org/10.4000/norois.5786>
- Dodds, W.K., Veach, A.M., Ruffing, C.M., Larson, D.M., Fischer, J.L., Costigan, K.H., 2013. Abiotic controls and temporal variability of river metabolism: multiyear analyses of Mississippi and Chattahoochee River data. *Freshwater Science* 32, 1073–1087. <https://doi.org/10.1899/13-018.1>
- Dufour, S., 2018. Une approche géographique de la végétation et de la gestion biophysique des hydrosystèmes fluviaux. *Éléments épistémologiques, thématiques et opérationnels.* (thesis). Université Rennes 2.
- Foley, M.M., Bellmore, J.R., O'Connor, J.E., Duda, J.J., East, A.E., Grant, G.E., Anderson, C.W., Bountry, J.A., Collins, M.J., Connolly, P.J., Craig, L.S., Evans, J.E., Greene, S.L., Magilligan, F.J., Magirl, C.S., Major, J.J., Pess, G.R., Randle, T.J., Shafroth, P.B., Torgersen, C.E., Tullos, D., Wilcox, A.C., 2017. Dam removal: Listening in. *Water Resources Research* 53, 5229–5246. <https://doi.org/10.1002/2017WR020457>
- Foley, M.M., Duda, J.J., Beirne, M.M., Paradis, R., Ritchie, A., Warrick, J.A., 2015. Rapid water quality change in the Elwha River estuary complex during dam removal. *Limnology and Oceanography* 60, 1719–1732. <https://doi.org/10.1002/lno.10129>
- Galic, N., Hengeveld, G.M., Brink, P.J.V. den, Schmolke, A., Thorbek, P., Bruns, E., Baveco, H.M., 2013. Persistence of Aquatic Insects across Managed Landscapes: Effects of Landscape Permeability on Re-Colonization and Population Recovery. *PLOS ONE* 8, e54584. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0054584>
- Gardner, C., Coghlan Jr, S.M., Zydlewski, J., Saunders, R., 2013. Distribution and Abundance of Stream Fishes in Relation to Barriers: Implications for Monitoring Stream Recovery After Barrier Removal. *River Research and Applications* 29, 65–78. <https://doi.org/10.1002/rra.1572>
- Gerber, R., 2022. Mouvement des insectes aquatiques émergents dans les environnements terrestres : influence de la morphologie, des réserves énergétiques et du paysage (PhD Thesis). Rennes 1.
- Gerber, R., Piscart, C., Roussel, J.-M., Georges, R., Houet, T., Royer, J., Bergerot, B., 2023. Landscape models can predict the distribution of aquatic insects across agricultural areas. *Landsc Ecol* 38, 2917–2929. <https://doi.org/10.1007/s10980-023-01761-4>
- Germaine M.A., 2008. Évaluer la diversité des paysages de vallées. Réalisation d'une typologie en Basse-Normandie », *Norois [En ligne]*, 207 | /2, mis en ligne le 01 juin 2010. URL : <http://journals.openedition.org/norois/2253> ; DOI : 10.4000/norois.2253
- Gibling, M.R., Davies, N.S., 2012. Palaeozoic landscapes shaped by plant evolution. *Nature Geosci* 5, 99–105. <https://doi.org/10.1038/ngeo1376>
- Grant, G.E., Lewis, S.L., 2015. The Remains of the Dam: What Have We Learned from 15 Years of US Dam Removals?, in: Lollino, G., Arattano, M., Rinaldi, M., Giustolisi, O., Marechal, J.-C., Grant, G.E. (Eds.), *Engineering Geology for Society and Territory - Volume 3.* Springer International Publishing, Cham, pp. 31–35. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-09054-2\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-319-09054-2_7)
- Gratton, C., Vander Zanden, M.J., 2009. Flux of Aquatic Insect Productivity to Land: Comparison of Lentic and Lotic Ecosystems. *Ecology* 90, 2689–2699. <https://doi.org/10.1890/08-1546.1>
- Gurnell, A.M., Bertoldi, W., Tockner, K., Wharton, G., Zolezzi, G., 2016. How large is a river? Conceptualizing river landscape signatures and envelopes in four dimensions: Conceptualizing river landscape signatures and envelopes in four dimensions. *WIREs Water* 3, 313–325. <https://doi.org/10.1002/wat2.1143>
- Hagen, E.M., Sabo, J.L., 2011. A landscape perspective on bat foraging ecology along rivers: does channel confinement and insect availability influence the response of bats to aquatic resources in riverine landscapes? *Oecologia* 166, 751–760. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-1913-4>

- Hondzo, M., Wang, H., 2002. Effects of turbulence on growth and metabolism of periphyton in a laboratory flume. *Water Resources Research* 38, 13-1-13-9. <https://doi.org/10.1029/2002WR001409>
- Hupp, C.R., Osterkamp, W.R., 1985. Bottomland Vegetation Distribution along Passage Creek, Virginia, in Relation to Fluvial Landforms. *Ecology* 66, 670-681. <https://doi.org/10.2307/1940528>
- Im, D., Kang, H., Kim, K.-H., Choi, S.-U., 2011. Changes of river morphology and physical fish habitat following weir removal. *Ecological Engineering* 37, 883-892. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.01.005>
- Kornis, M.S., Weidel, B.C., Powers, S.M., Diebel, M.W., Cline, T.J., Fox, J.M., Kitchell, J.F., 2015. Fish community dynamics following dam removal in a fragmented agricultural stream. *Aquat Sci* 77, 465-480. <https://doi.org/10.1007/s00027-014-0391-2>
- Krell, B., Röder, N., Link, M., Gergs, R., Entling, M.H., Schäfer, R.B., 2015. Aquatic prey subsidies to riparian spiders in a stream with different land use types. *Limnologica* 51, 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2014.10.001>
- Kupilas, B., Friberg, N., McKie, B.G., Jochmann, M.A., Lorenz, A.W., Hering, D., 2016. River restoration and the trophic structure of benthic invertebrate communities across 16 European restoration projects. *Hydrobiologia* 769, 105-120. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2569-6>
- Laslier, M., 2018. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle (These de doctorat). Rennes 2.
- Lanoë, E. (2021). Rapport d'avancement du programme RestaurE (volet végétation rivulaire) – version avril 2021 - 24p & Annexes - 104p.
- Lanoë, E. (2023). Rapport d'analyse (volet végétation rivulaire) relatif au protocole d'étude sur les interactions Végétation – Géomorphologie. Programme RESTAURE - campagne 2020 à 2022. Version septembre 2023 - 124p. & Annexes.
- Lespez, L., Viel, V., Rollet, A.J., Delahaye, D., 2015. The anthropogenic nature of present-day low energy rivers in western France and implications for current restoration projects. *Geomorphology, Emerging geomorphic approaches to guide river management practices* 251, 64-76. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.05.015>
- Maazouzi, C., Piscart, C., Pihan, J.-C., Masson, G., 2009. Effect of habitat-related resources on fatty acid composition and body weight of the invasive *Dikerogammarus villosus* in an artificial reservoir. *Fundamental and Applied Limnology* 175, 327-338. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2009/0175-0327>
- Macneil, C., Dick, J.T.A., Elwood, R.W., 1997. The Trophic Ecology of Freshwater Gammarus Spp. (crustacea:amphipoda): Problems and Perspectives Concerning the Functional Feeding Group Concept. *Biological Reviews* 72, 349-364. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1997.tb00017.x>
- Magilligan, F.J., Nislow, K.H., Kynard, B.E., Hackman, A.M., 2016. Immediate changes in stream channel geomorphology, aquatic habitat, and fish assemblages following dam removal in a small upland catchment. *Geomorphology, The Natural and Human Structuring of Rivers and other Geomorphic Systems: A Special Issue in Honor of William L. Graf* 252, 158-170. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.07.027>
- Mahan, D.C., Betts, J.T., Nord, E., Dyke, F.V., Outcalt, J.M., 2021a. Response of benthic macroinvertebrates to dam removal in the restoration of the Boardman River, Michigan, USA. *PLOS ONE* 16, e0245030. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0245030>
- Mahan, D.C., Betts, J.T., Nord, E., Van Dyke, F., Outcalt, J.M., 2021b. Response of benthic macroinvertebrates to dam removal in the restoration of the Boardman River, Michigan, USA. *PLoS One* 16, e0245030. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0245030>
- Monaghan, M.T., Robinson, C.T., Spaak, P., Ward, J.V., 2005. Macroinvertebrate diversity in fragmented Alpine streams: implications for freshwater conservation. *Aquat. Sci.* 67, 454-464. <https://doi.org/10.1007/s00027-005-0787-0>
- Naiman, R.J., Décamps, H., 1997. The ecology of interfaces: Riparian Zones. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28, 621-658. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621>

- Orr, C.H., Kroiss, S.J., Rogers, K.L., Stanley, E.H., 2008. Downstream benthic responses to small dam removal in a coldwater stream. *River Research and Applications* 24, 804–822. <https://doi.org/10.1002/rra.1084>
- Orr, C.H., Stanley, E.H., 2006. Vegetation development and restoration potential of drained reservoirs following dam removal in Wisconsin. *River Research and Applications* 22, 281–295. <https://doi.org/10.1002/rra.891>
- Osterkamp, W.R., Hupp, C.R., 2010. Fluvial processes and vegetation — Glimpses of the past, the present, and perhaps the future. *Geomorphology, Geomorphology and Vegetation: Interactions, Dependencies, and Feedback Loops* 116, 274–285. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.11.018>
- Pellan, L., Medoc, V., Renault, D., Spataro, T., Piscart, C., 2016. Feeding choice and predation pressure of two invasive gammarids, *Gammarus tigrinus* and *Dikerogammarus villosus*, under increasing temperature. *Hydrobiologia* 781, 43–54. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2312-3>
- Petersen, I., Masters, Z., Hildrew, A.G., Ormerod, S.J., 2004. Dispersal of adult aquatic insects in catchments of differing land use: Dispersal of adult aquatic insects. *Journal of Applied Ecology* 41, 934–950. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00942.x>
- Petersen, I., Winterbottom, J.H., Orton, S., Friberg, N., Hildrew, A.G., Spiers, D.C., Gurney+, W.S.C., 1999. Emergence and lateral dispersal of adult Plecoptera and Trichoptera from Broadstone Stream, U.K. *Freshwater Biol* 42, 401–416. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00466.x>
- Petts, G.E., Amoros, C., 1996. *The Fluvial Hydrosystems*. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Pollard, A.I., Reed, T., 2004. Benthic invertebrate assemblage change following dam removal in a Wisconsin stream. *Hydrobiologia* 513, 51–58. <https://doi.org/10.1023/B:hydr.0000018164.17234.4f>
- Poulos, H.M., Miller, K.E., Heinemann, R., Krackowski, M.L., Whelchel, A.W., Chernoff, B., 2019. Dam Removal Effects on Benthic Macroinvertebrate Dynamics: A New England Stream Case Study (Connecticut, USA). *Sustainability* 11, 2875. <https://doi.org/10.3390/su11102875>
- Raitif, J., Plantegenest, M., Agator, O., Piscart, C., Roussel, J.-M., 2018. Seasonal and spatial variations of stream insect emergence in an intensive agricultural landscape. *Science of the Total Environment* 644, 594–601. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.021>
- Raitif, J., Plantegenest, M., Roussel, J.-M., 2019. From stream to land: Ecosystem services provided by stream insects to agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 270–271, 32–40. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.10.013>
- Raitif, J., Roussel, J.-M., Olmos, M., Piscart, C., Plantegenest, M., 2022. Assessing spatial deposition of aquatic subsidies by insects emerging from agricultural streams. *Science of The Total Environment* 837, 155686. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155686>
- Ravot, C., Laslier, M., Hubert-Moy, L., Dufour, S., Le Coeur, D., Bernez, I., 2020. Large dam removal and early spontaneous riparian vegetation recruitment on alluvium in a former reservoir: Lessons learned from the pre-removal phase of the Sélune River project (France). *River Research and Applications* 36, 894–906. <https://doi.org/10.1002/rra.3535>
- Renöfält, B.M., Lejon, A.G.C., Jonsson, M., Nilsson, C., 2013. Long-Term Taxon-Specific Responses of Macroinvertebrates to Dam Removal in a Mid-Sized Swedish Stream. *River Research and Applications* 29, 1082–1089. <https://doi.org/10.1002/rra.2592>
- Rodríguez-Pérez, H., Pannard, A., Gorzerino, C., Pellan, L., Massé, S., Bouger, G., Chorin, M., Roussel, J.-M., Piscart, C., 2021. Ecological consequences of consecutive river damming for three groups of bioindicators. *Ecological Indicators* 131, 108103. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108103>
- Stallins, J.A., 2006. Geomorphology and ecology: Unifying themes for complex systems in biogeomorphology. *Geomorphology, Linking Geomorphology and Ecology* 77, 207–216. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.01.005>
- Sullivan, S.M.P., Manning, D.W.P., 2017. Seasonally distinct taxonomic and functional shifts in macroinvertebrate communities following dam removal. *PeerJ* 5, e3189. <https://doi.org/10.7717/peerj.3189>
- Sullivan, S.M.P., Manning, D.W.P., Davis, R.P., 2018. Do the ecological impacts of dam removal extend across the aquatic–terrestrial boundary? *Ecosphere* 9, e02180. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2180>



- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., Usseglio-Polatera, P., 2010. *Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions, Paris.
- Tal, M., Gran, K., Murray, A.B., Paola, C., Hicks, D.M., 2004. Riparian Vegetation as a Primary Control on Channel Characteristics in Multi-Thread Rivers, in: *Riparian Vegetation and Fluvial Geomorphology*. American Geophysical Union (AGU), pp. 43–58. <https://doi.org/10.1029/008WSA04>
- Thompson, R.M., Phillips, N.R., Townsend, C.R., 2009. Biological consequences of clear-cut logging around streams—Moderating effects of management. *Forest Ecology and Management* 257, 931–940. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.10.025>
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 130–137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>
- Vargas-Luna, A., Crosato, A., Anders, N., Hoitink, A.J.F., Keesstra, S.D., Uijttewaal, W.S.J., 2018. Morphodynamic effects of riparian vegetation growth after stream restoration. *Earth Surface Processes and Landforms* 43, 1591–1607. <https://doi.org/10.1002/esp.4338>
- Vesipa, R., Camporeale, C., Ridolfi, L., 2015. Noise-driven cooperative dynamics between vegetation and topography in riparian zones. *Geophysical Research Letters* 42, 8021–8030. <https://doi.org/10.1002/2015GL065688>
- Viles, H.A., Naylor, L.A., Carter, N.E.A., Chaput, D., 2008. Biogeomorphological disturbance regimes: progress in linking ecological and geomorphological systems. *Earth Surface Processes and Landforms* 33, 1419–1435. <https://doi.org/10.1002/esp.1717>
- Walter, C., Tullos, D.D., 2010. Downstream channel changes after a small dam removal: Using aerial photos and measurement error for context; Calapooia River, Oregon. *River Research and Applications* 26, 1220–1245. <https://doi.org/10.1002/rra.1323>
- Webb, B.W., Zhang, Y., 2004. Intra-annual variability in the non-advective heat energy budget of Devon streams and rivers. *Hydrological Processes* 18, 2117–2146. <https://doi.org/10.1002/hyp.1463>
- Wilcox, A.C., O'Connor, J.E., Major, J.J., 2014. Rapid reservoir erosion, hyperconcentrated flow, and downstream deposition triggered by breaching of 38 m tall Condit Dam, White Salmon River, Washington. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface* 119, 1376–1394. <https://doi.org/10.1002/2013JF003073>
- Winterbourn, M.J., Chadderton, W.L., Entekin, S.A., Tank, J.L., Harding, J.S., 2007. Distribution and dispersal of adult stream insects in a heterogeneous montane environment. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* 168, 127–135. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2007/0168-0127>



# Annexe 1

## Méthodes d'analyse de la dynamique biomorphologique des berges

### 1. Suivi à l'échelle des sites

À l'échelle des sites, 2 suivis ont été réalisés : un suivi par drone des 4 sites entre 2020 et 2022 et un suivi *in situ* de 2 des sites (Vezin et les Biards) entre 2021 et 2022. Avant de présenter, la méthode de ces deux suivis, il convient de présenter les caractéristiques de ces sites, caractéristiques qui influencent l'analyse qui sera faite des résultats.

### Position et caractéristique des sites d'étude

Les quatre sites restaurés se distribuent longitudinalement dans l'ancienne retenue, ils *n'ont donc pas la même historique des évènements subis depuis le début du projet de restauration. Dans la mesure où ces différences peuvent avoir une influence sur la nature des résultats obtenus, il convient de les caractériser. Ces différences sont principalement dues à :*

- L'ancienneté de l'exondation (selon la 1<sup>ère</sup> vidange) par rapport aux inventaires de juin 2021 : Les plaines et berges du site République situées à l'amont ont été exondées depuis respectivement 75 mois (~6 ans) et 47 mois (~4 ans) alors qu'à l'aval, l'ont été entre 36 et 33 mois (~3 ans) pour les plaines et berges des Biards et de Vezins
- L'intensité des travaux de gestion sédimentaire (via opération de génie civile): Au site République, la plaine a fait l'objet de deux reprofilages lorsque la berge n'a été remaniée qu'une seule fois ; au Biards, l'intervention du génie civile n'a eu lieu qu'une seule fois (berge et plaine) ; Les sites de Vezins, censées être mise en défend ont été remaniées en particulier sur la partie plaine mais également par « débordement » (passage d'engins et de canalisations) sur la berge en quelques points (notamment Vezins amont RG et Vezins aval RD)

Cet état de fait permet ainsi d'évaluer la variabilité des *dynamiques de recolonisation* et de *réajustements des profils de berge* selon les deux gradients suivants : un gradient dynamique (lié au stade de développement depuis exondation et travaux) et un gradient de perturbation (lié à l'intensité des travaux). À cet égard, une analyse rétrospective préalable menée dans le cadre du projet SERIPAGE (2014-2018) révèle que l'ensemble des quatre sites étudiés ici couvrent l'ensemble du spectre de variation des végétations émergentes.

Du fait de leur positionnement longitudinal au sein de la néo-vallée, les quatre sites restaurés ont été exondés de manière successive, au gré du processus de vidange (Figure 43). Deux d’entre elles ont fait l’objet de travaux d’ingénierie (reprofilage) suite à leur exondation (République et Les Biards), les deux autres ont été laissées libre d’évoluer (sur une largeur de 2 à 5m à partir du chenal) depuis la vidange de la retenue (Vezins Amont et Vezins Aval).

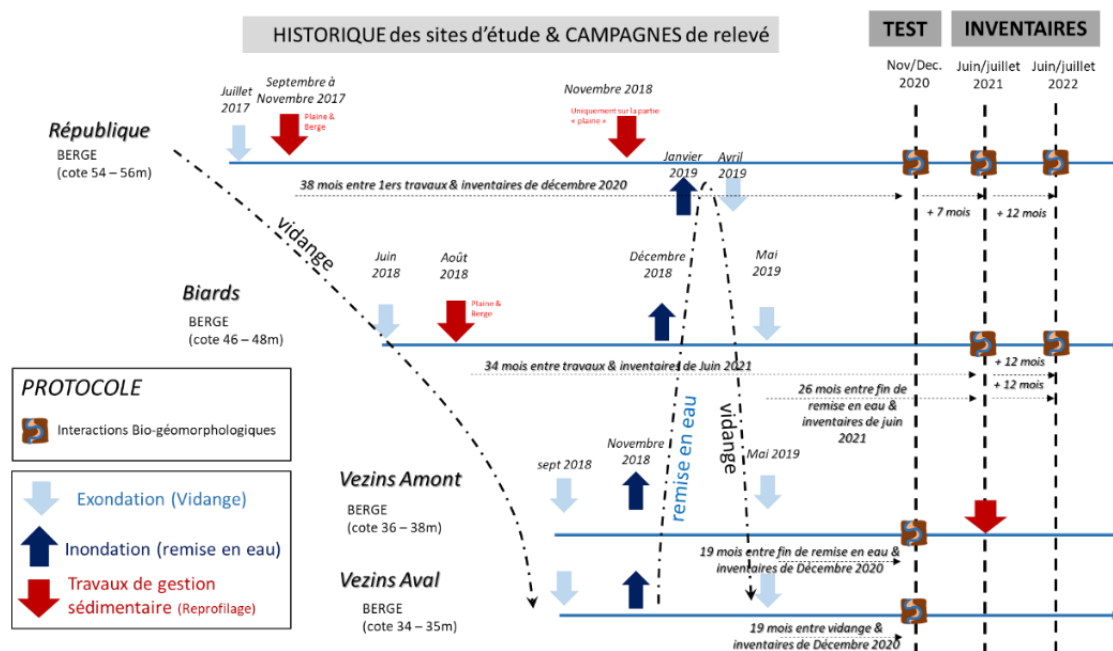


Figure 43. Chronique des événements majeurs subis par les sites d'étude de la néo-vallée (i.e. le processus de vidange et de remise en eau et les travaux d'ingénierie de type reprofilage des berges)

## Protocole de suivi par drone

Les données acquises par drone comprennent, pour chaque site et pour les années 2020, 2021 et 2022, une image ortho rectifiée dans la gamme spectrale du visible ainsi qu'un Modèle Numérique de Surface ou MNS (Figure 44). Ces données ont été produites par traitement photogrammétrique à partir de photographies stéréoscopiques prises par un drone de type « aile volante ».

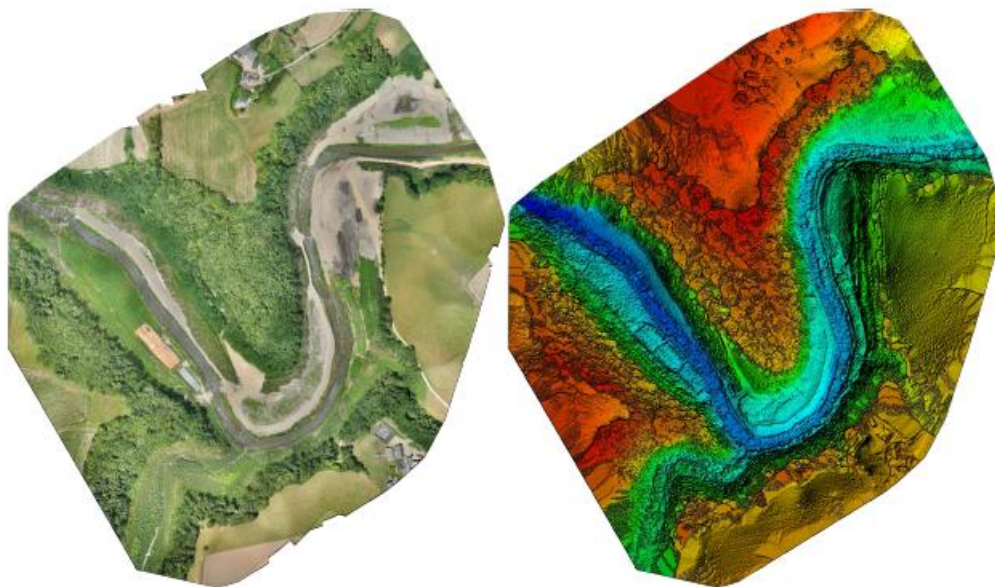


Figure 44. Illustrations des données issues de l'acquisition par drone comprennent une image RVB ortho rectifiée (à gauche) et un modèle numérique de surface ou MNS (à droite), site de Vezin

Les acquisitions de ces données ont été faites annuellement (2020, 2021 et 2022) en période estivale pour bénéficier de faibles niveaux d'eau permettant l'observation d'une plus grande portion de berge (Tableau 13 ; Figure 45). Les observations de 2020 ont été réalisées pour un débit inférieur de celles de 2021 et 2022. Cela génère un biais difficile à évaluer car dépendant de la microtopographie locale (biais d'autant plus fort que la topographie des berges est plane). Une autre acquisition drone a été faite en février 2020 afin de tester et valider le protocole d'acquisition de donnée.

Tableau 13. Métadonnées de l'ensemble des acquisitions faites par drone

Sites	Résolution spectrale	Données	Résolution spatiale	Précision recalage	Débit QmnJ (m <sup>3</sup> /sec)	Source
Biards (BD)	RVB	Image ortho rectifiée + MNS	4 cm	0,8 - 3,1 cm	Sept. 2020 : 1,3 Juillet 2021 : 4,75 Juillet 2022 : 3,58	D2T
République (RQ)			3-4 cm	1 - 7,5 cm		
Vezins amont (VZAM)			4-5cm	1,3 - 11 cm		
Vezins aval (VZAL)			4-5cm	1,3 - 11 cm		

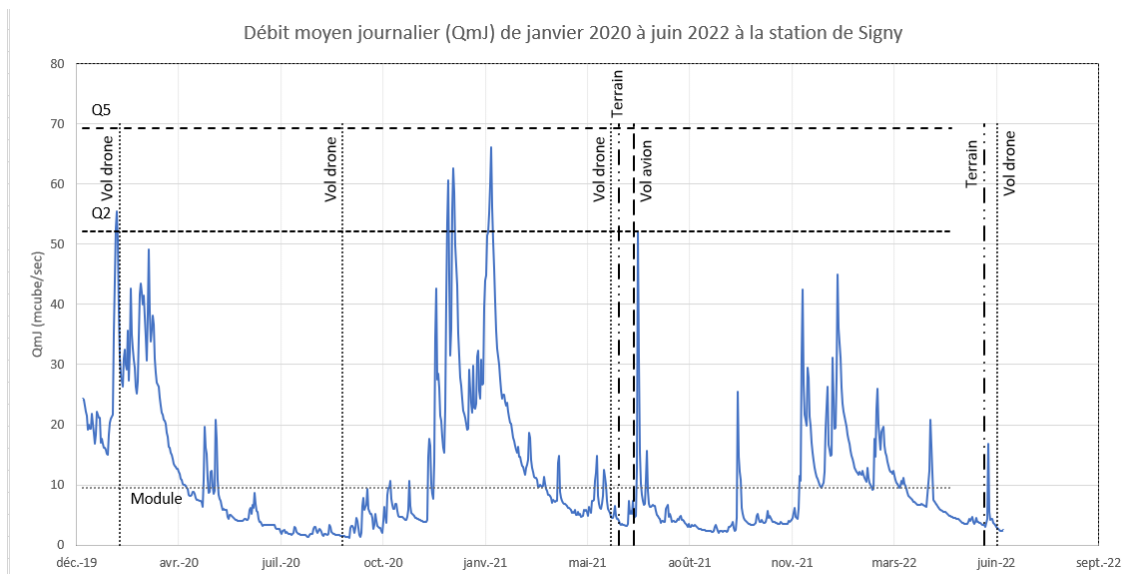


Figure 45. Date des relevés et chronique des débits en m<sup>3</sup>/s de la Sélune mesurés sur le site du pont de Signy

À partir des données drones, deux périodes ont été étudiées : la période 2020-2021 (entre les vols de 2020 et de 2021) et la période 2021-2022 (entre les vols de 2021 et de 2022). Pour chaque période, les indicateurs de changements morphologiques au niveau des berges suivants ont été mesurés :

- La mobilité de la ligne d'eau (flèche bleue sur la Figure 46) est un premier indicateur utilisable en admettant que les niveaux d'eau entre les deux dates n'aient pas de différence trop importante ; ce qui est le cas entre 2021 et 2022, mais moins vrai pour 2020.
- Le retrait de la végétation peut également être un indicateur traduisant une érosion de berge ayant conduit à la disparition de la végétation (flèche verte sur la Figure 46). Cet indicateur est moins sensible que le premier à l'effet généré par la différence de débit lors des prises de vue.

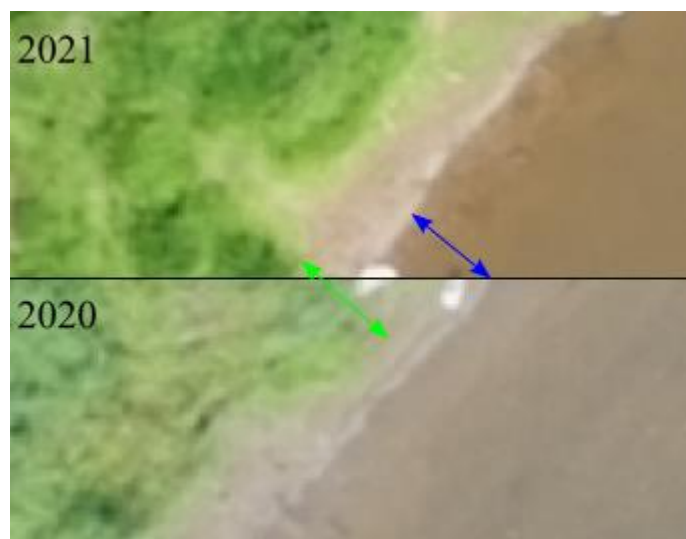


Figure 46. Illustration des indicateurs utilisés pour quantifier l'érosion entre deux dates. En bleu, l'identification du recul de la ligne d'eau ; en vert, le recul de la surface végétalisée

La mesure de ces changements a été réalisée sur la base de classifications des images drones. Les images ortho-rectifiées RVB ont d'abord été classifiées en trois objets : eau, sol nu et végétation (Figure 47). Les images classifiées ont ensuite été appariées par date et par site. Le calcul des changements d'occupations du sol pour chaque paire de classifications a été fait sur le package « SCP » disponible sur le software QGIS. Les différents types changements interannuels d'occupations du sol ont été cartographiés (Figure 48) et quantifiés, le recul de la ligne et le retrait de la végétation étant assimilés à de l'érosion de berge.



Figure 47. Exemple de cartographie de l'occupation du sol sur un site à partir des images ortho-rectifiées RVB

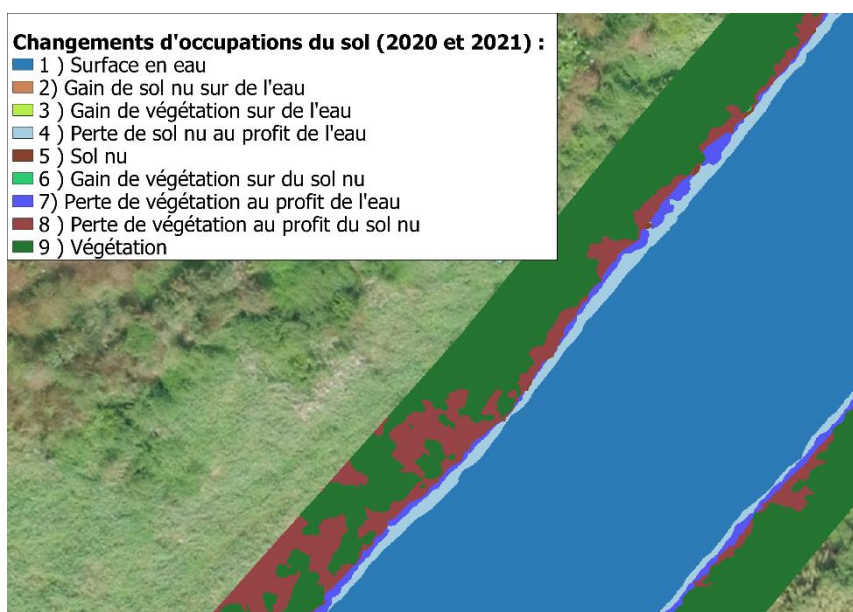


Figure 48. Exemple de cartographie des changements d'occupations du sol sur un site à partir des images ortho rectifiées RVB

## Protocole de suivi *in situ* des interactions bio-géomorphologiques

En complément du suivi par drone, 2 sites ont également fait l'objet d'un suivi *in situ* des caractéristiques bio-géomorphologiques des berges : les Biards et République. Pour cela, un protocole a été appliqué afin de décrire l'état des végétations recolonisant les berges de la Sélune à l'interface avec le chenal et à en étudier la variabilité spatiale, à l'échelle de chaque site et la variabilité temporelle (campagnes 2021 et 2022), parallèlement à une caractérisation morphologique des berges et rives de la Sélune.

Chaque site a été délimité spatialement pour qu'il intègre différents faciès d'écoulement et représente le fonctionnement hydromorphologique restauré en s'appuyant sur les principes du protocole CARHYCE. Chaque site comprend 15 transects transversaux (T01 à T15) équidistant et positionnés longitudinalement (intervalle entre 17 et 20m, basée sur la largeur moyenne du lit mineur de chaque site). Trois types de mesures ont été réalisées : i) un profil longitudinal en pied de berge pour mesurer la mobilité latérale des berges, ii) un profil transversal sur berge et iii) des relevés botaniques au sein de quadrats (Figure 49). Pour chaque transect transversal, deux quadrats ont ainsi été positionnés en berge (un rive gauche et un rive droite), au plus près de l'interface entre le chenal et la berge.

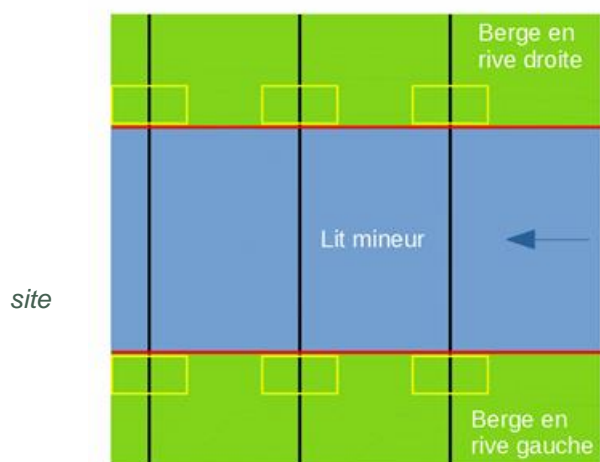


Figure 49. Organisation des mesures *in-situ* sur un (échelle locale). En noir les profils topographiques transversaux, en rouge les profils longitudinaux en pieds de berge et en jaune les quadrats des relevés botaniques.

La démarche de positionnement du quadrat a été normalisée et consiste à positionner le quadrat à partir du pied de berge (repéré par la rupture de pente entre la berge et le fond du lit

mineur et en considérant la cohésion du substrat) (

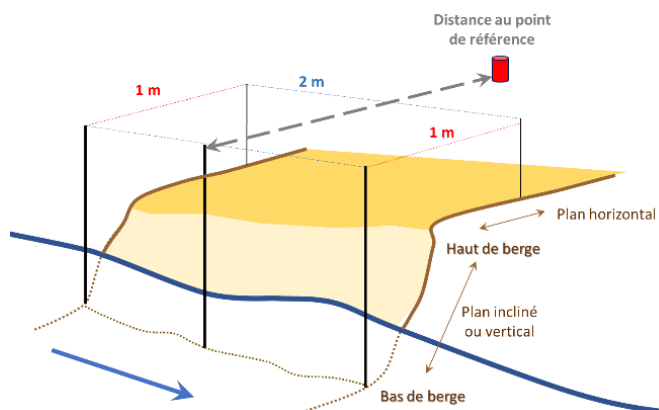


Figure 50). De forme rectangulaire, il est orienté de manière parallèle au fleuve et perpendiculaire au transect transversal. D'une longueur de 2 mètres (x 1 m de large), ce dernier doit être positionné de part et d'autre de l'intersection entre le transect et le fleuve (soit 1 mètre en amont, 1 mètre en aval). Pour s'assurer de la qualité du suivi, des clous de géomètre (géoréférencés) ont été positionnés plus haut sur la berge.

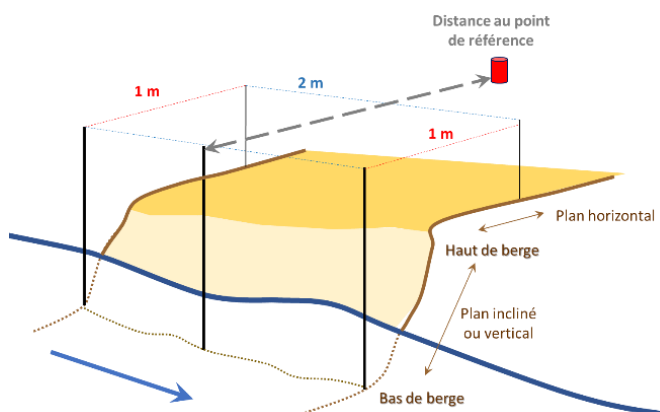


Figure 50. Principe de positionnement du quadrat pour le relevé

Pour chaque quadrat (2m<sup>2</sup> soit 1 m de large x 2 m de long), le relevé de la végétation s'établi au sein quadrat selon la démarche suivante :



### Etape n°1 - Caractérisation du profil de berge

Il s'agit de repérer les différents types de faciès topographiques en présence (ex. Incliné, Horizontal, Vertical) et d'évaluer i) leur ordre d'apparition depuis le chenal jusqu'au haut de berge et ii) leur représentativité (% d'occupation du sol dans le quadrat) selon la projection orthogonale (Figure 51).

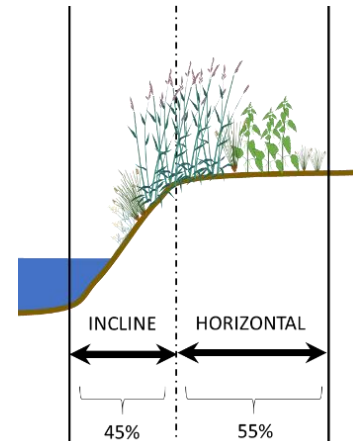


Figure 51. Illustration de la démarche de caractérisation de la succession de faciès pour un profil de berge

### Etape n°2 - Caractérisation de la structure de la végétation

Il s'agit de repérer les différentes *Classes de Hauteur* pour chaque faciès et d'estimer le recouvrement occupé par chacune d'entre elles en considérant leur emprise au sol selon une projection orthogonale au sol (recouvrement total = 100 %) (Figure 52). Les intervalles de classes (en cm) sont les suivantes :

- Classe 5 : ]150 – 200]
- Classe 4 : ] 100 – 150]
- Classe 3 : ]50-100]
- Classe 2 : ]5-50]
- Classe 1 : [0-5]
- Classe 0 : zones sans végétation

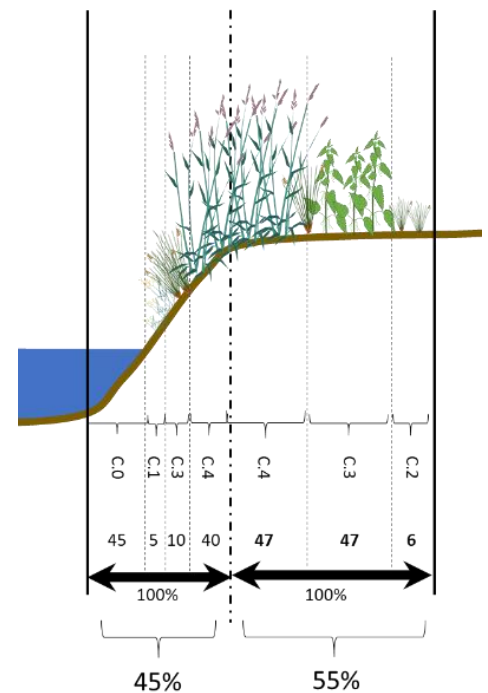
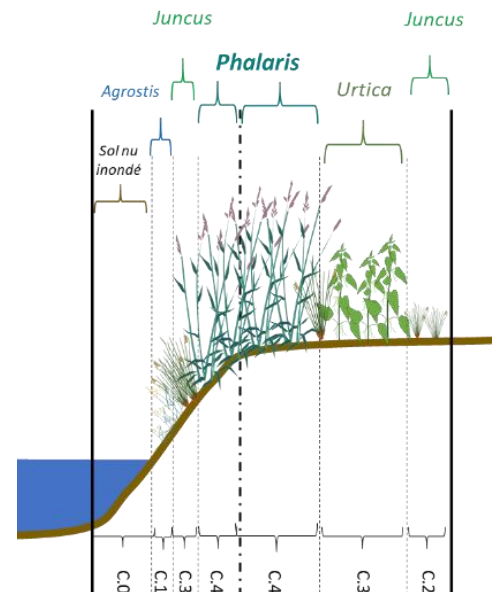


Figure 52. Illustration de la démarche de caractérisation de la structure de la végétation : i) Repérage des Classes de Hauteur et ii) Estimation des pourcentages de recouvrement par faciès

### Etape n°3 - Caractérisation de la composition de la végétation

Il s'agit de notifier une à deux espèces dominantes au sein de chaque classe de hauteur (Figure 53). Le choix de se concentrer sur l'espèce « dominante » repose sur l'hypothèse d'un rôle structurant de celle-ci dans les processus fonctionnels associés (Grime 1998, Mokany et al., 2008, O'Hare et al., 2016). Concernant la Classe 0 (cas d'absence de recouvrement par la végétation), il s'agit de préciser comme « espèce dominante » s'il s'agit : de sédiment (+/- fin), de pierres, de bloc, de souches ou autres à préciser).

Figure 53. Illustration de la démarche de caractérisation de la composition de la végétation via l'identification des espèces dominantes de chaque classe de hauteur



## 1. Suivi morphologique à l'échelle de l'ancienne retenue

Afin de replacer la dynamique biomorphologique des berges analysées à l'échelle des sites d'étude, une analyse complémentaire de la dynamique de l'érosion des berges à l'échelle de l'ensemble de l'ancienne retenue a été réalisée. Pour cela, la dynamique d'érosion des berges a été mesurée par comparaison de photographies aériennes à deux dates : 2019-2021 (Tableau 14).

Tableau 14. Caractéristiques des images aériennes utilisées dans le cadre de l'étude

Date d'acquisition	Résolution spectrale	Résolution spatiale	Débit moyen Journalier lors de l'acquisition	Source
27 juin 2019	RVB	50 cm	3,6 m <sup>3</sup> /s	IGN
23 juin 2021	RVB	7 cm	4,7 m <sup>3</sup> /s	Acquisition IETR

## 2. Analyse préalable des données biologiques et physiques

Afin d'étudier les relations entre dynamique morphologique et végétation des berges, des analyses préalables ont été nécessaires. Ces analyses ont été réalisées sous la forme de typologies afin de disposer d'un cadre analytique de description des types de profils morphologiques, des types de végétations et des conditions phyto-morphologiques présents sur les berges des sites d'étude.

## Typologie des profils morphologiques des berges

Cette étape a consisté à décrire de manière simplifiée la forme de la berge comme une succession ordonnée de « faciès » (comportant 3 modalités : Vertical, Incliné, Horizontal) depuis le pied de berge, chaque faciès correspondant à une gamme de valeurs angulaires estimée visuellement. La description de ces faciès, de leur ordre et de leur pourcentage de recouvrement a permis de caractériser un profil pour chaque berge et, ensuite, d'établir une typologie de celles-ci (pour le détail des tests méthodologiques cf. Lanoë, 2023) (

### Proposition de Typologie Synthétique Morphologique

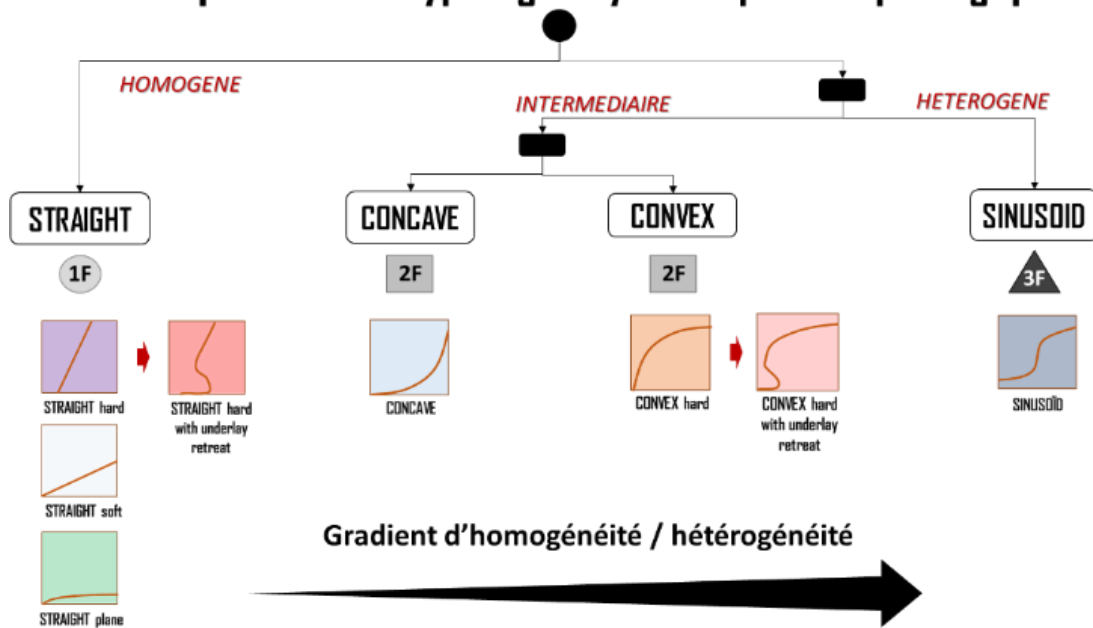


Figure 54).



Figure 54. Typologie synthétique de la morphologie des profils de berge

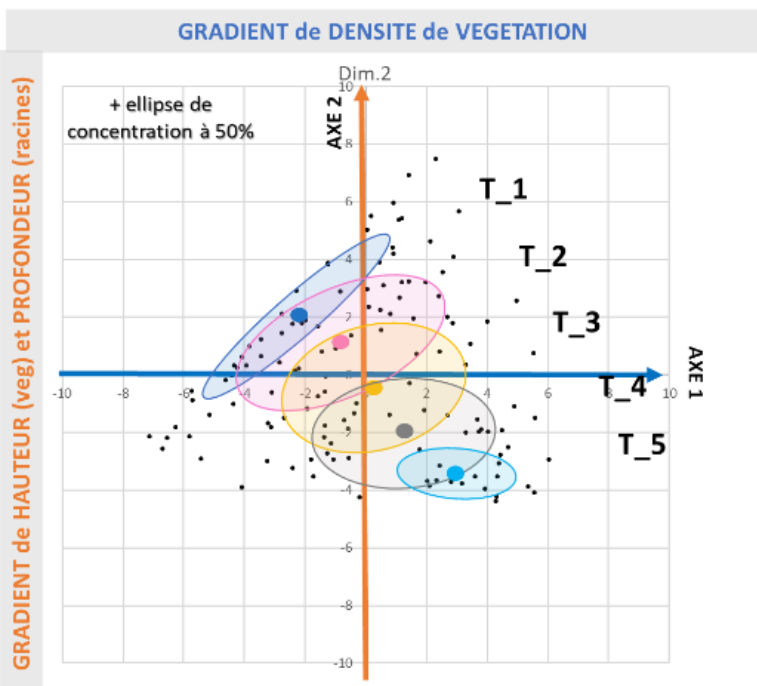
## Typologie des végétations

Une typologie des végétations a été élaborée sur la base des données collectées depuis le début de l'étude (2020 à 2022)<sup>2</sup> en considérant l'ensemble des sites restaurés (Vezins amont, Vezins aval, les Biards et République) et des sites non restaurés (Milly, Virey et Signy) (cf. Lanoë, 2023 pour plus de détail). Pour cela, une classification hiérarchique (méthode Ward, distance euclidienne) a été appliquée à un tableau de données composition floristique contenant le pourcentage de recouvrement des taxons.

## Typologie phyto-morphologique des berges

En combinant les caractéristiques morphologiques et végétales des berges, il a été possible de réaliser une typologie phyto-morphologique qui synthétise l'ensemble des informations morphologiques et écologiques et qui décrit ainsi la diversité des berges rencontrées sur les néo-sites de la Sélune. Cette typologie phyto-morphologique croise des informations issues de la typologie morphologique des profils de berge (cf. ci-dessus) et d'une typologie phyto-écologique de la végétation. La typologie phyto-écologique repose sur une analyse multivariée (ACP) d'une sélection de 41 variables identifiées comme étant les plus structurantes par une série de tests : nombre de classes de hauteur, traits biologiques liés aux systèmes racinaires, formes biologiques, etc. Elle distingue 5 types répartis sur un double gradient de densité de végétation d'une part

et de hauteur du système aérien (appareil végétatif) et profondeur du système souterrain (racines) de la végétation d'autre part (Figure 55 ; Tableau 15).



<sup>2</sup> Dans le cadre de la préparation de la définition des protocoles et avant l'abandon de certains sites du fait des travaux, des relevés avaient été réalisées dès 2020. Ils sont inclus dans certaines analyses, notamment les analyses descriptives.



Figure 55. Positionnement des types phytoécologiques dans le plan factoriel de l'ACP réalisée pour les identifier (Axes et Inertie : 1<sup>er</sup> axe = 24.62% ; 2<sup>ème</sup> axe = 19.16%)

Tableau 15. Distribution des types phyto-écologiques par sites

Typologie PHYTO-Ecologique	BIARDS		REPUBLIQUE		Total général	Frequence
	2021	2022	2021	2022		
T_1	20	7	5	3	35	27.3
T_2	7	7	7	5	26	20.3
T_3	6	9	8	6	29	22.7
T_4	1	8	9	11	29	22.7
T_5		3	1	5	9	7.0
Total général	34	34	30	30	128	128



# Annexe 2

## Protocoles d'échantillonnage des macroinvertébrés et de la végétation

### Imagos des macroinvertébrés aquatiques et macroinvertébrés terrestres volants

Pour explorer les communautés de macroinvertébrés aquatiques émergents et celles de macroinvertébrés terrestres volants, six pièges collants ont été déployés sur chacun des six sites en Juillet 2021. Un piège correspond à une feuille plastifiée au format A3 avec de la colle peinte sur une seule face et accrochée à environ 1,20 m sur un poteau planté dans le sol. Trois pièges collants ont été placés sur la rive à une distance < 2 m de la rivière, et trois pièges étaient situés à > 10 m de la rivière. Les pièges sont restés sur place pendant une semaine, entourés de films plastiques après récolte, puis stockés dans des congélateurs à une température de -20°C.

### Macroinvertébrés benthiques et terrestres épigées

Les macroinvertébrés benthiques, dénommés "invertébrés aquatiques", ont été échantillonnés à l'aide d'un filet Surber (surface de collecte : 0,05 m<sup>2</sup> ; taille des mailles : 500 µm). Les macroinvertébrés terrestres, dénommés "invertébrés terrestres", ont été échantillonnés à l'aide d'un échantillonneur à succion (13 cm de diamètre ; taille des mailles : 500 µm). Pour reproduire la zone de collecte des invertébrés aquatiques (0,05 m<sup>2</sup>), quatre succions ont été effectuées pendant 10 secondes pour constituer un échantillon d'invertébrés terrestres. Ensuite, six échantillons d'invertébrés aquatiques et terrestres par site et par date ont été collectés pour refléter les habitats dominants présents sur les sites. Les échantillons ont été conservés sur le terrain avec de l'éthanol 96° et stockés jusqu'à leur traitement en laboratoire. Les échantillons ont été triés sous loupe binoculaire et identifiés à la résolution taxonomique la plus basse (c'est-à-dire au niveau de l'espèce ou de la morpho-espèces), à l'exception de certains taxons (par exemple les nématodes, les acariens, les mouches, les mouches), qui ont été identifiés au niveau de la famille ou de l'ordre. Nous utilisons les termes "taxons" ou "richesse" ou "richesse taxonomique" en référence à cette diversité de résolutions taxonomiques dans notre base de données. L'échantillonnage des invertébrés aquatiques dans à Milly, Virey et République n'a pas été réalisé en 2021.

### Végétation riveraine

La végétation riveraine a été caractérisée sur chaque site à l'aide de 18 quadrats (1 x 1 m). Pour chaque quadrat, l'identité des espèces et le pourcentage de couverture relative ont été déterminés in situ par la même personne au cours des trois années d'échantillonnage. Les quadrats ont été placés soit près (n = 9), soit plus loin (n = 9 ; > 15 m selon la topographie du terrain) du cours d'eau afin d'intégrer les hétérogénéités locales dans les conditions des sites. Il est à noter que les communautés d'invertébrés terrestres et la végétation riveraine ont toutes été échantillonnées à moins de 20 m du lit de la rivière. Les informations de 12 quadrats de Milly en 2020 ont été perdues tandis que neuf quadrats de Signy n'ont pas été réalisés en 2021. L'emplacement exact des quadrats (c'est-à-dire la végétation riveraine) et des zones de collecte (c'est-à-dire les invertébrés aquatiques et terrestres) pouvait varier de quelques mètres au maximum d'une année à l'autre.

# Annexe 3

## Protocoles de mesure du métabolisme de la Sélune

### 1. Composition et biomasse du phytobenthos

La biomasse des chlorophycées (algues vertes), des diatomées et des cyanobactéries du biofilm se développant sur les substrats durs a été estimée sur chaque site à la fin des mois de juin 2020, 2021 et 2022 à l'aide d'une sonde à fluorescence BBE Benthotorch (bbe moldaenke GmbH, Allemagne). Sur chaque site, 28 à 34 mesures ont été prises aléatoirement à la surface des substrats durs (galets et blocs).

### 2. Métabolisme benthique

Le métabolisme benthique du lit de la rivière a été estimé dans toutes les stations au printemps (mi-mai) et à l'été (fin juillet) 2022, sauf sur les sites de Vezins et de Signy où l'utilisation d'équipements et d'outils de mesure n'a pas été possible (turbidité élevée et sédiments instables au fond du cours d'eau en relation avec l'arasement du barrage de la Roche Qui Boit en juin 2022). Le métabolisme a été estimé à l'aide de chambres benthiques en acrylique translucide et de chambres benthiques opaques en PVC pour l'estimation des flux benthiques de CO<sub>2</sub>. Les chambres de 20 cm de diamètre ont été enfouies d'environ 10 cm dans le sédiment afin d'atteindre un volume d'environ 3 L pour la mesure des échanges gazeux. Les chambres étaient équipées au sommet d'un enregistreur de température/lumière (HOBO Temperature/Light sensor UA-002), et d'un mélangeur manuel inséré dans des presse-étoupes qui rendent les chambres étanches. Le mélangeur a été utilisé pour homogénéiser l'eau à l'intérieur de la chambre juste avant l'échantillonnage de l'eau. Un tube en PVC (de 6 et 4 mm de diamètre extérieur et intérieur, respectivement) muni d'un robinet inséré dans un presse-étoupe placé en haut de la chambre permet à l'eau de s'écouler dans la chambre pendant l'immersion et évitait que des bulles d'air ne pénètrent dans la chambre. Le tube en PVC permet également l'échantillonnage de l'eau au milieu de la chambre, à environ 10 cm au-dessus du sédiment. Les chambres étaient placées généralement entre 10h30 et 11h00 et fixées à l'aide de deux tiges filetées (12 mm de diamètre) enfoncées de 40 cm dans le sédiment et de gros écrous à ailettes pour la maintenir dans le sédiment. Cinq paires de chambres opaques et transparentes ont été placées sur un sédiment meuble de type gravier à chaque station afin de faciliter l'insertion de la chambre dans les sédiments, dans des zones de moins de 1 m de profondeur et à 1 à 2 m de la berge pour éviter les zones ombragées et les îlots de végétation. L'incubation dure environ 5 heures, pendant lesquelles la température et la lumière ont été enregistrées toutes les 10 minutes. Au début et à la fin de l'incubation, des échantillons d'eau de 100 ml ont été prélevés à l'aide de seringues de 200 ml munies connectées à l'extrémité du tuyau en PVC équipé d'un robinet de seringue Luer-lock. Chaque échantillon d'eau a été complété par l'ajout de 100 ml d'air dans les seringues, et agité pendant deux minutes pour homogénéiser la concentration des gaz dissous et des gaz de l'air. Ensuite, l'air contenue dans les seringues a été stocké dans des sacs pour les prélèvements de gaz de type Tedlar puis stocké à température ambiante (20 °C) pendant moins de 24 h avant l'analyse. Pour chaque station, des échantillons d'air supplémentaires ont été prélevés au début et à la fin de l'incubation afin de connaître les concentrations en CO<sub>2</sub> atmosphérique. Les concentrations de CO<sub>2</sub> ont finalement été mesurées au laboratoire par GC-MS (microGC 3000, Agilent Technologies, Inc., Santa Clara, USA).

La concentration de CO<sub>2</sub> (C, mmol) dans la chambre a été calculée comme suit (Eq1)



$$C = \left( \beta + \frac{V_{atm}}{V_{water}} \right) \times (C_{water} - C_{atm}) \quad (\text{Eq1})$$

où  $V_{water}$  est le volume (ml) de l'échantillon dans la seringue et  $V_{atm}$  est le volume de l'espace de tête,  $C_{atm}$  et  $C_{water}$  sont les concentrations de  $\text{CO}_2$  (ppm) mesurées avec le micro-GC dans l'atmosphère et dans l'eau, et  $\beta$  est le coefficient de dissolution de Bunsen (L/Latm) calculé comme suit (Eq 2) :

$$\ln(\beta) = a_1 + a_2 \left( \frac{100}{T} \right) + a_3 \ln \left( \frac{T}{100} \right) + S \left[ b_1 + b_2 \left( \frac{T}{100} \right) + b_3 \left( \frac{T}{100} \right)^2 \right] \quad (\text{Eq2})$$

Où  $a$  et  $b$  sont des constantes pour le calcul de Bunsen (Weiss, 1970, 1974),  $T$  est la température (K) et  $S$  la salinité (‰).

Le flux de  $\text{CO}_2$  dans la chambre ( $\text{FCO}_2$ ,  $\text{mmol.m}^2.\text{day}^{-1}$ ) a été calculé comme suit (Eq3) :

$$F_{CO_2} = (C_t - C_0) \times \frac{24}{t_i} \times V_c / S_c \quad (\text{Eq3})$$

Où  $C_0$  est la concentration de  $\text{CO}_2$  au début de l'incubation et  $C_t$  la concentration à la fin,  $t_i$  est la durée de l'incubation (en h),  $V_c$  le volume de la chambre (en L) et  $S_c$  la surface du sédiment enfermé dans la chambre (en  $\text{m}^2$ ).

Nous avons utilisé le  $\text{FCO}_2$  dans les chambres obscures comme indicateur du taux de respiration (RE) du benthos, et la différence entre le  $\text{FCO}_2$  dans les chambres claires et obscures comme indicateur de l'activité photosynthétique (GPP).

En outre, les biomasses d'algues vertes, de diatomées et de cyanobactéries ont été estimées à l'intérieur de chaque chambre benthique à l'aide d'une sonde à fluorescence BBE Benthotorch (bbe moldaenke GmbH, Allemagne).

Enfin, les paramètres suivants ont été enregistrés toutes les 10 secondes dans l'eau entourant les chambres pendant l'incubation, à l'aide d'une sonde multiparamétrique YSI EXO2 (YSI, Yellow Springs, OH, États-Unis) : température ( $^{\circ}\text{C}$ ), conductivité électrique ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$  corrigée à  $25^{\circ}\text{C}$ ), oxygène dissous (% et  $\text{mg.L}^{-1}$ ), turbidité (NTU), pH, algues totales (chlorophylle + phycocyanine et phycoérythrine, RFU), matière organique dissoute fluorescente (fDOM, QSU) et profondeur de l'eau (m).