

TACHE

3

Mesurer l'état d'un écosystème en évaluant son « bon » fonctionnement



Chapitres

PARTIE 1 :

SUIVIS DES OPERATIONS DE RESTAURATION A L'AIDE DES BIOINDICATEURS

PARTIE 2 :

RESTAURATION ECOLOGIQUE DES BERGES

Table des matières

INTRODUCTION GENERALE.....	1
INTRODUCTION PARTIE 1.....	3
3.1. PRINCIPES DES BIOINDICATEURS SELECTIONNES	3
3.1.1 LES MACROPHYTES ET L'INDICE IBMR	3
SUIVIS DES OPERATIONS DE RESTAURATION A L'AIDE DES BIOINDICATEURS	3
3.1.2 LES INVERTEBRES BENTHIQUES ET L'INDICE IBG-DCE	4
3.1.3 LES PEUPELEMENTS PISCICOLES ET L'INDICE IPR.....	4
3.1.4 LA DECOMPOSITION DE LA LITIERE	6
3.1.5 LE COLMATAGE DU SEDIMENT	6
3.2. REPONSES DES BIOINDICATEUR A L'ARASEMENT DES PETITS OBSTACLES A L'ECOULEMENT	7
3.2.1 LES MACROPHYTES ET L'INDICE IBMR	7
3.2.2 LES INVERTEBRES BENTHIQUES ET L'INDICE IBG-DCE	15
3.2.3 L'OUTIL DIAGNOSTIQUE MACROINVERTEBRES.....	19
3.2.4 LES PEUPELEMENTS PISCICOLES ET L'INDICE IPR.....	21
3.2.5 LA DECOMPOSITION DE LA LITIERE	29
3.2.6 LE COLMATAGE DU SEDIMENT	32
3.3. REPONSES DES BIOINDICATEURS AUX REMISES EN TALWEG.....	35
3.3.1 L'INDICE IBMR	35
3.3.2 L'INDICE IBG-DCE	42
3.3.3 L'INDICE IPR.....	45
3.3.4 LA DECOMPOSITION DE LA LITIERE	61
3.3.5 LE COLMATAGE DU SEDIMENT	63
3.4. PROPOSITIONS DE SUIVIS	65
3.4.1 POUR LES MACROPHYTES.....	65
3.4.2 POUR LES MACROINVERTEBRES.....	70
3.4.3 POUR LES POISSONS.....	70
3.4.4 LES AUTRES INDICATEURS FONCTIONNELS	73
CONCLUSION PARTIE 1.....	75
BIBLIOGRAPHIE PARTIE 1	76
FICHE 9 : CARACTERISATION HYDROMORPHOLOGIQUE DES HABITATS PISCICOLES.....	80
FICHE 10 : DECOMPOSITION DE LA LITIERE	87
FICHE 11 : COLMATAGE DES SEDIMENTS	89
FICHE 12 : PRODUCTION DE BIOFILM	90
INTRODUCTION PARTIE 2.....	92
RESTAURATION ECOLOGIQUE DES BERGES.....	92
3.5. IDENTIFICATION DES PARTENAIRES GESTIONNAIRES DE RIVIERE VOLONTAIRES POUR PARTICIPER A LEURS TRAVAUX IMPLIQUANT LES BERGES, ET INITIATION D'UN RESEAU REGROUPANT DES GESTIONNAIRES DES COURS D'EAU AVEC DES CHERCHEURS EN REB.....	93

3.6. IDENTIFICATION DES ACTIONS D'AMENAGEMENT EN BERGE EN BRETAGNE	94
3.6.1. ACTIONS EN BERGE, JUSTIFICATION D'UN SUIVI SCIENTIFIQUE AUTOUR DE LA QUESTION DES REMISES DANS LE TALWEG :	94
3.6.2 ACTIONS NOVATRICES DE RESTAURATION ECOLOGIQUE EN BERGE	97
3.7. PROPOSITIONS EN ECOLOGIE DE LA RESTAURATION ET TESTS DE SOLUTIONS NOUVELLES SUR CES AMENAGEMENTS POUR TENDRE VERS UNE RESTAURATION ECOLOGIQUE DES ZONES RIPARIENNES -PROTOCOLE REB-	97
3.8. PARTICIPATION A LA COMMUNICATION ET LA FORMATION DES GESTIONNAIRES DE COURS D'EAU POUR INSUFFLER PLUS D'ECOLOGIE DANS LEURS PRATIQUES ACTUELLES OU FUTURES EN AMENAGEMENT DES BERGES.....	105
3.8.1. COMMUNICATIONS DES RESULTATS.....	105
3.8.2. FORMATIONS	105
3.9. PERSPECTIVES : UN RESEAU FONCTIONNEL DE PARTENARIAT EN RESTAURATION ECOLOGIQUE DES BERGES	107
CONCLUSION PARTIE 2 : RESTAURATION ECOLOGIQUE DES BERGES	108
BIBLIOGRAPHIE PARTIE 2	109
ANNEXES	110
ANNEXE 1 : MISE EN PLACE DU PROTOCOLE REB, FORMATION DES TR DE BERCEAU SUR LA SEICHE	110
ANNEXE 2 : AFFICHE DE LA FORMATION TERRAIN BERCEAU.....	112
ANNEXE 3 : DEUX EXEMPLES DE TRAVAUX DE PROJET D'INGENIEUR, PAR DES ETUDIANTS EN FORMATION INITIALE, DANS LA PROMOTION DU RESEAU RECHERCHE/GESTION EN REB.....	113
ANNEXE 4 : PROJET 2019 DE MASTER 1 INSTITUT AGRO POUR BERCEAU	115
ANNEXE 5 : PROJET D'INGENIEUR 2020-21 UTILISATION D'INDICATEURS BIOLOGIQUES DANS LE CADRE DE TRAVAUX SUIVIS DE REB	116

Table des figures

Figure 1. Localisation des sites de suivi macrophytes sur le ruisseau de Pontplaincoot (PTAM1 amont direct de l'aménagement, PTAM2 et 3 amont lointain, PTAV1 aval de l'aménagement).....	8
Figure 2. Richesses spécifiques (graphiques de gauche) et abondances (graphiques de droite) des différents groupes taxonomiques sur le Pontplaincoot en 2018, 2019 et 2020.....	9
Figure 3. Résultats IBMR sur le site de Pontplaincoot en amont (PTAM1, 2,3) et aval (PTAV1) de l'aménagement pour les années 2018, 2019 et 2020	10
Figure 4. Zones de relevés macrophytes sur le site du ruisseau de Malville – secteur 1	10
Figure 5. Richesses spécifiques (graphiques de gauche) et abondances (graphiques de droite) des différents groupes taxonomiques sur le ruisseau de Malville (secteur 1) en 2018, 2019 et 2020	11
Figure 6. Notes IBMR sur le ruisseau de Malville – secteur 1, en amont (MAAM) et aval (MAAV) de l'aménagement, en 2018, 2019 et 2020	12
Figure 7. Positionnement des zones de relevés macrophytes sur le site du ruisseau du Traou Breuder.....	12
Figure 8. Richesses spécifiques (graphiques de gauche) et abondances (graphiques de droite) des différents groupes taxonomiques sur le ruisseau de Traou Breuder (secteur 1) en 2018, 2019 et 2020	13
Figure 9. Notes IBMR sur le ruisseau du Traou Breuder, en amont (LEGAM1, LEGAM2) et aval (LEGAV) de l'aménagement, en 2018, 2019 et 2020.....	14
Figure 10. Valeurs moyenne (\pm ET) de la richesse taxonomique et de l'indice I2M2 sur chaque station du Pontplaincoot (Plougasnou, 29)	15
Figure 11. Valeurs moyenne (\pm ET) de l'écart par rapport à la richesse taxonomique sur la station control du Pontplaincoot (Plougasnou, 29) avant restauration (N), l'année suivant la restauration (N+1) et plus d'1 an après la restauration (N+2)	16
Figure 12. Valeurs moyenne (\pm ET) de la richesse taxonomique et de l'indice I2M2 sur chaque station du ruisseau de Malville (Ploërmel, 56).....	16
Figure 13. Valeurs moyenne (\pm ET) de l'écart par rapport à la richesse taxonomique sur la station control du ruisseau de Malville (Ploërmel, 56) avant restauration (N), l'année suivant la restauration (N+1) et plus d'1 an après la restauration (N+2).....	17
Figure 14. Valeurs moyenne (\pm ET) de la richesse taxonomique et de l'indice I2M2 sur chaque station du ruisseau du Traou Breuder (Plougouven, 22).....	18
Figure 15. Valeurs moyenne (\pm ET) de l'écart par rapport à la richesse taxonomique sur la station control du ruisseau du Traou Breuder (Plougouven, 22) avant restauration (N), l'année suivant la restauration (N+1) et plus d'1 an après la restauration (N+2)	18
Figure 16. Résultats de l'Analyse en Composante Principale (ACP) réalisée sur les probabilités d'occurrence de 12 pressions anthropiques sur les milieux d'après l'outil diagnostique macroinvertébrés. A) Cercle des corrélations, la direction des vecteurs indiquent les probabilités croissantes de chaque pression (sens de la flèche). B) Position moyenne pondérées des relevés faunistiques pour chaque site avant restauration (N), l'année suivant la restauration (N+1) et plus d'1 an après la restauration (N+2)	20
Figure 17. Localisation des secteurs d'inventaire piscicole et des thermographes sur le ruisseau de Pontplaincoot – a : lieu-dit de Kerlohou et b : lieu-dit de Pontplaincoot	22

Figure 18. Évolution spatio-temporelle des densités pêchées d'anguille ANG (<i>Anguilla anguilla</i>) avant et après l'aménagement de ponts cadre sur la rivière côtière de Pontplaincoat ; Les flèches correspondent aux ponts aménagés et la croix note l'absence d'inventaires	23
Figure 19. Évolution spatio-temporelle des longueurs moyennes des anguilles ANG (<i>Anguilla anguilla</i>) avant et après l'aménagement de ponts cadre sur la rivière côtière de Pontplaincoat ; Les flèches correspondent aux ponts aménagés et la croix note l'absence d'inventaires	24
Figure 20. Évolution spatio-temporelle des densités pêchées de loche franche LOF (<i>Barbatula barbatula</i>) avant et après l'aménagement de ponts cadre sur la rivière côtière de Pontplaincoat ; Les flèches correspondent aux ponts aménagés et la croix note l'absence d'inventaires	24
Figure 21. Évolution spatio-temporelle des densités pêchées de truites juvéniles de 0+ an TRF0+ (<i>Salmo trutta</i>) avant et après l'aménagement de ponts cadre sur la rivière côtière de Pontplaincoat ; Les flèches correspondent aux ponts aménagés et la croix note l'absence d'inventaires	26
Figure 22. Évolution spatio-temporelle des densités pêchées de truites âgée de 1+ an ou plus TRF>=1+ (<i>Salmo trutta</i>) avant et après l'aménagement de ponts cadre sur la rivière côtière de Pontplaincoat ; Les flèches correspondent aux ponts aménagés et la croix note l'absence d'inventaires	26
Figure 23. Évolution spatio-temporelle des densités pêchées de truites juvéniles de 0+ an TRF0+ (<i>Salmo trutta</i>) avant et après l'aménagement de ponts cadre sur la rivière côtière de Pontplaincoat ; Les flèches correspondent aux ponts aménagés et la croix note l'absence d'inventaires	26
Figure 24. Évolution spatio-temporelle des densités pêchées des trois espèces : chabot (<i>Cottus gobio</i>), lamproies de planer (<i>Lampetra planeri</i>) et truites âgée de 0+ an (<i>Salmo trutta</i>), avant et après l'aménagement du pont cadre sur le ruisseau du Dour Traou Breuder au lieu-dit Kernavanet ; La flèche correspond au pont aménagé	28
Figure 25. Évolution du taux de décomposition moyen (\pm ET) sur chaque secteur du Pontplaincoat (Plougasnou, 29)	29
Figure 26. Évolution du taux de décomposition moyen (\pm ET) sur chaque secteur du ruisseau de Malville à Ploërmel (secteur du Géant endormi - secteur 1, 56)	30
Figure 27. Évolution du taux de décomposition moyen (\pm ET) sur chaque secteur du Traou Breuder (Plougonver, 22) 1 an avant restauration (N-1), l'hiver précédent la restauration (N) et 6 mois après la restauration (N+1).....	31
Figure 28. Profondeur moyenne d'oxygénation (\pm ET) avant et après restauration sur chaque station du Pontplaincoat (Plougasnou, 29).....	32
Figure 29. Profondeur moyenne d'oxygénation (\pm ET) avant et après restauration sur chaque station du ruisseau de Malville (Ploërmel, 56)	33
Figure 30. Profondeur moyenne d'oxygénation (\pm ET) avant et après restauration sur chaque station du ruisseau de Traou Breuder (Plougonver, 22)	34
Figure 31. Positionnement des zones de relevés macrophytes sur le site de l'Ise à Mesneuf	35
Figure 32. Richesses spécifiques (graphiques de gauche) et abondances (graphiques de droite) des différents groupes taxonomiques sur l'Ise à Mesneuf en 2018, 2019 et 2020	36
Figure 33. Notes IBMR sur l'Ise, en amont (ISAM), en aval (ISAV) de l'aménagement et sur la zone de remise en thalweg (ISATam et ISATav) en 2018, 2019, 2020 et 2021.....	37
Figure 34. Positionnement des zones de relevés macrophytes sur le site de remise en thalweg du ruisseau de Malville	38
Figure 35. Richesses spécifiques (graphiques de gauche) et abondances (graphiques de droite) des différents groupes taxonomiques sur le ruisseau de Malville (secteur 3) en 2019 et 2020	38

Figure 36. Notes IBMR sur le ruisseau de Malville (secteur 3) en amont (MA3AM), en aval (MA3AV) de la zone de remise en thalweg en 2019 et 2020.....	39
Figure 37. Positionnement des zones de relevés macrophytes sur le site de remise en thalweg du ruisseau de Malville	39
Figure 38. Richesses spécifiques (graphiques de gauche) et abondances (graphiques de droite) des différents groupes taxonomiques sur le ruisseau du Pas de l'âne en 2019 et 2020.....	40
Figure 39. Notes IBMR sur le ruisseau du Pas de l'âne en amont (FLUAM1 et FLUAM2) et en aval (FLUAV) de la zone de remise en thalweg en 2019 et 2020.....	40
Figure 40. Localisation des seuils suivis sur les sections remises en talweg sur le ruisseau de Malville (Ploërmel, 56) et du Pas de l'âne (Vignoc, 35).....	42
Figure 41. Richesse moyenne (\pm ET) sur chaque station du ruisseau de Malville (Ploërmel, 56) en fonction du temps.....	43
Figure 42. Richesse moyenne (\pm ET) sur chaque station du ruisseau du Pas de l'âne (Vignoc, 56) en fonction du temps.....	44
Figure 43. Barrage infranchissable (à droite) du moulin de Meneuf sur l'Ise et bief, au niveau d'eau abaissé, en amont du barrage au moment des pêches de sauvetage (au centre) en juillet 2018. Bief rebouché en amont du barrage (à gauche) en Novembre 2018	46
Figure 44. Localisation des 4 secteurs d'inventaire piscicoles de 2018 à 2021 et des thermographes sur l'Ise au Moulin de Mesneuf à Bourgbarré.....	46
Figure 45. Aménagement du tronçon remis en talweg sur l'Ise au Moulin de Mesneuf avant sa mise en eau en juillet 2018 (à gauche). Alternance de faciès lotiques végétalisés et de plats lents sur le secteur d'inventaire du tronçon en juillet 2019 (à droite).....	47
Figure 46. Localisation des 4 secteurs d'inventaires piscicoles de 2019 à 2021 et des thermographes sur le ruisseau de Côt-Malville à la Chapelle St Antoine (Ploërmel).....	51
Figure 47. Les secteurs de références amont et aval (en haut) et le secteur du tronçon remis en talweg (en bas) avec un substrat caillouteux sur le ruisseau de Côt-Malville au lieu-dit la Chapelle Saint Antoine	52
Figure 48. Évolution mensuelle des températures moyennes journalières et des températures maximales journalières sur le Ruisseau de Côt-Malville à la chapelle St Antoine (Ploërmel) de Novembre 2018 à Mai 2021. La flèche rouge signale le moment de la remise en talweg.	53
Figure 49. Comparaison des températures maximale journalières de l'eau l'été 2019 avant travaux et durant les 4 jours qui ont suivi la mise en eau du talweg et l'été 2020, 1 an après travaux sur le ruisseau de Côt-Malville	54
Figure 50. Localisation des 4 secteurs d'inventaire piscicoles de 2018 à 2021 et des thermographes sur le ruisseau du Pas de l'Âne à Vignoc	57
Figure 51. Secteurs Aval (avec recharge en granulat) et Amont (sans recharge en granulat) sur le tronçon remis en talweg sur le Ruisseau du Pas de l'Âne à l'automne 2019	57
Figure 52. Faciès de type « plat lent » et « profond » des secteurs amont de référence et médian, comblé après les travaux sur le ruisseau du Pas de l'Âne à Vignoc	58
Figure 53. Taux de décomposition moyen (\pm ET) sur chaque station du ruisseau Malville (Ploërmel, 56).....	61
Figure 54. Taux de décomposition moyen (\pm ET) sur chaque station du ruisseau du Pas de l'âne (Vignoc, 35).....	62
Figure 55. Profondeur moyenne d'oxygénation (\pm ET) sur chaque station du ruisseau de Malville (Ploërmel, 56).....	63

Figure 56. Profondeur moyenne d'oxygénation (\pm ET) sur chaque station du ruisseau du Pas de l'âne (Vignoc, 35).....	64
Figure 57. Positionnement des secteurs d'étude pour les peuplements piscicoles et les descriptifs hydromorphologiques en fonction de la configuration avant et après travaux de remplacement d'un busage par un pont cadre. Positionnement des thermographes.....	71
Figure 58. Positionnement des secteurs d'étude pour les peuplements piscicoles et les descriptifs hydromorphologiques en fonction pour le suivi d'une remise en talweg. Le secteur symbolisé en rouge est la plupart du temps comblé après aménagement. Positionnement des thermographes.....	71
Figure 59. Localisation des cours d'eau étudiés du programme BERCEAU.....	96
Figure 60. Exemples de paysages traversés par les cours d'eau étudiés du programme BERCEAU. A. boisement ; B. pâturage ; C. espace vert ; D. prairie de fauche.....	97
Figure 61. Échantillonnage de la végétation en berge sur des placettes de 15 m ²	99
Figure 62. Richesse spécifique végétale moyenne des cours d'eau restaurés. En gris les cours d'eau ayant fait l'objet d'une seule année d'inventaire ; en bleu ceux ayant fait l'objet de deux années d'inventaire	100
Figure 63. Proportion des espèces présentes sur chaque cours d'eau restauré en fonction de leur valence écologique en humidité édaphique (d'après Ellenberg et Julve).	100
Figure 64. Proportion des espèces présentes sur chaque cours d'eau restauré en fonction de leur valence écologique en nutriment (d'après Ellenberg et Julve).....	102
Figure 65.....	102
Figure 66. Répartition de ligneux spontanés par strates et par années au bord de ruisseaux forestiers	103
Figure 67. Répartition de ligneux spontanés par strates et par années au bord de ruisseaux bordés de prairies de fauche.	103
Figure 68. Répartition de ligneux spontanés par strates et par années au bord de ruisseaux bordés de prairies pâturées	104
Figure 69. Répartition de ligneux spontanés par strates et par années au bord de ruisseaux bordés d'espaces communaux	104
Figure 70. Formation BERCEAU du 14 septembre 2021.....	106

Introduction générale

Les cours d'eau ont été très tôt modifiés pour être exploités comme source d'énergie (moulins), pour la pisciculture ou pour permettre la navigation (Malavoi, 2003). Mais c'est à partir du XIX^{ème} siècle, qu'une intensification de l'aménagement des cours d'eau a lieu pour répondre principalement aux besoins agricoles (irrigation, drainage) mais aussi de protection contre les inondations et l'érosion des terres (Dany, 2016). L'émergence de l'agriculture intensive et le développement de l'industrie au XX^{ème} siècle vont venir s'ajouter aux différents impacts anthropiques infligés aux cours d'eau. En effet, ils ont conduit d'une part à la modification morphologique d'une grande partie des cours d'eau lors du remembrement agricole qui a suivi la seconde guerre mondiale et d'autre part amenés une pollution croissante des eaux et un dérèglement du fonctionnement des écosystèmes (Brachet et al., 2015). Ces altérations ont finalement été reconnues au fur et à mesure que les besoins en eau ont grandis et que des conflits d'intérêts émergent entre les différents usages (eau potable, énergie, industrie, agriculture, pêche). La qualité des milieux aquatiques et de l'eau devient alors un enjeu majeur et des mesures fortes ont été instaurées afin de préserver l'eau et les écosystèmes qui y sont associées.

Depuis l'an 2000, la Directive Cadre Eau donne comme objectif d'atteindre le bon état écologique des cours d'eau. Des objectifs sont alors fixés pour tous les états membres de l'Union Européenne et des obligations de résultats sont exigées. Outre cet objectif de bon état écologique, la Directive Cadre Eau induit de manière indirecte le développement d'outils de gestion, de restauration, d'estimation de la qualité des masses d'eau, ainsi que des connaissances sur les écosystèmes, indispensables pour atteindre ces objectifs. Des indicateurs biologiques comme les macroinvertébrés benthiques sont couramment utilisés et bien connus. La caractérisation de la structure des communautés de macroinvertébrés aquatiques présentes, permet en effet d'estimer la qualité des masses d'eau et de juger éventuellement des pressions subies, en connaissant les exigences écologiques des organismes étudiés (Tachet et al., 2000). En effet, leur ubiquité dans les réseaux hydrographique, leur sédentarité, leur affinité à un certain type de substrat, leur durée de vie assez longue et leur sensibilité aux perturbations physiques et chimiques, font des macroinvertébrés de bons bioindicateurs pour appréhender l'intégrité de la qualité environnementale des cours d'eau (Archambault et Dumon, 2010 ; Lewis et al., 2001).

Des inventaires faunistiques (invertébrés, poissons) et floristiques (algues, macrophytes) peuvent être des indicateurs de la biodiversité et la présence d'espèces sensibles à la pollution être des bioindicateurs de la qualité du milieu. La survie embryonnaire de la truite dans les graviers est un bon indicateur de la qualité du lit de la rivière. Les macrophytes sont à la fois un élément structurant les cours d'eau et l'habitat des poissons et des invertébrés (piégeage de sédiments, modification des écoulements, zones de ponte, d'alimentation ou de refuge), mais sont aussi des révélateurs des conditions générales de l'hydromorphologie locale, de l'éclairement et de la qualité des eaux des cours d'eau. Il s'agit d'utiliser ce compartiment d'abord de façon relativement simple (estimation visuelle des recouvrements des différents grands groupes) pour contribuer à des indicateurs d'état écologique et de succès des opérations de restauration morphologiques des cours d'eau.

Outre des indicateurs biologiques, des indicateurs fonctionnels existent. Par exemple, l'utilisation de litières de feuilles permet l'évaluation de la vitesse de décomposition de la matière organique particulaire dans les cours d'eau, qui, outre le fait d'être un processus fondamentale des écosystèmes aquatiques, permet également de mettre en évidence l'intégrité fonctionnelle de ces écosystèmes. Récemment, une étude menée en collaboration avec l'AFB a permis de confirmer l'efficacité de cette méthode pour mettre en évidence des altérations hydromorphologiques dans différentes régions françaises (Colas et al., 2017). D'autres méthodes comme par exemple le développement de sulfobactéries sur du bois pour apprécier les conditions d'oxydation dans le substrat (Marmonier et al., 2004) plus adaptées à un certain type de perturbation (colmatage par exemple) sont également

développées pour mesurer le fonctionnement des écosystèmes à l'interface eau/sédiment afin de mesurer le bon fonctionnement biogéochimique de cet écotone et son habitabilité par les organismes vivants (notamment, invertébrés benthiques et œufs de salmonidés). Bien que cette technique ne soit pas adaptée aux écosystèmes très poreux avec un degré de colmatage très faibles (Descloux et al., 2010), son efficacité a déjà été prouvée en Bretagne et par exemple pour mesurer l'effet de travaux de décolmatage (Sarriquet et al., 2007), la dynamique de colmatage en mesosome (Jones et al. 2015) ou la survie des œufs de salmonidés (Ombredane et al., 2011). Elle a depuis été ajoutée au protocole de suivi hydromorphologique CARHYCE (Gob et al., 2014).

Toutefois, les indicateurs ne doivent pas se limiter au cours d'eau lui-même, mais ils doivent aussi prendre en compte les écosystèmes terrestres adjacents qui participent largement au fonctionnement des écosystèmes aquatiques en influençant les ressources disponibles (nourriture, habitats) et les paramètres géomorphologiques des cours d'eau et leur physico-chimie. Ainsi, les communautés végétales de berges constituent une cible importante. Le rôle de l'arbre rivulaire dans les processus de modification hydrogéomorphologique est déjà bien perçu et de nouveaux aménagements par effacement de seuils de moulins à eau anciens (en relation avec les lois Grenelle), se multiplient pour favoriser les Trames Vertes & Bleues (TVB) et recréent des linéaires de rivières et de ripisylves dans les anciens biefs.

Au-delà de la caractérisation des cours d'eau, ces indicateurs peuvent être également utilisés comme des outils d'évaluation dans le cadre de restaurations réalisées lorsque la qualité écologique des cours d'eau est à améliorer. Les restaurations physiques des cours d'eau sont majoritairement pratiquées aujourd'hui puisque ce sont les altérations de l'hydromorphologie des cours d'eau qui entravent majoritairement l'atteinte du bon état écologique. En effet, la morphologie du cours d'eau est la clé du bon fonctionnement des milieux aquatiques et donc de la qualité des habitats (Souchon et Wasson, 2007 ; Wasson et al., 1995). Pourtant c'est ce paramètre qui est le plus souvent touché par les aménagements et les activités humaines (bétonnage des berges, curage, modification du tracé des cours d'eau).

Avec cette méthodologie de suivi avant et après restauration, l'objectif de la tâche 3 du projet BERCEAU n'est pas de définir des seuils généraux d'évaluation des impacts anthropiques à l'échelle de la Bretagne ou encore de mettre en évidence précisément les causes des altérations ce qui nécessiterait des suivis précis de variables hydrauliques ou physico-chimiques qui ne pourront pas être déployées sur un grand nombre de site. Notre objectif est de tester une version simplifiée de méthodes, techniquement facile à mettre en œuvre par les gestionnaires des cours d'eau ou des bureaux d'études après une courte formation, pour comparer spatialement (amont/aval) ou de façon diachronique (avant/après restauration) les effets des opérations de restauration à l'échelle locale.

PARTIE 1 :

SUIVIS DES OPERATIONS DE RESTAURATION A L'AIDE DES BIOINDICATEURS

Introduction partie 1

Dans cette première partie, nous avons appliqué 5 types de bioindicateurs pour le suivi d'opération de restauration. Parmi ces bioindicateurs, 3 font l'objet d'une normalisation et sont classiquement utilisés pour l'évaluation de l'état écologique des masses d'eau dans le cadre des suivis DCE. Il s'agit de l'indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR) pour les plantes aquatiques, l'Indice Biologique Global compatible avec la Directive Cadre sur l'Eau (IBG-DCE) pour les communautés d'invertébrés, l'Indice Poissons Rivière (IPR) pour les communautés piscicoles.

Ces trois indicateurs ont été complétés par deux autres bioindicateurs non normalisés mais déjà utilisés par la communauté scientifique depuis de nombreuses années. Il s'agit de l'étude de la vitesse de décomposition des litières et de la mesure du colmatage des sédiments à l'aide de bâtons en bois enfoncés dans les sédiments. Pour ces deux méthodes non normalisées, le protocole détaillé est fourni dans la fiche 10 « Litière » et la fiche 11 « Colmatage ». Une fiche méthodologique « production de biofilm » (fiche 12) a également été produite mais les sites retenus dans le projet Berceau ne permettaient pas de mettre en œuvre cet outil plus adapté aux plans d'eau et parties en aval des cours d'eau.

3.1. Principes des bioindicateurs sélectionnés

3.1.1 Les macrophytes et l'indice IBMR

Le suivi de la végétation aquatique a été réalisé par la mise en œuvre de l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR), normalisé AFNOR en 2003 (NF T90-395), sur les différents sites de suivis interdisciplinaires. L'étude visait à tester la mise en évidence des impacts avant la réalisation des travaux de restauration puis d'évaluer l'efficacité de ces travaux, à la fois en terme de reconquête de la continuité écologique mais également d'amélioration de la qualité de l'eau, l'indice ayant été conçu pour l'évaluation de la qualité trophique du milieu. Le protocole a été adapté (linéaire de relevé raccourci à 50 m versus 100m dans la méthode normalisée) afin de répondre aux différentes contraintes sur sites.

Le relevé botanique est réalisé, en période de développement de la végétation (fin de printemps-début d'automne) sur la zone en eau, en inventoriant toutes les plantes aquatiques formant des colonies visibles à l'œil nu, depuis les organismes autotrophes aux plantes vasculaires. L'abondance (pourcentage de recouvrement évalué par projection verticale sur la surface de relevé) de chaque taxon est ensuite estimée. Traditionnellement deux unités de relevé sont identifiées sur le site de relevé : une zone de faciès d'écoulement lotiques (unité de relevé lotique) et une zone de faciès d'écoulement lentiques (unité de relevé lentique) qui seront chacune inventoriée. Le passage en laboratoire pour vérification taxonomique est nécessaire pour un certain nombre de taxons : phanérogames difficiles (renoncules, potamots, callitriches) ; hétérotrophes, algues et bryophytes nécessitant une observation microscopique. Le niveau taxonomique retenu est le genre pour les algues non charophytes et l'espèce

pour les autres macrophytes. Pour chaque unité de relevé, des données de mésologie (substrats, écoulements, éclairage) sont renseignées pour faciliter l'interprétation de la végétation en place.

3.1.2 Les invertébrés benthiques et l'indice IBG-DCE

L'indice invertébrés multimétrique ou I2M2 (norme AFNOR NF T 90-333), qui fait suite à l'IBGN, a été mis au point pour répondre aux exigences de la DCE en matière d'évaluation de l'état biologique des cours d'eau peu profonds à partir des communautés de macroinvertébrés benthiques (Mondy et al., 2012). Il repose sur plusieurs métriques prenant en compte la richesse taxonomique ou la structure du peuplement (indice de diversité de Shannon), des traits fonctionnels (fréquences en taxons ovovivipares et polyvoltins) ou le ratio taxons polluo-sensibles/taxons polluo-résistants. Ces métriques sont élaborées à partir de situations de référence (milieux non perturbés) dans chaque type de masse d'eau. Il prend en compte la typologie des cours d'eau, intègre le calcul d'un écart à un état de référence et est exprimé en EQR (Ecological quality ratio) de 1 (peuplement conforme à la référence) à 0 (peuplement complètement perturbé).

Parallèlement à l'I2M2, un outil diagnostique, basé sur les traits biologiques, a été développé (Mondy et al. 2013). Il permet une identification des pressions anthropiques les plus probables sur la qualité de l'eau et l'habitat pour 12 familles de pressions pour lesquelles les modélisations ont été jugées les plus robustes (matière organiques, matières phosphorées, matière azotées, nitrates, HAP, pesticides, ripisylve, voies de communication, urbanisation à 100m, risque de colmatage, instabilité hydraulique, anthropisation du bassin versant).

3.1.3 Les peuplements piscicoles et l'indice IPR

L'Indice Poisson Rivière (IPR) est un outil d'évaluation du niveau d'altération des peuplements de poissons (Oberdorf et al, 2002 a et b ; NF T90-344 de juillet 2011 ; Belliard et Roset, 2006). C'est un indicateur multimétrique qui tient compte de la composition taxonomique, de l'abondance des espèces et de la structure trophique des peuplements, caractéristiques de la faune piscicole qui répondent aux pressions anthropiques. Sont aussi prises en compte la richesse spécifique de la guilde d'habitats (espèces lithophiles et rhéophiles) et l'abondance d'une catégorie de la guilde de sensibilité (espèces tolérantes aux perturbations) Cet indice fonctionne par comparaison, pour chacune des 7 métriques

Tableau 1. Les 7 métriques utilisées dans le calcul de l'IPR : 3 métriques d'occurrence, présence/absence (en blanc) et 4 métriques d'abondance (en grisé) (D'après Belliard et Roset, 2006)

Catégories	Métriques et abréviations	Réponse à l'augmentation des pressions humaines
Richesse taxonomique	Nombre total d'espèces (NTE)	↗ ou ↘
Guildes d'habitat	Nombre total d'espèces rhéophiles (NER)	↘
	Nombre total d'espèces lithophiles (NEL)	↘
Guildes de sensibilité	Densité d'individus tolérants (DIT)	↗
Guildes trophiques	Densité d'individus invertivores (DII)	↘
	Densité d'individus omnivores (DIO)	↗
Abondance	Densité totale d'individus (DTI)	↗ ou ↘

retenues (Tableau 1) entre la composition du peuplement présent sur les stations échantillonnées et la

composition d'un peuplement de référence théorique modélisé (peuplement naturellement présent en quasi-absence de perturbations anthropiques) sur la base de paramètres environnementaux (dont l'hydromorphologie et la température). Plus les valeurs prises pour les 7 métriques par le peuplement de référence diffèrent de celles prises par le peuplement présent est grande, plus la station échantillonnée est dégradée (Tableau 2).

Tableau 2. Les 5 classes de qualité en fonction des notes d'IPR (D'après Belliard et Roset, 2006)

NOTE DE L'IPR	CLASSE DE QUALITE
< 7	Excellente
7 – 16	Bonne
16 – 25	Mediocre
25 – 36	Mauvaise
> 36	Très mauvaise

L'IPR présente plusieurs inconvénients, motivant la création d'un nouvel indicateur IPR+ (Pont et al., 2013) davantage compatible avec les exigences de la DCE :

- Les stations de référence n'ont pas été choisies en fonction de critères de sélection précis mais en fonction des dires des experts

- L'IPR est peu sensible à la qualité de l'eau et peu performant en cas de biodiversité faible mais est très sensible à l'effort d'échantillonnage

- L'IPR ne prends pas en compte la structure en âge de certaines populations dont les exigences

environnementales varient en fonction de l'âge (cas de la truite commune notamment)

Pour échantillonner, la méthode utilisée est celle de la pêche électrique. Cette méthode doit respecter plusieurs obligations définies par deux normes européennes (NF EN 14011 de 2003 et NF EN 14962 de 2006) et une norme expérimentale française (XP T90-383 de 2008). La réalisation et l'application des échantillonnages, réalisées par les bureaux d'études, reposent également sur le « Guide pratique de mise en œuvre des opérations de pêche à l'électricité » (Belliard et al, 2012). Par ailleurs lorsque des pêches à plusieurs passages successifs sont réalisées, seuls les résultats du premier passage sont utilisés pour le calcul de l'indice IPR.

Dans cette étude, deux passages successifs ont été réalisés lors des pêches à l'électricité. En effet, des espèces à faible capturabilité ou en faible densité peuvent ne pas apparaître lors du premier passage. De surcroît, deux passages offrent la possibilité d'estimer l'abondance des populations (méthodes de De Lury (1947), de Carle et Strub (1978), ...). Dans cette étude, seules les abondances et densités pêchées par espèce ont été utilisés pour harmoniser les résultats de tous les secteurs d'inventaire. En effet pour certaines espèces, il n'était pas possible de faire des estimations ni par la méthode de de Lury, ni par celle de Carle et Strub.

Tous les poissons ont été identifiés à l'espèce selon les critères de l'Atlas des poissons d'eau douce de France (Keith et al., 2020). Les codes espèces utilisés (3 caractères) sont ceux du référentiel « Taxons » du SANDRE (Service d'administration nationale des données et référentiels sur l'eau).

Des écaillés ont été prélevées sur les salmonidés pour identifier les juvéniles de l'année (notés 0+). Cependant, l'analyse des histogrammes de fréquence de taille permet dans la plupart des cas en Bretagne de séparer les juvéniles de 0+ an des individus plus âgés (individus d'âge supérieur ou égal à 1+ ans, notés >=1+). Cette distinction de deux catégories de taille voire d'âge (0+ et >=1+) chez les salmonidés est indispensable du fait que ces catégories présentent des préférences d'habitats aquatiques très différents notamment chez la truite (Haury et al., 1991). Sauf en cas de très grande abondance, tous les poissons ont été mesurés (contre les 30 premiers dans les protocoles standards proposés par Belliard et al. (2012) pour pouvoir mettre en œuvre des indicateurs basés sur la structure en taille de certaines populations.

Enfin, tous les secteurs de pêche ont fait l'objet d'une description hydromorphologique précise (voir fiche 9 « habitats piscicoles »), notamment la part relative des différents faciès d'écoulement, pour

pouvoir interpréter les résultats. Enfin tous les sites ont fait l'objet de suivis de température au pas horaire tant sur les secteurs de référence et que sur ceux impactés.

Les différents inventaires piscicoles ont été réalisés par les bureaux d'étude Fishpass, Hydroconcept et Laboceca en fonction des choix des gestionnaires quand ils participaient financièrement à ces inventaires) et les descriptions d'habitats pas Fishpass.

3.1.4 La décomposition de la litière

Le processus de décomposition des litières est utilisé depuis de très nombreuses années pour évaluer l'état des écosystèmes aquatiques sur tous les continents. Le principe de cet indicateur est simple puisqu'il s'agit de suivre la perte de masse de litières placées dans des sacs grillagés fixés à la surface des sédiments (voir fiche 10 « Litière »). La réalisation de sacs à litière consiste à introduire une masse connue de feuilles mortes dans des sacs présentant 2 vides de mailles différents ce qui permet d'intégrer soit le compartiment microbien (vide de maille maximal de 0,5 mm), soit l'ensemble des compartiments (vide de maille minimal de 5 mm). Ces sacs sont ensuite placés dans les cours d'eau, fixés à un substrat puis retirés après un période d'exposition déterminée pour évaluer la perte de masse des litières.

Ces approches dites « fonctionnelles » permettent de s'affranchir des contraintes temporelles et géographiques sur lesquelles se heurtent les méthodes classiques basées sur les communautés biologiques présentes. De plus, la décomposition des litières est un processus intégratif qui inclut des composantes biotiques (invertébrés, champignons et bactéries) ainsi que des composantes abiotiques (lessivage, abrasion physique, chimie de l'eau) pour fournir un diagnostic à l'échelle de l'écosystème.

En 2013, l'ONEMA a initié des tests d'un protocole de mesure de la vitesse de décomposition pour le développement de méthodologies d'évaluation des effets des opérations de restauration de cours d'eau distribués sur toute le territoire français, y compris en Bretagne. Ce programme a permis de mettre en évidence la réponse de cet indicateur aux opérations de restauration des écosystèmes aquatiques (Colas et al., 2017).

Bien que ce bioindicateur soit prometteur, il présente plusieurs limites. Premièrement, cette méthode ne permettant pas de fournir des valeurs standardisées au niveau nationale, ces travaux n'ont pas pu aboutir à sa standardisation. En effet, ce bioindicateur présente de fortes variations dans la vitesse de décomposition entre les cours d'eau, même à l'échelle régionale, ce qui empêche l'établissement de référentiels standardisés. Il faudrait pour cela disposé d'évaluation de la vitesse de décomposition en situation de références dans l'ensemble des masses d'eau du territoire à l'image de ce qui existe pour l'IBG-DCE. Malheureusement ces données ne sont actuellement pas disponibles. La seconde limite concerne la capacité de dispersion des organismes impliqués dans ce processus. En effet, dans le cadre de suivis d'opération de restauration très localisées sur des cours d'eau de tête de bassin versant, les distances entre les sites restaurés et les sites non affectés peuvent être très courtes, de l'ordre de quelques mètres. Pour de si faibles distances, nous ne savons pas si la dispersion des organismes aquatiques pourrait compenser l'effet des ouvrages et ainsi masquer leur effet sur les écosystèmes. Nous avons testé cette hypothèse à l'aide d'une étude spécifique réalisé en parallèle du projet Berceau.

3.1.5 Le colmatage du sédiment

Bien qu'il existe de nombreuses méthodes d'évaluation du colmatage, la plupart sont soit difficiles à mettre en œuvre (par exemples carottage cryogénique ou granulométrie laser) soit nécessitent des compétences ou matériel spécifiques (conductivité hydraulique, essais de pompage). Finalement deux techniques ne nécessitent pas de matériel ou des compétences très spécifiques pour être mise en œuvre. La première est l'estimation visuelle qui a l'avantage d'être facile à mettre en œuvre mais qui présente deux risques importants, d'une part la quantité de sédiment fin déposée à la surface des sédiments peut être surestimée, en particulier en Bretagne où les vitesses des écoulements sont généralement faibles. La plupart des cours d'eau breton présentent ce type d'accumulation

sédimentaire et le pouvoir discriminant de cette méthode pourrait donc être limitée dans le contexte régional. De plus cette estimation peut-être biaisée après un épisode pluvieux et une augmentation du débit. Là encore la stabilité de cette mesure peut être affectée dans le contexte régional. C'est pourquoi nous avons privilégié une autre méthode d'évaluation du colmatage qui a été développée et validée en Bretagne. En effet, la technique des bâtons en bois (Marmonier et al., 2004) est efficace pour estimer le colmatage des sédiments de façon indirecte en utilisant la réduction de la teneur en oxygène induite par le colmatage. Pour cela des tasseaux en bois de pin non traités ont été coupés à une longueur de 30 cm (voir fiche 11 « Colmatage »). Ces tasseaux sont entièrement enfoncés dans les sédiments pendant une durée de 30 jours. En condition hypoxique (faible concentration en oxygène), l'activité des bactéries réductrices va altérer la coloration du bois qui deviendra plus foncé de orange/marron à gris puis noir en fonction de l'intensité de la désoxygénation. L'intensité du changement de coloration et la profondeur de sédiment oxygéné (zone non décolorée) nous renseigne ainsi sur l'intensité et la profondeur de colmatage. Toutefois cette technique présente deux inconvénients qu'il faut prendre en compte lors de l'interprétation. Tout d'abord dans des cours d'eau très poreux où le colmatage est faible, cette technique s'avère moins efficace (Descloux et al., 2010). Deuxièmement, dans les sédiments très riches en matière organique, l'abattement en oxygène est amplifié par la respiration microbienne et ne reflète pas uniquement le degré de colmatage (Navel et al., 2010), il est donc important de comparer des sites ayant des quantités de matière organique similaires pour ne pas surestimer le colmatage. Dans le cadre des suivis des opérations de restauration avec des suivis proches spatialement, ce risque est limité mais il est préférable de rester prudent sur les interprétations.

3.2. Réponses des bioindicateur à l'arasement des petits obstacles à l'écoulement

Pour des raisons de calendrier et de pertinence, tous les sites suivis ne l'ont pas été par l'ensemble des bioindicateur. La liste des bioindicateurs utilisés sur chaque site est présentée sur le tableau 3.

Tableau 3. Liste des bioindicateurs appliqués sur les sites ayant fait l'objet d'un arasement d'obstacles

Cours d'eau	Commune	Lieu-dit	Travaux	Début suivi	IBMR	IBG-DCE	IPR	Litière	bâtons
Cô-Malville	Ploërmel	Géant endormi	2019	2018	X	X		X	X
Pontplaincoat	Plougasnou	Kerlohou	2019	2018			X	X	X
		Pontplaincoat	2019	2018	X	X	X		
Dour Traou Breuder	Plougonver	Kernavanet	2020	2018	X	X	X	X	X

3.2.1 Les macrophytes et l'indice IBMR

Sur un même site, plusieurs secteurs font l'objet de suivi de la végétation aquatique : amont, aval de l'aménagement ainsi que, généralement, un point supplémentaire, hors zone d'influence de l'aménagement afin de pouvoir évaluer la variabilité inter-annuelle (témoin). Le choix des secteurs de suivi a été fait de manière à limiter, au possible, les variations mésologiques indépendantes de l'aménagement. L'évolution de la floristique sur ces secteurs permet ainsi d'évaluer les impacts/améliorations sur la qualité du milieu après restauration.

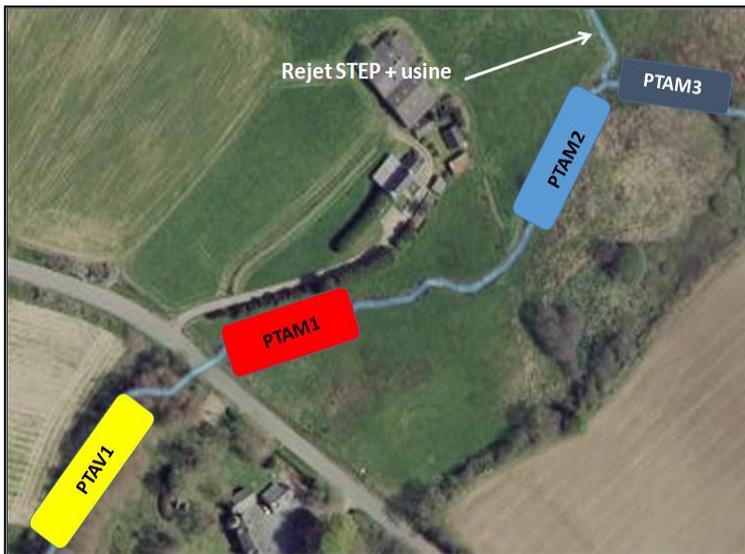


Figure 1. Localisation des sites de suivi macrophytes sur le ruisseau de Pontplaincoat (PTAM1 amont direct de l'aménagement, PTAM2 et 3 amont lointain, PTAV1 aval de l'aménagement)

a) Le Pontplaincoat à Plougasnou (29)

L'aménagement sur le Pontplaincoat correspond au remplacement de la buse sous dimensionnée passant sous la route par un pont cadre. Avant l'aménagement, l'inondation de la route était régulière en hiver. L'aménagement a eu lieu en 2018, après la première campagne de relevés sur les macrophytes. La station directement sous l'influence de l'aménagement est donc située en amont de la buse (PTAM1). Le point de référence amont a été dédoublé du fait d'une confluence avec un autre ruisseau, impacté par les rejets d'une usine alimentaire et le rejet de la station d'épuration de la ville (PTAM3 en amont de la confluence et PTAM2 en aval, voir **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). es stations ont été suivies en 2019

(avant aménagement), 2020 (N+1 après aménagement) et 2020 (N+2 après aménagement).

La flore est assez bien diversifiée sur le Pontplaincoat (richesse spécifique comprise entre 7 et 16 espèces) et les différents groupes taxonomiques (algues, bryophytes et phanérogames) sont bien représentés suite à une habitabilité importante du milieu (mésologie diversifiée et favorable au développement des macrophytes). L'impact de l'ouvrage inadapté en 2018 induit un secteur plus lent, plus profond avec une abondance de vases fines (30%), non représentatif du reste du tronçon étudié. Ceci a pour conséquence sur la flore (i) l'absence de développement des bryophytes et des algues qui n'y trouvent pas un substrat favorable et (ii) le fort développement des hydrophytes de systèmes lents (*Callitriche obtusangula*, *Sparganium erectum* et *Iris pseudachorus*) et des espèces libres flottantes (lentilles d'eau) (Figure 2).

Avant aménagement, l'IBMR indique une dégradation de la qualité trophique de l'habitat (perte de 1.5 point) en amont de l'ouvrage (Figure 3) par rapport à l'amont lointain (PTAM3). Toutefois, celle-ci semble être au moins en partie en lien avec l'apport de l'affluent sur lequel se trouve l'usine alimentaire et le rejet de la station d'épuration puisqu'observée dès l'aval de cette confluence. La part de la dégradation identifiée par l'indice, liée à l'apport de l'affluent et celle liée à l'ouvrage inadapté ne sont pas quantifiables, mais cette dernière ne semble pas importante puisque la note n'est pas aggravée. La récupération trophique du milieu est réalisée en aval de l'ouvrage (notes IBMR identiques à celles de l'amont lointain) malgré le changement de conditions mésologiques (fort ombrage, limitant le développement des algues et phanérogames)

En 2019, la pose du pont-cadre a permis de restaurer les conditions mésologiques en amont direct de l'ouvrage, qui devenant plus courantes et moins profondes se rapprochent des situations observées en amont et aval. Il est toutefois à noter que le substrat reste très dominé par les éléments fins (sables et graviers) et que peu de substrats stables sont en place (les cailloux et pierres représentant 5% des substrats). Cette accélération du courant ne laisse plus la place aux espèces libres flottantes (lentilles d'eau). Celle-ci, associée à la baisse du niveau d'eau, conduit à la diminution de l'abondance de certaines hélophytes (*Sparganium erectum* principalement) et hydrophytes (callitriches diminuant de 35 à 4%) liées aux systèmes lents. La diversité floristique, abaissée par rapport aux secteurs amont avant aménagement, s'améliore et devient en 2020 comparable aux autres secteurs (Figure 2). De plus, le rétablissement d'une mésologie favorable a permis la recolonisation sur ce secteur amont direct de

l'aménagement par des espèces typiques de cressonnières (*Nasturtium officinale* et *Veronica beccabunga*), mais aussi, deux ans après aménagement, par des bryophytes (*Fontinalis antipyretica*), illustrant la bonne reprise des écoulements.

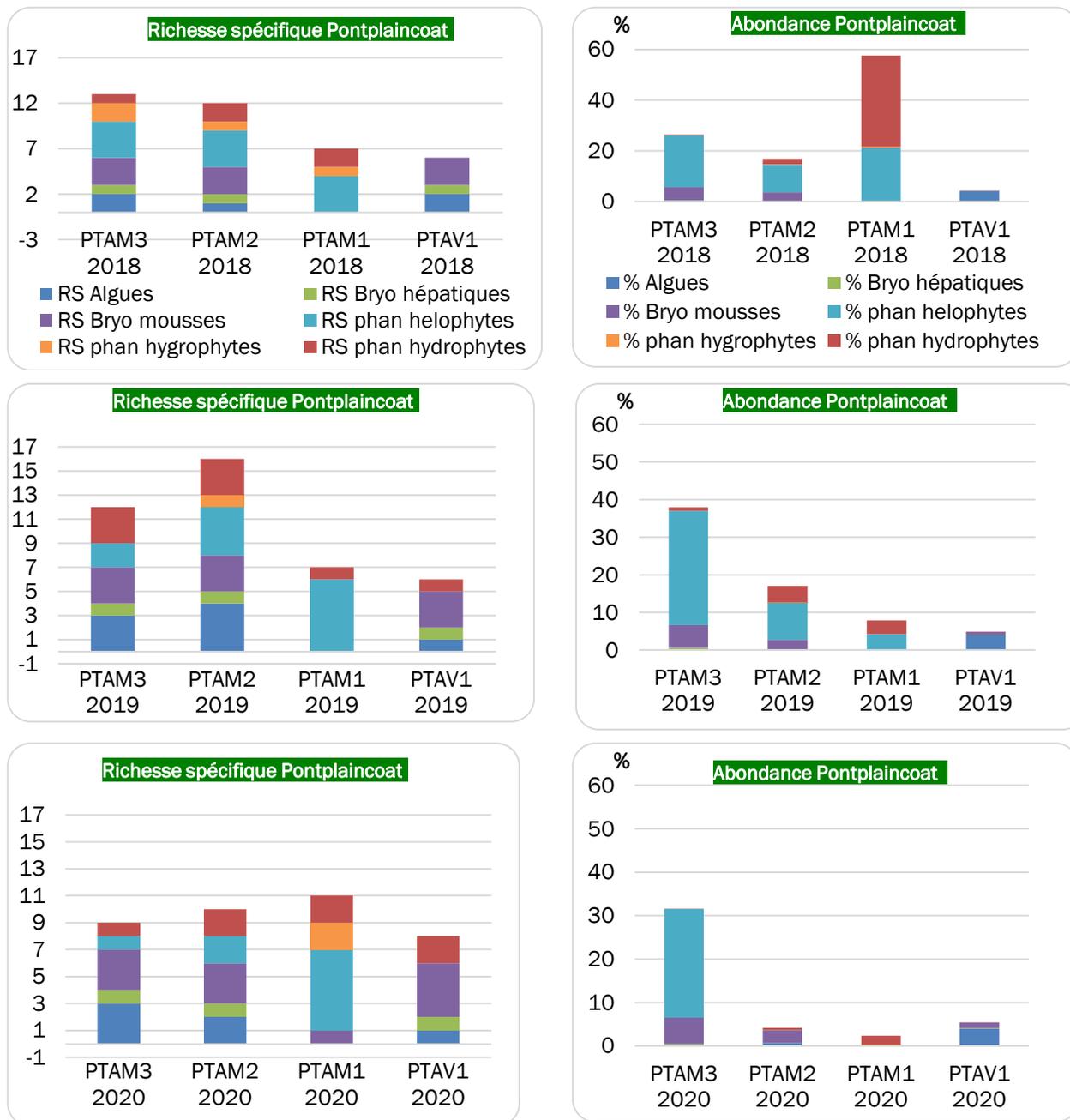


Figure 2. Richesses spécifiques (graphiques de gauche) et abondances (graphiques de droite) des différents groupes taxonomiques sur le Pontplaincoat en 2018, 2019 et 2020

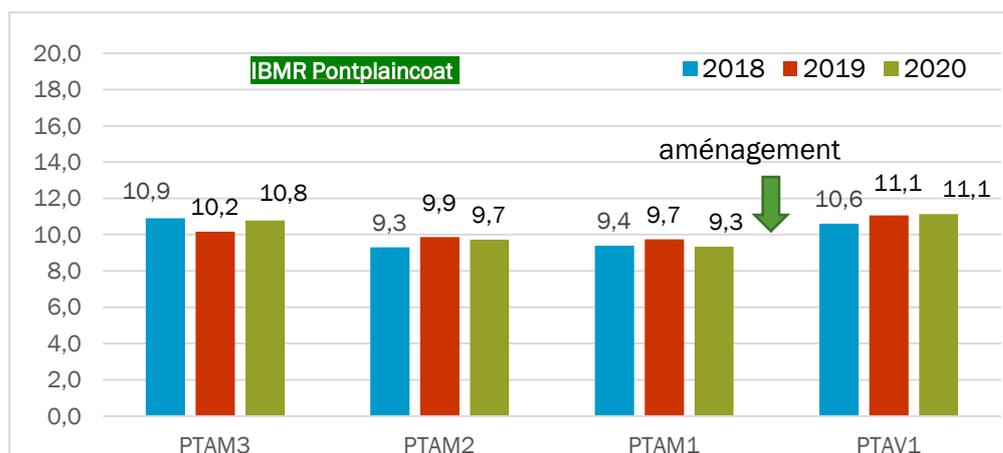


Figure 3. Résultats IBMR sur le site de Pontplaincoat en amont (PTAM1, 2,3) et aval (PTAV1) de l'aménagement pour les années 2018, 2019 et 2020

Malgré cette variation de la composition floristique en amont de l'aménagement, le schéma de réponse de l'IBMR est conservé et la qualité trophique du milieu inchangée. L'amélioration attendue sur l'amont direct de l'ouvrage n'est donc pas observée sur l'indice.

b) Le ruisseau de Malville à Ploërmel (secteur du Géant endormi – secteur 1) (56)

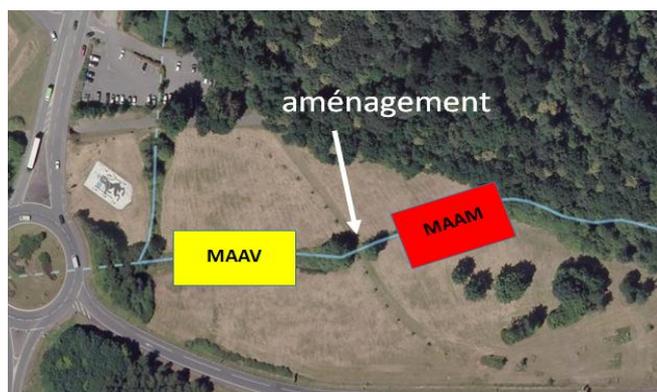


Figure 4. Zones de relevés macrophytes sur le site du ruisseau de Malville – secteur 1

L'aménagement du ruisseau de Malville sur le secteur du Géant endormi (secteur 1) a consisté en un remplacement de buse sous-dimensionnée par une passerelle avec recharge granulométrique en amont, en 2018. Deux stations macrophytes ont été placées, l'une en amont de cet aménagement (MAAM), l'autre en son aval (MAAV) (voir Figure 4). Ces stations ont été suivies en 2019 (avant aménagement), 2020 (N+1 après aménagement) et 2020 (N+2 après aménagement).

La végétation est diversifiée sur le site, mais principalement représentée par des plantes vasculaires, sous forme d'hélophytes, hygrophytes et hydrophytes, malgré des conditions mésologiques accueillantes pour les autres groupes taxonomiques. Le groupe des algues n'y est représenté qu'en 2019 ; les bryophytes en sont toujours absentes (Figure 5). Il est possible que la situation très amont de ce secteur soit la cause de l'absence de ces dernières.

Avant aménagement, le ralentissement des écoulements, l'augmentation de la profondeur et l'accumulation de vase sur la fin du secteur aval, lié au second pont cadre en aval, non sujet à aménagement, conduit à un plus fort développement des callitriches (couvrant presque la moitié de la station), au détriment du développement des hélophytes (*Apium nodiflorum* et menthes principalement en amont), sans impact important sur la diversité de ces groupes taxonomiques (Figure 5). L'impact sur la note IBMR est à la limite de significativité avec une baisse de 0,5 point par rapport au secteur amont (voir Figure 6). L'impact engendré par ce second ouvrage sur la flore semble donc être plus important que l'ouvrage qui sera aménagé.



Figure 5. Richesses spécifiques (graphiques de gauche) et abondances (graphiques de droite) des différents groupes taxonomiques sur le ruisseau de Malville (secteur 1) en 2018, 2019 et 2020

En 2019, l'aménagement au premier pont cadre conduit sur le secteur amont à une augmentation des faciès d'écoulements lotiques et des substrats stables (liée à la recharge granulométrique). Une limitation des hélophytes de type cressonnières (*Apium nodiflorum*) et un plus fort développement des callitriches (passant de 3 à 12% sur le linéaire étudié) est observé sur les 50 m étudiés. Sur le secteur aval, l'aménagement a également conduit à une amélioration des vitesses de courant conduisant à une réduction de l'abondance des callitriches (passant de 45 à 6% de recouvrement) et une augmentation des rhéophiles renoncules (0.3 à 12%).

Cette évolution floristique tendant vers une amélioration de la qualité trophique du milieu selon l'indice est masquée dans la note suite au développement d'algues vertes filamenteuse (vauchéries et spirogyres), absentes en 2018, dans des proportions comparables en amont et en aval de l'aménagement (5 à 10% de recouvrement). Le développement de ces dernières, probablement un effet travaux, est lié aux fortes températures des printemps et été 2019 ; la recharge granulométrique peut être la source de diaspores de ces algues. La conséquence est un abaissement de la note IBMR, par rapport à 2018, dans des proportions similaires (1 à 1,5 point) sur les deux stations étudiées (Figure 6).

En 2020, année N+2 après travaux, les algues ne sont pas retrouvées sur les stations de relevé. Leur développement n'aura été qu'un effet transitoire des travaux. La note de l'indice est ainsi améliorée sur le secteur aval (+1pt par rapport à avant travaux). Sur le secteur amont, suite à une

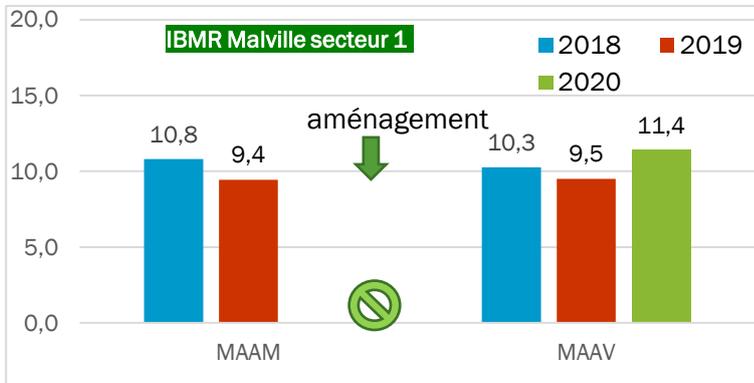


Figure 6. Notes IBMR sur le ruisseau de Malville – secteur 1, en amont (MAAM) et aval (MAAV) de l'aménagement, en 2018, 2019 et 2020

recharge granulométrique complémentaire, la station était exempte de macrophytes, ces derniers n'ayant pas eu le temps de recoloniser le milieu ; la note IBMR n'a ainsi pas pu être calculée.

c) Le Traou Breuder à Plougonver (22)

Le sous-dimensionnement du busage de ce ruisseau conduisait à de fréquentes inondations en hiver sur la route avant l'aménagement. Les stations de relevé macrophytes sont positionnées en amont direct (LEGAM1) et en aval de la buse (LEGAV) afin

d'évaluer l'impact de la modification de l'aménagement. Une station en amont lointain (LEGAM2) servira de référence non impactée par les travaux (**Erreur ! Source u renvoi introuvable.**). L'aménagement a eu lieu en 2018 ; les stations ont été suivies en 2018 (avant aménagement), 2020 (N+1 après aménagement) et 2020 (N+2 après aménagement).



Figure 7. Positionnement des zones de relevés macrophytes sur le site du ruisseau du Traou Breuder

Ce petit cours d'eau (largeur de 1.3 à 2 m en moyenne), à dominance de faciès lotiques sur une profondeur d'eau faible (<10 cm sur plus de 90% des surfaces inventoriées) est très ombragé. Le peuplement macrophytique y est peu diversifié (≤ 5 espèces) et exempt d'algues suite au fort ombrage (Figure 8). Le substrat majoritairement stable (environ 25% de cailloux pour 75% de sables et graviers) permet le développement des bryophytes (4 espèces caractéristiques des cours d'eau de moyenne à bonne qualité trophique sont recensées), peu limités par l'ombrage. Deux plantes vasculaires s'y retrouvent également : l'Œnanthe safranée (*Oenanthe crocata*) et le faux cresson (*Apium nodiflorum*), caractéristiques des cressonnières et zones de radiers sur les cours d'eau bretons. L'indice IBMR attribue une bonne qualité trophique de l'eau ($IBMR \geq 12$) à ce petit cours d'eau, pour lequel aucun impact n'est révélé par l'ancien aménagement en 2018 (Figure 9). Il est à noter que la situation est en limite d'application de l'indice au vu de la faible diversité floristique.

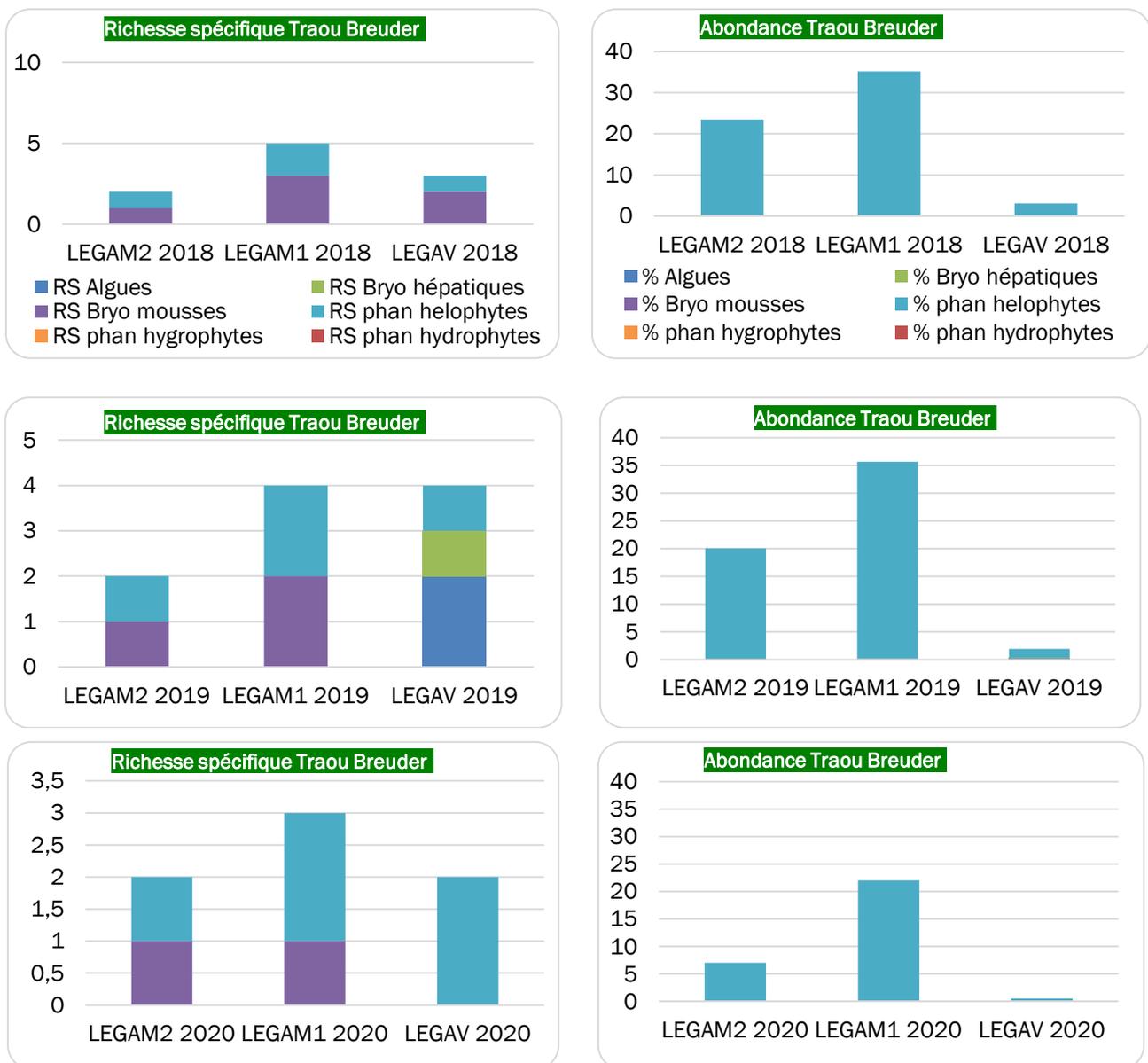


Figure 8. Richesses spécifiques (graphiques de gauche) et abondances (graphiques de droite) des différents groupes taxonomiques sur le ruisseau de Traou Breuder (secteur 1) en 2018, 2019 et 2020

L'aménagement permet de limiter la zone très envasée en son amont, sans qu'il y ait un impact net sur la flore. En N+1 et N+2 après aménagement, les peuplements restent stables, peu modifiés (Figure 8). Les quelques modifications observées correspondent à une variabilité saisonnière inter-annuelle (diminution des abondances en 2020 suite à la réduction des peuplements d'œnanthe safranée sur les sites, dont celui de référence) et à une légère diminution des niveaux d'eau sur les secteurs amont proche et aval suite à l'aménagement. Cette dernière conduit à l'exclusion, car émergés, de certains bryophytes antérieurement présents dans le relevé (limité à la zone en eau), ayant pour conséquence une légère diminution de la note IBMR sur ces deux secteurs impactés (Figure 9).

Sur les aménagements de type rétablissement de la continuité écologique par remplacement d'un ouvrage sous-dimensionné par un pont cadre, l'impact avant aménagement se caractérise par le développement d'une zone plus profonde, lente et envasée en amont de l'ouvrage sous-dimensionné. Celui-ci est favorable à une flore adaptée aux écoulements lents, dominée par les hydrophytes de systèmes lents (callitriches, notamment *C. obtusangula*), les hydrophytes flottants (lentilles d'eau) et les héliophytes (Iris, sparganiers). Après aménagement, sur cette même zone, le rétablissement de vitesses

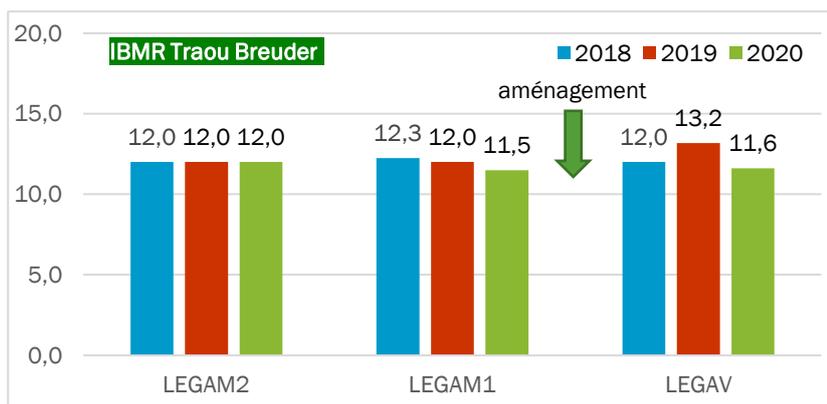


Figure 9. Notes IBMR sur le ruisseau du Traou Breuder, en amont (LEGAM1, LEGAM2) et aval (LEGAV) de l'aménagement, en 2018, 2019 et 2020

de courant plus rapides, associé à la baisse du niveau d'eau et le désenvasement vont permettre la régression de cette flore de systèmes lenticques au profit des hydrophytes de cressonnières (*Apium faux-cresson*, *Oenanthe safranée*, *Veronica beccabunga*), des hydrophytes rhéophiles (renoncules) et des bryophytes lorsque le substrat sera suffisamment stabilisé. Ce schéma n'est retrouvé que dans deux sur les trois situations étudiées lors du programme Berceau, l'impact de l'ouvrage inadapte étant particulièrement

faible sur la flore du ruisseau du Traou Breuder.

L'indice Biologique Macrophytique en Rivière ne réagit aux travaux de restauration (dégradation de la qualité de l'eau en amont de l'aménagement avant travaux puis amélioration après aménagement) que sur le site du ruisseau de Malville, et ce, faiblement sur l'aval du site aménagé. Cet indice a été développé pour l'évaluation biologique de la qualité trophique de l'eau, donc de sa physico-chimie. Or les sites avant aménagement ne présentent pas (ou peu) de dégradation trophique de la qualité de l'eau, au vu des notes IBMR, en lien direct avec l'ouvrage sous-dimensionné. La restauration ne permet donc pas d'observer une amélioration de l'indice. Les objectifs de restauration ayant pour principal objet d'agir sur les conditions mésologiques lors des aménagements et non sur les conditions chimiques, hormis par répercussion, il est logique que l'indice ne réagisse pas. Lorenz et ses collaborateurs ont pu mettre en évidence l'absence de réponse des indices biologiques DCE aux restaurations hydromorphologiques même après 10 années de suivi (2018). Un effet retard de la réponse biotique est avancé du fait de la forte stabilité des assemblages aquatiques ; l'échelle d'intervention également, du fait de travaux localisés sur de petits tronçons, très faible comparée aux autres multiples pressions exercées sur les bassins versants et leurs rivières (usages du sol notamment), des travaux de modélisation montrant que les usages des sols sur le bassin versant exercent un impact plus notable que des altérations locales d'habitats.

Les conditions mésologiques (hydromorphologie, occupation des berges) sont déterminantes pour la flore, même souvent primordiales comparé à la chimie (Bernez et al., 2004), agissant sur la composition et l'abondance floristique. Ainsi, si l'indice ne réagit pas ou peu, l'analyse de la composition floristique est par contre informative lorsque l'impact est suffisamment important (ruisseaux de Pontplaincoat et de Malville) ; le cas du Traou Breuder est un peu à part avec un impact très faible sur une végétation peu diversifiée.

L'IBMR s'est retrouvé être en limite d'application sur le site du Traou-Breuder et du ruisseau de Malville en aval. En effet, si cet indice peut être mis en œuvre dans la plupart des cours d'eau, il est recommandé d'être dans des situations où la flore est suffisamment développée et diversifiée. En effet, dans le cas de flores très peu diversifiées ($RS < 5$ taxons), tout changement dans la présence ou l'abondance d'un taxon pouvant entraîner des variations de notes, parfois en désaccord avec les autres observations floristiques.

Un effet travaux, en année N+1 ou N+2 après aménagement, a pu être observé sur les sites du ruisseau de Malville et de l'Ise, sous la forme d'un développement algal (algues vertes filamenteuses) ou de réduction des hydrophytes en place. Cet effet est probablement directement lié au travail sur les sédiments, entraînant un colmatage en aval et/ou un probable relargage des nutriments piégés dans

ces sédiments, favorisant les proliférations algales. Ces variations floristiques sont transitoires et la récupération du système semble être opérée dès l'année suivante.

- ⇒ Le protocole IBMR est parfois en limite de son domaine d'application (très petits cours d'eau, diversité floristique très faible).
- ⇒ L'indice IBMR ne montre pas toujours de variations liées à la restauration (ni avant ni après travaux), mais l'étude de la composition floristique est souvent instructive (récupération d'une flore caractéristique de systèmes courants).
- ⇒ Des effets travaux peuvent être consécutifs aux aménagements (N+1 ou N+2) : développement algaux, régression de la flore en place. Ces effets sont transitoires.

3.2.2 Les invertébrés benthiques et l'indice IBG-DCE

Sur un même site, trois secteurs ont fait l'objet de suivi des communautés de macroinvertébrés benthiques. Un premier secteur de référence hors zone d'influence de l'aménagement afin de pouvoir évaluer la variabilité inter-annuelle (noté référence). Un second secteur situé à l'amont immédiat de l'ouvrage (noté amont) et à secteur à l'aval immédiat de l'ouvrage (noté Aval). Le choix des secteurs de suivi a été fait de manière à limiter les variations mésologiques indépendantes de l'aménagement.

a) Le Pontplaincoat à Plougasnou (29)

Sur ce site, l'aménagement a eu lieu en plusieurs étapes entre novembre 2018 et février 2019. Les communautés d'invertébrés benthiques ont été échantillonnées sur chacun des 3 secteurs (control, amont et aval) à 2 reprises avant aménagement (au printemps 2018 et à l'automne 2018 (juste avant l'aménagement) ainsi qu'à 4 reprises après aménagement (printemps et automne 2019 et 2020).

La faune est assez bien diversifiée sur le Pontplaincoat (richesses comprises entre 30 et 56 taxons par secteur) avec la présence de groupes polluo-sensibles (groupes fonctionnels indicateurs 7 à 9) tels que les plécoptères (Leuctridae, Nemouridae, Perlidae, Taeniopterygidae) ou les éphéméroptères de la famille des Leptophlebiidae qui traduisent une habitabilité importante du milieu.

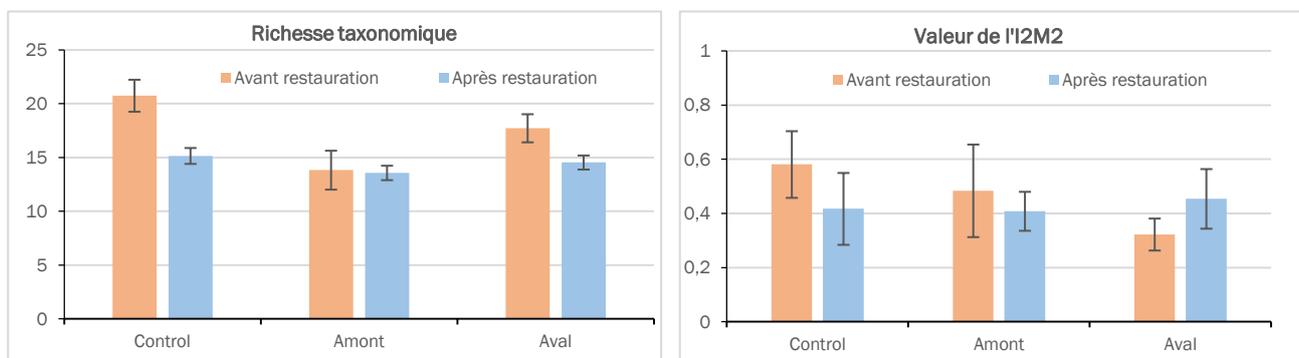


Figure 10. Valeurs moyennes (\pm ET) de la richesse taxonomique et de l'indice I2M2 sur chaque station du Pontplaincoat (Plougasnou, 29)

L'impact de l'ouvrage, est visible sur les habitats en amont de celui-ci avant restauration (Figure 10) qui s'explique principalement par une réduction de la diversité moyenne mais sans perte de taxon,

les richesses totales étant similaire en les secteurs control (richesse = 53) et impacté en amont (richesse = 52), alors que la richesse total du secteur en aval n'est que de 45. L'absence d'impact spécifique de l'ouvrage sur les taxons polluo-sensibles limite la puissance de l'indice I2M2 qui diminue régulièrement de l'amont à l'aval du secteur sans réagir à la présence de l'ouvrage (Figure 10).

L'effet de la restauration n'est toutefois pas évident, même si l'on observe l'homogénéisation des richesses moyennes observées et des valeurs de l'I2M2 après restauration (Figure 11). En effet, cette homogénéisation est essentiellement liée à la baisse importante de la richesse sur le site contrôle. En revanche l'écart de richesse entre le secteur contrôle et les autres secteurs (Figure 12) mettent nettement en évidence une réduction des écarts continue entre 1 et 2 ans après restauration sur les secteurs en amont et en aval.

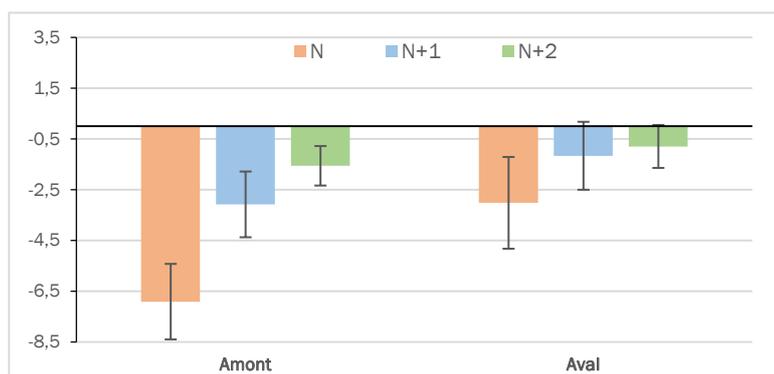


Figure 11. Valeurs moyenne (\pm ET) de l'écart par rapport à la richesse taxonomique sur la station control du Pontplaincoat (Plougasnou, 29) avant restauration (N), l'année suivant la restauration (N+1) et plus d'1 an après la restauration (N+2)

b) Le ruisseau de Malville à Ploërmel (secteur du Géant endormi – secteur 1) (56)

Sur ce site, l'aménagement a eu lieu en novembre 2018. Les communautés d'invertébrés benthiques ont été échantillonnées sur chacun des 3 secteurs (control, amont et aval) à 2 reprises avant aménagement (au printemps 2018 et à l'automne 2018 (juste avant l'aménagement) ainsi qu'à 4 reprises après aménagement (printemps et automne 2019 et 2020).

La faune est assez bien diversifiée sur le Malville (richesses comprises entre 38 et 43 taxons par secteur) avec la présence de quelques représentant de groupes polluo-sensibles (groupes fonctionnels indicateurs 7 à 9) tels que les éphéméroptères de la famille des Leptophlebiidae ou les trichoptères Glossosomatidae qui traduisent une bonne habitabilité du milieu. On note toutefois l'absence de plécoptères avant la restauration (seulement une larve de Nemouridae capturée) et assez peu d'individu dans les groupes polluo-sensibles de manière générale, ce qui laisse à penser que la qualité du milieu n'est pas très bonnes.

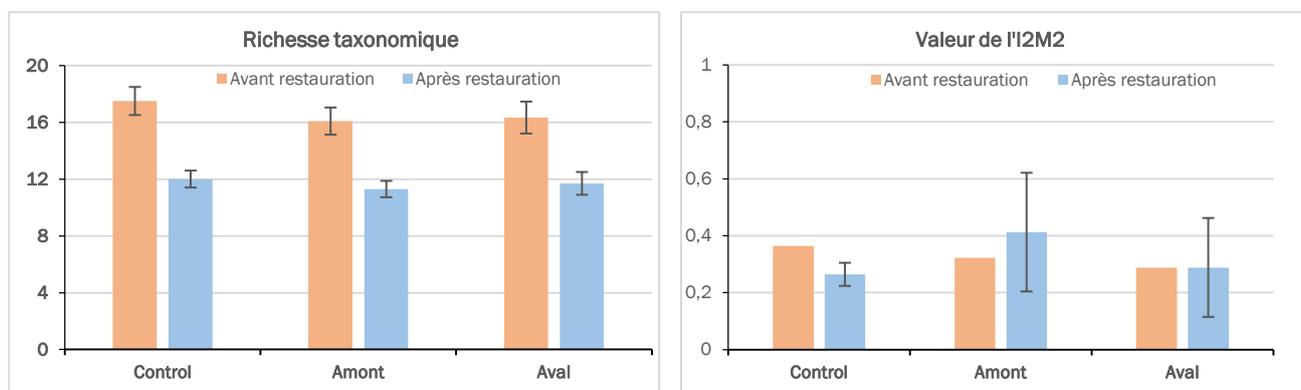


Figure 12. Valeurs moyenne (\pm ET) de la richesse taxonomique et de l'indice I2M2 sur chaque station du ruisseau de Malville (Ploërmel, 56)

L'impact de l'ouvrage n'est pas visible avant restauration avec une diversité moyenne qui passe de 17.5 ± 1.0 à 16.1 ± 1.0 (Figure 12) qui s'explique, comme pour le Pontplaincoat, principalement par une réduction de la diversité moyenne mais sans perte de taxon, les richesses totales étant similaire en les secteurs control (richesse = 38) et impacté en amont (richesse = 39) et en aval (richesse = 39). L'absence d'impact spécifique de l'ouvrage sur les taxons polluo-sensibles limite la puissance de l'indice I2M2 qui diminue régulièrement de l'amont à l'aval du secteur en passant d'un état moyen (I2M2 compris entre 0.295 et 0.443) à médiocre (I2M2 inférieur à 0.295) (Figure 12). La dégradation faible mais continue des valeurs de l'I2M2 est certainement liée à la présence de 2 obstacles, l'un situé entre les secteurs contrôle et en amont mais aussi à un second obstacle situé à quelque dizaine de mètres en aval du secteur « aval » de notre étude et qui n'a pas pu être restauré.

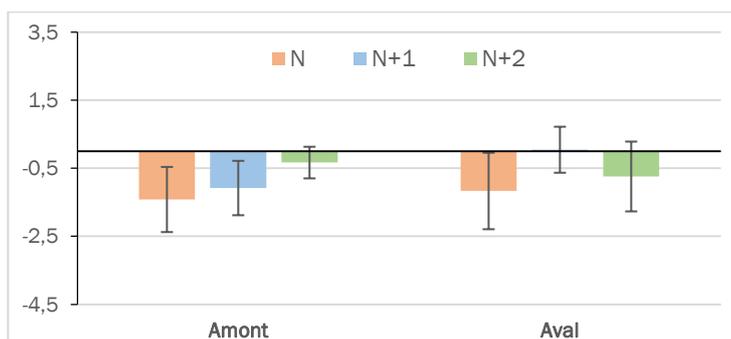


Figure 13. Valeurs moyenne (\pm ET) de l'écart par rapport à la richesse taxonomique sur la station control du ruisseau de Malville (Ploërmel, 56) avant restauration (N), l'année suivant la restauration (N+1) et plus d'1 an après la restauration (N+2)

L'interprétation des données après restauration est délicate car nous avons observé une très forte diminution de la richesse moyenne (30% en moyenne) sur l'ensemble des secteurs (Figure 12). Cette forte diminution homogène sur les 3 secteurs est probablement liée à des conditions climatiques défavorables en 2019 et 2020 ou extrêmement favorables en 2018 (cas le plus probable). Néanmoins, les effets de la restauration ne sont pas visibles ni sur les richesses moyennes par secteur après la restauration (Figure 12) ni sur les écarts de richesse avec le secteur control (Figure 13) mais sont mis en évidence par l'I2M2 sur le secteur restauré en amont de l'ouvrage (Figure 12) qui devient proche du bon état dont la limite inférieure est à 0.443 (cette valeur seuil a même été dépassée en 2019). Plutôt que par la richesse, cette augmentation des valeurs d'I2M2 s'explique probablement par l'apparition de nouvelles espèces polluo-sensibles (plécoptères Leuctridae et Perlidae) mais aussi par l'augmentation nette de l'abondance des taxons polluo-sensibles (principalement plécoptères Nemouridae et trichoptères Hydropsychidae). L'absence de bénéfice de la restauration sur le secteur en aval est là encore probablement liée à l'effet du second ouvrage situé en aval et qui n'a pas pu être restauré.

c) Le Traou Breuder à Plougouver (22)

Sur ce site, l'aménagement a eu lieu en octobre 2019. Les communautés d'invertébrés benthiques ont été échantillonnées sur chacun des 3 secteurs (control, amont et aval) à 3 reprises avant aménagement (au printemps et automne 2018 et printemps 2019) ainsi qu'à 3 reprises après aménagement (automne 2019, printemps et automne 2020).

La faune est très diversifiée sur le ruisseau du Traou Breuder (richesses comprises entre 41 et 58 taxons par secteur) avec la présence de nombreux groupes polluo-sensibles (groupes fonctionnels indicateurs 7 à 9) tels que les plécoptères (Leuctridae, Nemouridae, Perlidae, Taeniopterygidae), des éphéméroptères (Heptageniidae, Leptophlebiidae) ou des trichoptères de la famille des Glossosomatidae qui traduisent une habitabilité importante du milieu et une qualité de l'eau très bonne.

Comme pour les autres sites, l'impact de l'ouvrage est peu visible avec des richesses moyennes comprises entre 18.5 ± 0.7 et 21.4 ± 0.8 avant restauration (Figure 14). De même, les valeurs de l'I2M2 sont toutes supérieures à 0.665 est donc classés en très bonne état avant restauration (Figure 14).

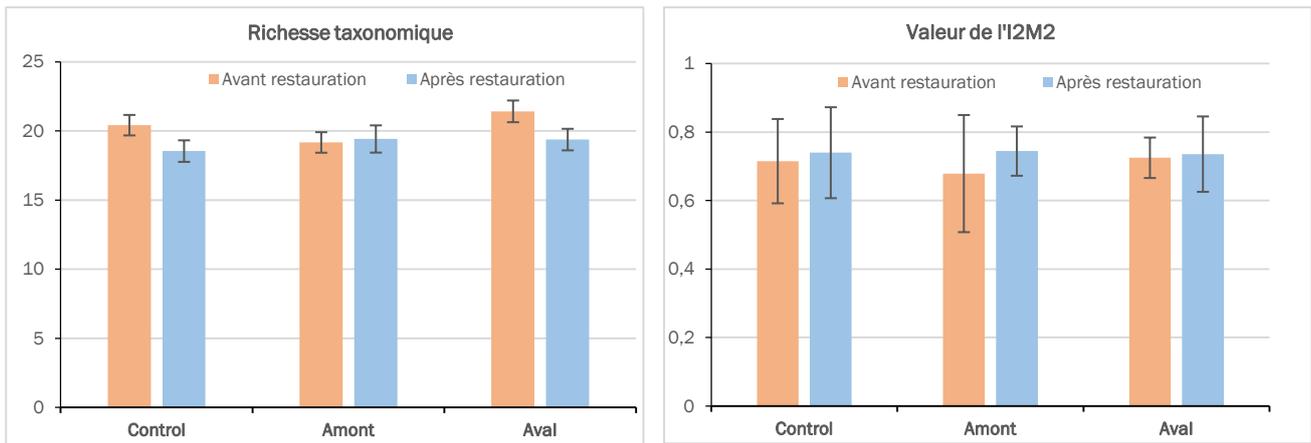


Figure 14. Valeurs moyenne (\pm ET) de la richesse taxonomique et de l'indice I2M2 sur chaque station du ruisseau du Traou Breuder (Plougonver, 22)

Après restauration, nous observons peu de changement, malgré une légère homogénéisation principalement liée à une réduction de la diversité moyenne sur le secteur control comme pour le

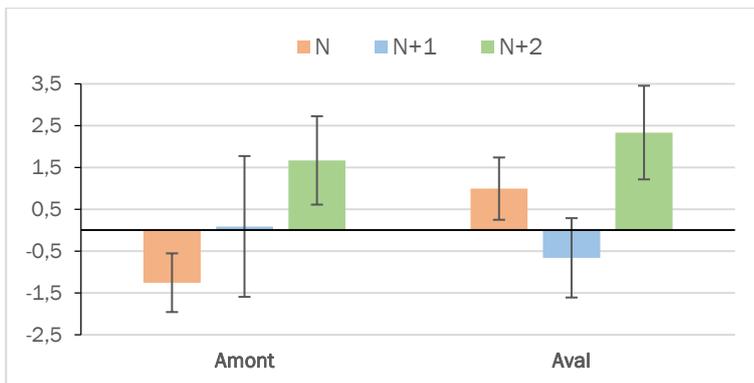


Figure 15. Valeurs moyenne (\pm ET) de l'écart par rapport à la richesse taxonomique sur la station control du ruisseau du Traou Breuder (Plougonver, 22) avant restauration (N), l'année suivant la restauration (N+1) et plus d'1 an après la restauration (N+2)

Pontplaincoat ainsi que si le secteur en aval (Figure 14). Nous observons également une légère augmentation des valeurs moyennes de l'I2M2 sur le secteur en amont de l'obstacle qui atteint 0.745 ± 0.07 (Figure 14). L'amélioration de la diversité est également visible avec l'écart de richesse entre les secteurs en amont ou en aval et le secteur control qui devient nul après 1 an et même nettement positif après (Figure 15).

- ⇒ Sur les 3 cours d'eau suivis, l'impact de petits obstacles sur les communautés de macroinvertébrés s'est avéré relativement faible en termes de richesse taxonomique ou même de composition faunistique
- ⇒ L'impact de ces obstacles pourrait être masqué par les autres pressions exercées sur les macroinvertébrés mais, même en situation de référence telle que sur le Traou Breuder, l'impact de l'ouvrage reste très faible
- ⇒ L'indice I2M2 est lui aussi assez peu sensibles aux effets des obstacles
- ⇒ La réponse des communautés de macroinvertébrés étant faible, il est difficile de mettre en évidence un bénéfice à la restauration de ses milieux à l'aide de cet indicateur. Toutefois, on observe une légère augmentation des richesses sur les secteurs amont et aval sur 2 des 3 ruisseaux restaurés.
- ⇒ Les variations inter-annuelles sont très fortes et bien supérieures aux variations liées aux obstacles ce qui oblige à suivre également une station de contrôle en amont et limite également la robustesse des conclusions
- ⇒ L'utilisation de cet outil dans le suivi d'opération de restauration doit donc être restreinte à des situations où l'obstacle a un impact sur les communautés d'invertébrés démontré par une étude préliminaire

3.2.3 L'outil diagnostique macroinvertébrés

L'outil diagnostique s'avère nettement performant pour caractériser l'impact des ouvrages et les pressions sur les milieux. En effet, l'Analyse en Composante Principale (ACP) réalisées à partir des résultats de l'outil diagnostique sur les probabilités d'occurrence des pressions s'exerçant sur les milieux (Figure 16) est particulièrement pertinente au regard des pressions prédites *a priori* et déduites d'après les indices faunistiques.

Site l'axe 1 de l'ACP, nous retrouvons un gradient de pression anthropique qui explique 58,5% de la variabilité observée, la majorité des pressions étant du côté droit de l'axe et par opposition les sites les moins impactés du côté gauche. L'axe 2 n'explique de 19% de la variabilité avec des pressions de type route, Phosphore, Azote, Matière Organique.

Avant restauration, le site de Pontplaincoat est caractérisé par des pressions multiples de type Nitrate, BV anthropisé, ripisylve dégradée et Colmatage. Cela est en adéquation avec les observations visuelles sur site (colmatage, absence de ripisylve, activité agricole) et l'impact mesurée en termes de nitrate. En revanche, l'arrivée du rejet d'une station de traitement des eaux usées (associée à de la matière organique, de l'azote et du phosphore) juste en amont du secteur ne ressort pas comme stress. Le site de Malville est celui qui subit le plus de pressions associées à des eaux urbaines (HAP, Colmatage, urbanisation, BV anthropisé) et, dans une moindre mesure, agricole (Nitrate). Enfin le site du Traou Breuder est celui qui se situe le plus à gauche de l'axe 1, ce qui confirme les très faibles pressions qu'il subit, ce qui confirme les résultats de l'I2M2.

Après restauration, nous observons pour le site du Traou Breuder et de Pontplaincoat un décalage progressif à N+1 mais aussi N+2 des valeurs moyennes des sites vers la gauche de l'axe 1. Cela montre une diminution globale des pressions mais sans changement de leur nature. Ainsi les pressions présentent avant la restauration restent les mêmes que celles après restauration mais leur effets sont réduits. Cela confirme que l'impact des ouvrages est relativement limitée par rapport aux autres

pressions qui s'exercent sur les sites et donc que la restauration hydromorphologique ne semble pas d'avoir de conséquences significatives sur les autres pressions de ces 2 sites.

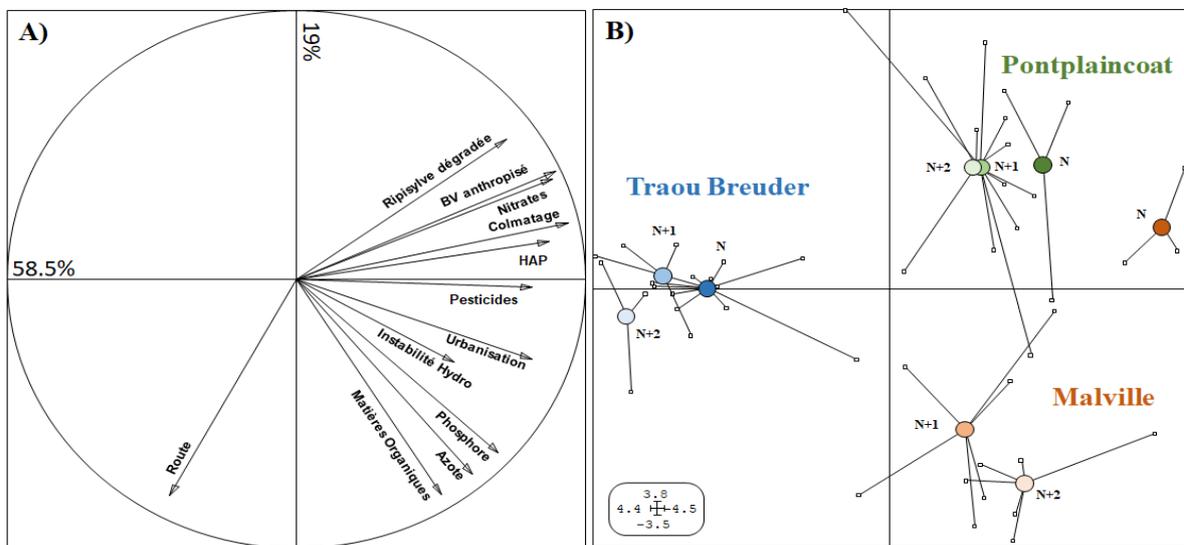


Figure 16. Résultats de l'Analyse en Composante Principale (ACP) réalisée sur les probabilités d'occurrence de 12 pressions anthropiques sur les milieux d'après l'outil diagnostique macroinvertébrés. A) Cercle des corrélations, la direction des vecteurs indiquent les probabilités croissantes de chaque pression (sens de la flèche). B) Position moyenne pondérée des relevés faunistiques pour chaque site avant restauration (N), l'année suivante la restauration (N+1) et plus d'1 an après la restauration (N+2)

Après restauration, nous observons pour le site du Traou Breuder et de Pontplaincoat un décalage progressif à N+1 mais aussi N+2 des valeurs moyennes des sites vers la gauche de l'axe 1. Cela montre une diminution globale des pressions mais sans changement de leur nature. Ainsi les pressions présentent avant la restauration restent les mêmes que celles après restauration mais leur effets sont réduits. Cela confirme que l'impact des ouvrages est relativement limitée par rapport aux autres pressions qui s'exercent sur les sites et donc que la restauration hydromorphologique ne semble pas d'avoir de conséquences significatives sur les autres pressions de ces 2 sites.

En revanche sur le site de Malville, la position moyenne de relevé change très fortement et semble traduire un changement de pression s'exerçant sur le site avec une augmentation significative de l'effet des instabilités hydrauliques et des apports en eaux usées (azote, phosphore, matières organiques). La mise en valeur des instabilités hydrauliques est intéressante car depuis la restauration du site de Malville nous observons une érosion importante des sédiments du cours d'eau sur le secteur en amont de l'ancien ouvrage ce qui suggère des à-coups hydrauliques compatibles avec cette pression et observés par les gestionnaires (communication personnelle). L'importance des eaux usées pourrait être liée à des conditions d'écoulement faibles en 2019 et 2020 (des assèchements ont été observés sur ce site) qui pourraient expliquer la chute de 30% de la richesse depuis la restauration et faire ressortir cette pression. Il est difficile de conclure sur le fait que cette modification des pressions est liée à la restauration elle-même car elle est concomitante avec une dégradation des conditions environnementale sur le site qui ont également affecté le secteur control, non impacté par la restauration.

- ⇒ L'outil diagnostique macroinvertébré s'est avéré très pertinent pour caractériser les principales pressions qui s'exercent sur les 3 sites suivis.
- ⇒ Comme pour l'I2M2, il ne permet pas d'identifier des différences de pression entre les secteurs de contrôle, amont et aval
- ⇒ Il a toutefois été capable de mettre en évidence une réduction globale des pressions à l'échelle des stations suivies après les opérations de restauration et même identifié un changement de pression sur le ruisseau de Malville
- ⇒ L'utilisation de cet outil dans le suivi d'opération de restauration reste intéressante pour caractériser les changements de pression éventuels suite à la restauration des milieux

3.2.4 Les peuplements piscicoles et l'indice IPR

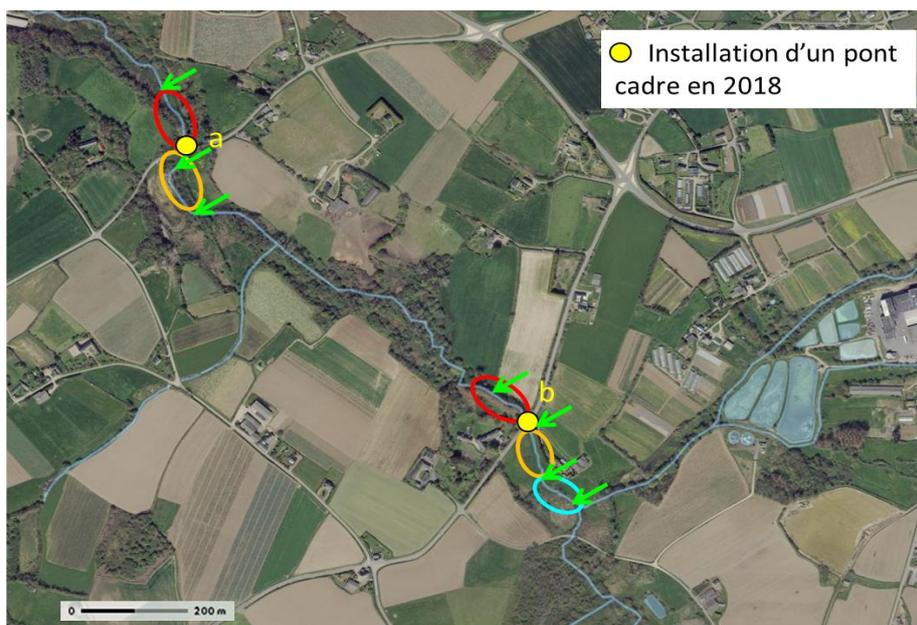
Les buses permettant le passage de l'eau sous les routes quand elles se traduisent à leur aval par des chutes d'eau importantes, ont pour conséquences principales : (1) une rupture de la continuité écologique pour les poissons et (2) une modification des habitats aquatiques en leur amont à l'instar de ce que l'on observe avec un petit barrage. Ces deux phénomènes modifient la composition spécifique et la structure des peuplements piscicoles. La mise en place d'un pont cadre, aménagement suivi dans cette étude, vise à restaurer continuité et habitats aquatiques.

a) Le Pontplaincoat à Kerlohou et Pontplaincoat (Plougasnou (29))

Sur ce petit cours d'eau côtier, dans un tronçon d'ordre de drainage de 3, des busages respectivement sous la route de Lacroix au lieu-dit de Kerlohou et juste en amont sous la route de Pontplaincoat au lieu-dit Pontplaincoat, ont été remplacé par des ponts cadre. Les chutes d'eau à l'aval des buses étaient importantes (respectivement 1 m et 0.8 m à Kerlohou et Pontplaincoat) et avaient donc un impact certain sur la libre circulation des poissons et sur l'hydromorphologie en amont des buses. La pente moyenne de la zone d'étude est faible (approximativement 0.7% d'après les données géoportail). Elle n'est que d'environ 0.38 % en amont au niveau du Pont de Pontplaincoat et avoisine 1.27 % au niveau de Kerlohou.

Cinq secteurs d'inventaires piscicoles de plus de 60m chacun ont été réalisés avant travaux en 2018 puis 1 an (2019) et 3 ans (2021) après travaux (Figure 17). Malheureusement, le secteur le plus aval (en aval de Kerlohou) n'a pas pu être inventorié avant travaux).

Quelle que soit l'année, seules 3 espèces de poissons ont été trouvées dans l'aval de ce petit cours d'eau d'ordre 3 : La truite (*Salmo trutta*, notée TRF), l'anguille (*Anguilla anguilla*, notée ANG) et la loche franche (*Barbatula barbatula*, notée LOF). On note toutefois la présence en 2018 d'un petit gardon (*Rutilus rutilus*) de 21 mm sur le secteur impacté en amont de la route de Pontplaincoat et en 2021 d'un sur le secteur aval de Pontplaincoat, d'une petite tanche (*Tinca tinca*) d'une longueur totale de 80 mm en aval de ce même pont. Ces poissons pourraient provenir d'un des étangs en amont de cette zone du cours d'eau. Cette faible diversité taxonomique (3) est nettement en dessous de la valeur théorique prise par la métrique « Nombre total d'Espèce » (NTE) de l'IPR, estimée aux alentours de 5,5. On pouvait s'attendre à trouver la lamproie de planer (*Lampetra planeri*), le vairon (*Phoxinus phoxinus*) et surtout le chabot (*Cottus gobio*), compte tenu des faciès courants de certains secteurs d'inventaire piscicole.



- : Aval des aménagements a et b
- : Juste en amont des aménagements des ponts a et b (secteurs initialement impactés)
- : Zone de référence juste en amont de la zone impactée pour le pont b
- ↙ : Installation de thermographes les 9 et 10 juillet 2018

Figure 17. Localisation des secteurs d'inventaire piscicole et des thermographes sur le ruisseau de Pontplaincoat – a : lieu-dit de Kerlohou et b : lieu-dit de Pontplaincoat

Réponse de l'IPR à l'aménagement

Des IPR ont été calculés pour chaque secteur de pêches aux 3 périodes d'étude (Tableau 4). Les résultats montrent, à une exception près que tous les secteurs sont classés en qualité « médiocre » (notes 16 à 25) quelle que soit l'année. Les métriques qui déclassent la qualité du cours d'eau pour l'IPR sont le nombre d'espèces rhéophiles (NTR) et le nombre d'espèces lithophiles (NTL). Les mauvais scores obtenus pour ces deux métriques sont essentiellement dû à l'absence de chabot dans les secteurs. La qualité « mauvaise » (notes de 25 à 36) obtenu pour le secteur amont de Kerlohou en 2021 est due à des mauvais scores d'abondance. En effet, les conditions hydrologiques lors de l'inventaire, juste après une crue étaient « limites » et en conséquence les efficacités de pêche assez mauvaises. Bien que 3 passages aient été réalisés pour l'analyse d'autres caractéristiques du peuplement piscicole, l'IPR ne se base que sur le 1^{er} passage.

Tableau 4 : Notes prises par l'IPR pour les 5 secteurs du ruisseau de Pontplaincoat pendant les 3 années de suivi. Qualité « Moyenne » en jaune (notes de 16 à 25) et « Mauvaise » en orange (notes de 25 à 36).

		aval Kerlohou	amont Kerlohou	aval Pontplaincoat	amont Pontplaincoat impacté	amont Pontplaincoat non impacté
2018	Avant		19,466	16,400	22,527	17,273
2019	1 an après	20,153	20,845	19,453	20,288	18,120
2021	3 ans après	21,341	27,661	19,233	19,471	18,993

On constate que l'IPR ne met en évidence ni l'impact négatif des busages en 2018 ni les effets supposés positifs de leur remplacement par des ponts cadre (2019 et 2021).

Impact de l'aménagement sur la continuité écologique

En termes de présence absence, les 3 espèces présentes sur le tronçon de l'étude l'étaient sur tous les secteurs. La présence de l'anguille, poisson migrateur catadrome, sur les 5 secteurs, confirme qu'il n'y avait donc pas de rupture complète de la continuité piscicole avant l'aménagement. Cependant, les résultats des figures 18 et 19 relatifs aux densités et aux structures démographiques de cette espèce montrent que les busages présents avant aménagement impactaient la population. Les faibles densités d'anguille observées (inférieures à 2 ind/100m²) en amont de la route de Pontplaincoat comparées aux densités plus élevées en aval de ce busage montrent (Figure 18) que ce dernier constituait bien un obstacle à la migration. La comparaison des densités trouvées entre le point le plus aval inventorié en 2018 (12, 8 ind/100m²) sur le secteur « amont Kerlohou » avec l'aval de Pontplaincoat (41,7 ind/100m²), met en évidence une accumulation des anguilles en montaison juste en aval de la route. On pourra regretter de n'avoir pas pu réaliser d'inventaire en aval de la route de Kerlohou en 2018 avant aménagement pour apprécier la difficulté de franchissement de ce busage. En complément, la comparaison des tailles moyennes des anguilles capturées (Figure 19), montre que le peu d'anguilles capturées en amont de Pontplaincoat sont de grande taille. En se référant aux données brutes, on y constate l'absence de plus jeunes individus (taille < 300 mm). Des inventaires réalisés les années précédant notre étude donnent des résultats similaires. Cela traduit le manque de recrutement régulier en anguillettes.

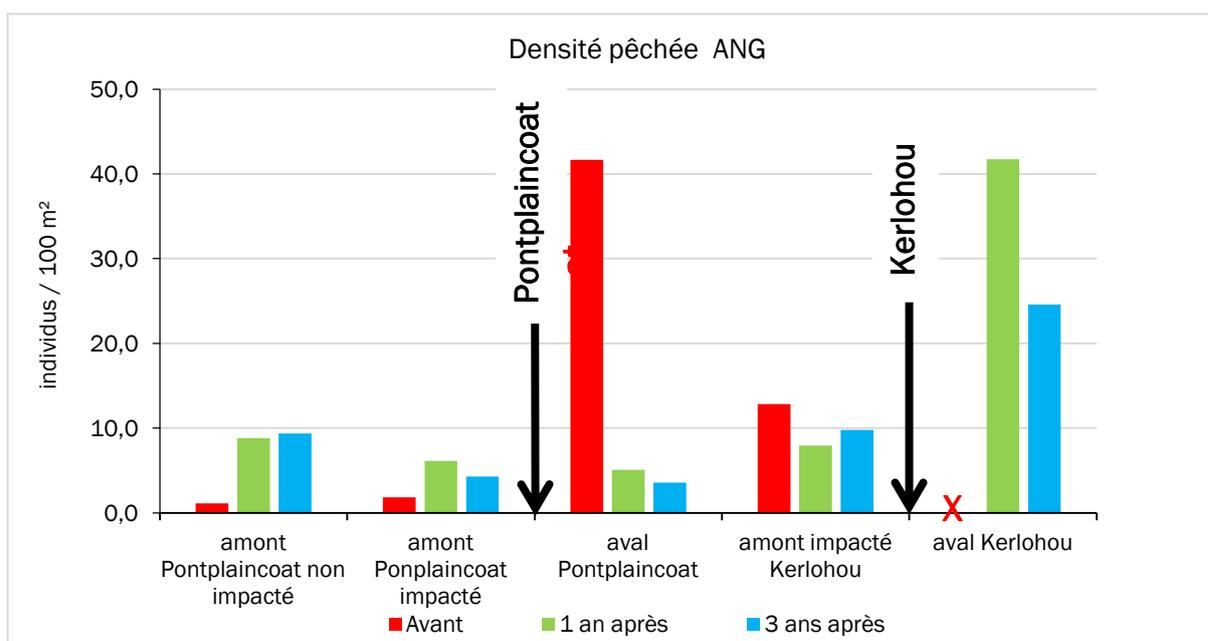


Figure 18. Évolution spatio-temporelle des densités pêchées d'anguille ANG (*Anguilla anguilla*) avant et après l'aménagement de ponts cadre sur la rivière côtière de Pontplaincoat ; Les flèches correspondent aux ponts aménagés et la croix note l'absence d'inventaires

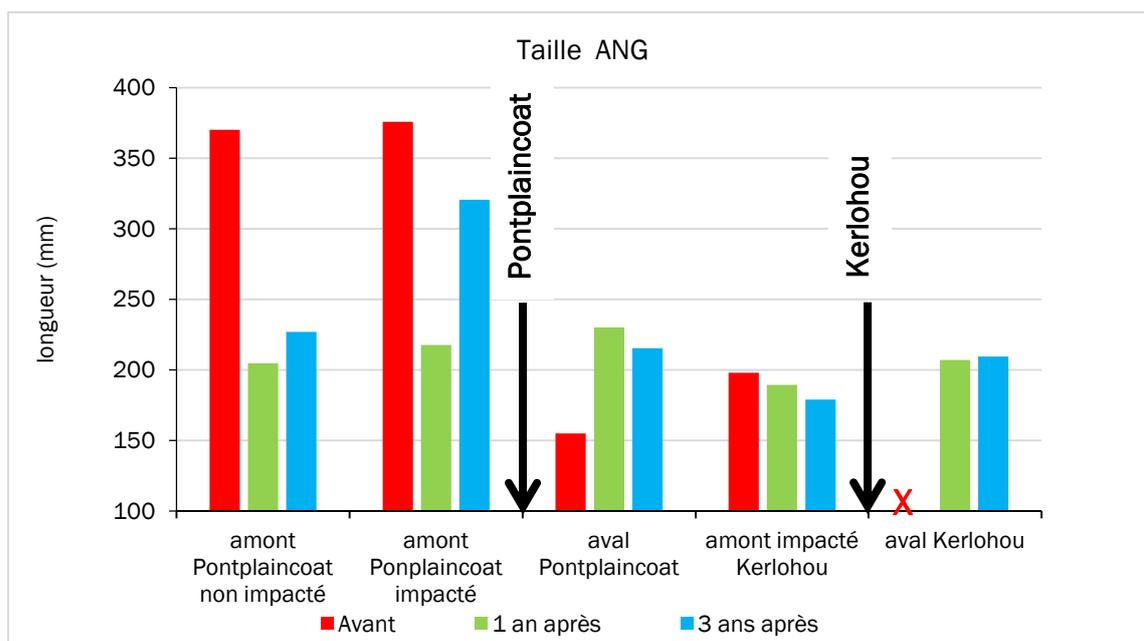


Figure 19. Évolution spatio-temporelle des longueurs moyennes des anguilles ANG (*Anguilla anguilla*) avant et après l'aménagement de ponts cadre sur la rivière côtière de Pontplaincoat ; Les flèches correspondent aux ponts aménagés et la croix note l'absence d'inventaires

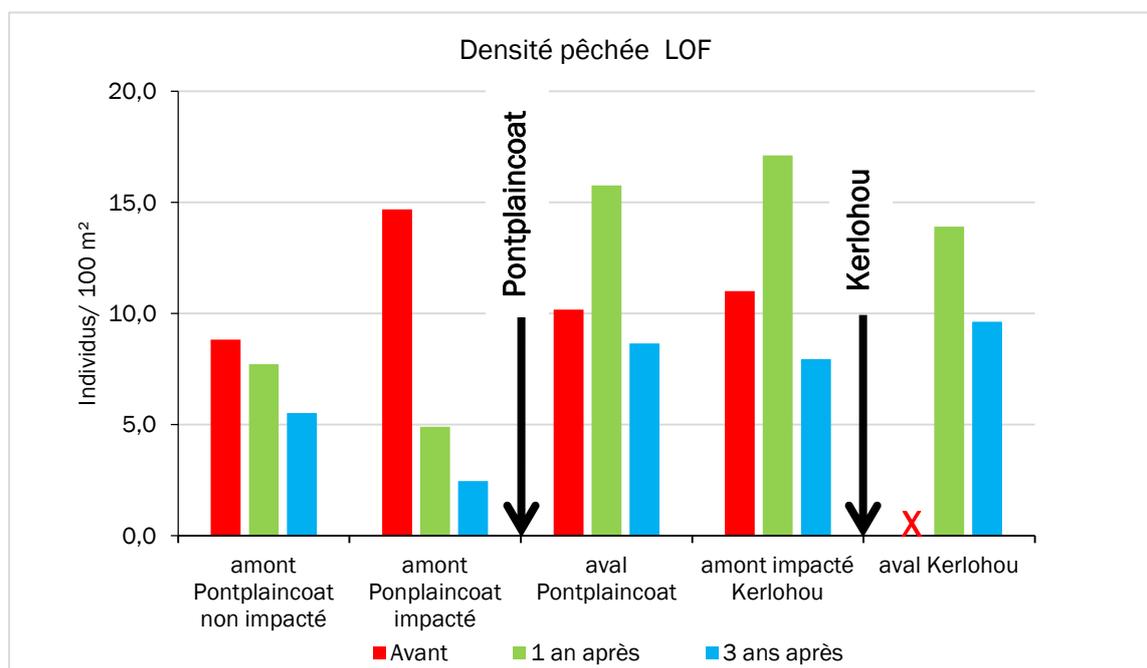


Figure 20. Évolution spatio-temporelle des densités pêchées de loche franche LOF (*Barbatula barbatula*) avant et après l'aménagement de ponts cadre sur la rivière côtière de Pontplaincoat ; Les flèches correspondent aux ponts aménagés et la croix note l'absence d'inventaires

Dès 2019, après les aménagements, les densités d'anguilles comme leur taille moyenne sont équivalentes entre l'amont et l'aval du pont cadre de Pontplaincoat, démontrant le retour à la libre circulation de cette espèce. Cependant, on notera qu'après aménagement, les densités restent beaucoup plus élevées en aval de Kerlohou par rapport aux 4 secteurs plus en amont, sans qu'il y ait de différence notable du point de vue des tailles. Cette différence de densité peut être expliquée par des

habitats piscicoles différents pour ce secteur aval (dominance de radier et plat courant). Cependant, il semble que la continuité soit correcte pour ce pont cadre à Kerlohou.

Concernant les deux autres espèces présentes sur l'aval du ruisseau, les densités trouvées (figures 20, 21 et 22) ne montrent pas d'impact « obstacle » des buses présentes avant aménagement.

Impact de l'aménagement sur les habitats piscicoles

Les busages constituaient non seulement des obstacles à la libre circulation des poissons, mais impactaient l'hydromorphologie en leur amont : secteurs plus lents et plus profonds, substrat plus fin (sable voire vase juste en amont de Kerlohou) modifiant ainsi les habitats aquatiques disponibles auxquels les poissons sont très sensibles. Pour apprécier l'impact hydromorphologique des busages et de leur aménagement, cette étude s'est appuyée sur les pourcentages relatifs des faciès d'écoulement qui sont décrits succinctement lors de l'application de la méthodologie normalisés (Belliard et al, 2012). Un protocole plus précis de description de l'hydromorphologie a cependant été mis en œuvre en 2021 (cf fiche 9) sur tous les secteurs.

L'espèce piscicole qui met le mieux en évidence les modifications hydromorphologiques apportées par la mise en place de pont cadre est la truite résidente dite « fario ». En effet, les juvéniles de truite (0+) ont des préférences d'habitat différents des individus plus âgés et plus grands. On trouve les juvéniles dans des faciès d'écoulement de type radier, courants, peu profonds et au substrat grossier. Les truites plus grosses sont des milieux de type plat, plus profonds (Haury et al., 1991). Aussi, sur la base des histogrammes de fréquence de taille, les juvéniles de truite âgés de 0+ an (notés TRF 0+) ont été distingués. Tous les individus plus grands, d'âge égal ou supérieur à 1 an (noté TRF >=1+) ont été regroupés dans une seconde catégorie.

Le busage à Pontplaincoat avait eu comme impact juste en leur amont une diminution des densités des truites 0+ an (Figure 21) qui n'y trouvaient pas des habitats favorables (100% de faciès « plat »). Le pont cadre a eu pour conséquence un abaissement de la lame d'eau et l'apparition d'environ 50% de radiers ce qui a permis une augmentation importante des densités de juvéniles de truite. Un an après l'aménagement les densités étaient équivalentes sur les 3 secteurs (références amont et aval et amont « impacté »). Trois ans après l'aménagement, alors que l'hydromorphologie s'est plus ou moins stabilisée, le secteur « anciennement impacté » montre même des densités de TRF0+ supérieures aux deux secteurs de référence amont et aval. Avant l'aménagement, dans le secteur impacté, c'étaient les truites de grande taille qui dominaient. Leur densité a nettement diminué après l'aménagement (Figure 22).

Cependant, pour le pont de Kerlohou, ces phénomènes n'ont pas été mis en évidence. Il n'y a pas de référence aval avant aménagement et de surcroît, les inventaires des deux secteurs de Kerlohou en 2021 ont eu lieu juste après une forte crue qui a pu déplacer momentanément les juvéniles de truite. Avant l'aménagement l'amont impacté de Kerlohou présentait plus de 90% de zones en faciès de type « Plat lent » et Profond » et après il restait encore plus de 65 % de ces types de faciès lenticulaires, peu propices aux truites 0+. La pente moyenne de la zone d'étude est faible (environ 1.27 %). L'érosion régressive qui aurait pu permettre de rétablir une plus grande proportion de faciès courants après l'aménagement est vraisemblablement lente et il faudra plus de 3 ans pour en voir les éventuels effets.

Pour s'affranchir des variations interannuelles des densités, un indicateur « % TRF0+ », le pourcentage de truites 0+ dans la population de truite peut être proposé : densité de truites 0+ / densité totale de truites X 100. Cet indicateur augmente après aménagement dans le secteur impacté en amont de la route de Pontplaincoat (Figure 23) et traduit bien l'augmentation relative des TRF0+ en relation avec le retour de faciès plus courants.

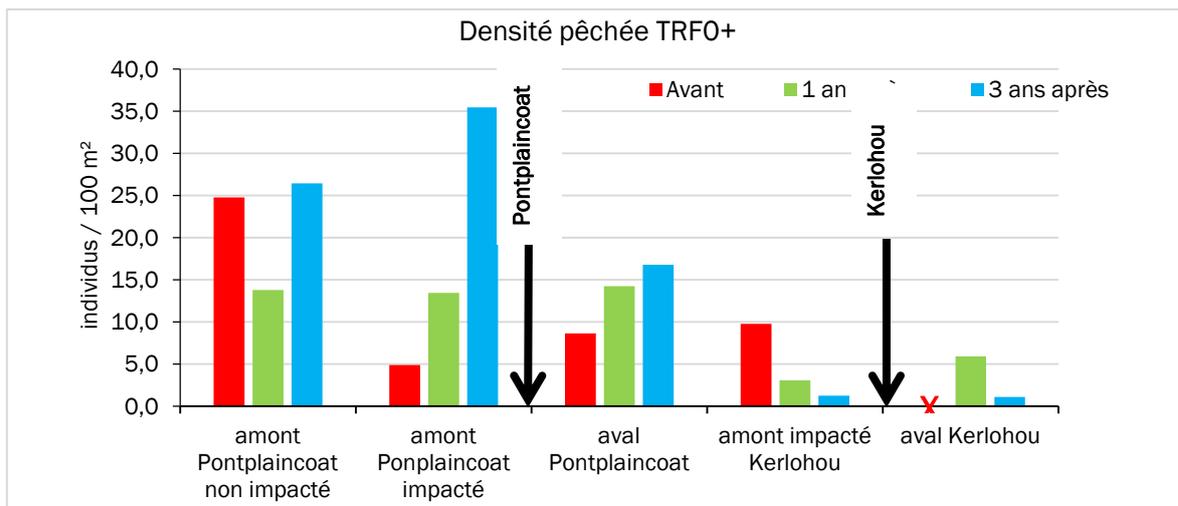


Figure 21. Évolution spatio-temporelle des densités pêchées de truites juvéniles de 0+ an TRF0+ (*Salmo trutta*) avant et après l'aménagement de ponts cadre sur la rivière côtière de Pontplaincoat ; Les flèches correspondent aux ponts aménagés et la croix note l'absence d'inventaires

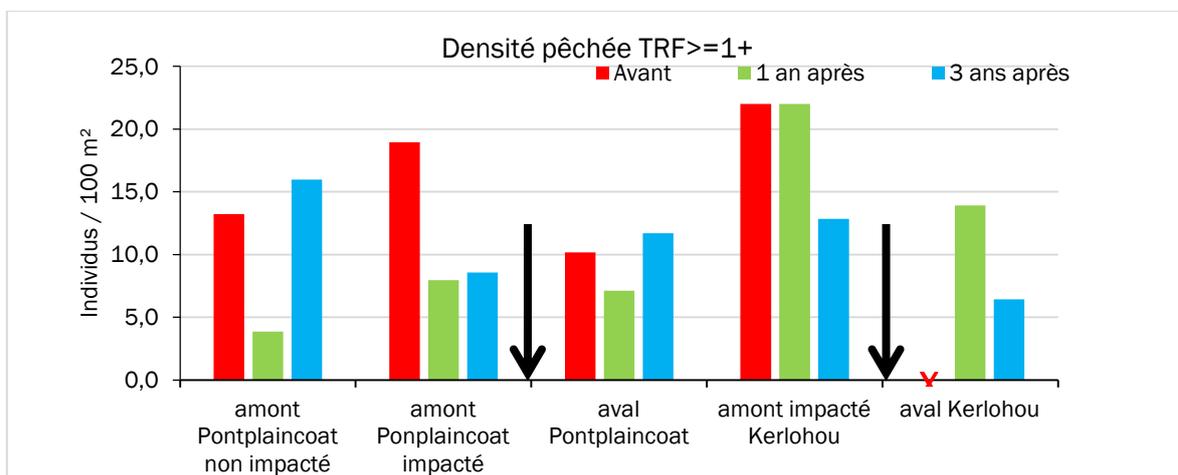


Figure 22. Évolution spatio-temporelle des densités pêchées de truites âgées de 1+ an ou plus TRF >= 1+ (*Salmo trutta*) avant et après l'aménagement de ponts cadre sur la rivière côtière de Pontplaincoat ; Les flèches correspondent aux ponts aménagés et la croix note l'absence d'inventaires

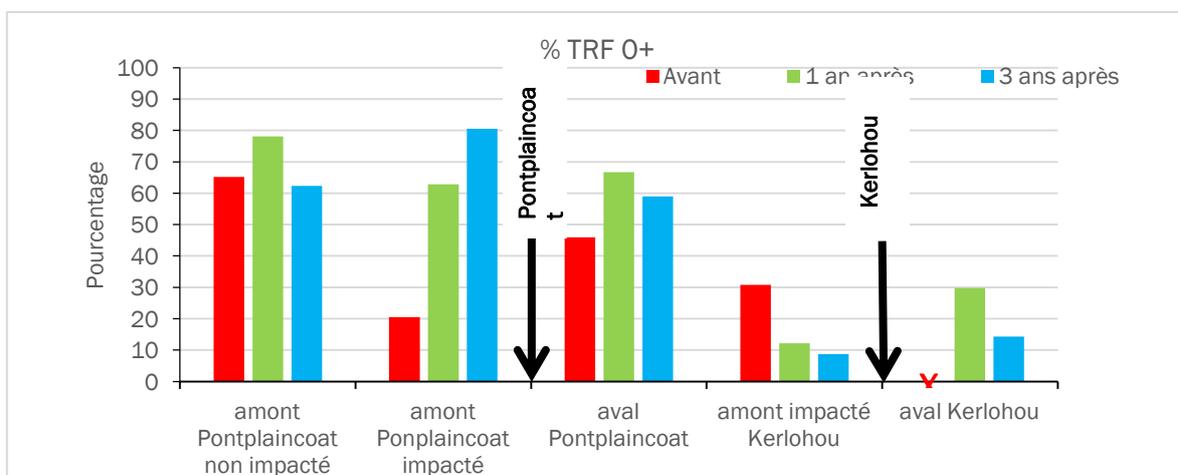


Figure 23. Évolution spatio-temporelle des densités pêchées de truites juvéniles de 0+ an TRF0+ (*Salmo trutta*) avant et après l'aménagement de ponts cadre sur la rivière côtière de Pontplaincoat ; Les flèches correspondent aux ponts aménagés et la croix note l'absence d'inventaires

b) Le Dour Traou Breuder à Kernavanet (Plougonver (22))

Sur ce petit cours d'eau d'ordre 1, l'aménagement a consisté à remplacer 2 buses par un pont cadre sous une route communale. Les buses de faible diamètre (400) ne provoquaient qu'une petite chute d'eau (0,2 m environ), mais se bouchaient régulièrement (bois mort), ce qui entravait l'écoulement normal du ruisseau. Sur la zone d'étude, la pente moyenne a été évaluée à 1,6%) mais varie de 0.98% en aval de la route à 2,87 % en amont.

Dans cette étude, nous avons pu faire des inventaires piscicoles (1 secteur amont et 1 secteur aval) de la route avant l'aménagement du pont cadre en 2018 puis « 1 an » et 3 ans après (respectivement en 2019 et 2021). Les travaux n'ayant pu être réalisés que les 24-25/06/2019, le suivi du « 1 an après » n'a correspondu en réalité que 4 mois après l'aménagement du pont cadre. Par ailleurs, compte tenu de la faiblesse de la chute d'eau, le tronçon de cours d'eau impacté (ralentissement de la vitesse de courant et substrat fin) à l'amont de la buse n'était que de 18,2 m de long. De ce fait, un seul secteur d'environ 63 m de long a été inventorié en amont de l'aménagement pour le calcul de différents indices. Ce secteur a cependant été subdivisé en deux sous-secteurs contigus (impacté et non impacté de respectivement 18,2 m et 44,6 m de long) pour les 3 inventaires piscicoles réalisés.

Les principaux résultats des inventaires piscicoles, sont représentés à la figure 24 pour les 3 années d'inventaires. Quelle que soit l'année, seules 3 espèces de poissons ont été trouvées dans ce petit cours d'eau d'ordre 1 : La truite (*Salmo trutta*, notée TRF), le chabot (*Cottus gobio*, noté CHA) et la lamproie de planer (*Lampetra planeri*, notée LPP). Cette richesse spécifique correspond à la valeur théorique prise par la métrique « Nombre total d'Espèce » (NTE) de l'IPR.

Réponse de l'IPR à l'aménagement

Pour les calculs de l'IPR, il n'a pas été possible de distinguer l'amont impacté et non impacté du secteur d'inventaire amont. Le tableau 5 résume les indices IPR calculés en amont et en aval pour les 3 années d'inventaires.

		Amont	Aval
2018	Avant	12,511	6,867
2019	1 an après	16,000	9,680
2021	3 ans après	5,798	7,363

Tableau 5: Notes prises par l'IPR pour les 2 secteurs de pêche du ruisseau du Dour Traou Breuder pendant les 3 années de suivi. Qualités « Excellente » en bleu (notes < 7), « Bonne » (note de 7 à 16) et « Médiocre » en jaune (notes de 16 à 25)

Avant aménagement, le secteur amont tout en restant de bonne qualité montre une note d'IPR plus forte que l'aval. Cette moins bonne qualité est due à des plus mauvais scores des métriques NTR (nombre d'espèces rhéophiles) et NTE (nombre total d'espèces) en raison de l'absence du chabot en amont des buses. La différence de notes de l'IPR entre l'amont et l'aval (environ 6) perdure 4 mois après l'aménagement. Mais 3 ans après l'aménagement, l'amont et l'aval présentent des notes d'IPR proches. Dans ce ruisseau, l'IPR traduit l'impact négatif du busage.

Impact de l'aménagement sur la continuité écologique

En termes de présence absence, si la Truite et la Lamproie de planer sont présentes en amont et en aval de la buse (puis du pont cadre) pour les 3 années de suivi, il n'en est pas de même du chabot (figure 24). Ce dernier était absent en amont de la buse en 2018 avant les travaux à habitat aquatique équivalent (comparaison secteur aval et sous-secteur amont non impacté). Suite à l'aménagement, le chabot est retrouvé en amont : en 2019, seulement dans le tronçon non impacté et en 2021 dans la totalité du secteur amont.

La buse, même si elle ne provoquait qu'un petit dénivelé faisait donc obstacle à la libre circulation du chabot, espèce de petite taille. La mise en place d'un pont cadre a eu un effet positif sur cette espèce et de ce fait sur la biodiversité en amont du petit obstacle que constituait la buse.

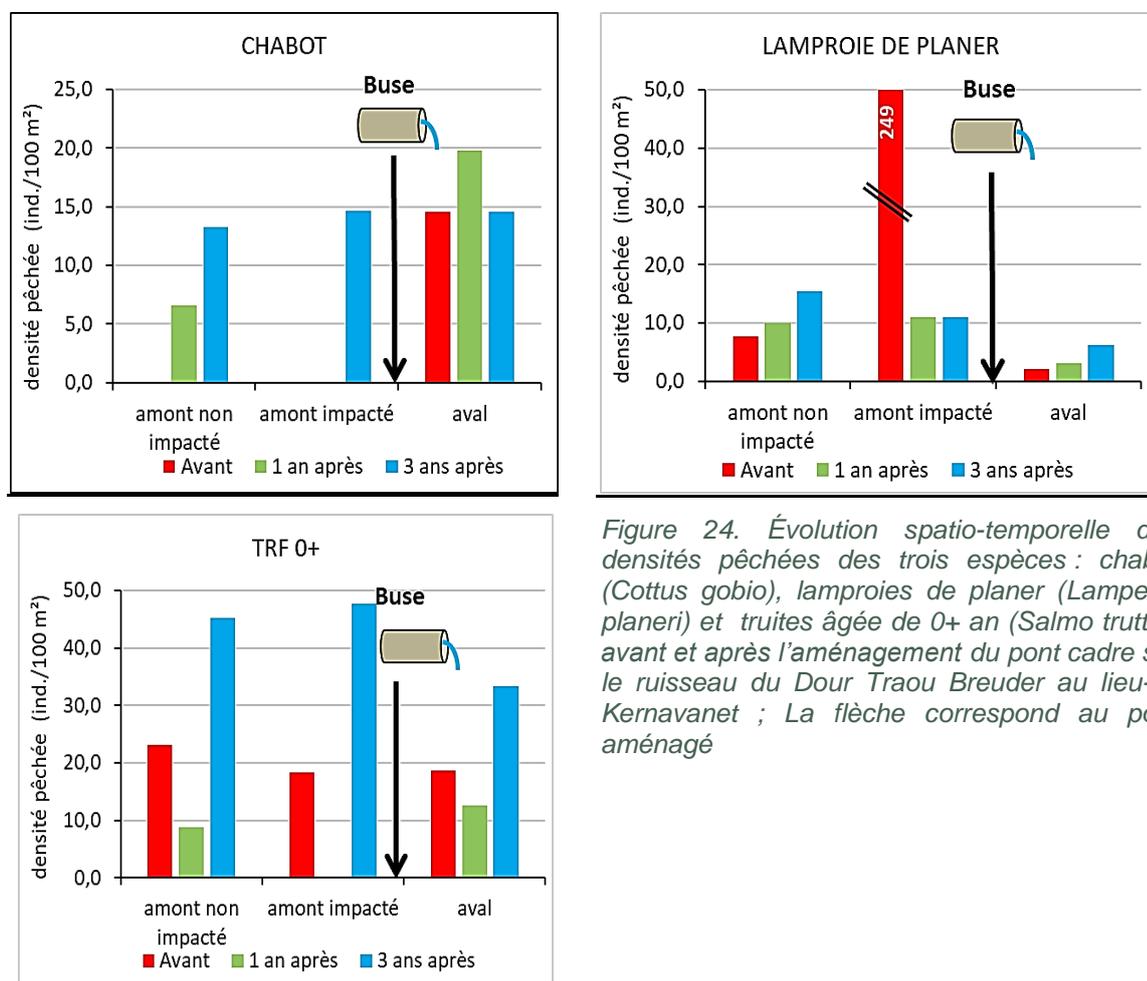


Figure 24. Évolution spatio-temporelle des densités pêchées des trois espèces : chabot (*Cottus gobio*), lamproies de planer (*Lampetra planeri*) et truites âgées de 0+ an (*Salmo trutta*), avant et après l'aménagement du pont cadre sur le ruisseau du Dour Traou Breuder au lieu-dit Kernavanet ; La flèche correspond au pont aménagé

Impact de l'aménagement sur les habitats piscicoles

Avant l'aménagement, le sous-secteur impacté de l'amont du pont était composé uniquement de plat courant avec une granulométrie dominée par du sable. Ce substrat est très favorable à la lamproie de planer comme le met en évidence la figure 24. Trois ans après l'aménagement (2021), ce même sous-secteur est composé de 68% de radier et de 32% de plat courant. Le sous-secteur non impacté est lui constitué à la même date de 55 % de radier, 37 % de plat courant et 8 % de plat lent, soit des habitats aquatiques en proportion similaire à ceux du sous-secteur impacté. La relative « forte » pente de la zone (2,87%) permet un retour rapide des habitats aquatiques courants par érosion régressive.

Le retour à des faciès d'écoulement plus courants de type radier grâce à l'aménagement permet des densités en TRF0+ équivalente dans les deux sous-secteurs impacté et non impacté (Figure 24) Les deux autres espèces présentes sur la zone (Chabot et Lamproie de planer) sont elles aussi équivalentes sur les deux sous-secteurs amont et sur le secteur aval. La très forte densité de Lamproie de planer dans le secteur impacté est redescendue à une valeur comparable aux autres secteurs.

c) Conclusion

L'IPR ne semble pas être un indicateur toujours pertinent pour apprécier les effets d'un busage puis l'aménagement d'un pont cadre. Sur le ruisseau de Pontplaincoat, l'impact négatif des busages n'a pas pu être mis en évidence et les impacts positifs des aménagements non plus. Par contre sur le Dour Traou Breuder l'IPR a bien traduit l'impact négatif du busage et plus ou moins les améliorations

apportées par le pont cadre. Au travers ces deux exemples, on montre que si l'IPR n'est pas pertinent avant aménagement, il ne semble pas l'être pour apprécier l'impact positif de ce dernier.

Dans cette étude, nous avons été confrontés au manque de précision dans la description des faciès d'écoulement et l'évaluation de leur surface relative dans le protocole normalisé proposé par Belliard et al. (2012) qui accompagne le protocole normalisé de l'IPR. Pour pouvoir expliquer la réponse des peuplements piscicoles à des busages et à leur remplacement par des ponts cadres, il faudrait utiliser un protocole amélioré (voir fiche 9). De plus, l'application d'un tel protocole en 2021, nous a permis d'évaluer précisément les surfaces inventoriées.

En termes d'impact tant hydromorphologique que piscicole de ce type d'aménagement, il semble que le temps de stabilisation soit lié à la pente. Sur le Dour Traou Breuder, où la pente est conséquente, l'ancien secteur impacté retrouve des caractéristiques similaires aux témoins, dès le suivi 3 ans après l'aménagement. Pour le ruisseau de Pontplaincoat, notamment au niveau du pont de Kerlohou, le bénéfice de l'aménagement n'est pas complètement perceptible 3 ans après vraisemblablement du fait de la faible pente. Il faudrait pouvoir continuer le suivi sur un temps un peu plus long pour apprécier pleinement l'amélioration.

3.2.5 La décomposition de la litière

a) Le Pontplaincoat à Plougasnou (29)

Sur ce site, l'aménagement a eu lieu en plusieurs étapes entre novembre 2018 et février 2019. La vitesse de décomposition de la litière a été mesurée sur chacun des 3 secteurs (control, amont et aval) ainsi qu'entre les 2 obstacles qui ont été supprimés (Amont 2) à une reprise avant aménagement à l'hiver 2017/2018 ainsi qu'à 2 reprises après aménagement (hivers 2018/2019 et 2019/2020).

Avant restauration, la décomposition de la litière sur ce site semble légèrement plus importante dans les secteurs Amont 1 et Amont 2 ainsi que dans le secteur Aval (Figure 25) mais les différences sont faibles (environ 15%).

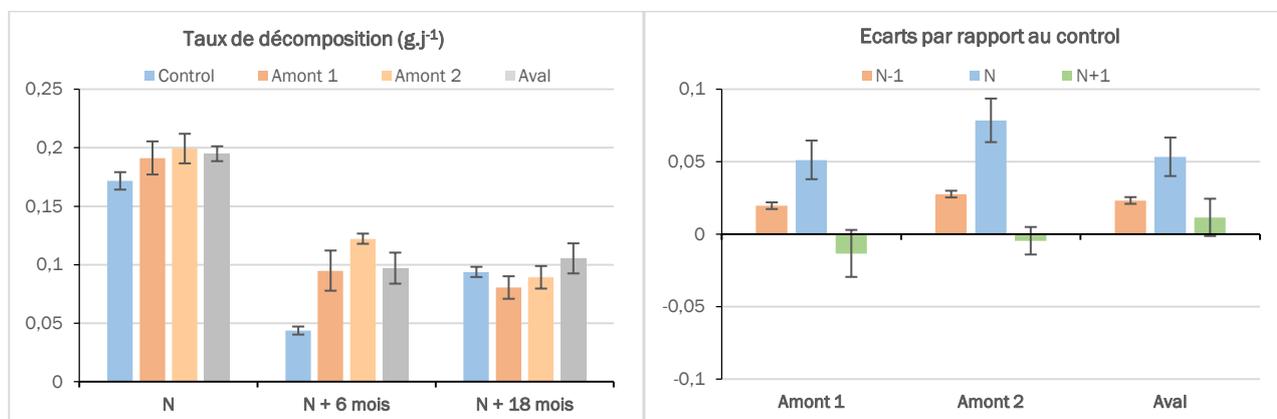


Figure 25. Évolution du taux de décomposition moyen (\pm ET) sur chaque secteur du Pontplaincoat (Plougasnou, 29)

Après restauration, le suivi réalisé juste après les travaux en 2019 montre les mêmes profils mais avec des valeurs beaucoup plus faibles. Toutefois, la baisse de la vitesse de décomposition ne semblent pas être liée aux travaux de restauration puisque nous l'observons également, et d'une ampleur plus importante, sur le secteur control. Après 2 ans, les différences entre les secteurs ont disparu mais les vitesses de décomposition restent à un niveau plus faible qu'en 2018. Les écarts entre la vitesse de décomposition des secteurs Amont et Aval par rapport aux secteurs Contrôle nous permettent de nous affranchir des variabilités interannuelles et confirment la stabilité les secteurs après 2 ans (Figure 25).

b) Le ruisseau de Malville à Ploërmel (secteur du Géant endormi – secteur 1) (56)

Sur ce site, l'aménagement a eu lieu en novembre 2018. La vitesse de décomposition de la litière a été mesurée sur chacun des 3 secteurs (control, amont et aval) à une reprise avant aménagement à l'automne 2018 (juste avant l'aménagement) ainsi qu'à 2 reprises après aménagement (hivers 2019 et 2020).

Avant restauration, la décomposition de la litière sur ce site est 30% supérieure sur le secteur Aval et ne diffère pas entre les secteurs Control et Amont (Figure 26).

Après restauration, le suivi réalisé quelques semaines après les travaux en 2019 montre un effondrement des vitesses de décomposition sur les secteurs Amont (-80%) et Aval (-84%) sans modification de la vitesse sur le secteur Amont. Cela confirme l'impact à court terme des travaux de restauration sur les communautés. Après 2 ans, les vitesses de décomposition retrouvent et même dépassent celles d'avant travaux. Toutefois, la décomposition des litières est plus faible sur le secteur Amont. Cette baisse pourrait être expliquée par l'impact des instabilités hydrauliques observé sur ce site après les travaux de restauration et qui limiterait la colonisation des litières par les invertébrés décomposeurs, généralement adaptés à des vitesses de courant faibles. Malheureusement, les prélèvements d'invertébrés n'ont pas été réalisés en hiver à la même période que la mesure de la décomposition des litières et nous n'avons donc pas les données nécessaires pour valider cette hypothèse.

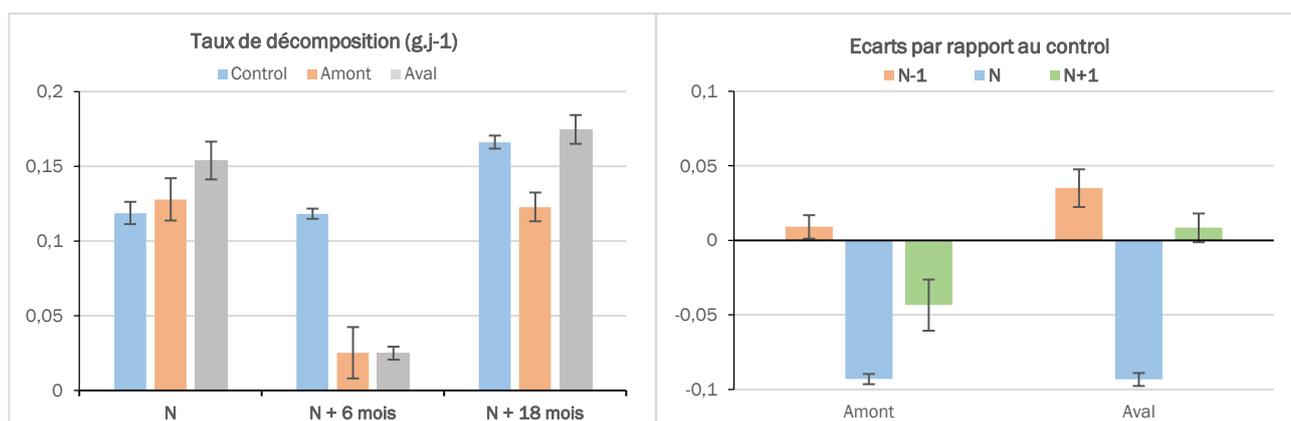


Figure 26. Évolution du taux de décomposition moyen (\pm ET) sur chaque secteur du ruisseau de Malville à Ploërmel (secteur du Géant endormi – secteur 1, 56)

Les écarts entre la vitesse de décomposition des secteurs Amont et Aval par rapport aux secteurs Contrôle nous confirment l'impact des travaux sur les secteurs Amont et Aval ainsi qu'une réduction des écarts après 2 ans (Figure 26).

c) Le ruisseau du Traou Breuder à Plougonver (22)

Sur ce site, l'aménagement a eu lieu en octobre 2019. La vitesse de décomposition de la litière a été mesurée sur chacun des 3 secteurs (control, amont et aval) à deux reprises avant aménagement à l'hiver 2017/2018 et l'hiver 2018/2019 ainsi qu'à une reprise après aménagement (hivers 2019 et 2020).

Avant restauration, la décomposition de la litière était significativement plus faible sur le secteur Amont que sur les secteurs Control et Aval (Figure 27), ce qui suggère un impact significatif de l'ouvrage sur la vitesse de décomposition.

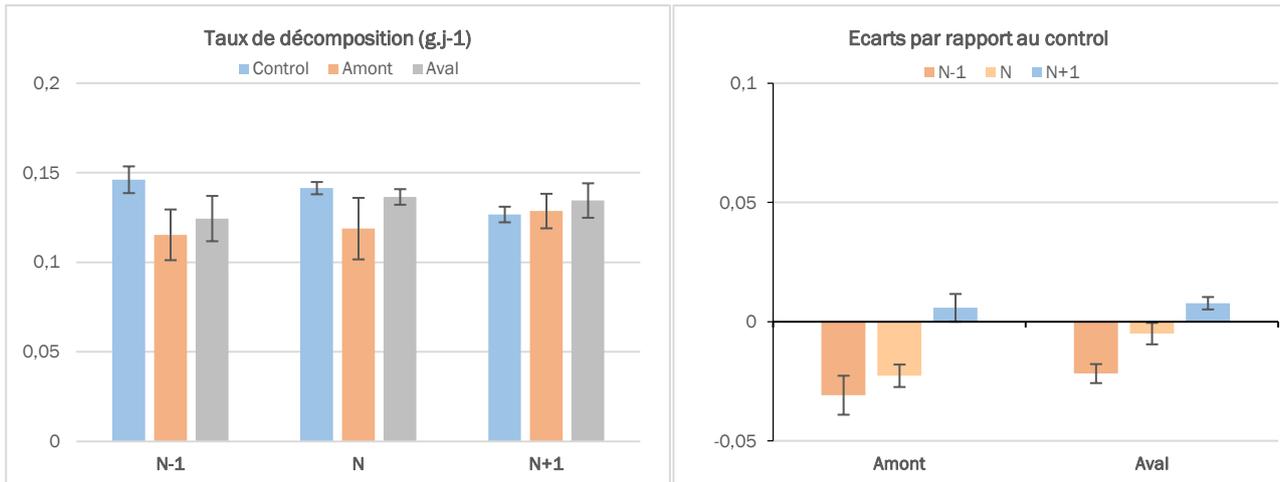


Figure 27. Évolution du taux de décomposition moyen (\pm ET) sur chaque secteur du Traou Breuder (Plougonver, 22) 1 an avant restauration (N-1), l'hiver précédent la restauration (N) et 6 mois après la restauration (N+1)

Après restauration, les différences observées entre les secteurs ont disparue et la décomposition est devenue similaires entre les 3 secteurs. Cela est confirmé par les écarts entre la vitesse de décomposition des secteurs Amont et Aval par rapport aux secteurs Contrôle qui diminuent nettement après la restauration (Figure 27).

- ⇒ La vitesse de décomposition des litières n'apparaît pas efficace pour mettre en évidence l'effet des obstacles, à l'exception du seul ruisseau forestier étudié, le Traou Breuder. Elle est principalement médiée par les invertébrés et l'absence de réponses de ceux-ci réduit certainement son efficacité.
- ⇒ Nous avons identifié une autre limite à l'utilisation de la litière sur le ruisseau de Malville par exemple. En effet les événements hydrologiques extrêmes survenant en hiver et jusqu'au début du printemps peuvent fortement altérer la réponse de cet indicateur. Il est donc préférable d'utiliser cet outil dès le début de l'hiver (avant janvier)
- ⇒ Les opérations de restauration ne semblent pas impacter la décomposition en aval
- ⇒ Cet outil présente des réponses variables en fonction des sites étudiés. Il fonctionne bien sur des cours d'eau peu impactés et forestier comme le Traou Breuder mais ces résultats sont très aléatoires sur les autres cours d'eau suivis. Son utilisation demande donc a minima d'être testée avant la restauration

3.2.6 Le colmatage du sédiment

a) Le Pontplaincoat à Plougasnou (29)

Sur ce site, l'aménagement a eu lieu en plusieurs étapes entre novembre 2018 et février 2019. La profondeur d'oxygénation des sédiments a été mesurée sur chacun des 3 secteurs (Référence, Amont 1 et Aval) ainsi qu'entre les 2 obstacles qui ont été supprimés (Amont 2) à 4 saisons avant aménagement (hiver 2017/2018, printemps, été et automne 2018) ainsi qu'à chaque saison pendant les 2 ans après aménagement. Sur le secteur Amont, la profondeur d'oxygénation a été mesurée sur 5 transects de 5 (transects 2 à 5) ou 10 bâtons (transect 1 et secteur Amont 2) réparties de façon équidistante de l'ouvrage (transect 1) et la fin de la zone impactée en amont (transect 5). Sur le secteur Aval, le point est situé à plus de 100m de l'ouvrage pour éviter les biais liés à l'accélération du courant par l'ouvrage.

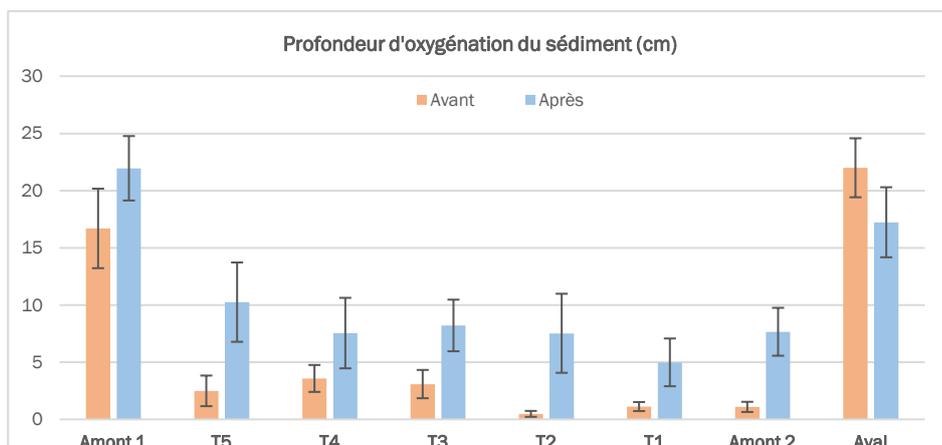


Figure 28. Profondeur moyenne d'oxygénation (\pm ET) avant et après restauration sur chaque station du Pontplaincoat (Plougasnou, 29)

Avant restauration, l'impact du colmatage est très important avec une profondeur d'oxygénation variant de 0 à 4 cm sur le secteur Amont alors qu'elle est supérieure à 15 cm sur les secteurs Control et Aval (Figure 28) ce qui rend cette zone impropre à la survie des truites qui ont besoin de plus de 15 cm de sédiments bien oxygénés. De plus les profondeurs d'oxygénation diminuent à mesure que l'on se rapproche de l'ouvrage.

Après restauration, nous observons un début de décolmatage sur l'ensemble des transects et sur le secteur Amont 2 avec des profondeurs d'oxygénation qui dépassent 5 cm et atteignent même 10 cm sur le transect 5.

b) Le ruisseau de Malville à Ploërmel (secteur du Géant endormi – secteur 1) (56)

Sur ce site, l'aménagement a eu lieu en novembre 2018. La profondeur d'oxygénation des sédiments a été mesurée sur chacun des 3 secteurs (Référence, Amont et Aval) à 4 saisons avant aménagement (hiver 2017/2018, printemps, été et automne 2018) ainsi qu'à chaque saison pendant les 2 ans après aménagement. Sur le secteur Amont, la profondeur d'oxygénation a été mesurée sur 5 transects de 5 (Transects 2 à 5) ou 10 bâtons (Transect 1) réparties de façon équidistante de l'ouvrage (Transect 1) et la fin de la zone impactée en amont (Transect 5). Sur le secteur Aval, le point est situé à plus de 20m de l'ouvrage pour éviter les biais liés à l'accélération du courant par l'ouvrage.

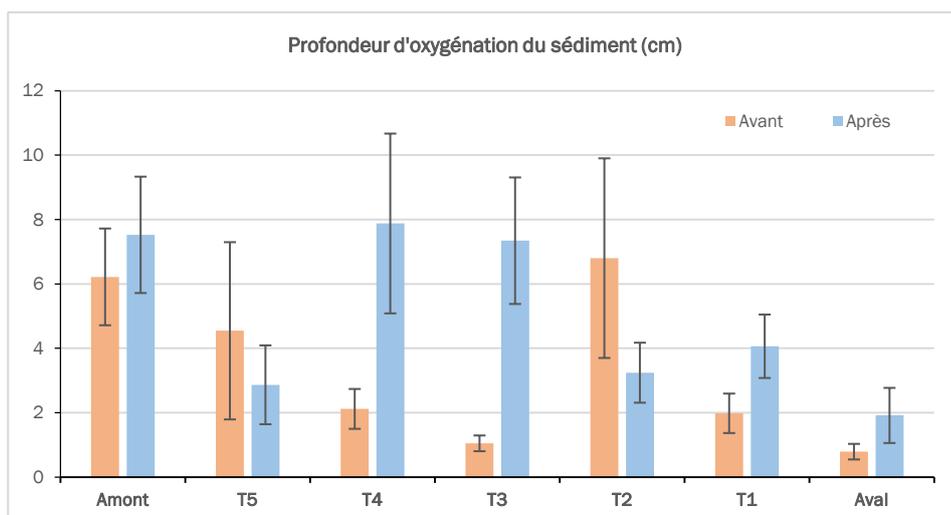


Figure 29. Profondeur moyenne d'oxygénation (\pm ET) avant et après restauration sur chaque station du ruisseau de Malville (Ploërmel, 56)

Avant restauration, le colmatage est important sur l'ensemble des secteurs avec des profondeurs d'oxygénation faibles variant de 1 à 7 cm. Le colmatage est toutefois plus important sur le secteur Amont et Aval que sur le secteur Control (Figure 29). La faible profondeur d'oxygénation sur le secteur Aval est certainement due à la présence du second obstacle situé juste en aval du secteur et qui induit un colmatage important. On note également une forte variabilité entre les transects et en particulier le transect 2 qui présente la plus forte profondeur d'oxygénation. L'explication est assez simple car l'érosion des sédiments après restauration a mis en évidence une canalisation d'eau pluviale passant sous le cours d'eau entre les transects 2 et 3, cette canalisation pourrait jouer le rôle d'obstacle et accumule des sédiments fin en amont (transect 3) ce qui limite le transfert des sédiments fin sur le transect 2 et réduit ainsi son colmatage.

Après restauration, nous observons un début de décolmatage sur le secteur Aval et sur la plupart des transects du secteur Amont à l'exception du transect 5 (le plus en amont) et 2 (en aval de la canalisation d'eau pluviale). Pour le transect 5, il est donc probable que le décolmatage n'est pas encore atteint la partie la plus en amont du secteur impacté par l'ouvrage restauré. Pour le transect 2 situé en aval de la canalisation d'eau pluviale, celle-ci limite probablement le décolmatage de cette zone en réduisant les à-coups hydrauliques.

c) Le ruisseau du Traou Breuder à Plougonver (22)

Sur ce site, l'aménagement a eu lieu en octobre 2019. La profondeur d'oxygénation des sédiments a été mesurée sur chacun des 3 secteurs (Référence, Amont et Aval) à 7 saisons avant aménagement (entre l'hiver 2017 et l'été 2019) ainsi qu'à chaque saison pendant un an après aménagement. Sur le secteur Amont, la profondeur d'oxygénation a été mesurée sur 5 transects de 5 (Transects 2 à 5) ou 10 bâtons (Transect 1) réparties de façon équidistante de l'ouvrage (Transect 1) et la fin de la zone impactée en amont (Transect 5). Sur le secteur Aval, le point est situé à plus de 50m de l'ouvrage pour éviter les biais liés à l'accélération du courant par l'ouvrage.

Avant restauration, le colmatage est important sur l'ensemble des secteurs avec des profondeurs d'oxygénation faibles variant de 2 à 8 cm du fait de la pente très faible du cours d'eau sur ce secteur (Figure 30). Le colmatage est toutefois plus important sur le secteur Aval du fait d'une pente plus forte. La profondeur d'oxygénation, bien que faible, diminue dans la zone impactée par l'ouvrage, à l'exception du transect 3 situé au niveau d'un pincement du cours d'eau dû à la présence d'un éperon rocheux.

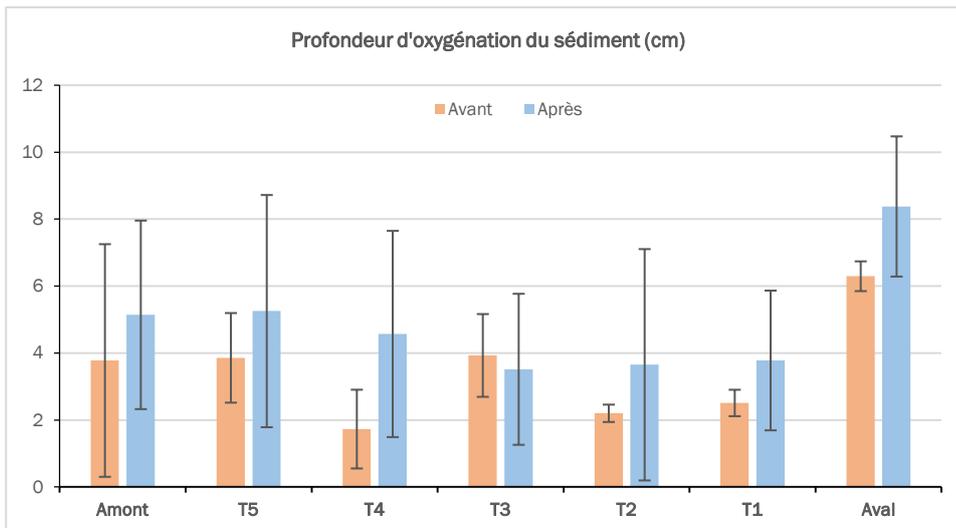


Figure 30. Profondeur moyenne d'oxygénation (\pm ET) avant et après restauration sur chaque station du ruisseau de Traou Breuder (Plougouven, 22)

Après restauration, nous observons un très léger décolmatage sur tous les secteurs. Il est donc difficile de savoir la part respective des travaux de restauration et des variations des conditions hydrauliques dans cette évolution. Toutefois, le décolmatage est plus prononcé sur les transect 1, 2 et 4 que sur les secteurs Control et Aval, ce qui laisse penser qu'il y a eu un réel effet de la restauration. Toutefois cet effet, s'il existe, reste très faible du fait que ce secteur du Traou Breuder est situé dans une zone humide avec une faible pente qui limite les capacités d'érosion lors crues. Il est donc probable que les bénéfices à moyens terme de la restauration soient limités en termes de décolmatage des sédiments.

- ⇒ Le colmatage était important sur la totalité de la zone impactée à l'amont de l'obstacle sur l'ensemble de cours d'eau suivis par rapport au colmatage de la station de contrôle ou la station en aval.
- ⇒ L'impact des opérations de restauration a permis d'augmenter de façon significative la profondeur d'oxygénation dans la zone impactée après quelques mois sans augmenter faire baisser le colmatage sur la station en aval.
- ⇒ La profondeur d'oxygénation des sédiments par la méthode des bâtons est un outil très intéressant pour suivre la dynamique de décolmatage de la zone impactée par l'obstacle. Il permet aussi de mesurer le colmatage avant les travaux pour évaluer les bénéfices potentiels de la restauration. Par exemple les bénéfices attendus pour un site naturellement colmaté comme le Traou Breuder sont faibles du point de vue du colmatage.

3.3. Réponses des bioindicateurs aux remises en Talweg

Pour des raisons de calendrier et de pertinence, tous les sites suivis ne l'ont pas été par l'ensemble des bioindicateur. La liste des bioindicateurs utilisés sur chaque site est présentée sur le tableau 6.

Tableau 6. Liste des bioindicateurs appliqués sur les différents sites ayant fait l'objet d'une remise en talweg

Cours d'eau	Commune	Lieu-dit	Travaux	Début suivi	IBMR	IBG-DCE	IPR	Litière	bâton
Pas de l'âne	Vignoc	Le Pont	2019/20	2018	X	x	x	x	x
Cô- Malville	Ploërmel	Chapelle St Antoine	2019	2019	X	x	x	x	x
Ise	Bourgbarré	Moulin de Mesneuf	2018	2018	X		x		

3.3.1 L'indice IBMR

Sur les sites de remise dans le thalweg, le suivi macrophytes présente deux objectifs : (i) l'évaluation de l'impact de la remise en thalweg, notamment en terme de la qualité trophique de l'eau, avec positionnement d'un site de relevé en amont et d'un autre en aval de l'aménagement et (ii) le suivi de la recolonisation floristique sur le secteur de remise en thalweg.

a) L'Ise à Bourgbarré – site de Mesneuf (35)

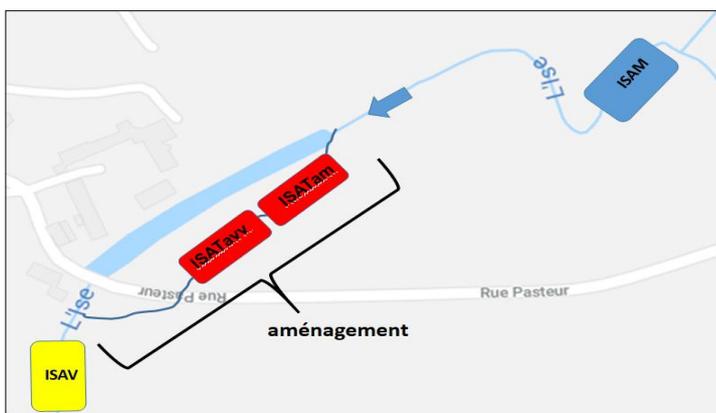


Figure 31. Positionnement des zones de relevés macrophytes sur le site de l'Ise à Mesneuf

Sur ce site, la continuité écologique était grandement impactée par la chute d'eau du moulin (hauteur de la chute > 2 m). L'aménagement a consisté en la remise du ruisseau dans son thalweg, en parallèle de l'ancien bief (avec recharge granulométrique de manière à recréer l'alternance de mouilles et radiers observée sur le reste du cours d'eau), la restauration de berges et la reconnexion d'un ancien méandre en amont. L'évaluation de l'impact de la remise en thalweg est étudiée *via* les stations amont (ISAM) et aval (ISAV) de l'aménagement. Sur ce site, suite à la présence d'un drain à effluent potentiel dans le secteur aménagé, le suivi de la recolonisation floristique a été réalisé sur deux sous-sites

de relevés (en amont et aval du drain) : ISATav et ISATam (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). L'aménagement a eu lieu en 2018 ; les stations ont été suivies en 2018 (avant aménagement), 2019 (N+1 après aménagement), 2020 (N+2 après aménagement) et 2021 (N+3 après aménagement).

La diversité floristique sur ce site est plutôt faible et la flore est dominée par les algues (*Hildenbrandia*, cladophores et vauchéries) et les hydrophytes (callitriches principalement) en faible quantité (<10%) (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). La qualité trophique du milieu est moyenne avec une note de l'indice variant autour de 10/20 (Figure 33).



Figure 32. Richesses spécifiques (graphiques de gauche) et abondances (graphiques de droite) des différents groupes taxonomiques sur l'Ise à Mesneuf en 2018, 2019 et 2020

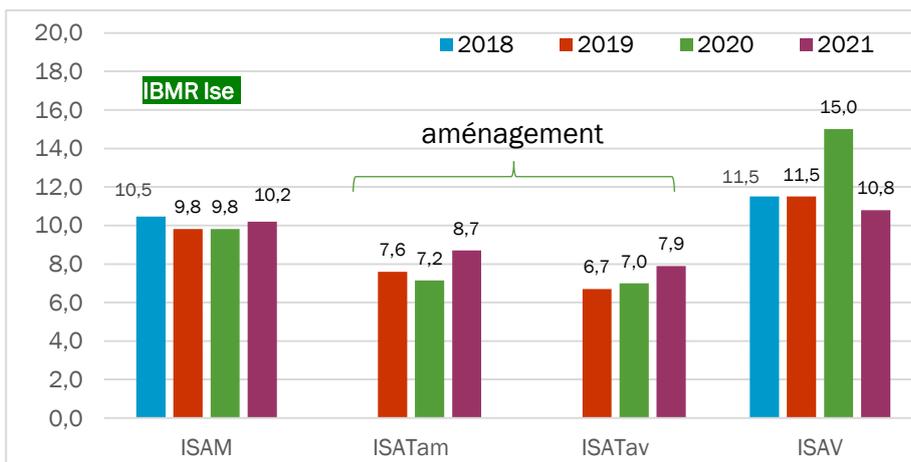


Figure 33. Notes IBMR sur l'Ise, en amont (ISAM), en aval (ISAV) de l'aménagement et sur la zone de remise en thalweg (ISATam et ISATav) en 2018, 2019, 2020 et 2021

Avant aménagement, la qualité trophique du milieu est améliorée en aval de l'ouvrage (+ 1 point IBMR) (Figure 33). En effet, l'oxygénation de l'eau grâce à la chute d'eau aide à la récupération du milieu, et l'augmentation de l'ombrage en aval (80% pour 60% en amont) y limite le développement des algues vertes (conduisant généralement à une baisse de l'indice) comparé à la zone amont.

Après aménagement, la végétation est globalement peu modifiée et la note de l'indice reste globalement stable, avec une tendance à la diminution, sur chaque site de relevé (ISAM et ISAV) pour les quatre années de suivi. En amont, cette tendance à la dégradation de la qualité de l'eau révélée par l'indice est directement liée à l'apparition de *Potamogeton crispus*, une plante à fleur potentiellement proliférante en eaux stagnantes, alors que la lecture des listes floristiques montre plutôt une tendance à l'amélioration de la qualité trophique du milieu (réduction de l'abondance des algues vertes filamenteuses, développement des bryophytes). En aval, la diversité floristique très faible (≤ 3 taxons), limite l'utilisation de l'indice et conduit à des variations de la note incohérentes. Ainsi, bien qu'une dégradation floristique importante sur le secteur aval soit identifiée en 2020, illustrée par la perte des callitriches, antérieurement dominantes, la note IBMR remonte artificiellement (présence d'un seul taxon dans le relevé). Cette dégradation en 2020, année N+2 après aménagement, peut être liée à un effet travaux tardif (colmatage important observé en aval) couplé à une pollution aux hydrocarbures détectée lors de l'été 2020 sur le site.

La colonisation sur le secteur réaménagé par la remise dans le thalweg, s'est déroulée en plusieurs phases successives. Très précocement, le site a été envahi par une algue brune filamenteuse (*Melosira sp.*, indiquant une qualité trophique moyenne) (Deray G., com. pers. 2019). La succession végétale s'est ensuite poursuivie par la colonisation *via* les algues vertes filamenteuses (vauchéries et cladophores) et/puis les hydrophytes (callitriches principalement et *Nuphar lutea* de manière transitoire sur les secteurs plus profonds). L'évolution temporelle tend à laisser les hydrophytes dominer en 2021. La colonisation bryophytique ne débute qu'en N+2 avec l'apparition des mousses (*Fontinalis antipyretica* et *Leptodictyum riparium*) et se poursuit en N+3 avec celle des hépatiques à feuilles (*Chiloscyphus polyanthos*) (Figure 32).

En 2020, un impact sur la végétation est également visible et illustré sur ce secteur aménagé par la diminution globale des abondances, principalement de celle des hydrophytes (callitriches), de la même façon que sur les secteurs amont et aval de la remise en thalweg.

Les notes de l'indice, initialement très basses ($< 8/20$) sur ce secteur aménagé, indiquant un niveau trophique très élevé, évoluent en s'améliorant au cours de la succession végétale observée (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). En effet, les algues vertes filamenteuses indiquent globalement une qualité trophique de l'eau plus ou moins dégradée alors que les bryophytes sont un groupe globalement plutôt indicateur de bonne qualité de l'eau. Or, dans ce cas particulier, la qualité trophique du milieu ne semble pas avoir été modifiée (en accord avec les résultats IBMR obtenus en amont et en aval de la zone aménagée). L'évolution de la note est la résultante de l'expression de la succession végétale de recolonisation, sans lien avec la qualité de l'eau. L'indice, ou en tout cas le calcul de sa

note, paraît ici inadapté dans le cadre des recolonisations végétales des aménagements de type remise en thalweg.

b) Le ruisseau de Malville – secteur 3 à Ploërmel (56)

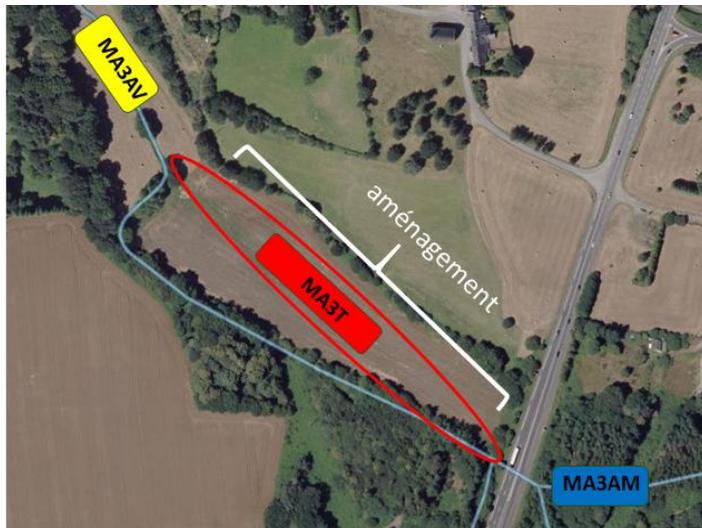


Figure 34. Positionnement des zones de relevés macrophytes sur le site de remise en thalweg du ruisseau de Malville

La remise en thalweg sur le ruisseau de Malville s’est effectuée dans un ancien champ de maïs reconverti en prairie, en 2020. Le suivi des macrophytes dans le cadre de l’évaluation de l’évolution de la qualité de l’eau suite à l’aménagement s’est réalisé sur les sites amont (MA3AM) et aval (MA3AV) du secteur de remise en thalweg. Le suivi de la recolonisation sur le secteur aménagé a été mis en place sur la station MA3T (Figure 34). L’aménagement a eu lieu en 2020 ; les stations ont été suivies en 2019 (avant aménagement) et 2020 (N+1 après aménagement).

Sur le secteur 3 du ruisseau de Malville, la flore macrophytique est très peu développée et peu abondante. Ainsi, le secteur amont de l’aménagement, ne présente pas de macrophytes sur le linéaire de 50 m étudié (ni sur les 200m amont accessibles) (Figure 35). L’ombrage important sur ce site explique la limitation du développement des algues et plantes vasculaires. Toutefois, l’absence de bryophytes (sciaphiles) dans des conditions

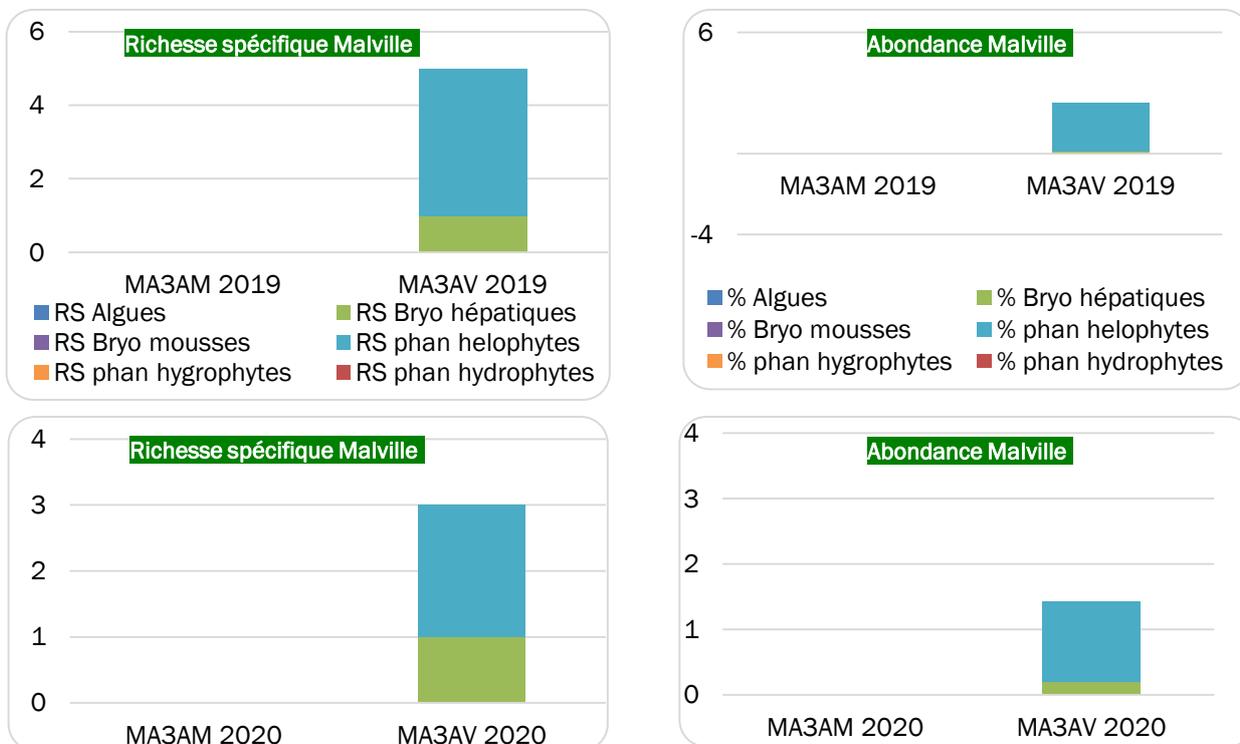


Figure 35. Richesses spécifiques (graphiques de gauche) et abondances (graphiques de droite) des différents groupes taxonomiques sur le ruisseau de Malville (secteur 3) en 2019 et 2020

mésologiques favorables (substrats stables, milieu lotique) ne peut être expliquée que par une recharge granulométrique récente ou l'absence de diaspores sur le site. Cette dernière hypothèse est appuyée par l'absence de bryophytes sur les relevés amont (site du Géant endormi) mais reste assez peu probable au vu de la présence de bryophytes sur le site de relevé en aval, à moins de 500m. L'absence de macrophytes sur ce secteur de référence amont ne permet ni d'y calculer la note de l'indice, ni de conforter l'interprétation des évolutions observées sur le site aval.

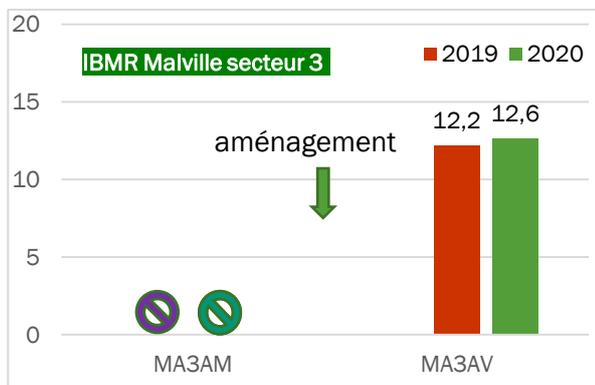


Figure 36. Notes IBMR sur le ruisseau de Malville (secteur 3) en amont (MA3AM), en aval (MA3AV) de la zone de remise en thalweg en 2019 et 2020

Sur le site aval, la diversité floristique est faible (≤ 5 taxons), dominée par des héliophytes de bordure (*Phalaris arundinacea*, *Apium nodiflorum* et *Oenanthe crocata*) et une bryophyte (*Chiloscyphus polyanthos*) en faible abondance. Cette végétation évolue très peu entre les deux années de suivi, avec pour conséquence une note IBMR stable (**Erreur ! source du renvoi introuvable.**). Malgré l'absence de site témoin, on peut supposer l'effet de la variabilité inter-annuelle négligeable et donc supposer que l'aménagement ne produit pas de changement de la qualité trophique des eaux en aval.

Aucune recolonisation du secteur de remise dans le thalweg n'a été observée lors du suivi réalisé en juin 2020, du fait d'un aménagement trop récent et probablement de la faible diversité macrophytique

environnante.

c) Le ruisseau du Pas de l'âne à Vignoc (35)

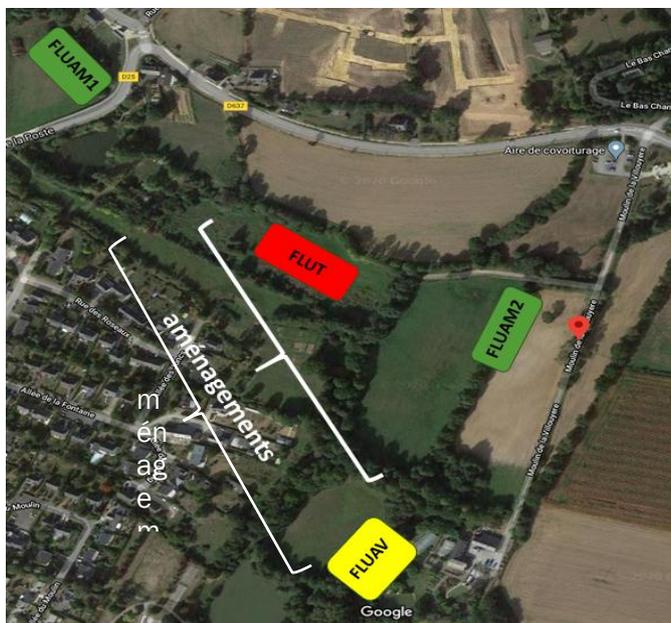


Figure 37. Positionnement des zones de relevés macrophytes sur le site de remise en thalweg du ruisseau de Malville

Les opérations d'aménagement sur le ruisseau du Pas de l'âne sont multiples : remise en thalweg,

enlèvement d'embâcles, mise en place d'un pont cadre et coupe de la ripisylve en aval. Trois stations de suivi macrophytes dans le cadre de l'évolution de la qualité de l'eau suite à la remise en thalweg ont été placées : deux en amont (sur chaque affluent, FLUAM1 sur le cours principal en amont de la remise en thalweg et FLUAM2 sur l'affluent avant la confluence) et un en aval (FLUAV) (**Erreur ! source du renvoi introuvable.**). Le suivi de la recolonisation de la remise en thalweg aurait dû être réalisé sur la station FLUT. Toutefois, des travaux complémentaires ayant été programmés sur ce secteur après le suivi de l'été 2020, ce dernier n'a pas pu être effectué pendant la durée de l'étude (une visite rapide a toutefois mis en évidence l'absence de macrophytes sur ce secteur). L'aménagement a eu lieu en 2020 ; les stations ont été suivies en 2019 (avant aménagement) et 2020 (N+1

après aménagement).

En 2019, aucun macrophyte n'a été recensé sur les différentes stations (FLUAM1, FLUAM2 et FLUAV) de ce petit cours d'eau à débit irrégulier et très peu courant, sujet aux assècs en été (**Erreur ! Source du envoi introuvable.**).

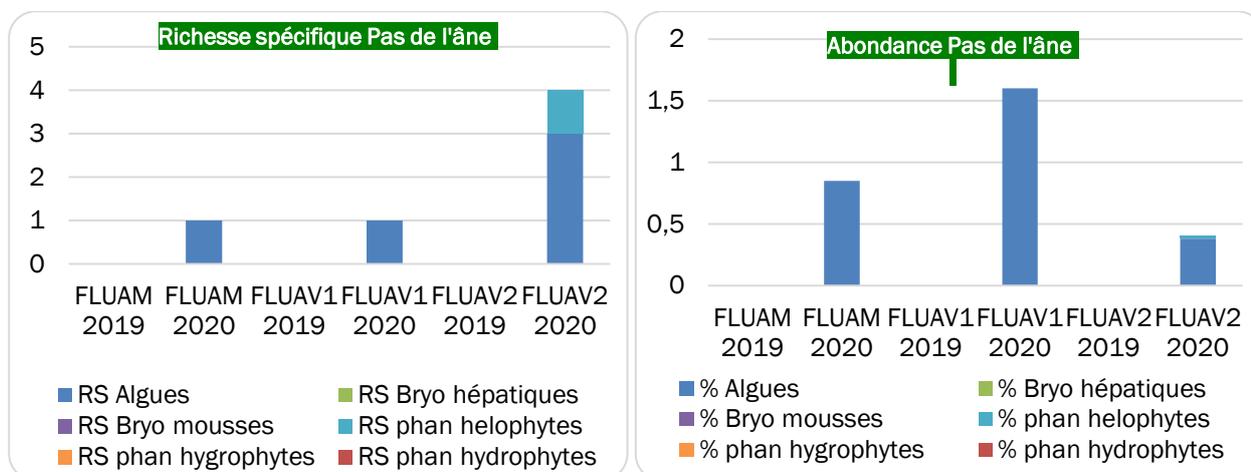


Figure 38. Richesses spécifiques (graphiques de gauche) et abondances (graphiques de droite) des différents groupes taxonomiques sur le ruisseau du Pas de l'âne en 2019 et 2020

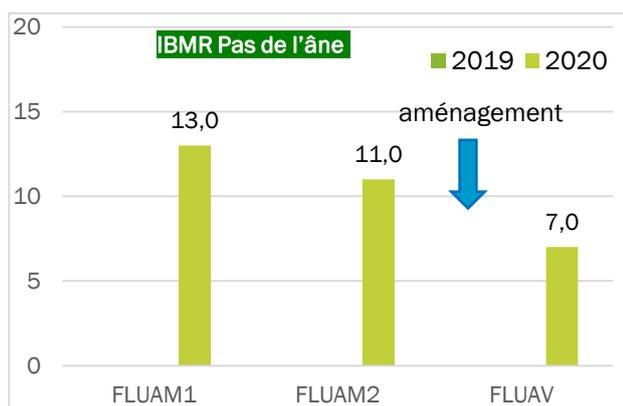


Figure 39. Notes IBMR sur le ruisseau du Pas de l'âne en amont (FLUAM1 et FLUAM2) et en aval (FLUAV) de la zone de remise en thalweg en 2019 et 2020

En 2020, quelques macrophytes sont recensés sur les sites de relevé : la flore aquatique, dominée par les algues (cyanobactéries principalement et algues vertes filamenteuses), est très peu diversifiée (≤ 4 taxons) et très peu abondante ($< 2\%$) (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Les notes IBMR, calculées bien qu'étant en limite d'application de l'indice au vu de la faible diversité floristique, chutent depuis l'amont vers l'aval (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**), en conséquence du développement d'algues vertes filamenteuses (vauchéries et *Rhizoclonium sp.*) sur le seul secteur aval. Ce changement dans la végétation est très probablement à mettre en lien avec les travaux de coupe de la ripisylve : l'apport de lumière a ainsi permis l'expression de la flore algale héliophile alors que le reste du linéaire, très ombragé, ne le

permet pas.

d) Conclusions :

L'utilisation de l'indice IBMR pour l'évaluation des changements de qualité d'eau suite aux travaux de remise dans le thalweg s'est avérée difficile au cours de ce projet. Un effet site est souvent important : les résultats observés dépendant souvent du contexte. Le faible échantillonnage (3 réplicas) est également un frein à la généralisation des observations. Ainsi, sur la majorité des sites (ruisseaux du Pas de l'âne et de Malville), le développement des macrophytes est trop faible (en terme de diversité), voire absent, pour permettre une utilisation de l'indice dans de bonnes conditions et même l'analyse des listes floristiques est alors peu instructive. La qualité trophique du cours d'eau, lorsqu'elle a pu être mise en évidence par les macrophytes, est stable sur le tronçon étudié en amont et aval de la zone de remise en thalweg avant travaux, hors cas particulier de l'Isle à Mesneuf (la chute d'eau, par

augmentation de l'oxygénation, contribue à l'amélioration de la qualité en aval). Après travaux, la qualité de l'eau ne semble pas modifiée, en dehors d'éventuels effets travaux.

Ces effets travaux ont été observés sur les macrophytes sur l'Ise à Mesneuf avec un effet retard, en année N+2 après travaux. Le colmatage induit par les travaux en aval, a conduit à une régression des macrophytes sur le site aval de la remise en thalweg, auquel peut être ajouté un impact cumulé de la pollution aux hydrocarbures. L'impact sur les macrophytes n'aura toutefois été que transitoire et la récupération de la végétation est observée l'année suivante.

Des effets imbriqués des différents travaux de restauration ont pu être mis en évidence, compliquant l'interprétation de la réponse de la végétation. C'est par exemple le cas sur le ruisseau du Pas de l'âne où la coupe de la ripisylve en aval a permis le développement des algues vertes (héliophiles), sans que le lien avec une éventuelle modification de la qualité de l'eau ne puisse être fait. Il s'agit d'un exemple typique illustrant la prépondérance des conditions physiques et hydromorphologiques du milieu par rapport aux conditions physico-chimiques (trophie) sur la composition floristique des communautés macrophytiques (Bernez et al., 2004), même dans le cadre de restauration de cours d'eau (Meyer, 2013).

Les résultats présentés ainsi que ceux de la littérature (Henry et al., 1996 ; Meyer, 2012) montrent que le processus de recolonisation démarre rapidement, souvent dès la première année après travaux. Les phénomènes impliqués durant ce processus sont déterminants dans l'évolution de la composition floristique de la communauté. Il est donc fortement conseillé de suivre l'évolution de la végétation dès la fin des travaux et ce pour au moins les deux premières années. Les suivis à long terme sont préconisés après cette première phase car l'évolution d'une communauté peut être un processus lent dû aux fluctuations du régime hydraulique du cours actif (Meyer, 2012).

Dans le cadre du programme BERCEAU, la modification de la programmation des travaux sur certains sites n'a pu permettre les suivis de la végétation aquatique à N+2, ni même parfois à N+1 après travaux, limitant les expériences de suivi de la recolonisation. Celle-ci a été suivie au maximum sur trois années sur l'Ise à Mesneuf et présente le schéma suivant : algues brunes, algues vertes, hydrophytes et héliophytes, puis bryophytes (en N+2, comme c'est également le cas pour les travaux de restauration sur le ruisseau du Pontplaincoat). Cette dynamique de succession selon les groupes est en accord avec l'autoécologie des espèces : les algues sont des plantes non vasculaires, à cycle biologique court et présentent de ce fait une capacité de réponse rapide aux changements de conditions du milieu (Laplace et al., 2014). De plus, elles peuvent coloniser toutes les sortes de substrats, jusqu'à former des tapis denses retenant en partie les substrats mobiles. Les bryophytes quant à elles, bien qu'étant également un groupe pionnier dans les successions végétales, présentent une capacité de croissance très réduite (quelques centimètres/an) et la nécessité pour leur implantation de la présence d'un substrat stable (blocs, cailloux). Ce type de dynamique de recolonisation est très peu documenté dans la littérature, mais Meyer (2012), a pu établir que les premières espèces qui recolonisent le milieu sont les algues et les hydrophytes, en accord avec nos observations. La succession végétale peut être estimée réussie avec succès lorsque le cortège de végétaux correspond à celui observé sur le tronçon de cours d'eau étudié pour des situations mésologiques (hydromorphologie et physicochimie) équivalentes. En effet, la colonisation sur la zone restaurée ne peut être réalisée que par des espèces dont les diaspores sont présentes sur le bassin versant du cours d'eau. La phase de recolonisation, durant laquelle la richesse spécifique, fonctionnelle et le recouvrement augmentent jusqu'à un plateau est courte et dure généralement moins de 4 ans (Biggs et al. (1998), Henry et al. (2002), Amoros et al. (2005)), certains auteurs l'identifient de moins de 3 ans (Meyer, 2012), d'autres de moins de 2 ans (75-98 semaines pour Riis et al. (2004)). Dans le cas de l'Ise à Mesneuf, la succession végétale semble être optimale à N+3 après travaux (complexification de la flore bryophytique), mais un suivi à plus long terme serait nécessaire afin de confirmer cette stabilisation de la dynamique macrophytique. De même, des suivis de recolonisation sur de plus nombreux sites seraient nécessaires afin de confirmer ce schéma de recolonisation macrophytique et les pas de temps associés.

- ⇒ Le protocole IBMR est parfois en limite de ses conditions (très petits cours d'eau, diversité floristique très faible) et domaine d'application (évaluation de la qualité trophique du milieu et non physique).
- ⇒ L'effet site couplé au faible nombre de réplicats rend la compréhension et la généralisation des résultats difficiles.
- ⇒ Les effets combinés des travaux de restauration peuvent compliquer la compréhension des phénomènes.
- ⇒ Les opérations de remise dans le thalweg ne semblent pas agir, à court terme, sur la qualité trophique de l'eau au vu des résultats de l'indice IBMR.
- ⇒ Dans le cadre de la recolonisation, une succession végétale se met en place : très précocement développement d'algues brunes et/ou vertes (parfois en quantité), suivies du développement d'hydrophytes et algues (N+1) puis de bryophytes (N+2) lorsque les conditions du milieu sont favorables. Celle-ci, ainsi que les pas de temps, seront à confirmer par de plus nombreux suivis.
- ⇒ La phase de recolonisation par les macrophytes d'un cours d'eau débute rapidement, dès la première année. Elle est globalement rapide (2 à 4 ans) et peut être considérée accomplie lorsque la zone recolonisée présente une composition floristique semblable au tronçon étudié si les conditions d'accueil du milieu le permettent.

3.3.2 L'indice IBG-DCE

La recolonisation des sites après leur remise en Talweg par les communautés de macroinvertébrés a été réalisée à l'aide de substrats artificiels constitués de panier 20 cm de côté rempli sur environ 10 cm par des galets collectés sur le site contrôle en amont. Un total de 12 paniers ont été disposés le lendemain des travaux sur une station contrôle en amont et en aval ainsi que sur 3 seuils (seuil A en



Figure 40. Localisation des seuils suivis sur les sections remises en talweg sur le ruisseau de Malville (Ploërmel, 56) et du Pas de l'âne (Vignoc, 35)

amont, seuil B au centre et seuil C en aval) créés dans le nouveau tracé du cours d'eau pour la remise en talweg (Figure 40). 4 paniers ont été récupérés à 7j, 15j, 30j. Pour les dates suivantes, de nouveaux

paniers ont été déposés dans les cours d'eau 30j avant d'être récupérés à 3 mois, 6 mois et 1 an après les travaux. Malheureusement sur certains sites des assèchements ou des crues importantes ont été observés à 3 mois ou 6 mois après la remise en talweg et certaines dates n'ont pas pu être suivies (3 et 6 mois sur la Flûme et 6 mois sur le Ninian).

a) Le ruisseau de Malville – secteur 3 à Ploërmel (56)

La remise en talweg a été réalisée sur ce site en juillet 2019. La recolonisation des invertébrés a été très rapide avec 41 taxons présents dès le 7^{ème} jour aussi bien sur les sites de contrôle (en Amont et en Aval) que sur les seuils créés artificiellement. On a relevé la présence de taxon à recolonisation aquatique réputée lente présent tel que des bivalves du genre *Pisidium* sp., des gastéropodes *Ancylus fluviatilis*, des sangsues du genre *Erpobdella* sp. et *Glossiphonia* sp., des larves de coléoptères du genre *Elmis* sp. ou des trichoptères à fourreaux *Agapetus fuscipes* et *Halesus digitatus* ainsi qu'une importante diversité de Diptères (Chironomidae, Culicinae, Dixidae) et des crustacés Isopodes (*Asellus aquaticus*) et Amphipodes (*Gammarus pulex*) dont la recolonisation est connue pour être plus rapide.

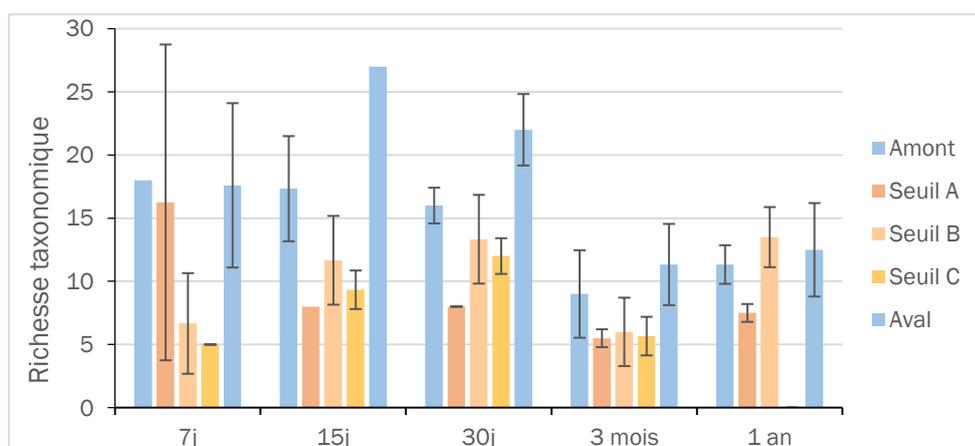


Figure 41. Richesse moyenne (\pm ET) sur chaque station du ruisseau de Malville (Ploërmel, 56) en fonction du temps

Après 7 jours (Figure 41), les richesses taxonomiques des seuils sont encore beaucoup plus faibles (environ un tiers des espèces) que celles relevées sur les stations contrôles, à l'exception du seuil A dont la richesse est similaire aux contrôles. On note également que la richesse des substrats artificiels dans les stations contrôles est déjà similaire à la richesse sur les substrats naturels des substrats galets de ces mêmes stations. La très forte richesse du seuil A est très nettement supérieure à celle des autres seuils, ce qui suggère une recolonisation par l'amont des macroinvertébrés sur cette station.

Entre 15j et 30j, la richesse continue d'augmenter sur les seuils, principalement sur les seuils B et C pour rejoindre presque celles des stations de contrôles. Malheureusement juste avant le relevé à 3 mois, le processus de recolonisation a été stoppé par une crue importante et les richesses sur l'ensemble des stations ont fortement diminuées pour revenir à un état initial observé à 7j. La recolonisation a repris entre 6 mois et 1 an et les seuils ont retrouvé une richesse proche de celle des stations de contrôles. Outre la richesse, l'analyse de la composition des communautés par l'étude des similarités confirme qu'après 30j le cortège d'espèces ne diffère plus de celle des stations de contrôles en amont et en aval. La recolonisation est donc très rapide, principalement depuis l'amont et ce malgré une crue importante sur ce site entre 2 et 6 mois après la remise en eau.

b) Le ruisseau du Pas de l'âne à Vignoc (35)

La remise en talweg a été réalisée sur ce site en novembre 2019. La recolonisation des invertébrés a aussi été très rapide avec 48 taxons présents dès le 7^{ème} jour sur les sites contrôles (en Amont et en Aval) et 37 taxons sur les seuils créés artificiellement. Toutefois et contrairement au ruisseau de Malville, on observe principalement des taxons à forte capacité de dispersion tels que des Diptères (Chironomidae, Dixidae) et des crustacés Isopodes (*Asellus aquaticus*) et Amphipodes (*Gammarus pulex*). La présence de taxon à recolonisation aquatique lente reste faible et sporadique à l'exception

des bivalves du genre *Pisidium* sp. et de quelques trichoptères à filet de la famille des Polycentropididae.

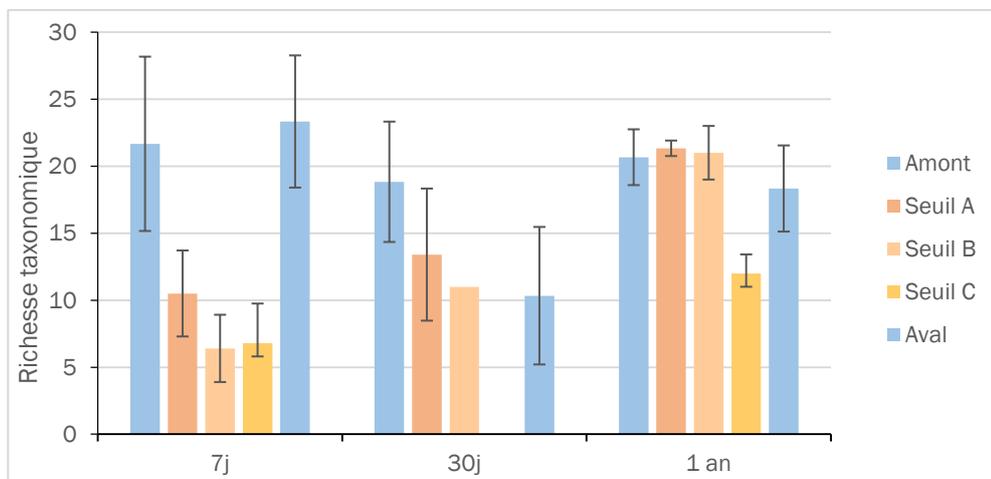


Figure 42. Richesse moyenne (\pm ET) sur chaque station du ruisseau du Pas de l'âne (Vignoc, 56) en fonction du temps

Après 7 jours (Figure 42), les richesses taxonomiques des seuils sont encore beaucoup plus faibles (environ la moitié) que celles relevées sur les stations contrôles qui sont déjà similaires à la richesse sur les substrats naturels des substrats galets. On note également que la richesse du seuil A est supérieure à celle des autres seuils, ce qui suggère une recolonisation par l'amont des macroinvertébrés.

Après 30j, la richesse continue d'augmenter sur les seuils pour rejoindre celles des stations contrôles après 1 an sauf pour le seuil C dont la richesse est encore légèrement plus faible. De même que sur le ruisseau du Pas de l'âne, l'analyse de la composition des communautés par l'étude des similarités confirment qu'après 30j le cortège d'espèces ne diffèrent plus de celle des stations de contrôles en amont et en aval. La recolonisation est donc très rapide, principalement depuis l'amont et ce malgré une crue prononcée du site entre 2 et 5 mois après la remise en eau.

- ⇒ La recolonisation du nouveau talweg est extrêmement rapide avec une composition des communautés similaires à celle des secteurs en amont et aval après environ 30j et ce même pour les taxons à dispersion lente
- ⇒ La période des travaux (été ou automne) ne semble pas avoir d'effet sur la vitesse de recolonisation qui se fait essentiellement via le milieu aquatique. Toutefois, cela n'exclue pas une recolonisation aérienne par les adultes après la phase de recolonisation initiale
- ⇒ La recolonisation se fait principalement par l'amont
- ⇒ Les opérations de remise dans le talweg ne semblent pas impacter les communautés d'invertébrés en aval
- ⇒ La recolonisation étant très rapide, l'utilisation des communautés pour suivre la recolonisation ne semble pas pertinente dans le cadre des suivis de ce type d'opération

3.3.3 L'indice IPR

Différentes espèces de poissons ont été rencontrées dans les trois cours d'eau suivis (Ise, Côté-Malville et Pas de l'Âne) lors de ces opérations de remises en talweg. Elles sont répertoriées avec leur code du référentiel « Taxons » du SANDRE (Tableau 6).

Tableau 6 : Liste des espèces répertoriées (code, nom français et non latin) sur l'Ise (à Bourgbarré, 35), le ruisseau de Côté-Malville (à Ploërmel, 56) et le ruisseau du Pas de l'Âne (à Vignoc, 35)

Code	Nom espèce	Nom espèce
ABH	Able de Heckel	<i>Leucaspis delineatus</i>
ANG	Anguille européenne	<i>Anguilla anguilla</i>
BBB	Brème commune et Brème bordelière	<i>Abramis brama</i> et <i>Blicca bjoerkna</i>
BRO	Brochet	<i>Esox lucius</i>
CCO	Carpe commune	<i>Cyprinus carpio</i>
CAS	Carassin sp.(dont Carassin doré)	<i>Carassius</i> sp. (dont <i>carassius auratus</i>)
CHA	Chabot	<i>Cottus gobio</i>
CHE	Chevaine	<i>Squalius cephalus</i>
EPT	Epinochette	<i>Pungitius pungitius</i>
GAR	Gardon	<i>Rutilus rutilus</i>
GOU	Goujon	<i>Gobio gobio</i>
LOF	Loche franche	<i>Barbatula barbatula</i>
LPP	Lamproie de planer	<i>Lampetra planeri</i>
OCL	Ecrevisse américaine	<i>Orconectes limosus</i>
PCC	Ecrevisse de Louisiane	<i>Procambarus clarkii</i>
PER	Perche	<i>Perca fluviatilis</i>
PES	Perche soleil	<i>Lepomis gibbosus</i>
ROT	Rotengle	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>
SAN	Sandre	<i>Stizostedion lucioperca</i>
SIL	Silure Glane	<i>Silurus glanis</i>
TAN	Tanche	<i>Tinca tinca</i>
TRF	Truite commune	<i>Salmo trutta</i>
VAN	Vandoise	<i>Leuciscus leuciscus</i>

a) L'Ise au moulin de Mesneuf à Bourgbarré (35)

La zone d'étude sur l'Ise, d'une pente moyenne de 0,16% présente en termes d'aménagement une situation mixte : une remise en talweg et le contournement d'un obstacle infranchissable au moulin de Mesneuf (Figure 43). Des inventaires piscicoles ont été réalisés avant la mise en eau du tronçon de remise en talweg, sur le bief qui a ensuite été rebouché, à l'occasion de des pêches de sauvegarde (Fishpass, 2018) le 26/07/2018 et sur deux secteurs de références en amont et en aval de

l'aménagement le 24/07/2018. En 2019 et 2021, les inventaires ont été réalisés sur les mêmes secteurs de référence et sur un nouveau secteur sur le tronçon remis en talweg (Figure 44).



Figure 43. Barrage infranchissable (à droite) du moulin de Meneuf sur l'Isle et bief, au niveau d'eau abaissé, en amont du barrage au moment des pêches de sauvetage (au centre) en juillet 2018. Bief rebouché en amont du barrage (à gauche) en Novembre 2018

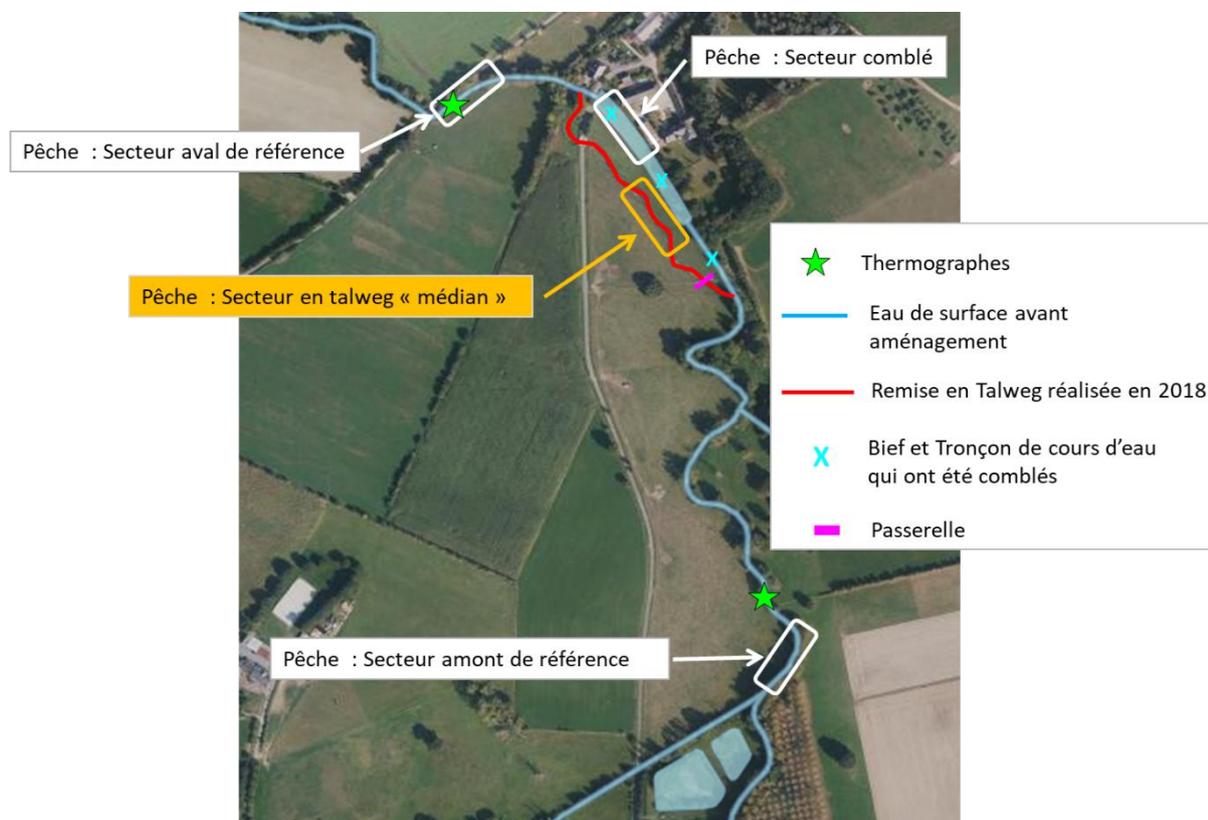


Figure 44. Localisation des 4 secteurs d'inventaire piscicoles de 2018 à 2021 et des thermographes sur l'Isle au Moulin de Mesneuf à Bourgarré

Hydromorphologie

Le bief du Moulin de Mesneuf qui a été rebouché après la remise en talweg (Figure 43), était composé de 80% de faciès de type « plat lent » et 20% de type « profond » après que le niveau d'eau ait été baissé avant les pêches (profondeur moyenne de 38,0 cm). Sa largeur moyenne en eau était de 7,0 m.

Le secteur de pêche dans le tronçon remis en talweg présente une largeur moyenne de 3,8 m sur la période 2019-2021. Ce « rétrécissement » de la largeur par rapport à l'ancien bief, mais aussi par

rapport aux deux secteurs de référence amont et aval (respectivement de 6,2 et 5,9 m de largeur moyenne) a pour conséquence une accélération de la vitesse de courant. Ainsi le secteur dans la remise en talweg présente (Figure 45) un minimum de 40% de faciès lotiques (radiers et plats courants) végétalisés en alternance avec faciès lentiques (plats lents). Ce pourcentage de faciès lotiques dans le nouveau secteur est du même ordre de grandeur que celui observé dans le secteur de référence amont. En effet, la plus grande largeur moyenne de ce dernier comparativement à celle du secteur de référence aval, font que la hauteur d'eau y est plus faible et fait apparaître des radiers en étiage.



Figure 45. Aménagement du tronçon remis en talweg sur l'Ise au Moulin de Mesneuf avant sa mise en eau en juillet 2018 (à gauche). Alternance de faciès lotiques végétalisés et de plats lents sur le secteur d'inventaire du tronçon en juillet 2019 (à droite)

Température

Bien qu'il n'y ait eu que peu d'enregistrements de température avant les travaux (10 jours) et qu'une sonde ait été perdue en amont de l'aménagement (perte de presque 9 mois de données en 2018-2019), les données de juillet 2018 à Mai 2021 mettent en évidence l'impact de la remise en Talweg sur notamment 4 critères de température (Folegot et al., 2018) : températures moyennes, maximales et minimales journalières et amplitude thermique journalière). La variabilité temporelle (exemple pour deux d'entre elles à la figure 46) de ces quatre métriques thermiques s'explique (analyse ANOVA) d'abord par la saison (entre 68 et 73% de la variance expliqués). Cependant les trois autres variables (année, zone : amont ou aval de l'aménagement, période : avant ou après l'aménagement) sont aussi très significatives (ANOVA, $p < 0.01$).

Pour s'affranchir de l'effet saison sur la température, d'autres analyses Anova ont été effectuées pour chacune des saisons prises séparément. Cependant les variations intra-mensuelles et intra-saisonnières sont trop importantes pour mettre en évidence une éventuelle différence entre l'amont et l'aval de l'aménagement avec ce type d'analyse. Aussi, des tests de Student sur séries appariées (amont et aval des travaux) ont été réalisés pour chaque « couple » saison- période. Les analyses ont été restreintes aux seules saisons printemps et été (les plus pertinentes d'après Bowler et al., 2012), qui montrent graphiquement (Figure 46) des différences entre l'amont et l'aval de l'aménagement. Les résultats sont présentés dans le tableau 7.

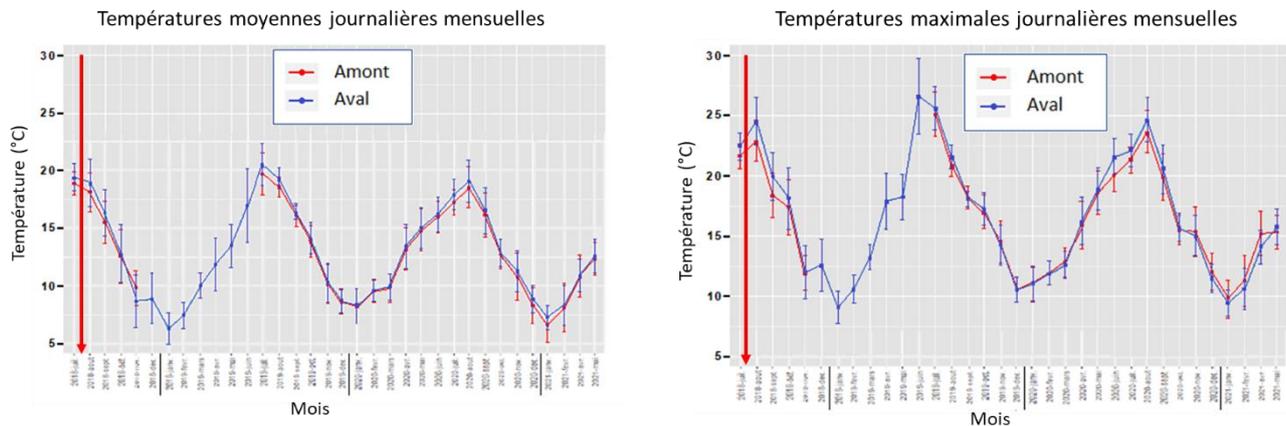


Figure 46. Évolution mensuelle des températures moyennes journalières et des températures maximales journalières sur l'Isère à Bourgarré de Juillet 2018 à Mai 2021. La flèche rouge signale le moment de la remise en talweg.

Malgré l'absence de données pour la saison « Printemps » avant les travaux, on remarque de nombreuses p-values significatives pour l'été avant travaux comme après travaux. Par exemple, du 11/07/2018 au 25/07/2018 (avant travaux) la température maximale journalière de l'eau enregistrée était en amont de 21°7 et en aval de 22°5 (différence de moins de 1°C). On peut imputer cette significativité à la présence d'un bief à l'arrière de la chute d'eau du moulin de Mesneuf qui, avant travaux, était en plein soleil. Durant l'été 2018 après la mise en eau du talweg, cette température maximale journalière a atteint (le 06/08/2018) 22°94 en amont et 24°53 en aval (différence de plus de 1,5°C). Les résultats mettent en évidence que, hormis la température minimale, les critères thermiques en aval ont des valeurs supérieures à celles de l'amont, encore plus après les travaux qu'avant. Le tronçon remis en talweg n'a pas de ripisylve et présente de nombreux radiers qui favorisent l'échauffement des eaux en période diurne quand la température de l'air est élevée (Folegot et al., 2018).

Tableau 7. Résultats des tests de Student bilatéraux pour les séries appariés (amont/aval de l'aménagement de 4 critères de température journalière, pour les saisons « Printemps » et « Été » et avant - après aménagement sur l'Isère (en gris les p-values significatives)

Saison	Période	Nb valeurs	P-value	P-value	P-value	P-value
			Θ moyenne	Θ maximale	Θ minimale	Amplitude thermique
Printemps	Avant	NA	Pas de données			
Printemps	Après	150	9,39E-09	0,557301	5,08E-20	1,17E-07
Été	Avant	14	8,10E-08	6,98E-05	7,44E-06	0,322993
Été	Après	175	1,03E-72	1,37E-66	2,94E-43	5,35E-25

Réponse de l'IPR à l'aménagement

Les résultats de l'IPR sont consignés dans le tableau 8. Il faut rappeler que les deux espèces d'écrevisses ne rentrent pas dans le calcul.

La station de référence amont est de qualité « Médiocre » pour les 3 années. Cette qualité est due notamment à des densités d'individus omnivores (DIO) et tolérants à la pollution (DIT) plus élevées que les valeurs théoriques. La station de référence aval quant à elle évolue d'une qualité « Bonne » à « Mauvaise ». Cela est notamment dû à l'apparition dans le secteur d'espèces non attendues en théorie : La Perche en 2019 à laquelle il faut ajouter le Rotengle (ROT) et la Brème (BBB), tolérante et omnivore. Cette dégradation de la qualité pourrait peut-être aussi être due à des températures trop élevées en été.

Tableau 8. Notes prises par l'IPR pour les différents secteurs de pêche du ruisseau de l'Ise pendant les 3 années de suivi. Les données du bief court-circuité sont issues de Fishpass (2018). Qualités « Bonne » en vert (note de 7 à 16), « Médiocre » en jaune (note de 16 à 25), « Mauvaise » en orange (note de 25 à 36) et « Très Mauvaise » en rouge (note > 36).

		Amont	Médian court-circuité	Médian talweg	Aval
2018	Avant	19,299	42,869		15,301
2019	1 an après	17,874		24,663	17,110
2021	3 ans après	21,357		22.205	27.800

Quant au secteur dans le tronçon remis en talweg, il est de qualité « Médiocre » tant en 2019 qu'en 2021, du fait en particulier de fortes densité d'espèce omnivores et tolérantes et l'absence d'espèces lithophiles et rhéophiles comme la Truite et le Vairon.

Le bief rebouché a été classé en mauvaise qualité par l'IPR du fait de l'absence de la truite et du vairon qui étaient attendus et par contre présence de la Perche et du Rotengle aux probabilités de présence théorique très faibles. De plus la très forte densité en Gardon, espèce tolérante et omnivore augmente considérablement les scores des métriques DIO et DIT.

Peuplement piscicole

Sur la zone de l'Ise étudiée, 20 espèces différentes (dont deux espèces d'écrevisses) ont été répertoriées lors des inventaires piscicoles, tous secteurs et années confondus. Le tableau 9 synthétise la répartition par secteur et par année des différentes espèces de poissons et d'écrevisses rencontrées sur l'Ise au Moulin de Mesneuf.

Tableau 9. Présence des espèces (signification des codes espèce au tableau 6) sur l'Ise en fonction des densités d pêchées (o : $d < 1 \text{ ind}/100 \text{ m}^2$, X : $1 \text{ ind}/100 \text{ m}^2 < d < 50 \text{ ind}/100 \text{ m}^2$, XX : $d > 50 \text{ ind}/100 \text{ m}^2$) et richesse spécifique (dont les deux espèces d'écrevisses). Les données de 2018 concernant le bief qui a été court-circuité (surlignage en jaune) sont issues de Fishpass (2018). Le secteur médian inventorié en 2019 et 2021 est inclus dans le tronçon remis en talweg.

Code	2018			2019			2021		
	Aval	Bief comblé	Amont	Aval	Médian (talweg)	Amont	Aval	Médian (talweg)	A mont
ABH		X							
ANG	X	X	X	X	X	X	X	X	X
BBE		o					X		
BRO		o							
CCO		o							

CHA	X	o	X	X	XX	O	X	XX	X
CHE	X	X	X	X	X	X	X	X	X
EPT	X	o	o	o	X				o
GAR	o	XX	X		o	X	X	X	
GOU	X	X	X	X	X	X	X	X	X
LOF	X	X	X	X	X	X	X	X	X
LPP/LPX				X			X		
OCL	X	X		X	X	X	X	o	X
PCC	X	o	o	X		O			o
PER	o	X	X	o		O	X	X	X
ROT		X					o		
SAN		o			o				
SIL		o							
TAN		X					o		
TRF			o		o				
VAN	o		X			O			
Nb tot espèces secteur	11	18	11	10	10	10	12	8	9
	20			14			12		

Tableau 10. Densités pêchées en 2019 sur le secteur du tronçon remis en talweg de l'Ise dans deux faciès d'écoulement

Faciès d'écoulement	Radier	Plat lent
Surface (m ²)	44,3	72,8
Densité (ind/100 m ²)		
ANG	18,1	-
CHA	133,2	20,6
CHE	-	78,3
OCL	-	1,4
GAR	-	1,4
GOU	-	45,3
LOF	4,5	5,5
TRF	2,3	-

repeuplements en juvéniles réalisés en amont. Aucun adulte de cette espèce n'a cependant été inventorié sur le site du Moulin de Mesneuf, alors que l'hydromorphologie le permettrait (notamment

On notera la disparition d'espèces qui était présentes dans le bief avant l'aménagement : le brochet, la carpe commune et le silure qui y étaient en très faible densité (Tableau 9) bien que ces poissons aient été remis dans l'Ise, juste en amont du tronçon aménagé. Ce bief avant son comblement présentait la plus grande richesse spécifique et était dominé par le gardon (137,2 individus/100 m² d'après Fishpass, 2018)

Conclusion

La présence de nombreuses espèces, qui ne sont pas attendues (faible probabilité de présence de l'IPR) sur ce site de l'Ise comme la Perche PER est vraisemblablement imputable aux nombreux étangs en amont qui abritent ces espèces. Des espèces comme le Vairon VAI et la Truite TRF devraient se trouver dans cette zone du cours d'eau. Les quelques juvéniles de truite 0+ trouvés sur l'Ise (en 2019 et 2020), sont vraisemblablement issus des

dans le secteur remis en talweg). Des températures trop élevées à certaines périodes de l'année, une qualité physico-chimique de l'eau médiocre sont peut-être responsables de l'absence des truites.

La partie remise en talweg présente en 2021 une hétérogénéité de faciès potentiellement favorable à un peuplement de qualité. Pour que cela perdure, il faudrait cependant que le cours d'eau ne s'y élargisse pas du fait de l'érosion des berges. L'installation d'une ripisylve spontanée ou plantée (moyennement dense pour permettre la pénétration de la lumière) pourrait permettre une stabilisation des berges.

b) Ruisseau de Côt-Malville à la chapelle Saint Antoine (Ploërmel)

La zone d'étude se situe au sud-ouest de Ploërmel dans une zone de pente moyenne de 0,58% (d'après les données du Géoportail) et d'ordre de Strahler de 3. Le secteur amont de référence qui se situe juste en amont de la RN 166 a été aménagé quelques années avant cette étude. Le secteur de référence aval localisé dans la même prairie que le tronçon remis en talweg, correspond lui aussi à ce type d'aménagement réalisé bien plus tôt après l'abandon d'un moulin et le comblement de la partie aval du canal d'amenée. La remise en talweg réalisée en 2019 s'accompagne du comblement de la partie amont de ce canal d'amenée. Les 4 secteurs d'étude piscicole sont localisés sur la figure 47.

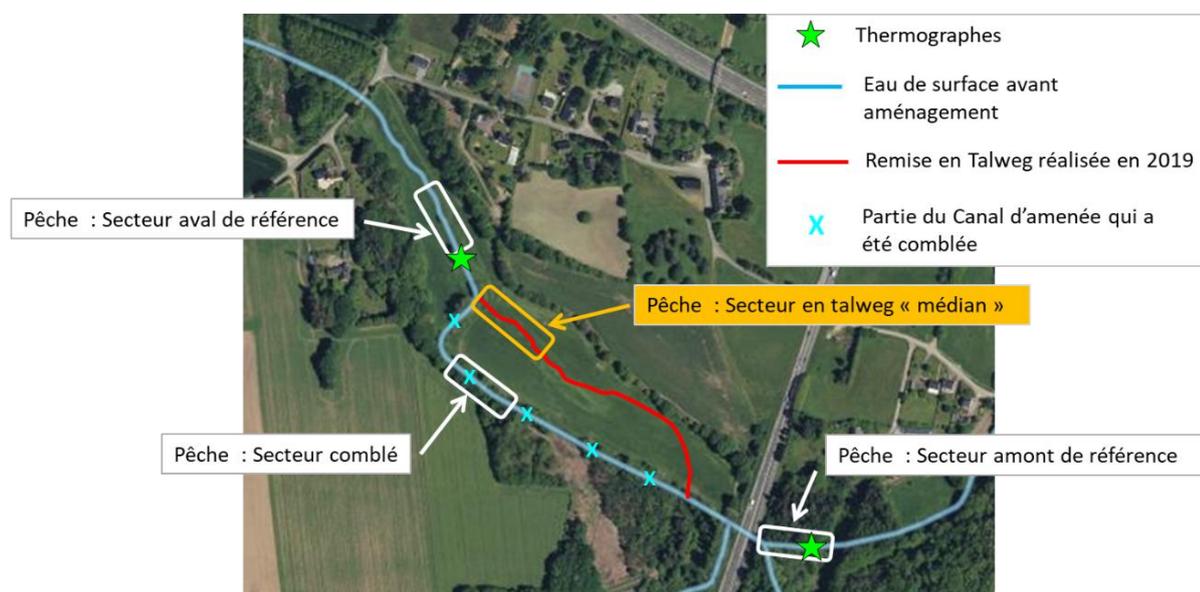


Figure 46. Localisation des 4 secteurs d'inventaires piscicoles de 2019 à 2021 et des thermographes sur le ruisseau de Côt-Malville à la Chapelle St Antoine (Ploërmel)

Hydromorphologie

La station de référence aval est composée exclusivement de faciès lotiques (radiers et plats courants) quand la profondeur moyenne est ≤ 20 cm comme en 2019 et 2020 (figure 47). Des faciès de type « plat lent » apparaissent quand le niveau d'eau est un peu plus élevé comme à l'étiage 2021 où on compte environ 30% de ce type de faciès lentique. La station de référence amont est plus hétérogène de celle d'aval (figure 48). On y rencontre environ 50% de faciès lotiques (radier et plat courant) et 50% de faciès lenticques (plat lent mais aussi profonds).

La station court-circuitée, très ombragée présentait en juin 2019, 90 % de faciès lotiques (radiers et plats courants). Le secteur dans le tronçon remis en talweg est dominé par les mêmes faciès lotiques (un minimum de 70 % selon l'année). Mais, on y trouve aussi quelques plats lents, créant ainsi une certaine hétérogénéité dans le secteur (Figure 48).

Secteurs de références en juin 2019



Aval



Amont

Secteur dans le tronçon remis en talweg



Avant mise en eau (juillet 2019)



En juillet 2020

Figure 47. Les secteurs de références amont et aval (en haut) et le secteur du tronçon remis en talweg (en bas) avec un substrat caillouteux sur le ruisseau de Côté-Malville au lieu-dit la Chapelle Saint Antoine

Température de l'eau

Sur ce cours d'eau des données de température sont disponibles pour le printemps et pour 1 mois d'été avant la remise en talweg qui a eu lieu le 21/07/2019. Les enregistrements de Novembre 2018 à Mai 2021 mettent en évidence un impact notable et durable de la remise en talweg sur notamment la température maximale de l'eau en été (Bowler et al., 2012) mais aussi sur les 3 autres critères de température : températures moyenne et minimale journalières et amplitude thermique journalière. La variabilité temporelle des températures moyenne et maximale de l'eau en amont et en aval de la remise en talweg est illustrée à la figure 49. Cette figure met en évidence que l'élévation de température concerne beaucoup plus la température maximale que la température moyenne journalière comme l'ont constaté Bowler et ses collaborateurs (2012). La variabilité temporelle des 4 métriques thermiques s'explique (analyse ANOVA) d'abord par la saison (entre 30 à 68 % de la variance expliqués). Cependant les trois autres variables (année, zone : amont ou aval de l'aménagement, période : avant ou après l'aménagement) sont aussi significatives (ANOVA, $p < 0,001$ à $p < 0,05$).

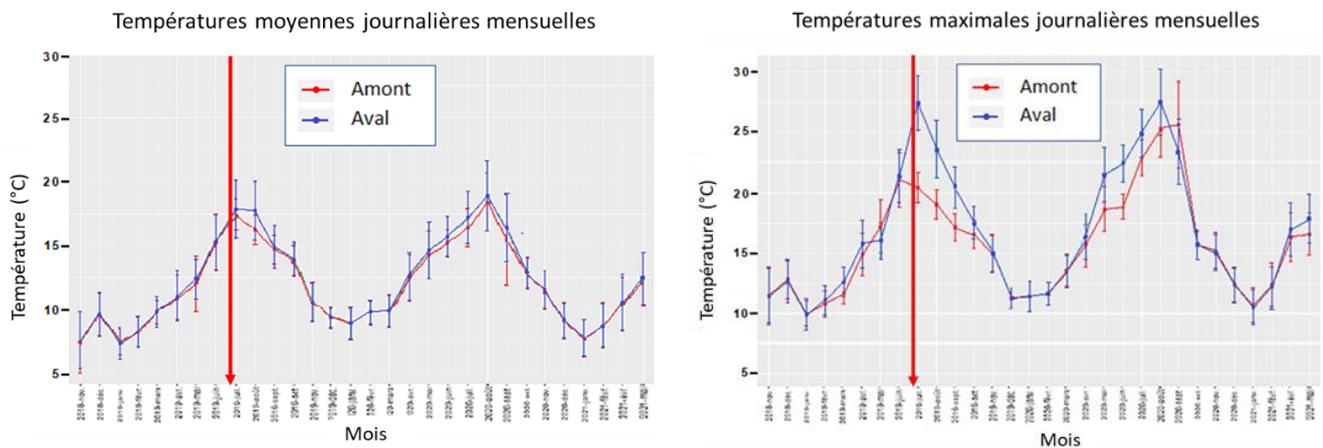


Figure 48. Évolution mensuelle des températures moyennes journalières et des températures maximales journalières sur le Ruisseau de Côt-Malville à la chapelle St Antoine (Ploërmel) de Novembre 2018 à Mai 2021. La flèche rouge signale le moment de la remise en talweg.

Comme pour l’Ise, des tests de Student sur séries appariées (amont et aval des travaux) ont été réalisés pour chaque « couple » saison- période pour s’affranchir de l’effet saison sur la température et des variations intra-mensuelles et intra-saisonnières. Les analyses restreintes aux seules saisons printemps et été montrent des différences significatives (Tableau 11) entre l’amont et l’aval de l’aménagement surtout après la réalisation de ce dernier.

Tableau 11. Résultats des tests de Student bilatéraux pour les séries appariées (amont/aval de l’aménagement de 4 critères de température journalière, pour les saisons « Printemps » et « Été » et avant - après aménagement sur le ruisseau de Côt-Malville (en gris les p-values significatives)

Saison	Période	Nb valeurs	P-value			
			Θ moyenne	Θ maximale	Θ minimale	Amplitude journalière
Printemps	Avant	92	0,000503	0,647668	0,000324	0,046220
Printemps	Après	152	5,71E-17	1,31E-21	4,29E-21	3,93E-24
Été	Avant	31	0,000753	0,480378	4,85E-06	8,68E-06
Été	Après	156	7,90E-25	5,45E-23	0,569022	9,54E-17

Avant travaux, il n’y avait pas de différences significatives des températures maximales amont et aval ni au printemps ni en été (tableau 11) alors que les 3 autres métriques étaient significativement différentes. La figure 50 met en évidence l’ampleur de l’échauffement de l’eau dû à la remise en talweg en été. Pour une distance d’environ 500 m entre les deux enregistreurs de température amont et aval, on observe en été un échauffement journalier maximal de 0,4, 14 et 4,4 °C/km respectivement avant la remise en talweg, pendant les 4 jours et 1 an après l’aménagement. L’échauffement durant les 4 jours après la mise en eau s’explique notamment par la chaleur emmagasinée par les granulats avant la mise en eau. Des échauffements de cet ordre de grandeur (10 °C/km avec un maximum de 15 °C/km) ont été observés sur des cours d’eau d’ordre de drainage de 2 d’Australie et pour de mêmes petites distances de 600–960 m (Rutherford et al., 2004). Le tronçon remis en talweg n’a pas de ripisylve développée à ce jour et présente de nombreux radiers (plus de 60 % sur le secteur d’inventaire) qui

favorisent l'échauffement des eaux en période diurne quand la température de l'air est élevée (Folegot et al., 2018). Le canal d'amenée, qui a été comblé, était quant à lui complètement à l'ombre, expliquant qu'il n'y ait pas de différence amont-aval avant les travaux. Les températures maximales enregistrées en 2019 comme en 2020 en aval de la remise en talweg (27,5 °C) sont nettement au-dessus de la température létale de la truite commune qui est de 24.7 °C (Elliot, 1994).

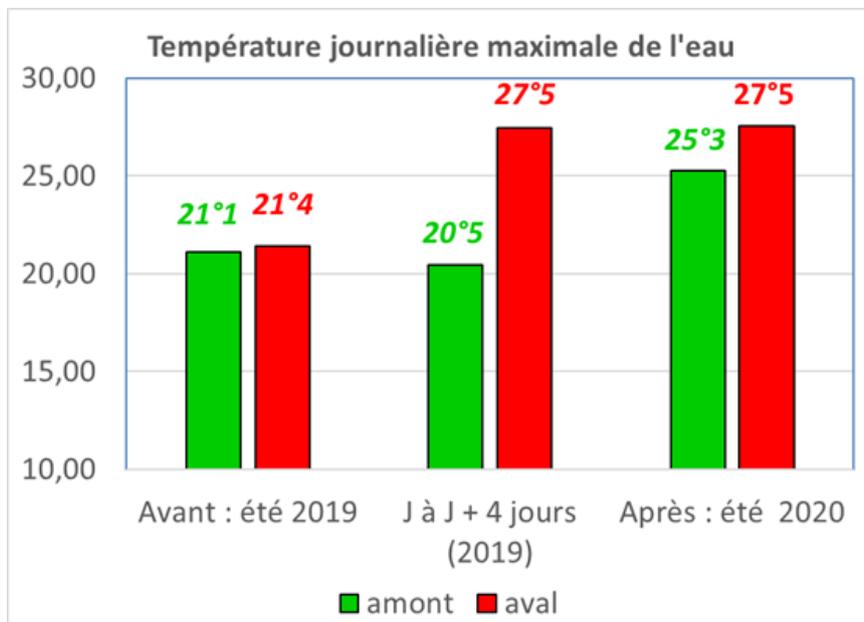


Figure 49. Comparaison des températures maximale journalières de l'eau l'été 2019 avant travaux et durant les 4 jours qui ont suivi la mise en eau du talweg et l'été 2020, 1 an après travaux sur le ruisseau de Côt-Malville

Peuplement piscicole

Les espèces présentes et leurs gammes de densités pêchées sont résumées dans le tableau 12 pour les trois secteurs de chacune des trois années de suivi. La richesse spécifique y est très faible dans la station de référence aval et dans la station médiane aménagée comparativement à celle rencontrée dans le secteur de référence amont ainsi que dans des zones du ruisseau juste en aval de celle dans laquelle sont les 3 secteurs étudiés. Lors des pêches de sauvegarde en 2019 en aval de la zone étudiée, ont été trouvés des Goujons (GOU) et des brèmes (BRE), absents dans les inventaires réalisés pour cette étude.

Le tableau 12 met d'une part en évidence, la faiblesse de la richesse spécifique dans le secteur de référence aval et dans le nouveau secteur en talweg. Dans le secteur court-circuité aucun poisson n'avait été trouvé en 2019. D'autre part, il faut noter des espèces dominantes dans chacun des secteurs amont (Perche en 2020 et Perche et chabot en 2021) et médian (Chabot en 2020 et 2021). La dominance des chabots dans ces deux secteurs est à mettre en liaison avec de la granulométrie grossière, substrat préférentiel de l'espèce, et déposée lors des aménagements (Figure 48).

Tableau 12. Présence des espèces (signification des codes dans le tableau 6) sur le ruisseau de Côt-Malville en fonction des densités d pêchées (o : $d < 1 \text{ ind}/100 \text{ m}^2$, X : $1 \text{ ind}/100 \text{ m}^2 < d < 50 \text{ ind}/100 \text{ m}^2$, XX : $d > 50 \text{ ind}/100 \text{ m}^2$) et richesse spécifique. Les données de 2019 du secteur médian concernent la partie amont de l'ancien canal d'aménée qui a été court-circuité (surlignage en jaune). Le secteur médian inventorié en 2020 et 2021 est inclus dans le tronçon remis en talweg

Code	2019			2020			2021		
	Aval	Canal comblé	Amont	Aval	Médian (talweg)	Amont	Aval	Médian (talweg)	Amont
ANG			o			X		X	X
CHA	X			X	XX	X	X	XX (>500 ind/m ²)	XX
CHE			X			X	O		X
GAR			o			X			X
GOU									
LOF						X			X
LPP									
PER			X			XX	X		XX
PES						X			
ROT						o			O
TRF									
VAI			X	X		X			
Nb tot espèces secteur	1	0	5	2	1	9	3	2	7
	6			9			7		

L'IPR sur les secteurs de référence et aménagé

Les IPR, calculés sur tous les secteurs inventoriés sont résumés dans le tableau 12. L'absence de poissons dans le secteur court-circuité lui confère une qualité « très mauvaise » par l'IPR.

Tableau 13. Notes prises par l'IPR pour les différents secteurs de pêche du ruisseau de l'Côt-Malville pendant les 3 années de suivi. Qualités « Bonne » en vert (note de 7 à 16), « Médiocre » en jaune (note de 16 à 25), « Mauvaise » en orange (note de 25 à 36) et « Très Mauvaise » en rouge (note > 36)

		Amont	Médian court-circuité	Médian talweg	Aval
2019	Avant	30,150	61,713		18,178
2020	1 an après	26,388		17,382	9,385
2021	2 ans après	23,007		25,579	13,557

La station de référence aval voit son IPR passer de « médiocre » à « bon » par augmentation du nombre total d'espèces : 1, 2 et 3 espèces respectivement en 2019, 2020 et 2021. Mais le nombre théorique d'espèces attendues est 5. De plus, il manque par rapport à la composition théorique du

peuplement la truite TRF, la loche franche LOF, l'anguille ANG et le Vairon VAI et par contre en 2021, la Perche PER et le Chevaine ne sont pas attendus dans le peuplement.

À contrario, les qualités « médiocre » et « mauvaise » du secteur de référence amont sont dues à trop d'espèces (score de la métrique NTE élevée), mais pas celles attendues en théorie : notamment la Perche PER et le Chevaine CHE qui de surcroît sont des espèces tolérantes à la pollution et omnivores, qui augmentent les scores des métriques DIT et DIO. Il manque comme pour la station de référence aval des espèces attendues en théorie : La truite TRF et la loche LOF.

Quant au secteur dans le tronçon remis en talweg, sa qualité est aussi de qualité « médiocre » et « mauvaise » respectivement 1 an et 2 ans après la mise en eau. Cela est essentiellement dû à la présence en 1^{ère} pêche (seul passage pris en compte dans le calcul de l'IPR) d'une seule espèce, le Chabot CHA contre 5 espèces attendues. Il manque la truite TRF, absente aussi des secteurs de référence amont et aval, le Vairon VAI et la Loche franche LOF, pourtant présente dans le secteur amont en 2020.

Conclusion

Sur ce ruisseau, le secteur du tronçon remis en talweg est très pauvre en espèces. De façon générale, les espèces présentes dans de tels secteurs doivent provenir de la colonisation à partir de populations sources présentes dans les secteurs amont et aval. Deux ans après, ce n'est pas encore le cas.

Sur le ruisseau de Côté-Malville des espèces attendues en théorie n'y sont pas présentes, notamment la Truite TRF voire le Vairon VAI en 2021. Il est alors difficile d'apprécier le « gain » de la remise en talweg. Par ailleurs, les habitats aquatiques peuvent ne pas être stabilisés 2 ans après la mise en eau. Enfin d'autres conditions environnementales (températures élevées en été et mauvaise qualité physico-chimique) peuvent ne pas permettre l'installation de certaines espèces. La température estivale sur le tronçon remis en talweg et sur le secteur de référence aval est aujourd'hui incompatible avec l'installation d'une population de truite. L'implantation d'une ripisylve permettrait de diminuer cette élévation de température (Bowler et al, 2012 ; Bond et al, 2015).

c) Ruisseau du Pas de l'âne à Vignoc

La zone d'étude, d'une pente moyenne de 1,05% (d'après les données du géoportail) se situe sur la commune de Vignoc (35) et elle est caractérisée par un ordre de Strahler de 2 et la présence de nombreux étangs en amont. Seul un secteur de référence amont a pu être sélectionné (juste en amont du pont de la rue de la Poste à Vignoc). Avant la remise en talweg, un secteur a été positionné sur le tronçon à combler (Figure 51). Dans le tronçon remis en talweg, deux secteurs ont été distingués : celui le plus amont (nommé « médian ») qui n'a reçu aucune recharge en granulats et celui en aval (nommé « aval ») lui en a reçu (figure 52). La localisation des quatre secteurs d'étude est proposée à la figure 52.

Par ailleurs, des retards dans la réalisation des travaux a permis de faire des suivis deux années avant l'aménagement (2018 et 2019), mais cela a eu pour conséquence de n'avoir des inventaires que 2 ans (contre 3 ans souhaités) après la mise en talweg.

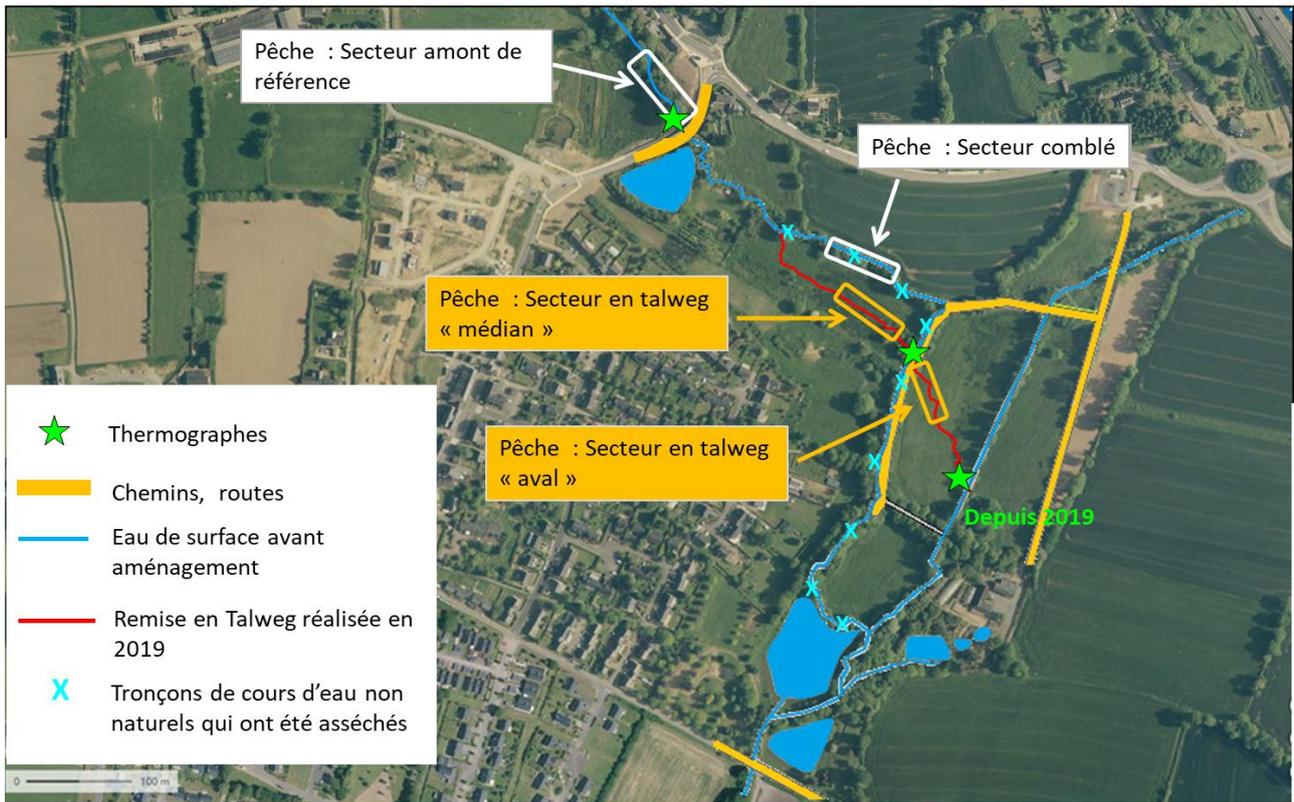


Figure 50. Localisation des 4 secteurs d'inventaire piscicoles de 2018 à 2021 et des thermographes sur le ruisseau du Pas de l'Âne à Vignoc



Secteur aval avant mise en eau en octobre 2019



Secteur aval après la mise en eau en décembre 2019



Secteur amont après la mise en eau en décembre 2019

Figure 51. Secteurs Aval (avec recharge en granulat) et Amont (sans recharge en granulat) sur le tronçon remis en talweg sur le Ruisseau du Pas de l'Âne à l'automne 2019

Hydromorphologie

Le secteur amont de référence, comme le secteur médian qui a été comblé suite à l'aménagement, sont composés selon le niveau d'eau (conditions hydroclimatiques au moment des descriptions) entre 70 et 85 % de plats lents et de « profonds ». En effet, très ombragés, ces secteurs sont très encombrés de troncs d'arbre et branchages (Figure 53). Dans ce petit ruisseau très peu profond, les faciès « profonds » sont cependant ceux où l'on trouve la majeure partie des poissons.



Secteur amont de référence



Secteur médian qui a été comblé en 2019

Figure 52. Faciès de type « plat lent » et « profond » des secteurs amont de référence et médian, comblé après les travaux sur le ruisseau du Pas de l'Âne à Vignoc

Les deux secteurs du tronçon remis en talweg présentent quant à eux un plus grand pourcentage de faciès de type « radier » ou « plat courant » (40 à 50 %) que le secteur de référence amont qu'il y ait eu ou non une recharge en granulats. En effet dans le secteur médian (Figure 53) des fractions granulométriques de type cailloux (2-6 cm) et pierres (6-25 cm) sont réapparues dès la première année après la remise en eau. Les habitats vont vraisemblablement encore évoluer à l'occasion des crues hivernales.

Peuplement piscicole

Les suivis piscicoles réalisés pendant 4 ans sont résumés dans le tableau 12. Les points les plus importants à souligner sont les suivants :

- Une grande variabilité temporelle est observée. En effet, des espèces apparaissent une année, puis ne sont plus rencontrées (et réciproquement) : cas de l'Able de Heckel (ABH) observé seulement en 2020, du Chevaine CHE ou encore de la Tanche TAN et de la perche soleil PES. Le Chabot (CHA) apparaît en 2020 et 2021 sur tous les secteurs.
- Présence chaque année du Carassin doré (CAS), notamment dans le secteur de référence amont et de l'épinochette (EPT) sur la plupart des secteurs sauf sur le référentiel amont
- Présence de la Loche LOF sur tous les secteurs chaque année et très souvent à des densités très importantes (> 50 individus/100m²)
- Présence de Truites TRF (juvéniles et adultes) en 2018 et 2020 dans le secteur de référence amont et dans le secteur médian (canal comblé puis nouveau dans le talweg)

Beaucoup d'espèces rencontrées, hormis la truite, sont des espèces qui colonisent les milieux lenticules qui recouvrent un grand pourcentage des secteurs étudiés. L'apparition du chabot en 2020 et

2021 après l'aménagement est peut-être due à l'existence de granulométrie grossière dans le tronçon remis en talweg.

Tableau 14. Présence des espèces (voir tableau 6) sur le ruisseau du Pas de l'Âne en fonction des densités d'pêchées (o : $d < 1 \text{ ind}/100 \text{ m}^2$, X : $1 \text{ ind}/100 \text{ m}^2 < d < 50 \text{ ind}/100 \text{ m}^2$, XX : $d > 50 \text{ ind}/100 \text{ m}^2$) et richesse spécifique. Les données de 2018 et 2019, surlignée en jaune concernent le canal qui a été comblé après la remise en talweg. Les secteurs « médian » et « aval » inventoriés en 2020 et 2021 sont inclus dans le tronçon remis en talweg

Code	2018		2019		2020			2021		
	Amont	Canal comblé	Amont	Canal comblé	Amont	Médian talweg	Aval talweg	Amont	Médian talweg	Aval talweg
ABH					X	X				
ANG										
CAS	X	X	X		X			X		X
CHA					X	X	X	X	X	X
CHE					X					
EPT		X		XX		X	X		X	X
LOF	X	X	X	XX	X	XX	XX	XX	X	X
LPP										
PER	X		X							
PES						X	X	X		
TAN	X							X		
TRFO+		X								
TRF \geq 1+	X	X			X	X				
Nb tot espèces secteur	5	5	3	2	6	6	4	5	3	4
	7		4		8			6		

L'IPR sur les secteurs de référence et aménagés

Tableau 15. Notes prises par l'IPR pour les différents secteurs de poche du ruisseau de l'Cô-Malville pendant les 3 années de suivi. Qualités « Bonne » en vert (note de 7 à 16), « Médiocre » en jaune (note de 16 à 25), « Mauvaise » en orange (note de 25 à 36) et « Très Mauvaise » en rouge (note > 36)

		Amont	Médian court-circuité	Médian talweg	Aval talweg
2018	Avant	32,932	33,997		
2019	Avant	46,785	65,151		
2020	1 an après	22,341		33,573	36,136
2021	2 ans après	31,637		31,637	33,239

Les résultats de l'IPR consignés dans le tableau 15 montrent que la situation est presque partout « mauvaise » à « très mauvaise ». Dans presque tous les cas, la métrique richesse spécifique (NTE) n'est pas déclassante (richesse spécifique correcte). Mais la « qualité » des espèces est inappropriée. Il manque des espèces attendues théoriquement comme l'anguille ANG, le Vairon VAI et la Lamproie de Planer LPP et par contre des espèces dont la probabilité théorique est très faible voire nulle sont présentes : L'Épinochette EPT, la Perche PER, la Tanche TAN et le Carassin CAS. Le remplacement d'espèces rhéophiles et lithophiles par des espèces omnivores et tolérantes à la pollution font grimper notablement le score de nombreuses métriques et ainsi la note de l'IPR.

Conclusion

Bon nombre d'espèces rencontrées sur les secteurs, proviennent très vraisemblablement des étangs qui sont implantés en grand nombre dans le haut du bassin versant. Par ailleurs, la faiblesse des débits d'étiage diminue les surfaces colonisables par certaines espèces de poissons comme la truite TRF et le Vairon VAI. De plus, le secteur amont de référence est particulièrement encombré par des branchages. Il ne s'agit pas de tout enlever car certains embâcles créent des habitats de refuges importants, mais un nettoyage « écologique » du lit de la rivière et un entretien de la ripisylve y seraient les bienvenus.

Deux ans après les travaux de remise en talweg, les résultats en matière de peuplement piscicole ne sont pas probants. Il faudrait faire des suivis sur le plus long terme (relative stabilité de l'hydromorphologie) pour pouvoir conclure. Il serait intéressant de continuer à ne pas mettre de recharge en granulats dans le secteur médian. La comparaison des secteurs médian et aval, remis en talweg pourrait rester en faveur du secteur médian qui a juste été légèrement creusé et qui évolue naturellement.

Enfin, suite à des problèmes d'exondation de certaines sondes de température, nous n'avons pas pu analyser correctement l'impact de la remise en talweg sur la température de l'eau dans ce cours d'eau. Si une partie du secteur médian présente une ripisylve, permettant de procurer quelques zones d'ombrage, le secteur aval ne présente aucune ripisylve. Il serait souhaitable d'y remédier si l'on se réfère à ce qui a été observé sur le ruisseau de Côt-Malville.

d) conclusion sur le peuplement piscicole

La recolonisation par les poissons des tronçons remis en talweg est effective dès la première année après la mise en eau, avec une richesse spécifique plus ou moins équivalente à celle des secteurs témoins.

Selon les cours d'eau, on retrouve ou non dans le talweg, de nombreuses espèces présentes en amont. C'est le cas pour l'Ise, alors que sur le Ruisseau de Côt-Malville, la biodiversité dans le talweg est extrêmement faible (comme dans le secteur de référence aval) par rapport à celle rencontrée dans le secteur amont, même 2 ans après les travaux. Sur le ruisseau du Pas de l'Âne, le Chabot apparaît simultanément dans le secteur de référence amont et dans les deux secteurs du tronçon remis en talweg après les travaux (2020 et 2021). La colonisation des nouveaux linéaires en talweg, dépend des populations présentes dans les tronçons proches, mais aussi de la continuité écologique entre ces différents secteurs.

Que ce soit 2 ou 3 ans après les travaux, la qualité biologique évaluée par l'IPR des secteurs remis dans leur talweg n'est pas meilleure que celle des tronçons comblés (sauf pour l'Ise où il s'est agi de combler un bief profond). Peut-être faut-il un délai plus long que 2 à 3 ans pour observer une amélioration de la qualité biologique en relation avec l'hydromorphologie des nouveaux linéaires en talweg. D'autres critères que l'hydromorphologie expliquent cette qualité médiocre : des températures trop élevées en été, qualité physico-chimique de l'eau médiocre (pas suivie dans cette étude), la présence de populations sources sur des secteurs proches. Enfin si la richesse spécifique est la plupart du temps correcte dans les tronçons nouvellement mis en talweg les espèces présentes ne sont pas celles attendues dans la modélisation du peuplement faite par le calcul de la note de l'IPR. Il manque souvent la Truite, l'Anguille et le Vairon.

Les travaux sur la température développés dans cette étude confirment les travaux récents de la littérature. Les résultats de cette étude montrent que les élévations de températures entre l'amont et l'aval sont les plus prononcées quand la température de l'air est chaude et que le débit faible en période d'étiage estival comme l'ont mis en évidence Grégoire et Trentia (2007). Le critère le plus pertinent pour mettre en évidence cet échauffement de l'eau est la température maximale plus que la température moyenne journalière au printemps et en été (Bowler et al, 2012). Dans le centre-sud du Québec, une hausse de la température des cours d'eau exerce des effets négatifs sur l'alimentation, la croissance, la densité et la biomasse des salmonidés (Grégoire et Trentia, 2007). Dans les suivis du programme BERCEAU, c'est la présence même du salmonidé qu'est la truite commune TRF qui est interdite (exemple : dépassement de la température létale sur le Côté-Malville). L'installation d'une ripisylve peut contrecarrer cette augmentation de température (Bowler et al 2012 ; Rutherford et al 2004), ce qui peut être important en cette période de réchauffement climatique (Bond et al, 2015). La remise en talweg s'accompagne souvent de l'augmentation de faciès de type « radier » dans le tronçon créé. Cela favorise l'augmentation de la température mais la végétation aquatique qui s'y développe peut cependant limiter l'échauffement « en profondeur » (Folegot et al., 2018).

3.3.4 La décomposition de la litière

Le suivi de la décomposition de la litière avant et après les remises en Talweg ont été réalisées à l'aide de sacs à grosse mailles pour la décomposition totale (invertébrés + microorganismes) et de sacs à petites mailles pour la décomposition microbienne. Les mesures a été réalisées l'hiver précédant la restauration sur la station de contrôlent en amont, dans le tronçon qui sera remis dans son talweg et sur la station contrôle en aval. Après restauration, le suivi a été réalisé l'hiver suivant la restauration (environ 6 mois après la restauration) et l'hiver suivant (environ 18 mois après la restauration) sur les mêmes stations de contrôle et dans le nouveau talweg (seuil B des macroinvertébrés).

a) Le ruisseau de Malville – secteur 3 à Ploërmel (56)

Le taux de décomposition totale des litières avant restauration était légèrement supérieur dans la station contrôle en aval et similaires entre la station de contrôle en amont et dans le tronçon qui sera comblé après la remise en talweg (Figure 54). L'hiver suivant la restauration, soit 6 mois après, le taux de décomposition total des litières dans le nouveau talweg reste légèrement plus faible que ceux observés sur les stations de contrôles mais devient identique 18 mois après.

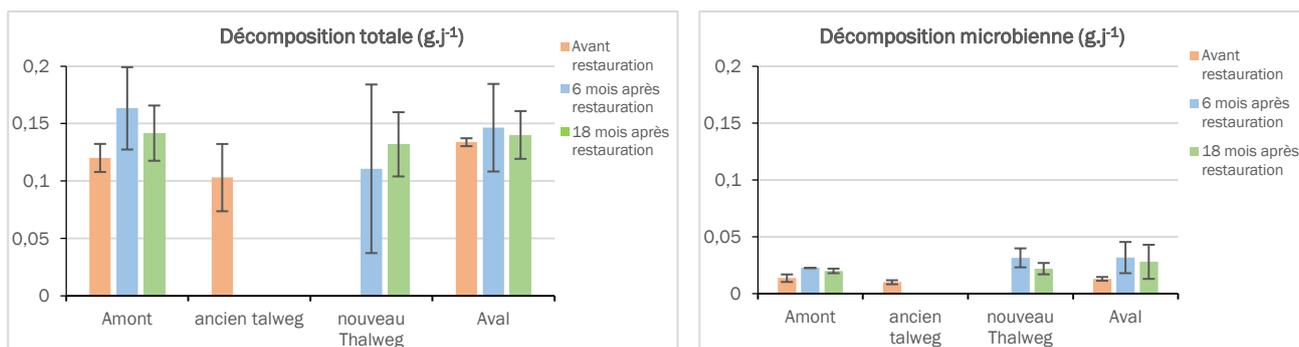


Figure 53. Taux de décomposition moyen (\pm ET) sur chaque station du ruisseau Malville (Ploërmel, 56)

Le taux de décomposition microbienne est stable entre les stations quelle que soit la date ce qui traduit un retour à l'équilibre très rapide des communautés microbiennes, dès 6 mois après la restauration. La rapidité de la colonisation des feuilles par les champignons est normale puisque ceux-ci se dispersent via des spores lorsque la température de l'eau descend en dessous de 10-12 °C, la connexion hydraulique permet donc une dispersion rapide des spores depuis le secteur en amont et une résilience rapide des communautés fongiques.

b) Le ruisseau du Pas de l'âne à Vignoc (35)

Le taux de décomposition totale des litières avant restauration était légèrement supérieur dans les stations contrôles par rapport à celui du tronçon qui sera comblé après la remise en talweg (Figure 55). L'hiver suivant la restauration, soit 6 mois après, le taux de décomposition total des litières dans le nouveau talweg reste légèrement plus faible que ceux observés sur les stations de contrôles et devient identique 18 mois après.

Comme sur le ruisseau de Malville, le taux de décomposition microbienne est relativement stable entre les stations quelle que soit la date ce qui traduit à retour à l'équilibre très rapide des communautés microbiennes, dès 6 mois après la restauration.

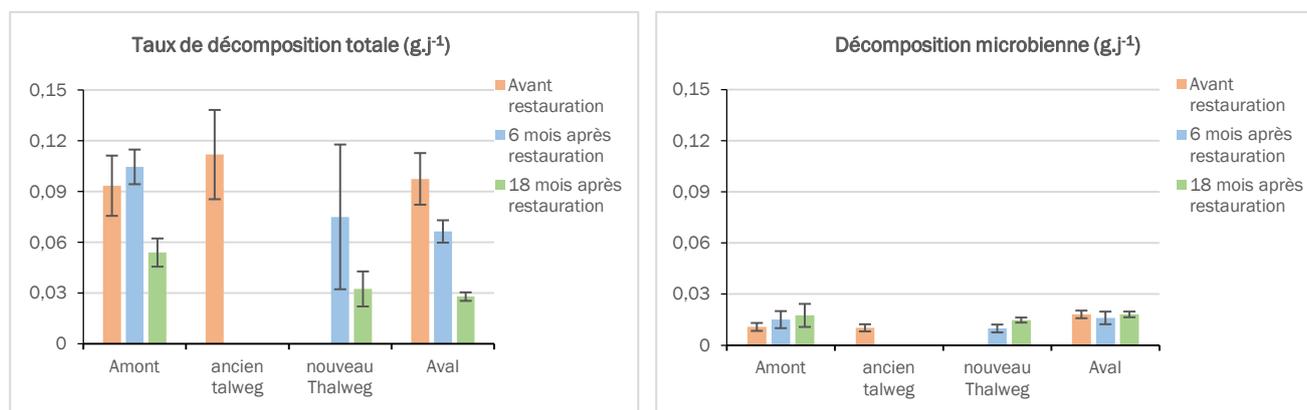


Figure 54. Taux de décomposition moyen (\pm ET) sur chaque station du ruisseau du Pas de l'âne (Vignoc, 35)

- ⇒ La vitesse de décomposition des litières est principalement médiée par les invertébrés. Par conséquent la recolonisation rapide du nouveau talweg par ces communautés permet de restaurer également très rapidement ce processus. Il faut toutefois attendre entre 6 mois et 1 an pour avoir une vitesse de décomposition stable.
- ⇒ La décomposition microbienne étant uniquement dépendante de la température de l'eau (sporulation des hyphomycètes pour des températures inférieures à 12°C) et d'une connexion hydrologique pour le transport des spores, sa résilience est très rapide après travaux (dès l'hiver suivant ceux-ci).
- ⇒ La période des travaux (début de l'été ou fin de l'automne) ne semble pas avoir d'effet sur la résilience du processus.
- ⇒ Les opérations de remise dans le talweg ne semblent pas impacter la décomposition en aval.
- ⇒ Cet outil s'avère assez peu informatif sur les opérations de remise en talweg et doit être utilisé avec précaution.

3.3.5 Le colmatage du sédiment

a) Le ruisseau de Malville – secteur 3 à Ploërmel (56)

La profondeur d'oxygénation des sédiments a été mesurée sur chacun des 3 secteurs (contrôle, amont et aval) à 3 saisons avant restauration (hiver 2017/2018, printemps, été 2019) ainsi qu'à 3 saisons après aménagement (printemps, été et automne 2020). Afin de suivre l'impact des travaux de remise en talweg sur le colmatage des sédiments, la profondeur d'oxygénation a été mesurée sur les 5 premiers seuils situés en aval des travaux (aval 1 à 5). De plus les 3 seuils suivis pour les invertébrés (seuils A, B et C) ont également fait l'objet d'un suivi.

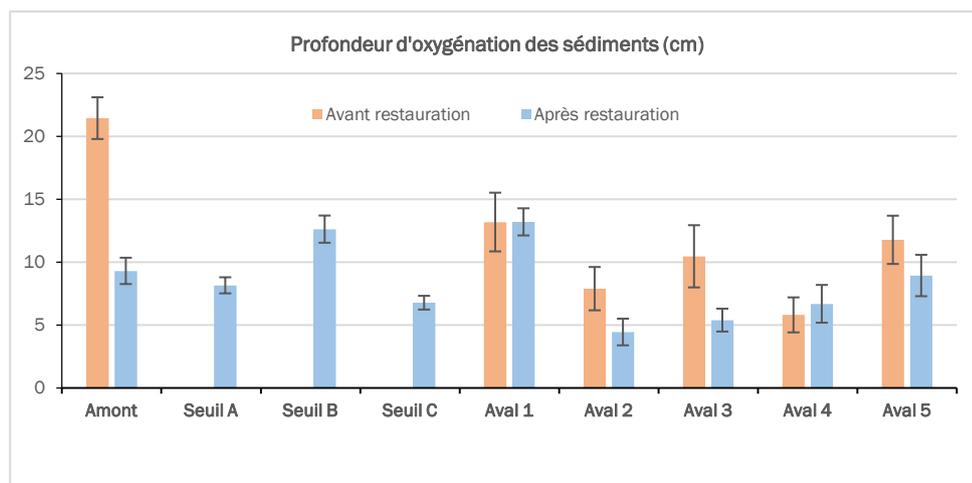


Figure 55. Profondeur moyenne d'oxygénation (\pm ET) sur chaque station du ruisseau de Malville (Ploërmel, 56)

Le suivi de la profondeur d'oxygénation (Figure 56) montre un colmatage rapide des seuils du nouveau talweg dont la profondeur d'oxygénation est plus faible que celles des stations contrôles dès la première année après les travaux. Cette augmentation du colmatage des sédiments est probablement due à l'instabilité des berges et à une forte érosion de celle-ci.

De plus, une légère augmentation du colmatage des seuils en aval des travaux (Aval 2, Aval 3 et Aval 5) a été observée sur l'année suivant les travaux. Cette augmentation du colmatage n'ayant pas été observée sur le seuil Aval 1 et Aval 4, il est difficile de conclure sur le rôle des travaux sur ce colmatage. Toutefois, le suivi de la profondeur d'oxygénation sur les deux saisons suivant les travaux a mis en évidence un léger colmatage sur les 4 premiers seuils situés en aval des travaux. L'impact des travaux reste donc limité dans son intensité mais a perduré au moins 9 mois sur 3 des 5 seuils situés en aval des travaux.

b) Le ruisseau du Pas de l'âne à Vignoc (35)

La profondeur d'oxygénation des sédiments a été mesurée sur chacun des 3 secteurs (contrôle, amont et aval) à 3 saisons avant restauration (hiver 2017/2018, printemps, été 2019) ainsi qu'à 3 saisons après aménagement (été, automne et hiver 2020). La campagne du printemps 2020 n'a malheureusement pas pu être réalisée à cause du confinement lié au Covid. Contrairement au ruisseau de Malville, la zone de travaux n'a pas permis d'effectuer un suivi de 5 seuils en aval des travaux car un seul seuil était accessible (noté aval). De plus, les 3 seuils suivis pour les invertébrés (seuils A, B et C) ont également fait l'objet d'un suivi.

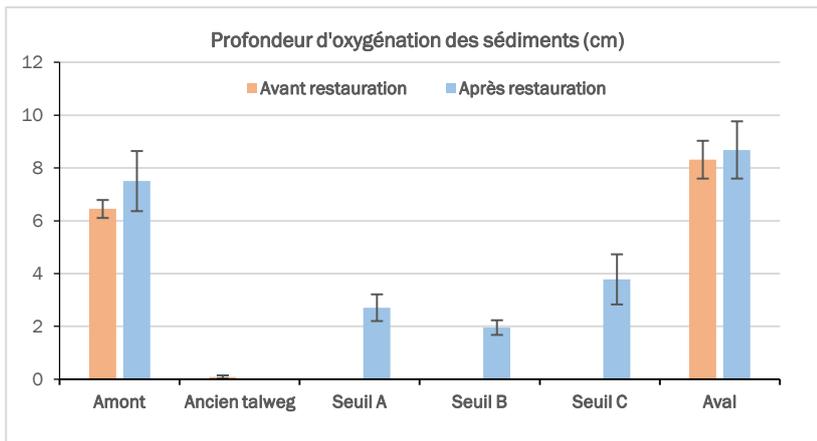


Figure 56. Profondeur moyenne d'oxygénation (\pm ET) sur chaque station du ruisseau du Pas de l'âne (Vignoc, 35)

Le suivi de la profondeur d'oxygénation (Figure 57) montre un colmatage rapide et important des seuils du nouveau talweg dont la profondeur d'oxygénation est, comme pour le ruisseau de Malville, plus faible que celle des stations de contrôles dès la première année après les travaux. Les différences de colmatage des sédiments entre le nouveau talweg et les stations de contrôles est plus important sur le ruisseau du Pas de l'âne par rapport ce celui de Malville, une possible explication serait soit une érodabilité plus importante des berges, soit la période de restauration (fin novembre) juste avant les hautes eaux hivernales.

De plus, les travaux ne semblent pas avoir entraîné une augmentation du colmatage des seuils en aval car la profondeur d'oxygénation ne varie pas après travaux.

- ⇒ La vitesse de colmatage du nouveau talweg par des sédiments fins est très rapide avec une profondeur d'oxygénation inférieure à celles des tronçons de contrôle après moins de 6 mois. Apport de sédiments fins induit probablement à l'érosion des berges
- ⇒ La période des travaux (début de l'été ou fin de l'automne) pourrait avoir un effet en accentuant le colmatage via l'érosion des berges ; si la restauration se fait juste avant les périodes de hautes eaux (hiver/printemps) et qu'elle ne permet pas la stabilisation des berges par la végétation
- ⇒ L'impact des opérations de remise dans le talweg sur le colmatage du lit de la rivière en aval ne semble pas important et, lorsqu'il est visible, il est limité dans le temps à quelques mois.
- ⇒ La profondeur d'oxygénation des sédiments par la méthode des bâtons est un outil très intéressant pour suivre la dynamique de colmatage du nouveau talweg à court et moyen termes. Il pourrait être largement déployé pour suivre ce type de restauration

3.4. Propositions de suivis

3.4.1 Pour les macrophytes

Les études réalisées ont pu mettre en évidence une certaine inadaptabilité de l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière pour l'évaluation de l'efficacité des opérations de gestion, du fait même du cadre conceptuel de l'indice (évaluation de la qualité trophique de l'eau et non de l'hydromorphie des milieux) et de sa mise en œuvre (trop faible diversité macrophytique sur les sites, fréquente dans les petits cours d'eau amont de bassin versant). Toutefois, la composition de la flore aquatique, dont les données sont acquises lors de la mise en application de l'indice, semble bien sensible à ces opérations de restauration. L'application de l'indice nécessite l'identification des végétaux à un niveau taxonomique élevé (espèces ou genre pour les algues non charophytes). Pour ce faire, l'utilisation de matériel optique (loupe et microscope) est indispensable. Des formations, à l'application de l'indice et à l'identification des macrophytes sont proposées annuellement par Agrocampus Ouest dans le cadre de la formation continue des personnels. Les enseignements du programme BERCEAU nous permettent de proposer une liste d'indicateurs de suivis simplifiés sur les macrophytes dans le cadre des opérations de restauration en rivière. La difficulté de l'exercice réside en ce que la simplification ne conduise pas à trop de perte d'information. Les rangs taxonomiques retenus sont divers : depuis les groupes fonctionnels (hélophytes et hydrophytes) aux groupes taxonomiques (algues brunes, algues vertes, bryophytes) et ce à différents niveaux (certains taxons particuliers nécessitant l'identification au rang d'espèce au vu de leurs particularités écologiques et bio-indicatrices) mais ne nécessiteront pas d'observation microscopique (le recours à une loupe, même de terrain, étant toutefois conseillé). Les identifications de végétaux pourront se réaliser à l'aide de diverses flores dont une liste (pour la mise en œuvre de l'indice IBMR) est proposée en Annexe I.

a) Positionnement des relevés

Quel que soit l'objet du suivi, le suivi d'une station témoin en amont permettra d'appréhender les variations floristiques liées à la variabilité interannuelle.

Dans le cadre du suivi d'un éventuel rejet entraînant un changement de la chimie des eaux, deux stations seront mises en place, l'une à l'amont (témoin) et l'autre à l'aval proche du site de rejet supposé. Afin de permettre de mieux estimer l'impact sur la qualité de l'eau, on positionnera les deux stations de relevé de manière à ce que les paramètres mésologiques (écoulements, substrats, éclaircissements) y soient le plus comparable possible. L'évolution de la comparaison de la station aval par rapport à la station amont sera alors indicatrice.

Dans le cadre du suivi d'une remise dans le thalweg, une ou plusieurs stations de relevés seront positionnées dans la zone restaurée. Une (ou deux) station(s) amont sera également suivie, en tant que témoin, afin d'établir une composition floristique potentielle de la zone de remise en thalweg et d'y suivre les variations floristiques interannuelles.

Si les travaux concernent un remaniement de l'hydromorphie d'un site en particulier, le suivi de l'amélioration de la qualité du milieu du tronçon de cours d'eau pourra être évalué par l'évolution comparée d'une station aval à une station amont (positionnée dans des conditions mésologiques similaires) ; l'évolution de la qualité du milieu restauré pourra être suivie via une station positionnée directement dans la zone restaurée, de la même façon que lors d'une remise dans le thalweg.

b) Surface du relevé

Le relevé se réalisera sur la zone en eau au moment de l'étude. Seuls les macrophytes ayant à minima les pieds dans l'eau seront pris en compte (exclusion des espèces de berge). Le relevé se fera sur toute la largeur du lit en eau sur une unité d'observation de quelques dizaines de mètres linéaire (de 20 à 50m, la plus grande longueur étant recommandée).

c) Période d'observation

Les suivis se feront préférentiellement pendant la phase de développement de la végétation, de juin à début ou mi-octobre. Un passage pourra être effectué sur cette période, ou, afin d'optimiser le suivi, en début de recolonisation par exemple, deux fois par an, au printemps et en début d'automne. Une certaine saisonnalité étant en jeu dans la composition floristique, le suivi sera répété à des dates proches sur les différentes années lors d'un suivi pluriannuel.

d) Fréquence d'observation

Il est souvent primordial d'effectuer des relevés initiaux avant travaux afin d'identifier les espèces et communautés en place et d'ainsi pouvoir évaluer l'impact des travaux sur leur présence ou abondance. Le suivi pourra ensuite démarrer précocement, dès la fin des travaux, et s'étaler sur une période de 2 à 3 ans avec une fréquence annuelle ou biannuelle, puis s'établir sur du plus long terme avec un pas de temps rallongé (tous les 3 ans par exemple) car l'évolution des communautés végétales après la phase assez rapide de recolonisation du milieu peut être un processus lent.

e) Méthode d'observation

Tout végétal aquatique formant des colonies visibles à l'œil nu (=macrophyte) est l'objet du relevé. La composition floristique (présence et abondance des différents groupes) sera évaluée par parcours de la zone, en zigzag, si possible au moyen d'un bathyscope afin de mieux observer le fond du cours d'eau. Au besoin, des échantillons seront prélevés pour observation, en ne prélevant qu'une partie de la touffe de végétation en place (respect de la biodiversité du site). Si ces échantillons doivent être analysés en laboratoire (observation sous loupe) ou conservés, on les placera dans des contenants individuels (piluliers) annotés. La conservation des échantillons pourra se faire 24 à 48h au frigo. Au-delà de ce laps de temps, les végétaux devront être fixés dans des solutions de conservation (alcool à 30° pour les algues, hépatiques à thalle et plantes vasculaires) ou mises à sécher en herbier (herbier sec comprimé pour les plantes vasculaires, mise sous enveloppe après séchage pour les bryophytes).

L'évaluation de l'abondance de chacun des groupes ou taxons étudiés se fera par projection verticale de la végétation (vue du dessus). Une fiche d'aide à l'estimation des abondances est proposée en Annexe III. Pour les faibles recouvrements, on pourra calculer la surface colonisée comparée à la surface totale de la station. L'évaluation des abondances végétales pourra se faire au moyen de classes ou des pourcentages bruts de recouvrement (cette dernière solution étant recommandée).

f) Indicateurs suivis

La fiche de relevés macrophytes est proposée en annexe II.

Un premier cartouche concerne le repérage de la station (nom du cours d'eau, nom de la commune, localisation GPS), du relevé (date du relevé, nom des opérateurs) et des aménagements (type d'aménagement, date des travaux et position de la station par rapport à l'aménagement).

Un second cartouche permet de récupérer les informations liées à la mésologie qui permettront d'explicitier le développement de la végétation. Y seront renseignés :

- la géologie,
- la longueur de la station (comprise entre 20 et 50m),
- le type d'éclairement (très fort, fort, moyen, faible, très faible) sur la station et l'abondance de l'ombrage de la ripisylve selon 5 classes (100-80% ; 80-60% ; 40-60% ; 20-40% ; 0-20%),
- la vitesse dominante des écoulements selon 5 classes [très forte ($V \geq 1$ m/s) ; forte ($0,5 \leq V < 1$ m/s) ; moyenne ($0,2 \leq V < 0,5$ m/s) ; faible ($0,05 \leq V < 0,2$ m/s) ; très faible ($V < 0,05$ m/s)],
- le type de granulométrie du lit dominant (visible du dessus) : grossière (rochers, blocs, pierres) ; mixte (pierres, graviers, sables) ; fine (sables) ; très fine (limons et argiles),

- le(s) faciès d'écoulement dominant(s) [radiers, plat courant, plat lent, mouille ou autre à préciser],
- des indications sur la profondeur de l'eau : moyenne (estimée) et type de distribution (homogène ou ≤hétérogène).

Le troisième et dernier cartouche de cette fiche de terrain concerne les renseignements à acquérir sur la végétation. Il s'agit principalement de recenser et d'identifier l'abondance de différents groupes taxonomiques. Cette abondance peut être renseignée en pourcentage de recouvrement brut ou selon 5 classes de recouvrements [1 : <1% ; 2 : 1-10% ; 3 : 10-25% ; 4 : 25-50% ; 5 : 50-100%]. Le type de mesure est à préciser en début de ce troisième cartouche. Une fiche d'aide à l'estimation des recouvrements est proposée en Annexe III ; une clé d'identification simplifiée illustrée des macrophytes en Annexe IV. Y seront renseignés les abondances de :

- La végétation en place (végétalisation globale) en pourcentage brut de recouvrement. Cette donnée sera nécessairement ≤ à la somme de l'abondance (en % bruts) des différents groupes taxonomiques inventoriés du fait de la possible stratification de la végétation.
- Les hétérotrophes (champignons et bactéries) : présents sous la forme de paquets de filaments grisâtres ou blanchâtres (prenant parfois un aspect de coton hydrophile mouillé), ils sont indicateurs de forte dégradation trophique de l'eau.
- Les lichens : les lichens aquatiques, peu nombreux, se présentent sous la forme soit de lames foliacées présentant des faces de couleur un peu différente (dont la supérieure devient plus verte à l'humidification) soit de tâches foncées ou vertes (non rouges) incrustées, pouvant porter des organes de reproduction ressemblant à des pustules ou à des tâches plus foncées sur leur face supérieure. Ils sont principalement retrouvés sur des rochers et sont indicateurs de bonne qualité trophique du milieu.
- Les algues : ce groupe taxonomique comprend de nombreuses espèces, aux écologies (et donc valeurs bioindicatrices) très différentes. Il est donc indispensable de séparer a minima les différents groupes d'algues selon leur couleur. Le groupe est globalement héliophile, elles vont donc régresser en présence d'ombrage. En cas d'abondance de nutriments, ou de dysfonctionnement du cours d'eau, les algues peuvent se développer dans des proportions considérables, parfois sur des temps très courts (blooms).
 - algues brunes : ce sont des diatomées, principalement représentées dans les cours d'eau bretons, pour les filamenteuses, par les genres *Melosira* (Csi =10/20 ; Ei =1), *Diatoma* (Csi=12/20 ; Ei=2) et *Tabellaria* (Csi=6/20 ; Ei=2). Ces algues sont rencontrées dans des eaux de qualité trophique moyenne (oligo-méso à méso-eutrophes) et ont une valeur bio-indicatrice assez faible. Elles peuvent cependant proliférer transitoirement à la suite de travaux d'aménagement.
 - algues bleues ou cyanobactéries : ces algues forment des tâches au toucher doux voire gélatineux, d'un vert foncé bleuté à noir, pouvant se détacher du substrat et flotter à la surface de l'eau. Principalement représentées par les genres *Phormidium* (Csi=13/20 ; Ei=2), et *Oscillatoria* (Csi=11/20 ; Ei=1) dans les cours d'eau bretons, ces algues, à grande valence écologique, indiquent globalement une qualité trophique de l'eau moyenne.
 - algues filamenteuses vertes et brunes (Xanthophycées) de couleur macroscopique majoritairement verte) : ce groupe est très diversifié et principalement représenté dans les cours d'eau breton par les genres *Cladophora* (Csi=6/20 ; Ei=1), *Oedogonium* (Csi=6/20 ; Ei=2), *Rhizoclonium* (Csi=4/20 ; Ei=2) et *Vaucheria* (Csi=4 ; Ei=1), globalement indicateurs de dégradation trophique de la qualité d'eau.
 - Les algues rouges (incrustées ou filamenteuses) sont le plus souvent en cours d'eau bretons représentées par *Batrachospermum* (Csi=16/20 ; Ei=2), *Lemanea* (Csi=15/20 ; Ei=2) et *Hildenbrandia* (Csi=15/20 ; Ei=2). Ce groupe est globalement plutôt représenté par les taxons indicateurs de faible trophie des eaux (bonne qualité). À noter que *Hildenbrandia* est une algue encroûtante retrouvée en situations plus ou moins ombragées et que les

genres *Lemanea* et *paralemanea* (confondus ici) sont caractéristiques des milieux rhéophiles.

- Les algues characées, algues évoluées rameuses, sont rencontrées principalement en plans d'eau et sont donc exclues des groupes à rechercher en cours d'eau.
- Les bryophytes : ce groupe taxonomique comprend de nombreuses espèces, aux écologies (et donc valeurs bioindicatrices) très différentes. La plupart des espèces sont bioindicatrices de bonne qualité du milieu, de faible trophie des eaux et de vitesses de courant moyennes à fortes. Ce groupe à tendance sciaphile est caractérisé par une faible vitesse de croissance. L'habitabilité d'un site pour ce groupe est donc conditionnée par la présence de substrat stable (blocs, rochers, cailloux ou graviers stabilisés, terre et racines en berge). Une tendance existe entre les sous-groupes taxonomiques à présenter une polluo-tolérance croissante depuis les hépatiques à feuilles aux mousses et hépatiques à thalle. Ces sous-groupes devront donc être différenciés lors de l'inventaire.
 - Les hépatiques à thalle : Ce groupe, identifié par des plantes sans axe feuillé mais présentant un thalle semblable aux lichens (avec les deux faces vertes), est principalement représenté en cours d'eau par des espèces fixées (terre sur berge, cailloux et racines) dont la plupart seront hors de l'eau. Les espèces aquatiques [genres *Riccardia* (Csi=15/20 ; Ei=2) et *Pellia* (non cotée IBMR)], trouvées sur cailloux et racines, présentent des caractéristiques écologies trop variées pour en faire une généralité. Elles sont également constituées par des espèces libres flottantes (*Riccia fluitans*, *Ricciocarpos natans*), caractéristiques des eaux stagnantes et peu courantes, à la trophie plutôt élevée. Ces dernières espèces sont rattachées dans ce protocole aux plantes libres flottantes au vu de leurs écologies proches.
 - Les hépatiques à feuilles présentent une tige sur laquelle les feuilles, sans nervure, sont organisées sur deux rangées. La plupart des hépatiques à feuilles des cours d'eau breton [*Chiloscyphus polyanthos* (Csi=15/20 ; Ei=2), *Porella pinnata* (Csi=12/20 ; Ei=2) et *Scapania undulata* (Csi=17/20 ; Ei=3)] sont retrouvées dans des eaux méso à oligotrophes. Elles sont également plus ou moins rhéophiles.
 - Les mousses : le groupe des mousses aquatiques est très diversifié, leur morphologie est variable, caractérisée par une tige sur laquelle les feuilles sont organisées sur deux (dans ce cas les feuilles sont nervées) ou plus de deux rangées de feuilles. La plupart des espèces sont indicatrices de milieux rhéophiles et de faible trophie des eaux. Une exception principale à cette règle existe : *Leptodictyum riparium* (Csi=5/20 ; Ei=2), espèce ammoniacotolérante, indicatrice donc de dégradation de la qualité trophique des eaux.
- Les plantes libres flottantes comprennent à la fois des plantes à fleurs (diverses lentilles d'eau des genres *Lemna*, *Spirodela* et *Wolffia*), des fougères (*Azolla*) et des bryophytes (*Riccia*, *Ricciocarpos*). Tous ces végétaux sont caractéristiques des eaux stagnantes méso-eutrophes.
- Les plantes vasculaires héliophytes correspondent à des végétaux enracinés dans le cours d'eau et dont une partie de la plante émerge (« les pieds dans l'eau, la tête au soleil »). Ce sont des végétaux héliophiles. La surface de contact avec l'eau étant réduite par rapport aux plantes immergées, leur valeur bio-indicatrice (en terme de qualité trophique) sera réduite. On distingue deux grands sous-groupes, aux caractéristiques écologiques légèrement différentes :
 - Les héliophytes de cressonnières : ces plantes présentent généralement des feuilles divisées [*Apium nodiflorum* (Csi=10/20 ; Ei=1), *Nasturtium officinale* (Csi=11/20 ; Ei=1), *Oenanthe crocata* (Csi=12/20 ; Ei=2)...] et des valeurs d'indication de qualité trophique moyenne. Elles sont souvent retrouvées dans les petits cours d'eau de tête de bassin versant, de faible profondeur et débit de l'eau faible à moyen.
 - Les autres héliophytes : ils vont regrouper les grands héliophytes de type graminoides [*Sparganium erectum* (Csi=10/20 ; Ei=1), *Iris pseudachorus* (Csi=10/20 ; Ei=1), *Phalaris arundinacea* (Csi=10/20 ; Ei=1), *Phragmites australis* (Csi=9/20 ; Ei=2), *Typha latifolia*

(Csi=8/20 ; Ei=1), joncs...] et quelques autres formes d'hélophytes. Ces plantes sont plutôt caractéristiques des milieux lenticques et vont souvent se réfugier sur les bordures du cours d'eau à proximité des berges, où le courant est ralenti. Elles sont indicatrices de faible courant.

- Les plantes vasculaires hydrophytes fixées sont des végétaux enracinés dans le cours d'eau et dont la majeure partie de l'appareil végétatif est immergé (les feuilles pouvant flotter à la surface). La surface de contact avec l'eau étant très importante, leur valeur bio-indicatrice (en terme de qualité trophique) peut être importante. Ce groupe est d'une richesse taxonomique très importante avec des caractéristiques écologiques très différentes selon les espèces. Il est donc très difficile d'en faire des généralités d'un point de vue de l'écologie sinon que globalement le groupe est héliophile. On distinguera :

- Les hydrophytes à feuilles flottantes : comme leur nom l'indique, les plantes vont présenter des feuilles dont le limbe sera flottant. On séparera dans ce groupe, en fonction de la position d'attache du pétiole sur le limbe, les plantes de type nénuphars (attache décalée vers le centre du limbe, avec un limbe comme entaillé) des potamots à feuilles flottantes (attache sur le bord externe du limbe + présence de stipules à l'insertion des feuilles sur la tige). Ces espèces, caractéristiques des plans d'eau, sont indicatrices de conditions lenticques dans les cours d'eau (eaux stagnantes ou faiblement courantes). Leur valeur bio-indicatrice en terme de trophie est assez variée mais globalement moyenne ($8 < Csi < 12/20$).

- Au sein des autres hydrophytes immergés, on pourra différencier :

- Stuckenia pectinata*. Ce potamot à feuilles fines graminoides devra être différencié car malgré une amplitude écologique très large (eaux stagnantes ou courantes, méso-eutrophes à eutrophes) cette espèce est très résistante à la pollution trophique (Csi=2/20 ; Ei=2).

- Quatre espèces de callitriches peuvent être présentes en cours d'eau en Bretagne : *Callitriche hamulata* (Csi=12/20 ; Ei=1), *Callitriche platycarpa* (Csi=10/20 ; Ei=1), *Callitriche obtusangula* (Csi=8/20 ; Ei=2) et plus rarement *Callitriche stagnalis* (Csi=12/20 ; Ei=2). La qualité bio-indicatrice de ce groupe est centrée autour de la moyenne. Les deux dernières espèces sont plutôt retrouvées dans des vitesses de courant plus réduites. Si le genre est assez facilement identifié (touffes vert clair de plantes à feuilles opposées linéaires ou oblongues formant souvent une rosette en bout de tige, cette dernière flottant ou non à la surface de l'eau), la différenciation des espèces est souvent difficile sur le terrain et nécessite notamment une observation attentive des fruits avec si besoin une observation microscopique du pollen.

- Les renoncules dans les cours d'eau bretons correspondent principalement à l'espèce *Ranunculus penicillatus* var. *penicillatus* (la renoncule en pinceau) (Csi=12/20 ; Ei=2), caractéristique des habitats 3260-1 (Rivières à Renoncules) oligotrophes acides) et 3260-3 (Rivières à Renoncules oligo-mésotrophes à méso-eutrophes, acides à neutres) (Bensettiti et al., 2002). Repérées grâce à leurs feuilles très finement divisées et la production printanière de nombreuses fleurs blanches, les renoncules sont indicatrices de conditions rhéophiles.

- Finalement, les plantes exotiques envahissantes, si elles sont présentes sur le site, seront inventoriées. On pourra se servir pour leur identification de différentes flores (Bottner, 2009 et Dufin et al., 2010) et du Cahier naturaliste des espèces invasives en Bretagne (Haury et al., 2014). Un suivi spécifique pourra être initié en notant le recouvrement de la plante sur la station ou la surface colonisée et le recouvrement associé, voir un comptage du nombre de pied afin de suivre l'évolution des colonies. La colonisation du site par les espèces invasives est un risque important lors des travaux de restauration qui créent de nouveaux biotopes ouverts à tous les colonisateurs, les invasives étant fortement compétitrices. Des études dans les rivières européennes ont montré que c'est *Elodea canadensis* qui

était l'espèce la plus favorisée dans ces processus de recolonisation en rivière (Henry et al., 1996 ; Biggs et al., 1996).

Ce protocole d'échantillonnage proposé n'a malheureusement pas pu être testé pendant la durée du programme. Il conviendra donc d'être prudents dans l'interprétation des résultats, d'autant plus que cette méthode simplifiée du point de vue de l'identification taxonomique utilise des généralisations et donc de la perte d'information. Concernant l'identification taxonomique, le croisement des flores et le recours à des experts en cas de doute est fortement conseillé.

Les suivis de végétation se feront préférentiellement selon la présence des groupes taxonomiques et fonctionnels sur les stations et l'évolution de leur abondance dans le temps, en comparaison avec un témoin. Si la présence de l'espèce est souvent interprétable au vu des conditions écologiques de la station, son absence est souvent difficilement explicable et il faut bien tenir compte (i) de l'habitabilité de la station pour l'espèce et (ii) de la présence (ou non) de diaspores sur le bassin versant concerné.

En ce qui concerne les suivis de recolonisation, on pourra rechercher à suivre la dynamique de recolonisation des différents groupes selon la succession précédemment établie, de manière à identifier la réussite de chaque étape, en identifier le pas de temps de réalisation et le comparer avec la littérature. La recolonisation pourra être estimée finalisée avec succès lorsque la végétation en place sera comparable d'un point de vue de sa composition floristique avec la situation observée sur un témoin, dans des conditions d'habitabilité comparables.

3.4.2 Pour les macroinvertébrés

Les études réalisées ont pu mettre en évidence une faible réponse des communautés de macroinvertébrés à la présence d'obstacle sur les cours d'eau de têtes de bassin suivis, et ce, malgré des conséquences visibles sur les habitats et les conditions hydrauliques. Une étude préliminaire est donc fortement conseillée afin de vérifier que l'impact des ouvrages sur les communautés de macroinvertébrés est visible. Toutefois, l'échantillonnage des communautés de macroinvertébrés pour l'IBG-DCE apporte également des connaissances importantes sur les pressions qui s'exercent sur les secteurs étudiés grâce à l'outil diagnostique, ce qui permet d'adapter les programmes de restauration pour prendre en compte non seulement les obstacles à l'écoulement mais aussi les autres pressions qui s'exercent sur les écosystèmes avant ou après la restauration. Il permet également de mesurer les écarts entre la richesse taxonomique des secteurs à restaurer et celle du secteur de contrôle en amont de la zone d'impact. Cet indicateur permet ainsi de réduire l'impact des variations interannuelles sur les résultats.

Dans tous les cas, il est vivement recommandé de prendre une station de contrôle en amont de la zone impactée car les variations interannuelles naturelles ou anthropiques sont très fortes et peuvent créer artificiellement des variations après la restauration qui ne sont pas directement liées à celle-ci. De plus, le site aval ne semble pas très perturbés par la présence des ouvrages sur nos petits cours d'eau de tête de bassin, certainement car les obstacles sont relativement petits et n'induisent pas de profond changement des conditions hydrauliques en aval. Dans ce cas de figure, il n'apparaît pas nécessaire de suivre les stations en aval des obstacles. Nous avons testé l'effet saison pour voir s'il y avait une période plus favorable pour mettre en évidence des changements, mais les résultats sont identiques que l'échantillonnage ait été fait au printemps ou l'automne.

Dans le cas particulier des remises en talweg, les invertébrés recolonisent très rapidement les nouveaux tronçons et leur suivi par des méthodes lourdes et coûteuses ne semble donc pas indispensable.

3.4.3 Pour les poissons

Dans ce paragraphe, nous aborderons les propositions de suivi pour la faune piscicole, mais aussi pour l'hydromorphologie des secteurs d'étude et pour la température qui expliquent localement les peuplements de poissons. Dans cette étude la qualité physico-chimique n'a pas été suivie (hormis quelques paramètres au moment des pêches : O₂ dissous, pH, conductivité, turbidité). Il pourra être

intéressant de s'assurer que la qualité de l'eau ne prime pas sur les autres paramètres environnementaux pour expliquer la faune piscicole en place.

a) Plan d'échantillonnage spatio-temporel des suivis

Concernant la stratégie d'échantillonnage **spatial**, les résultats de ce travail mettent en évidence la nécessité d'avoir deux secteurs de référence : un en amont et un en aval de l'aménagement. Pour le suivi d'une restauration de la continuité écologique, cela permet d'apprécier la colonisation d'espèces migratrices amphihalines ou non par comparaison de secteurs d'hydromorphologie comparable de part et d'autre du pont cadre. Un secteur sur le tronçon impacté morphologiquement par l'obstacle, soit juste en amont de ce dernier est indispensable pour apprécier les éventuels impacts positifs du rétablissement de la continuité sur les habitats piscicoles (Figure 58).

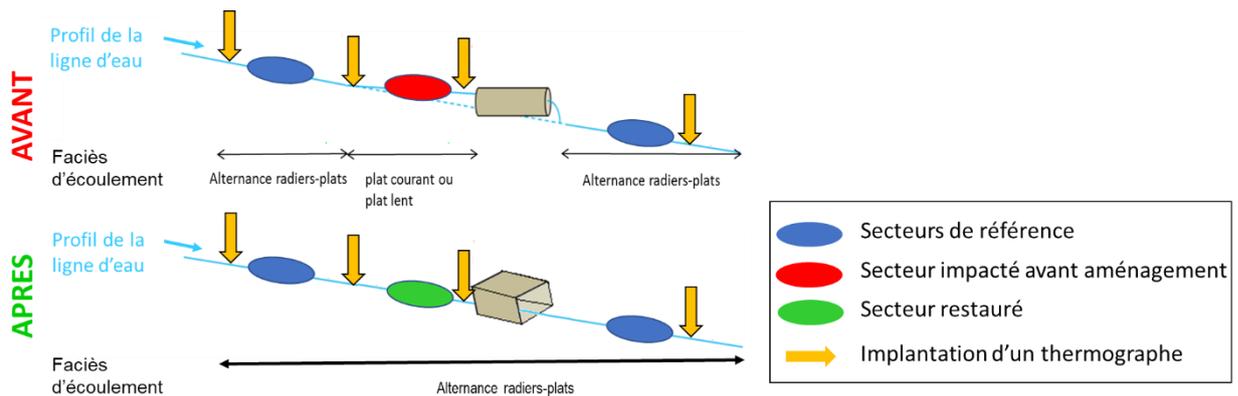


Figure 57. Positionnement des secteurs d'étude pour les peuplements piscicoles et les descriptifs hydromorphologiques en fonction de la configuration avant et après travaux de remplacement d'un busage par un pont cadre. Positionnement des thermographes

Pour les suivis des remises en talweg, les deux secteurs de référence permettent d'avoir des informations sur les populations sources disponibles, susceptibles de coloniser le secteur du tronçon remis en talweg. Avant travaux, nous suggérons de faire un suivi sur le tronçon qui sera court-circuité, voire comblé. Après travaux, il est indispensable de positionner un secteur de suivi sur le tronçon remis en talweg (Figure 59)

D'un point de vue **temporel**, il est évident qu'il faille faire un état des lieux avant l'aménagement. Rolan-Meynard et ses collaborateurs (2019) préconisent pendant 2 à 3 ans avant les travaux. Il n'est malheureusement pas souvent possible de le faire parce que les programmes de restauration se

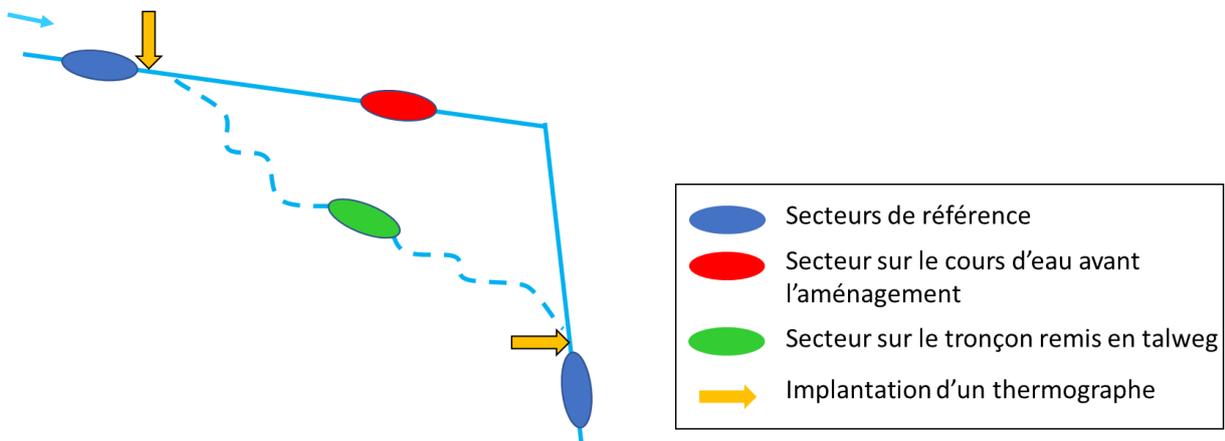


Figure 58. Positionnement des secteurs d'étude pour les peuplements piscicoles et les descriptifs hydromorphologiques en fonction pour le suivi d'une remise en talweg. Le secteur symbolisé en rouge est la plupart du temps comblé après aménagement. Positionnement des thermographes

décident parfois « en urgence » en fonction des opportunités. D'autre part, les coûts des opérations de suivi ne permettent pas toujours de financer de tels suivis. Un minimum de 1 an avant travaux est un minimum incompressible.

Pour le suivi post aménagement, les résultats de l'étude mettent en évidence, que des suivis 3 ans après travaux ne sont pas suffisants pour en apprécier l'efficacité. En effet, selon les conditions locales (pente sur le tronçon aménagé, géologie, conditions hydro-climatiques, ...), la « stabilisation » des habitats aquatiques peut être longue. En amont d'un obstacle aménagé (pont cadre), l'érosion régressive conduisant à de nouveaux faciès d'écoulement peut être rapide (moins de 2 ans pour le Dour Traou Breuder) ou beaucoup plus lente (cas du ruisseau de Pontplaincoat). Pour les remises en talweg, cette stabilisation de l'hydromorphologie peut aussi être assez longue qu'il y ait ou non recharge en granulats. Nous préconisons un suivi post restauration d'environ 10 ans avec un pas de temps de 2 à 3 ans entre chaque suivi, soit à n+1, n+3, n+5, n+7 et n+10. Cela permet de suivre la dynamique des peuplements piscicoles, mais aussi de l'hydromorphologie. De surcroît, ce suivi régulier permet de palier les résultats particuliers d'éventuelles années atypiques d'un point de vue hydro-climatique. Ces recommandations vont dans le sens de celles préconisées par Rolan-Meynard et al. (2019) qui suggèrent au moins 7 ans après travaux.

b) Inventaire piscicole

La note d'IPR ne semble pas très adaptée pour mettre en évidence d'une part les effets négatifs des obstacles de faible hauteur dans les petits cours d'eau et d'autre part les aménagements (ponts cadre) visant à restaurer la continuité écologique. Cependant, l'analyse des valeurs et des scores des différentes métriques sur lesquelles se base l'IPR apportent de premières informations. L'IPR est un outil qui fournit une évaluation globale et synthétique de l'état des peuplements piscicoles. Il ne peut en aucun cas se substituer à une étude détaillée destinée à préciser les impacts d'une perturbation donnée (Belliard et Roset, 2006). En effet, dans ce travail, l'analyse détaillée des résultats des inventaires piscicoles permettent de mettre en évidence les impacts des aménagements des obstacles sur les poissons. Concernant les suivis des remises en talweg, les valeurs prises par l'IPR n'apportent aucune information 1, 2 ou 3 ans après l'aménagement. De façon plus générale, une diagnose se basant sur les abondances, les biomasses, les structures en tailles ou en âges des populations, la richesse du peuplement, ... (Rolan-Meynard et al., 2019) est plus pertinente. Par rapport au protocole de terrain préconisé pour l'IPR, il est proposé quelques ajouts lors des inventaires piscicoles et lors de l'exploitation des résultats :

- Réaliser un second passage, en plus de celui nécessaire à l'IPR pour : (1) pouvoir évaluer les effectifs des populations (méthodes d'estimation du type, De Lury, Carle et Strub) (2) avoir plus de chance d'inventorier des espèces en très faible abondance ou à capturabilité faible et dont la présence peut être malgré tout un indicateur dans l'analyse d'un processus évolutif sur plusieurs années.
- Si les faciès d'écoulement sont d'assez grande longueur, il serait opportun de distinguer dans les captures à l'électricité ces différents faciès. Sans subdiviser l'intégralité du secteur de pêche, distinguer au minimum un faciès lotique (de type radier par exemple) et un faciès lentique (plat lent).
- Concernant la biométrie, il est important de mesurer le plus d'individus possibles (et pas seulement les 30 premiers individus comme proposé par Belliard et al (2012). Bien entendu quand il y a un nombre considérable d'individus d'une espèce, il est suggéré de faire des lots pour ne pas trop alourdir le suivi. En effet, nous avons montré que l'analyse des tailles des poissons de certaines populations (cas de l'anguille sur le ruisseau de Pontplaincoat) était un bon indicateur de l'impact d'un obstacle.
- De faire des mesures de poids individuels (pour les individus de taille suffisante) et de biomasses comme cela est fait en routine pour les opérations de calcul de l'IPR, Sur le long terme la biomasse, le taux de croissance d'une classe d'âge, Sont autant de métriques démographiques qui peuvent s'avérer intéressante
- De distinguer dans l'analyse des résultats concernant les salmonidés, un minimum de 2 classes d'âge (0+ an et $\geq 1+$ an) ou tout du moins de 2 catégories de tailles. En effet, les préférendums d'habitat évoluent avec la taille des individus (Haury et al, 1991). L'idéal serait de faire des

prélèvements d'écaillés pour séparer les différentes classes d'âge, mais déjà la distinction de 2 catégories d'individus apporte beaucoup d'informations.

c) Hydromorphologie

Les pêches à l'électricité réalisées pour faire des IPR sont accompagnées d'un descriptif sommaire des caractéristiques du secteur (Belliard et al, 2012). En effet, certaines données sont nécessaires pour le calcul des 7 métriques (valeurs théoriques et observées). Cependant, la précision de ces caractéristiques, si elle suffit pour le calcul de l'IPR, sont nettement insuffisantes pour les suivis des effets des aménagements. Notamment, deux points principaux sont à améliorer :

- La mesure de la surface en eau prospectée pour le calcul des abondances, qui est très approximative dans le protocole actuel pratiqué par les bureaux d'étude.
 - o La longueur de la station est mesurée sur une berge et vise notamment à avoir une longueur de prospection suffisante compte tenu de la largeur du cours d'eau. Une proposition est faite dans la fiche 9. Pour les cours d'eau sinueux, il est notamment suggéré de mesurer la rive droite et la rive gauche au niveau de l'eau et d'en faire la moyenne.
 - o Dix largeurs (en eau et de plein bord) sont en général mesurées à intervalles constant entre elles. Si ce nombre est suffisant pour calculer la surface en eau du secteur d'étude, la stratégie de mesure n'est pas adaptée pour estimer la surface de chacun des types de faciès d'écoulement. Une proposition est faite dans la fiche 9. Elle tient compte d'un découpage préalable du linéaire en faciès d'écoulement.
- L'évaluation du pourcentage de recouvrement du secteur par les différents types de faciès d'écoulement.
 - o Une estimation grossière des pourcentages de trois grands types de faciès est proposée par les bureaux d'étude. Elle n'est pas vraiment opérationnelle. Il ne serait pas raisonnable de proposer d'utiliser une distinction de 11 types de faciès comme celle de Malavoi et Souchon (2002). Le protocole CarHyCE (ONEMA, 2010) propose un regroupement en 4 grands types. Nous proposons sur la base des travaux réalisés sur des rivières bretonnes (Ombredane et al, 1995), de distinguer 6 types de faciès : Rapide, Radier-rapide, radier, Plat courant, Plat lent et profond.
 - o Une évaluation précise des surfaces de chacun de ces 6 types de faciès dans le secteur d'étude (voir fiche 9).

d) Température

Cette étude a mis en évidence l'impact des remises en talweg sur la température de l'eau (augmentation importante des températures maximales estivales). La littérature montre aussi le rôle de la ripisylve pour atténuer ces augmentations de la température.

Aussi, le suivi de ce critère est indispensable pour apprécier l'impact à court et moyen termes des aménagements. La pose d'enregistreurs de température, réglés pour des enregistrements à pas horaire, selon les modalités présentées aux figures 58 et 59, apportera des informations indispensables pour la compréhension de l'évolution des peuplements piscicoles.

Pour ne pas interrompre les séries chronologiques débutées dans ce programme de recherche, des enregistreurs laissés en place et des nouveaux ont été transmis aux gestionnaires des bassins versants étudiés.

3.4.4 Les autres indicateurs fonctionnels

a) La vitesse de décomposition de la litière

Les études réalisées ont pu mettre en évidence des réponses contrastées à la présence d'obstacle sur les cours d'eau de têtes de bassin suivis, et ce, malgré des conséquences visibles sur les habitats et les conditions hydrauliques. Comme pour les macroinvertébrés, une étude préliminaire apparaît donc indispensable pour vérifier que l'impact des ouvrages est visible. Cet indicateur semble très sensible aux conditions du milieu et les meilleures réponses ont été observées uniquement sur le site ne

subissant qu'une seule pression, celle de l'obstacle. Dans les autres cas, les pressions multiples semblent limitées la réponse de cet indicateurs à la restauration. De même, cet indicateurs peut être fortement et durablement (sur plusieurs mois) altéré par les crues hivernales, il est donc recommandé de ne l'utiliser qu'en début d'hiver et avant les crues printanières.

Dans tous les cas, il est vivement recommandé de prendre une station de contrôle en amont de la zone impactée car les variations interannuelles naturelles ou anthropiques sont très fortes et peuvent créer artificiellement des variations après la restauration qui ne sont pas directement liées à celle-ci.

Dans le cas particulier des remises en talweg, les invertébrés recolonisent très rapidement les nouveaux tronçons et leur suivi par la décomposition de la litière ne semble donc pas utile.

b) le colmatage du sédiment

Parmi tous les indicateurs suivis dans ce projet, le suivi du colmatage des sédiments est certainement celui qui a été le plus efficace. Cela n'est pas surprenant au vu de l'impact des ouvrages sur le stockage de particule fine en amont des obstacles. Cet outil qui théoriquement est très adapté à ce type d'impact s'est donc révélé très performant aussi bien avant que après restauration des cours d'eau. Il a ainsi permis de confirmer le décolmatage des sédiments ainsi que la mise en évidence de la dynamique (saisonniers et annuelle). Il s'est également montré sensible aux variations à petite échelle avec des variations visibles sur quelques mètres. Il peut donc être appliqué sur des petits ouvrages aussi bien que pour des suivis de dynamiques de recolmatage lors d'opération de recharge de sédiments ou de remis en talweg afin de comprendre la dynamique de recolmatage et d'estimer la pérennité de ce type d'opération. Les variations saisonnières étant importantes, nous préconisation un suivi saisonnier lorsque cela est possible ou au moins un suivi aux périodes critiques de la reproduction des salmonidés *a minima*. Les bâtons utilisés par cet indicateur peuvent également servir à suivi les flux de dépôt ou d'érosion des sédiments. En effet l'extrémité supérieurs des bâtons, placée au raz du sédiment peut servir de repaire pour connaitre l'épaisseur de sédiment qui se dépose au-dessus lorsque celle-ci est recouverte de sédiment ou au contraire l'érosion du sédiment lorsque celle-ci dépasse du sédiment au moment du retrait.

Conclusion partie 1

SUIVIS DES OPERATIONS DE RESTAURATION A L'AIDE DES BIO-INDICATEURS

- ⇒ Les sites sélectionnés présentent des contextes variés tant dans la nature que dans l'intensité des stress, souvent multiples qui s'exercent. De ce fait, **le stress lié aux ouvrages, à l'exception de celui exercé sur les communautés piscicoles n'est pas nécessairement le stress le plus intense.** Pour tous les compartiments, la réponse des bioindicateurs normalisés était souvent faible avant la restauration.
- ⇒ Les bioindicateurs reconnus pour la DCE **ne sont pas adaptés à mettre en évidence les impacts des petits ouvrages**, quel que soit le bioindicateur choisi (macrophyte, invertébrés et poissons).
- ⇒ Les bioindicateurs restent toutefois **efficaces pour établir un état des lieux précis de l'état écologique des cours d'eau à l'échelle des tronçons**, même si ils ne discriminent pas ou mal l'impact des petits ouvrages. Ils sont aussi très complémentaires entre eux en apportant des réponses à court terme (invertébrés), moyens (macrophytes) et long termes (poissons).
- ⇒ Même si les bioindicateurs eux-mêmes sont peu performants, **les données collectées pour le calcul de ces bioindicateurs apportent des informations utiles** pour le diagnostic de l'impact des ouvrages et l'effet des restaurations. Ainsi l'identité des macrophytes, l'abondance et la taille de certaines espèces piscicoles ou la diversité des invertébrés sont à même d'identifier des impacts ou des effets de la restauration plus efficacement que les bioindicateurs eux-mêmes.
- ⇒ Les bioindicateurs fonctionnels non reconnus pour la DCE apportent des résultats contrastés. **La mesure du colmatage des sédiments à l'aide de bâtons en bois s'avère très efficace pour estimer le colmatage et la dynamique de décolmatage après restauration.** En revanche, la décomposition de la litière s'avère plus délicate à utiliser et pas toujours adaptée en condition de stress multiples.
- ⇒ Avant d'utiliser des bioindicateurs, il est donc **primordial d'effectuer un suivi avant arasement pour vérifier que ceux-ci sont adaptés et efficaces pour mettre en évidence les perturbations.**
- ⇒ Dans le cadre d'un suivi d'opération de restauration, **il est capital de garder une (voire deux) station de contrôle** non impactée car les fluctuations interannuelles sont souvent plus fortes que les effets de la restauration elle-même.

Bibliographie partie 1

- Amoros C., Elger A., Dufour S., Grospretre L., Piégay H., Henry C. (2005). Flood scouring and groundwater supply in rehabilitated side-channels of the Rhône River, France: Sedimentation and aquatic vegetation responses. *Large Rivers* 15. <https://doi.org/10.1127/lr/15/2003/147>.
- Archaimbault V., Dumont B. (2010). L'indice biologique global normalisé (IBGN): principes et évolution dans le cadre de la directive cadre européenne sur l'eau. *Sciences Eaux and Territoires: la Revue du IRSTEA*, 1, 36-39
- Bensettiti F., Gaudillat V., Haury J. (2002). « Cahiers d'habitats » Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 3 - Habitats humides. MATE/MAP/ MNHN. Éd. La Documentation française, Paris, 457 p. + cédérom.
- Belliard J., Roset N. (2006). *L'indice poissons rivière (IPR)- note de présentation et d'utilisation*. Rapport du Conseil Supérieur de la Pêche (Paris), 18p.
- Belliard J., Ditché J.M., Roset N., Dembski S. (2012). *Guide pratique de mise en œuvre des opérations de pêche à l'électricité dans le cadre des réseaux de suivi des peuplements de poissons*. ONEMA, 25 p. + annexes.
- Bernez I., Daniel H., Haury J., Ferreira M.T. (2004). Combined effects of environmental factors and regulation on macrophyte vegetation along three rivers in western France. *River Research and Applications*, 20.
- Biggs J., Corfield A., Gron P., Hansen H.O., Walker D., Whitfield M., and Williams P. (1998). Restoration of the Rivers Brede, Cole and Skerne: A joint Danish and British EU-LIFE demonstration project, V - Short-term impacts on the conservation value of aquatic macroinvertebrate and macrophyte assemblages. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 8(1), 241-255.
- Bond R.M., Stubblefield A.P., Van Kirk R.W. (2015). Sensitivity of summer stream temperatures to climate variability and riparian reforestation strategies. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 4, 267-279. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.07.002>.
- Bottner B. (2009). *Quelques plantes invasives aquatiques et terrestres observées sur le domaine public fluvial*. Institut d'Aménagement de la Vilaine, La Roche Bernard, 28p.
- Bowler D.E., Mant R., Orr H., Hannah D.M., Pullin, A.S. (2012). What are the effects of wooded riparian zones on stream temperature? *Environmental Evidence*, 1(1), 1-3. <https://doi.org/10.1186/2047-2382-1-3>.
- Brachet C., Magnier J., Valensuela D., Petit K., Fribourg-Blanc B., Bernex N., Scoulos M., Tarlock D. (2015). *Manuel sur la gestion et la restauration des écosystèmes aquatiques, dans les bassins des fleuves et des lacs*. RIOB - ONEMA - GWP - OIEAU. 95 p
- Carle F.L. Strub, M.R. (1978). A new method for estimating population size from removal data. *Biometrics*, 34, 621-630.
- Colas, F., Baudoin, J.-M., Gob, F., Tamisier, V., Valette, L., Kreutzenberger, K., Lambrigot, D., & Chauvet, E. (2017). Scale dependency in the hydromorphological control of a stream ecosystem functioning. *Water Research*, 115, 60- 73. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.061>
- Dany A. (2016) Accompagner la politique de restauration physique des cours d'eau : éléments de connaissance. *Agence de l'Eau, Rhône Méditerranée Corse*. 304 p
- De Lury D.B. (1947). On the estimation of biological populations. *Biometrics*, 3, 145-167.
- Denys G., Persat H, (2020). Le chabot commun ou chabot périalpin (pp 634-636) in Keith P., Poulet N., Denys G., Changeux T., Feunteun E., Persat H. (eds), *Les poissons d'eau douce en France -*

2nde édition, Biotopie Editions, Mèze ; Muséum national d'histoire naturelle, Paris (collection Inventaires et biodiversité), 704 p.

- Descloux, S., Datry, T., Philippe, M., & Marmonier, P. (2010). Comparison of Different Techniques to Assess Surface and Subsurface Streambed Colmation with Fine Sediments. *International Review of Hydrobiology*, 95(6), 520- 540. <https://doi.org/10.1002/iroh.201011250>
- Elliot J.M. (1994). *Quantitative ecology and the brown trout*, Oxford University Press, Oxford, New York and Tokyo. 286 pp.
- Fishpass (2018). *Pêche de sauvegarde et IPR dans le cadre de travaux de remise en fond de vallée sur l'Ise*, Rapport d'étude pour le SIBV Seiche, Laillé (Ille et Vilaine, France), 39 p
- Folegot S., Hannah D.M., Dugdale S.J., Kurz M.J., Drummond J.D. Klaare M.J., Lee-Cullin, Keller T., Marti E., Zarnetskef J.P., Ward A.S., Krause S. (2018). Low flow controls on stream thermal dynamics, *Limnologia*, 68, 157-167.
- Gob, F., Bilodeau, C., Thommeret, N., Belliard, J., Albert, M.-B., Tamisier, V., Baudoin, J.-M., Kreutzenberger, K. (2014). Un outil de caractérisation hydromorphologique des cours d'eau pour l'application de la DCE en France (CARHYCE). *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 20(1), 57- 72. <https://doi.org/10.4000/geomorphologie.10497>
- Grégoire Y., Trentia G. (2007). Influence de l'ombrage produit par la végétation riveraine sur la température de l'eau : un paramètre d'importance pour le maintien d'un habitat de qualité pour le poisson. Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, Secteur Faune Québec. Direction de l'aménagement de la faune de la région de la Chaudière-Appalaches, 23 p. + annexes.
- Hauray J., Clergeau P., coll Coudreuse J., et Pelloté F. (2014). Espèces invasives en Bretagne. Plantes et vertébrés continentaux. Agrocampus Ouest / MNHN. Cahiers Naturalistes de Bretagne. Editions Biotopie. 144p.
- Hauray J., Ombredane D., Baglinière J.L. (1991). L'habitat de la Truite commune (*Salmo trutta* L.) (pp 47-90) in "La truite - biologie et écologie", J.L. Baglinière et G. Maisse (Eds), INRA, Paris.
- Henry C.P., Amoros C., Bornette G., (1996). Species traits and recolonization process after flood disturbances in riverine macrophytes. *Vegetatio* 102, 13-21.
- Henry C.P., Amoros C., Roset N. (2002). Restoration ecology of riverine wetlands: a 5-year post-operation survey on the Rhône River, France. *Ecological Engineering* 18, 543-554.
- Hudin S. et Vahrameev P. (2010). Guide d'identification des plantes exotiques envahissant les milieux aquatiques et les berges du bassin Loire-Bretagne, Fédération des Conservatoires d'espaces naturels, 45 p.
- Jones, I., Growns, I., Arnold, A., McCall, S., & Bowes, M. (2015). The effects of increased flow and fine sediment on hyporheic invertebrates and nutrients in stream mesocosms. *Freshwater Biology*, 60(4), 813- 826. <https://doi.org/10.1111/fwb.12536>
- Laplace-Treytore C., Peltre M.C., Lambert E., Rodriguez S., Vergon J.P., Chauvin C. (2014). *Guide pratique de détermination des algues macroscopiques d'eau douce et de quelques organismes hétérotrophes*. Les Éditions d'Irstea Bordeaux, Cestas, 204 p.
- Lewis P.A., Klemm D.J., Thoeny W.T. (2001). Perspectives on use of a multimetric lake bioassessment integrity index using benthic macroinvertebrates. *Northeastern Naturalist*, 8 (2), 233-247.
- Lorenz A.W., Haase P., Janushke A., Hering D. (2018), Revisiting restored river reaches – Assessing change of aquatic and riparian communities after five years. *Science of the Total Environment*, 613-614, 1185-1195

- Malavoi J.R. (2003). Stratégie d'intervention de l'Agence de l'Eau sur les seuils en rivière. *Agence de l'Eau Loire-Bretagne*. 134 p
- Malavoi J.R., Souchon Y. (2002). Standardized description of streams and rivers channel geomorphic units: Qualitative description key and physical measurements. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 365/366, 357-372.
- Marmonier, P., Delettre, Y., Lefebvre, S., Guyon, J., & Boulton, A. (2004). A simple technique using wooden stakes to estimate vertical patterns of interstitial oxygenation in the beds of rivers. *Archiv für Hydrobiologie*, 160, 133- 143. <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2004/0160-0133>
- Meyer A. (2012). Processus et dynamique de la recolonisation et de la biodiversité dans les bras du Rhin et autres cours d'eau restaurés de la plaine d'Alsace après reconnexion. Thèse de doctorat, Université de Strasbourg, 200p.
- Mondy C. P., Villeneuve B., Archaimbault V. & Usseglio-Polatera P., (2012). A new macroinvertebrate-based multimetric index (I2M2) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: A taxonomical and trait approach. *Ecological Indicators*, 18, 452-467. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.013>
- Mondy C. P. & Usseglio-Polatera P. (2013). Using conditional tree forests and life history traits to assess specific risks of stream degradation under multiple pressure scenario. *Science of The Total Environment*, 461- 462, 750-760. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.072>
- Navel, S., Mermillod-Blondin, F., Montuelle, B., Chauvet, E., Simon, L., Piscart, C., & Marmonier, P. (2010). Interactions between fauna and sediment control the breakdown of plant matter in river sediments. *Freshwater Biology*, 55(4), 753- 766. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02315.x>
- Oberdorff T., Pont D., Hugueny B., Belliard J., Berrebi Dit Thomas R., Porcher J.P. (2002 a). Adaptation et validation d'un indice poisson (FBI) pour l'évaluation de la qualité biologique des cours d'eau français, *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 365/366, 405-433.
- Oberdorff T., Pont D., Hugueny B. & Porcher J.P., (2002b). Development and validation of a fish-based index for the assessment of "river health" in France, *Freshwater Biology*, 47, 1720-1734
- Ombredane, D., Bardonnnet, A., Jegousse, L. (2011). Evaluation indirecte du colmatage des substrats en cours d'eau lotiques - Rapport final. Rapport Convention INRA - ONEMA, INRA Rennes (France), 187 p.
- Ombredane D., Haury J., Chapon P.M. (1995). Heterogeneity and typology of fish habitat in the main stream of a breton coastal river (Elorn - Finistère, France). *Hydrobiologia*, 300/301, 259-268.
- ONEMA (2010). *CarHyCE : CARactérisation HYdromorphologique des Cours d'Eau Protocole de recueil de données hydromorphologiques à l'échelle stationnelle Version 1.0*. Document technique ONEMA, Collection Guide et protocole, 48 p.
- Pont D., Delaigue O., Belliard J., Marzin A. & Logez M., (2013). *Programme IPR+ - Révision de l'indice poisson rivière pour l'application de la DECE - Version V.2.0 de l'indicateur*. Rapport ONEMA- IRSTEA, Partenariat 2012 - action 37, 167 p. + annexes
- Riis T., Biggs B., Flanagan J.F. (2004). Colonisation and temporal dynamics of macrophytes in artificial stream channels with contrasting flow regimes. *Archiv für Hydrobiologie*, 159 (1), 77-95. <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2004/0159-0077>
- Rolan-Meynard M., Vivier A., Reyjol Y., Boutet-Berry L., Bouchard J., Mangeot P., Navarro L., Melun G., Moreira-Pellet B., Bramard M., Le Bihan M., Magand C., Laurent T., Vigneron T., Cagnant M., Bourrain X., Morel A., Kreutzenberger K. (2019). *Guide pour l'élaboration de suivis d'opérations*

de restauration hydromorphologique en cours d'eau. Agence française pour la biodiversité. Collection Guides et protocoles. 189 p.

Rutherford J.C., Marsh N.A., Davies P.M., Bunn S.E. (2004). Effects of patchy shade on stream water temperature: how quickly do small streams heat and cool? *Marine and Freshwater Research*, 55(8), 737-748. <https://doi.org/10.1071/MF04120>.

Sarriquet, P. E., Bordenave, P., & Marmonier, P. (2007). Effects of bottom sediment restoration on interstitial habitat characteristics and benthic macroinvertebrate assemblages in a headwater stream. *River Research and Applications*, 23(8), 815- 828. <https://doi.org/10.1002/rra.1013>

Souchon, Y., & Wasson, J.-G. (2007). Le bon état et le bon potentiel écologiques : La structure et le fonctionnement physiques, déterminants du fonctionnement biologique des cours d'eau. Nouveaux paramètres de surveillance. *Techniques Sciences Méthodes*, 2, 21- 29. <https://doi.org/10.1051/tsm/200702021>

Tachet H., Richoux P., Bournaud M., Usseglio-Polatera P. (2000). Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie. *CNRS éditions*. Paris. 2000.

Wasson J.G., Malavoi J.R., Maridet L., Souchon Y., Paulin L. (1995). Impacts écologiques de la chenalisation des rivières. Cemagref. 160 p



Fiche 9 : Caractérisation hydromorphologique des habitats piscicoles

Caractérisation hydromorphologique des habitats piscicoles

L'estimation précise de la surface prospectée lors d'un inventaire piscicole est indispensable pour appréhender la densité des populations de poisson présentes. Une caractérisation hydromorphologique minimale est elle aussi indispensable pour interpréter les caractéristiques de ces populations, compte tenu des préférences d'habitats des poissons. Les calculs des IPR et IPR+ nécessitent aussi un certain nombre de caractéristiques du secteur prospecté. Cette fiche propose un protocole pour décrire plus succinctement qu'avec le protocole Carhyce (AFB, 2017), les secteurs d'inventaires piscicoles tout en permettant l'évaluation de la qualité biologique via le calcul de l'indice poisson Rivière IPR.

FAISABILITE

- **Personnel** : 2 opérateurs
- **Temps pour le suivi sur site** :
 - fonction de la longueur du secteur et de sa complexité
 - 1h30 pour un linéaire de 60 m
- **Degrés de facilité** : Simple

Points importants

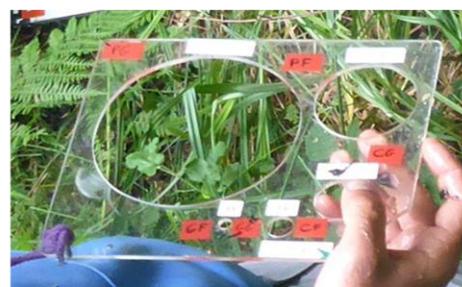
Afin de valoriser des inventaires piscicoles, certaines caractéristiques du secteur échantillonné sont indispensables :

- la mesure précise de la surface prospectée
- l'estimation des parts relatives de cette surface occupées par chacun des 6 types de faciès d'écoulement (①)

Les autres paramètres sont eux aussi informatifs, mais ils peuvent ne pas être mesurés en cas de limite de temps, dans la mesure où certains d'entre eux (profondeur et granulométrie notamment) font partie des critères d'établissement de la typologie des faciès d'écoulement.

Matériel nécessaire

- ✓ Double décimètre
- ✓ Télémètre laser (facultatif) pour les cours d'eau larges (> 5-10m) ou profonds
- ✓ Mire télescopique graduée ou un autre outil gradué en cm. Une toise de 1,5 m peut être fabriquée à partir d'un mètre de couturière souple fixé sur un tasseau avec des agrafes
- ✓ Granulomètre (facultatif)....
- ✓ Petits piquets colorés (30 à 50 cm) en plastiques ou bois (peints) pour les délimitations de faciès
- ✓ Feuilles de saisie de données
- ✓ Aide visuelle à l'estimation des pourcentages de recouvrement (Annexe 1)



Granulomètre (© Fishpass)

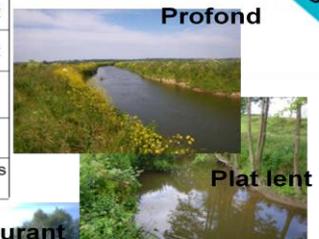
Mire télescopique (à droite) et toise (à gauche)

- Cette méthode peut s'adapter à tous les cours d'eau prospectables à pied
- La mise en œuvre du protocole doit se faire à l'étiage (pas trop sévère) pour une bonne distinction des faciès d'écoulement
- L'eau ne doit pas être trouble pour la pertinence des appréciations visuelles (exemple : granulométrie)

Protocole

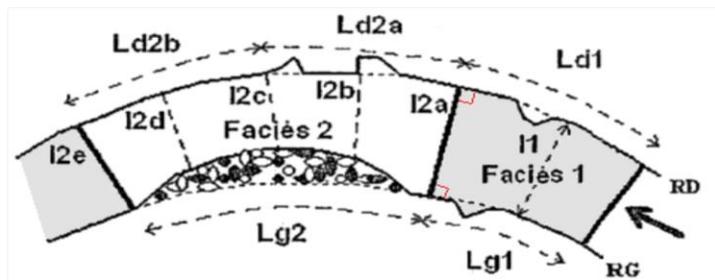
- 1 **Délimiter les faciès d'écoulement** du secteur d'étude (petits piquets colorés) sur une des berges selon la typologie suivante (d'après Ombredane et al., 1995) :

Type de faciès	Notations	Profondeur	Vitesse de courant	Granulométrie	Largeur	Écoulement de surface
Rapide	RAP	Moyenne à forte	Très forte	Très grossière, irrégulière	Inférieure	Turbulent
Radier-Rapide	RR	Moyenne	Forte	Grossière	Moyenne	Friselis, turbulent
Radier (ou seuil)	RAD	Faible à très faible	Forte	Grossière	Supérieure	Friselis, turbulent
Plat courant	PC	Moyenne à faible	Moyenne à forte	Grossière à fine	Moyenne	Friselis + laminaire
Plat lent	PL	Moyenne à forte	faible	Fine	Moyenne	Laminaire
Profond (ou mouille)	P	Forte à très forte	Très faible	Fine (+ parfois rochers)	Souvent supérieure	Laminaire (remous possibles)



Dans la plupart des cas, les faciès se succèdent longitudinalement. Si tel n'est pas le cas voir la procédure décrite en ⑦

- 2 En face de chaque limite de faciès, planter un petit piquet coloré sur l'autre berge de telle sorte que le transect positionné soit perpendiculaire au sens du courant et aux berges (ex : I2a et I2e)



- 3 **Estimation des longueurs des faciès** : mesurer les longueurs Rive droite (RD) et Rive gauche (RG) au décimètre (précision : 0,01 m) en appliquant les principes suivants :

- ne pas tenir compte des petites sinuosités locales
- faire les mesures au ras de l'eau
- faire les mesures du lit même s'il y a une surface exondée en berge (exemple Faciès 2 de la figure)
- Ne pas faire de mesures de plus de 6-8 m pour pouvoir intégrer la sinuosité du lit. Exemple sur la figure : décomposition en Ld2a et Ld2b de la longueur rive droite Ld concave du Faciès 2 ; La mesure de la longueur de la rive gauche convexe correspondante (Lg) est mesurée en une seule fois, mais aurait pu aussi être mesurée en 2 fois sur des linéaires correspondant aux longueurs Ld2a et Ld2b, La longueur du faciès est estimée par la moyenne des longueurs rive droite et rive gauche

- 4 **Estimation de la largeur moyenne en eau de chaque faciès** : Mesurer *a minima* la largeur en eau en début et en fin de faciès (sur des transects perpendiculaires aux berges)

- Si la longueur du faciès est inférieure à 5m et les largeurs homogènes, faire une largeur supplémentaire en milieu de faciès,
- Si la longueur du faciès est inférieure à 5m et les largeurs hétérogènes, faire plusieurs (2 à 3) largeurs supplémentaires à pas régulier,
- Si la longueur du faciès est supérieure à 5 m faire des mesures de largeurs à pas régulier de 5m en commençant à 2,5 m du début du faciès

4 suite

La largeur moyenne l moy du faciès se calcule de la manière suivante :

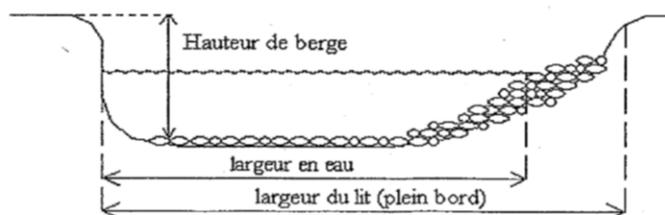
$$l_{moy} = (l_{deb} \times 0,5 + l_{fin} \times 0,5 + \sum l_i) / (n-1)$$

avec l_{deb} et l_{fin} = largeurs respectivement en début et fin de faciès,
l_i = largeur i au sein du faciès, n = nombre total de largeurs l_i au sein du faciès

Attention : si une partie centrale du transect est hors d'eau, en soustraire la largeur exondée à la largeur totale du transect

5 Estimation de la **largeur moyenne de plein bord de chaque faciès** :

- Utiliser la même démarche que pour la largeur en eau (cf ④)
- Procéder aux mesures en même temps que les largeurs en eau



6 Calcul de la **surface en eau de chaque faciès et du secteur d'inventaire**

- Surface du faciès = Longueur du faciès (cf ③) x largeur moyenne du faciès (cf ④)
- La surface du secteur est estimée par la somme des surfaces des différents faciès
- La largeur moyenne du secteur est estimée par : Surface du secteur / longueur du secteur (*)
(* la longueur du secteur correspond à la moyenne de la longueur rive droite et de la longueur rive gauche)

7 Si les faciès ne se succèdent pas longitudinalement, faire un plan et suffisamment de mesures pour pouvoir calculer la surface de chaque faciès

Faire un plan même si les faciès se succèdent longitudinalement peut s'avérer utile

8 La **profondeur** en eau de chaque faciès est estimée en mesurant avec la mire (précision : 1 cm) sur 5 à 10 profondeurs réparties à pas régulier sur un transect d'une largeur représentative du faciès. Par souci de gain de temps, on choisira un transect où une largeur a été mesurée au sein de chaque faciès,

9 **Granulométrie** de chaque faciès : Apprécier visuellement (1) la fraction dominante, correspondant au plus fort pourcentage de recouvrement, (2) la fraction sub-dominante et (3) la fraction accessoire (3ième pourcentage de recouvrement en partant du plus élevé)

- il est aussi possible de relever visuellement les pourcentages de recouvrement des différentes fractions granulométriques si cela semble plus facile. Les trois types de fraction (dominante, sub-dominante et accessoire) pourront être extraites de cette évaluation.
- Afin de recueillir des informations sur les potentialités de colmatage et des besoins de substrat de ponte et/ou d'habitats de certaines espèces piscicoles, les fractions granulométriques retenues sont les suivantes :

Classe de taille (diamètre en mm)	Fractions granulométriques	Code
< 0,0625	Limon, vase	L
0,0625 - 0,5	Sable fin	SF
0,5 - 2	Sable grossier	SG
2 - 16	Graviers	G
16 - 64	Caillou	C
64 - 128	Pierres fines	PF
128 - 256	Pierres grossières	PG
256 - 1024	Bloc	B
> 1024	Roche mère, Roches, Dalles	RM

Simplifié d'après l'échelle granulométrique de Wentworth (Ombredane et al, 2011 ; AFB, 2017)

10

La végétation aquatique étant un élément structurant des habitats aquatiques, il s'agit d'estimer visuellement le pourcentage de recouvrement (Annexe 1) des principales catégories (annexe 2) suivantes (le total faisant 100%) :

- % substrat nu
- % d'algues (filamenteuses)
- % de bryophytes
- % de phanérogames aquatiques (Renoncules Callitriches,...)
- % de phanérogames flottantes (lentilles d'eau, nénuphar, ...)
- % de phanérogames émergentes (type roseaux)

11

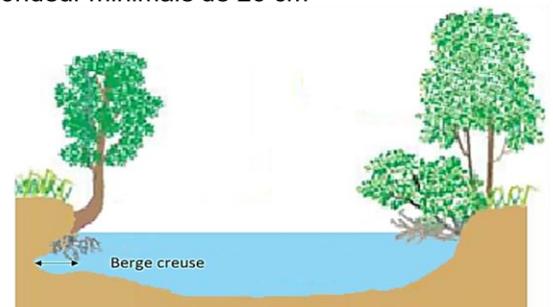
Parce que les **sous-berges creuses** sont des lieux de refuge et de repos pour les poissons, leurs linéaires sont mesurés en m. Ces « caches » potentielles sont exprimées en % du linéaire en berges creuses pour chacune des rives (gauche et droite) de chaque faciès. On ne considérera que les sous-berges d'un profondeur minimale de 20 cm

12

L'occupation des berges est décrite en prenant en compte 4 types :

- Sol nu : SN
- Herbacée : H
- Arbustif (Taillis- Ronce ; 0,5 – 2,5 m de haut) : T
- Arbre (> 2,5 m de haut) : A

Chaque berge est caractérisée pour les pourcentages de chaque type d'occupation des berges. La somme des pourcentages est égale à 100%



13

Une note d'**ombrage** est donnée à chaque faciès, Selon le % de la surface ombragée, les notes sont les suivantes :

0	: Ombrage nul	0%
1	: Très éclairé	<15%
2	: Peu ombragé	15-60%
3	: Très ombragé	>60%

14

Pour caractériser globalement le secteur d'étude certains paramètres sont des moyennes pondérées des valeurs prises dans chaque faciès. La pondération se fait avec les surfaces des faciès : profondeur h, % recouvrement en végétation aquatique, ombrage.

$$\text{Exemple : } h \text{ moyenne du secteur} = (\sum h_i \text{ moy} \times S_i) / \sum S_i$$

$$\text{avec } h_i \text{ moy} = \text{profondeur moyenne du faciès } i, S_i = \text{surface du faciès } i$$

Pour d'autres paramètres, la pondération se fait avec les linéaires des berges : % du linéaire en berges creuses, % de types de ripisylves.

Références

AFB, 2017, Carhyce - Caractérisation hydromorphologique des cours d'eau - Protocole de recueil de données hydromorphologiques à l'échelle de la station sur les cours d'eau prospectables à pied, AFB, Collection Guides et protocoles, 36 p, + annexes

Ombredane D., Bardonnnet A., Jégousse L., ONEMA, 2011. Evaluation indirecte du colmatage des substrats en cours d'eau lotiques - Rapport final, Rapport Convention INRA - ONEMA, INRA Rennes (France), 187p

Ombredane D., Haury J., Chapon P.M., 1995. Heterogeneity and typology of fish habitat in the main stream of a breton coastal river (Elorn - Finistère, France). Hydrobiologia, 300/301, 259-268

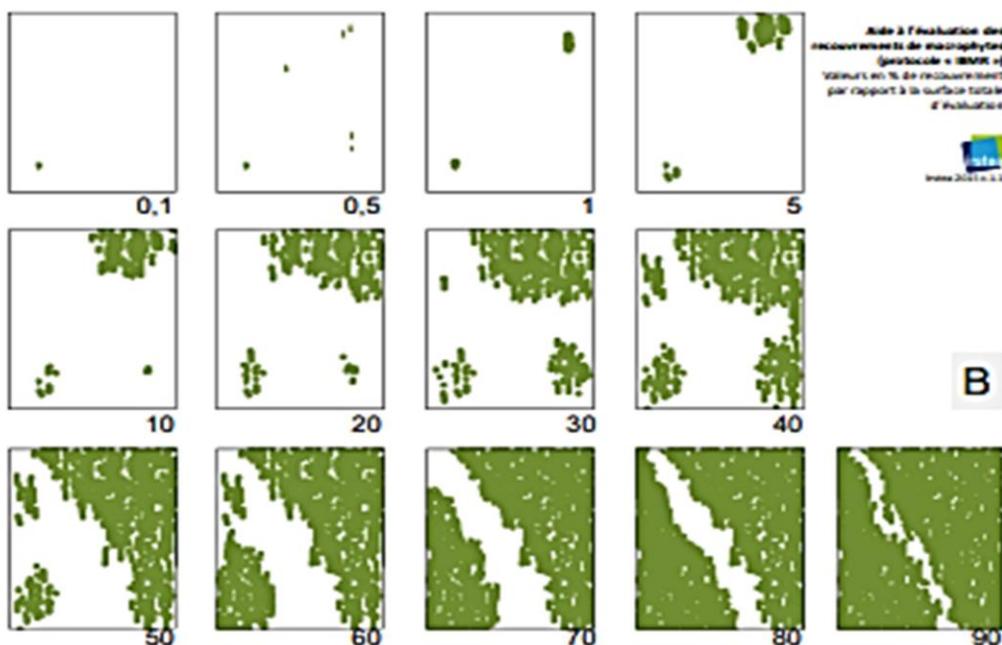
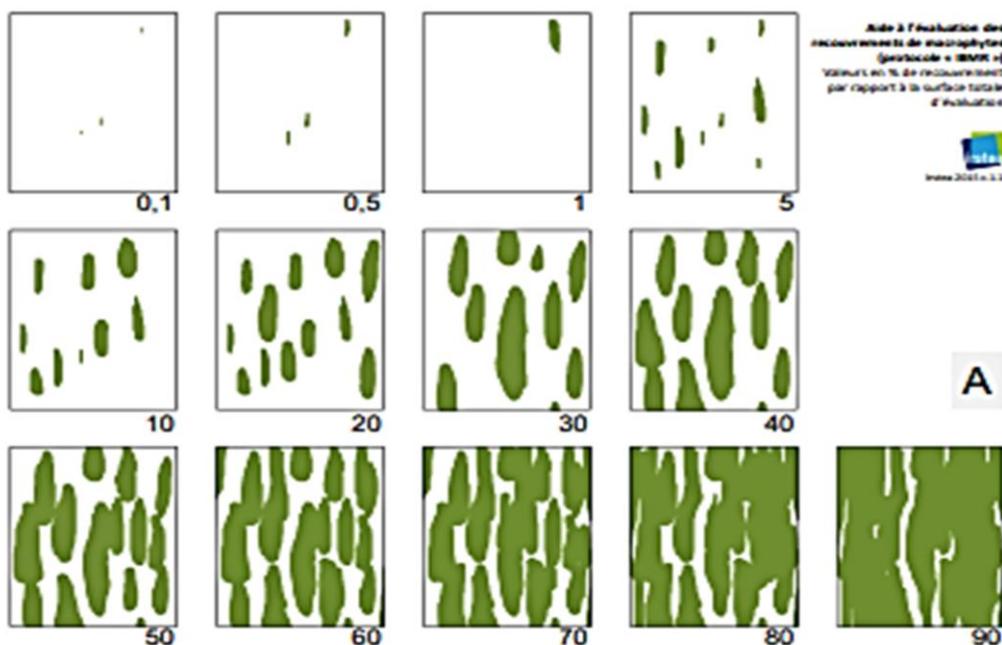
Fiche technique

N°9

Caractérisation végétation

Annexe 1

Aide à l'estimation visuelle des pourcentages de recouvrement.



IRSTEA, 2015, Schéma d'aide à l'évaluation des recouvrements V1.1., 2p. https://hydrobio-dce.inrae.fr/wp-content/uploads/2015/07/Schema_recouvrements_irstea2015_1.1.pdf (consulté le 16/03/2022)

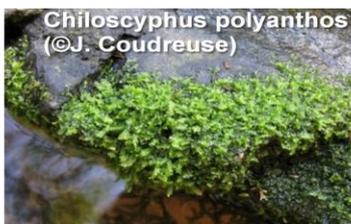
Annexe 2

Aide à la détermination des types de macrophytes

→ **Algues** : colonies de filaments submergés ramifiés ou non, en général vert, parfois un peu jaunâtre ou placages noirâtre bleuté. Pas de feuilles différenciées



→ **Bryophytes** : touffes submergées plus ou moins étendues, vert à vert noirâtre, généralement présence de feuilles, plantes de petite taille, sans fleurs visibles



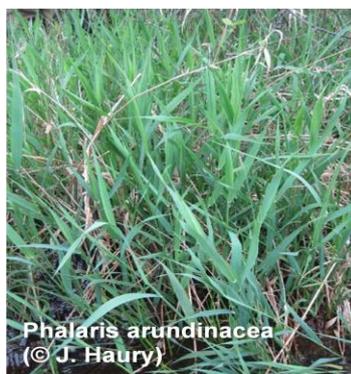
→ **Phanérogames aquatiques submergées**



→ **Phanérogames aquatiques flottantes**



→ **Phanérogames aquatiques émergentes** (seuls les pieds sont dans l'eau)



Décomposition de la litière

Fiche technique
N° 10
Décomposition de la litière

L'objectif de cette fiche est de montrer comment on peut suivre le bon fonctionnement des écosystèmes aquatiques avant et après restauration du cours d'eau en mesurant la fonction de décomposition de litière. En effet, ce processus écologique est indispensable au fonctionnement des écosystèmes aquatiques de tête de bassin versant et à l'avantage d'une part d'intégrer plusieurs composantes des écosystèmes, à savoir, les micro-organismes et les invertébrés et d'autre part, il est susceptible d'être altéré par des modifications physiques et/ou chimiques des cours d'eau. Il est ainsi largement utilisé en recherche depuis presque 30 ans pour évaluer le bon état des cours d'eau. Toutefois, son validation pour les suivis des opérations de restauration à petite échelle dans le projet BERCEAU (débusage, arasement de petits seuils) semble limité par une forte capacité de déplacement des invertébrés. Une application préalable à la restauration est donc nécessaire pour s'assurer que l'impact des ouvrages est bien visible.

FAISABILITE

Temps pour le suivi

∞ 1h sur site et 1h en salle

Degrés de facilité

☑ Simple

Plus-value pédagogique

+++

- Cette méthode peut s'appliquer à tous les types de milieux aquatiques (y compris en eau stagnante).
- Elle doit impérativement être réalisée sur les mêmes types d'habitats pour être utilisée de manière comparative.
- La comparaison des zones de sédimentation à des zones d'érosion (où le courant est plus fort) n'aura aucun sens. La mesure doit être réalisée de préférence près des berges pour réduire l'hétérogénéité.

Matériel nécessaire

- ☑ Grillage plastique (vide de maille 5 mm) la fabrication des sacs
- ☑ Fil de pêche en nylon (∅ 0,4 mm minimum)
- ☑ Étiquettes étanches par numéroter les sacs
- ☑ Massette ou maillet
- ☑ Sardines ou piquets (20-30 cm) en fer pour fixer les sacs au sédiment
- ☑ En option : grillage (vide de maille 0.5 mm) pour mesurer la décomposition microbienne

☐ Conditions

5 sacs de litière par station

⌚ Durée d'exposition

De 1 à 3 semaines en fonction des sites

🕒 Fréquence

Périodicité annuelle, durant la période hivernale (mi novembre - fin mars)



Sacs fixés de litière à grosses mailles

Fabrication des sacs

- 1) Découper dans du grillage (∅ 5 mm) des rectangles de 24x12 cm. Plier le grillage en deux pour faire des carrés de 12 cm x12 cm et coudre 2 côtés à l'aide de fil de pêche en nylon.
- 2) Récupérer des feuilles d'Aulnes, fraîchement tombées à l'automne (ou les cueillir directement sur l'arbre juste avant leur chute) et les faire sécher dans le noir pendant plusieurs jours (5j minimum). Séchées, les feuilles se gardent plusieurs mois sans problèmes.
- 3) Peser des lots de feuilles séchées (2 à 4g par sac) avec une précision de pesée de 0,1g et les ré-humidifier 1h ensuite pour les faire ramollir.
- 4) Remplir les sacs avec une quantité connue de litière, y insérer l'étiquette de marquage, puis les refermer à l'aide de fil de pêche en nylon ou d'agrafes.

La décomposition est sensible à de nombreux facteurs, en particulier hydrauliques, il est donc important que l'exposition des litières soit réalisée en débit stabilisé et au moins 1 mois après une crue afin de permettre aux invertébrés de recoloniser le site. Il est fortement conseillé de réaliser cette mesure avant les crues hivernales et dès le mois de novembre si possible.

Protocole

- 1 Fixer 5 sacs par station au niveau des berges, sur le fond du cours d'eau à l'aide des piquets de fer en les espaçant le plus possible
- 2 Récupérer les sacs après 7 jours ou 3 semaines d'immersion (en fonction de la vitesse de décomposition supposée ou observée). Les sacs peuvent être retirés lorsque environ 50% à 75% des feuilles ont été décomposées.
- 3 Nettoyer les feuilles délicatement au doigt ou à l'aide d'un pinceau pour retirer un maximum de sédiments accumulés. Faire ensuite sécher les feuilles lavées à l'air libre et à l'obscurité pendant 3 ou 4 jours.
- 4 Peser les feuilles séchées restantes dans les sacs (± 0.1 g). Calculer ensuite la vitesse de décomposition de la litière (k) par la formule suivante :

$$k = \frac{\text{masse sèche initiale} - \text{masse sèche finale}}{\text{durée d'immersion des feuilles (en jours)}}$$

Sacs fixés sur le fond



Litière décomposée après 2 semaines d'immersion



📁 Protocole alternatif

🔹 Dans quel objectif ?

Suivre la décomposition de la litière par les microorganismes uniquement.

📁 Conditions

5 sacs de litière par station, vide de maille de 0,5mm

🕒 Durée d'exposition

1 mois minimum

📋 Etapes à suivre

La quantité de litière introduite dans les sacs doit être mesurée à une précision si possible de 0,01g car la décomposition microbienne est plus faible.

Les points **1**, **3** et **4** restent inchangés. Concernant le point **2**, les sacs sont récupérés après au moins 1 mois d'immersion (possiblement jusqu'à 2 mois) en fonction de la vitesse de décomposition.

Colmatage des sédiments

Cette fiche vous présente comment on peut estimer le degré de colmatage du sédiment à l'aide de la profondeur d'oxygénation des sédiments. Cette technique développée en Bretagne (Marrmonier et al. 2004) est efficace lorsque les sédiments ne sont pas trop poreux. Elle est de plus facile à mettre en œuvre et peu coûteuse. Elle peut ainsi servir efficacement à mesurer des degrés de colmatage avant et après des opérations de restauration hydromorphologique. Elle repose sur un principe simple, le colmatage des sédiments ralentit les écoulements de l'eau entre la surface et les sédiments. Ce ralentissement de l'eau se traduit par une consommation plus importante de l'oxygène par les microorganismes du sédiment, qui crée alors un abattement de la concentration en oxygène pouvant aller jusqu'à des phases très hypoxiques, ces zones hypoxiques sont alors visibles par la couleur que prend le bois s'y trouvant (allant du gris clair au noir) alors que le bois se situant en zone bien oxygénée garde sa couleur naturelle.

FAISABILITE

Temps pour le suivi

⌚ 1h sur site

Degrés de facilité

☑ Simple

Plus-value pédagogique

+++

- Cette méthode peut s'appliquer à tous les types de cours d'eau bretons.
- La comparaison des zones de sédimentation à des zones d'érosion (où le courant est plus fort) n'aura aucun sens. La mesure doit être réalisée de préférence loin des berges pour réduire l'hétérogénéité.
- Lorsque c'est possible, la mesure doit être réalisée au milieu ou en aval des seuils (zones de faible profondeur avec un courant plus fort), l'amont des seuils étant généralement colmaté de façon naturelle (effet filtre des seuils).

Matériel nécessaire



Tasseaux en bois (pin, sapin, chêne, hêtre) non traités (8-15 mm de diamètre)



Fil coloré (type câble électrique, fil débroussailleuse) pour le marquage des bâtons



Barre à mine de diamètre légèrement supérieur (moins de 5 mm) au diamètre des bâtons



Massette



Pince pour extraire les bâtons du sédiments



Exemple de bâtons avant (à gauche) et après exposition (à droite)

☑ Conditions

10 ou 3x5 bâtons par station

⌚ Durée d'exposition

1 mois

🕒 Fréquence

Périodicité annuelle, saisonnière ou mensuelle en fonction des objectifs du suivi

Fabrication des bâtons

- 1) Couper des bâtons en bois non traités d'une longueur de 30 cm à 40 cm (rivière à saumon uniquement puisque les saumons peuvent creuser à plus de 30 cm).
- 2) Faire un trou du même diamètre que le fil coloré à 1 cm d'une extrémité du bâton.
- 3) Accrocher le fil coloré au bâton en l'insérant dans le trou préalablement percé. Faire des spirales en l'enroulant sur un tournevis par exemple.

Exemple de bâton prêt à l'emploi



© DELMOTTE Maéva

Production de biofilm

Cette fiche vous présente comment estimer la production et la productivité du biofilm d'un cours d'eau ou d'un lac à l'aide de supports naturels ou de substrats artificiels. Attention à bien distinguer la quantité de biofilm disponible à un instant t (production) et la capacité d'un site à produire de la biomasse dans un temps donné (productivité) car production et productivité apportent des informations différentes sur le fonctionnement des écosystèmes. Dans le cas d'un suivi de restauration, il est préférable de mesurer la productivité du biofilm sur 1 mois à l'aide de substrats artificiels car elle correspond à une mesure de dynamique de production de ressources nutritives pour les invertébrés dans un temps défini alors que le biofilm présent sur des substrats naturels peut s'accumuler sur plusieurs mois voir plusieurs années et renseigne assez peu sur les variations temporelles.

FAISABILITE

Temps pour le suivi

⌚ 1h sur site

Degrés de facilité

☑ Simple

Plus-value pédagogique

+ +

- Cette méthode peut s'appliquer à tous les types de cours d'eau et lac peu profonds bretons.
- La comparaison des zones de sédimentation à des zones d'érosion (où le courant est plus fort) n'aura aucun sens. La mesure doit être réalisée de préférence loin des berges pour réduire l'ombrage et dans des zones calmes pour ne pas contraindre la croissance du biofilm.
- Attention à homogénéiser l'exposition à la lumière et au courant qui sont les principaux facteurs limitant

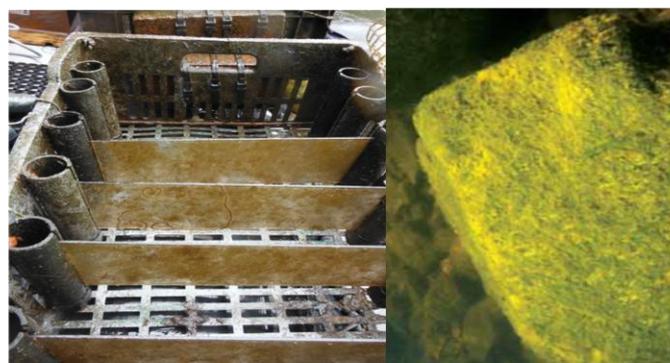
✓ Matériel nécessaire

Substrats artificiels le plus lisse possible (lame de verre, brique, ardoise). Prévoir supports pour les lames de verres

Lames de rasoir pour gratter le biofilm

✓ Balance de précision pour les pesées (au minimum ± 0.1 g)

✓ Règle graduée pour mesurer l'épaisseur du biofilm



Exemples de substrats lames de verre dans cagette plastique (à gauche) et brique immergée (à droite)

☐ Conditions

5 substrats par station

⌚ Durée d'exposition

1 mois

🕒 Fréquence

Périodicité annuelle, saisonnière ou mensuelle en fonction des objectifs du suivi. Période optimale de Mars à Novembre

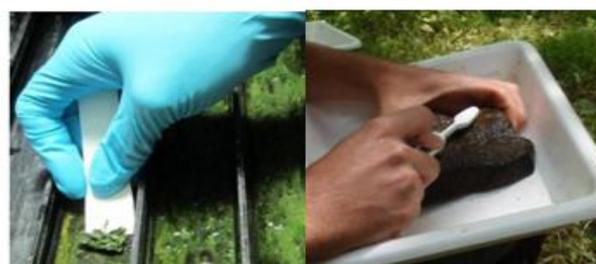
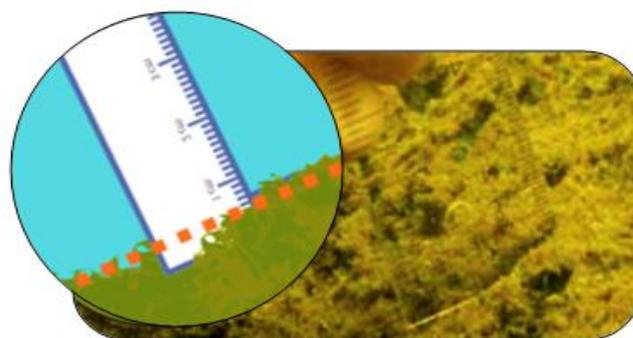
Fabrication des substrats

- 1) Prendre des lames de verre essais épaisse (2-3 mm) pour une surface minimale de 100 cm².
- 2) Fixer les lames verticalement dans des caisses plastiques à l'aide de tubes PVC fendus (voir photo ci-dessus)
- 3) Recouvrir la caisse plastique d'un grillage en plastique (mailles 1 à 2 cm) pour éviter la détérioration des lames par des poissons ou des débris charriés par le courant.
- 4) Pour les substrats lourds tels que les briques, les poser directement sur les sédiments.

La productivité de biofilm est fortement liée aux nutriments disponibles dans les milieux aquatiques, il s'agit donc d'un bon marqueur de risque d'eutrophisation. La mesure est toutefois très sensible au courant et à la disponibilité en lumière, il est donc essentiel d'homogénéiser autant que possible les conditions d'exposition des substrats à ces deux facteurs en évitant les zones les plus ombragées et de courant important (risque de dépôt sédimentaire et de contrainte hydraulique sur la croissance du biofilm). Pensez également à mesurer le biofilm qui se trouve sur la face des substrats la plus exposée à la lumière.

Protocole

- 1 Déposer les substrats à la surface des sédiments et parallèlement au courant pour éviter les dépôts sédimentaires
- 2 Après 1 mois d'exposition mesurer à l'aide d'une règle l'épaisseur du biofilm en maintenant le substrat dans l'eau (éventuellement dans un seau ou une baignoire)
- 3 Prendre une photo pour mesurer (logiciel traitement d'image) ou estimer (classe de recouvrement) la surface de recouvrement du biofilm.
- 4 Grattez le biofilm avec un cutter (surface lisse) ou une brosse à dents (surface rugueuse) sur une surface connue (cm²)
- 5 Faire sécher le biofilm dans une barquette en aluminium pour mesurer son poids sec (séchage pendant 24h à 60°C ou 5j à température ambiante).



Mesure de l'épaisseur du biofilm (en haut) et grattage du biofilm (en bas).



Les étapes 2, 3 et 4 sont des options, vous pouvez ne choisir que certaines de ces mesures. Par exemple la mesure de l'épaisseur ne peut se faire que si le biofilm est suffisamment important

☐ Protocole alternatif

◆ Dans quel objectif ?

Suivre la production de biofilm

☐ Conditions

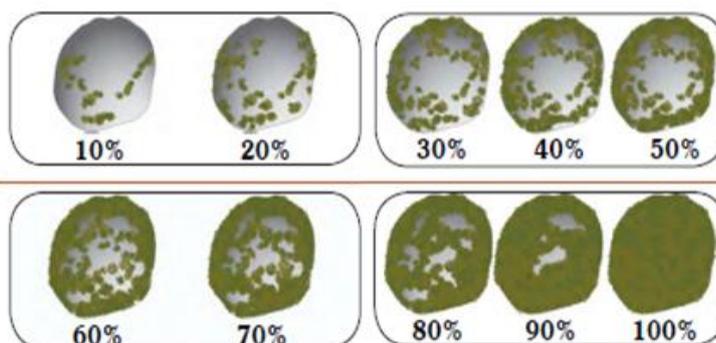
5 substrats naturels par station

⌘ Durée d'exposition

aucune

Etapes à suivre

Les points 2, 3 et 4 restent inchangés. Concernant le point 1, les substrats ne sont pas déposés puisque nous utilisons les substrats déjà en place.



Exemple de grille d'estimation du pourcentage de recouvrement.



PARTIE 2 :

RESTAURATION ECOLOGIQUE DES BERGES

Introduction partie 2

Le programme BERCEAU a permis à des acteurs de l'aménagement du territoire de travailler sur un projet commun avec des acteurs de la recherche appliquée, sur les mêmes objets, à savoir les cours d'eau bretons (financement Région Bretagne et Agence de l'Eau Loire-Bretagne). L'objectif général est de contribuer à améliorer la qualité écologique de l'eau en Bretagne par optimisation des pratiques de gestion des rivières.

La berge est un élément d'interface, physique et écologique, des rivières avec ses terres adjacentes. De nombreuses et diverses actions d'aménagement y ont lieu sans qu'aucun suivi écologique n'existe en routine pour le territoire français. Cette absence de méthodologie est un frein à l'évaluation simple des nombreux types de travaux impactant cette zone riparienne. Il est urgent d'y proposer des solutions issues des réflexions en écologie de la restauration, discipline qui permet d'intégrer des processus écologiques dans les actions d'ingénierie.

Les objectifs de notre travail de recherche appliquée au sein du groupe sur la Restauration Ecologique des Berges (REB) sont :

- (i) identifier des partenaires** gestionnaires de rivière volontaires pour participer à leurs travaux impactant les berges,
- (ii) initier un réseau** de gestionnaires des cours d'eau / chercheurs en REB,
- (iii) identifier les actions d'aménagement en berge** les plus communes en Bretagne,
- (iv) proposer et tester des solutions** sur les aménagements pour tendre vers une restauration écologique des zones ripariennes,
- (v) participer à la communication** en écologie de la restauration **et à la formation** des gestionnaires de cours d'eau pour insuffler plus d'écologie dans leurs pratiques actuelles ou futures en aménagement des berges.

Ce bilan a pour objet d'établir le bilan des actions réalisées au cours des cinq années de partenariat (2017-2021), de présenter les résultats obtenus et des perspectives d'amélioration.

3.5. Identification des partenaires gestionnaires de rivière volontaires pour participer à leurs travaux impliquant les berges, et initiation d'un réseau regroupant des gestionnaires des cours d'eau avec des chercheurs en REB

Dans un premier temps il a été nécessaire de rencontrer les différents acteurs de ce projet. D'une part, nous nous sommes réunis avec les différents participants pour définir les grandes orientations du projet. D'autre part nous avons reçu du Centre de ressources et d'expertise scientifique sur l'eau de Bretagne (CRESEB), la liste des techniciens rivières et animateurs de bassin versant qui souhaitaient participer au projet.

Nous avons contacté et rencontré les acteurs du territoire pour définir ensemble leurs attentes, les nôtres et trouver un dénominateur commun parmi l'ensemble des travaux de restauration de cours d'eau réalisés. Une des actions largement réalisée et financée concerne les aménagements autour de la continuité sédimentaire et écologique des cours d'eau (voir rapport BERCEAU précédent). Nous avons donc opté pour le suivi REB dans le contexte des travaux de remise en talweg. La remise en talweg a pour objectif de retrouver les fonctionnalités d'un cours d'eau autrefois canalisé, dévié et/ou perché en le remettant dans son ancien lit. Majoritairement, elle nécessite l'intervention du génie civil, soit pour retracer le linéaire complet, soit pour dévier le cours d'eau vers les points les plus bas.

Le choix d'étudier l'aménagement dénommé « remise en talweg » (RTW) a plusieurs intérêts.

- **Ce sont des travaux réalisés par tous les techniciens rencontrés,**
- **Ces types d'aménagement sont ainsi nombreux et non ponctuels (comme l'effet d'un pont cadre) : ils engendrent la création de kilomètres de nouvelles berges, ce qui permet d'étudier les processus de recolonisation par la végétation spontanée.**
- **Ces processus écologiques sont pourtant rarement étudiés, surtout à ces échelles.**

Nous avons donc rencontré les acteurs du territoire sur plusieurs sites aménagés afin de s'entendre sur une sélection de cas parmi les cours d'eau les plus appropriés (âge de l'aménagement, accessibilité, enjeux, etc..). Nous avons pris en compte les documents techniques des travaux et échangé avec les gestionnaires sur la réalisation des aménagements. Les aménagements au sein de ces remises dans le talweg peuvent être des clôtures, des plantations d'arbres, l'installation d'un couvert végétal, de pompes à eau ou d'abreuvoirs pour les animaux d'élevage, parfois un laisser-faire... Comme ces choix peuvent influencer directement sur la communauté végétale spontanée qui se développe à l'issue de l'aménagement et comme ces choix dépendent de la négociation avec les propriétaires ou exploitants des parcelles concernées, c'est un contexte favorable au développement d'outils de gestion écologique des berges novateurs, comme la REB.

Les partenaires du projet

En tout douze techniciens rivière et animateurs de bassin versant ont participé au projet REB jusqu'à la fin du programme, répartis dans sept collectivités territoriales (Tableau 16).

La participation des gestionnaires a été différente en fonction de leur disponibilité et de leur intérêt. Plusieurs rencontres ont été organisées sur le terrain. Ces rencontres étaient de trois ordres poursuivant des objectifs variés : (i) l'acquisition de connaissances par une présentation des sites et des travaux par les gestionnaires ; (ii) la mise en place de protocoles et l'échantillonnage de terrain dans le cadre du partenariat chercheurs-gestionnaires en REB ; (iii) la participation à des projets d'étudiants en formation initiale et la préparation de la formation continue pour les techniciens de rivière prévue en fin du

programme BERCEAU. Nous avons aussi échangé à de nombreuses reprises par mail et par téléphone, maintenant ainsi un lien régulier durant tout le projet.

Tableau 16 : Liste des structures participantes au projet BERCEAU

Structure	CP	Centre administratif	Code structure
Syndicat Mixte du Grand Bassin de l'Oust	56800	PLOERMEL	SMGBO
Syndicat Intercommunal du Bassin Versant de la Seiche	35410	CHATEAUGIRON	SIBVS
Syndicat mixte des Bassins de l'Ille, de l'Illet et de la Flume	35520	MELESSE	BVII
Comité opérationnel des élus et usagers de la Rance et de la Côte d'Émeraude	22100	LEHON	COEUR
Syndicat mixte du Bassin versant du Linon	35190	LA CHAPELLE AUX FILTZMEENS	SMBVL
Syndicat Intercommunal du Haut Couesnon	35133	LA SELLE EN LUITRE	SIHC
Communauté de communes Cote Emeraude	35730	PLEURUIT	CCCE

Nous avons fait appel au CRESEB et à l'Association des Techniciens des Bassins Versants Bretons (ATBVB) pour initier ce réseau REB en diffusant un protocole de suivi des plantations à destination des techniciens rivière de Bretagne, accompagné d'un guide de reconnaissance des ligneux (Annexe 1). Nous avons aussi communiqué par cet intermédiaire sur la formation BERCEAU que nous avons proposé en fin de projet, en septembre 2021 (Annexe 2).

3.6. Identification des actions d'aménagement en berge en Bretagne

3.6.1. Actions en berge, justification d'un suivi scientifique autour de la question des remises dans le talweg :

Les communautés végétales de berges constituent une cible de restauration classique : un enrichissement des fonds de vallées (EFV) par déprise agricole et l'on coupe des ripisylves, une érosion des berges et l'on plante des arbres (aménagement actif, **AA**), ou bien parfois on favorise intentionnellement une végétation spontanée (restauration écologique passive, **REP**). Le rôle de l'arbre rivulaire dans les processus de modification hydro-géomorphologique est perçu par le gestionnaire de cours d'eau, mais ce couplage arbre/modification physique du lit mineur est mal étudié, notamment dans des aménagements de type REP ou des laisser-faire non intentionnels (EFV). De plus, de nouveaux aménagements par effacement de seuils de moulins à eau anciens ou autres seuils (en relation avec les lois Grenelle), se multiplient pour favoriser les Trames Vertes & Bleues (TVB) et recréent des linéaires de rivières et de ripisylves dans les anciens biefs sans que l'on en connaisse les effets (nombreuses remises dans le talweg : RTW). Ces réhabilitations récentes et réparties sur le territoire permettent des observations à la fois de la récupération hydromorphologique (trame bleue) et des processus concomitants de recolonisation des berges par les végétaux (trame verte), que l'on peut envisager de coupler sur des sites pilotes. Des processus de couplage sur le rôle de l'arbre rivulaire avec la gestion hydromorphologique peuvent être observés et des sites de démonstration sélectionnés sur le territoire. Cela permet aussi par des études de l'écologie des cours d'eau (macrophytes, poissons, invertébrés, diatomées) d'évaluer les effets de ces aménagements en berge sur leur fonctionnement écologique.

Quatre approches prospectives ont été réalisées : (i) globalement il s'agissait de répondre aux techniciens & chargés d'étude qui avaient répondu être intéressés par BERCEAU (ii) il s'agissait d'être présent sur les secteurs à compétence multiples (BV de niveau 2 ou 3) en même temps que d'autres collègues chercheurs, (iii) de participer à des réunions en cohérence avec BERCEAU et les problématiques de l'arbre rivulaire (ex., comité scientifique du SAGE Vilaine et relation avec le FMA sur la problématique de l'enfrichement), (iv) de prospecter des secteurs potentiellement intéressants car déjà connus de notre équipe (ex. issus de projets antérieurs).

Sur ce thème de l'arbre rivulaire, on recense des demandes et des travaux communs aux deux communautés de chercheurs et d'aménageurs de cours d'eau : (i) la mise en défens de berges dans des contextes d'élevage associées à des approches actives AA ou passive REP, ou couplées, (ii) le cas de travaux deuxièmement très fréquent concerne les remises dans le talweg (RTW). Le troisième cas (iii) sur les enfrichements de fond de vallées EFV est une problématique qui impacte plus le centre Bretagne et le 29. On peut envisager quatrièmement, (iv) suite à des travaux, une veille scientifique et des échanges de notre UMR avec le CEN de Basse-Normandie, croisés à nos visites de terrain BERCEAU, de proposer un nouveau regard sur la possible mise en place de zones de libre évolution (ZLE), constituant un nouvel outil sur cette problématique de l'arbre rivulaire.

Les deux premiers outils (AA+REP & RTW) sont les mieux représentés. Une étude sur le BV de la Flume (35) a été menée en 2019 sur le premier outil avec 4 étudiants d'Agrocampus Ouest. Ces travaux d'étudiants ont été mis en place au printemps sur la Flume pour repérer des secteurs de démonstration sur le rôle de l'Arbre Rivulaire dans l'écoulement et l'hydromorphologie des ruisseaux. Ces secteurs et cette typologie pourront nous servir de site pilote pour former ou accueillir des techniciens de rivière intéressés par le sujet. La Flume constitue notre premier site de démonstration de Berceau sur la relation arbre / hydromorphologie.

Nous avons sélectionné quelques cas pilotes répartis sur le territoire breton qui entrent dans une liste des secteurs témoins de remises dans le talweg, utilisables pour du suivi à court et plus long terme, pour de la concertation ou pour de la formation sur l'intérêt de la gestion écologique de l'arbre rivulaire. Un stagiaire d'IUT, Julien PARADIS, recruté de mai à juillet 2019 a réalisé des études sur 4 sites différents en Ille-et-Vilaine : la Polka, le Ville Asselin, le Bunelais et le Belardon. Son travail a consisté à évaluer le taux de réussite des plantations d'arbres (restauration dite « active », AA) dans le cadre d'une remise en talweg (RTW) de cours d'eau et de comparer le recrutement des ligneux spontanés (restauration écologique, dite « passive », REP) sur ces mêmes sites (le rapport a servi de base pour élaborer le questionnaire diffusé auprès des techniciens de rivière par le CRESEB, en annexe1).

a) Les sites sélectionnés de remise en talweg

L'une des étapes essentielles a été de sélectionner des sites pour les suivis scientifiques. Au total trente sites de projet de remise en talweg ont été présentés dont treize ont été retenus (Tableau 17). Les sites retenus remplissaient trois conditions : (i) un intérêt par rapport à la question scientifique posée, (ii) l'acceptation par les propriétaires et exploitants d'intervention dans leur parcelle, (iii) l'assurance que les travaux seraient réalisés pendant la période du projet BERCEAU.

Pour débiter de partenariat, chacun des sites choisis est localisé à une heure de distance de Rennes maximum (Figure 60), ce qui permet de réduire le temps de trajet depuis le lieu de travail et d'augmenter celui de l'échantillonnage de terrain. Il était prévu d'étendre le protocole vers l'Ouest ensuite, nous n'avons pu qu'y faire des prospections jusqu'en 2019, et le contexte des années 2020 et 21 a été difficile pour mettre en place des nouveaux suivis plus lointains, avec l'incertitude de pouvoir s'y déplacer facilement. Nous avons donc choisi en 2020 de renforcer l'échantillonnage initialement sélectionné à l'Est et d'y préparer la formation continue. Des prospections nouvelles à l'Ouest ont eu quand même lieu et augurent des possibilités d'étendre le réseau scientifique dans le futur.

Tableau 17. Informations relatives aux cours d'eau étudiés dans le programme BERCEAU

Code structure	Cours d'eau	Code site	Commune	Lieu-dit	Travaux	Propriétaire
SMGBO	Le Malville	MAL	Ploërmel	St Antoine	2019	Communal
SIBVS	L'Ise	ISE	Bourgbarré	Moulin de Mesneuf	2018	Privé
	Le Belardon	BEL	Bourgbarré	La Vairie	2014	Communal
BVII	Le Pas de l'âne	PDA	Vignoc	Le Pont	2019	Privé
	Le Biardel	BIA	La Mézière	Le petit Biardel	2019	Communal
	Le Bunelais	BUN	Betton	Tihouit	2017	Privé
	Le Ville Asselin	VAS	Betton/St-Grégoire	Ville Asselin	2017	Privé
COEUR	Le Coutances	COU	Plouër-sur-Rance	La Hisse	2018	Privé
SMBVL	Le Breuil-Caulnette	BRC	Pleugueneuc	Le Pontin	2020	Privé
SIHC	La Polka	POL	Mézières-sur-Couesnon	La Motte	2017	Privé
	Le Nançon	NAN	Fougères	Moulin au Pauvre	2012	Privé
CCCE	Le Drouet	DRO	Créhen	Moulin du Launay	2018	Privé
	Le Frémur	FRE	Pleslin-trigavou	Les Vaux	2018	Privé



Figure 59. Localisation des cours d'eau étudiés du programme BERCEAU

3.6.2 Actions novatrices de restauration écologique en berge

Nous avons, depuis cet échange, élaboré d'un protocole de suivi des arbres rivulaires adapté à la disponibilité des techniciens rivière. Nous avons aussi continué la prospection et l'étude des ZLE (35/22/56). La problématique des ZLE concerne plus la zone finistérienne et le centre Bretagne (cf projet de Life Ecofriche), mais on l'a retrouvée par exemple dans le Morbihan et les Côtes d'Armor, assez près du littoral (rivière d'Etel et affluents du Frémur, cf Annexe 3a).

3.7. Propositions en écologie de la restauration et tests de solutions nouvelles sur ces aménagements pour tendre vers une restauration écologique des zones ripariennes - protocole REB-

L'étape suivante a été de mettre en place le protocole de suivi de la végétation (Laurent et al., 2020) afin de tester les possibilités de REB en Bretagne. Il s'agissait d'abord de positionner plusieurs stations d'échantillonnage sur la partie restaurée des cours d'eau et de les pérenniser pour un suivi sur plusieurs années. L'échantillonnage a permis de faire un bilan de la recolonisation naturelle de la végétation sur des berges nouvellement créées. Il a fait l'objet de plusieurs campagnes de terrain (2019-2021) durant lesquelles les techniciens rivière étaient invités à participer. En parallèle nous avons aussi évalué le succès/échec des aménagements actifs par plantations associées aux travaux d'aménagement. Cela répondait à un constat des techniciens rivière qui observaient un échec de certaines plantations et constituait du coup une comparaison possible avec le laisser-faire et l'étude des communautés végétales spontanées, et le recrutement de ligneux en berge.

Les sites sélectionnés :

La longueur du linéaire restauré est variable en fonction des cours d'eau et est compris entre 130 mètres linéaires et 590 mètres (Tableau 18). Ces remises en talweg sont intégrées dans quatre grands



Figure 60. Exemples de paysages traversés par les cours d'eau étudiés du programme BERCEAU. A. boisement ; B. pâturage ; C. espace vert ; D. prairie de fauche.

types paysagers (Figure 61) : les prairies de fauche (3 sites), les pâturages bovins (5), les boisements humides (3) et les espaces verts (2). Les aménagements en berge sont la pose de clôture de 50 cm à 1 m de la berge dans les pâtures, des plantations dans les espaces ouverts dont la densité est variable en fonction des sites, l'ensemencement (ray-gras dominant) sur quelques parcelles.

Tableau 18. Caractéristiques des cours d'eau étudiés du programme BERCEAU

Code site	Structure paysagère	Gestion des berges	Aménagements en berge			Longueur restaurée (mètres linéaires)
			Clôture	Plantation	Ensemencement	
MAL	Prairie de fauche	Broyage		X	X	330
ISE	Pâturage bovin	Débroussaillage sous le fil	X	X		270
BEL	Espace vert	Aucune		X		300
PDA	Pâturage bovin	Débroussaillage sous le fil	X		X	400
BIA	Espace vert	Maintien de secteurs ouverts				200
COU	Boisement humide	Aucune				400
BRC	Pâturage bovin	Aucune	X	X		280
POL	Pâturage bovin	Débroussaillage entre les plants	X	X		130
NAN	Pâturage bovin	Aucune	X	X		150
BUN	Prairie de fauche	Aucune		X	X	590
VAS	Prairie de fauche	Aucune	X	X	X	450
DRO	Boisement humide	Aucune				150
FRE	Boisement humide	Aucune				250

Méthodologie :

Les activités de recherche - démarche

La recherche s'est axée sur deux sujets majeurs : la recolonisation de la végétation spontanée dans son ensemble et son évolution au cours du temps, et la colonisation par les ligneux (arbres et arbustes) spontanés.

Le protocole consistait dans un premier temps à installer des stations d'observation de 15 mètres linéaires le long de la partie des cours d'eau restaurée et d'y associer des quadrats longitudinaux de 15 m² (15x1 mètre) à chacune des berges (Figure 62).

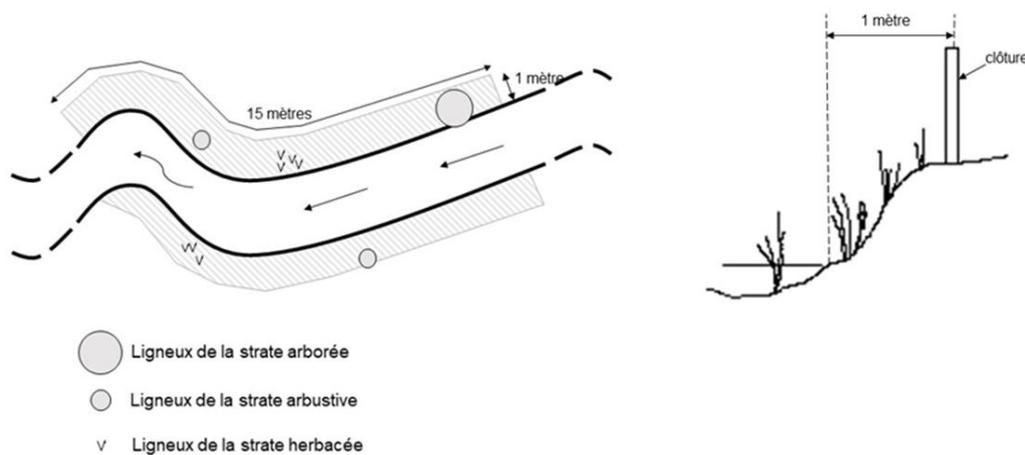


Figure 61.
Échantillonnage
de la végétation
en berge sur des
placettes de 15
m²

Dans chaque quadrat, toutes les espèces végétales (sauf mousses et lichens) ont été inventoriées en juillet aux années n+1, n+2 et n+5 ; « n » étant l'année des travaux de restauration des cours d'eau. Un coefficient d'abondance dominance a été associé à chaque espèce selon la méthode usuelle de Braun-Blanquet.

Pour plus de détails, il faut se référer à l'article de LAURENT et al. (2020), diffusé en préparation de la formation des techniciens de rivières le 14 Sept. 2021.

Les ligneux spontanés ont fait l'objet d'un comptage sur trois années consécutives (2019-2021) dans chaque quadrat. Les variables mesurées furent le nombre d'individus par espèce et la hauteur des individus définie selon des strates (arborée, arbustive et herbacée).

Les données ont ensuite été analysées.

Des études complémentaires ont été réalisées à titre exploratoire :

- Un suivi des plantations pour évaluer le taux de réussite des plantations en berge ; le travail a été réalisé en compagnie d'un stagiaire de DUT.
- Un suivi d'ilots de sénescence= ZLE, sur le Frémur amont (annexe 3a)
- Les liens entre gestion-recherche, et l'acceptation de l'arbre rivulaire par les agriculteurs ; l'arbre, un média pour reconquérir la qualité des ruisseaux (annexe 3b)
- Le lien entre RTW et d'autres indicateurs (Protocole invertébrés / dégradation de litière) avec un projet d'ingénieur Master2 (2020), voir annexe 5.

Résultats de l'application du protocole REB sur les stations pilotes BERCEAU:

Végétation générale :

La richesse spécifique des communautés végétales spontanées va dépendre du stade après travaux, de l'environnement adjacent (source de propagules), de la trajectoire de recolonisation, qui ne peut être perçue que si on a possibilité d'un suivi temporel : ici (Figure 63) on a uniquement des phases pionnières.

On peut constater dans cette hiérarchisation des espèces les plus importantes (Tableau 19), que l'on sélectionne des ligneux pionniers comme l'aulne très tôt (voir aussi Laurent et al, 2020), que l'on a un effet ruisseau important et que le paysage adjacent joue un rôle.

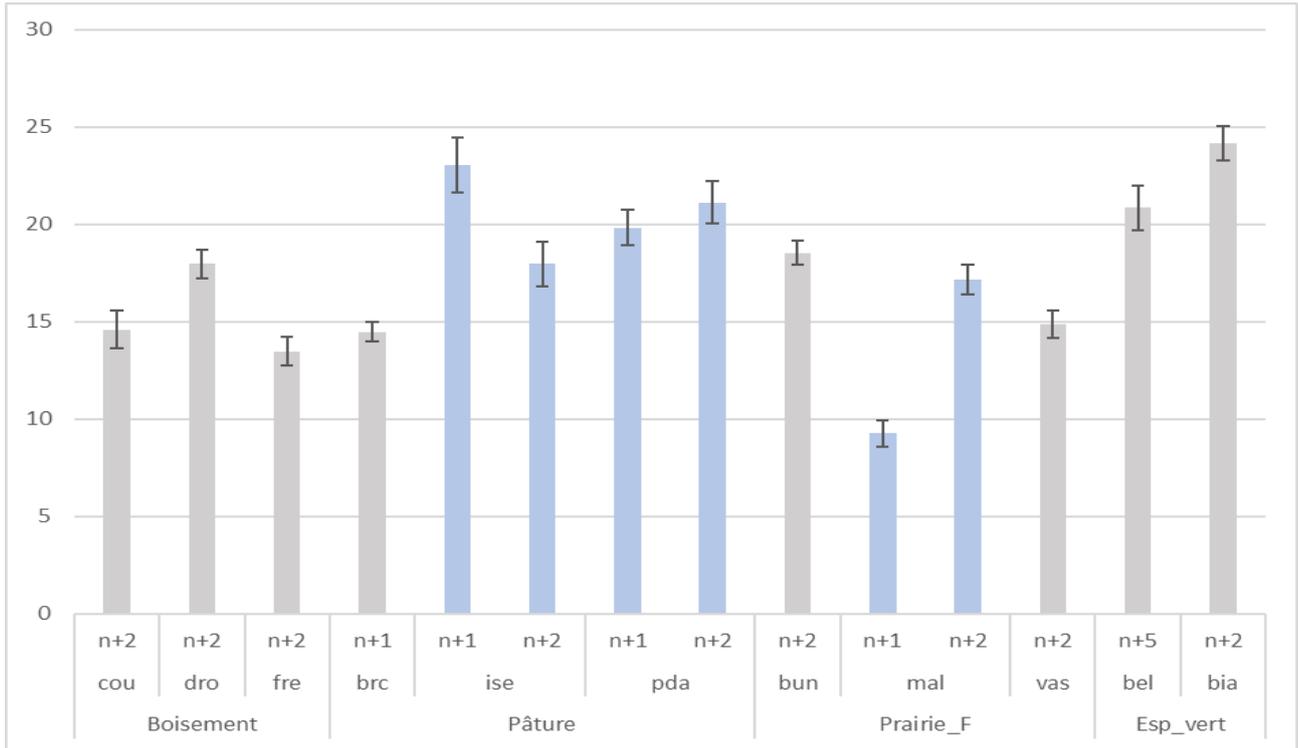


Figure 62. Richesse spécifique végétale moyenne des cours d'eau restaurés. En gris les cours d'eau ayant fait l'objet d'une seule année d'inventaire ; en bleu ceux ayant fait l'objet de deux années d'inventaire

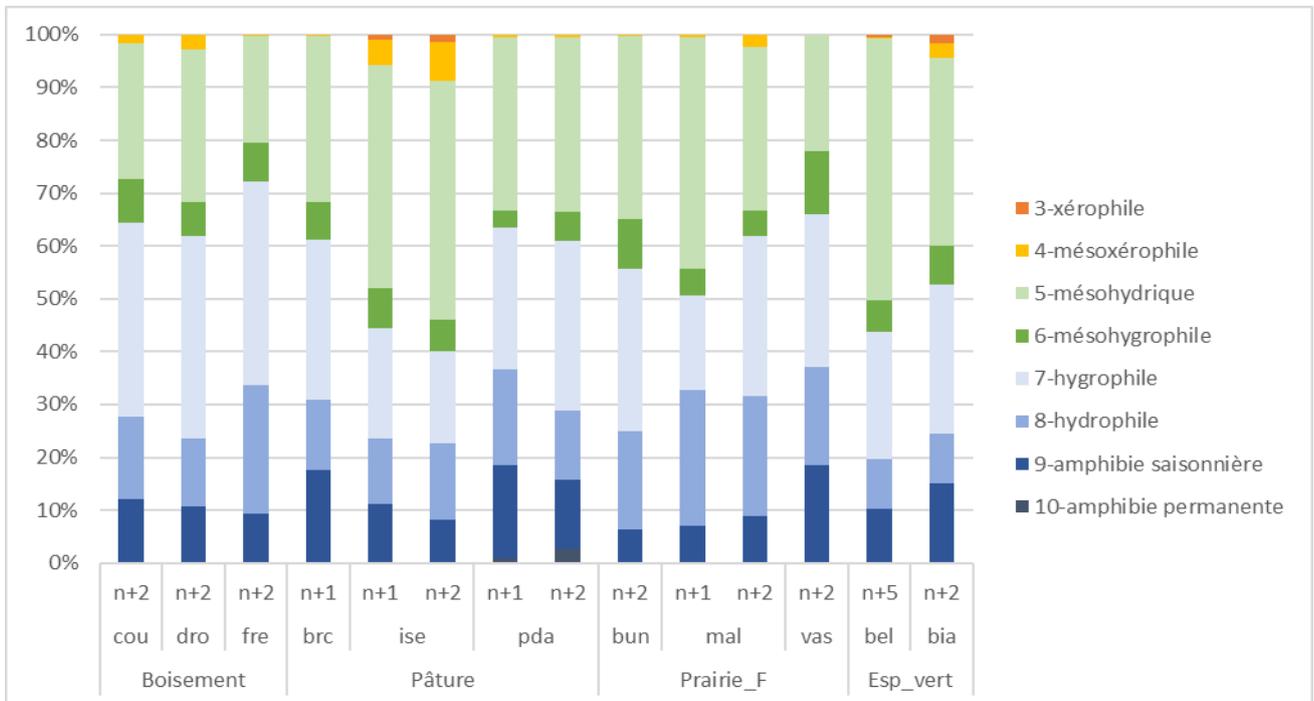


Figure 63. Proportion des espèces présentes sur chaque cours d'eau restauré en fonction de leur valence écologique en humidité édaphique (d'après Ellenberg et Julve).

Tableau 19. Espèces floristiques dominantes des cours d'eau restaurés. Dans ce tableau sont hiérarchisées les cinq espèces les plus représentées d'après leur taux de recouvrement déduit du cumul des coefficients d'abondance-dominance pour chacune des espèces ; 1 étant l'espèce la plus abondante. Le chiffre entre parenthèse (X) correspond aux données de la première année d'inventaire quand le cours d'eau à fait l'objet de deux années de suivi

Nom vernaculaire	Nom latin	Boisements			Pâtures			Prairies de fauche			Espaces verts	
		cou	dro	fre	brc	lse	pda	bun	mal	vas	bel	bia
Ache faux cresson	<i>Apium nodiflorum</i>										4	4
Agrostide stolonifère	<i>Agrostis stolonifera</i>				5	2			2 (2)			
Aulne glutineux	<i>Alnus glutinosa</i>		1			(5)	(5)				1	2
Centauree noire	<i>Centaurea nigra</i>							3				
Chêne pédonculé	<i>Quercus robur</i>	1										
Cirse des champs	<i>Cirsium arvense</i>					5	4					
Gaillet grateron	<i>Galium aparine</i>						5					
Glycerie flottante	<i>Glyceria fluitans</i>				2							
Houlque laineuse	<i>Holcus lanatus</i>				1		1 (3)	2		3	3	3
Jonc diffus	<i>Juncus effusus</i>						3 (2)		4	1		1
Laiche des rives	<i>Carex riparia</i>									5		
Lierre	<i>Hedera helix</i>		5	5								
Lotier des marais	<i>Lotus pedunculatus</i>							1				
Lycoperon d'Europe	<i>Lycopus europaeus</i>									4		
Menthe aquatique	<i>Mentha aquatica</i>	5		1								
Oenanthe safranée	<i>Oenanthe crocata</i>	4					2					5
Ortie dioïque	<i>Urtica dioica</i>			4							2	
Patience à feuille obtuse	<i>Rumex obtusifolius</i>								(4)			
Pâturin commun	<i>Poa trivialis</i>				3							
Peuplier hybride	<i>Populus hybridum</i>		2	2								
Plantain majeur	<i>Plantago major</i>								3 (3)			
Ray-gras anglais	<i>Lolium perene</i>					3 (1)	(4)		1 (1)			
Renoncule rampante	<i>Ranunculus repens</i>	2			4	4 (3)			5 (5)			
Ronce	<i>Rubus fruticosus</i>		4								5	
Saule roux	<i>Salix atrocinerea</i>	3	3	3				5		2		
Trèfle rampant	<i>Trifolium reptans</i>					1 (2)	(1)					

La gestion des berges est un phénomène complexe, dû notamment à des conditions édaphiques très variables bien illustrées par la figure 64, qui montre que la végétation va pouvoir bio-indiquer des conditions d'humidité ou de sécheresse sur un gradient et de manière très précise ; ceci explique l'échec des plantations en berge, où il est difficile pour les entreprises de reboisement de choisir les essences adaptées à chaque mètre linéaire de berge : la berge est une mosaïque longitudinale, que les communautés spontanées peuvent révéler, dès les stades pionniers juste après travaux.

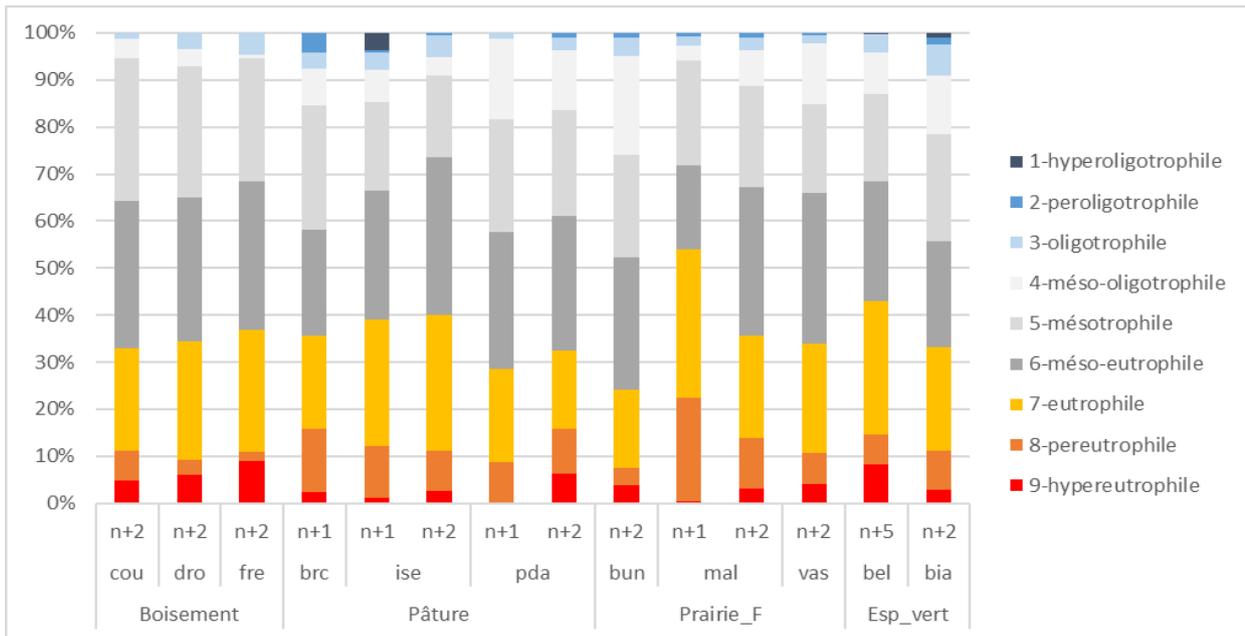


Figure 64. Proportion des espèces présentes sur chaque cours d'eau restauré en fonction de leur valence écologique en nutriment (d'après Ellenberg et Julve)

Les communautés spontanées vont également montrer des profils très variés de niveau de trophie (Figure 65), même si des berges oligotrophes sont rares dans nos études, des variations spatiales existent, en fonction de la qualité d'eau, et de l'usage des parcelles adjacentes : un suivi temporel permettrait d'utiliser la végétation des berges restaurées pour bio-indiquer l'état trophique global du bassin amont et des parcelles adjacentes ; on peut avoir sur deux années consécutives des abattements trophiques ou l'inverse. Un effet ruisseau est indéniable, la végétation rivulaire peut aider le technicien de rivière à diagnostiquer les améliorations ou détecter des problèmes de trophie.

Ligneux spontanés :

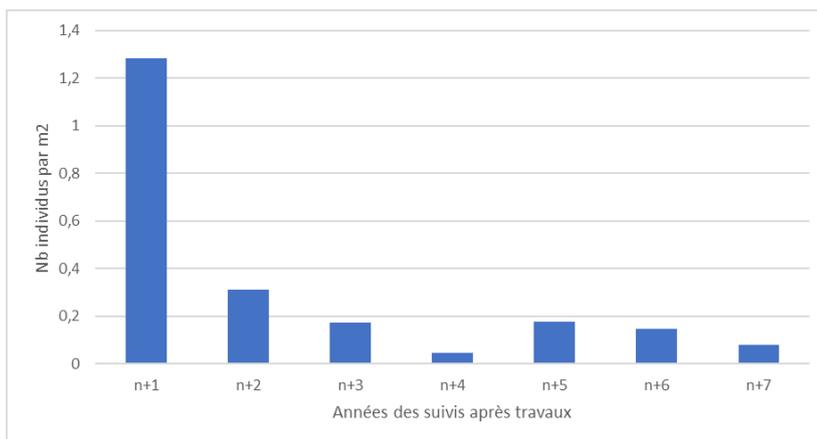


Figure 65.

Densités des ligneux compris dans la strate herbacée recensés au cours des années de suivi après remise en talweg des cours d'eau, tous cours d'eau étudiés.

La figure 66 montre bien l'importance du suivi des stades précoces post-travaux lorsque l'on souhaite obtenir une ripisylve à partir d'une REP. Une sélection naturelle s'opère ensuite au fil du temps, il peut être important d'accompagner ce recrutement spontané d'arbres, afin d'éviter le coûteux et laborieux aménagement par plantation.

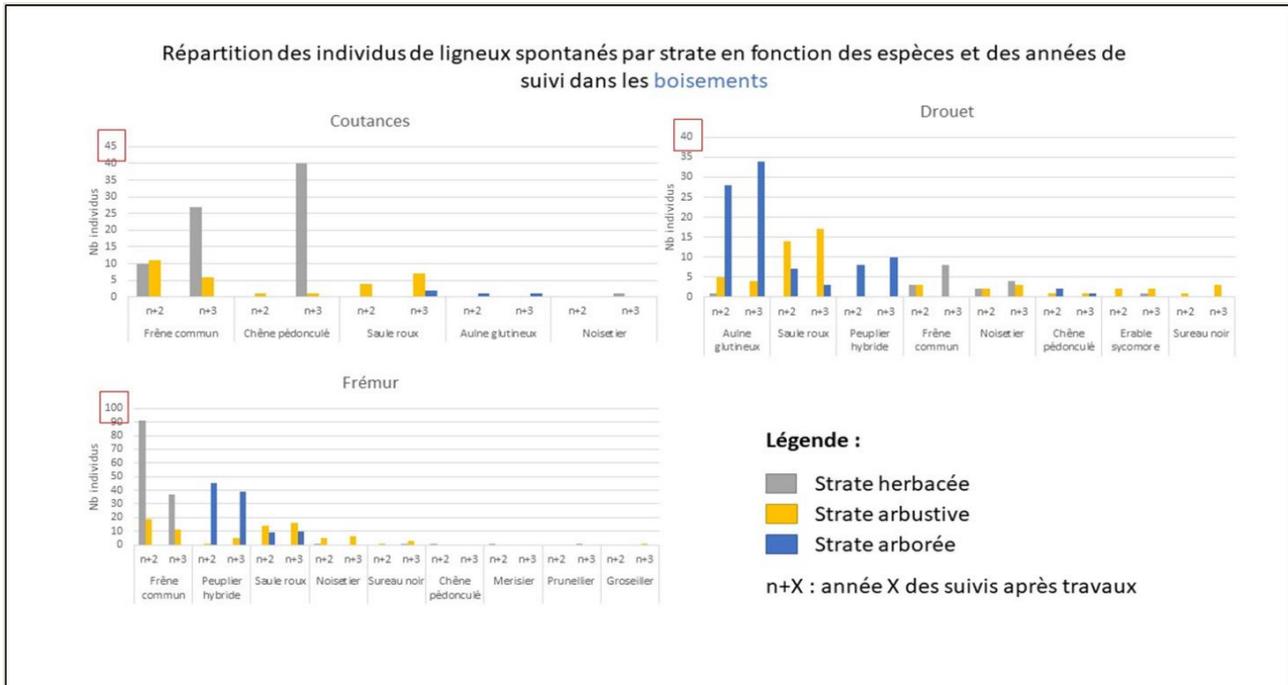


Figure 66. Répartition de ligneux spontanés par strates et par années au bord de ruisseaux forestiers

Les trois ruisseaux de la Figure 67 ont des boisements adjacents et pourtant la réponse du recrutement spontané des ligneux en berge est variable, impliquant une vigilance différente du gestionnaire selon les essences qu'il souhaite favoriser. Encore une fois, les stades jeunes des ligneux spontanés sont à surveiller pour accompagner la restauration écologique. Mais le cout par rapport aux plantations inefficaces est moindre et la naturalité des berges qui est obtenue est un argument écologique majeur.

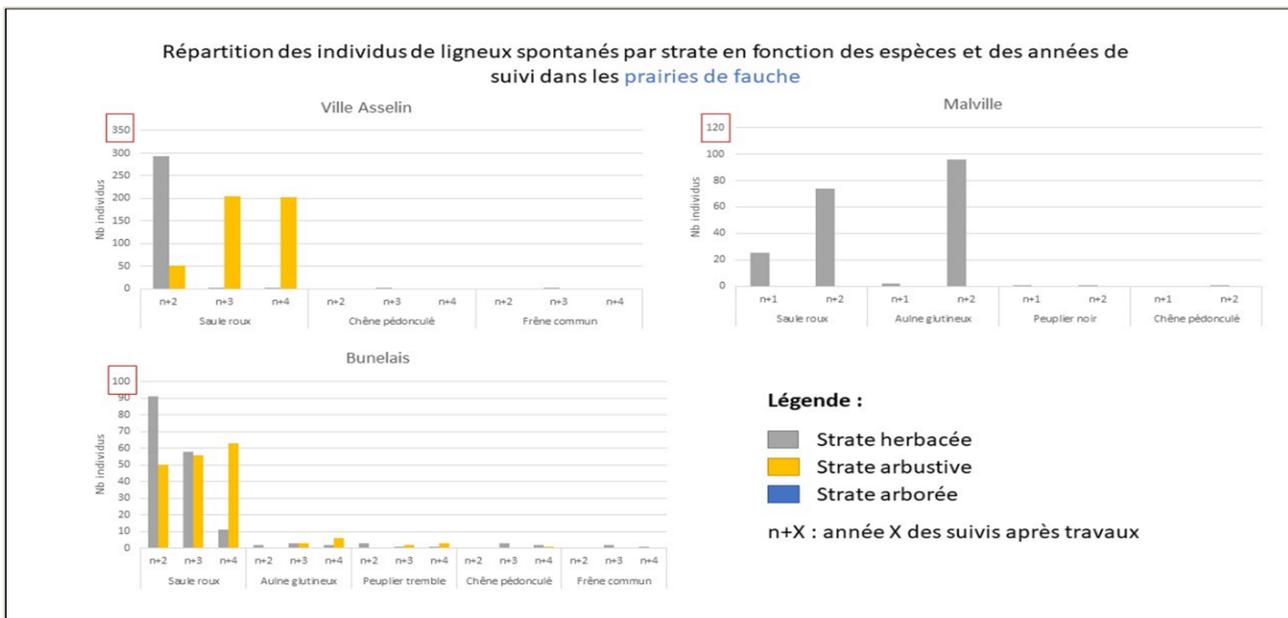


Figure 67. Répartition de ligneux spontanés par strates et par années au bord de ruisseaux bordés de prairies de fauche.

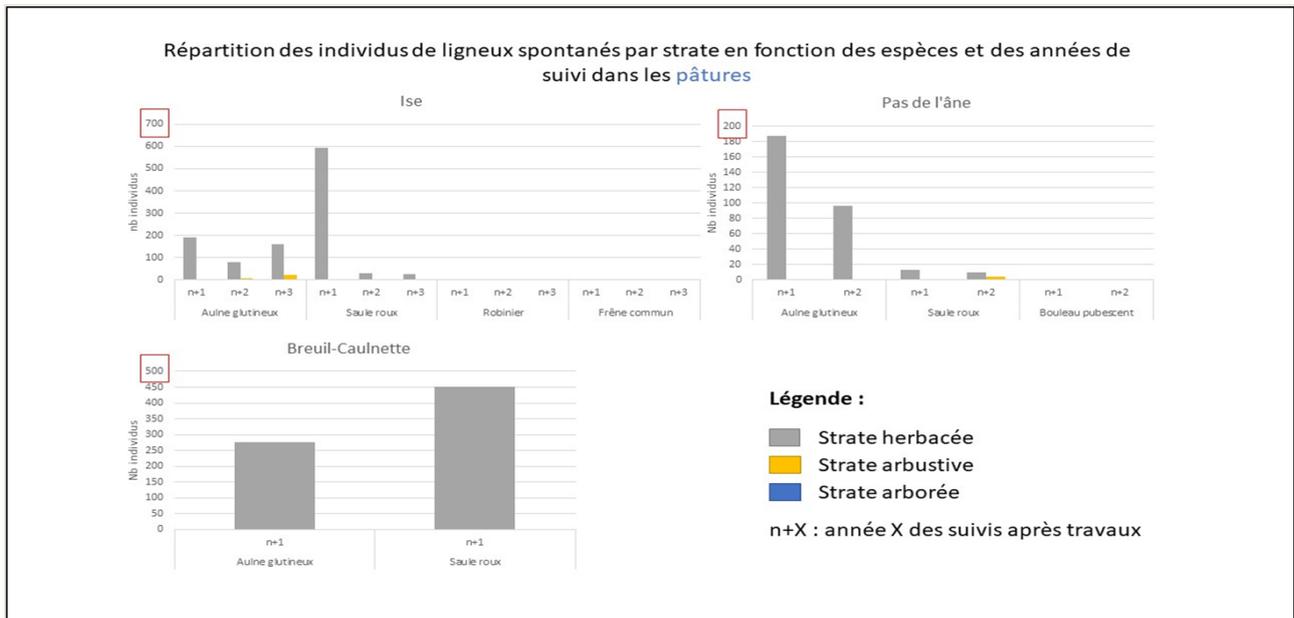


Figure 68. Répartition de ligneux spontanés par strates et par années au bord de ruisseaux bordés de prairies pâturées

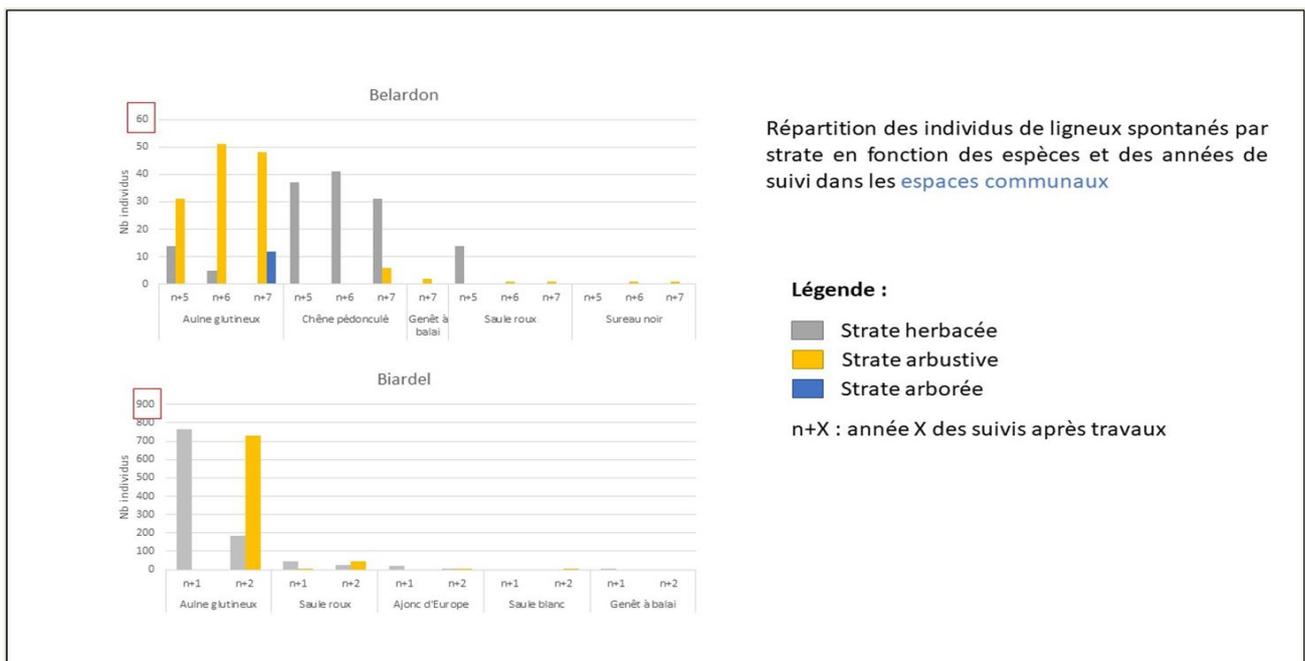


Figure 69. Répartition de ligneux spontanés par strates et par années au bord de ruisseaux bordés d'espaces communaux

Tous ces résultats sont disponibles pour les techniciens de rivière et chargés de mission concernés. Certains ont déjà été utilisés localement. D'autres résultats sont en cours de finalisation ainsi qu'un article méthodologique.

3.8. Participation à la communication et la formation des gestionnaires de cours d'eau pour insuffler plus d'écologie dans leurs pratiques actuelles ou futures en aménagement des berges.

3.8.1. Communications des résultats

Auprès des gestionnaires du réseau REB

De nombreux résultats intermédiaires ont été communiqués aux gestionnaires des sites concernés. Ces résultats ont pu être discutés et de nombreuses visites de sites avec les partenaires ont permis à chacun de mieux comprendre les processus.

En réunion et colloques

Ces travaux ont été présentés entièrement ou pour partie dans les colloques REVER 9 à 11, à Arras, Paris et Gap, ainsi qu'au Ministère de l'écologie, pour un colloque sur la nature temporaire également dans des colloques internationaux de la SER et dans un programme européen COST sur l'écologie des zones ripariennes CONVERGE.

3.8.2. Formations

Formations initiales en Master

Voici les différents projets étudiants :

- Etude de l'acceptabilité de la ripisylve par les agriculteurs d'Ille-et-Vilaine, 2018-2019 (PI).
- Nature sauvage vs nature gérée ? Restaurer écologiquement par le choix de la libre évolution des écosystèmes aquatiques, 2019 (CPI).
- Élaboration d'un protocole de suivi des boisements alluviaux en libre évolution, 2019-2020 (PI).
- Evaluation de remises en talweg de cours d'eau : comparaison de deux méthodes, vitesse de dégradation de la matière organique et IBGN, 2020-2021 (PI). Voir annexes 3 à 5.

Les projets lient l'enseignement-recherche et le développement méthodologique en partenariat avec des gestionnaires.

Les étudiants d'Agrocampus ouest ont participé au projet BERCEAU à travers trois projets d'ingénieurs (PI) et une conduite de projet innovant (CPI). Le principe de ses projets est de permettre de répondre à une question qui intéresse les commanditaires (BERCEAU) et de proposer des pistes maximisant la prise en compte écologique dans l'aménagement. Cela impliquait de prendre contact avec les gestionnaires des sites aménagés pour obtenir les informations nécessaires à l'exécution de leur projet et de restituer à ses gestionnaires les résultats de leur étude. Les structures de gestionnaires associées furent le Syndicat mixte des Bassins de l'Ille, de l'Illet et de la Flume, le Syndicat Intercommunal du Haut Couesnon et la Communauté de communes Cote Emeraude.

Formations continues des chargés d'études et techniciens de Rivière

En bilan du projet BERCEAU, nous avons proposé une formation aux acteurs de l'eau du territoire breton intitulée « Évaluation de la restauration écologique de cours d'eau par l'observation de la végétation aquatique et rivulaire spontanée ». Cette formation était multidisciplinaire et abordait les questions de la végétation en berge mais aussi de la végétation dans le cours d'eau. L'information a été relayée par deux structures partenaires : le CRESEB et l'ATVB. Elle s'est déroulée le 14 septembre 2021 sur deux sites gérés par le Syndicat Intercommunal du Bassin Versant de la Seiche (Bourgbarré-35). Toujours dans une démarche partenariale, nous avons proposé aux deux gestionnaires des sites de

faire partie de l'encadrement pour nous appuyer sur les questions liées aux travaux proprement dit et surtout de communiquer sur l'avantage du partenariat recherche-gestion du réseau REB.

La formation BERCEAU « Évaluation de la restauration écologique de cours d'eau par l'observation de la végétation aquatique et rivulaire spontanée »

La formation s'est déroulée le 14 septembre 2021 sur la commune de Bourgarré (35) dans le cadre d'un partenariat entre Agrocampus Ouest et le Syndicat Intercommunal du Bassin Versant de la Seiche. Elle a eu pour but de transmettre les observations faites durant le projet BERCEAU à des gestionnaires de site qui n'ont pas participé au projet. L'encadrement était composé d'un ingénieur de recherche, d'un ingénieur d'étude, d'un technicien de recherche et de deux techniciens rivière. Sur les 13 personnes prévues, 10 stagiaires ont participé à la formation (Tableau 17; Figure 71). Les trois personnes absentes se sont désistées en raison de maladie ou d'urgence sur leur site d'opération.



Figure 70. Formation BERCEAU du 14 septembre 2021.

Tableau 20. Origine des stagiaires de la formation BERCEAU du 14 septembre 2021

Structures	Communes	Département	Nombre de personne
Fédération de pêche d'Ille-et-Vilaine	Hédé-Bazouges	35	1
Agence de l'eau Loire Bretagne délégation Armorique	Ploufragan	22	1
Syndicat des rivières de la Vilaine Amont	Val d'Izé	35	2
Syndicat Mixte du Bassin du Semnon	Janzé	35	2
Syndicat Louisance Minette	Maen-Roch	35	1
Dinan Agglomération	Dinan	22	1
Rennes Métropole	Rennes	35	1
Syndicat Du Bassin Versant Du Brivet	Pontchâteau	44	1

Au cours de cette journée, deux thématiques ont été abordés : la végétation en berge et la végétation aquatique. Il s'agissait d'identifier des espèces, de comprendre leurs dynamiques, d'évaluer leur bio-indication et leur rôle dans la restauration écologique des cours d'eau. Plusieurs groupes végétaux ont été observés : les algues, les bryophytes, les herbacées et les ligneux.



Le retour à chaud des stagiaires est positif. Ils ont fait part de leur intérêt porté à la thématique et ont bien perçu le soutien scientifique que l'on pouvait leur apporter. Certains se sont dits intéressés pour tester un protocole de suivi de la végétation sur leurs sites.

3.9. Perspectives : un réseau fonctionnel de partenariat en Restauration Ecologique des Berges

Nous suggérons que ce réseau REB puisse perdurer pour constituer peu à peu une base de données sur la restauration écologique des berges afin de mutualiser les efforts d'amélioration des aménagements de cours d'eau. Il servirait à soutenir régulièrement les formations continues des techniciens en poste et des futurs gestionnaires (par exemple, les étudiants en formation initiale, possiblement de niveaux variables BTS, Master, doctorant) pour insuffler plus d'écologie dans les pratiques futures en aménagement.

Conclusion partie 2 : RESTAURATION ECOLOGIQUE DES BERGES

- ⇒ Nous avons pu identifier des partenaires gestionnaires de rivière volontaires pour participer à leurs travaux impactant les berges, afin d'apporter un nouveau regard qui tende vers une restauration écologique des berges (REB).
- ⇒ Ainsi nous avons initié un réseau de gestionnaires des cours d'eau / chercheurs en REB.
- ⇒ Ayant pu identifier les actions d'aménagement en berge les plus communes en Bretagne, nous avons testé des protocoles de restauration écologique sur plusieurs sites de remise dans le talweg et de mise en exclos des berges.
- ⇒ Nous avons aussi effectué des tests de protocoles nouveaux sur des pratiques plus rares d'aménagement écologique, comme le choix de zone en libre évolution, complétant les solutions basées sur la nature dans ces aménagements.
- ⇒ Nous pensons que ces échanges recherche/gestion sont à étendre sur le territoire via un réseau pérenne, ces études demandant un suivi des dynamiques écologiques de moyen (dynamiques d'installation des communautés végétales) et long termes (restauration écologique de boisements ripariens).
- ⇒ Nous suggérons que ce réseau REB puisse soutenir régulièrement les formations continues des techniciens en poste et des futurs gestionnaires (par exemple, les étudiants en formation initiale, de niveaux variables) pour insuffler plus d'écologie dans les pratiques futures en aménagement des berges.



Bibliographie partie 2

Laurent Y., Le Cœur D., Rollet A.-J., Bernez I. (2020). Évaluation précoce de la restauration écologique passive de ripisylves de ruisseaux remis dans le talweg. *TSM numéro 3 - 2020 - 115e année*

ANNEXES

ANNEXE 1 : Mise en place du protocole REB, formation des TR de BERCEAU sur la Seiche

Mesdames, Messieurs,

Nous vous sollicitons **dans le cadre du projet BERCEAU** (Bilan, suivi et Evaluation des actions de Restauration des Cours d'EAU bretons) piloté par l'Agence de l'eau et la région Bretagne. Ce projet a pour objet (i) de valider scientifiquement les actions de restauration de cours d'eau entreprises sur le territoire breton, (ii) de créer un lien entre les acteurs de territoires et les scientifiques et (iii) de mettre à disposition de ces acteurs des outils simples d'évaluation des opérations de restauration.

L'un des volets concerne le suivi des critères biologiques. Notre équipe de l'Institut Agro s'intéresse plus particulièrement à la recolonisation des berges de cours d'eau par la végétation spontanée à l'issue de travaux de restauration. L'une des méthodes utilisées pour la formation de la ripisylve est la plantation de ligneux. Toutefois, d'après plusieurs témoignages de techniciens rivières, il existerait un taux d'échec important et variable d'un site à l'autre des plantations réalisées en bord de cours d'eau. Afin d'évaluer ce taux d'échec (ou de réussite) **nous vous proposons d'expérimenter un protocole qui concerne les plantations de berge réalisées sur votre territoire d'action** (récemment plantées ou plus anciennement).

Une base de données accompagne ce protocole. Elle est constituée de 4 onglets : la légende, les caractéristiques des plantations, le résultat du suivi et si vous souhaitez aller plus loin dans l'information, un onglet optionnel sur les composantes des plantations. Cette base de données sera ensuite analysée et fera l'objet d'un compte-rendu à destination des structures impliquées dans le projet ainsi qu'à l'ensemble du réseau de technicien rivière.

Le protocole est simple. Il suffit de se rendre sur les cours d'eau ayant fait l'objet de plantation et de noter le nombre d'individus vivants (même malades) et morts (ou non retrouvé) par espèce plantée et de remplir la base de données associée. La période la plus favorable est pendant la feuillaison mais cette action peut aussi être réalisée pendant la période hivernale. Vous trouverez ci-joint un guide de reconnaissance des principales espèces de ligneux plantées.

Deux points essentiels :

- Ne modifiez pas la structure de la base de données
- Si des informations manquent ce n'est pas grave, laissez la case vide

Ce suivi pourra être reconduit selon vos disponibilités. Le temps estimé est de deux heures maxima pour 500 mètres linéaires de cours d'eau.

Vous pourrez nous retourner simultanément les informations aux adresses mails suivantes :

yann.laurent@agrocampus-ouest.fr

ivan.bernez@agrocampus-ouest.fr

Vous pouvez joindre à la base de données tout document qui vous paraîtra utile (plan de plantation, DLE pour l'opération de restauration, fiche de chantier, etc.). Vous pourrez aussi émettre des critiques sur le questionnaire et la base de données.

Nous vous remercions pour votre participation.

GUIDE DE TERRAIN POUR LA RECONNAISSANCE DES ESPECES COMMUNEMENT PLANTEES EN BORD DE COURS D'EAU EN BRETAGNE

Ce guide de terrain a pour but de vous accompagner dans votre évaluation du succès des plantations de berge en bord de cours d'eau dans le cadre du projet BERCEAU. Seules les espèces les plus utilisées pour la plantation en bord de cours d'eau sont représentées dans ce document. Il nécessite au préalable de consulter la liste des espèces installées au cours des travaux de plantation. Si une ou plusieurs espèces ne sont pas dans ce guide, vous pouvez compléter vos recherches, notamment, sur telabotanica (site internet botanique de référence).

Le guide s'articule en deux parties : une pour les prospections printanière ou estivale par la reconnaissance des feuilles, l'autre pour la prospection hivernale par la reconnaissance des bourgeons.

Les espèces présentées sont dans le tableau suivant :

Tableau 1 : liste des espèces communément plantées en bord de cours d'eau en Bretagne

<i>Nom latin</i>	Nom vernaculaire
<i>Acer campestre</i>	Erable champêtre
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Erable sycomore
<i>Alnus glutinosa</i>	Aulne glutineux
<i>Betula pendula</i>	Bouleau verruqueux
<i>Betula pubescens</i>	Bouleau pubescent
<i>Carpinus betulus</i>	Charme commun
<i>Corylus avellana</i>	Noisetier
<i>Frangula alnus</i>	Bourdain
<i>Fraxinus excelsior</i>	Frêne commun
<i>Populus nigra</i>	Peuplier noir
<i>Populus tremula</i>	Tremble
<i>Quercus petraea</i>	Chêne sessile
<i>Quercus robur</i>	Chêne pédonculé
<i>Salix fragilis</i>	Saule cassant
<i>Salix triandra</i>	Saule à trois étamines
<i>Salix viminalis</i>	Saule des vanniers
<i>Sambucus nigra</i>	Sureau noir
<i>Viburnum opulus</i>	Viorne obier

l'institut Agro
agriculture • alimentation • environnement

65 Rue de Saint-Brieuc, 35000 Rennes



Ivan BERNEZ
Ingénieur de Formation et de Recherche
02.23.48.55.41

Yann LAURENT
Technicien de Formation et de Recherche
02.23.48.55.40

ANNEXE 2 : Affiche de la formation terrain BERCEAU

FORMATION DE TERRAIN

EVALUATION DE LA RESTAURATION ECOLOGIQUE DE COURS D'EAU PAR
L'OBSERVATION DE LA VEGETATION AQUATIQUE ET RIVULAIRE SPONTANEE

Mardi 14 septembre 2021 (10h00-17h00)

Objectif : comprendre la dynamique de recolonisation par la végétation des cours d'eau restaurés et son rôle dans la restauration écologique

Visite de sites sur le bassin versant de la Seiche (Bourgbarré-35)

Animé par une équipe de recherche de l'institut Agro et de techniciens du bassin versant de la Seiche

Inscription gratuite et obligatoire (15 personnes maximum)

Repas offert par les organisateurs



Établissement public du ministère chargé du développement durable



l'institut Agro
agriculture • alimentation • environnement



ANNEXE 3 : Deux exemples de travaux de projet d'ingénieur, par des étudiants en formation initiale, dans la promotion du réseau recherche/gestion en REB









L'arbre rivulaire en lieu et place du tractopelle pour une restauration écologique hydro-morphologique des ruisseaux de tête de bassin versant sur le long terme?

J. Cirou, J. Vioux, D. Le Cœur, L. Grimault & I. Bernez
Contact: ivan.bernez@agrocampus-ouest.fr



Observations d'arbres après REP: 2004-2017

L'importance de préserver l'état biologique des rivières passe par un bon fonctionnement écologique du cours d'eau, lié à ses caractéristiques morphologiques et aux processus géodynamiques naturels. Les méandres constituent des unités sources de diversité morphologiques et biologiques. Leur formation est naturelle, mais a bien souvent été effacée lors d'actions de génie civil (ex. remembrements agricoles, bief de moulins anciens). De nombreux travaux de reméandrage, par actions de génie civil, ont lieu actuellement de manière très interventionniste, c'est une manière de tendre au bon état écologique des cours d'eau, en remplaçant le lit du cours d'eau dans son talweg.

Toutefois, nos premières observations lors de travaux anciens de restauration écologique passive (REP) semblent montrer le rôle crucial des arbres rivulaires sur la dynamique de méandrisation naturelle. D'où la question suivante :

Dans quelle(s) situation(s) envisager le rôle de l'arbre dans le méandrage naturel d'un cours d'eau en substitution à ces actions de génie civil ?



Positions d'arbres après REP: influence sur le lit mineur

Méthodologie :

Plus de 130 arbres échantonnés sur 9 cours d'eau bretons-normands, permettent de regarder leur rôle par rapport à des variations de l'hydromorphologie du cours d'eau. Paramètres mesurés sur l'arbre et son environnement : circonférence, distance au cours d'eau, différence de hauteur des berges opposées, changement de granulométrie avant/après, importance de la sous-berge et des racines affleurantes, largeur du lit.

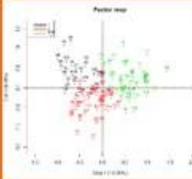
Résultats

1) Classification des critères par ACM* selon la distance aux critères « arbre avant un méandre oui/non ? »

* : ACM = analyse en composante multiple, CAH = Classification ascendante hiérarchique

2) Etablissement d'une gamme de notation

3) Définition des seuils d'interprétation par application de la notation à chaque arbre et CAH*



Groupes	Caractéristique par	Moyenne des points
Vert	Influence forte	32
Rouge	Influence faible	24
Noir	Non interprétable	



Enjeu 2003: ne pas accepter cette situation

Erosion de berge ou enrichissement?



Enjeu 2017: faire accepter cette situation

Perspectives :

- Un outil simple d'utilisation, basé sur des observations simples, à tester à large échelle
- Un outil à décliner selon le type de cours d'eau (largeur, profondeur, vitesse de courant, densité d'arbres et de méandres ...)
- Aller plus loin: variations selon les espèces d'arbre ? diversité d'espèces/d'habitats ?
- A relier à des mesures de restauration de cours d'eau: quelles échelles temporelles acceptables?



Les enjeux socio-économiques autour de la restauration écologique de la ripisylve dans le monde agricole des bassins versants de la Flume et du Haut-Couesnon

Ivanez L.⁽¹⁾, Cognard C.⁽¹⁾, Damasio T.⁽¹⁾, Citeau L.⁽²⁾, Dellinger M.⁽³⁾, Bernez I.⁽¹⁾, Laurent Y.⁽¹⁾

¹ Agrocampus Ouest Centre de Rennes, ² Syndicat mixte du bassin de la Flume, ³ Syndicat intercommunal du Haut-Couesnon

Introduction

Les ripisylves, qui désignent les groupement végétaux de bord de cours d'eau généralement dominés par une strate arborée¹, ont subi une forte régression lors de l'intensification de l'agriculture et du remembrement, et ce malgré leur intérêt écologique². Afin de retrouver les fonctionnalités des ripisylves, leur restauration écologique et une bonne gestion sont encouragées par les gestionnaires de bassin versant.

Quels sont les enjeux socio-économiques affectant la perception de la ripisylve par les agriculteurs sur les bassins versants de la Flume et du Haut-Couesnon et ainsi leur restauration ?

H1 : Faible acceptabilité de la ripisylve par les agriculteurs

H2 : le temps d'entretien des ripisylves est trop important par rapport aux bénéfices que les agriculteurs pourraient en tirer



Matériel & méthodes

- Site d'étude : Bassins versants de la Flume et du Haut-Couesnon en Ile-et-Vilaine
- Echantillon: 8 agriculteurs
- Méthode d'enquête: entretiens semi-directifs d'environ 1h avec les agriculteurs
- Analyse descriptive en raison du faible effectif.

Déroulement des entretiens en 3 étapes

Identification de la ripisylve

- Identification de la ripisylve sur des photos
- Environnement caractéristique de leur exploitation

Gestion et valorisation

- Méthodes d'entretien des berges
- Contraintes dues à l'entretien
- Valorisation des produits

Connaissance des ripisylves

- Connaissance des termes scientifiques
- Fonctionnalités des ripisylves connues des agriculteurs

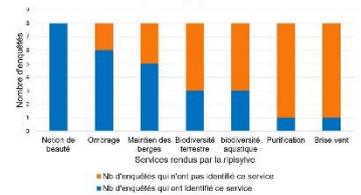
Résultats

Tous les agriculteurs possèdent une ripisylve plus ou moins entretenue et 1/3 possèdent aussi des cultures en bord de cours d'eau sans aucune végétation.

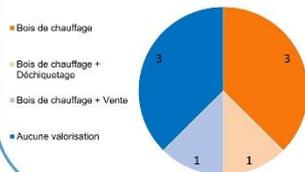
La ripisylve est perçue comme « belle », « naturelle » et « propre » par les agriculteurs, il y a un réel sentiment d'appartenance de ce milieu à leur environnement.

Pour les agriculteurs, les contraintes de temps et d'argent sont très importantes, l'entretien de leur ripisylve leur prend entre 1,5 et 3 semaines par an (à l'exception d'un agriculteur avec un faible linéaire). Et la valorisation semble très compliquée, malgré la présence de filières sur le territoire. En effet, seule la valorisation en bois de chauffage est universelle, les autres sont anecdotiques.

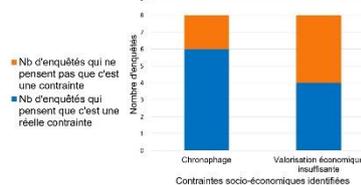
Etat des connaissances sur les services rendus par la ripisylve



Comment le bois est-il valorisé par les agriculteurs ? (en nombre d'exploitations)



Contraintes socio-économiques dues à l'entretien des ripisylves identifiées par les agriculteurs



Nous avons pu observer que les connaissances des agriculteurs sur la ripisylve ne sont pas homogènes. De plus elles manquent dans certains domaines. Aucun agriculteur ne connaissait le mot « ripisylve » qui est utilisé dans le monde scientifique.

Les agriculteurs ont aussi identifiés des inconvénients des ripisylves tels que la colonisation par des plantes indésirables ou l'apparition de problèmes sanitaires des troupeaux.

Discussion & Conclusion

- Le coût de l'entretien de la ripisylve en temps et/ou en argent est perçu comme plus important que le bénéfice apporté. Cela est en partie dû au manque de connaissance des filières locales de valorisation du bois de la ripisylve par les agriculteurs. Cela confirme notre deuxième hypothèse (H2).
- Les avantages de la ripisylves ne sont pas inconnus des agriculteurs, cependant tous les agriculteurs sauf un avaient été en contact avec les syndicats de bassin versant : il faudrait poursuivre cette étude avec des profils d'agriculteurs n'ayant pas été informés sur la ripisylve par ces syndicats. Il reste un travail de communication à faire dans ces domaines mais
- Notre première hypothèse (H1) ne peut être confirmée car tous les agriculteurs que nous avons rencontré possèdent une ripisylve et l'apprécient. De plus, la communication des Bassins Versants fonctionne puisqu'ils ont connaissance des fonctions de celle-ci. Ces derniers n'ont néanmoins pas la connaissance des filières de valorisation locales du bois issues du bocage et des ripisylves qui permettrait une meilleure rentabilité.
- Le terme ripisylve était inconnu des agriculteurs or c'est le terme utilisé dans le monde scientifique, il est donc très important d'adapter son vocabulaire lors d'échange entre scientifiques, gestionnaires et agriculteurs

Etude réalisée dans le cadre d'un projet pédagogique



Agrocampus Ouest
65 Rue de Saint-Brieux
35000, Rennes

Références

- 1 Jourd. S, Guide de gestion de la végétation des bords de cour d'eau, 2000. Agence de l'eau Rhin-Meuse. 54p.
- 2 Pointereau, Les haies : évolution du linéaire en France depuis quarante ans. In : ResearchGate [en ligne], 2002.

ANNEXE 4 : Projet 2019 de Master 1 Institut Agro pour BERCEAU

- « Nature sauvage vs nature gérée? Restaurer écologiquement par le choix de la libre évolution des écosystèmes aquatiques. »

Comment accompagner les gestionnaires de rivières?

Peupleraie
en Libre Evolution
récente sur le Frémur



Saulaie ancienne
en Libre Evolution sur la
ria d'Étel



Ivan Bernez &
Yann Laurent

Votre mission :
Proposer et tester des
bio-indicateurs pour un
observatoire des Zones
en Libre Evolution

quelles approches innovantes de mise en place d'études et
diagnostics sont envisageables?

Région BZH &
CRESEB

ANNEXE 5 : Projet d'ingénieur 2020-21 utilisation d'indicateurs biologiques dans le cadre de travaux suivis de REB

Evaluation de restauration par remise en talweg d'un cours d'eau: comparaison de la vitesse de dégradation de feuille d'aulne et IBGN

Gaignet J. ⁽¹⁾, Ogel N. ⁽¹⁾, N'Guyen L. ⁽¹⁾, Godelle P. ⁽¹⁾, Jabiol J. ⁽²⁾, Laurent Y. ⁽¹⁾, Bernez I. ⁽¹⁾
¹ Institut Agro Agrocampus Ouest centre de Rennes, ² HYPHE (BE)

Introduction :

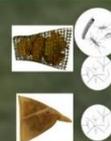
La restauration par remise dans leur talweg des cours d'eau consiste à supprimer des dérives anciennes pour repositionner leurs lits aux points bas de leurs vallées afin de rétablir l'ensemble de leurs caractéristiques fonctionnelles et structurelles. Dans le cadre de restaurations de continuité écologique par effacement de seuils, ce nombre de remise dans le talweg ne cesse de croître; l'évaluation de l'efficacité écologique de tels chantiers est rare (Morandi, 2014). Notre projet, en partenariat avec le bureau d'étude HYPHE, et le projet BERCEAU de la région Bretagne, vise à tester des indicateurs de la qualité de la restauration de deux cours d'eau remis dans leur talweg.

- L'eau et la fonctionnalité écologique des cours d'eau sont-elles de meilleure qualité au niveau des stations restaurées qu'au niveau des stations non-restaurées?
- Est-il possible de déceler une différence de 3 années dans la réalisation des travaux au niveau de la qualité de l'eau et du fonctionnement écologique?

Matériels et méthodes :

Deux cours d'eau restaurés : le Nançon (remise dans le talweg en 2012) et le Moulinet (2015)

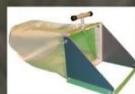
- Pour chaque cours d'eau on considère : une station restaurée et une station témoin (en amont)
- Pour chaque station on réalise :
 - Un IBGN (Norme NF T90-350)
 - Une étude de la dégradation de feuille d'aulne (*Alnus glutinosa*) via 6 sachets de mailles de 0,5mm et 6 sachets de mailles de 5mm placés 3 semaines dans les cours d'eau, Les masses sèches initiales et finales sont comparées via la formule suivante (Graça et al., 2005) :



$$K = \frac{\ln(M_{i0}) - \ln(M_t)}{t}$$

Avec :

- M_{i0} la masse initiale de feuilles (en gramme)
- M_t la masse de feuille finale (en gramme)
- t le temps en jour



Protocole de dégradation

Résultats et discussion :

- IBGN :

	Moulinet témoin	Moulinet restauré	Nançon témoin	Nançon restauré
Richesse taxonomique	36	44	36	31
Classe variété taxonomique	10	12	10	9
Classe de taxons indicateurs	7	9	8	8
Score IBGN (<=20)	16	20	17	16
Etat écologique	Bon	Très bon	Très bon	Bon



restauration en « créneau » du Moulinet en 2015

- Coefficient de dégradation de la litière K :

	Rapport des Kmoy (en J-1)
Moulinet restauré : grosse/fine	2,63
Moulinet témoin : grosse/fine	2,91
Nançon restauré : grosse/fine	3,05
Nançon témoin : grosse/fine	1,65
Moulinet : restauré/témoin (fine)	1,08
Moulinet : restauré/témoin (grosse)	0,97
Nançon : restauré/témoin (fine)	0,78
Nançon : restauré/témoin (grosse)	1,44

Au regard du score IBGN, le Moulinet et le Nançon sont deux cours d'eau présentant une bonne voire très bonne qualité biologique. La restauration en « créneau » du Moulinet a obtenue la note maximale de l'IBGN. Les cours d'eau présentent un bon fonctionnement écologique, à l'exception de la station témoin du Nançon. Cette dernière présente une dégradation de la litière plus faible. Cette différence pourrait être liée à la présence d'un bief juste en amont de la station. L'IBGN et la vitesse de dégradation sont deux méthodes complémentaires permettant de décrire le fonctionnement écologique d'un cours d'eau. Des études de la végétation aquatique et riparienne complètent le diagnostic sur le Moulinet et nuancent ces résultats du point de vue de la réponse trophique: une recrudescence de rudérales y étant observée, mais aussi un très bon recrutement de ligneux de berges (Laurent et al, 2020), gage de stabilité et de la création passive d'une ripisylve.

Étude réalisée dans le cadre d'un projet d'ingénieur GE-PAM-EQ



Références : Morandi B (2014) La restauration des cours d'eau en France et à l'étranger: de la définition du concept à l'évaluation de l'action. ENS de Lyon - Université de Lyon. 430
 Graça MA, Bärlocher F, Gessner MO (2007) Methods to study litter decomposition: a practical guide. Springer, Dordrecht. 329

Laurent Y., D. Le Coeur, A.-J. Rollet, I. Bernez, 2020 Évaluation précoce de la restauration écologique passive de ripisylves de ruisseaux remis dans le talweg- pp 85-85, TSM numéro 3 - 2020 - 115e année