



**RÉSEAU SUR  
LA RESTAURATION  
DES ZONES  
HUMIDES** DE BRETAGNE



## PROJET ETREZH

ÉVALUATION DE L'EFFET DE TRAVAUX DE  
RESTAURATION SUR LES FONCTIONS DES ZONES  
HUMIDES DE BRETAGNE

---

2019-2022

Rapport de synthèse

*Mars 2023*

Coordination et rédaction : Armel Dausse, Forum des Marais Atlantiques

Contributeurs :

- Dylan Amiar, chargé d'étude, UMR Ecobio, Université de Rennes 1
- Martin Aumont, stagiaire de master 1, UMR Ecobio, Université de Rennes 1
- Louison Bienvenue, stagiaire M2, EA Géoarchitecture, Université de Bretagne Occidentale
- Vincent Colasse, Conservatoire botanique national de Brest
- Alain Crave, UMR Géosciences, Université de Rennes 1
- Rémi Dupas, UMR SAS, INRAE
- Louis Forêt, stagiaire de master 1, UMR Ecobio, Université de Rennes 1
- Sébastien Gallet, EA Géoarchitecture, Université de Bretagne Occidentale
- Axel Hacala, chargé d'étude, UMR Ecobio, Université de Rennes 1
- Anne Jaffrezic, UMR SAS Institut Agro
- Raphael Jagunic, stagiaire de master 1, UMR Ecobio, Université de Rennes 1
- Siméon Kergourlay, volontaire en service civique, Forum des Marais Atlantiques
- Mikaël Le Bihan, direction régionale Ouest, Office français de la biodiversité
- Laurène Lutherer, stagiaire M2, EA Géoarchitecture, Université de Bretagne Occidentale
- Maëla Péron, volontaire en service civique, Forum des Marais Atlantiques
- Julien Pétilion, UMR Ecobio, Université de Rennes 1
- Mathieu Szotowski, volontaire en service civique, Forum des Marais Atlantiques
- Rémi Verseil, stagiaire M2, UMR SAS, INRAE/Institut Agro
- Nathan Viel, chargé d'étude, UMR Ecobio, Université de Rennes 1

Relecture :

- Oriana Garcia, Forum des Marais Atlantiques
- Alix Augier, Forum des Marais Atlantiques
- Anaëlle Magueur, Forum des Marais Atlantiques

Ce rapport est référencé comme suit :

*Dausse, A. (coord.), 2023. Évaluation de l'effet de travaux de restauration sur les fonctions des zones humides de Bretagne. Projet ETREZH (2019-2022), Rapport de synthèse. Agence de l'eau Loire-Bretagne/DREAL Bretagne/Région Bretagne/CD 35. Forum des Marais Atlantiques, Brest. 79 p.*

---

## Table des matières

---

Contexte général et objectifs .....	5
1. Contexte du projet .....	5
2. Objectif du projet ETREZH .....	6
3. Approche et sites d'études .....	6
4. Les partenaires du projet.....	8
Évaluation des fonctions des zones humides restaurées .....	9
1. Propriétés du sol des sites restaurés .....	9
1.1. Méthode.....	10
1.2. Lien entre paramètres édaphiques .....	10
1.3. Comparaison des paramètres édaphiques des sites restaurés et témoins ou références.....	11
1.4. Comparaison des paramètres édaphiques entre type d'altération .....	14
2. Fonctionnement hydrologique des zones humides restaurées .....	15
2.1. Objectifs et mise en œuvre.....	15
2.2. Les zones humides restaurées ont-elles une hydropériode compatible avec la présence d'une zone humide ?.....	17
2.3. Les zones humides restaurées retrouvent-elles la capacité à réguler les débits ? .....	18
2.4. Le type de travaux influence-t-il l'hydropériode ? .....	22
3. Régulation du nitrate et du phosphore .....	23
3.1. Objectifs et mise en œuvre.....	23
3.2. Les zones humides restaurées abattent-elles le nitrate ? .....	25
3.3. Est-ce que les zones humides restaurées présentent un risque d'export de phosphore dissous ? 34	
4. Fonctions Biologiques .....	37
4.1. Objectifs et Hypothèses de travail .....	37
4.2. Méthodes d'étude de la végétation .....	37
4.3. Les sites restaurés présentent-ils des végétations typiques de zones humides .....	42
4.4. Méthodes d'étude des différents groupes faunistiques .....	46
4.5. Les sites restaurés présentent-ils des assemblages faunistiques typiques de zones humides ...	50
4.6. Les dynamiques de restauration sont-elles similaires pour la flore et la faune ? .....	55
4.7. Comparaison du degré d'hygrophyllie des espèces faunistiques et floristiques .....	58
5. Influence du type d'altération et des modalités de restauration sur le succès de la restauration ...	59
5.1. Influence du type d'altération sur la végétation et la faune.....	59
5.2. Influence du semi du site sur le succès de restauration.....	62
5.3. Influence du paysage sur le succès de la restauration .....	64
6. Bilan des suivis .....	64

6.1.	Covariation des indicateurs .....	64
6.2.	Modifications des propriétés du sol .....	65
6.3.	Influence du contexte alentour.....	66
6.4.	Points d'attention liés aux modalités de travaux .....	66
6.5.	Limite de l'approche par étude synchronique .....	68
Enseignements méthodologiques .....		70
1.	Méthodologie du travail pluridisciplinaire.....	70
2.	Hydrologie et physicochimie.....	70
2.1.	Suivis piézométriques.....	70
2.2.	Inadaptation de la méthode du trou de tarière sur des sols peu perméables et adaptation du protocole.....	71
2.3.	Nécessité de suivis pluriannuels.....	72
3.	Flore et végétations .....	72
3.1.	Apport des transects par quadrats contigus par rapport aux transects par secteur homogène	72
3.2.	Analyse de la pertinence des indicateurs floristiques utilisés .....	72
4.	Relevés faunistiques .....	75
4.1.	Analyse des méthodes utilisées.....	75
4.2.	Complémentarité entre indicateurs faunistiques.....	76
5.	Un besoin de plus de références .....	77
Récapitulatif des documents produits dans le cadre de l'étude .....		78
5.1.	Rapports de stage et d'étude.....	78
5.2.	Fiches retours d'expériences travaux .....	79
5.3.	Fiches résultats de l'étude par site .....	79

---

# CONTEXTE GÉNÉRAL ET OBJECTIFS

---

## 1. CONTEXTE DU PROJET

---

Les zones humides ont été fortement modifiées et dégradées au cours de l'histoire et notamment après-guerre, du fait de l'extension de l'urbanisation, des infrastructures linéaires et de l'intensification des pratiques agricoles. Les altérations sont en grande partie liées à des aménagements visant à évacuer l'eau au plus vite des parcelles agricoles associant le drainage et la rectification des cours d'eau ou au remblaiement des terres pour les mettre « hors d'eau ». Cette modification du cycle de l'eau s'accompagne d'une perte d'habitat pour la biodiversité spécifique à ces milieux et d'une dégradation de la qualité de l'eau, liée à l'altération des fonctions biogéochimiques des zones humides. Ces conséquences sont exacerbées par l'effet du changement climatique sur ces milieux particulièrement sensibles au régime hydrologique. Une étude menée par le Forum des Marais Atlantiques (FMA) (Ref Dausse et al. 2021), montre notamment une forte concordance entre le degré d'altération des zones humides potentielles et la dégradation de la qualité de l'eau sur les bassins versants.

Engager des travaux de restauration de zones humides présente l'opportunité de reconquérir les fonctions de régulation quantitative et qualitative de l'eau liées à ces milieux. Ces projets apporteraient également un gain en termes de biodiversité. En effet, la faune et la flore des zones humides est parmi les plus menacées de France. Ils sont par ailleurs obligatoires dans le cadre des mesures compensatoires. Ainsi, les actions de restauration des zones humides, si elles restent encore peu fréquentes, commencent à se multiplier. C'est notamment un objectif ciblé dans les documents d'orientation tels que le SDAGE Loire-Bretagne, en particulier au travers de la disposition 8 B-1 concernant la mise en œuvre des mesures compensatoires, mais aussi le plan algues vertes, ou le Schéma Régional de Cohérence Ecologique. Ces actions sont également préconisées dans le 11ème programme d'intervention de l'agence de l'eau Loire-Bretagne.

Cependant, de nombreux questionnements persistent sur le choix des milieux à restaurer, la priorisation des sites d'intervention et les techniques à employer afin d'optimiser la restauration des fonctions perdues. L'évaluation de l'efficacité des opérations sur les fonctions des zones humides reste encore peu documentée et nécessite d'être investiguée, notamment pour vérifier que l'on retrouve des fonctions équivalentes à celles perdues par altération, une fois les sites restaurés. L'obligation d'équivalence fonctionnelle dans les mesures compensatoires proposées par les aménageurs rend cette question particulièrement d'actualité.

Le réseau sur la restauration des zones humides (RERZH) a été créé en 2013 afin de répondre concrètement à ces questions et besoins, sous l'impulsion du Forum des Marais Atlantiques (FMA) et du Conseil départemental du Finistère, réunis au sein de la cellule d'animation sur les milieux aquatiques et de la biodiversité (Camab). Il regroupe des partenaires techniques et scientifiques intervenant sur la thématique de la restauration des zones humides en Bretagne. Un premier programme 2013-2017 a permis l'acquisition de premières connaissances sur les techniques de restauration et les effets induits sur les fonctions des zones humides restaurées via des expérimentations réalisées sur cinq sites pilotes en Finistère. La poursuite de l'acquisition de connaissances est cependant nécessaire, notamment pour augmenter la transposabilité des résultats et acquérir des connaissances sur des modalités de travaux non évaluées. Ainsi, le comité de pilotage du projet a mis en avant la nécessité de poursuivre le travail d'acquisition et de valorisation des connaissances en étendant le RERZH au niveau régional, dans un nouveau programme coordonné par le Forum des Marais Atlantiques (FMA).

Le RERZH Bretagne ainsi créée a comme mission de favoriser l'émergence d'actions efficaces de restauration de zones humides sur les territoires, notamment via l'accompagnement des collectivités et la montée en compétence des acteurs de la restauration des zones humides à l'échelle régionale. Il se base sur l'acquisition de connaissances à travers de projets de recherche-action, dont le présent projet ETREZH.

## 2. OBJECTIF DU PROJET ETREZH

---

L'objectif du projet ETREZH (Evaluation de l'effet des travaux de restauration sur les fonctions des zones humides de Bretagne), réalisé entre 2019 et 2021, est d'évaluer les effets des travaux de restauration sur les fonctions hydrologiques, biogéochimiques et biologiques des zones humides. Il vise en particulier à vérifier dans quelle mesure et sous quelles conditions, les services de régulation de la qualité et de la quantité d'eau rendus par les zones humides peuvent être reconquis mais aussi l'accueil de la biodiversité. Le projet pose également la question de la façon dont peuvent être évalués les travaux de restauration et de l'adaptation de protocoles de suivis au contexte particulier de la restauration des milieux.

ETREZH vise ainsi :

- L'acquisition de connaissances scientifiques sur l'effet des travaux de restauration sur les fonctions (hydrologiques, biogéochimiques et biologiques) des zones humides ;
- L'acquisition de connaissances techniques sur les méthodes de travaux les plus efficaces pour restaurer les fonctions des zones humides ;
- La consolidation de protocoles de suivis pouvant être proposés aux opérateurs pour permettre une remontée de données homogènes facilitant l'évaluation des projets de restauration.

La vocation du projet est également de favoriser la montée en compétence des techniciens sur la restauration des zones humides en leur proposant un ensemble d'outils permettant de promouvoir les bonnes pratiques de restauration des zones humides et l'évaluation des actions.

## 3. APPROCHE ET SITES D'ÉTUDES

---

Un travail préalable réalisé en 2018 sur l'analyse des enjeux de la restauration des zones humides en Bretagne, en termes d'altérations les plus impactantes et d'identification des manques de connaissances, a permis de faire ressortir des priorités en termes de travaux de restauration à évaluer. Ainsi les travaux visés par cette étude sont la **suppression de drainage enterré** (8 sites recensés en Bretagne en 2017) et la **suppression de remblaiement** (15 sites recensés) mais aussi la suppression de plans d'eau sur cours.

Les études menées se basent sur une **approche synchronique**, permettant de substituer l'espace au temps en étudiant simultanément des zones humides ayant fait l'objet de restauration à des dates différentes, recensées sur l'ensemble de la Bretagne. Une étude diachronique, bien qu'apportant beaucoup plus d'informations et notamment un diagnostic de l'état initial du site, nécessiterait en effet au moins 5 ans pour aboutir à des résultats (1 an de suivi minimum avant travaux puis au moins trois ans après).

Le projet d'évaluation du potentiel de restauration de zones humides s'est structuré en deux temps :

- en 2019, une étude de cas liée à la suppression de plans d'eau sur cours d'eau, en partenariat avec l'OFB,
- en 2020 et 2021 une étude de 14 sites ayant fait l'objet de suppression de remblai ou de neutralisation de drainage enterré (Fig. 1).

Dans cette seconde étude, il est proposé d'évaluer l'intégrité fonctionnelle de zones humides restaurées en comparaison à des zones humides de référence, en bon état fonctionnel, en se basant sur l'utilisation d'indicateurs permettant de quantifier un certain nombre de fonctions de la zone humide (hydrologiques, biogéochimiques et biologiques).

Deux modalités de suivis sont mises en œuvre, correspondant au déploiement de protocoles d'étude plus ou moins complets :

- Un **suivi approfondi** sur 4 sites jugés comme représentatifs des zones humides bretonnes ;
- Un **protocole simplifié** sur un ensemble de sites d'étude plus variés.

Les sites d'étude sont décrits dans des **fiches sites** individuelles (voir § 5.3).

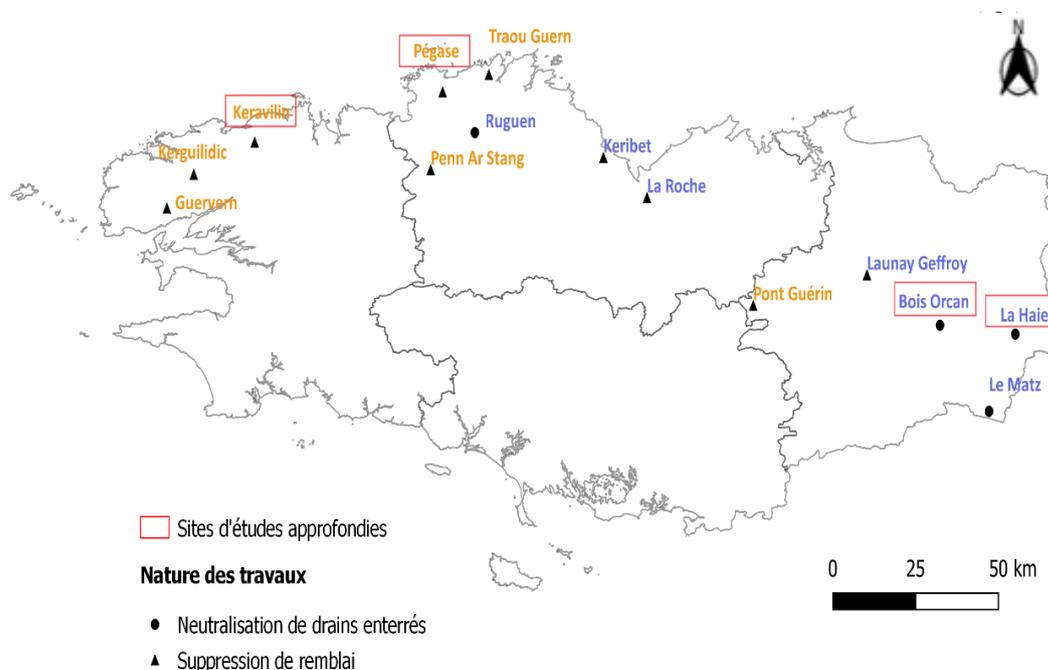


Figure 1 Localisation des sites d'études, type de travaux, niveau de suivi et année d'étude (2020 en orange ; 2021 en bleue)

## 4. LES PARTENAIRES DU PROJET



Le FMA assure la coordination du projet, une partie de sa mise en œuvre technique et scientifique ainsi que la valorisation des acquis.

Le projet s'appuie sur un partenariat étroit avec les porteurs de projets avec différents organismes techniques ou de recherche pour le suivi scientifique du projet, l'encadrement de stagiaires de niveau master 2 et l'interprétation des résultats :



**INRAE**

L'INSTITUT  
**agro** Rennes  
Angers

### UMR SAS INRAE/Institut Agro (anciennement Agrocampus) :

- Anne Jaffrezic (enseignante chercheuse), flux de carbone et micropolluants dans les agrohydro-systèmes et facteurs de contrôle
- Rémi Dupas (chargé de recherche), transferts de C, N et P dans les paysages agricoles (suivis multi-échelle et modélisation).

### UMR Géosciences, Université de Rennes 1 :

Alain Crave (chargé de recherche): hydrologie et géomorphologie, coordinateur du projet Berceau (Bilan, suivi et Evaluation des actions de Restauration des Cours d'EAU bretons).



### UMR Ecobio, Université de Rennes 1 :

Julien Pétillon (professeur), dynamiques et génétique des communautés d'araignées et développement d'indicateurs faunistiques de suivi de milieux.

### EA Géoaarchitecture, Université de Bretagne Occidentale :

Sébastien Gallet (maître de conférences) écologie végétale et écologie de la restauration.



### Le Conservatoire botanique national de Brest :

Vincent Colasse intervient également en appui méthodologique et en expertise botanique dans le cadre des conventions départementales ou régionales et réalise l'expertise des sites d'étude approfondie.

Mikaël Le Bihan de l'**OFB** (direction régionale de Bretagne) a également contribué à l'évaluation du potentiel des restaurations de zones humides suite à la suppression de plans d'eau.



L'analyse statistique des données a été réalisée avec l'appui de Maëla Péron, au FMA.

### ETREZH est un projet financé par :



Les études biodiversité sur les sites approfondis ont été possibles grâce à un financement complémentaire du département d'Ille et Vilaine.

---

# ÉVALUATION DES FONCTIONS DES ZONES HUMIDES RESTAURÉES

---

Des **fiches site** individuelles présentent les travaux réalisés et l'ensemble des résultats obtenus sur les sites d'étude approfondie. Celles-ci sont disponibles aux liens suivants :

- Neutralisation de drainage
  - o Bois Orcan : [Travaux](#)      [Suivis](#)
  - o La Haie : [Travaux](#)      [Suivis](#)
- Suppression de remblai
  - o Keravilin : [Travaux](#)      [Suivis](#)
  - o Pégase : [Travaux](#)      [Suivis](#)

Seules les informations les plus marquantes sont synthétisées dans ce rapport, ainsi que les analyses portant sur la comparaison des sites ou le croisement de différents indicateurs.

## 1. PROPRIÉTÉS DU SOL DES SITES RESTAURÉS

---

L'altération des milieux peut modifier les propriétés du sol :

- La mise en culture peut avoir un impact sur ses propriétés en déstructurant le sol lors des labours, en augmentant l'oxygénation du sol et donc en favorisant l'oxydation de la matière organique aboutissant à l'appauvrissement des sols. Il provoque aussi la compaction en profondeur du fait des passages répétés d'engins agricoles.
- Le drainage favorise également l'oxydation de la matière organique en augmentant les périodes aérobies du sol.
- Le remblaiement peut également aboutir à une compaction du sol sous le poids du remblai, sans perte de matière organique, si le sol n'a pas été modifié avant remblaiement.

De nombreuses fonctions des zones humides reposent sur les propriétés du sol. Certains paramètres ont une influence particulière sur les fonctions étudiées dans ce projet :

- La **porosité du sol**, dont dépend en partie la conductivité hydraulique, qui influence elle-même l'hydropériode, mais aussi le degré d'oxygénation qui conduit certains processus bactériens et la capacité des végétaux à s'enraciner plus ou moins facilement ;
- La **teneur en matière organique**, support de la vie microbienne du sol, influe également sur la compaction du sol et la capacité des végétaux à s'enraciner ;
- La **teneur en minéraux** du sol, notamment en carbone, azote et phosphore qui résulte en partie de la présence de matière organique, mais aussi des apports extérieurs dont dépendent certains processus bactériens et la croissance des végétaux.

Ainsi, plusieurs paramètres ont été analysés sur les sites d'étude. Sur l'ensemble des sites, la teneur en C, N et P assimilable (Olsen) et la résistance du sol, traduisant sa compaction, comme indicateur de la porosité ont été mesurés avec en plus sur les sites d'étude approfondie, la profondeur de l'horizon organique.

## 1.1. MÉTHODE

### 1.1.1. Teneur en C, N et P Olsen du sol

Des échantillons des 30 premiers cm du sol ont été prélevés afin de déterminer leur teneur en carbone et azote total et en phosphore Olsen.

Sur les sites d'étude approfondie, trois sous-échantillons ont été prélevés à proximité de chaque piézomètre et regroupé en un échantillon composite. Pour les sites d'étude simple, un seul échantillon composite de trois sous-échantillon a été prélevé par tache de végétation homogène ayant fait l'objet d'un relevé phytosociologique (cf. § 5.2).

Les échantillons sont broyés puis, environ 70 mg de sol sont passés dans un analyseur élémentaire pour la mesure de la teneur en carbone et en azote totaux.

La teneur en phosphore est mesurée selon la méthode Olsen. Le sol est traité par une solution d'hydrogénocarbonate de sodium à 0,5 mol/l ajustée à un pH de 8,5 avec de la soude puis subit une réduction à chaud par l'acide ascorbique. La lecture est réalisée au spectrophotomètre à 825 nm.

### 1.1.2. Résistance du sol

La résistance du sol, indicateur du niveau de compaction, a été mesurée à l'aide d'un pénétromètre manuel.

### 1.1.3. Mise en œuvre

Les prélèvements de sols et mesure de résistance du sol ont été réalisés par Rémi Verseil, stagiaire en Master 2 à l'UMR SAS, INRAE/Agrocampus Ouest (encadré par Anne Jaffrezic et Armel Dausse, FMA), avec l'appui de Louison Bienvenue, stagiaire à l'UMR Géoarchitecture, UBO (encadré par Sébastien Gallet) et Mathieu Szotowski, volontaire en service civique au FMA. Des données manquantes ont été récoltées par Maëla Péron, volontaire en service civique au FMA et Armel Dausse, FMA.

## 1.2. LIEN ENTRE PARAMÈTRES ÉDAPHIQUES

Afin d'analyser le lien entre différents paramètres du sol et les conditions physicochimiques des sites, un diagramme de corrélation a été réalisé entre différents paramètres abiotiques mesurés sur les sites restaurés et témoins (Fig. 2.).

L'analyse des paramètres abiotiques montre une **forte corrélation positive entre teneur en carbone, azote et phosphore assimilable (P Olsen) dans les 30 premiers centimètres du sol**. Ces trois paramètres sont également corrélés positivement à la saturation du sol par la nappe à moins de 25 cm de profondeur (en pourcentage de temps durant l'année hydrographique où le toit de nappe est au-dessus de 25 cm de profondeur).

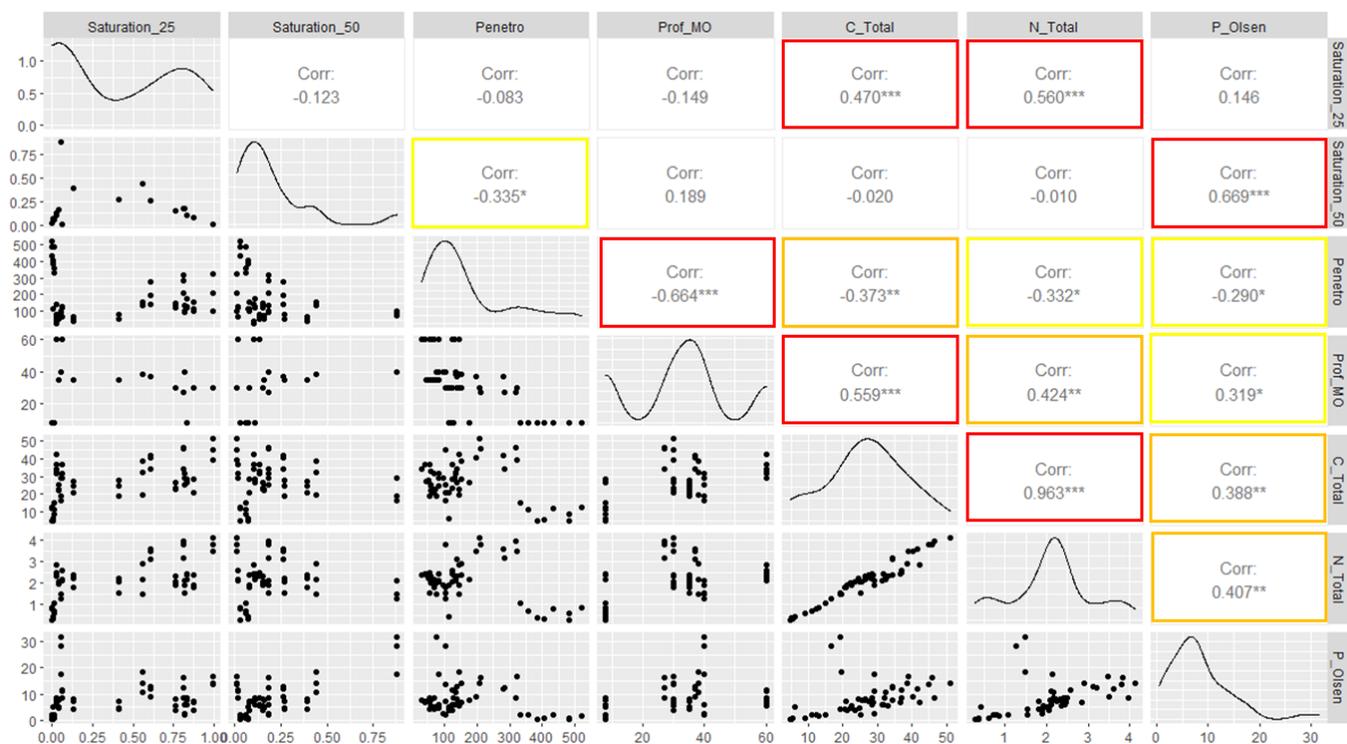


Figure 2 - Diagramme de corrélations entre paramètres abiotiques mesurés dans les zones humides restaurées et témoins. Le gradient de couleur correspond au degré de significativité de la corrélation (\* $p < 0,05$  ; \*\* $p < 0,01$  ; \*\*\* $p < 0,001$ ).

Une corrélation négative est également observée entre la résistance du sol, mesurée par pénétrométrie (Pénétré, dans la Fig. 2), et la profondeur de l'horizon organique, signifiant que **plus le sol est riche en matière organique et moins il est compact**. Ce même paramètre est corrélé plus faiblement à la teneur en C, N et P Olsen et à la saturation du sol par la nappe à moins de 50 cm de la surface, eux-mêmes corrélés positivement à la profondeur de matière organique.

### 1.3. COMPARAISON DES PARAMÈTRES ÉDAPHIQUES DES SITES RESTAURÉS ET TÉMOINS OU RÉFÉRENCES

L'altération des propriétés du sol ne semble pas systématique sur les zones humides restaurées étudiées. L'étude des propriétés du sol montre cependant des différences notables entre certains sites restaurés et les sites non altérés (sites référence et sites témoins) pour plusieurs paramètres (Fig. 3).

#### 1.3.1. Compaction du sol

Au niveau de la résistance du sol, traduisant sa compaction, cinq sites montrent des valeurs supérieures à la gamme de valeurs observées dans les sites non altérés (Fig. 3). Pégase V présente en particulier des valeurs extrêmement élevées alors que les autres montrent des valeurs légèrement supérieures aux extrêmes hautes de cette gamme. Quatre de ces sites étaient remblayés, le cinquième, La Haie ayant été labouré. Sur ce dernier, les mesures ont été faites plus tardivement après une longue période sans pluie, ce qui pourrait également expliquer des valeurs élevées. Cependant, les valeurs de la parcelle témoin et de la parcelle restaurée pour ce site sont similaires et sont donc probablement liées à leur passé culturel.

Sur les sites de Keravilin et Traou Guern par contre, la forte résistance observée en bas de parcelle est probablement liée à une compaction sous l'effet du remblai. L'analyse des paramètres édaphiques a globalement mis en évidence une corrélation négative entre la teneur en carbone du sol et sa résistance, montrant une particularité à ce niveau sur le site de Keravilin.

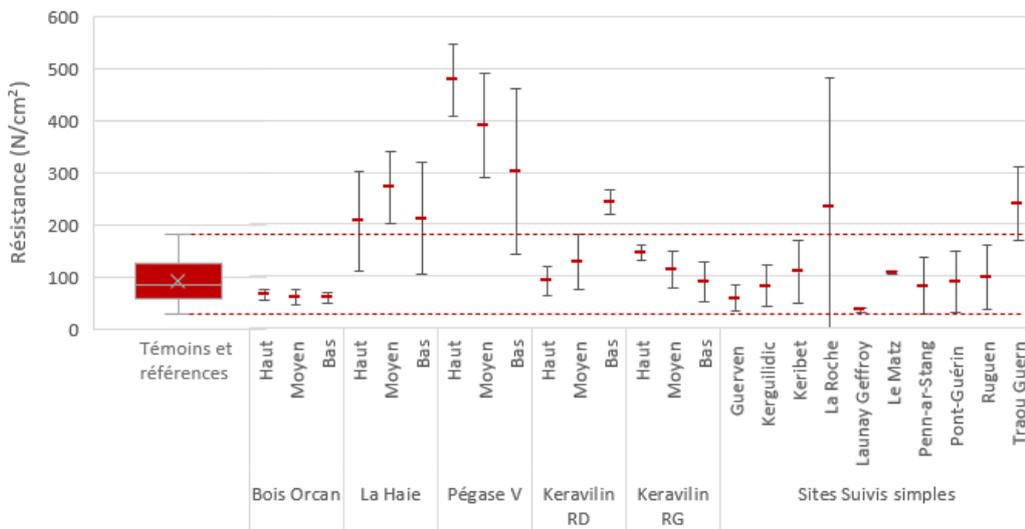


Figure 3 - Comparaison de la résistance du sol dans les sites non altérés (témoins et références) et dans les sites restaurés (moyennes ± écart types).

### 1.3.2. Teneurs en carbone et azote totaux

La moyenne des teneurs en C total des sites témoins et référence est de 2,7 % de C, soit 4,6 % de matière organique, ce qui est relativement faible pour des sols de zones humides. Sur Pégase V et La Roche, on observe également une faible teneur en carbone, inférieure à 1,5 % de C et moins de 0,5 % en bas de parcelle, montrant un appauvrissement en matière organique (Fig. 4). Ces sites sont particuliers par rapport à la manière dont a été mise en œuvre la suppression de remblai. Le premier a été décaissé trop profondément, ce qui fait que l'horizon de surface est très minéral alors que le second n'a pas été déblayé suffisamment en profondeur. Une épaisseur de remblai composé de terre minérale se trouve ainsi toujours en surface.

Les mêmes tendances sont observées pour la teneur en azote du sol, qui est fortement corrélée à celle du carbone ( $r^2=0,96$  ;  $p<0,001$ ), et n'est de fait pas présentée ici.

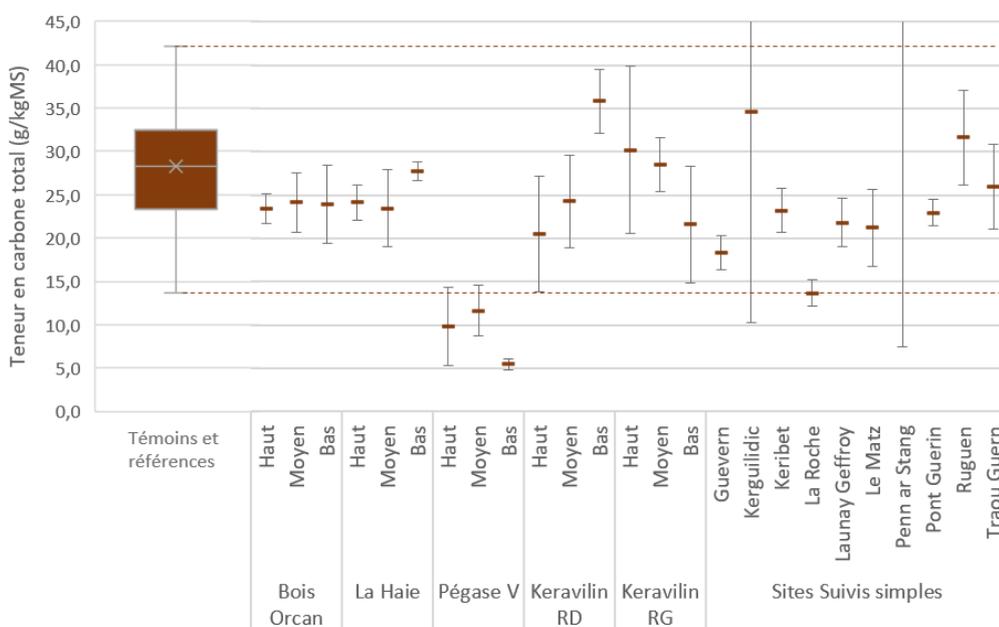


Figure 4 - Comparaison de la teneur en carbone total du sol dans les sites non altérés (témoins et références) et dans les sites restaurés (moyennes ± écart types).

### 1.3.3. Teneur en P Olsen

La teneur en P Olsen est très variable selon les sites (Fig. 5). Elle est dans la limite basse des valeurs observées sur les sites non altérés pour Bois Orcan et La Haie et en dessous pour le site de Pégase V. Sur ce dernier, le décaissement trop profond explique cette observation. Sur Bois Orcan et La Haie, tous deux anciennement labourés, un appauvrissement du sol par la mise en culture pourrait être en cause, bien que généralement on observe un enrichissement en phosphore du sol dans les parcelles cultivées.

Deux sites présentent des valeurs hautes par rapport aux références : Kerguilidic, dont la particularité est de recevoir des eaux pluviales urbaines (sans que le lien de cause à effet ne soit vérifié) et Ruguen, situé directement en aval d'une parcelle agricole, sans séparation par une haie.

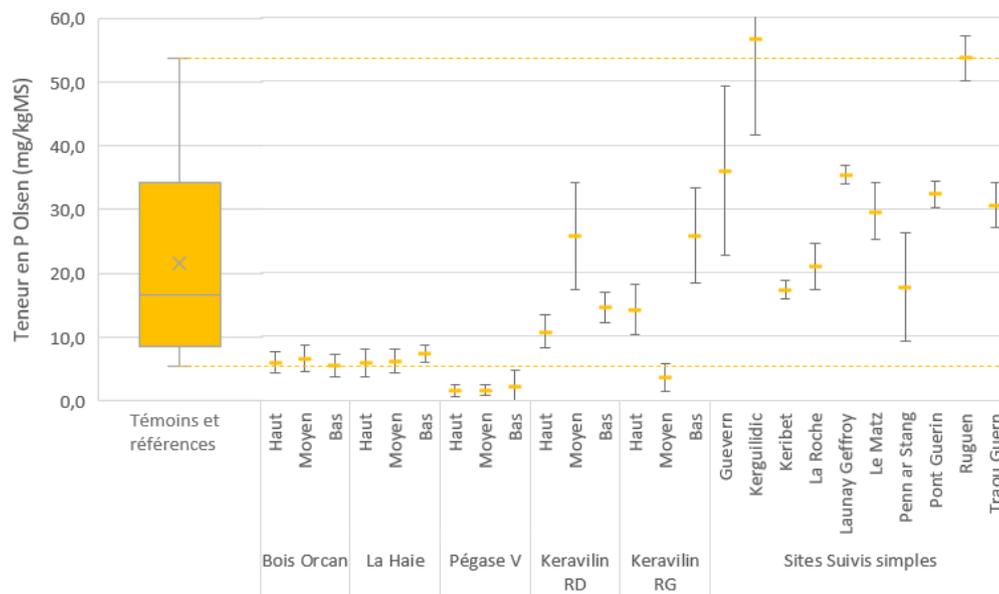


Figure 5 - Comparaison de la teneur en phosphore Olsen du sol dans les sites non altérés (témoins et références) et dans les sites restaurés (moyennes ± écart types).

## 1.4. COMPARAISON DES PARAMÈTRES ÉDAPHIQUES ENTRE TYPE D'ALTÉRATION

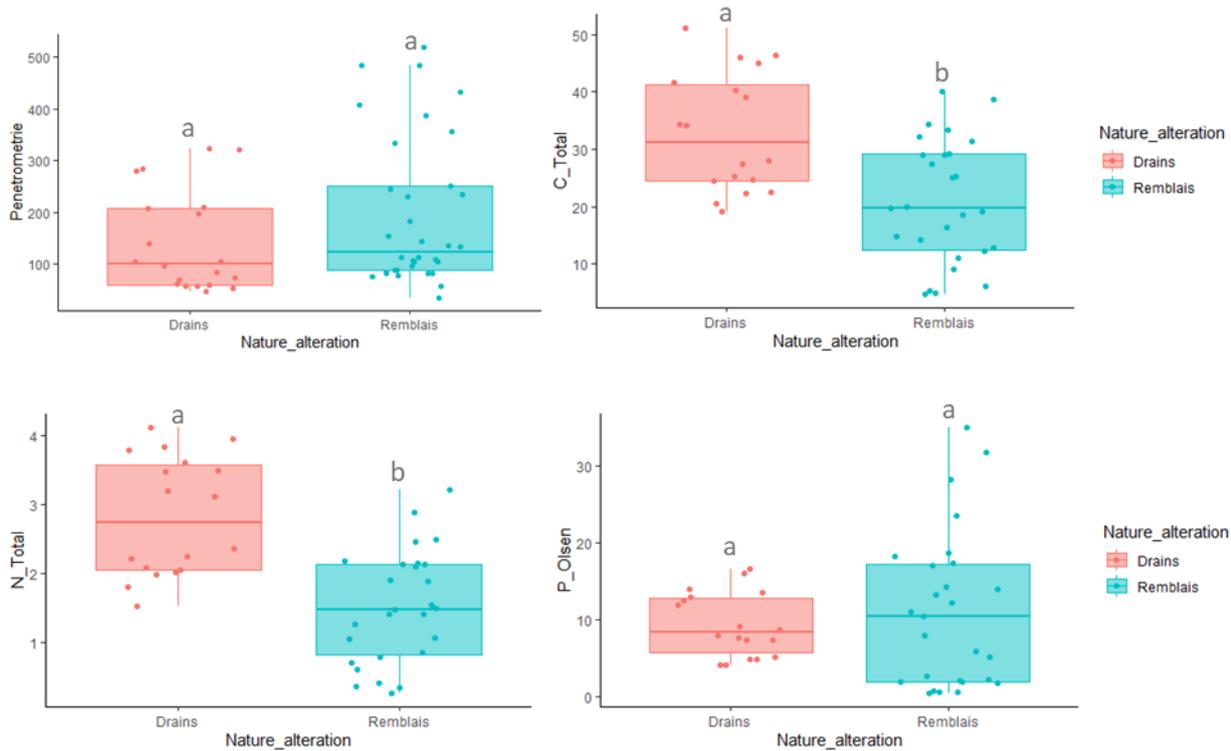


Figure 6 - Distribution des valeurs des différents paramètres édaphiques mesurés sur les sites en fonction de l'altération, dans l'ordre : résistance (en N/cm<sup>2</sup>), phosphore Olsen (en mg/kgMS), carbone et azote totaux (en g/kgMS).

Les données ne présentant pas d'homogénéité des variances ainsi que les valeurs moyennes entre les paramètres du sol des sites restaurés par suppression de remblai et, par neutralisation du drainage enterré, ont été comparées à l'aide de tests de Kruskal-Wallis.

La résistance des sols des sites remblayés est légèrement plus importante que sur les autres sites, mais pas de façon significative (Fig. 6). Les valeurs sont tirées vers le haut par Keravilin en rive droite, Pégase V, La Roche et Traou Guern. Par ailleurs, la moyenne des sites dédrainés est probablement un peu surestimée du fait que les mesures du site de La Haie ont été faites plus tardivement, sur des sols plus secs que les autres sites.

On observe également que les sites de suppression de remblai ont des valeurs significativement plus faibles pour le carbone et l'azote totaux. Le décaissement du remblai peut parfois supprimer une partie de l'horizon organique, ce qui expliquerait ce résultat. Les valeurs de phosphore Olsen ne sont pas significativement différentes entre modalités de travaux.

**Ainsi, cette étude a montré que l'altération des sites par remblaiement ou drainage et mise en culture peut avoir un effet sur certains paramètres du sol, sans que cela ne soit généralisé.**

**Le remblaiement peut, en particulier, avoir un effet sur la compaction du sol et la suppression de remblai, mal calibrée, peut entraîner un appauvrissement de matière organique au niveau de l'horizon de surface.**

## 2. FONCTIONNEMENT HYDROLOGIQUE DES ZONES HUMIDES RESTAURÉES

---

### 2.1. OBJECTIFS ET MISE EN ŒUVRE

L'objectif est d'évaluer si les travaux de restauration permettent de retrouver une hydropériode compatible avec le développement d'une zone humide et propice au support des fonctions biologiques et biogéochimiques. Il s'agit par ailleurs de vérifier si les zones humides restaurées peuvent recouvrer leur capacité à stocker de l'eau et à réguler les débits.

#### 2.1.1. Hypothèses de travail

Dans les zones humides de têtes de bassin versant ou de fond de vallée liées aux faibles rangs de Strahler, qui sont les plus fréquentes en Bretagne, c'est le niveau d'eau dans la nappe de versant et donc la pression transmise en bas de versant qui influence essentiellement le niveau d'eau dans la zone humide. A mesure que le rang de Strahler augmente, l'influence du cours d'eau sur le niveau de nappe dans la zone humide augmente également. Sur les rangs de Strahler importants, le niveau d'eau dans la zone humide est lié à la nappe d'accompagnement du cours d'eau et non plus à celle issue du versant (Montreuil 2008<sup>1</sup>).

Le niveau d'eau dans le cours d'eau intervient également en exerçant une pression latérale. Ce processus est comparable à un bouchon qui empêche l'eau circulant dans la zone humide de s'évacuer quand le niveau du cours d'eau est haut et qui, à l'inverse, permet le drainage de l'eau contenue dans le sol de la zone humide lorsque son niveau est bas, c'est ce mécanisme qui assure une contribution aux débits d'étiage.

La régulation du débit par la zone humide de tête de bassin versant, de fond de vallée ou liées aux faibles rangs de Strahler, est essentiellement liée à la vitesse de circulation de l'eau en provenance du versant, dans son sol. Cette vitesse est influencée par la pression exercée par la nappe (liée au différentiel de niveau), par la conductivité hydraulique et par le niveau d'eau dans le cours d'eau permettant ou non l'évacuation de l'eau hors de la zone humide. Une zone humide en bon état de conservation, et en particulier sans court-circuit de l'eau et sans drainage (ou surcreusement de cours d'eau), permet ainsi un ralentissement de la circulation de l'eau entre le versant et le cours d'eau, ayant pour effet de tamponner les flux d'eau. Ainsi, on peut assimiler la zone humide de fond de vallée ou de tête de bassin versant à un robinet qui est partiellement fermé lorsqu'elle est en bon état et ouvert lorsqu'elle est drainée ou court-circuitée. Par ailleurs, plus la taille de la zone humide est importante par rapport au gabarit du cours d'eau et plus l'effet tampon sera important. Par conséquent, les zones humides en tête de bassin versant ont un rôle essentiel dans la régulation des débits.

La capacité de la zone humide à stocker de l'eau dans le sol et à la restituer, dépend en grande partie de sa conductivité hydraulique déterminée par sa structure et sa texture, mais aussi de la présence de végétation, dont les racines favorisent l'infiltration de l'eau. Les zones humides peuvent également intervenir dans la régulation des débits par le stockage d'eau en surface, lors de fortes précipitations ou, en bord de cours d'eau, lors de crues. La topographie et microtopographie du site sont alors déterminantes.

L'ensemble de ces facteurs peuvent être modifiés lors de l'altération de la zone humide ou durant les travaux de restauration. Ainsi, la capacité du site restauré à réguler les débits dépendra de la possibilité

---

<sup>1</sup> Montreuil O., 2008. Relation entre l'ordre des bassins versants, l'organisation spatiale et le fonctionnement hydrologique et hydrochimique des zones humides riveraines. Thèse de doctorat, Université de Rennes 1. 242 p.

de retrouver au niveau du sol des conditions propices à la circulation et au stockage de l'eau mais également, le cas échéant, de l'amélioration de la connexion entre le cours d'eau et la zone humide.

Par ailleurs, pour qu'un milieu humide se développe, le sol doit être saturé d'eau ou sous l'eau au moins une partie de l'année. L'arrêté de 2008 portant sur la délimitation des zones humides précise que la saturation doit être prolongée et se situer à moins de 50 cm de profondeur. Ainsi l'étude de l'hydropériode permet de déterminer si ces conditions sont réunies sur les sites restaurés.

L'effet de la restauration de zones humides, et notamment celles attenantes au cours d'eau, sur les débits du cours d'eau n'a à notre connaissance pas été évalué car il est complexe à mesurer. Il est possible de l'estimer en évaluant la contribution relative de la nappe qui transite par la zone humide à l'alimentation du cours d'eau, grâce à l'étude des gradients piézométriques en rapport au niveau du cours d'eau et par l'utilisation de marqueurs de mélange tels que la température, la conductivité ou la concentration de certains éléments comme le chlore. Ainsi, une étude des niveaux d'eau relatifs entre la zone humide et le cours d'eau permet de mieux qualifier la dynamique de ces échanges.

### 2.1.2. Méthode

Sur l'ensemble des sites d'étude, un diagnostic du fonctionnement hydrologique (sources d'alimentation visibles, exutoires...) a été réalisé et un profil pédologique a permis de relever les traces d'hydromorphie du sol.

Les sites d'étude approfondie ont été étudiés selon des techniques déployées dans le RERZH du Finistère et dans le projet BERCEAU pour permettre une mutualisation des données. Les niveaux d'eau de la nappe de la zone humide ont été suivis via la mise en place d'un transect de 3 piézomètres, équipés de sondes de niveau, placés dans le sens de la plus grande pente. Le cas échéant, une sonde limnimétrique a complété le transect afin de suivre le niveau du cours d'eau. La direction des échanges entre nappe de la zone humide et cours d'eau est estimée par comparaison entre les gradients piézométriques le long de ces transects et le niveau du cours d'eau. Le suivi de la température apporte des éléments de compréhension supplémentaires.

Ces suivis ont été mis en œuvre à partir d'octobre 2020 et ont été poursuivis jusqu'à juin 2021 sur La Haie et jusqu'à avril 2022 pour les autres sites. Les analyses de l'hydropériode portent sur une année hydrologique s'étendant d'octobre 2020 à octobre 2021. Les données du site de La Haie sont donc partielles.

### 2.1.3. Mise en œuvre

L'étude du fonctionnement hydrologique a été réalisée au FMA par Armel Dausse, appuyée de volontaires en service civique (Siméon Kergourlay, Mathieu Szotowski et Maëla Péron).

Alain Crave de l'UMR Géosciences (Université de Rennes 1) a apporté son expertise pour la mise en œuvre et l'interprétation des suivis hydrologiques.

### 2.1.4. Documents produits

Verseil R., 2021. Evaluation des fonctions biogéochimiques et hydrologiques de zones humides restaurées. Mémoire de fin d'étude, PolyTech Tours, IMA. 47 p.

[https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2022/08/Verseil\\_Remi\\_Stage\\_5A\\_IMA\\_2021.pdf](https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2022/08/Verseil_Remi_Stage_5A_IMA_2021.pdf)

Le fonctionnement hydrologique des sites est également détaillé dans les **Fiches sites** (voir p. 9).

## 2.2. LES ZONES HUMIDES RESTAURÉES ONT-ELLES UNE HYDROPÉRIODE COMPATIBLE AVEC LA PRÉSENCE D'UNE ZONE HUMIDE ?

Les zones humides sont définies comme des milieux inondés ou gorgés d'eau au moins une partie de l'année. D'un point de vue législatif, en l'absence de traces d'hydromorphie ou de végétation hydrophile, une parcelle est considérée comme humide si on observe une saturation prolongée dans les 50 premiers centimètres du sol, sans néanmoins de précision de durée. La fréquence de saturation du sol à moins de 50 cm de profondeur a ainsi été calculée sur les sites d'étude approfondie afin de vérifier que cette condition est bien remplie. Par ailleurs, la saturation de l'horizon organique est déterminante pour de nombreux processus biogéochimiques et notamment la dénitrification. La fréquence de saturation du sol à moins de 25 cm de profondeur a également été calculée. Cette profondeur correspond généralement à l'horizon le plus riche en matière organique, même si elle est site-spécifique.

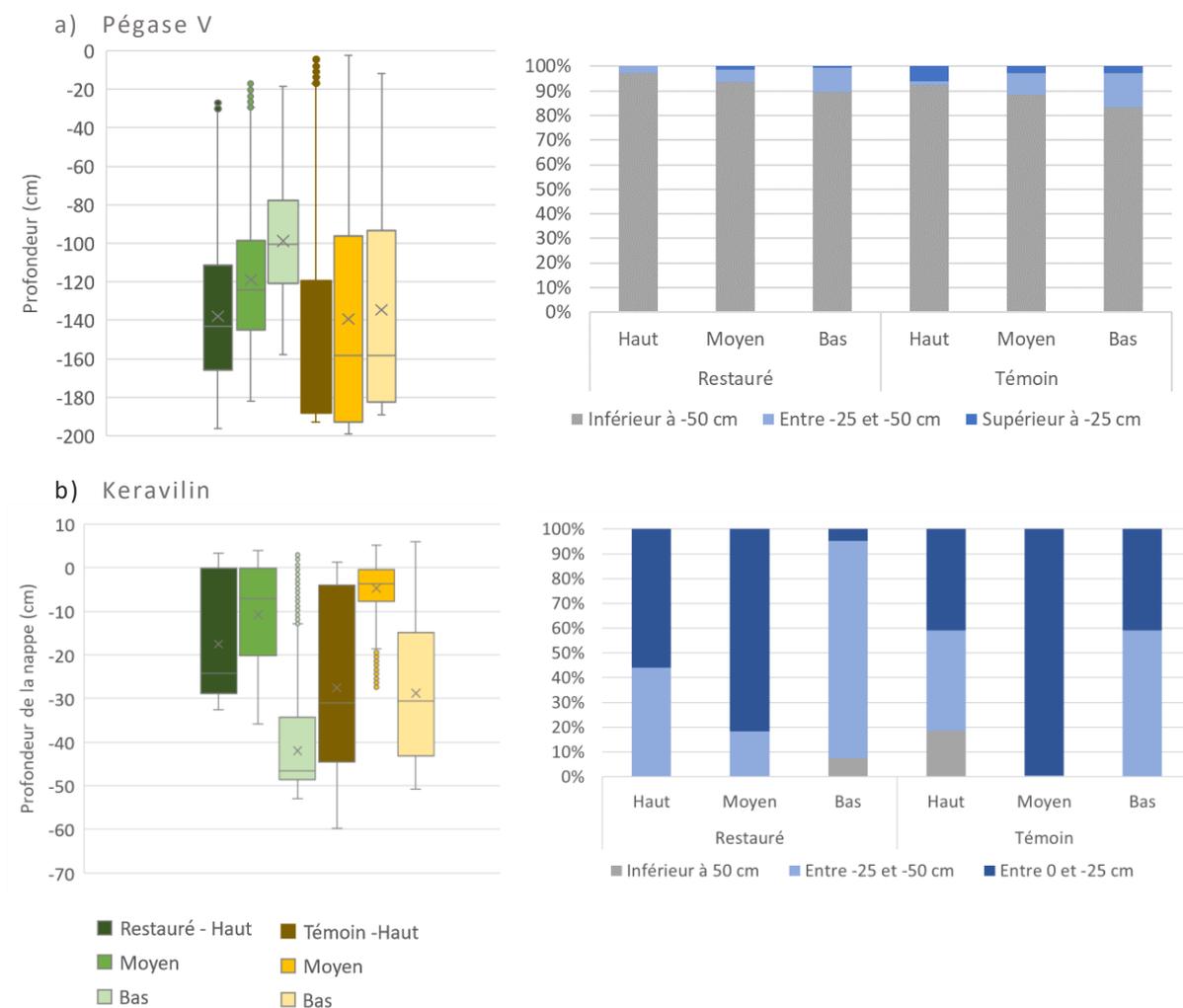


Figure 7 - Répartition des niveaux de nappe dans les différents piézomètres par rapport au niveau du sol (gauche) et fréquence de saturation des 50 premiers centimètres du sol (droite) sur une année hydrologique (d'octobre 2020 à octobre 2021) sur le site de Pégase V (a) et sur Keravilin (b). Les échelles de profondeur de nappe diffèrent entre les deux graphiques.

Sur trois des 4 sites d'étude approfondie la nappe est bien présente à moins de 50 cm de façon prolongée, à des degrés différents de saturation. Seul le site de Pégase V se trouve en limite de cette description (Fig. 7a).

En effet, sur ce site, le niveau de nappe mesuré sur les piézomètres profonds (2 m) n'est au-dessus de -50 cm que durant 38 jours en bas de parcelle, diminuant à 10 jours en haut de parcelle essentiellement sur la période de mi-novembre à février. En haut de parcelle, le toit de nappe ne se trouve jamais à moins de 25 cm de profondeur. On peut ainsi déduire que seule la partie basse de la parcelle correspond effectivement à une zone humide. Sur le site témoin, ces fréquences sont du double : décroissant de 61 jours en bas de parcelle à 27 jours en haut de parcelle, ce qui atteste d'un caractère humide plus important.

Cependant, la mesure manuelle des niveaux d'eau dans les piézomètres de surface, profonds de 50 cm, montre des niveaux plus élevés que ceux mesurés à l'aide de la sonde automatique sur les piézomètres profonds, aussi bien sur le site témoin que restauré (Fig. 8). Il y a donc deux nappes sur le site : une nappe de surface et une nappe plus profonde, séparées par un horizon relativement imperméable.

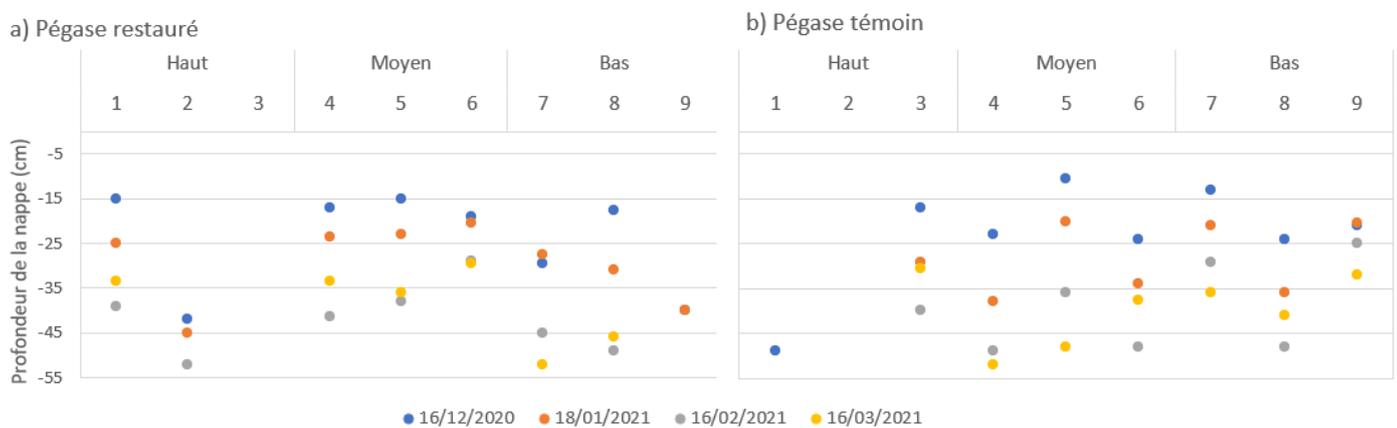


Figure 8 - Niveaux d'eau dans les piézomètres de surface aux différentes dates d'échantillonnage sur les sites de Pégase restauré et témoin.

A l'opposé, le site de Keravilin est extrêmement humide. La saturation est quasi-constante à moins de 50 cm voire, moins de 25 cm de profondeur toute l'année et le niveau de nappe descendant très rarement sous 50 cm (Fig. 7b). On retrouve également ce schéma dans le site témoin. Il est lié à la configuration du site, situé dans une vallée encaissée avec des sols peu drainants et très peu profonds, dont la roche mère se trouve entre 40 cm et 1 m 20 de profondeur, limitant fortement l'infiltration en profondeur de l'eau venant du versant.

**Sur l'ensemble des sites on retrouve bien une saturation en eau à moins de 50 cm de la surface compatible avec les conditions de développement d'une zone humide, sur au moins une partie du site.**

### 2.3. LES ZONES HUMIDES RESTAURÉES RETROUVENT-ELLES LA CAPACITÉ À RÉGULER LES DÉBITS ?

La capacité d'une zone humide à réguler les débits est en partie liée à sa capacité à stocker de l'eau dans le sol (ou en surface) en période de pluie ou de montée en charge puis, à la restituer progressivement. Cela se traduit à deux échelles temporelles :

- Annuellement par des fluctuations du niveau moyen entre une valeur de pleine charge et une valeur d'étiage ;

- Sur de courtes périodes, en réponse à des évènements pluvieux où l'on observe une mise en charge rapide caractérisée par un pic de niveau d'eau suivie d'une décharge plus ou moins rapide en fonction notamment de la conductivité hydraulique du sol, que l'on nomme courbe de récession.

Sur des sites drainés en particulier, les pics de niveau d'eau liés à un évènement pluvieux sont généralement de très courte durée, l'eau étant immédiatement évacuée hors de la zone humide par les drains. Le second effet du drainage généralement observé, est une baisse significative du niveau moyen de la nappe, car il descend rapidement sous le niveau des drains après un évènement pluvieux. On observe généralement aussi un niveau à l'étiage plus bas car l'eau qui est captée par les drains ne peut pas s'infiltrer en profondeur. Il est donc possible dans une certaine mesure d'évaluer si le drainage a été effectivement neutralisé en analysant l'évolution des niveaux d'eau au long de l'année mais aussi la forme des courbes de récession des sites restaurés en comparaison avec celles observées dans le site témoin.

### 2.3.1. Fonctionnement hydrologique général des zones humides restaurées

L'ensemble des sites étudiés de façon approfondie présente des gradients piézométriques diminuant du haut de parcelle vers le bas de parcelle, montrant une alimentation du cours d'eau par la nappe du versant, transitant par la zone humide.

Sur Bois Orcan, en période estivale, le niveau de la nappe passe sous le niveau du cours d'eau perdant donc sa capacité de soutien à l'étiage. En début d'automne, c'est le cours d'eau qui réalimente le bas de la zone humide (on observe un gradient inverse entre bas et milieu de parcelle en octobre) puis, la réalimentation dominante reprend par le coteau. Ce mode de fonctionnement est inattendu en tête de bassin versant, où la zone humide est généralement alimentée quasi-exclusivement par la nappe de coteau.

### 2.3.2. Fluctuation des niveaux de nappe au cours de l'année et capacité tampon

Sur les deux sites qui ont fait l'objet d'une suppression de drainage, seul La Haie possède un site témoin (Fig. 9). Sur ce site, les niveaux de nappe à l'étiage n'ont pas pu être mesurés car les suivis n'ont débuté qu'en octobre et l'exploitant de la parcelle a demandé le retrait du matériel de suivi en juin. Sur cette période on peut néanmoins observer des variations de niveau de nappe similaires et restant dans la même gamme de valeurs que celle du site témoin. Le niveau de la nappe du bas de parcelle reste même globalement plus haut que sur le site témoin. Les courbes de récession ont par ailleurs des profils similaires, avec des baisses relativement progressives. Il semble donc que sur ce site, le drainage ait effectivement été neutralisé et la capacité tampon ait été restaurée.

Sur le site de Bois Orcan, il n'y a pas de site témoin, les zones humides du secteur étant toutes altérées à des niveaux plus ou moins importants. Sur ce site, l'étude des courbes de récession montre des pics très marqués, surtout en milieu et haut de parcelle, la courbe du piézomètre bas ayant tendance à présenter des diminutions plus lentes après les pics (Fig. 10). Ainsi sur ce site, il est probable que le drainage n'ait pas été efficacement neutralisé. Ce type de pics peuvent être observés sur des zones humides en bon état fonctionnel qui ont des sols très conducteurs (sols plutôt sableux ou tourbeux par exemple), ce qui n'est pas le cas du site de Bois Orcan dont la dominance est limoneuse et dont la conductivité hydraulique semble être du même ordre de grandeur que celle de La Haie (estimé en comparant les vitesses de remontée du niveau de nappe après les prélèvements d'eau). Les baisses importantes de niveau de nappe en période d'étiage vont également dans ce sens, même si cela peut également être observé dans certaines zones humides en bon état fonctionnel.

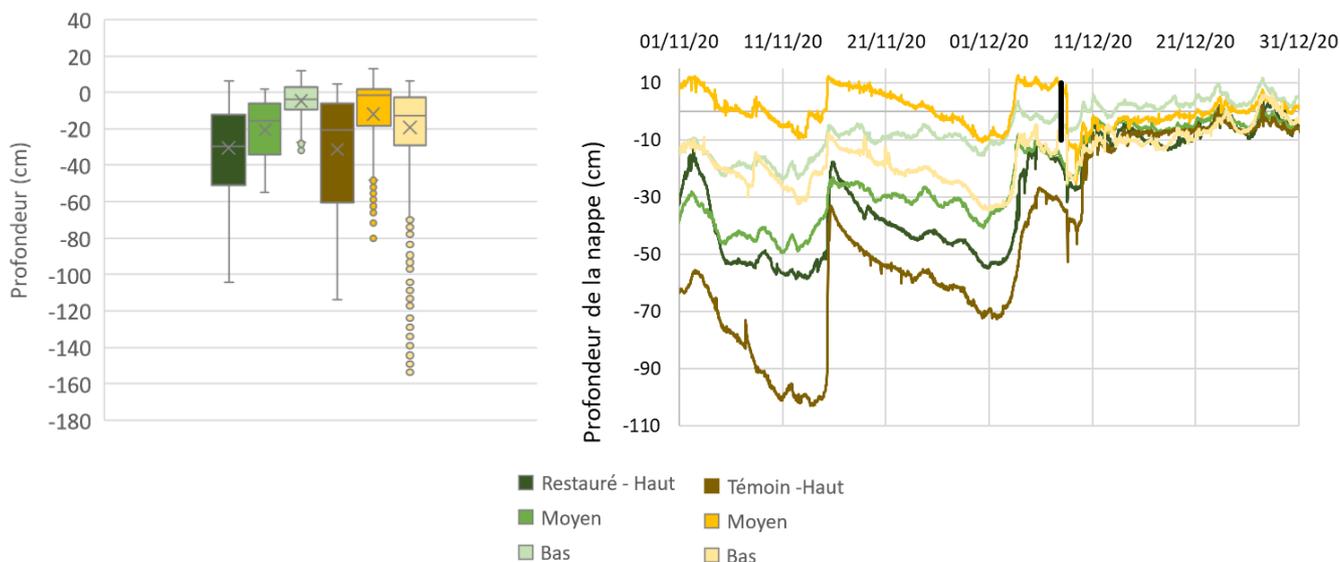


Figure 9 - Répartition des niveaux de nappe dans les différents piézomètres par rapport au niveau du sol sur les sites restauré et témoin de La Haie (gauche) et évolution du niveau de nappe au cours du temps sur les sites restauré et témoin de La Haie (droite) montrant les pics liés aux évènements pluvieux et la diminution progressive de ces niveaux.

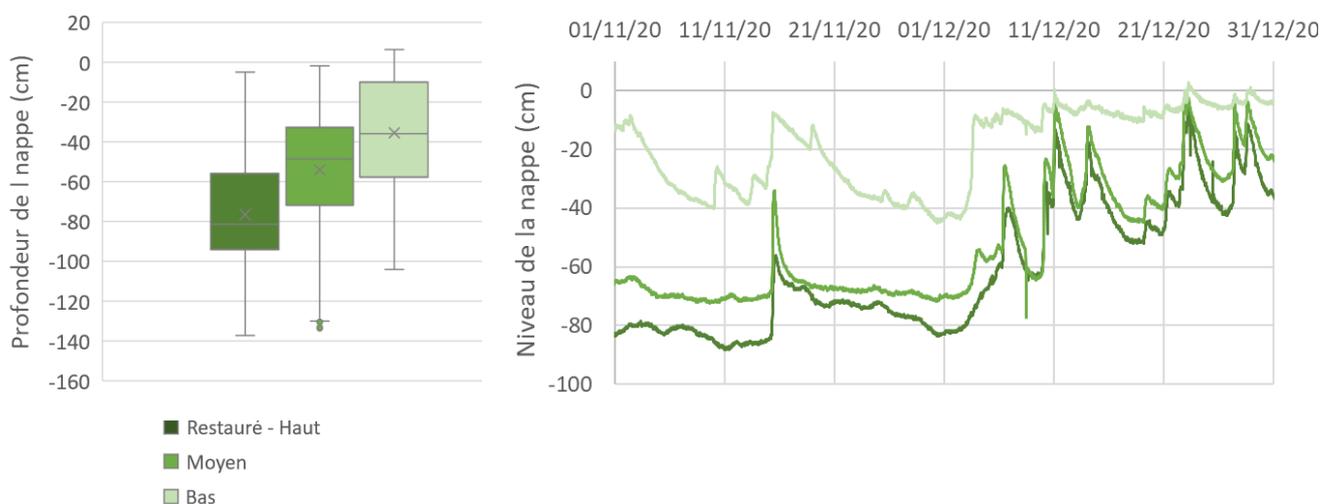


Figure 10 - Répartition des niveaux de nappe dans les différents piézomètres par rapport au niveau du sol sur le site restauré de Bois Orcan (gauche) et évolution du niveau de nappe au cours du temps montrant (droite) les pics liés aux évènements pluvieux et la diminution abrupte de ces niveaux dans les piézomètres de haut et milieu de parcelle.

Sur le site de Keravilin, qui a fait l'objet d'une suppression de remblai, on observe les deux types de courbes de récession, progressives sur le milieu et haut de parcelle et avec des pics marqués en bas de parcelle, où le sol est drainé par le cours d'eau, que ce soit sur le site témoin ou restauré (Fig. 11).

D'un point de vue méthodologique deux éléments sont à noter :

- Les pics très marqués sur les piézomètres de haut de parcelle sont probablement liés à une mauvaise étanchéité des piézomètres faisant monter et descendre très rapidement le niveau d'eau lors d'un évènement pluvieux du fait du ruissellement, alors que les niveaux de la nappe de versant sont par ailleurs très tamponnés.
- La courbe plane observée sur le piézomètre haut du site restauré entre la mi-novembre et début décembre est liée à un placement trop haut de la sonde par rapport au niveau de la nappe.

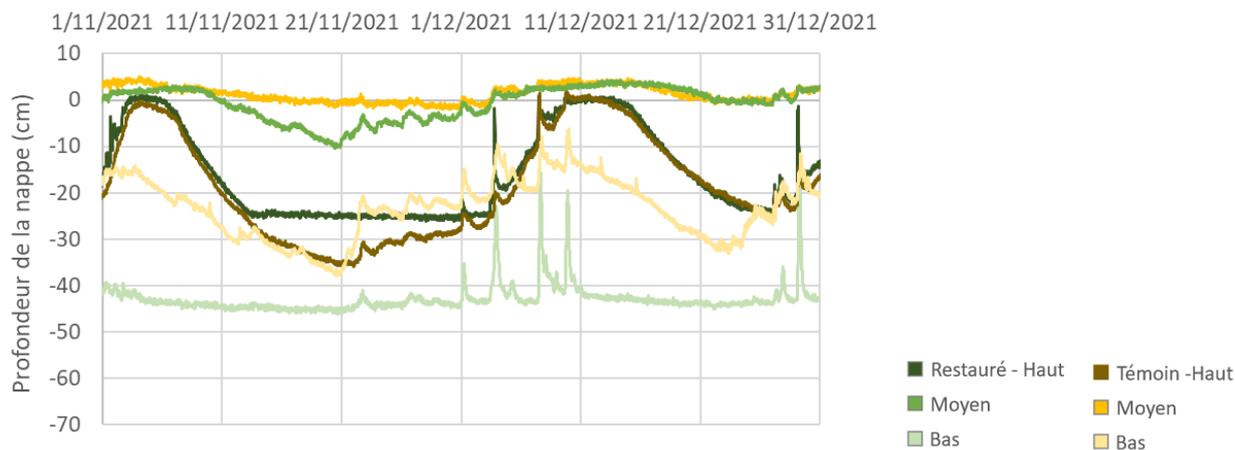


Figure 11 - Evolution du niveau de nappe au cours du temps sur les sites restauré et témoin de Keravilin montrant des courbes de récession contrastées entre le bas de parcelle et le reste du site.

### 2.3.3. Fonction d'écrêtage de crues

Sur Keravilin, en bord de cours d'eau, on observe des valeurs positives du niveau de nappe en bas de parcelle en début d'année 2020, montrant un débordement du cours d'eau et donc la restauration de la fonction d'expansion des crues après suppression du remblai en rive gauche. Le niveau topographique plus élevé de la rive droite, ne permet pas cette fonction.

Le site de Bois Orcan semble également avoir été inondé en bas de parcelle sur une durée de 6 jours pendant la période de suivi. La remise en talweg du cours d'eau et le redimensionnement du gabarit semblent donc avoir été efficaces à ce niveau.

### 2.3.4. Bilan de l'analyse de l'hydropériode

Trois des quatre sites étudiés de façon approfondie présentent des fonctionnements hydrologiques conformes à ce qui est attendu, compte tenu de leur contexte hydrogéomorphologique : la zone humide reçoit l'eau de la nappe du coteau et alimente le cours d'eau toute l'année. Sur ces sites, les fluctuations du niveau de la nappe en réponse aux événements pluvieux montrent une capacité tampon effective, avec des courbes de récession qui témoignent d'une restitution progressive de l'eau vers le cours d'eau.

Seul Bois Orcan montre un fonctionnement différent. Ce site présente deux particularités. Bien que situé en tête de bassin versant, ce site dont la nappe descend fortement en période estivale est réalimenté par le cours d'eau à l'automne avant que la nappe de coteaux ne se recharge. Par ailleurs, les courbes de récession sont abruptes malgré une conductivité hydraulique équivalente aux autres sites, montrant une durée de rétention de l'eau dans le sol courte et donc une faible capacité de régulation des flux d'eau par la zone humide. Il semblerait que sur ce site, le drainage reste en partie effectif.

Ce site, tout comme le site de Keravilin, semble avoir retrouvé un rôle d'expansion de crue à l'emplacement des suivis. À noter cependant qu'en amont et en aval de la partie étudiée, le cours d'eau est très encaissé par rapport à son gabarit et cette fonction est donc perdue sur le reste du site.

## 2.4. LE TYPE DE TRAVAUX INFLUENCE-T-IL L'HYDROPÉRIODE ?

- **Impact potentiel du tassement du sol sous remblai**

Une des hypothèses posées était que le tassement du sol suite à un remblai empêche une bonne circulation de l'eau dans le sol et modifie l'hydropériode. Sur Pégase V, le sol du site restauré est largement plus compact que celui du sol témoin et la nappe y reste globalement plus basse. Cependant, on n'observe pas de corrélation entre les deux facteurs.

Par contre la nappe réagit moins rapidement aux évènements pluvieux que sur le site témoin, avec des pics peu marqués suite à des évènements pluvieux et des courbes de récession très étalées. Le tassement de sol pourrait en partie expliquer cette observation. Cependant, la différence de provenance de la nappe alimentant les deux sites, corroborée par une forte différence des concentrations en éléments dissous de l'eau de nappe, peut également en être la cause. En effet, le site restauré est principalement alimenté par une nappe venant d'un versant urbanisé et dont les eaux sont probablement en grande partie détournées par des aménagements hydrauliques, alors que le site témoin est alimenté par une nappe circulant sous un secteur plutôt agricole où l'infiltration de l'eau de pluie dans le sol est plus facile et directe. Il est ainsi impossible de déterminer si les différences observées sont liées aux modifications des propriétés du sol ou aux contextes paysagers.

- **Risque potentiel de sursaturation du sol lié à un décaissement trop profond lors d'une suppression de remblai**

Sur certains sites de suppression de remblai, une saturation d'eau en surface très importante a été observée. C'est le cas notamment sur Keravilin pour les sites d'étude approfondie et sur Penn ar Stang pour les sites d'étude simple.

Cette forte saturation est également observée sur le site témoin à Keravilin et n'est donc pas liée à l'altération du site ou à un mauvais calibrage des travaux.

Sur Penn ar Stang, la forte teneur en matière organique du sol montre un sol paratourbeux attestant de conditions de saturation naturellement fortes, même avant travaux. Sur ce site, toute gestion est rendue impossible par une saturation trop importante du sol en eau, le rendant très peu porteur. Il est possible que ce sol riche en matière organique ait été tassé par les travaux et que ce facteur soit aggravé par une forte saturation liée à la situation hydrogéomorphologique du site et à la présence d'un bief de moulin perméable sur le secteur aval, dont une partie de l'eau s'écoule dans le site. Les parcelles en aval du site ne semblent cependant pas poser de problème de gestion lié à la portance du sol. Cela tend donc à confirmer un tassement du sol ou un décaissement trop profond du site restauré. La comparaison du profil pédologique du site restauré avec ceux des parcelles en amont et en aval du site pourraient permettre de corroborer l'une ou l'autre de ces hypothèses.

**Globalement donc, sur les sites qui ont fait l'objet d'une suppression de remblai, la modification des caractéristiques du sol ne semble pas affecter de façon notable le fonctionnement hydrologique des sites restaurés. Celui-ci reste probablement déterminé de façon prépondérante par le contexte hydrogéomorphologique de chaque site. Une vigilance doit cependant être apportée sur la profondeur de la suppression du remblai et le tassement du sol, dont les effets restent difficiles à démontrer dans cette étude.**

**Pour ce qui est de la neutralisation des drains enterrés, l'étude a montré un effet sur l'hydropériode d'une neutralisation incomplète, limitant l'effet tampon de la zone humide.**

## 3. RÉGULATION DU NITRATE ET DU PHOSPHORE

---

### 3.1. OBJECTIFS ET MISE EN ŒUVRE

L'objectif est d'évaluer si les travaux de restauration de zones humides permettent de retrouver la capacité à abattre l'azote et de vérifier si un effet antagoniste peut être observé sous la forme d'export de phosphore dissous.

#### 3.1.1. Hypothèses de travail

Une très grande majorité des zones humides abat de l'azote, mais avec une efficacité très variable en fonction de nombreux facteurs tels que le contexte hydrogéomorphologique du site, les apports extérieurs en nutriments, les conditions édaphiques et le temps de résidence de l'eau (lié à sa position dans le versant mais aussi aux courts-circuits qui peuvent être présents comme le drainage, les fossés...). On peut s'attendre à ce qu'une restauration efficace de zones humides aboutisse à un abattement notable du nitrate. L'intensité du processus dépendra probablement du degré d'altération du sol et de l'efficacité des travaux de restauration pour retrouver les conditions nécessaires aux processus biogéochimiques impliqués dans l'abattement de l'azote.

Par ailleurs, une des craintes des gestionnaires par rapport à la restauration hydrologique de zones humides est la possibilité de processus de remobilisation de phosphore dissous lors de la remise en eau de leurs sols et lors des périodes de réduction. La question se pose d'autant plus pour des zones humides cultivées, qui ont pu accumuler une charge importante de phosphore particulaire via la fertilisation des parcelles et qui pourrait être solubilisé.

L'hypothèse posée est qu'une libération importante de phosphore dissous, si elle a lieu, devrait être transitoire avant de retrouver des valeurs équivalentes à celle observées dans des zones humides fonctionnelles. L'objectif est donc d'**évaluer la contribution des zones humides restaurées à la régulation des flux de nitrates mais aussi des flux d'orthophosphates**, afin de mettre en évidence d'éventuels effets antagonistes liés à la restauration du caractère humide des sols et de vérifier s'ils perdurent dans le temps.

#### 3.1.2. Méthode

- Estimation de l'abattement de nitrate

L'abattement de nitrate dans la zone humide a été estimé en réalisant le bilan entre les concentrations en nitrate de l'eau de la nappe en haut de parcelle et celle du bas de parcelle. Cela après s'être assuré de l'absence de phénomène de dilution par l'eau de nappe profonde en utilisant des marqueurs de dilution (Hefting, 2003<sup>2</sup> ; Clément, 2001<sup>3</sup>). Ici la combinaison entre la concentration en carbone organique dissous (faible dans l'eau profonde) et la conductivité de l'eau a été utilisée (voir le rapport de stage Verseil, 2021).

Cette méthode part de l'hypothèse que le transect piézométrique permet d'échantillonner le long de la même ligne de flux, ce qui ne se vérifie pas toujours. Il donne ainsi une estimation et non une valeur absolue de l'abattement.

---

<sup>2</sup> Hefting, M.M. (2003) *Nitrogen Transformation and Retention in Riparian Buffer Zones*. Utrecht University.

<sup>3</sup> Clément, J.-C., 2001. Les zones humides de fonds de vallée et la régulation des pollutions azotées diffuses. Université de Rennes.

- **Prélèvements d'eau**

Sur les sites d'étude approfondie, 3 transects de 3 micro-piézomètres de 50 cm ont été placés dans le sens de la plus grande pente. Ces piézomètres de surface permettent de prélever l'eau en contact avec l'horizon organique ou à proximité. Les 3 piézomètres profonds utilisés pour le suivi du niveau de la nappe viennent doubler les micro-piézomètres du transect central. Les piézomètres profonds sont crépinés uniquement sur la partie basse, ils permettent de prélever l'eau en profondeur sans qu'elle ne soit entrée en contact avec l'horizon organique.

Sur ces sites, des échantillons ont été prélevés mensuellement pendant la période où la nappe était haute, soit de décembre à mars ou avril en fonction des sites. Selon les dates, tous les piézomètres ne contenaient pas de l'eau.

Les échantillons d'eau sont prélevés dans les piézomètres à l'aide d'un préleveur à bille et stockés dans des flacons de 250 ml en glacière avec des pains de glace afin d'inhiber les processus bactériens.

Des grands volumes d'échantillons étant nécessaires pour utiliser la sonde et ceux-ci étant relativement chargés en limons, ils ont été centrifugés pendant 5 min à 4000 tours/min à 4°C avant d'être filtrés. Les échantillons ont ensuite été congelés en attendant la disponibilité du matériel analytique.

- **Analyses physicochimiques**

Une sonde S::CAN produite par S::CAN GmbH a été utilisée pour mesurer les concentrations en nitrate et carbone organique dissous. Les mesures des différents paramètres par la sonde sont réalisées par spectrométrie UV-Vis sur spectre continu (190 - 750 nm). Une courbe d'étalonnage de 0 à 50 mg/l de nitrate a mis en évidence une sous-estimation de la concentration en nitrate lors de la mesure. Une correction de la donnée a donc été appliquée en utilisant l'équation de la droite d'étalonnage.

Les orthophosphates ont été mesurés en laboratoire par colorimétrie selon la norme AFNOR NF EN ISO 6878. Les orthophosphates réagissent avec le Molybdate et l'Antimoine pour former un complexe d'antimonylphospho-molybdate qui est réduit en présence d'acide ascorbique en un complexe phosphomolibdique bleu. L'absorbance de ce complexe est mesurée à 880 nm.

La conductivité a été mesurée à l'aide d'une sonde de laboratoire et sert de traceur de dilution.

### 3.1.3. Mise en œuvre

L'étude du fonctionnement hydrologique et biogéochimique a été réalisée au FMA par Armel Dausse, appuyée de volontaires en service civique (Siméon Kergourlay puis Mathieu Szotowski) et en 2021, avec l'aide d'un stagiaire de niveau master 2, Rémi Verseil, co-encadré par le FMA, Anne Jaffrezic (AgroCampus Ouest) et Rémi Dupas (INRAE), de l'UMR SAS. L'analyse statistique des données a été réalisée par Maëla Péron au FMA.

Les analyses d'eau et de sol ont été réalisées au laboratoire de l'INRAE et au laboratoire interdépartemental Laboceca.

### 3.1.4. Adaptation nécessaire du protocole et précaution d'interprétation

Plusieurs évènements sont venus contrarier le bon déroulement des analyses d'eau. Les échantillons auraient dû être analysés en laboratoire après filtration sur site et conservés au frais jusqu'à leur analyse. Cependant, du fait de la situation sanitaire, le laboratoire de l'INRAE a été fermé à plusieurs reprises puis a été saturé à sa réouverture, ne permettant pas d'y faire analyser les échantillons. Afin de remédier à ce problème, une sonde a été acquise, qui aurait dû permettre de mesurer *in situ* les teneurs en nitrate

et carbone organique dissous de l'eau de la nappe. Mais, du fait de la situation sanitaire et de la pénurie de composants électroniques associée, la livraison de la sonde a été retardée de 4 mois. Il a donc été décidé de prélever les échantillons et de les conserver par congélation jusqu'à l'arrivée de la sonde.

Un volume important d'échantillons devant être prélevé pour utiliser la sonde, la filtration sur site s'est avérée impossible du fait de la présence de limon dans l'eau de nappe, qui occultait les filtres. Les échantillons ont donc été transportés non filtrés au laboratoire, centrifugés, filtrés puis enfin congelés. Du fait du délai de réalisation de ces différentes étapes et de la conservation en simple glacière pendant une journée sans filtration, la bonne conservation des échantillons n'est pas garantie. Les résultats d'analyses et les interprétations ci-dessous sont donc à prendre avec précaution.

Une campagne d'analyse complémentaire a été réalisée en février 2022 pour évaluer la vraisemblance des résultats de 2021. Le début 2022 était particulièrement sec par rapport à l'année précédente.

### 3.1.5. Documents produits

Verseil R., 2021. Evaluation des fonctions biogéochimiques et hydrologiques de zones humides restaurées. Mémoire de fin d'étude, PolyTech Tours, IMA. 47 p.

[https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2022/08/Verseil\\_Remi\\_Stage\\_5A\\_IMA\\_2021.pdf](https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2022/08/Verseil_Remi_Stage_5A_IMA_2021.pdf)

Le fonctionnement biogéochimique des sites est également détaillé dans les **Fiches sites** (voir p. 9).

## 3.2. LES ZONES HUMIDES RESTAURÉES ABATTENT-ELLES LE NITRATE ?

Les zones humides en bon état fonctionnel ont tendance à abattre le nitrate, par dénitrification, en proportion variable selon les conditions abiotiques et les conditions météorologiques. Pour que ce processus s'opère il faut une combinaison de conditions anoxiques, qui se développent lorsque le sol est saturé d'eau, du carbone disponible dans le sol et la présence de nitrate. En général, l'abattement le plus important est observé dans les premiers mètres de la zone humide, à l'interface avec la parcelle amont et est proportionnel au nitrate disponible pour les bactéries si d'autres conditions ne sont pas limitantes.

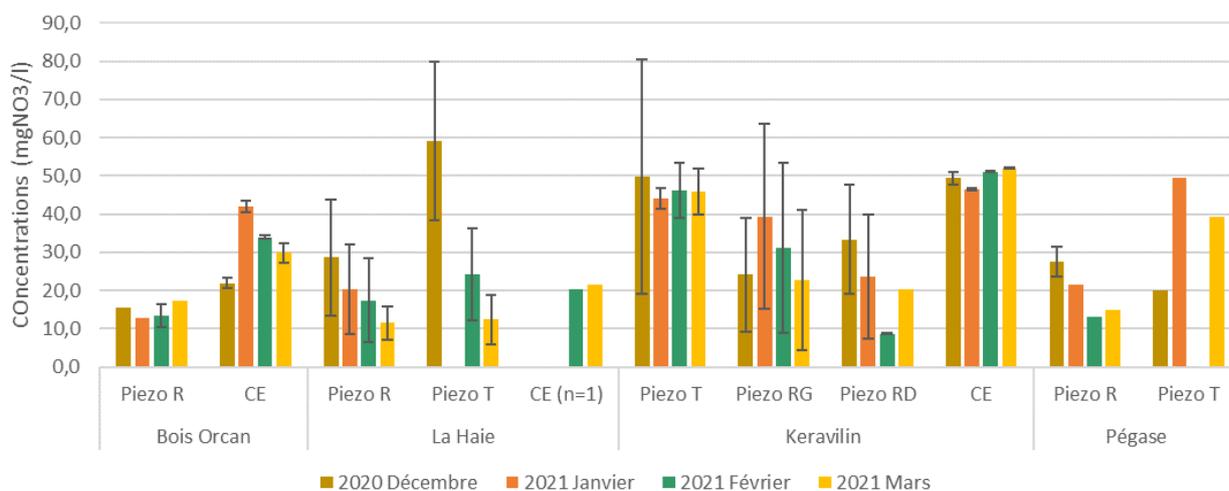


Figure 12 - Concentrations moyennes en nitrate de la nappe en haut de parcelle et dans le cours d'eau sur l'ensemble des sites aux différentes dates d'échantillonnage. CE : cours d'eau, Piezo : Piézomètre, R : du site restauré, T : du site témoin, RG : du site restauré rive gauche, RD : du site restauré rive droite.

A priori, les sites de La Haie et Keravilin présentent des conditions optimales pour l'abatement du nitrate du fait de la saturation prolongée en eau du sol proche de la surface. Les sites de Bois Orcan et Pégase plus particulièrement, présentent une hydropériode moins favorable pour une dénitrification importante, du fait d'une fréquence de saturation de l'horizon organique du sol irrégulière et de courte durée et, pour Pégase, de teneurs en carbone faibles dans le sol. Tous les sites reçoivent des eaux chargées en nitrate avec des concentrations variables allant d'une moyenne de  $14,5 \pm 2,4$  mgNO<sub>3</sub>/l sur Bois Orcan à  $35,5 \pm 18,6$  mgNO<sub>3</sub>/l sur Keravilin en rive gauche (Fig. 12). La disponibilité en nitrate ne peut donc pas être un facteur limitant sur les sites étudiés.

Le prélèvement d'eau dans les piézomètres de surface a été contraint par les niveaux de nappe, qui ne remontait pas forcément à moins de 50 cm de profondeur aux dates d'échantillonnage. Dans ces conditions, une faible dénitrification est attendue dans la nappe, celle-ci n'étant pas en contact avec l'horizon le plus riche en matière organique. Sur Pégase et Bois Orcan, seuls les deux piézomètres de milieu et bas de parcelle contenaient de l'eau régulièrement.

Par ailleurs, les sites ne comprenaient qu'un transect de piézomètres profonds, ne permettant d'avoir qu'un échantillon par niveau à chaque date de prélèvement. Ces données permettent une meilleure compréhension du fonctionnement hydrologique du site, sans permettre de bilans représentatifs.

### 3.2.1. Bilan de nitrate dans les sites d'étude approfondie

Ce qui est à retenir dans un premier temps est qu'aucun site n'est source de nitrate et que la tendance est plutôt à la rétention au sein des parcelles, même si la grande variabilité des concentrations mesurées sur un même niveau piézométrique rend les bilans non significatifs.

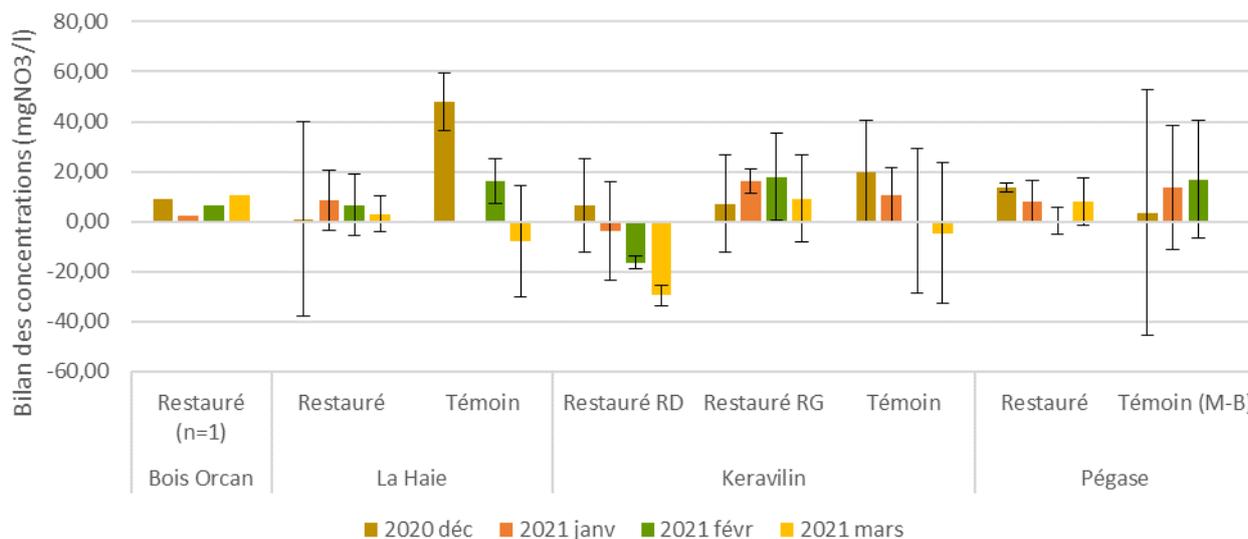


Figure 13 - Moyenne des bilans des concentrations en nitrate de l'eau piézométrique aux différentes dates d'échantillonnage entre haut et bas de parcelle des différents sites restaurés et témoins.

**On observe globalement, à l'exception de Keravilin, sur la parcelle restaurée en rive droite, une diminution des concentrations moyennes en nitrate entre le haut et le bas de la parcelle, toutes dates confondues. Cependant, tous les transects de piézomètres ne présentant pas les mêmes tendances sur l'ensemble des dates, la moyenne des bilans entre les dates ont de grands écarts-types et, ne permettent pas de faire ressortir de tendances nettes.** Cette grande variabilité dans la donnée peut probablement en partie être imputée aux soucis analytiques rencontrés. Toutefois, une campagne de contrôle réalisé en mars 2022 dans des conditions de prélèvement et de conservation des échantillons optimales, donne des données également hétérogènes entre transects piézométriques (Fig.

13). Il y a donc une grande hétérogénéité du fonctionnement biogéochimique sur les sites, ce qui n'est pas inhabituel en zone humide où la microtopographie et une hétérogénéité de la perméabilité du sol, notamment en zone alluviale, induisent une variabilité des conditions rédoxiques au sein d'un même site (Clément, 2001<sup>4</sup>).

Les données de ce type recueillies en Finistère dans le cadre du RERZH présentaient également une variabilité des concentrations entre les piézomètres d'un même niveau, même si les bilans entre deux niveaux décroissants présentaient systématiquement une tendance à la baisse (voir retour d'expérience de la [Restauration du site de Coat Carriou](#)).

Ainsi, pour comprendre le fonctionnement de chaque site et établir s'il y a un abattement effectif du nitrate, il faut regarder plus précisément date par date l'évolution des concentrations entre haut et bas de parcelle sur chaque transect. L'analyse précise de ces données est présentée dans les fiches sites et les principaux résultats sont repris ci-dessous.

- **Le site de Keravilin**

Sur chaque parcelle de Keravilin, on observe une diminution des concentrations en nitrate entre le haut et le milieu de parcelle mais une augmentation entre le milieu et le bas. Les piézomètres de bas de parcelles ont été placés très près du cours d'eau, et en particulier dans le site témoin, afin de faciliter l'exploitation de la parcelle. Les niveaux d'eau dans ces piézomètres suivent par conséquent ceux du cours d'eau et montrent une interaction forte entre les deux. Or, les concentrations en nitrate du cours d'eau sont très élevées et l'augmentation des concentrations en bas de parcelle est très probablement liée au mélange de l'eau venant du versant et traversant la zone humide avec celle de la nappe d'accompagnement du cours d'eau, chargée en nitrate (de l'ordre de 50 mgNO<sub>3</sub>/l aux différentes dates d'analyse). Sur la rive gauche restaurée, le bilan moyen de nitrate entre le milieu et le bas de parcelle est corrélé aux concentrations en nitrate du cours d'eau, confirmant le mélange de l'eau de la zone humide et du cours d'eau à ce niveau. Ce même mélange est observé sur le site témoin mais pas sur le site restauré en rive droite, dont le niveau topographique est supérieur aux deux autres (rive gauche et témoin) par rapport au niveau du cours d'eau.

En rive droite, les concentrations en bas de parcelle sont systématiquement moins élevées que dans le cours d'eau. La zone humide contribue donc à faire baisser les teneurs en nitrate du cours d'eau à minima par dilution avec les eaux moins chargées arrivant après abattement du nitrate dans la partie haute de parcelle.

**Le site de Keravilin** présente donc effectivement, sur les parcelles témoin et restaurée en rive gauche et selon la date, **un abattement plus ou moins marqué du nitrate en provenance du versant** (Fig. 14). En rive droite, on ne retrouve pas ce fonctionnement, mais à l'inverse on observe une faible production de nitrate dans la partie haute de la parcelle en février et mars 2021 ainsi que des bilans nuls sur le reste de la parcelle et aux autres dates (Fig. 15). Sur cette partie du site, les niveaux de nappe sont beaucoup plus bas en haut de parcelle que sur le site témoin dont les niveaux restent inférieurs à -25 cm (deux piézomètres sur trois) sur l'ensemble des dates d'échantillonnage et pourraient expliquer une production de nitrate par minéralisation de la matière organique du sol.

---

<sup>4</sup> **Clement, J.-C., 2001.** Les zones humides de fonds de vallée et la régulation des pollutions azotées diffuses. Thèse de doctorat. Université de Rennes 1.

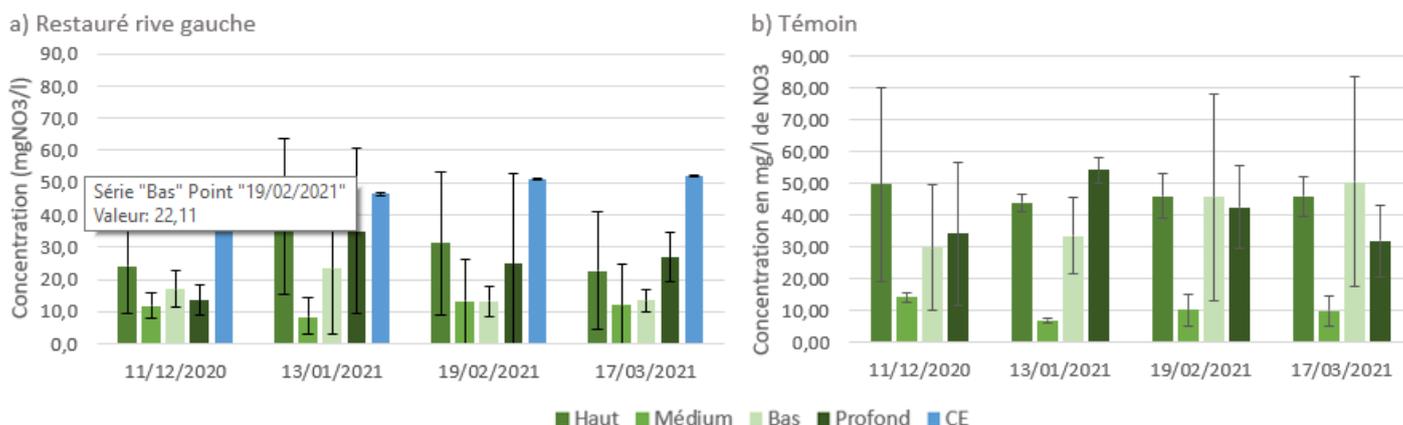


Figure 14 - Évolution des concentrations moyennes en nitrate entre les niveaux piézométriques sur les sites restaurés rive gauche (a) et témoin (b) de Keravilin.

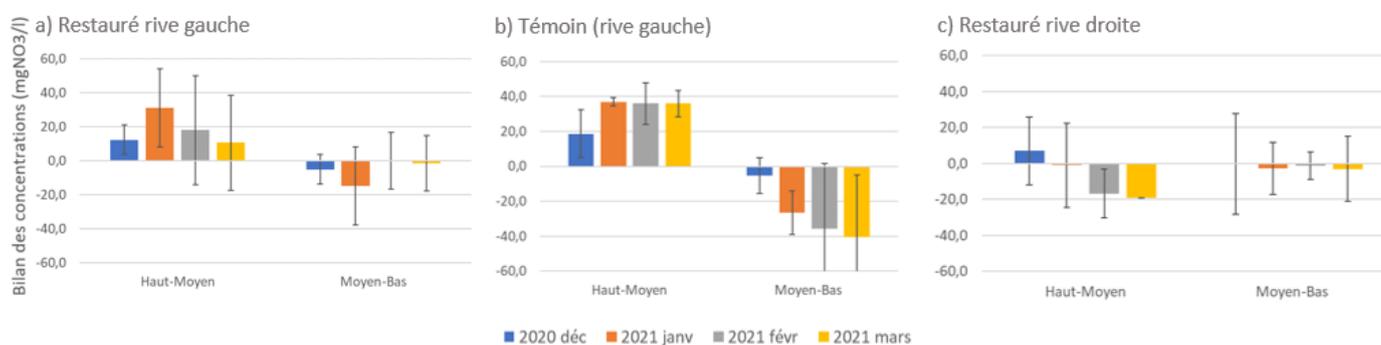


Figure 15 - Moyenne des bilans de concentrations en nitrate entre niveaux piézométriques par date sur le site de Keravilin.

En mars 2022, les concentrations en nitrate ont diminué :

- sur le site témoin : de  $14,0 \pm 9,9$  mgNO<sub>3</sub>-/l en haut de parcelle à  $0,2 \pm 0,1$  mgNO<sub>3</sub>-/l en bas de parcelle
- sur le site restauré rive gauche : de  $2,9 \pm 4,5$  mgNO<sub>3</sub>-/l à  $0,2 \pm 0,3$  mgNO<sub>3</sub>-/l en bas de parcelle.

L'abattement était ainsi de 98 % et 88 % du nitrate entrant dans la zone humide, respectivement.

Le site de Keravilin restauré en rive gauche a donc un fonctionnement globalement conforme à celui observé dans ce type de zone humide, ce qui n'est pas le cas du site restauré en rive droite.

#### • Le site de Pégase

Malgré des conditions à priori peu favorables sur le site restauré de Pégase, on observe tout de même une diminution des concentrations en nitrate du haut vers le bas de la parcelle pour 9 des 11 observations (différents transects aux différentes dates) (Fig. 16). Du fait de deux occurrences inverses et d'une grande variabilité des bilans, les écart-types restent élevés et le bilan moyen aux différentes dates, bien que positif, est non significatif à l'exception de la campagne de janvier (Fig. 17).

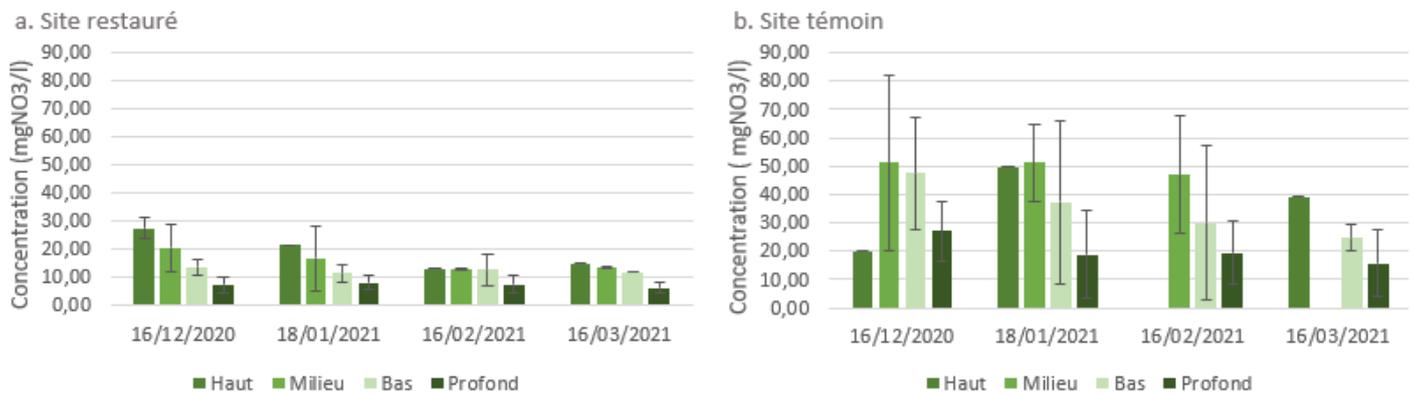


Figure 16 - Evolution des concentrations moyennes en nitrate entre les niveaux piézométriques sur les sites restauré (a) et témoin (b) de Pégase.

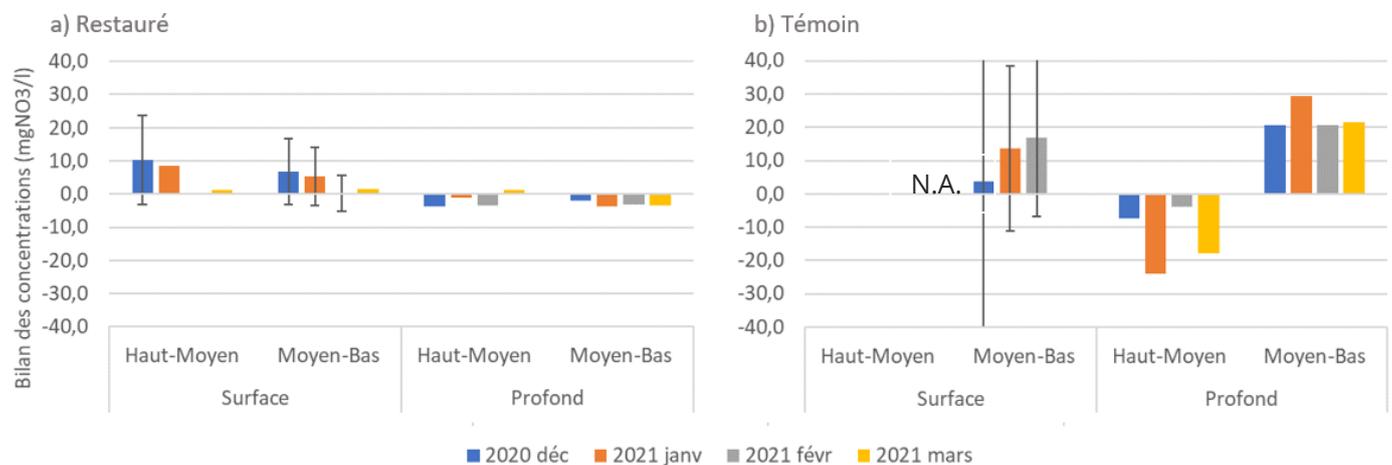


Figure 17 - Moyenne des bilans de concentrations en nitrate entre niveaux piézométriques par date sur les sites restauré (a) et témoin (b) de Pégase.

Au niveau des piézomètres profonds, on observe une augmentation des concentrations entre le haut et le bas de parcelle sur le site restauré, et entre le haut et le milieu de parcelle sur le site témoin. Ces variations sont liées à l'apport d'eau profonde chargée en nitrate, ce qui est montrée par une co-variation de la concentration en nitrate, du pH et de la conductivité.

- **La Haie**

Sur le site restauré de la Haie, on observe également une diminution des teneurs en nitrate de 2 transects sur 3 à chaque date (Fig. 18). Une rétention de nitrate est donc observée, mais encore une fois ni systématique, ni significative. Sur le site témoin les bilans sont nuls du fait d'une grande variabilité entre piézomètres (Fig. 19). Cependant, les concentrations en bas de parcelle restaurée sont plus faibles que dans le cours d'eau qui débute juste en aval, montrant que l'eau transitant par la zone humide est moins riche et peut contribuer à limiter les transferts de nitrate.

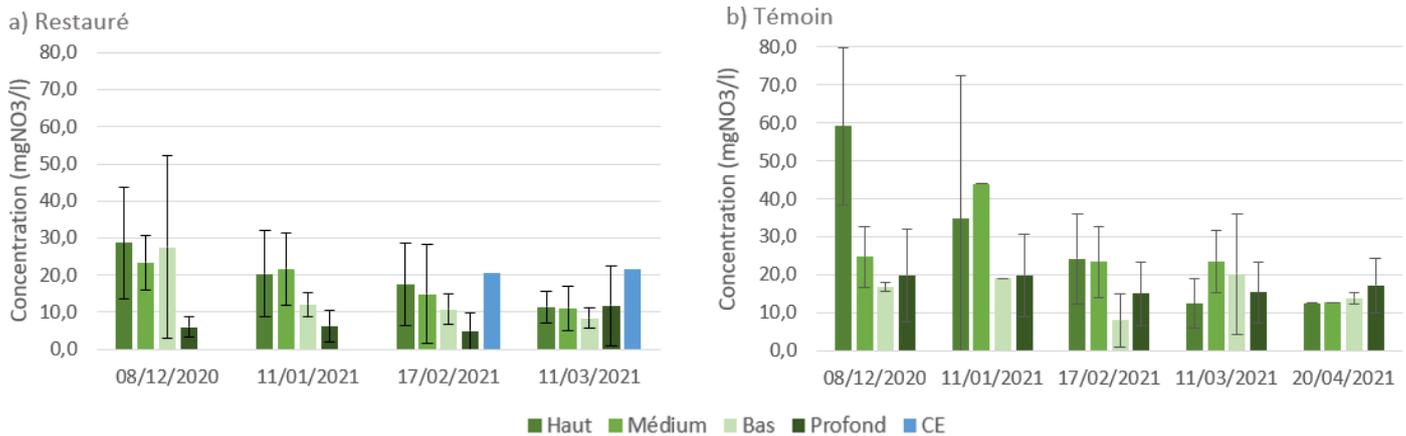


Figure 18 - Evolution des concentrations moyennes en nitrate entre les niveaux piézométriques sur les sites restauré (a) et témoin (b) de La Haie.

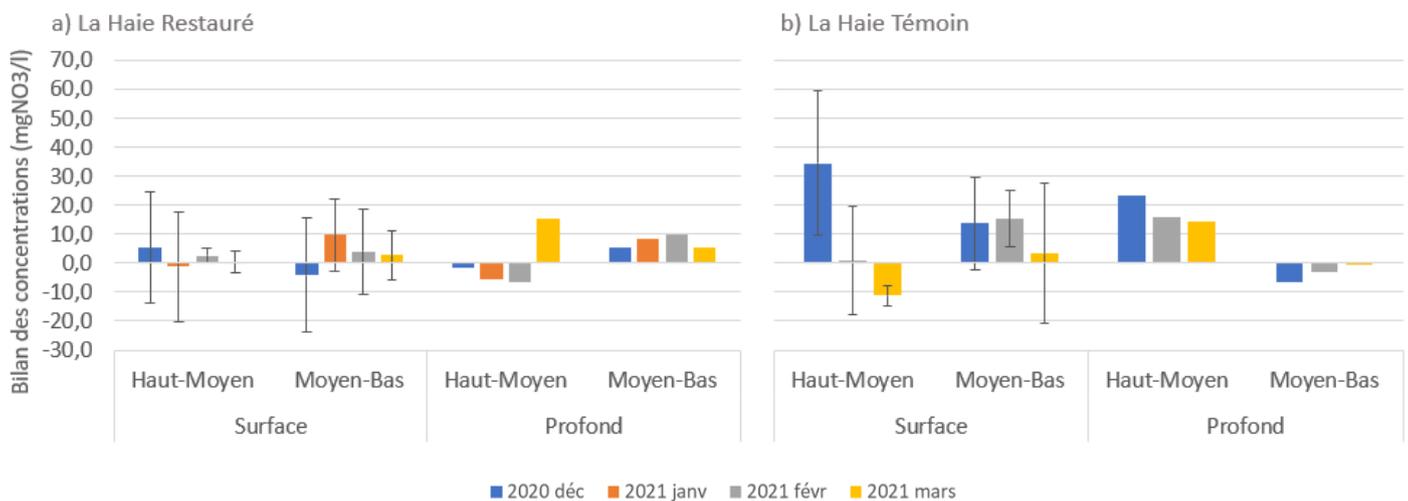


Figure 19 - Moyenne des bilans de concentrations en nitrate entre niveaux piézométriques par date sur sites restauré (a) et témoin (b) de La Haie.

- **Bois Orcan**

Sur Bois Orcan, les concentrations en nitrate diminuent faiblement entre le haut et le bas de parcelle variant de  $14,5 \pm 2,4 \text{ mgNO}_3^-/\text{l}$  en haut de parcelle, à  $11,1 \pm 5,1 \text{ mgNO}_3^-/\text{l}$  en bas de parcelle. Un seul piézomètre haut était en eau à toutes les dates, ce qui n'a pas permis d'établir de bilan moyen entre le haut et le milieu de parcelle (Fig. 20). On observe une rétention entre le milieu et le bas de parcelle, en décembre et mars, et des bilans nuls aux autres dates. Les concentrations en nitrate dans la nappe de la zone humide sont nettement inférieures à celles du cours d'eau dont la moyenne est de  $31,5 \pm 7,0 \text{ mgNO}_3^-/\text{l}$ .

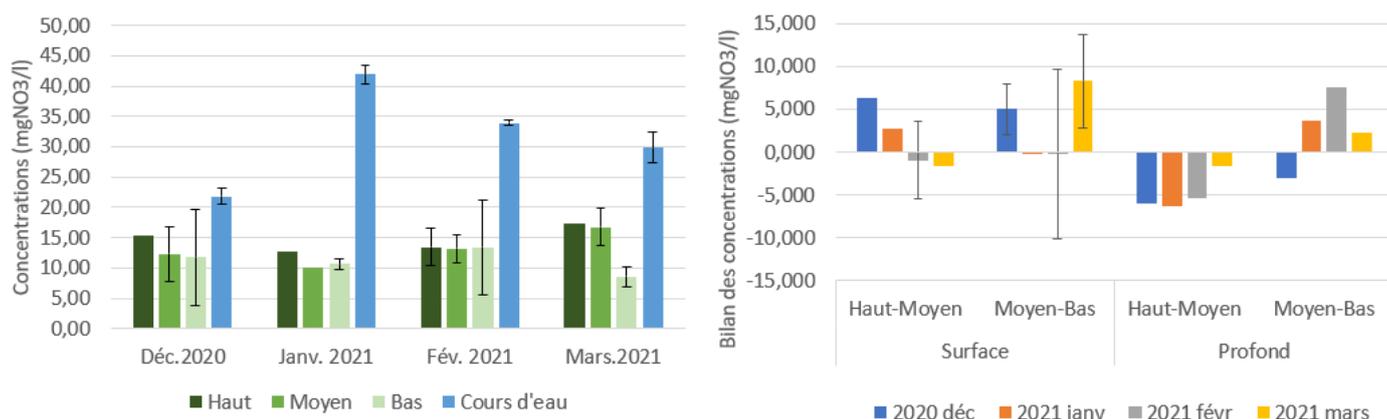


Figure 20 - Évolution des concentrations moyennes en nitrate entre les niveaux piézométriques (gauche) et moyenne des bilans de concentrations entre niveaux piézométriques par date (droite) sur le site restauré de Bois Orcan. L'absence de barre d'erreur montre qu'une seule valeur était disponible.

### • Campagne de prélèvements de 2022

Sur la campagne de prélèvements de 2022 (Fig.21), avec des méthodes analytiques plus adaptées, on observe globalement sur Bois Orcan et Keravilin les mêmes tendances. Un abattement faible de nitrate est mesuré sur Bois Orcan. Sur Keravilin un abattement systématique est observé entre le haut et le milieu de parcelle, mais en quantité variant de 6,38 à 24,01 mgNO<sub>3</sub>/l sur le site restauré et de 0,12 à 8,03 mgNO<sub>3</sub>/l sur le site témoin, donnant encore une fois de grands écart-types. Entre le milieu et le bas de parcelle, les valeurs étaient globalement stables ou avec de très faibles abattements ou productions.

Les bilans sur les sites de Pégase et La Haie n'ont pas pu être réalisés à cause des piézomètres à sec (Pégase) ou ayant déjà été enlevés (La Haie).

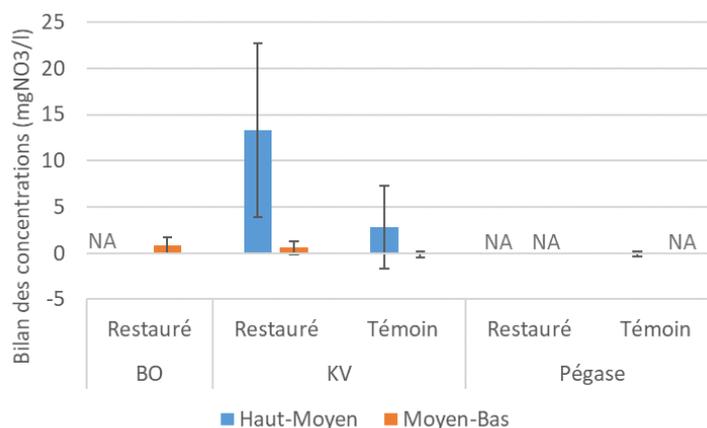


Figure 21 - Moyenne des bilans des concentrations en nitrate de l'eau piézométrique aux différentes dates d'échantillonnage entre haut et milieu et entre milieu et bas de parcelle des différents sites restaurés et témoins.

### 3.2.2. Peut-on évaluer l'effet de la zone humide sur la qualité de l'eau du cours d'eau ?

Sur l'ensemble des sites on observe au moins temporairement un abattement de nitrate dans les transects piézométriques, même si de grandes variabilités spatio-temporelles sont observées. Cette variabilité est observée aussi bien sur les sites restaurés que témoins.

Sur l'ensemble des sites, les concentrations moyennes en bas de parcelle sont inférieures à celles observées en haut de parcelle, à l'exception de Kervilin en rive droite. Ces concentrations sont également inférieures à celles du cours d'eau sur l'ensemble des sites. Ainsi les zones humides restaurées, même si elles ne montrent pas systématiquement des fonctionnements similaires aux sites témoins, ni un abattement systématique entre le haut et le bas de parcelle, contribuent à la réduction des teneurs en nitrate dans les cours d'eau à minima par dilution, en apportant une eau moins concentrée en nitrate. Ces phénomènes de dilution à l'échelle de la parcelle sont faibles et sont difficilement quantifiables sur des petits sites. Des variations de concentrations en nitrate sont néanmoins mesurées entre l'amont et l'aval des cours d'eau, sur le tronçon qui traverse les zones humides étudiées.

Sur Bois Orcan, où le cours d'eau est de petite taille (rang de Strahler 1), on observe en moyenne sur les dates d'échantillonnage, une différence de concentration de  $1,23 \pm 1,04 \text{ mgNO}_3/\text{l}$  entre l'amont et l'aval du tronçon de cours d'eau qui traverse la zone humide. Sur Keravilin, où les débits sont plus importants (rang de Strahler 5), on mesure une hausse de  $0,27 \text{ mgNO}_3/\text{l}$  en février et des baisses comprises entre  $0,47$  et  $1,47 \text{ mgNO}_3/\text{l}$  aux autres dates de prélèvement. Cependant, ces variations pourraient également être liées aux processus biogéochimiques internes au cours d'eau pour tout ou partie.

### 3.2.3. Quels sont les facteurs influençant l'abattement de l'azote ?

Aucune corrélation n'a été trouvée entre les bilans d'azote au sein des parcelles et les propriétés du sol, ou la fréquence de saturation en eau du sol avant la date d'échantillonnage.

L'abattement entre le haut et le milieu de la parcelle est corrélé positivement aux concentrations dans les piézomètres du haut, sur les sites de Keravilin restauré rive gauche et témoin, sur la Haie témoin ainsi que, plus faiblement, sur Pégase restauré (Fig. 22). Ce type de corrélation est observé de façon habituelle en zone humide en absence de facteurs limitant la dénitrification.

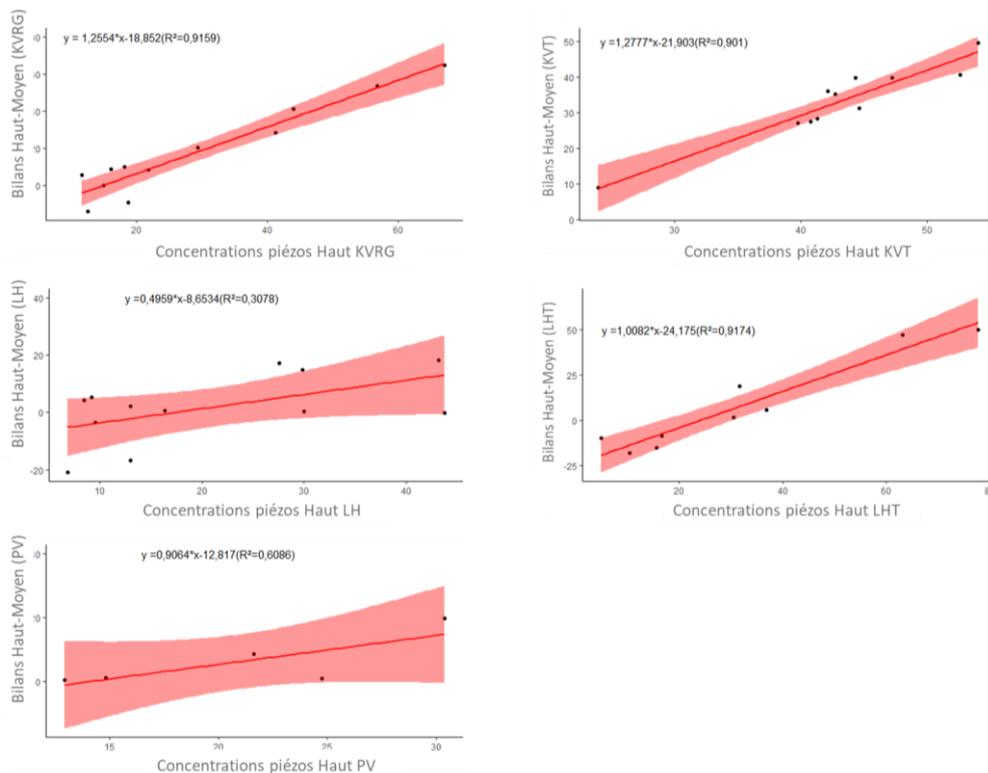


Figure 22 - Corrélations entre concentrations en nitrate de l'eau des piézomètres de haut de parcelle et bilan des concentrations entre les piézomètres du haut et du milieu de parcelle sur les sites de Keravilin restauré rive gauche (KV RG) et témoin (KV T), sur la Haie restauré (LH) et témoin (LH T) et sur le site restauré de Pégase (PV).

### 3.2.4. Bilan

Globalement les résultats des 4 sites d'étude approfondie montrent, conformément aux attentes en zone humide, un abattement de nitrate sur les sites où le sol est saturé de façon prolongée, c'est-à-dire sur Keravilin en rive gauche, à l'exception de la proximité du cours d'eau et sur La Haie.

L'abattement de nitrate est corrélé positivement aux concentrations en nitrate de l'eau du sol en haut de parcelle, ce qui veut dire que plus l'eau est chargée en nitrate, plus la concentration baisse dans la zone humide. Aucune corrélation n'a été observée avec la profondeur de la nappe, montrant une disponibilité en matière organique suffisante même sous l'horizon organique et à moins de 50 cm de profondeur pour assurer la dénitrification de l'eau.

Les données montrent également une augmentation des concentrations en nitrate plus ou moins ponctuelle ou localisée sur certains sites. Cette augmentation semble liée à deux processus distincts : un apport par le cours d'eau en bas de parcelle lorsque celui-ci a des eaux très concentrées en nitrates, et/ou une production par minéralisation de la matière organique dans les piézomètres dont les niveaux d'eau sont relativement faibles, permettant l'oxygénation de l'horizon organique. **Une analyse des teneurs en ammonium et chlorures en parallèle du nitrate aurait permis une meilleure compréhension des processus en jeu.**

Il est à noter que même lorsque le site présente une augmentation des concentrations en nitrate vers le bas de parcelle, celles-ci restent globalement inférieures à celles du cours d'eau. Ainsi, l'eau transitant par la zone humide vient diluer l'eau du cours d'eau, plus riche en nitrate, et contribue ainsi à la baisse de sa concentration en nitrate. Néanmoins, il faut garder à l'esprit que la majorité de l'eau alimentant le cours d'eau ne passe pas au niveau de la surface de la zone humide mais en profondeur où les gradients peuvent être différents. Les données obtenues sur les piézomètres profonds, sans permettre d'analyse poussée, du fait d'une seule réplique, montrent une tendance à la diminution des concentrations en profondeur entre le haut et le bas de parcelle, à l'exception du site de Pégase.

La méthode d'étude utilisée s'est avérée inadaptée sur les sites tels que Bois Orcan ou Pégase dont les niveaux de nappe ne dépassent que ponctuellement 50 cm sous la surface du sol, en particulier en haut de parcelle. Dans ces conditions, l'échantillonnage d'eau n'était pas possible, empêchant ainsi, l'étude des gradients de concentrations. Ces sites, malgré une faible fréquence de saturation à moins de 50 cm de profondeur, présentent néanmoins des traces d'hydromorphie en surface. Celles-ci peuvent être liées à des remontées d'eau par capillarité en conditions non saturantes (Bois Orcan) et/ou à la présence d'une nappe de surface temporaire (Pégase).

### 3.3. EST-CE QUE LES ZONES HUMIDES RESTAURÉES PRÉSENTENT UN RISQUE D'EXPORT DE PHOSPHORE DISSOUS ?

#### 3.3.1. Bilans d'orthophosphates au sein des parcelles restaurées

L'étude réalisée par Couic et al. (2021) dans le cadre du projet DPR2, montre un risque de relargage de phosphore dissous pour des teneurs du sol en phosphore (P) Olsen supérieures à 45 mg/kgMS. Sur les 14 sites restaurés étudiés, seuls Kerguilidic et Ruguen ont des valeurs supérieures à ce seuil. Sur les sites d'étude approfondie restaurés, les valeurs fluctuent entre  $1,51 \pm 0,95$  mg/kgMS sur Pégase et  $28,82 \pm 8,39$  mg/kgMS sur Keravilin rive droite (Fig. 23).

Par ailleurs, le seuil d'eutrophisation d'une masse d'eau est de 0,030 mg/l de P dissous, soit 0,092 mg/l de PO<sub>4</sub>. Lorsque les eaux possèdent des concentrations supérieures à 0,100 mg/l (0,306 mg/l de PO<sub>4</sub>) elles sont considérées comme hypereutrophes. L'eau alimentant les zones humides étudiées, en haut de parcelle, présente des concentrations dépassant le seuil d'eutrophisation de façon récurrente, sur Keravilin et Pégase témoin et sur un prélèvement en rive gauche de Keravilin restauré et Pégase restauré. Sur Keravilin témoin et restauré rive droite, on atteint ponctuellement le seuil d'hypereutrophisation. Ces concentrations dépassent systématiquement 0,092 mg/l de PO<sub>4</sub> dans les cours d'eau de Keravilin et La Haie. Sur Bois Orcan elles restent globalement aux alentours de 0,05 mg/l.

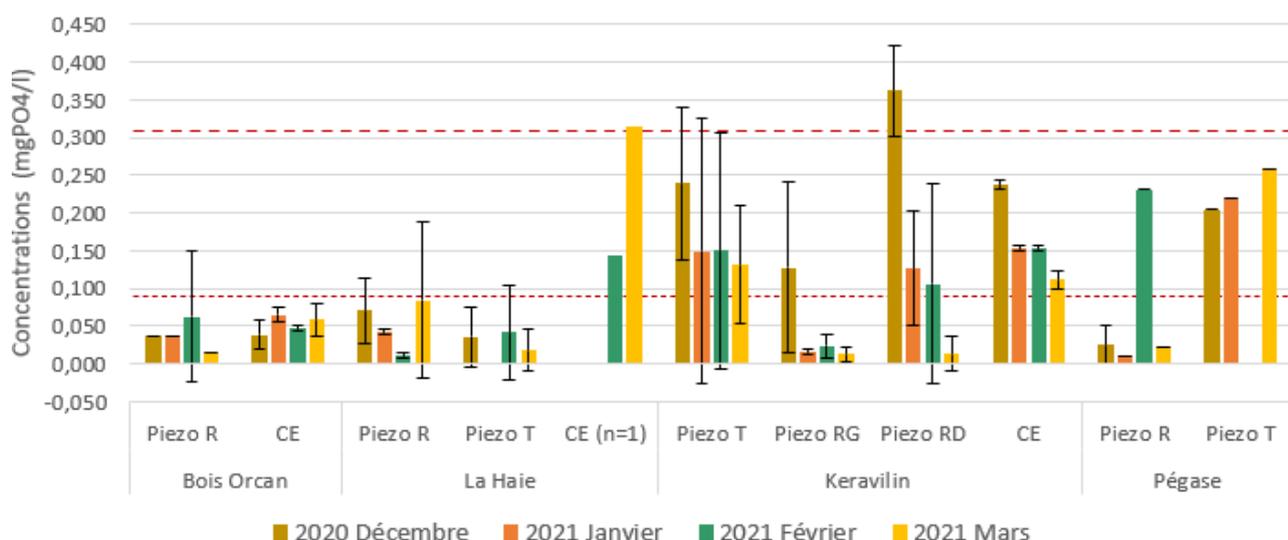


Figure 23 - Concentrations moyennes en phosphore dissous de la nappe en haut de parcelle et dans le cours d'eau aux différentes dates d'échantillonnage sur les sites d'étude approfondie. Piezo R : Piézomètres du haut de parcelle du site restauré ; Piezo T : Piézomètres haut du site témoin ; CE : Cours d'eau. Les lignes en pointillés montrent les concentrations seuil de changement de classification de niveau trophique de 0,092 (eutrophe) et 0,306 mgPO<sub>4</sub>/l (hypereutrophe).

Etant donné que le phosphore ne se déplace pas librement dans le sol comme le nitrate, il n'a pas été possible de réaliser des bilans de phosphore dissous comme pour le nitrate. Il est néanmoins possible de regarder les concentrations dans l'eau à proximité du cours d'eau, donnant une idée du potentiel relargage de phosphore dissous dans le cours d'eau.

Le relargage de phosphore dissous se fait préférentiellement sur des sites dont le potentiel d'oxydoréduction est très bas ( $Eh < -100$  mV) donc, qui connaissent des conditions anaérobiques extrêmes. On peut imaginer des conditions propices sur Keravilin et La Haie du fait de saturations en eau prolongées des horizons de surface du sol. Les fuites de phosphore dissous sont généralement liées

à des fortes concentrations en phosphore du sol que l'on trouve à certains endroits dans le site de Keravilin. Ainsi, seul ce site pourrait, selon ses conditions abiotiques, être à risque.

Effectivement, les concentrations en bas de parcelles sur Keravilin, plus élevées qu'au milieu de la parcelle, laissent présager qu'il y a un export d'orthophosphates. Sur la parcelle en rive gauche, ces concentrations restent inférieures à celles du cours d'eau et on peut donc estimer que l'augmentation observée est liée, comme pour le nitrate, à des apports par l'eau du cours d'eau. Par contre, sur la parcelle restaurée en rive droite les concentrations en bas de parcelle sont supérieures à celle du cours d'eau, laissant présager d'une production d'orthophosphates sur le site (Fig. 24). Parmi les sites restaurés, cette parcelle est la plus riche en P Olsen. Elle présente aussi la plus forte fréquence de saturation en eau du sol et la plus forte compaction du sol. Une hypothèse serait que la compaction locale du sol ralentisse le flux d'eau et crée des conditions très anoxiques qui pourraient expliquer cette production de phosphore dissous.

a) Keravilin restauré - Rive gauche



b) Keravilin restauré – Rive droite

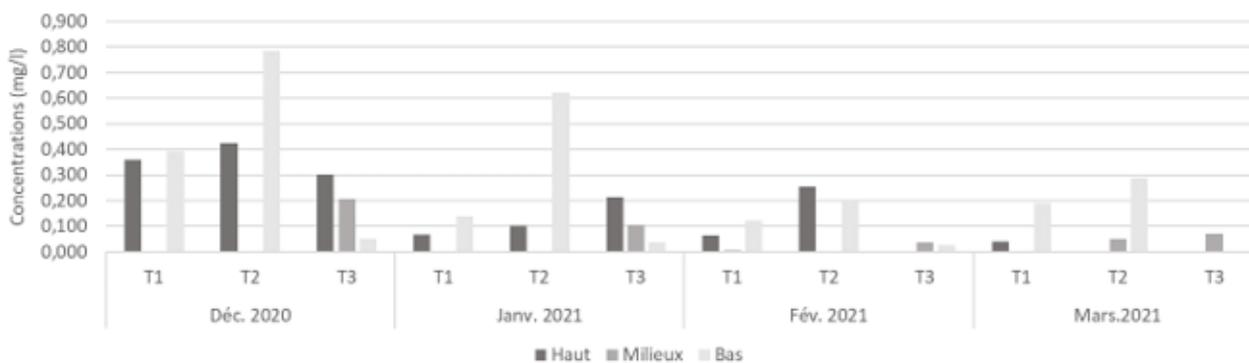


Figure 24 Concentration de l'eau de nappe et du cours d'eau en orthophosphates du site de Keravilin en rive gauche (a) et rive droite (b) dans les différents transects de piézomètres (T1 à T3) et dans le cours d'eau (CE). Haut, milieux et bas désignent l'emplacement des piézomètres de chaque transect le long du gradient topographique de la parcelle.

Sur les autres sites, les concentrations observées en bas de parcelle restent systématiquement plus faibles que celles observées dans le cours d'eau.

Ainsi, **globalement, les sites restaurés n'exportent pas, ou ponctuellement et en faible quantité, de phosphore dissous**, à l'exception de Keravilin rive droite.

### 3.3.2. Facteurs influençant les concentrations en orthophosphates

Les concentrations en orthophosphates et nitrate de l'eau de nappe, tous sites confondus, sont faiblement corrélées ( $p < 0,01$ ). Ceci peut paraître logique en contexte agricole où le phosphore et le nitrate de la nappe proviennent en grande partie de l'amendement des parcelles.

Une corrélation négative est observée entre les concentrations en orthophosphates de l'eau de nappe et la fréquence de saturation dans les premiers 25 cm du sol. Ce résultat est contre-intuitif par rapport à ce qui est généralement observé dans les zones humides du fait qu'elles ont tendance à libérer du phosphore dissous dans des conditions très anoxiques. Cependant, l'export de phosphore dissous est couplé à de fortes teneurs en phosphore dans le sol, ce qui n'est pas observé dans les sites d'étude. Statistiquement, cette corrélation s'explique par une dispersion forte des données pour des faibles fréquences de saturation et une plus faible dispersion des données à mesure que la saturation augmente.

Le seul site qui exporte du phosphore dissous de façon significative est la parcelle en rive droite de Keravilin. Cette parcelle présentait les teneurs en P Olsen les plus importantes des sites d'étude approfondie, une compaction relativement importante et une forte fréquence de saturation en eau du sol. La concordance de ces trois facteurs pourrait donc être favorable à l'export de P dissous.

**Le point de vigilance sur le risque d'export d'orthophosphates porte donc sur le tassement important du sol, accompagné de teneurs en P Olsen du sol relativement élevées. Ces conditions semblent favoriser l'export de phosphore dissous.**

**L'étude de flux de phosphore dissous sur des sites comparables, serait nécessaire pour confirmer cette observation.**

## 4. FONCTIONS BIOLOGIQUES

---

### 4.1. OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES DE TRAVAIL

L'objectif est d'évaluer si les zones humides restaurées permettent d'accueillir une flore et une faune spécifiques à ces milieux, et équivalentes à celles de milieux en bon état de conservation.

Les modifications profondes du sol liées à certaines altérations, notamment les labours et les amendements, ou aux travaux de restauration eux-mêmes, peuvent modifier les conditions édaphiques au point de les rendre inadéquates au développement des végétations cibles, malgré une hydropériode favorable. Ainsi, il convient d'étudier la flore qui s'est développée depuis les travaux de restauration et la faune qu'elle abrite afin de déterminer si elles correspondent à celles attendues dans ce type de milieu et dans le cas contraire, chercher à comprendre ce qui engendre les différences observées.

Par ailleurs, en fonction de l'objectif principal de certains travaux de restauration, il est possible de réaliser des aménagements permettant de favoriser certaines fonctions de la zone humide. Or, l'optimisation d'une fonction se fait souvent au détriment des autres. Il est donc intéressant d'évaluer les opérations de restauration sur la base d'indicateurs intégrant différentes fonctions afin de s'assurer de l'équilibre fonctionnel du site restauré.

La composition spécifique de la flore est intégratrice des conditions du milieu mais nécessite quelques années (au moins 3 à 5 ans) pour se stabiliser après des travaux. La diversité d'habitats peut par ailleurs être utilisée comme proxy pour la richesse spécifique potentielle, et est notamment utilisée comme telle dans la Méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides. Cependant, les sites restaurés sont souvent revégétalisés par semis, du fait d'une crainte d'érosion du sol ou d'invasions biologiques si le sol reste à nu trop longtemps après les travaux, ou dans un souci de productivité végétale pour l'exploitation des parcelles. Dans ce cas, la végétation ne peut pas être utilisée dans les premières années comme indicateur de restauration du milieu. A contrario, certains groupes faunistiques colonisent le milieu même en l'absence de végétation correspondant à leur habitat préférentiel et sont alors indicateurs de conditions édaphiques adéquates. Les premiers résultats liés à l'utilisation des arthropodes, et en particulier des araignées, comme indicateurs de restauration des zones humides dans le cadre du RERZH, ont montré que les espèces apparaissent sur le site rapidement après des travaux très destructurants et s'organisent selon leur tolérance à l'humidité du sol. Ce groupe est par ailleurs intéressant car il intègre l'ensemble des groupes fonctionnels de la chaîne alimentaire et permet ainsi d'évaluer la stabilité du milieu, mise en évidence par l'apparition des groupes trophiques supérieurs.

Les orthoptères sont également connus pour avoir des spectres de tolérance à l'humidité très variables selon les espèces. Ils constituent ainsi un bon indicateur des modifications des conditions édaphiques, tout comme les odonates pour les milieux présentant des eaux libres. Ces deux indicateurs sont utilisés dans la boîte à outils Rhoméo de suivi des travaux de restauration des zones humides.

L'étude des végétations, des peuplements d'araignées, d'odonates et d'orthoptères a donc été combinée pour évaluer le rétablissement des fonctions biologiques des zones humides ayant fait l'objet de travaux de restauration.

### 4.2. MÉTHODES D'ÉTUDE DE LA VÉGÉTATION

Les méthodes d'étude et d'analyse utilisées de la végétation ont pour objectif d'établir un état des lieux de la végétation en place sur les sites après travaux de restauration ainsi que d'évaluer la restauration par comparaison avec un site témoin et/ou un panel régional de sites de références. Ce sont les mêmes

méthodes que celles mise en œuvre dans le cadre du RERZH 29 où elles étaient utilisées pour un suivi dans le temps de la flore et de la végétation. Pour le présent projet, il n'était pas prévu de suivi dans le temps des végétations, simplement leur caractérisation, mais les protocoles choisis peuvent permettre aux porteurs du projet de restauration de les réitérer s'ils le souhaitent. Les méthodes déployées ont aussi eue vocation à tester et à illustrer la plus-value de certains protocoles à la mise en œuvre plus complexe par rapport à des protocoles plus simples dans le cadre de l'évaluation de la restauration des zones humides.

- **Relevés phytosociologiques**

Le relevé phytosociologique consiste à établir une liste la plus exhaustive possible des plantes observées dans une zone homogène sur les plans floristique, physiologique, écologique et sur une surface suffisamment grande pour contenir la quasi-totalité des espèces présentes sur l'individu d'association (aire minimale). Chaque espèce de la liste se voit attribuer un coefficient d'abondance-dominance (Braun-Blanquet, 1928 adapté par Barkman *et al.*, 1964), l'abondance correspondant au nombre d'individus par unité de surface et la dominance au recouvrement total des individus de l'espèce considérée :

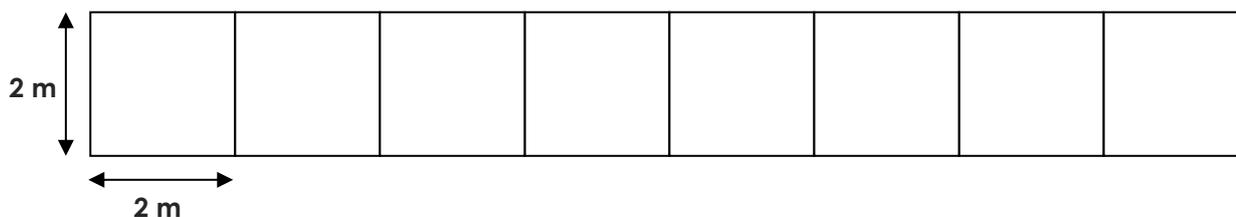
- r** : individus très rares, recouvrement < 1 % ;
- +** : individus peu abondants, recouvrement faible (< 5%) ;
- 1** : individus nombreux, mais recouvrement < 1 % ou nombre d'individus quelconque mais recouvrement de 1 à 5 % ;
- 2m** : individus très nombreux, mais recouvrement < 5 % ;
- 2a** : recouvrement de 5 à 15 %, abondance quelconque ;
- 2b** : recouvrement de 15 à 25 %, abondance quelconque ;
- 3** : recouvrement de 25 % à 50 % de la surface, abondance quelconque ;
- 4** : recouvrement de 50 % à 75 % de la surface, abondance quelconque ;
- 5** : recouvrement supérieur à 75 % de la surface, abondance quelconque.

En complément des informations liées à l'identité du relevé (lieu, date...), des éléments contextuels nécessaires à la description de la végétation et à l'interprétation des résultats sont également notés (pente, exposition, texture du sol, recouvrement et hauteur de la végétation...). Les relevés phytosociologiques sont réalisés à l'aide d'un bordereau phytosociologique et localisés grâce à un GPS.

- **Transects de végétation**

Le principe d'un transect consiste en une succession de relevés quantifiés de taxons le long d'une ligne permanente. Deux types de transects ont été mis en place selon les sites d'étude :

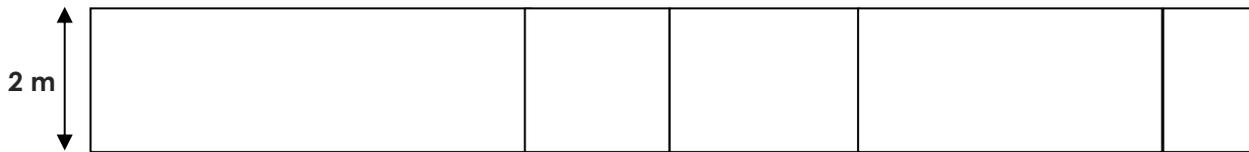
- Transect de quadrats contigus : il se présente sous la forme d'une bande de quadrats successifs de 2 x 2 m. Dans chaque quadrat, les taxons sont recensés et leur recouvrement estimé (en %) ;



Représentation schématique d'un transect par quadrats successifs

- Transect par segments homogènes : il se réalise par segments de 2 m de large et de longueur variable en fonction de l'homogénéité floristique et physiologique de la végétation. Ainsi, à chaque changement de végétation, le positionnement sur le transect est noté (début et fin du

segment) et, de la même manière que pour le transect par quadrats, les taxons présents sont recensés et leur recouvrement estimé (en %).



Représentation schématique d'un transect par segments homogènes

Les transects sont positionnés de manière à être représentatifs de la végétation des sites étudiés, sur des longueurs variables en fonction des sites (fonction de la végétation, des gradients topographiques et d'humidité...). Ils sont localisés par GPS et plusieurs points de repères physiques sont notés sur le terrain afin de faciliter, si besoin, leur repositionnement.

De nombreuses analyses peuvent être réalisées sur les données des transects de végétation. Les indicateurs suivants ont été testés sur les données du RERZH 29 et repris pour cette étude :

- **Richesse spécifique moyenne** :  $S_{moy}$  = nombre moyen d'espèces de chaque quadrat du transect ;
- **Contribution spécifique de groupe socio-écologique d'espèces** : contribution spécifique (CSI) de chaque taxon dans le transect qui est le rapport (en %) entre la fréquence d'un taxon  $i$  et la somme des fréquences spécifiques centésimales de tous les taxons du quadrat. Il est ainsi possible d'évaluer, de façon quantitative, l'importance relative de chaque espèce dans les transects.  
En regroupant les espèces par affinités d'exigences écologiques (ex. : espèces des prairies hygrophiles oligotrophiles), il est également possible d'observer l'évolution de groupes socio-écologiques d'espèces. Il suffit pour cela de cumuler les CSI des différents taxons du groupe.
- **Recouvrement moyen de groupe socio-écologique d'espèces** : en procédant de la même manière avec le recouvrement, il est possible d'évaluer le recouvrement moyen de chaque espèce ou groupe socio-écologique d'espèce dans les transects.
- **Spectre écologique** (humidité) : la définition du spectre écologique de chaque relevé est basée sur les coefficients de HILL et al. 2004 (coefficients d'Ellenberg adaptés pour le domaine atlantique) qui quantifient l'exigence écologique de chaque espèce pour certains facteurs dont l'humidité (F). Il s'agit d'une valeur optimale de développement de l'espèce végétale qui est évaluée sur une échelle de 1 à 12 (espèces des milieux les plus secs vers les milieux les plus humides). Pour chaque quadrat, il est possible de calculer la valeur moyenne de l'indice F ( $F_{moy}$ ) qui correspond à la moyenne des valeurs indicatrices présentes, pondérées par le recouvrement des espèces sur le quadrat, considérant que le recouvrement d'une espèce témoigne de sa vitalité.

Cet indicateur correspond à l'« indice floristique d'engorgement » (I02) utilisé dans la boîte à outils de suivi des zones humides LigéO, lui-même issu de RhoMÉO (<http://rhomeo-bao.fr/>).

- **Cartographie des groupements végétaux**

L'étude des groupements végétaux des sites d'études a été réalisée selon la méthode de la phytosociologie sigmatiste. Cette science étudie les communautés végétales (syntaxons). Elle est basée sur le caractère indicateur et intégrateur des facteurs écologiques, dynamiques, chorologiques et historiques des espèces végétales, et plus encore des associations végétales. Cette méthode permet aussi de disposer de nombreuses données à l'échelle régionale, nationale, voire européenne et de bénéficier de référentiels pour lesquels des évaluations patrimoniales existent.

Dans un premier temps, sur le terrain, les différents groupements végétaux ont été inventoriés et décrits grâce à la **réalisation de relevés phytosociologiques**.

**Les données relevées sur le terrain sont ensuite saisies sous format informatique et interprétées.**

Le nombre de relevés réalisés sur les sites d'étude ne permettant pas de réaliser des analyses numériques, ceux-ci sont donc comparés « manuellement » entre eux et avec les relevés issus de la bibliographie afin de mettre en évidence les syntaxons. A partir du rattachement phytosociologique et des éléments de contexte notés sur le terrain, les groupements végétaux identifiés ont ensuite été **mis en correspondance avec les typologies d'habitats** (Natura 2000, EUNIS, CORINE Biotopes).

Dans un second temps, le contour des différents groupements végétaux est reporté sur un fond orthophotographique à l'échelle 1/1500. Chaque polygone est ensuite renseigné avec les informations suivantes : nom du site, date de l'observation, observateur(s), organisme, surface, nom latin du syntaxon, intitulé français du groupement végétal, correspondances avec les typologies d'habitats (CORINE Biotopes, EUNIS, Natura 2000), dégradation(s) observée(s). Lorsque cela s'est avéré nécessaire, des unités composites ont été cartographiées en précisant la part relative des différents groupements végétaux (estimation en %). Les données relevées ont ensuite été informatisées pour aboutir à une couche d'information géographique (projection RGF93/Lambert 93, EPSG : 2154).

- **Intégrité structurelle des communautés végétales**

L'intégrité structurelle des communautés végétales des sites restaurés est évaluée par comparaison avec des relevés de référence réalisés dans des milieux en bon état de conservation. Ce référentiel a été élaboré dans le cadre du RERZH Finistère pour les prairies humides méso- à eutrophes et a été complété par des relevés réalisés dans des sites de références proches des sites étudiés dans le cadre d'ETREZH.

- **Panel de référence et corpus de relevés**

Un panel de référence a été réalisé à partir du cumul de 130 relevés floristiques répartis sur 3 départements bretons où sont situés les sites d'étude : le Finistère, les Côtes d'Armor et l'Ille et Vilaine. Ces relevés proviennent de l'étude réalisée dans le cadre du Réseau sur la réhabilitation des zones humides du Finistère (Thiry, 2015 et Chevalier, 2014), enrichie par l'étude de sites de référence associés à chaque site restauré étudié dans le cadre d'ETREZH. Ces parcelles de références correspondent à des sites en bon état de conservation, situées dans les mêmes contextes hydrogéomorphologiques que les sites restaurés. Les végétations ciblées étaient des végétations prairiales, majoritairement méso- à eutrophes. Pour plus de détails sur l'analyse, se référer au rapport de Louison Bienvenue (2021).

Les relevés phytosociologiques, effectués sur les parcelles sélectionnées, sont représentés sous forme d'ACP. Préalablement les coefficients d'abondance dominance ont été transformés en variable continue. Les relevés éloignés du barycentre, si leur composition floristique ne correspond pas aux objectifs définis de "zones humides en bon état de conservation", sont retirés. Pour améliorer la lisibilité de l'ACP, les coefficients  $i$  et  $r$  et les espèces présentes dans 1 seul relevé sont exclus et les espèces semées du même groupe et liées au même type d'habitat sont regroupées.

- **Conformité des sites restaurés et panel de référence par ACP**

Les relevés des sites restaurés sont ajoutés en individus supplémentaires à l'ACP du panel de référence, sans modifier les projections. Un relevé est considéré comme conforme lorsqu'il est à l'intérieur du nuage de points du panel de référence, délimité par une ellipse sur chaque axe. La taille de l'ellipse de concentration en probabilité normale est de 0,95. Dans le cas des observations de sites restaurés non conformes, leur composition floristique est analysée pour tenter de comprendre ce qui engendre cette non-conformité.

## ● Référentiels utilisés

La **nomenclature des taxons** suit **TAXREF v12.0** (GARGOMINY *et al.*, 2018).

La **nomenclature des syntaxons** suit le **R.N.V.O.** (consultable en ligne : [www.cbnbrest.fr/rnvo/](http://www.cbnbrest.fr/rnvo/)). Ce référentiel reprend les travaux nationaux du prodrome des végétations de France jusqu'à l'alliance (BARDAT *et al.*, 2004) et les publications successives des déclinaisons des classes à l'association publiées dans le cadre du prodrome des végétations de France 2 (PVF2).

Les **classifications utilisées pour nommer les habitats** sont celles des référentiels européens couramment utilisés :

- **EUNIS** : classification européenne des habitats EUNIS, traduction française (LOUVEL *et al.*, 2013) ;
- **CORINE Biotopes** : classification européenne CORINE Biotopes (BISSARDON *et al.*, 1997) ;
- **Natura 2000 (EUR 28)** : manuel d'interprétation des habitats de l'Union européenne (DG Environnement, 2013) ;
- **Natura 2000 (Cahiers d'habitats)** : habitats élémentaires « Natura 2000 » définis dans le cadre du programme « cahiers d'habitats » (BENSETTITI (coord.), 2002, 2005).

### 4.2.1. Mise en œuvre

Sur les sites d'étude simple, seuls un transect de végétation par segments homogènes et une cartographie sommaire des groupements végétaux ont été réalisés. En préalable à la cartographie, des relevés phytosociologiques ont également été réalisés dans chaque zone homogène de végétation. En plus de servir à caractériser les différents groupements végétaux des sites, ceux-ci ont été utilisés pour comparer la végétation des sites restaurés au panel de référence.

Sur les sites d'étude approfondie l'ensemble des protocoles a été déployé.

Les relevés ont été réalisés fin juin/début juillet lors de la période de plein développement de la végétation des zones humides, avec un passage complémentaire si nécessaire en mai pour identifier les espèces précoces.

7 sites ont été étudiés en 2020 et les 7 autres en 2021.

Les sites d'étude approfondie ont été étudiés par Vincent Colasse du CBNB.

Les sites d'étude simple ont été étudiés par deux stagiaires co-encadrés par Sébastien Gallet de l'UMR Géoarchitecture (UBO) et Vincent Colasse du CBNB : Laurène Lutherer en 2020 et Louison Bienvenue en 2021.

### 4.2.2. Documents produits

- Luther, L., 2020. Évaluation de la réhabilitation de zones humides en Bretagne. Mémoire de fin d'étude. Université de Rouen. Master Gestion de la biodiversité des écosystèmes terrestres. [https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2022/02/Rapport\\_Laurene\\_Lutherer\\_2021.pdf](https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2022/02/Rapport_Laurene_Lutherer_2021.pdf)
- Bienvenue L., 2021. Évaluation de projet de restauration en zones humides de Bretagne par le volet floristique -Programme ETREZH. Mémoire de fin d'étude PolyTech Tour, DAE. [https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2022/02/Memoire-Louison-Bienvenu\\_2021.pdf](https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2022/02/Memoire-Louison-Bienvenu_2021.pdf)

- Colasse V., 2021 - Évaluation de l'effet de travaux de restauration sur les fonctions des zones humides de Bretagne (ETREZH). État des lieux de la végétation des sites d'étude approfondie : Keravilin, Pégase V, La Haie, Bois d'Orcan. Agence de l'eau Loire-Bretagne / Région Bretagne / DREAL Bretagne / Département d'Ille-et-Vilaine. Brest : Conservatoire botanique national de Brest, 20 p. + 4 annexes.

[https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2022/02/CBNB-2021\\_ETREZH\\_total-1.pdf](https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2022/02/CBNB-2021_ETREZH_total-1.pdf)

### 4.3. LES SITES RESTAURÉS PRÉSENTENT-ILS DES VÉGÉTATIONS TYPIQUES DE ZONES HUMIDES

#### 4.3.1. La flore présente est-elle conforme aux végétations de références bretonnes ?

Quatre sites divergent en partie du panel de référence (tableau 1) : Bois Orcan, qui présente une surface conforme au panel de référence très faible, et La Roche, Penn ar Stang et Kerguilidic qui ont des surfaces majoritairement conformes mais quelques relevés qui diffèrent.

Tableau 1 - Conformité des sites restaurés au panel de référence (PR) des zones humides en bon état de conservation de Bretagne, selon l'ACP des relevés floristiques. Issu de Bienvenue (2021). Le pourcentage de conformité correspond au pourcentage surfacique du site occupé par des zones homogènes conformes au panel de référence.

Site restauré	Nb zone homogène	Nb zone homogène conforme	Conformité au PR Bretagne
Ruguen O1	2	2	100%
La Haie	3	2	95%
Le Matz	6	5	99%
Bois Orcan	6	4	15%
La Roche	3	2	64%
Launay Geffroy	2	2	100%
Keribet	3	3	100%
Keravilin	3	3	100%
Pont-Guerin	3	3	100%
Traou-Guern	2	2	100%
Pégase V	3	3	100%
Penn ar Stang	7	5	73%
Kerguelidic	4	3	72%
Guerven	4	4	100%

Sur Bois Orcan, cette différence s'explique par des recouvrements en espèces rudérales importants, en lien avec l'historique de mise en culture du site. Malgré cela la végétation semble évoluer positivement.

Sur la Roche, la végétation reste majoritairement mésophile à méso-hygrophile. Ceci est en adéquation avec le fait que le remblai n'ait pas été supprimé jusqu'au terrain naturel sur ce site.

Enfin, Penn ar Stang et Kerguilidic divergent du panel de référence par la présence de végétations non prairiales (milieu cible), liées aux mégaphorbiaies, voire aux milieux tourbeux.

Des très petits secteurs, représentant moins de 5 % de la surface du site sur le Matz et sur La Haie, sont également non conformes.

### 4.3.2. La flore présente sur les parcelles est-elle dominée par des espèces hygrophiles d'habitats prairiaux ?

- **Hygrophylie des espèces**

A noter que pour cette synthèse, l'indice de Julve a été utilisé pour les calculs du spectre d'humidité édaphique car l'indice de Hill n'est pas renseigné pour certaines espèces. Ceci explique certaines différences entre les résultats présentés ici et ceux du rapport de stage de Louison Bienvenue (2021).

Pour cette étude, les parcelles ont été considérées comme conformes d'un point de vue de leur degré d'hygrophilie, si la végétation présentait un recouvrement d'au moins 50 % d'espèces ayant une valeur indicatrice d'humidité édaphique (selon Hill ou Julve) supérieure ou égale à 6 (hygrophile au sens large), c'est-à-dire les espèces méso-hygrophiles à amphibies permanentes.

Sur les 14 sites restaurés, 8 présentent une dominance d'espèces hygrophiles (Fig. 25). Sur les autres, on trouve essentiellement une dominance d'espèces mésophiles. Lorsque la nature de ces espèces est analysée, on se rend compte qu'elles comportent souvent des espèces à spectre écologique large que l'on retrouve aussi bien dans des prairies mésophiles qu'hygrophiles, comme *Holcus lanatus*, *Festuca arundinacea*, *Cynosorus cristatus* qui font partie des cortèges attendus en prairie humide, mais aussi des espèces semées comme *Lolium multiflorum*. Ainsi l'hygrophylie des espèces, seule, ne peut pas permettre d'évaluer efficacement la conformité de la végétation.

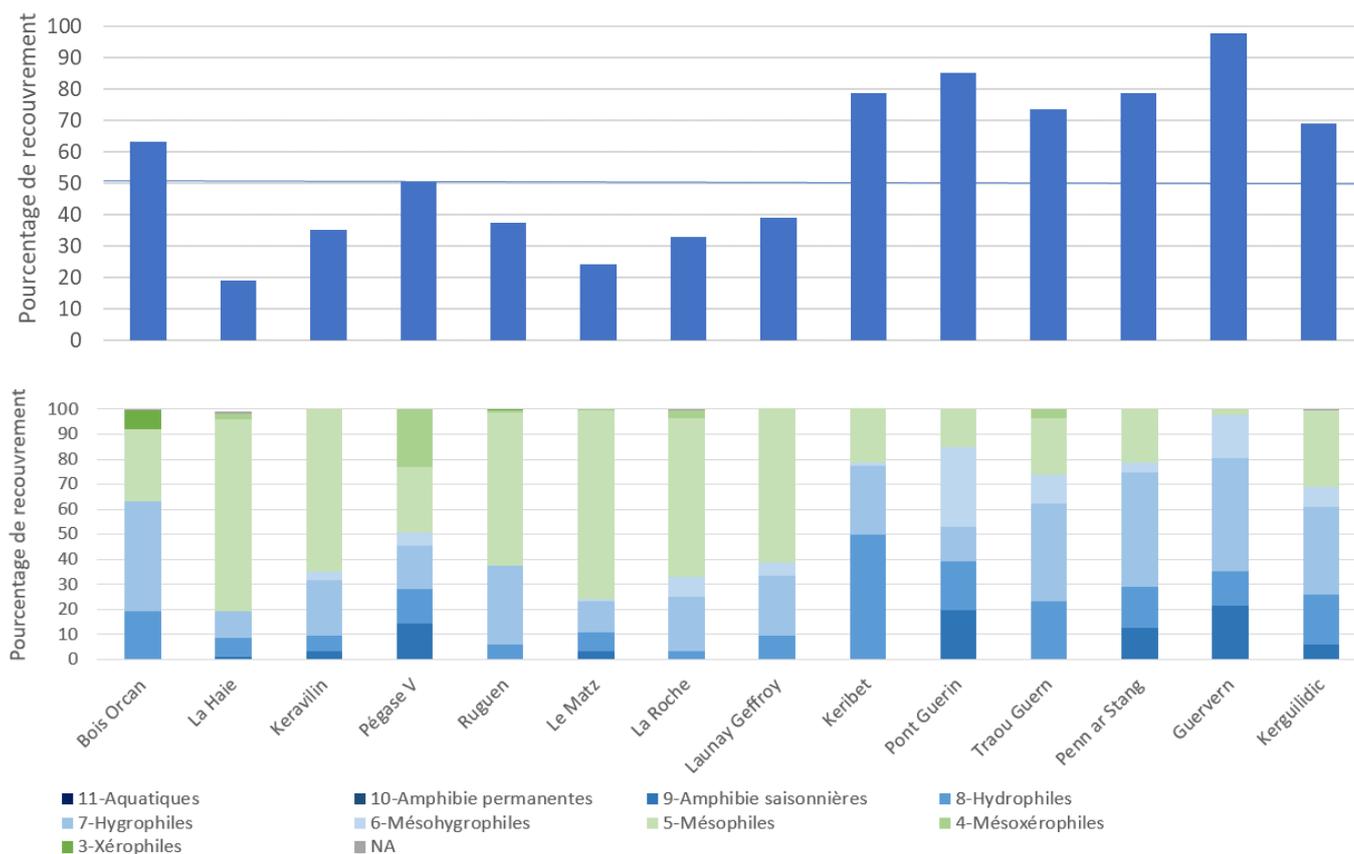


Figure 25 - Pourcentage de recouvrement des espèces hygrophiles au sens large (haut) et répartition des recouvrements des espèces par niveau de tolérance à l'humidité édaphique selon Julve (2000).

- **Habitats préférentiels**

L'analyse des habitats préférentiels des espèces rencontrées sur les sites restaurés permet d'affiner l'analyse précédente en vérifiant si les cortèges observés se rencontrent habituellement en milieu humides ou non.

L'ensemble des sites comporte des espèces indicatrices de milieux humides avec des recouvrements plus ou moins importants (Fig. 26). Sur les sites où le recouvrement de ces espèces reste faible, elles sont souvent accompagnées d'espèces généralistes de prairies. Ce sont généralement les mêmes sites dont les surfaces occupées par des espèces ayant des valeurs indicatrices d'humidité édaphique supérieures ou égales à 6 sont faibles, tel que La Haie, Le Matz, Launay-Geffroy ...

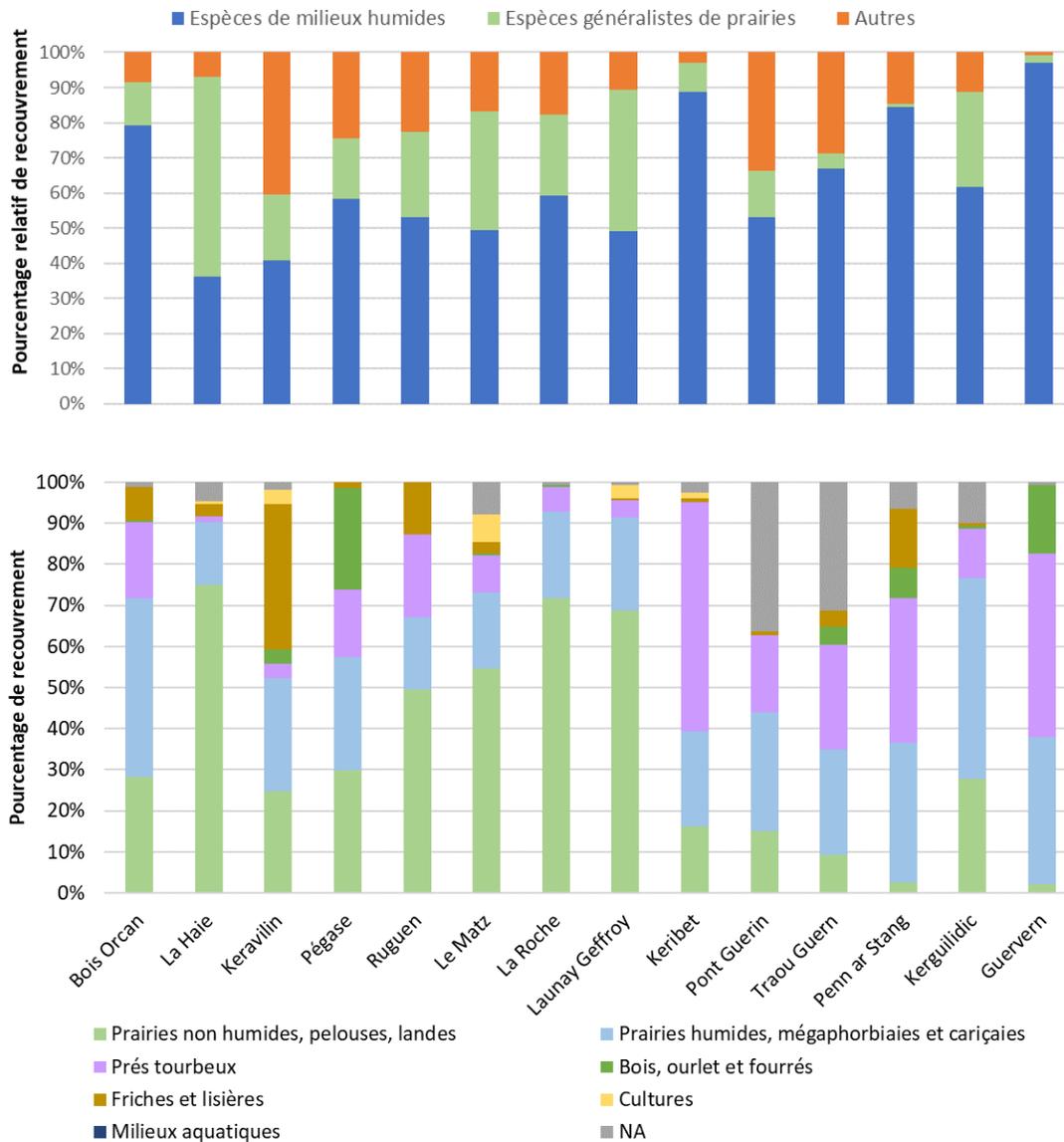


Figure 26 - Pourcentage de recouvrement par les espèces spécifiquement de milieu humides (haut) et détail du recouvrement spécifique global des sites par habitat préférentiel (bas).

Certains sites s'éloignent également des communautés cibles prairiales humides du fait d'une part, d'une absence de gestion qui les font glisser vers des communautés de mégaphorbiaies et/ou d'autre part, d'une humidité importante du sol qui engendre la présence d'espèces de milieux tourbeux. Guervern et Penn ar Stang, deux sites de suppression de remblai, présentent des niveaux d'engorgement très importants du sol, pouvant être lié à un décaissement un peu trop profond du remblai, notamment sur Guervern et Penn ar Stang. Pour Penn ar Stang et Keribet, le contexte hydrogéomorphologique particulier semble pouvoir également expliquer l'engorgement prolongé du sol, notamment la présence de résurgences. Ces sites présentent des groupements présentant un recouvrement important d'espèces liées au milieu tourbeux. La forte présence de carbone dans le sol montre par ailleurs des conditions typiques des prairies para-tourbeuses.

A noter, que le fort recouvrement d'espèces de friches et lisières observé sur le site de Keravilin est lié à la dominance du Raygrass italien *Lolium multiflorum* sur la rive gauche, considérée comme une espèce de friche dans BaseFlor, mais qui ici est semée. L'attribution de l'habitat de référence à cette espèce aurait dû en rendre compte.

### 4.3.3. Bilan de l'étude des végétations

Globalement, l'étude de la végétation a permis de montrer que les sites qui ont fait l'objet de travaux de restauration ont retrouvé au moins partiellement des végétations typiques de zones humides, même si les communautés ne sont pas encore toutes stables ou entièrement conformes aux végétations attendues. Dans l'ensemble, la restauration de la végétation suite à une suppression de remblai ou à une neutralisation de drainage semble donc effective. Le site de La Roche fait exception, avec deux indicateurs sur les 3 utilisés qui indiquent une non-conformité. Sur ce site, la suppression de remblai n'a pas atteint le niveau du terrain naturel initial, ce qui explique la dominance d'espèces mésophiles.

Tableau 2 - Récapitulatif de la conformité des sites selon les indicateurs utilisés : conformité au panel de référence, végétation dominée par des espèces dont l'habitat préférentiel est humide ou des généralistes prairiales et hygrophylie des espèces (au sens large, espèces dont l'indice d'humidité édaphique de Hill ou de Julve est supérieur ou égale à 6).

	Conformité au panel de référence	Habitats cibles	Espèces hygrophiles (sens large)
Bois Orcan	15%	92%	63%
La Haie	95%	92%	19%
Keravilin	100%	60%	35%
Pégase	100%	76%	51%
Ruguen	100%	78%	38%
Le Matz	99%	83%	24%
La Roche	64%	82%	33%
Launay Geffroy	100%	89%	39%
Keribet	100%	98%	79%
Pont Guerin	100%	66%	85%
Traou Guern	100%	71%	74%
Penn ar Stang	73%	85%	79%
Kerguilidic	72%	89%	98%
Guervern	100%	99%	69%

Il convient de noter cependant que le choix a été fait de prendre pour référence des végétations relativement communes, correspondant à des prairies mésotrophes ou eutrophes. Les résultats auraient été tout autres si le degré d'exigence par rapport à la composition spécifique, et notamment la diversité d'espèces plus oligotrophes, avait été évaluée. Cependant, vu le contexte de la plupart des sites, situés en milieu agricole intensif avec une forte pression azotée, il était illusoire de chercher à restaurer des prairies de meilleure qualité écologique.

Par ailleurs, les indicateurs testés dans le cadre d'ETREZH ne donnent pas tous des résultats satisfaisants par rapport à l'évaluation du succès de restauration. Ces éléments sont discutés dans le chapitre sur les enseignements méthodologiques.

## 4.4. MÉTHODES D'ÉTUDE DES DIFFÉRENTS GROUPES FAUNISTIQUES

### 4.4.1. Définition de zones de végétation homogène

Pour chaque site, trois zones de végétation homogène ont été définies pour accueillir le dispositif d'échantillonnage prévu pour les araignées. Sur les sites où il était difficile de distinguer des zones de végétations différentes, une subdivision en trois du site a été réalisée afin d'échantillonner des surfaces comparables entre elles et de pouvoir standardiser l'effort d'échantillonnage. Ces zones d'habitat homogène sont également utilisées comme repère pour l'échantillonnage actif des orthoptères et des odonates.

### 4.4.2. Protocoles d'échantillonnage

- **Araignées**

L'échantillonnage des araignées a été mené à l'aide de deux méthodes d'échantillonnage complémentaires :

Sur l'ensemble des sites, un **échantillonnage actif** a été réalisé à l'aide d'un souffleur de feuilles modifié, communément appelé G-Vac (Stewart & Wright, 1995). Pour ce faire, 50 aspirations aléatoires d'une seconde au sein de chaque zone homogène ont été réalisées. L'effort d'échantillonnage ainsi appliqué a été standardisé par le diamètre du tube d'aspiration (12,5 cm), le temps d'aspiration (1 s) et par la puissance d'aspiration ( $0,201 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ).

Cet échantillonnage actif a été complété pour les sites approfondis par un **échantillonnage passif** à l'aide de pièges à fosse (Barber). Pour chacune des trois zones de végétation homogène, 4 pièges Barber ont été disposés en carré. Afin d'éviter toute interférence entre eux, ils étaient séparés d'au minimum 10 mètres et distant d'au moins 5 mètres avec les haies pour limiter au maximum l'effet lisière (Topping & Sunderland, 1992). Chaque Barber était muni d'un toit et correspondait à un gobelet en polypropylène (8 cm de diamètre, 10 cm de profondeur) rempli jusqu'à un tiers d'une solution d'eau saturée en sel (saumure) de  $250 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$  et d'une goutte de liquide vaisselle inodore.

L'entièreté du contenu des pièges à fosse et de la poche positionnée sur le tube d'aspiration du G-Vac a été prélevée et placée dans de l'éthanol à 70 % afin d'être stockée au laboratoire (département ECOBIO, Université de Rennes 1) pour tri et identification.

Les araignées ont été identifiées jusqu'à l'espèce grâce aux livres d'identification de Roberts (1987, 1995). La nomenclature utilisée pour les araignées est celle du Catalogue mondial des araignées version 22.0 (<https://wsc.nmbe.ch/>).

- **Orthoptères**

Les orthoptères ont été inventoriés en utilisant une version modifiée du protocole RhoMÉO (2014). Ce protocole propose une méthode permettant de mesurer le degré d'humidité du milieu en fonction des espèces d'orthoptère observées. À l'origine, ce protocole a été développé pour être utilisé sur des surfaces plus importantes que les sites d'études ETREZH, et est basé sur des listes d'espèces hors du domaine biogéographique Atlantique. Dans notre cas, le protocole a été utilisé sur les surfaces correspondant aux zones décrites précédemment. La temporalité de la méthode a été respectée, définie par un échantillonnage ayant débuté en juillet et entre 10 h et 16 h (Bellmann & Luquet, 2009 ; Wipple *et al.*, 2010). Le respect de cette temporalité est important afin de maximiser les chances de rencontrer les espèces et des individus matures.

Le chant des individus a été écouté et ces derniers sont capturés de manière active, à marche lente afin de pouvoir les observer, au minimum pendant 20 minutes par zone. La chasse était arrêtée lorsque qu'aucune nouvelle espèce n'était observée (obtention d'un plateau du nombre d'espèce).

L'identification a été réalisée à partir du guide de Biotope (Braud & Roesti, 2015). Si elle n'était pas possible sur le terrain, des photos étaient prises et les individus capturés et stockés dans de l'éthanol à 70 %.

Le protocole RhoMÉO ne permettant pas d'obtenir des données robustes sur les effectifs rencontrés, les données sont reportées en présence/absence.

- **Odonates**

Une version modifiée du protocole RhoMÉO (2014) a également été utilisée pour inventorier les odonates. Comme préconisées par ce dernier, 3 sessions d'échantillonnage ont été effectuées sur les zones de chaque site décrites précédemment (voir Homogénéité de la végétation). L'échantillonnage ainsi réalisé était très comparable aux transects de 25 m dans des zones de végétation homogène préconisés par RhoMÉO (2014). Néanmoins, les dates des événements d'échantillonnages indiquées, à savoir mai, juin/juillet et fin septembre ont été décalées dans un souci de praticité et de comparabilité avec les orthoptères. L'échantillonnage a été réalisé entre 10 h et 16 h par beau temps et température supérieure à 17 °C.

Les individus ont été observés de manière active, à marche lente. Certains d'entre eux ont été observés uniquement aux jumelles, notamment les libellules. Les demoiselles ont, quant à elles, étaient très souvent capturées. Le temps d'observation préconisé par RhoMÉO (2014) est de 6 minutes d'observation minimum suivies de 2 minutes d'observation supplémentaires. En plus, si au moins une nouvelle espèce était contactée durant les 2 minutes additionnelles, deux nouvelles minutes d'observation étaient ajoutées (jusqu'à l'obtention d'un plateau). Ici, le temps d'observation était couplé à l'échantillonnage des orthoptères et donc dépassait le temps minimum.

L'ensemble des individus a été identifié à partir du guide Biotope (Boudot & Grand, 2007). Lorsque l'identification sur le terrain était difficile, nous avons systématiquement pris des photos des individus. Comme pour les orthoptères, nous avons raisonné en présence/absence. Des informations supplémentaires sur le comportement des individus ont été collectées (par exemple défense territoriale ; tandem ; accouplement ; ponte ; émergence) ou la présence d'exuvies.

#### 4.4.3. Analyses des données

- **Traits fonctionnels des espèces**

Pour chacune des espèces des trois taxons, une base de données a été créée réunissant certains traits biologiques d'intérêts. En effet, l'analyse de traits permet de décrire et d'évaluer l'intégrité des différents sites.

- **Araignées**

Lors de certaines sessions des pièges ont été détériorés. Afin de standardiser l'effort d'échantillonnage entre les différentes parcelles, et entre sites restaurés et sites non dégradés appariés (référence), le nombre de piège à fosse a systématiquement été équilibré en éliminant aléatoirement le nombre de pièges excédentaire. L'effort d'échantillonnage a été évalué à partir de courbes d'accumulation des espèces d'araignées (SAC). Pour cela, nous avons utilisé la version Specaccum du package "Vegan" (version 2.5-7). Pour visualiser et représenter le nombre relatif d'espèces d'araignées partagées par rapport aux espèces exclusives à chaque méthode d'échantillonnage, un diagramme de Venn a été réalisé pour les sites approfondis.

Pour obtenir plus d'informations sur la diversité des espèces pour chaque site, nous avons calculé l'indice de Shannon-Wiener :  $H' = -\sum_i p_i \log_b p_i$  où  $p_i$  est l'abondance proportionnelle de l'espèce d'araignée  $i$  et  $b$  est la base du logarithme. Comme l'indice de Shannon est sensible à la présence d'espèces rares, nous avons également calculé l'indice de Simpson, qui est complémentaire à l'indice de Shannon en raison de sa sensibilité à la présence d'espèces fréquentes :  $D = \sum p_i$ . Enfin, afin de mesurer la distribution des individus au sein des espèces indépendamment de la richesse spécifique, nous avons calculé la régularité de Pielou :  $J = H' / \log(S)$ . Tous ces indices ont été calculés à l'aide du package "Vegan" (version 2.5-7). Nous avons aussi calculé la moyenne de 4 estimateurs de richesse spécifique (Chao 2, Bootstrap, Jackknife 1 et 2) ont été calculés.

Les espèces indicatrices des différentes parcelles ont été déterminées selon la méthode IndVal (Dufrêne & Legendre, 1997) en utilisant le package "indicspecies" (version 1.7.9).

### • Orthoptères

Le protocole RhoMÉO (2014) permet d'obtenir une note à chaque site étudié en confrontant le taux de différences entre la communauté observée et une communauté de référence. Les notes qui sont comparées sont issues d'une pondération de la liste d'espèces observées en fonction du taux de spécialisation aux zones humides des espèces :

- Classe 0 (valeur = 0) : espèces liées aux milieux secs ;
- Classe 1 (valeur = 1) : espèces mésophiles, souvent associées aux zones humides ou leur bordure, mais pas de façon exclusive (euryèces) ;
- Classe 2 (valeur = 3) : espèces mésohygrophiles ou hygrophiles, le plus souvent liées aux zones humides (mésocéces) ;
- Classe 3 (valeur = 10) : espèces strictement hygrophiles et écologiquement exigeantes (sténoèces).

La note de référence utilisée, ici 53, est issue de la pondération de la liste d'espèces présentes en Bretagne, espèces xérophytes exclues. La différence entre la note d'un site et la référence est obtenue par un calcul simple :  $(\text{Note site} / \text{Note référence}) \times 100$ . Ce pourcentage est ensuite comparé à différents seuils :

- Un pourcentage inférieur à 15 % : Ce résultat exprime l'absence des espèces strictement inféodées aux zones humides et/ou une très faible diversité d'espèces moins exigeantes inféodées aux zones humides. Il s'agit donc de zones humides dégradées, en cours de disparition (assèchement) ou anormalement déconnectées ;
- Un pourcentage entre 15 et 35 % : Ce résultat exprime l'état de conservation moyen d'une zone humide, abritant un cortège d'espèces indicatrices d'humidité bien que celui-ci soit incomplet ;
- Un pourcentage entre 35 et 50 % : Ce résultat illustre que l'état de conservation de la zone humide est suffisamment bon pour abriter un cortège varié d'espèces méso-hygrophiles à hygrophiles.

Les taux en apparence faibles pour obtenir une appréciation de bonne qualité de la zone s'expliquent par la non-exhaustivité de la méthode d'échantillonnage et par la faible probabilité qu'une zone, même de bonne qualité, abrite l'entièreté de la faune en orthoptères d'une région.

### • Odonates

Le calcul RhoMÉO (2014) pour les odonates est sensiblement proche de celui des orthoptères avec une liste de référence basée sur le degré de spécialisation des espèces à leur(s) habitat(s).

Ici, cependant, ce n'est pas au degré d'humidité mais aux habitats odonatologiques que se rapporte le taux de spécialisation. Une liste des espèces bretonnes, par habitat odonatologique présent sur nos sites d'étude, a ainsi été calculée avec les espèces sténoèces attendues. Seulement les espèces avec un code de 1 ou de 2, c'est-à-dire selon RhoMÉO (2014), un « habitat principal » ou un « habitat pour lequel l'espèce a une affinité forte » ont été conservées.

Les listes d'espèces observées sur chaque site ont ensuite été comparées à la liste liée à leur habitat odonatologique et le calcul d'un pourcentage de différences entre les deux listes renseigne sur l'intégrité du peuplement d'odonates.

#### 4.4.4. Mise en œuvre

L'étude faunistique a été coordonnée par Julien Pétillon de l'UMR CNRS/Université de Rennes 1 Ecobio. Trois chargés d'études se sont succédés afin de mener à bien ce travail : Axel Hacala, Nathan Viel et Dylan Amiar. Ils ont été appuyés par trois stagiaires de master 1 : Louis Forêt, Martin Aumont et Raphael Jagunic.

#### 4.4.5. Documents produits

Rapport d'étude d'Axel Hacala, Université de Rennes 1, 2020. Suivi de restauration de zones humides par l'étude des communautés d'arthropodes

[https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2022/02/2020\\_RapportFaune\\_UR1.pdf](https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2022/02/2020_RapportFaune_UR1.pdf)

Amiar D., Viel, N., Hacala A., Pétillon J., 2023. Évaluation de l'effet des travaux de restauration sur les fonctions des zones humides de Bretagne : ETREZH. Les peuplements d'araignées, d'orthoptères et d'odonates comme indicateur écologique.

[https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2023/10/ETREZH\\_Faune\\_Amiar\\_etal\\_2023.pdf](https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2023/10/ETREZH_Faune_Amiar_etal_2023.pdf)

Gallet S., Hacala A., Bienvenu L., Colasse V., Amiar D., Petillon J., Dausse A. Assessing wetland restoration using vegetation and spiders as indicators. Poster. Colloque de la SER Europe, Alicante, 2022.

[https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2022/09/2022\\_Poster-SER.pdf](https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2022/09/2022_Poster-SER.pdf)

## 4.5. LES SITES RESTAURÉS PRÉSENTENT-ILS DES ASSEMBLAGES FAUNISTIQUES TYPIQUES DE ZONES HUMIDES

### 4.5.1. Niveau d'hygrophilie des araignées

Les sites restaurés et référence sont caractérisés majoritairement par des espèces hygrophiles de la famille des Lycosidées (*Pardosa prativaga* n=616 and *Piratula latitens* n=553) et des Linyphidées (*Gnathonarium dentatum* n= 297 et le groupe des *Oedothorax* n= 365).

Les espèces échantillonnées au D-Vac, méthode employée sur l'ensemble des sites, montrent une proportion d'araignées hygrophiles inférieure mais proche de la moyenne, sur 5 sites (Fig. 27). Celle-ci est inférieure sur le site de Bois Orcan et Le Matz, dont l'hydromorphie du sol est faiblement marquée et la végétation est dominée par des espèces généralistes.

Conformément aux observations de terrain sur les sites de Guervern, Keravilin et Penn ar Stang, dont les sols sont très humides, ceux-ci montrent une proportion d'araignées hygrophiles plus élevée que la moyenne additionnée de l'écart type des sites de référence. Enfin Ruguen et Traou Guern montrent des proportions également importantes d'espèces hygrophiles.

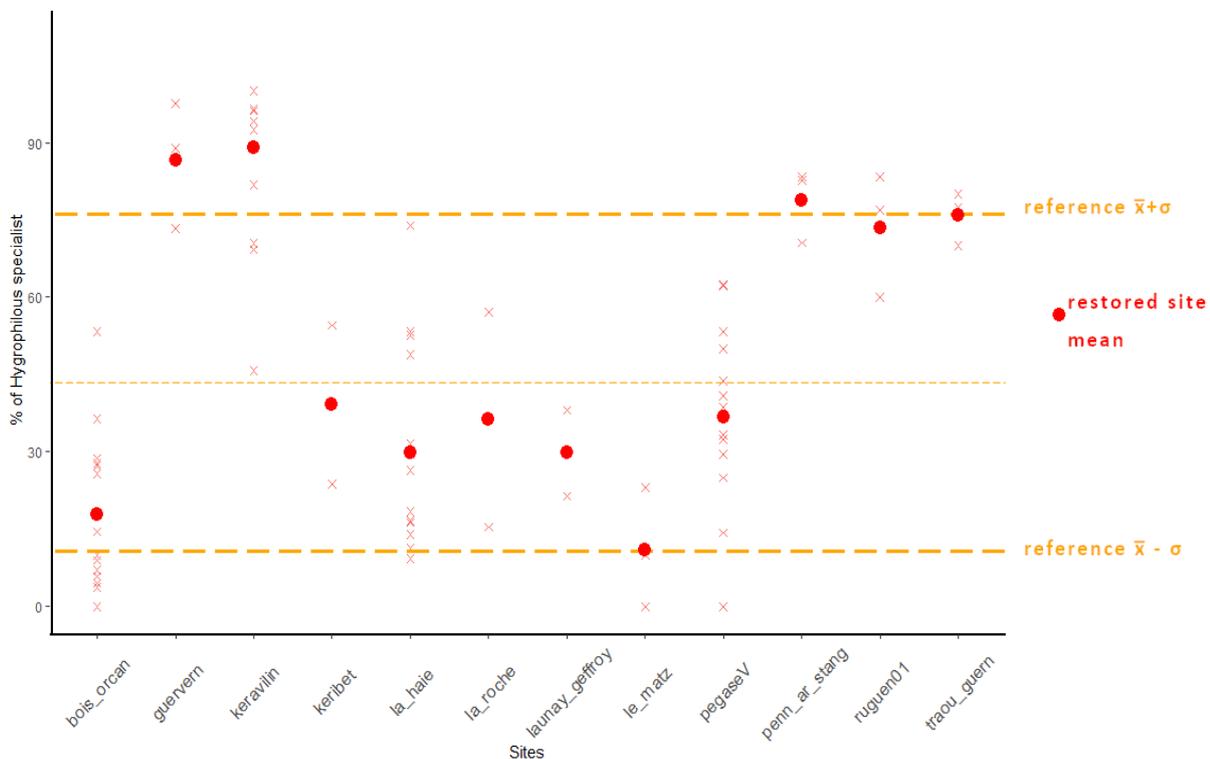


Figure 27 Proportion d'espèces hygrophiles des sites restaurés, échantillonnées par D-Vac, en comparaison à la gamme de valeurs obtenues dans les sites de référence.

Trois des quatre sites d'étude approfondie sont largement dominés par des araignées inféodées aux milieux humides (Fig. 28). Sur le site de la Haie, pourtant gorgé d'eau une grande partie de l'année, les espèces se répartissent à peu près à part égale entre généralistes et hygrophiles, aussi bien sur le site restauré que témoin. Il est probable que l'historique de cultures et la nature des parcelles environnantes, toutes cultivées ou en prairies temporaires, participent à l'appauvrissement du site en espèces caractéristiques de zones humides. Sur ce site, la composition des communautés semble très similaire entre le site témoin et restauré, ce qui n'est pas le cas sur les autres sites, où les MNDS montrent des différences significatives entre assemblages (Fig. 29).

Sur les trois autres sites, il y a donc une dominance d'espèces hygrophiles, mais des compositions spécifiques différentes entre site restauré et témoin. Il serait intéressant de voir comment ces assemblages évoluent dans le temps et s'ils tendent à se rapprocher de ceux des sites témoins.

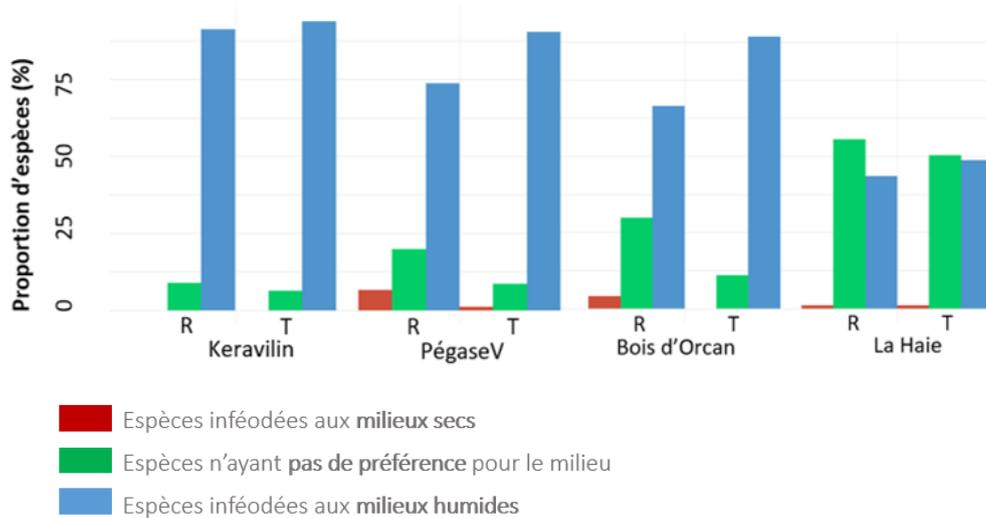


Figure 28 Proportions d'espèces d'araignées, échantillonnées par D-Vac et pièges pots, en fonction de leur milieu préférentiels

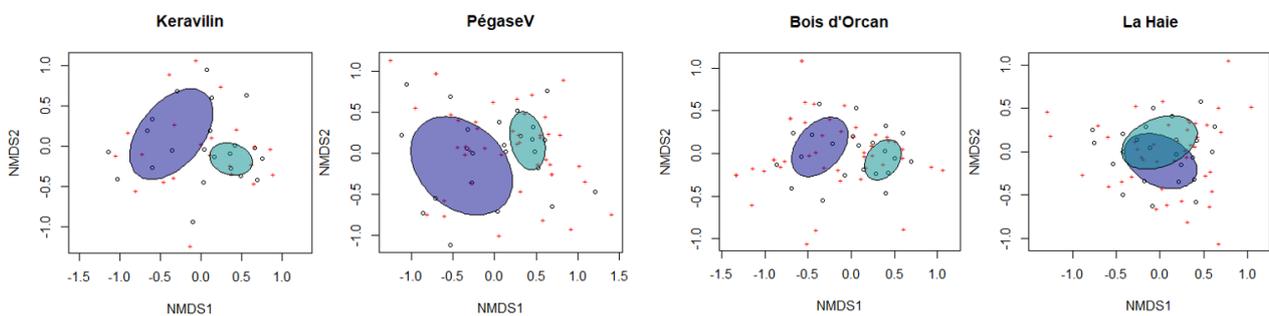


Figure 29 Comparaison par NMDS des assemblages d'espèces d'araignées, échantillonnées par D-Vac et pièges pots, entre site restauré et site témoin sur les sites d'étude approfondie. Des ellipses superposées montrent une grande ressemblance dans la composition spécifique entre sites témoin et restauré. Violet : Sites restauré ; Turquoise : Site témoin.

#### 4.5.2. Traits fonctionnels des araignées

Les espèces échantillonnées sur les sites d'étude approfondie, en couplant pièges Barbers et D-Vac, appartiennent majoritairement à la guildes des chasseuses au sol, sur 3 des 4 sites. Sur Keravilin, ces espèces étaient absentes du site témoin et en faible nombre sur le site restauré et étaient remplacées par une dominance des tisseuses errantes ou de toile draps. Des niveaux d'engorgement du sol très élevés, avec la persistance une grande partie de l'année d'une lame d'eau en surface, en particulier sur le site témoin, pourraient expliquer cette différence.

Les guildes dominantes présentes sur les sites témoins et restaurés ne montrent pas de différence marquée. On observe néanmoins des variations dans la proportion des autres guildes entre les deux. Ainsi, par exemple, on observe sur Pégase V une plus forte proportion de chasseuses au sol et une plus

faible proportion de tisseuses errantes par rapport au site témoin. La même différence est observée dans une moindre mesure sur La Haie.

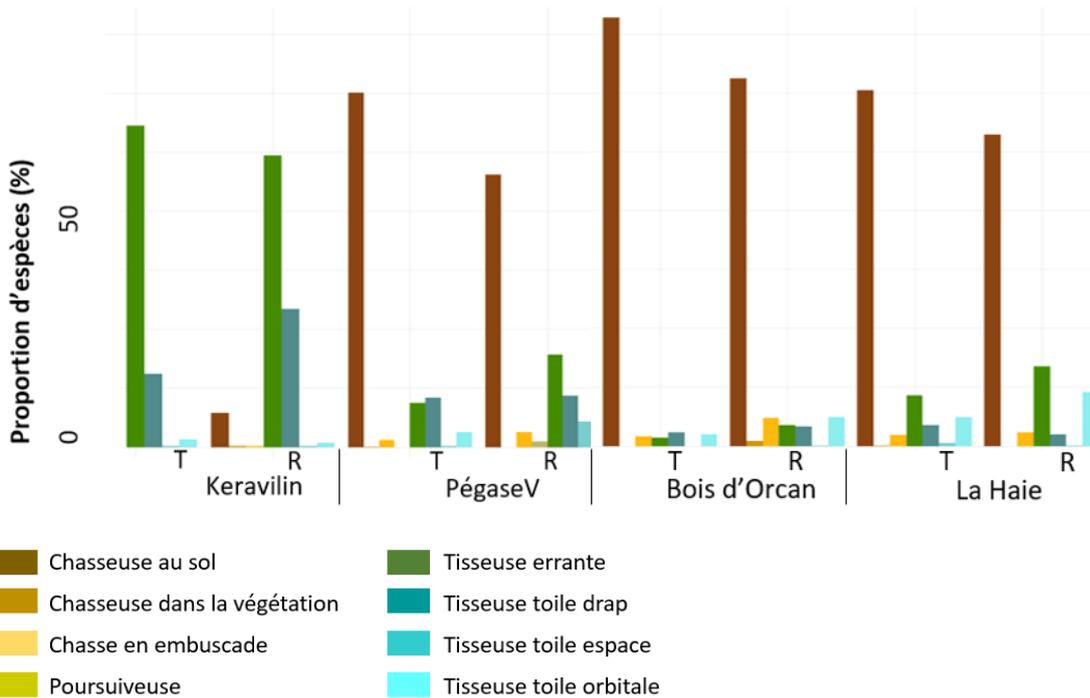


Figure 30 *Guilde de chasse des araignées présentes sur les sites d'étude approfondie*

### 4.5.3. Orthoptères

L'analyse en termes de composition spécifique des orthoptères et odonates est consultable dans le rapport [Amiar et al. \(2023\)](#).

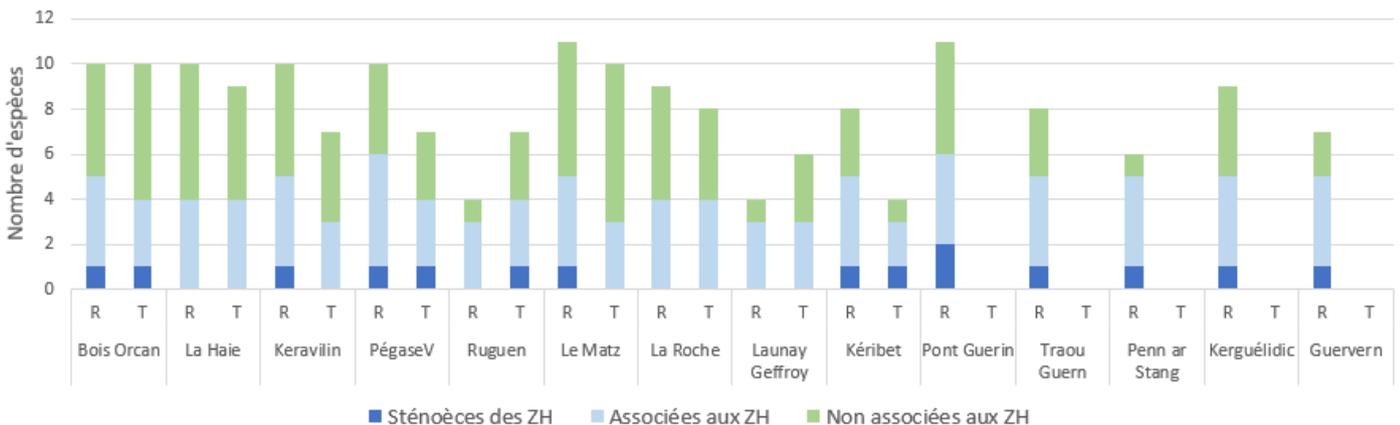


Figure 31 Richesse spécifique des orthoptères sur les sites restauré ou témoin, toutes sessions d'échantillonnage confondues, selon l'affinité des espèces aux milieux humides.

Les sites sur lesquels de nombreuses espèces ont été observées présentent une proportion importante d'espèces non associées aux zones humides, en mélange avec des espèces euryèces fréquentant les zones humides. Seule une espèce sténoèce des zones humides a été inventoriée sur certains sites, à l'exception de Pont Guérin, le site le plus riche en orthoptères, où deux espèces ont été contactées.

Tableau 3 Indice de conformité au peuplement référence d'orthoptères (RhoMeo adapté)

Bois Orcan	42%
La Haie	25%
Keravilin	43%
PégaseV	47%
Ruguen	17%
Le Matz	42%
La Roche	25%
Launay Geffroy	17%
Kéribet	28%
Pont Guerin	60%
Traou Guern	42%
Penn ar Stang	42%
Kerguélidic	42%
Guervern	42%

Malgré le faible nombre d'espèces sténoèces de zones humides, le calcul de l'indice de conformité au peuplement d'orthoptères de référence (adapté de la méthode RhoMeo) montre des sites relativement propices à l'accueil des orthoptères de zones humides (Tab. 3). Les sites ayant les plus faibles indices, Ruguen et Launay Geffroy, sont deux sites gérés de façon intensive par la fauche. Le site de la Haie et la Roche présentent des taux faibles également, du fait de végétations relativement homogènes. Sur Keribet, qui présente une végétation diversifiée, il est probable que la note relativement faible relève plutôt d'une faible disponibilité, à proximité, de sources d'orthoptères pouvant coloniser le site.

#### 4.5.4. Odonates

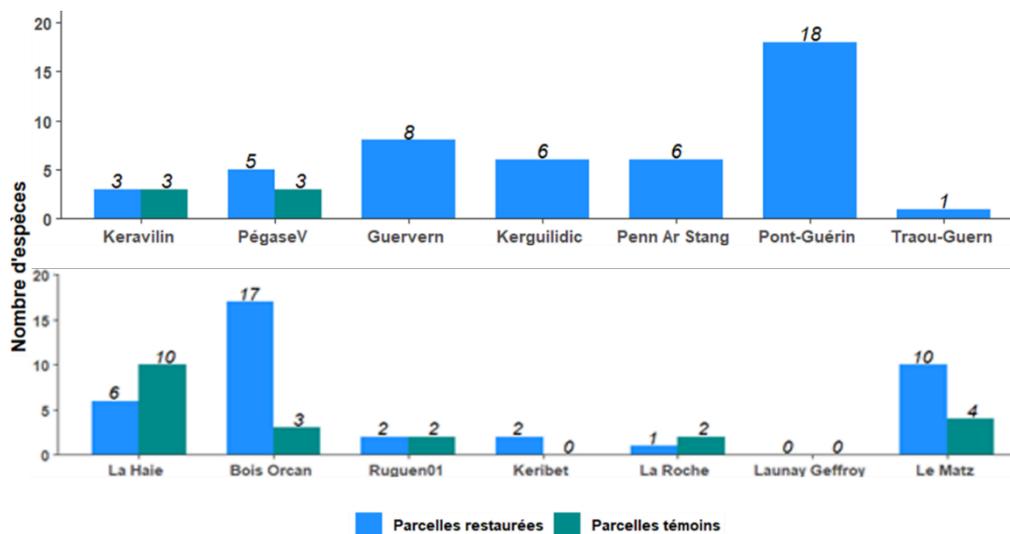


Figure 32 Richesse spécifique des odonates sur les sites restaurés ou témoin toutes sessions d'échantillonnage confondues.

Certains sites ne sont pas favorables aux odonates, comme Launay-Geffroy, où aucune espèce n'a été contactée au cours des 3 sessions d'échantillonnage. La gestion du site, tondu régulièrement y compris en bord de cours d'eau, en est probablement la cause. La Roche, Ruguen et Kéribet, ne comptent également qu'un nombre très limité de contacts.

Au contraire, Pont Guérin est particulièrement riche en odonates, comme cela a également été observé pour les orthoptères. Les surfaces importantes de zones humides à proximité et une diversité des

habitats, notamment la présence de ruisseaux et de mares rendent ce site particulièrement riche en espèces. Le même constat peut être fait sur Bois Orcan, qui présente également une forte diversité d'habitats (deux mares, dépressions humides et ruisseau).

#### 4.5.5. Bilan de l'étude faunistique

Globalement, les travaux de restauration ont permis la restauration de cortèges d'araignées hygrophiles sur une grande partie des sites. Seuls Le Matz et Bois Orcan présentent des niveaux d'hygrophiles faibles par rapport à la gamme observée dans les sites de référence pour les araignées. Ce constat n'est pas corroboré sur Bois Orcan par l'étude des orthoptères et des odonates.

Sur les sites d'étude simple, l'échantillonnage au D-Vac montre l'absence de différence entre la composition spécifique des peuplements d'araignées des sites restauré et de référence.

A l'inverse, sur les sites d'étude approfondie, l'utilisation de pièges Barber en complément des échantillonnages D-Vac montre une différence de composition spécifique significative, à l'exception de La Haie.

Pour autant, ces sites sont largement dominés par des espèces strictement inféodées aux zones humides. Là aussi, La Haie fait exception avec une codominance de généralistes et d'espèces inféodées aux milieux humides. Ce site présente un couvert végétal largement dominé par la Houlque laineuse, qui forme des tapis denses, ce qui pourrait favoriser les espèces moins hygrophiles.

Enfin, au niveau des structures des peuplements, celles-ci sont largement dominées par des espèces chassant au sol sur 3 des 4 sites. Sur Keravilin, ce sont les espèces tisseuses errantes qui dominent. Ceci semble lié à la présence d'une lame d'eau en surface du sol une bonne partie de l'année, en particulier sur le site témoin.

L'étude des peuplements d'orthoptères montre des résultats plus contrastés par rapport aux peuplements attendus. Ainsi cinq sites montrent des indices de conformité relativement faibles. Ces sites sont, dans l'ensemble, des sites pauvres en espèces ou gérés de façon relativement intensive, ne présentant pas les conditions nécessaires à l'accueil de peuplements diversifiés d'orthoptères. Sur un des sites, Keribet, la non-conformité semble plutôt liée à l'absence de source d'espèces qui pourraient recoloniser le site.

La richesse en orthoptères et odonates semble, dans l'ensemble, très liée à la diversité en micro-habitats favorables et dénotent moins systématiquement du caractère humide ou non des sites.

## 4.6. LES DYNAMIQUES DE RESTAURATION SONT-ELLES SIMILAIRES POUR LA FLORE ET LA FAUNE ?

### 4.6.1. Facteurs édaphiques influençant la répartition des relevés floristiques et faunistiques

La projection des relevés faunistiques et floristiques réalisés sur les différents sites par analyse canonique de correspondance (ACC) permet d'évaluer, d'une part, la similarité entre relevés et, d'autre part, s'ils se répartissent selon certains facteurs environnementaux relevés sur les sites. Afin d'éviter les paramètres corrélés entre eux, seuls certains facteurs édaphiques ont été conservés : la saturation du sol à 25 cm de profondeur, la résistance du sol (pénétronomie), la concentration de l'eau de la nappe en nitrate et son pH, la profondeur de matière organique du sol et sa teneur en carbone total. L'analyse a été réalisée pour la végétation d'un côté et les araignées de l'autre, afin de voir s'ils se répartissent selon les mêmes gradients.

- **Végétation**

Les trois premiers axes de la CCA expliquent 40,2 % de la variance des données (Fig. 33). Globalement, les relevés de Keravilin (toutes parcelles), La Haie restauré et Bois Orcan sont regroupés selon les axes 1 et 2.

L'axe 1 sépare les relevés des sites de Pégase V restauré et, dans une moindre mesure, Pégase témoin des autres sites. Il est expliqué principalement par la saturation du sol à moins de 25 cm de la surface et la résistance du sol (pénétronomie). L'axe 2 sépare les relevés de bas de parcelle de La Haie témoin et Pégase V restauré des autres sites. Il est expliqué par les concentrations moyennes de l'eau de nappe en nitrate et la profondeur de matière organique. Enfin l'axe 3, expliqué par le pH, sépare Bois Orcan des autres sites ainsi que Keravilin restauré en rive gauche et certains relevés de La Haie témoin. Bois Orcan, selon les dires du gestionnaire a été chaulé après la mise en place du drainage, avant la mise en culture.

Cette analyse montre des caractéristiques édaphiques bien distinctes dans chacun des sites qui se répercutent sur la végétation. Celle-ci présente certaines espèces très spécifiques pour chacun des sites. Ainsi, sur le site restauré de Pégase, qui a un sol tassé et pauvre en matière organique et dont le niveau de nappe est bas, on trouve un grand nombre d'espèces thérophytiques et de pousses d'arbres et arbustes dont l'Ajonc d'Europe. Sur Bois Orcan, anciennement cultivé, ce sont plutôt les espèces de friches et rudérales qui ressortent.

Les sites restaurés de Keravilin et La Haie sont relativement similaires, sauf pour la rive gauche de Keravilin qui se distingue par le Ray-grass d'Italie semée.

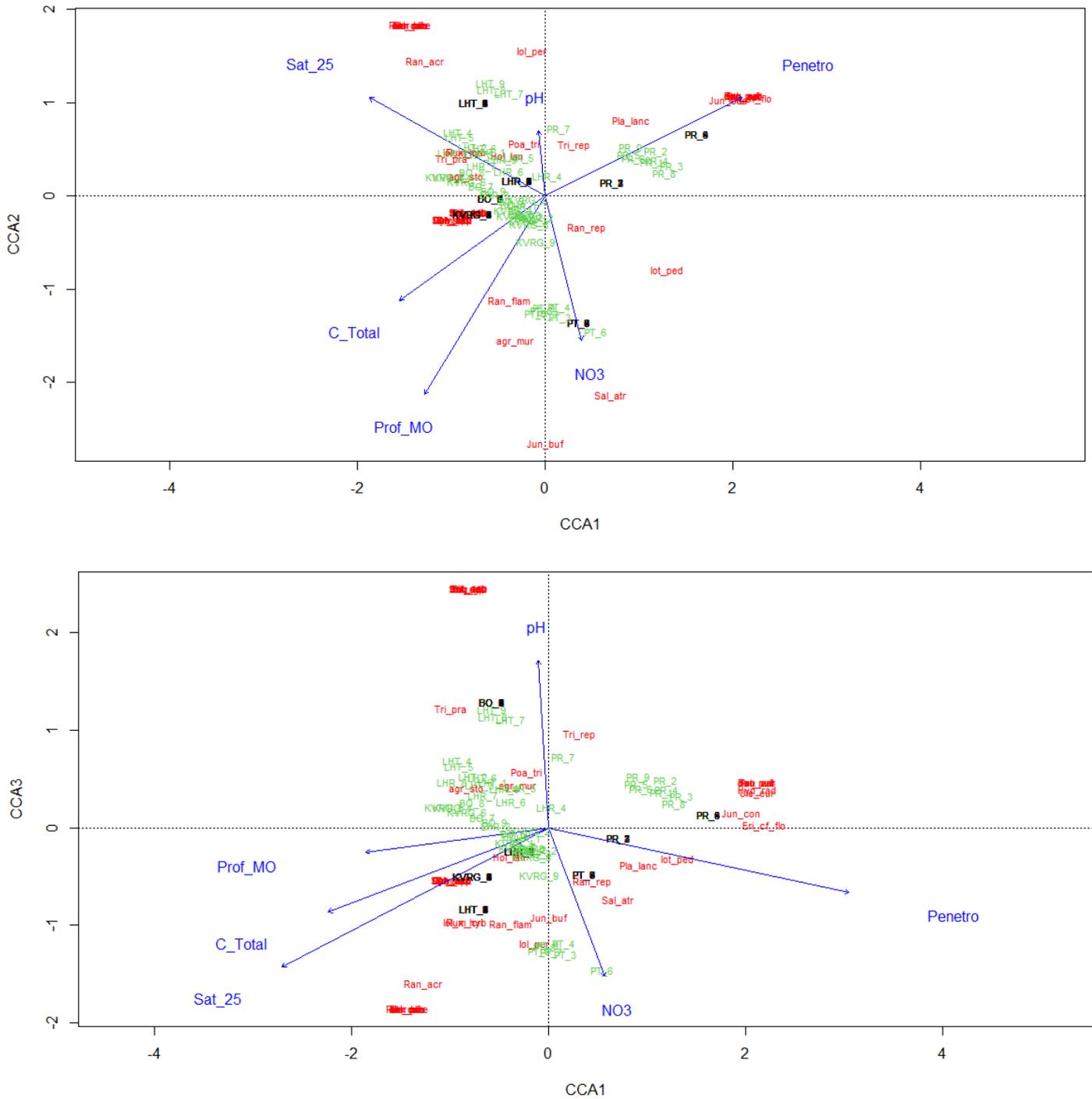


Figure 33 - ACC des relevés floristiques expliqués par les paramètres édaphiques, selon les axes 1 (16,3%) et 2 (14,0%) et les axes 1 et 3 (9,9 %).

- Araignées

Au niveau des araignées, la séparation des sites se fait surtout le long de l'axe 1, auquel est corrélée la saturation en eau des 25 premiers centimètres du sol, qui isole le site de Pégase des autres sites (Fig. 34). L'axe 2 est expliqué principalement par le pH de l'eau, qui isole, comme pour la flore, Bois Orcan des autres sites. La profondeur de l'horizon organique, la pénétrométrie et le carbone (C) total, sont corrélés à l'axe 3 qui isole les relevés de bas de parcelle de Bois Orcan et de Keravilin restauré rive gauche.

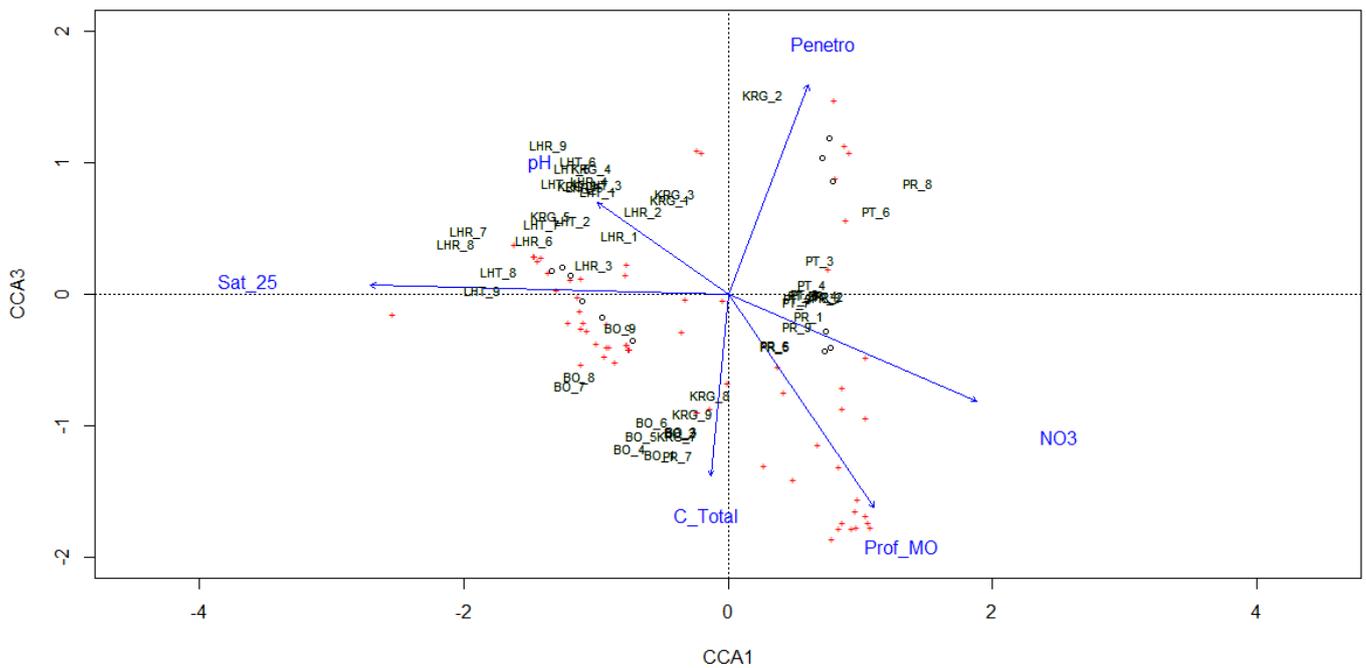
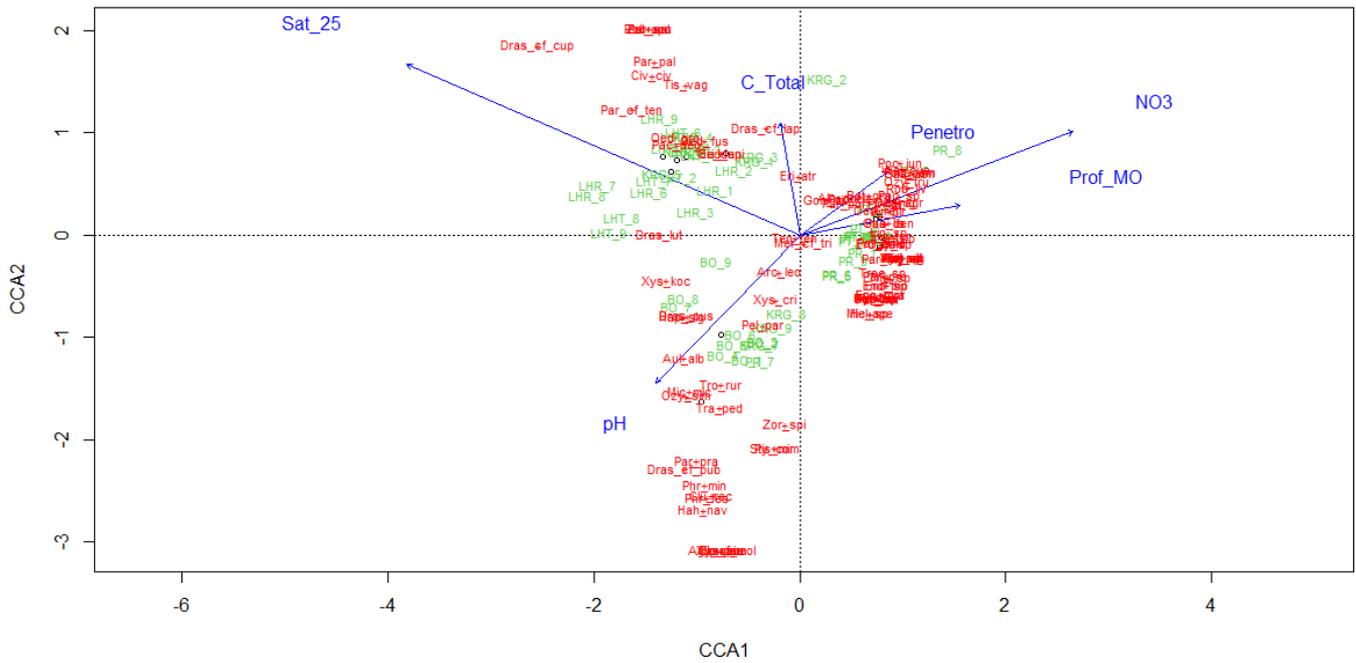


Figure 34 - ACC des relevés d'araignées expliqués par les paramètres édaphiques, selon les axes 1 (22,1 %) et 2 (14,2 %) et les axes 1 et 3 (5,8 %).

- **Bilan**

La végétation et les araignées se répartissent principalement en fonction de la saturation en eau de la surface du sol, qu'on retrouve corrélée à l'axe 1 dans les deux ACC. Pour la végétation comme pour les araignées, les sites de Keravilin et La Haie sont regroupés. Ce sont des sites dont les sols sont saturés en eau de façon prolongée. Ils sont également caractérisés par des sols riches en matière organique, mais ce facteur, bien que semblant important pour l'implantation de certaines espèces végétales influencerait moins les araignées. Le pH plus élevé de Bois Orcan le discrimine des autres sites à la fois pour la flore et les araignées. Ce site a été chaulé suite à la mise en place du drainage ce qui pourrait expliquer le pH élevé. Une moindre humidité du sol discrimine par ailleurs Pégase des autres sites.

## 4.7. COMPARAISON DU DEGRÉ D'HYGROPHYLLIE DES ESPÈCES FAUNISTIQUES ET FLORISTIQUES

Sur une majorité des sites, une bonne concordance est observée entre les indicateurs d'hygrophyllie calculés à partir de la flore et des araignées. Seuls les sites de Bois Orcan, Keravilin et Keribet montrent des résultats contrastés sur ces deux indicateurs. Si ces sites sont exclus de la régression, on trouve une corrélation positive significative ( $r^2=0,878$ ;  $p<0,001$ ) entre les deux indicateurs (courbe de régression bleue, Fig. 35).

Sur les sites de Keravilin et Bois Orcan, cela s'explique par une végétation semée sur la moitié du premier site et, très rudérale dans le second. Sur Keribet, ce sont les araignées qui sont peu spécialistes des zones humides malgré une végétation très caractéristiques. Il se peut que sur ce site le contexte agricole intensif à proximité explique l'absence d'espèces hygrophiles, tout comme cela est observé sur La Haie.

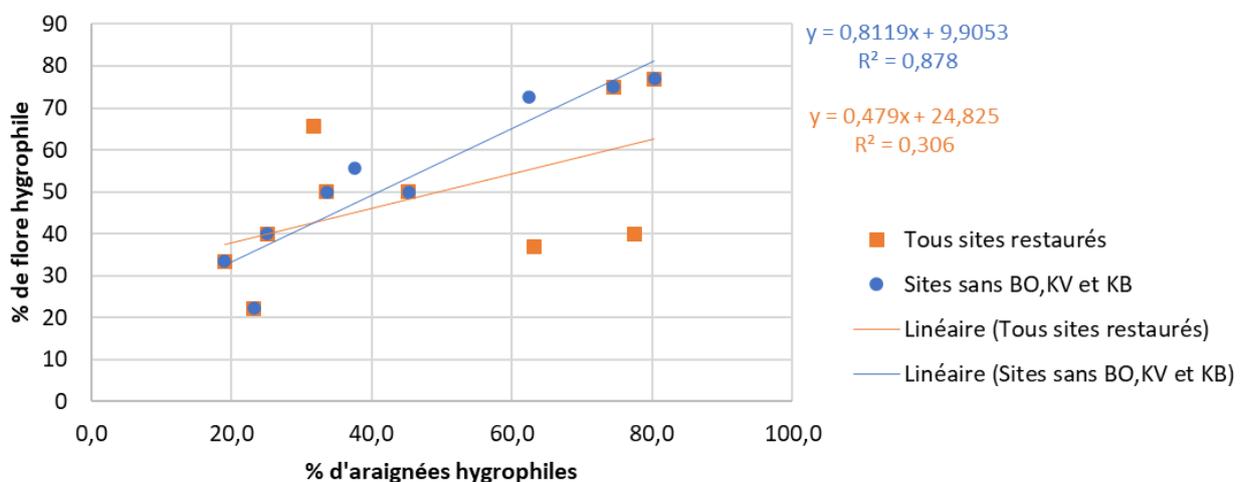


Figure 35 - Régression linéaire entre les pourcentages d'espèces végétales et d'araignées hygrophiles. En orange en prenant en compte tous les sites ; en bleu, en supprimant les sites de Bois Orcan (BO), Keravilin (KV) et Keribet (KB).

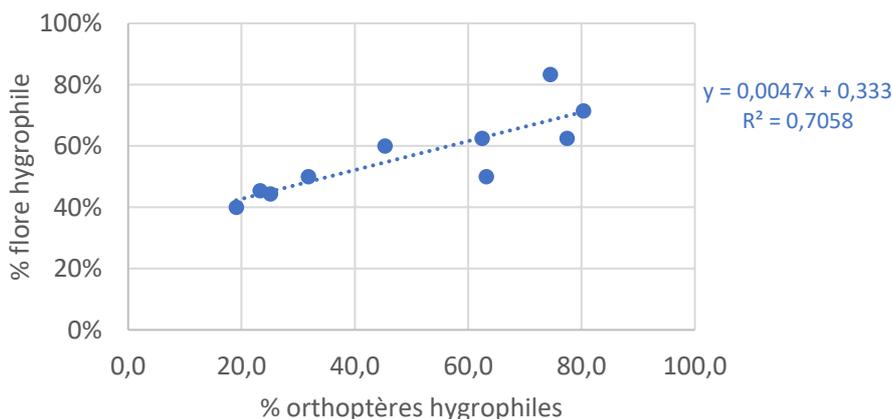


Figure 36 - Régression linéaire entre les pourcentages de flore hygrophile et les pourcentages d'orthoptères fréquentant les zones humides ( $r^2=0,706$  ;  $p=0,002$ ) sans les sites de Launay Geffroy, Penn ar Stang et Ruguen.

Une corrélation positive est observée entre le pourcentage d'espèces d'orthoptères fréquentant les zones humides et le pourcentage de végétation hygrophile, si sont exclus les sites de Launay Geffroy, Ruguen et Penn ar Stang (Fig. 36). Les deux premiers de ces sites sont gérés très strictement par fauche ou tonte et présentent une faible proportion d'orthoptères ciblés. Le second présente relativement peu d'espèces par rapport à d'autres sites, mais une seule espèce n'est pas inféodée plus ou moins strictement aux zones humides, montrant un assemblage pauvre mais très spécialisé.

## 5. INFLUENCE DU TYPE D'ALTÉRATION ET DES MODALITÉS DE RESTAURATION SUR LE SUCCÈS DE LA RESTAURATION

### 5.1. INFLUENCE DU TYPE D'ALTÉRATION SUR LA VÉGÉTATION ET LA FAUNE

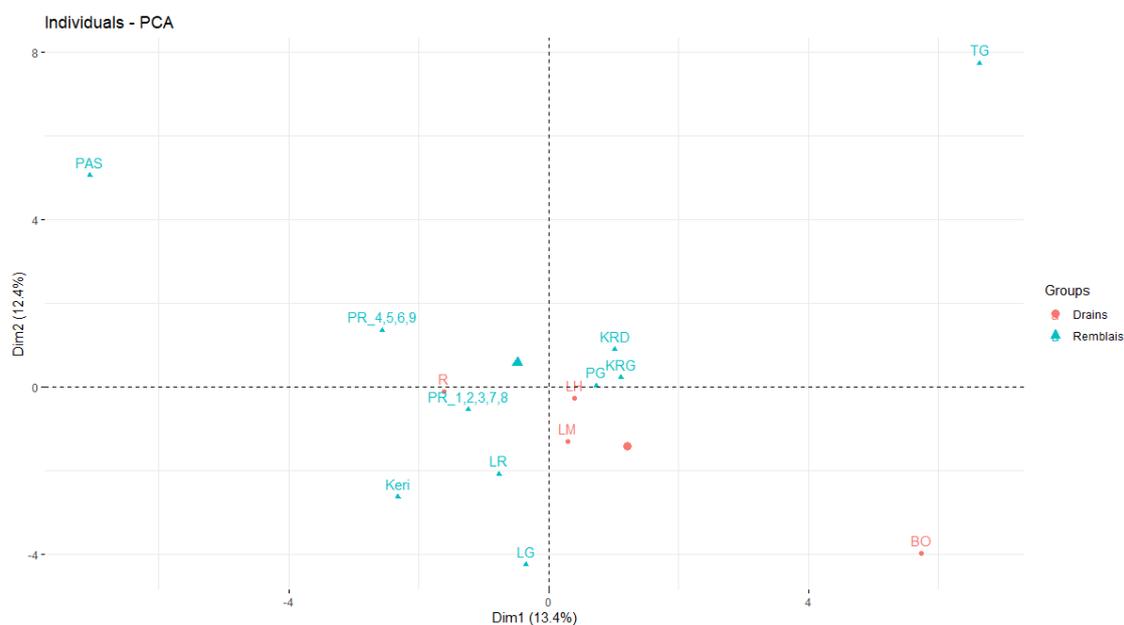


Figure 37 - ACP des relevés selon leur composition floristique classés par type d'altération (drainage en rose, remblais en bleu).

L'analyse en composante principale (ACP) des relevés, selon leur composition floristique, ne montre pas de distinction de la répartition des relevés issus de sites restaurés après suppression de remblai ou par neutralisation de drainage (Fig. 37). Le type d'altération de la zone humide n'influence donc pas de façon notable la dynamique végétale des sites restaurés.

A l'inverse, on trouve une dichotomie marquée entre les sites remblayés et drainés en ce qui concerne les relevés des peuplements d'araignées et, en particulier, les échantillons obtenus par pièges Barber (Fig. 38), dont les espèces se déplacent au sol. La dichotomie est un peu moins marquée pour les espèces vivant dans la végétation, échantillonnées par D-Vac (Fig. 39). Quelques sites ayant subi des altérations différentes se retrouvent regroupés. La dichotomie est également moins nette pour les orthoptères puisqu'on retrouve tous les sites anciennement drainés regroupés d'un même côté de l'axe 1, mais en mélange avec des sites anciennement remblayés (Fig. 40). Aucun effet n'est observé sur les populations d'odonates.

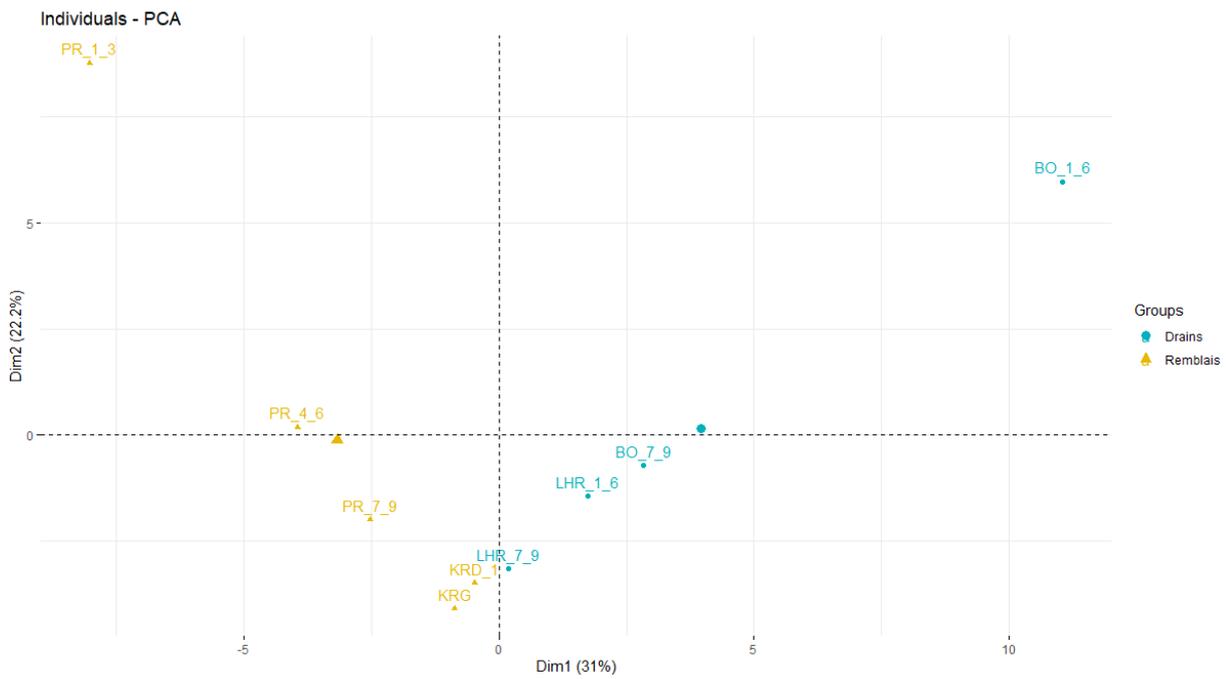


Figure 38 - ACP des relevés selon leur composition en araignées obtenus en utilisant les pièges Barbers, différenciés par type d'altération (Drainage en bleu, Remblai en orange).

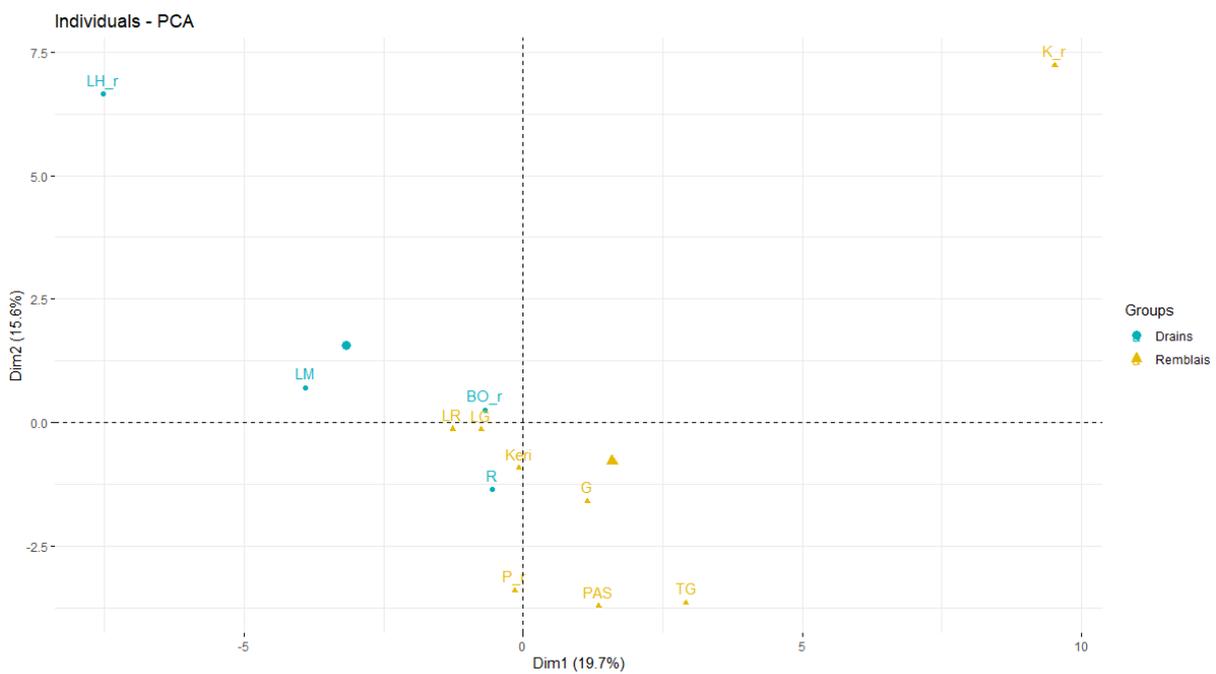


Figure 39 - ACP des relevés selon leur composition en araignées obtenus en utilisant la méthode D-Vac, différenciés par type d'altération (Drainage en bleu, Remblai en orange).

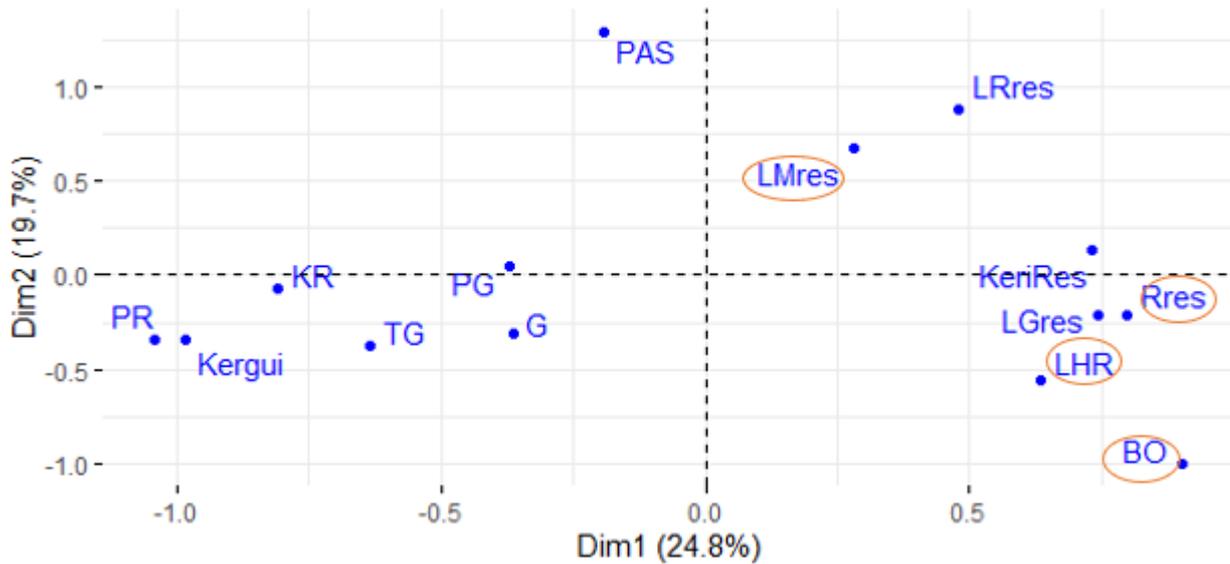


Figure 40 - ACP des relevés selon leur composition en orthoptères. Les relevés cerclés de rouge correspondent aux sites préalablement drainés.

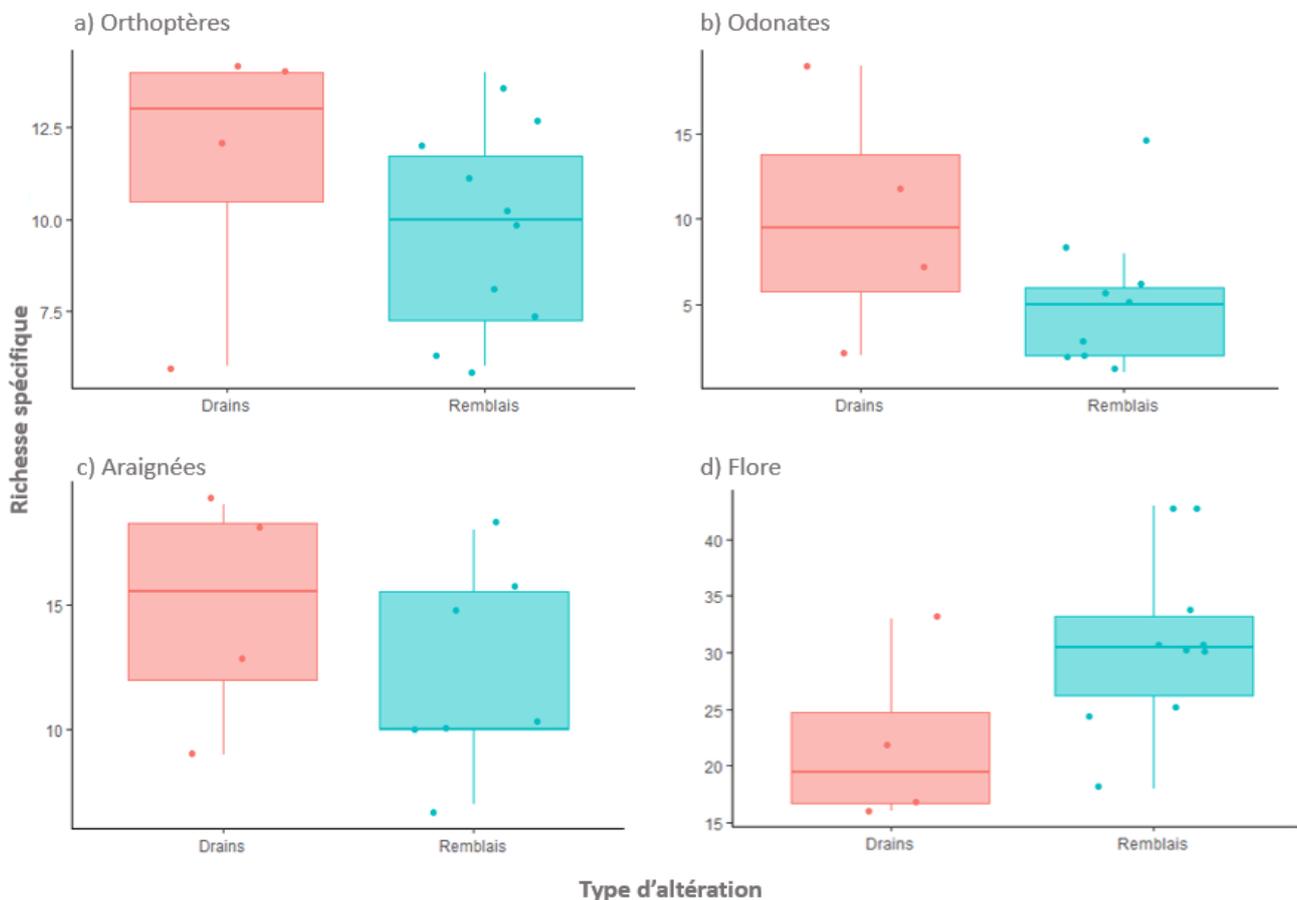


Figure 41 - Répartition des richesses spécifiques des relevés en fonction de la nature de l'altération des sites pour (a) les orthoptères, (b) les odonates, (c) les araignées et (d) la flore.

Les richesses spécifiques concernant les groupes faunistiques sont inférieures sur les sites anciennement remblayés par rapport aux sites anciennement drainés, sans que ces différences ne soient significatives ( $p > 0,05$ ) (Fig. 41a à 41c). Pour la flore, la tendance inverse est observée, avec une

diversité plus faible sur les sites anciennement drainés, mais là non plus, pas de façon significative ( $p=0,07$ ) du fait d'une dispersion importante des valeurs (Fig. 41d).

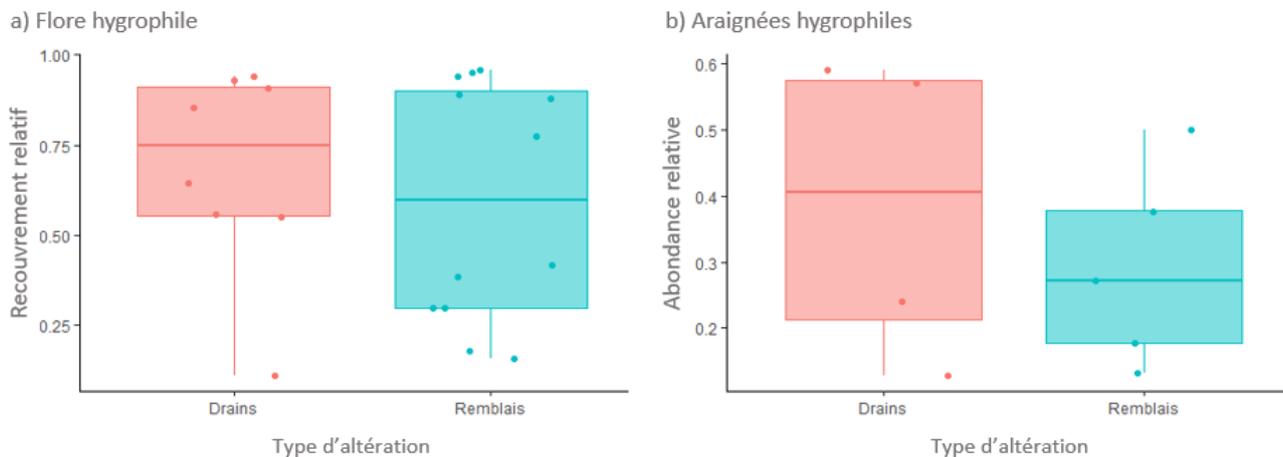


Figure 42 - Répartition des valeurs d'hygrophyllie en fonction de la nature de l'altération des sites. (a) Proportion de recouvrement d'espèces dont l'indice de Julve est supérieur ou égal à 6 dans les relevés de végétation et (b) Abondances pondérées d'espèces hygrophiles d'araignées présentes dans les relevés.

## 5.2. INFLUENCE DU SEMI DU SITE SUR LE SUCCÈS DE RESTAURATION

Afin de déterminer si la modalité de revégétalisation a une influence sur la richesse spécifique et le recouvrement d'espèces hygrophiles des sites restaurés, une comparaison des moyennes a été réalisée en utilisant un test non paramétrique de Kruskal-Wallis. La normalité des données et l'égalité des variances ne sont donc pas respectées.

Une baisse significative ( $p<0,01$ ) de la richesse spécifique d'araignées est observée dans les parcelles semées en ray-grass monospécifique, mais pas de différence pour les orthoptères. Pour les odonates, une baisse significative est observée sur les parcelles non semées et semées en Raygrass monospécifique. Ce groupe est peu sensible à la végétation du site, mais davantage à la présence d'habitats propices à son alimentation et à sa reproduction (présence d'eau libre en particulier) sur le site ou à proximité. Au niveau de la végétation, le ray-grass montre une diversité significativement plus élevée mais une hygrophyllie plus faible. Ceci est probablement dû au fort recouvrement d'espèces pionnières sur les deux parcelles semées en 2017 et 2019, et à la forte présence de ray-grass qui fait baisser les valeurs d'hygrophyllie.

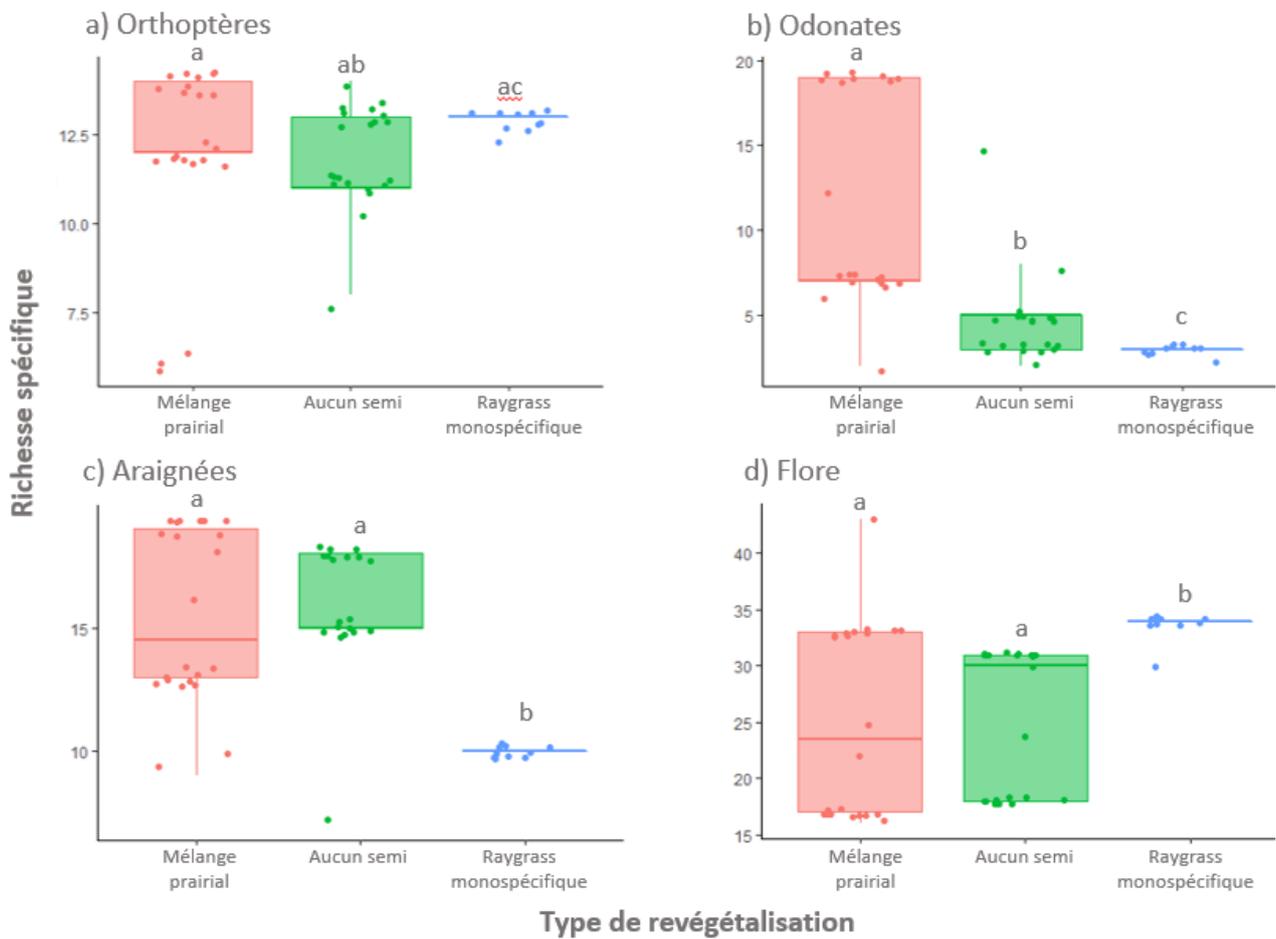


Figure 43 - Répartition des richesses spécifiques des relevés en fonction du type de revégétalisation des sites pour (1) les orthoptères, (2) les odonates, (3) les araignées et (4) la flore.

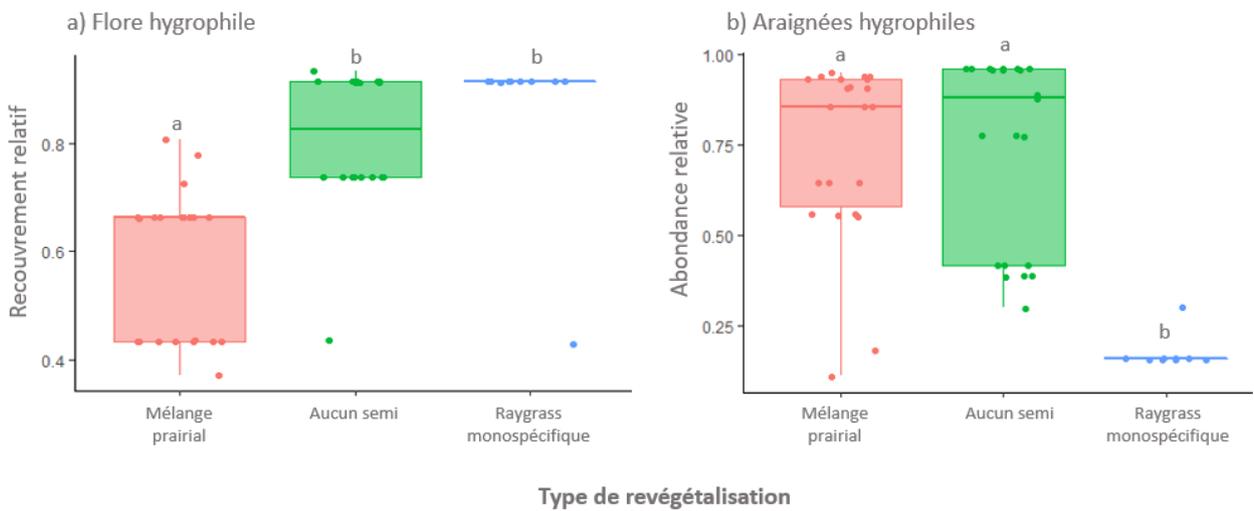


Figure 44 - Répartition des valeurs d'hygrophilie en fonction du type de revégétalisation des sites. (1) Recouvrement relatif d'espèces dont l'indice de Julve est supérieur ou égal à 6 dans les relevés de végétation et (2) Abondances relative d'espèces hygrophiles d'araignées présentes dans les relevés.

### 5.3. INFLUENCE DU PAYSAGE SUR LE SUCCÈS DE LA RESTAURATION

L'influence de la densité de haies, boisements et prairies à proximité des sites, ainsi que l'âge de la restauration sur la richesse spécifique des sites et sur la conformité au panel de référence a été testée.

Aucun lien n'a pu être fait entre ces paramètres, à l'exception d'une corrélation positive observée entre l'âge de la restauration et l'hygrophilie des espèces végétales ( $r = 0,635$  ;  $p < 0,05$ ). Ceci est logique dans la mesure où la dynamique végétale met un certain temps à se stabiliser suite à une perturbation du milieu. Le même lien aurait pu être attendu pour les araignées, mais sur les sites finistériens étudiés dans le cadre du RERZH, il a été mis en évidence une dynamique très rapide de colonisation des sites restaurés par les araignées hygrophiles, dès la seconde année. Ainsi, la corrélation avec l'âge n'apparaîtrait pas.

Néanmoins, certaines observations sur différents sites, notamment La Haie et Keribet, tendent à montrer que dans le cas de paysages largement dominés par les grandes cultures où peu de zones humides persistent, la végétation et/ou la faune peuvent différer de celle attendue malgré des conditions du milieu favorables à l'installation d'espèces hygrophiles.

## 6. BILAN DES SUIVIS

---

L'approche du projet ETREZH a été de se baser sur des indicateurs de disciplines différentes pour évaluer l'efficacité d'opérations de restauration de zones humides. Cette approche avait comme objectif à la fois de vérifier le rétablissement des différentes fonctions suite aux travaux de restauration, mais aussi d'établir si elles se rétablissent de façon concomitante et selon les mêmes facteurs déterminants. L'utilisation de différents types d'indicateurs ou des niveaux de précisions différents devait également permettre d'évaluer la pertinence de ces indicateurs dans le cadre du suivi de zones humides restaurées.

L'analyse a porté sur 14 sites restaurés en Bretagne, par suppression de remblai (10 sites) ou par neutralisation de drainage enterré (4 sites). Ils ont été étudiés de façon synchronique en 2020 (7 sites) et 2021 (7 sites) sur la base d'indicateurs hydrologiques, biogéochimiques, floristiques et faunistiques.

Les suivis réalisés montrent, pour la grande majorité des sites étudiés, la restauration du caractère humide suite aux travaux de restauration, mais avec des niveaux d'atteinte des objectifs variables selon les sites. Certains éléments ont ainsi pu ressortir permettant d'orienter les futurs travaux pour en optimiser le succès et d'identifier certains points de vigilance.

### 6.1. COVARIATION DES INDICATEURS

Sur la majorité des sites, une bonne concordance est observée entre les différents indicateurs évalués, qu'ils concernent la saturation en eau du sol, la flore ou la faune.

La composition spécifique des végétations et des peuplements d'araignées sont essentiellement dictés par la saturation en eau des 25 premiers centimètres du sol. Pour la végétation, la teneur en nutriments (traduite par la teneur en nitrate de l'eau et la teneur en matière organique du sol) est également déterminante. Les peuplements d'araignées semblent sensibles au pH du sol, qui intervient également, mais dans une moindre mesure sur la composition de la végétation. Ainsi le site de Bois Orcan, dont le pH est plus élevé que les autres, ressort au niveau de sa composition spécifique à la fois floristique et faunistique. Enfin, pour la végétation, la densité du sol, fortement corrélée à la teneur en matière organique, semble également avoir son importance, comme l'a montré l'exemple de Pégase V, où l'implantation de la végétation semble ralentie par une forte densité.

Malgré des compositions spécifiques parfois non conformes aux références, les sites présentent une forte concordance en proportion d'espèces hygrophiles d'araignées et de flore. Quelques sites ne présentent pas cette tendance. Sur deux d'entre eux, ce constat semble lié au développement d'une végétation non hygrophile suite à la réalisation d'un semi (Keravilin) ou au passé cultural de la parcelle (Bois Orcan). Sur le troisième, Keribet, la végétation est très caractéristique de zones humides, alors que la faune est peu spécialiste. Ceci semble plus lié au manque de sites en bon état de conservation aux alentours pouvant servir de source pour la recolonisation du site. De la même façon, une concordance est observée sur l'indication du caractère humide de la parcelle évaluée par la végétation et les orthoptères, à l'exception des sites dont la structure de la végétation est rendu très homogène par une gestion trop intensive.

**Ainsi, sur les sites où la flore tarde à répondre du fait de semis ou d'altération forte des conditions physico-chimiques du sol, les araignées peuvent être une alternative intéressante lors de l'évaluation des opérations de restauration.** Les orthoptères présentent également un intérêt mais semblent plus sensibles à la gestion, ce qui rend leur utilisation moins généralisable.

## 6.2. MODIFICATIONS DES PROPRIÉTÉS DU SOL

La différence dans les résultats obtenus sur les différents sites peut en grande partie être expliquée par les propriétés du sol et leur modification suite à l'altération des sites, leur historique de gestion, notamment agricole, ou les travaux de restauration eux-mêmes. Plusieurs facteurs ayant un effet sur la dynamique de résilience du milieu ont été mis en évidence :

- **Le tassement du sol**

Plusieurs effets du tassement du sol peuvent être mis en avant sans que le lien direct de cause à effet ne puisse être établi dans cette étude du fait de covariation d'autres facteurs associés.

Un effet du tassement du sol semble possible sur l'hydropériode, notamment en termes de réactivité de la nappe aux événements pluvieux. Il n'a pas été possible cependant de confirmer cette observation du fait de fonctionnements hydrologiques différents du site témoin et du site restauré.

Par ailleurs, l'implantation de la végétation semble ralentie par un tassement du sol, notamment observé sur le site de Pégase. La corrélation entre la teneur en matière organique du sol et la densité, limite cette interprétation, puisque ce ralentissement de l'implantation de la végétation pourrait également être causé par un déficit en nutriments. Il est fortement probable que les deux paramètres interviennent de façon conjointe.

Enfin, un point de vigilance peut être apporté sur le tassement de sols riches en phosphore qui semble augmenter le risque de production d'orthophosphates dans le milieu.

- **La modification du niveau topographique**

L'abaissement du niveau topographique par rapport au niveau naturel de la surface de la zone humide peut entraîner une sursaturation en eau du sol. Ce phénomène a été observée sur quatre sites, Keravilin en rive gauche, Kerguilidic, Guervern et Penn ar Stang. Sur ces sites, dont le niveau de nappe est déjà naturellement saturant en surface, le décaissement trop prononcé (volontairement ou non) aboutit à une végétation de type mégaphorbiaie et/ou d'espèces de milieux tourbeux, différente de la végétation prairiale ciblée.

En fonction des objectifs du maître d'ouvrage en termes de milieu de référence et de gestion du site, cela peut ne pas poser de problème. Dans certains cas cela peut cependant compliquer la gestion du site et restreindre l'atteinte de certains objectifs notamment s'ils consistent à maintenir le milieu ouvert afin de répondre à des obligations d'équivalence fonctionnelle dans le cadre de la compensation écologique.

A l'inverse, le décaissement insuffisant, n'aboutissant pas à la reconnexion des horizons de surface du sol avec la nappe entraîne un échec de la restauration.

- **L'appauvrissement en matière organique**

L'appauvrissement en matière organique du sol peut avoir un effet important sur l'implantation de la végétation. Les analyses multivariées ont montré que ce paramètre est déterminant dans la composition spécifique de la végétation des sites restaurés. Il peut également, même si cela n'a pas été montré dans le cadre de cette étude, engendrer une modification des processus biogéochimiques et notamment la capacité du site à abattre l'azote. Enfin, la teneur en matière organique est fortement corrélée à la densité du sol. Plus un sol est riche en matière organique et moins il est dense, permettant une bonne circulation de l'eau dans le sol mais également sa rétention en surface (effet d'éponge).

- **La modification du pH**

Le pH du sol est apparu comme un facteur déterminant à la fois de la composition floristique et faunistiques (araignées) des sites restaurés. Le site Bois Orcan, qui a été chaulé, selon le témoignage de l'ancien gestionnaire du site, présente un pH nettement plus élevé que les autres sites et montre une composition spécifique végétale et d'araignées qui l'isole des autres sites dans les analyses multivariées.

### 6.3. INFLUENCE DU CONTEXTE ALENTOUR

En dehors des conditions édaphiques, le contexte paysager des sites et notamment l'absence de zone humide en bon état de conservation à proximité, permettant la dispersion des espèces vers le site restauré, semble également être un facteur limitant dans certains cas.

Ceci a été mis en évidence sur le site de la Haie notamment, mais aussi Keribet, tous les deux situés dans des contextes agricoles intensifs et dont les zones humides proches présentaient des végétation semées ou gérées de façon intensive en zone périurbaine.

Dans ce type de sites, il est intéressant d'envisager un transfert de foin ou de sol organique comportant une banque de graines de zone humide en bon état afin de faciliter la recolonisation par les espèces cibles.

### 6.4. POINTS D'ATTENTION LIÉS AUX MODALITÉS DE TRAVAUX

Comme évoqué, la mise en œuvre des travaux de restauration peut engendrer une modification des propriétés du sol, mais ceux-ci peuvent également avoir d'autres implications pour l'évolution du milieu. L'étude des différents sites dans le cadre d'ETREZH a mis en avant plusieurs points de vigilance à avoir lors de la restauration de zones humides par suppression de remblai ou neutralisation de drainage.

- **Assurer une neutralisation effective du drainage**

La technique de neutralisation du drainage utilisée sur les deux sites d'étude approfondie (La Haie et Bois Orcan) consistant au passage d'une griffe pour détériorer les drains enterrés ne permet pas de vérifier la destruction effective des drains ni de vérifier la présence d'une couche drainante sous les drains et de la neutraliser. Il est conseillé de s'orienter vers des méthodes permettant de s'assurer de l'absence d'écoulements préférentiels en sous-sol, comme la mise en place de bouchons d'argile après arrachage de sections de drains à différents endroits stratégiques. Cette technique a été utilisée avec succès sur la restauration de la tourbière du Castagné, dans le Lot<sup>5</sup>, anciennement drainée.

- **Respecter du niveau topographique du site**

---

<sup>5</sup> Fiche retour d'expérience du centre du génie écologique [Suppression du drainage de la zone humide du Castagné](#)

Comme vu précédemment, le niveau topographique en lien avec le niveau de la nappe est déterminant dans le niveau de saturation de l'horizon de surface du sol. Ce facteur étant le plus déterminant dans la composition spécifique de la végétation et de la faune, il doit être calé avec attention lors de travaux de suppression de remblai pour garantir le succès de la restauration en termes de milieu cible.

Le tassement du sol sous le remblai peut rendre ce calage difficile lorsque l'on se réfère à la présence de l'horizon organique de la zone humide avant altération pour déterminer la profondeur de décaissement. Une extrapolation du niveau topographique depuis les parcelles voisines non altérées peut faciliter un meilleur calage du niveau à atteindre.

- **Envisager la décompaction du sol**

Lors du remblaiement de zones humides, notamment celles qui ont un sol très organique, une compaction du sol peut être observée. Afin de faciliter la reprise de la végétation, une décompaction du sol peut être envisagée à l'aide d'engins agricoles adaptés.

- **Maintenir ou remettre en place un horizon organique**

La présence d'un horizon organique est primordiale pour faciliter une dynamique favorable du milieu suite à sa restauration, que ce soit pour la végétation, la circulation de l'eau ou les processus physico-chimiques.

Lorsque celui-ci a été supprimé avant remblai ou lors de la suppression du remblai, il paraît nécessaire d'apporter un minimum de terre végétale en surface en fin de travaux. Celle-ci pourra avantageusement provenir d'une zone humide donneuse. Ce type de modalité de restauration doit cependant être préparé avec attention pour ne pas endommager la zone donneuse.

- **Revégétalisation du site**

L'analyse de l'influence du mode de revégétalisation du site après les travaux a été compliquée par des dates de restauration variées, ne permettant pas d'avoir une comparaison de la dynamique post-travaux de la composition spécifique, en fonction des modalités de revégétalisation. Quelques points peuvent néanmoins être retenus :

- ***Influence du semis***

Certains semis semblent avoir un effet négatif sur la présence d'espèces hygrophiles sur les sites restaurés. Au niveau de la végétation, le semi d'un mélange prairial diminue la proportion d'espèces hygrophiles. Ceci a également été observé sur le site de Fontaine Margot suivi dans le cadre du Réseau sur la restauration des zones humides, où les semis de mélange prairial ont abouti à une forte dominance des légumineuses sur certaines placettes dans les premières années et à un faible recouvrement d'espèces cibles.

Le semi de mélange ne semble pas avoir une influence sur la composition des peuplements d'araignées. Par contre le semi de raygrass monospécifique semble avoir un effet sur la présence des araignées hygrophiles. Ce résultat est à analyser avec précaution, car les sites semés en raygrass dans cette étude avaient tous été récemment restaurés.

- ***Transfert de sol organique***

Le transfert de sol organique, utilisé sur Pont Guérin a montré de très bons résultats en termes de reprise de la végétation cible, mais aussi sur la faune, probablement du fait de son transfert également en partie avec le sol. Une publication scientifique récente (Gerrits et al. 2022<sup>6</sup>) montre l'intérêt de ce type de technique de revégétalisation pour la restauration de certains sites.

**Le transfert de sol pourrait être retenu comme une préconisation à adopter dans le cadre de la compensation écologique pour faciliter l'équivalence fonctionnelle. Le prélèvement de la terre**

---

<sup>6</sup> Gerrits et al. 2022. Synthesis on the effectiveness of soil translocation for plant community restoration. Journal of Applied Ecology. 00: 1-11. DOI:10.1111/1365-2664.14364

**végétale du site détruit et son transfert vers le site restauré pourrait ainsi être systématiquement demandé.**

## 6.5. LIMITE DE L'APPROCHE PAR ÉTUDE SYNCHRONIQUE

Pour répondre aux contraintes liées à la durée des financements de 3 ans du projet, le choix a été fait d'utiliser une approche synchronique pour évaluer le succès des projets de restauration. Cette approche, qui permet normalement de substituer le temps par l'étude de sites restaurés à différentes dates, à cependant de nombreuses limites qui restreignent la compréhension de la dynamique des milieux post-travaux.

- **Absence d'état initial**

L'absence d'état initial est particulièrement problématique pour les sites où le drainage a été neutralisé. Sur ces sites, dans la plupart des cas, la végétation en place est très peu impactée pendant les travaux. Les modifications du milieu après travaux sont donc plus subtiles à mesurer. Le paramètre principal qui change est l'hydropériode et **en l'absence d'état initial avant travaux il est impossible de connaître l'évolution de l'hydromorphie du site et le gain fonctionnel associé.**

Sur les sites de suppression de remblai, l'étude synchronique pose moins de problèmes car le site est entièrement remanié du fait de l'extraction des matériaux sur l'ensemble de la surface restaurée. La flore et la faune présentes avant travaux ont peu d'incidence sur le devenir du site post-travaux puisqu'on aboutit à une modification drastique des conditions du milieu. Cependant, **il aurait été utile de voir le site pendant les travaux et juste après pour mieux comprendre les dynamiques de recolonisation du milieu en lien avec les conditions initiales post-travaux.**

- **Difficulté à trouver des sites de référence comparables**

Afin de compenser l'absence d'état initial, les indicateurs relevés dans les sites étudiés de façon synchronique sont comparés aux mêmes indicateurs relevés dans des sites de référence (ou site témoin) en bon état de conservation, pour évaluer le niveau de fonctionnalité du site. Cependant il est extrêmement difficile de trouver des zones humides témoins dans le même contexte hydro-géomorphologique et physico-chimique et présentant une végétation semi-naturelle. Dans certains secteurs, il a même été impossible de trouver une zone humide en bon état de conservation, indépendamment de ces contraintes. La réalisation d'un état initial dans ce contexte permet, à défaut de comparaison avec un bon état fonctionnel, d'évaluer le gain fonctionnel par rapport à la situation initiale.

Afin de pallier ce problème il serait également intéressant de **réaliser des suivis avec les indicateurs retenus pour évaluer la restauration de zones humides, dans des zones humides caractéristiques de différents types hydro-géomorphologiques. L'objectif est de disposer de référentiels de gammes de valeurs attendues pour ces indicateurs auxquels comparer les résultats obtenus dans les sites restaurés.** Cette approche, utilisée pour la végétation et quelques paramètres du sol dans cette étude, sur la base de référentiels développés par le réseau sur la restauration des zones humides depuis 2015<sup>7</sup> et enrichis lors du projet ETREZH montre tout son intérêt. Il serait nécessaire de l'enrichir sur les paramètres hydrologiques et physico-chimiques.

- **Absence d'intégration de la variabilité interannuelle**

Le choix a été fait de n'étudier les sites que sur une année. Au niveau fonctionnel, ceci pose le problème de l'absence d'intégration de la variabilité interannuelle des conditions du milieu liée au contexte

---

<sup>7</sup> Chevalier J., 2014. Création d'un référentiel écologique pour l'évaluation du succès d'opérations de réhabilitation de zones humides Rapport de stage Agrocampus Ouest/UBO. 51p. et Thiry J. 2015. Evaluation édaphique et botanique de mesures de réhabilitation de zones humides. Rapport de stage Agrocampus Ouest/UBO. 66 p.

météorologique. Ceci concerne à la fois certains groupes faunistiques, très dépendants des conditions météorologiques comme les orthoptères et les odonates, mais aussi l'hydrologie et la physico-chimie.

Dans cette étude, l'absence d'intégration de la variabilité interannuelle a particulièrement posé problème au niveau de l'étude du fonctionnement biogéochimique. En effet, différentes études précédentes ont montré des gradients décroissants clairs de concentrations en nitrate dans des zones humides à différentes dates (suivis réalisés sur Coat Carriou<sup>8</sup> dans le cadre du réseau mis en place sur le Finistère, Clément 2001<sup>9</sup>, Hefting, 2003<sup>10</sup>) qui n'ont pas été observées dans cette étude, que ce soit sur les sites témoins ou restaurés. Les difficultés analytiques rencontrées peuvent en partie expliquer ce constat, mais il pourrait être lié à d'autres facteurs. **De nouvelles campagnes de terrains auraient été nécessaires pour vérifier les résultats obtenus en 2021.**

- **Forte variabilité intersite ne permettant pas d'identifier des dynamiques successionales**

Les zones humides sont des milieux au fonctionnement très dépendant des conditions stationnelles qui varient en fonction de nombreux facteurs environnementaux, et, en particulier, du mode d'alimentation en eau et de sa qualité. **La variabilité des caractéristiques de chaque site étudié fait qu'il n'a pas été possible d'extrapoler les résultats obtenus sur ces sites, restaurés à des dates différentes, pour obtenir des scénarios successionales post-travaux. Sur les zones humides, il paraît fortement préférable de mener des études diachroniques pour comprendre ces dynamiques.**

---

<sup>8</sup> [Dausse et al. 2019. Réseau expérimental sur la réhabilitation de zones humides du Finistère. Prairie humide de Coat Carriou, St Evarzec Bilan 2014 – 2016](#)

<sup>9</sup> Clément, J.-C., 2001. Les zones humides de fonds de vallée et la régulation des pollutions azotées diffuses. Université de Rennes. These de doctorat.

<sup>10</sup> Hefting, M.M., 2003. Nitrogen Transformation and Retention in Riparian Buffer Zones. Utrecht University. PhD thesis.

---

# ENSEIGNEMENTS MÉTHODOLOGIQUES

---

## 1. MÉTHODOLOGIE DU TRAVAIL PLURIDISCIPLINAIRE

---

L'analyse des données a été rendue complexe du fait de l'utilisation d'une nomenclature propre à chaque partenaire impliqué dans l'étude des sites, voire parfois entre année pour un même partenaire s'appuyant sur le travail de stagiaires.

Par ailleurs, malgré des discussions préalables à la mise en œuvre des relevés et des schémas de principes pour le calage entre eux des relevés des différentes disciplines, il reste des décalages entre l'emplacement de certains relevés, rendant certains croisements de données difficiles.

Cela montre l'importance de structurer, avant le début des relevés, une base de données pour regrouper l'ensemble des données recueillies et de l'utilisation d'une nomenclature commune.

Par ailleurs, il aurait été nécessaire de faire une visite de chaque site avec l'ensemble des partenaires impliqués pour caler spatialement les relevés. Cela a été rendu compliqué du fait de l'étendue de la répartition des sites sur le territoire régional, de leur nombre, des emplois du temps des différents partenaires et notamment du décalage dans l'arrivée des stagiaires des différentes disciplines. Les contraintes liées au Covid sont venues compliquer davantage la coordination du projet, nous obligeant à travailler sur des fenêtres de temps très courtes. Des pointages GPS précis de l'emplacement de la totalité des relevés à réaliser ou des repères laissés sur place auraient pu éviter une partie de ces soucis.

## 2. HYDROLOGIE ET PHYSICOCHIMIE

---

### 2.1. SUIVIS PIÉZOMÉTRIQUES

#### 2.1.1. Intérêt et limites des transects piézométriques

Les transects piézométriques, au-delà de faciliter le prélèvement d'eau, se sont avérés très intéressants pour analyser le fonctionnement hydrologique de la zone humide notamment en rapport avec le cours d'eau. Trois piézomètres répartis le long de la plus grande pente conviennent pour étudier les gradients piézométriques et connaître le sens de circulation entre versant, zone humide et cours d'eau. Des transects supplémentaires permettraient de caractériser les écoulements latéraux, mais n'étaient pas nécessaires pour répondre aux questions posées par cette étude. Deux autres limites apparaissent sur ce dispositif :

- L'absence de mise en évidence de nappe de surface en utilisant une seule profondeur de mesure, comme vu sur Pégase ;
- L'arthésianisme, qui donne des valeurs de niveau de nappe supérieures à la réalité lorsque le piézomètre perce la couche perméable et crée ce phénomène, comme vu sur La Haie.

Seule une observation régulière du site au long de l'année permet de se rendre compte de ces phénomènes.

#### 2.1.2. Importance du soin pris lors de la mise en place des piézomètres

Il convient également de porter une grande attention à la mise en place des piézomètres et notamment à trois points particuliers :

- L'étanchéité du dispositif ;
- La distance au cours d'eau du piézomètre du bas de parcelle ;
- La profondeur du piézomètre et de la sonde.

En effet, la figure 44, reprenant une chronique de niveau d'eau sur les transects piézométriques du site de Keravilin illustrent les soucis rencontrés si ces points ne sont pas respectés. On y observe en effet, des pics de remontée du niveau d'eau très forts et brefs lors d'un évènement pluvieux sur une courbe montrant par ailleurs une évolution très progressive des niveaux. Ces pics sont très probablement liés à une infiltration d'eau dans les piézomètres, qui s'équilibrent rapidement après la pluie. Par ailleurs, le plateau observé sur la courbe correspondant au piézomètre haut du site restauré est dû à un mauvais positionnement de la sonde, qui ne permet pas de mesurer les niveaux les plus bas. Enfin, sur ce site les piézomètres en bas de parcelle ont été positionnés très près du cours d'eau (à moins de 2 m) de façon à ne pas gêner l'exploitation du site. Le niveau dans ces piézomètres est de fait directement dépendant du cours d'eau, et l'eau échantillonnée est influencée par ses concentrations en composants dissous.

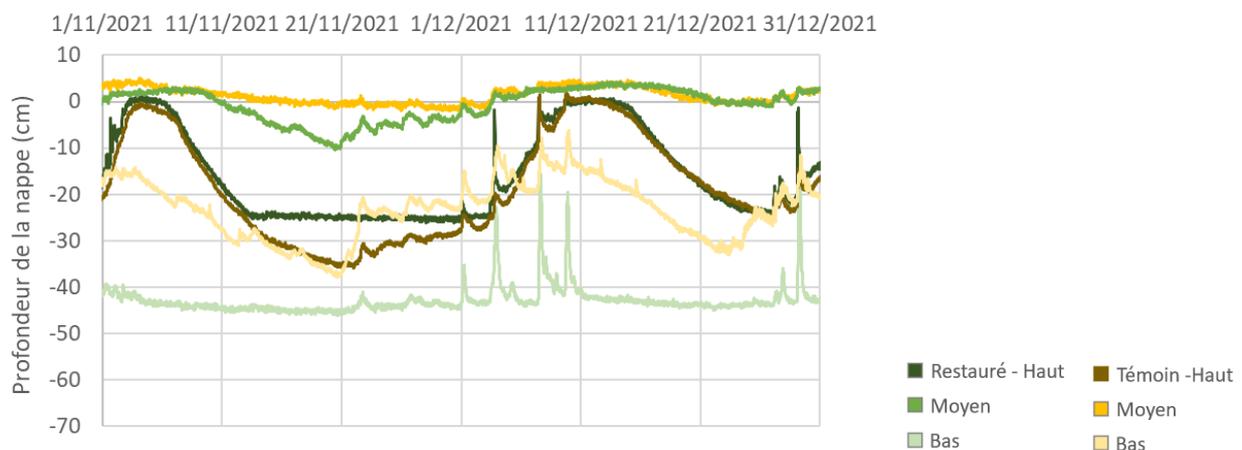


Figure 44 - Evolution du niveau de nappe au cours du temps sur les sites restauré et témoin de Keravilin montrant des courbes de récession contrastées entre le bas de parcelle et le reste du site.

### 2.1.3. Indicateurs issus du suivi des niveaux piézométriques

Le calcul des fréquences de saturation à -25 cm (profondeur moyenne de l'horizon organique) et -50 cm (limite légale pour la définition d'une zone humide) se sont avérés intéressants pour comparer le degré de saturation en eau des sites restaurés et témoins. Il permet également de vérifier que le niveau de saturation en eau du sol est favorable au développement d'une zone humide.

Les fréquences de saturation sont complémentaires à l'utilisation de boîtes à moustache qui permettent en une seule figure et sur une période donnée d'avoir les niveaux hauts et bas de la nappe et la répartition des profondeurs dans le temps

## 2.2. INADAPTATION DE LA MÉTHODE DU TROU DE TARIÈRE SUR DES SOLS PEU PERMÉABLES ET ADAPTATION DU PROTOCOLE

La méthode du trou de tarière initialement proposée pour étudier les gradients de concentrations de nitrate et orthophosphate à travers les zones humides s'est avérée inadaptée sur la plupart des sites d'étude pour deux raisons. La première est l'absence de nappe en surface sur un certain nombre de sites, où il aurait fallu creuser sous l'horizon organique pour trouver la nappe. La seconde est la très faible conductivité hydraulique des sols limoneux dont étaient constitués la plupart des sites d'étude et

qui ne permettait pas le remplissage des trous de tarière en un temps suffisamment court pour pouvoir faire le prélèvement le jour même.

De ce fait, des micropiézomètres ont été mis en place, permettant un échantillonnage direct de l'eau de nappe. 50 cm de profondeur s'est cependant avéré insuffisant sur certains sites et remet en question l'idée de départ de n'échantillonner la nappe que lorsqu'elle était présente dans l'horizon organique.

### 2.3. NÉCESSITÉ DE SUIVIS PLURIANNUELS

L'analyse des résultats physico-chimiques, peu satisfaisants du fait de l'absence de tendances claires sur la base d'un suivi annuel, montre l'utilité de réaliser des suivis pluriannuels sur les indicateurs biogéochimiques. L'absence de tendance peut sans doute être imputée aux soucis analytiques rencontrés, mais pourrait tout aussi bien être liés à des conditions météorologiques particulières. La réalisation d'au moins une année de suivi complémentaire aurait permis de lever ce doute.

Il en va de même pour l'étude de l'hydrologie des sites, facteur intimement lié aux conditions météorologiques. La réalisation d'un diagnostic sur la base du suivi d'une année hydrologique est délicate, même en associant un site témoin pour comparaison.

## 3. FLORE ET VÉGÉTATIONS

---

### 3.1. APPORT DES TRANSECTS PAR QUADRATS CONTIGUS PAR RAPPORT AUX TRANSECTS PAR SECTEUR HOMOGÈNE

Le test des deux méthodes de transects de végétations sur les sites d'étude approfondie montre des résultats globalement similaires dans le cadre d'un état des lieux de la végétation avec des avantages et des inconvénients liés à chaque méthode.

Le transect par segments homogènes est rapide à réaliser et respecte l'homogénéité floristique. Le positionnement du transect peut en revanche être délicat lorsque la végétation du site étudié est en cours de stabilisation avec des limites peu marquées entre faciès. Lors d'un suivi pluriannuel, cette méthode peut également être plus sujette à un effet observateur (positionnement des limites entre faciès). L'analyse des données (hors représentativité des groupements végétaux) est plus complexe avec des segments de taille hétérogène et pouvant varier d'une année sur l'autre. Ce type de transect peut représenter une méthode alternative à la cartographie des groupements végétaux d'un site en permettant une représentation de la zonation des groupements végétaux sur un secteur représentatif du site.

Le transect par quadrats contigus, plus chronophage, donne une lecture fine de la végétation le long du transect et permet une comparaison plus aisée des données dans le cadre d'un suivi de la végétation dans le temps (quadrats toujours au même endroit et de taille homogène, réduction de l'effet observateur). **Il paraît ainsi plus adapté à un suivi à long terme de la végétation suite à des travaux de restauration d'un site.**

### 3.2. ANALYSE DE LA PERTINENCE DES INDICATEURS FLORISTIQUES UTILISÉS

Les différents indicateurs floristiques utilisés dans cette étude permettent de faciliter l'interprétation des relevés pour des personnes non spécialistes. Ils ont systématiquement été utilisés ici pour évaluer l'état de restauration par rapport à un objectif de conformité fixé à partir d'une végétation cible, basée soit sur

le degré d'humidité, soit sur l'habitat préférentiel ou par comparaison avec des relevés floristiques de référence.

Comme vu précédemment, selon les indicateurs utilisés, le niveau de conformité des communautés végétales décrites sur les sites restaurés par rapport aux végétations cibles est plus ou moins important et pose la question de leur pertinence par rapport à cette utilisation.

- **Spectre d'humidité édaphique**

Dans cette étude, les espèces étaient considérées comme cibles pour la restauration effective d'une zone humide, si elles avaient un indice d'humidité édaphique (He) de Hill ou Julve compris entre 6 (espèces méso-hygrophiles) et 10 (espèces amphibies permanentes). Sur les sites de référence et témoins, la proportion d'espèces considérées cibles selon ce critère variait largement. En effet, 50 % des relevés réalisés sur ces sites présentaient des valeurs comprises entre 20 % et 80 % de recouvrement d'espèces d'indice He égal ou supérieur à 6. Cette large gamme de valeurs pour des écosystèmes considérés comme référence, fait que cet indice n'est pas un indicateur pertinent. En effet, par définition un indicateur doit avoir une gamme de valeur restreinte par rapport au caractère que l'on cherche à mettre en avant.

Par ailleurs, l'analyse du cumul de recouvrement des espèces hygrophiles au sens large tend à sous-estimer le caractère humide, car elle exclut les espèces généralistes prairiales. Celles-ci étaient dominantes sur certains sites, comme La Haie par exemple, dont la saturation en eau du sol ne laissait aucun doute quant au fait que le site soit une zone humide.

Le calcul de cet indicateur en utilisant la présence/absence plutôt que l'abondance/dominance permet de gommer certains biais liés à la dominance d'espèces généralistes, mais les tests effectués sur certains relevés de l'étude ETREZH montrent qu'il reste peu parlant.

Nous conseillons donc d'utiliser l'indice d'humidité édaphique plutôt pour suivre l'évolution de la végétation dans le temps ou dans l'espace. Il semble notamment préférable de l'utiliser par analyse du spectre de l'indice des espèces présentes dans un relevé, plutôt que de se baser sur la valeur moyenne pondérée ou le recouvrement d'espèces hygrophiles, comme indicateur de la restauration de la végétation cible d'une zone humide. L'indice d'humidité édaphique reste également utile pour comparer la composition spécifique d'un site restauré par rapport à un site témoin du point de vue de leur spectre d'humidité édaphique.

- **Habitat préférentiel**

La classification de BaseFlore ne différencie pas tous les habitats selon leur caractère humide ou non. Il faut donc avoir un minimum de connaissances écologiques pour réaliser cette dichotomie au moment de l'analyse des données et calculer les indicateurs basés sur ce critère. Cela rend parfois nécessaire la reclassification des habitats préférentiels des espèces rencontrées par groupes socio-écologiques pour faciliter l'interprétation des données.

Dans cette étude, certaines espèces prairiales généralistes rencontrées en zone humide ont été classées dans les espèces considérées comme cibles. Ainsi, l'analyse par habitats préférentiels a eu tendance à surestimer la conformité à la végétation cible sur certains sites. Ce choix a été fait car un certain nombre de parcelles étudiées, dont le sol était gorgé d'eau et donc était clairement humide, présentait des végétations peu spécifiques dominées par des espèces généralistes, notamment la Houlque laineuse.

Il paraît préférable de différencier ces espèces généralistes, même si elles sont communes dans certains types de zones humides. Cela permettrait de bien différencier les espèces strictement inféodées aux

zones humides et donc indicatrices de l'humidité du sol, des espèces que l'on trouve fréquemment dans ces milieux, mais sans pour autant qu'elles soient indicatrices.

L'analyse des habitats préférentiels des espèces présentes paraît globalement plus pertinente pour évaluer l'atteinte d'un objectif en termes de végétation cible par rapport aux indicateurs liés à l'humidité édaphique.

Si les résultats peuvent être contradictoires entre spectre d'humidité édaphique et habitats préférentiels, une analyse de la composition spécifique permet souvent de comprendre d'où viennent les différences et de qualifier le relevé. Ces deux indicateurs semblent cependant complémentaires pour analyser les végétations présentes et évaluer le succès de restauration des fonctions biologiques de la zone humide.

- **Prise en compte des espèces semées**

La prise en compte des espèces semées dans le calcul des indicateurs pose également question dans l'analyse du caractère humide d'un site, qui s'exprime à travers les espèces spontanées présentes. Tout relevé dominé par des espèces semées devrait donc par défaut être considéré non conforme. Ainsi, d'autres indicateurs que la flore doivent être utilisés dans ce cas pour évaluer le caractère humide du site.

Ces espèces semées peuvent néanmoins être prises en compte dans le calcul d'indicateurs si l'objectif est de suivre l'évolution de la végétation dans le temps après semis et de voir le remplacement des espèces semées par des espèces prairiales spontanées.

- **Autres méthodes d'évaluation**

#### **Rattachement à une unité phytosociologique**

Le rattachement des relevés à une unité phytosociologique, qui pourrait également permettre de caractériser les végétations selon leur préférendum, n'est pas toujours possible. En effet, les végétations rencontrées les premières années après travaux sont souvent peu caractérisées et en transition entre plusieurs unités. De plus ce rattachement demande une expertise non négligeable.

#### **Conformité à un panel de référence**

La conformité au panel de référence est une alternative intéressante, mais demande la maîtrise des outils statistiques à mobiliser. Elle est également très dépendante du choix des parcelles qui ont été utilisées pour constituer le panel. Dans le cas de cette étude elles étaient toutes des prairies humides méso- à eutrophes, choisissant d'emblée une cible peu ambitieuse pour la restauration. Cette méthode exclut également, de fait, tout relevé réalisé dans un milieu autre, même s'il est caractéristique de milieux humides. **Il serait donc intéressant d'élargir la méthode en intégrant des zones humides de types différents et de tester la conformité des relevés sur les parcelles restaurées à ces différents types. Une interface simple d'utilisation pour les praticiens serait également à développer.**

## 4. RELEVÉS FAUNISTIQUES

### 4.1. ANALYSE DES MÉTHODES UTILISÉES

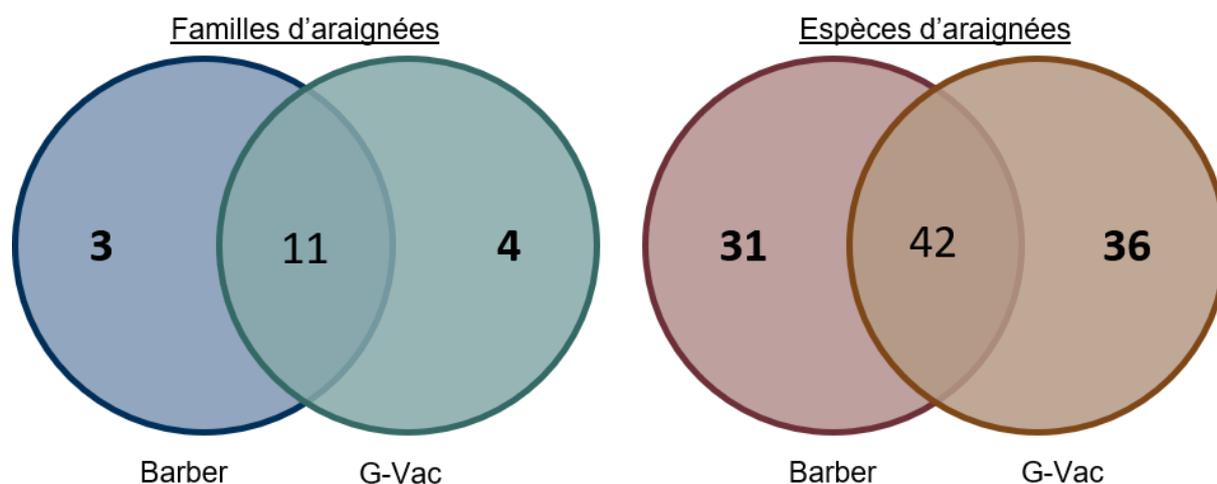


Figure 46 - Diagrammes de Venn du nombre de familles et d'espèces sur les sites approfondis propres à chaque méthode d'échantillonnage (en gras), et du nombre de familles et d'espèces communes aux deux méthodes (intersection).

Les pièges à fosse ont permis d'échantillonner beaucoup plus d'individus matures que les aspirations G-Vac. Parmi les 18 familles d'araignées échantillonnées, 3 sont exclusives aux pièges à fosse alors que 4 ont été exclusivement échantillonnées avec le G-Vac. D'un point de vue spécifique, seulement 42 des 109 espèces sont communes aux deux méthodes d'échantillonnage (Fig. 46).

Les pièges Barber captent les espèces se déplaçant au sol alors que les aspirations tendent à capter davantage les espèces occupant les strates supérieures de la végétation ou les espèces plus légères ou les juvéniles d'espèces plus grandes n'ayant pas atteint leur taille adulte. Ainsi les protocoles sont complémentaires pour avoir une bonne représentation du peuplement d'araignées.

Les aspirations permettent un gain de temps considérable au moment de l'échantillonnage. En effet un seul passage sur site est nécessaire par campagne au lieu de deux pour les pièges Barber (pose et récupération des pièges) et l'acquisition des échantillons est immédiat. Par contre cette méthode est peu adaptée sur des sites fauchés ou présentant de nombreux débris végétaux. Les résidus de fauche ou les débris végétaux tendent à être aspirés en même temps que les araignées et alourdissent considérablement le tri préalable à l'identification des espèces.

Les pièges Barber quant à eux sont peu adaptés en zone inondable où ils risquent de se remplir d'eau et de rendre le dispositif inopérant. Il existe cependant des versions adaptées aux zones inondables.

Une attention particulière doit également être portée à leur utilisation sur des parcelles agricoles pâturées ou fauchées, les pièges pouvant être détériorés lors de la fauche ou par le bétail.

**Une très forte corrélation positive a été observée entre les pourcentages d'espèces hygrophiles inventoriées en utilisant chacune des deux méthodes ( $r^2=0,952$  ;  $p=0,001$ ). Elles peuvent donc être utilisées indifféremment pour l'indication du niveau d'humidité des sites.**

## 4.2. COMPLÉMENTARITÉ ENTRE INDICATEURS FAUNISTIQUES

Les résultats des inventaires faunistiques montrent l'intérêt des trois groupes étudiés qui peuvent apporter des informations complémentaires.

**Les araignées** se répartissent dans les sites selon l'humidité du milieu et répondent rapidement à une modification des conditions, comme cela a également été démontrée lors du suivi du site finistérien de [Fontaine Margot](#).

**Les orthoptères** présents lors des relevés étaient souvent contrastées en termes de tolérance à l'humidité sur les sites d'étude. La présence concomitante d'espèces inféodées aux zones humides et d'espèces indicatrices d'habitats plus secs reflète la présence, sur des parcelles qui sont dans leur ensemble humides, d'habitats ou de micro habitats favorables aux espèces d'habitat sec. L'indication du caractère humide d'une parcelle est donc moins tranchée à travers ce groupe qu'avec les araignées. Par ailleurs, **ce groupe semble moins pertinent comme indicateur sur les prairies dont la gestion est plus intensive ou pauvres en espèces.**

Une corrélation positive a été observée entre le pourcentage d'araignées et d'orthoptères hygrophiles recensés sur les sites d'étude (Fig. 47). Les sites où les pourcentages d'espèces hygrophiles diffèrent correspondent à ceux dont la gestion est relativement intensive et/ou ayant des végétations relativement homogènes.

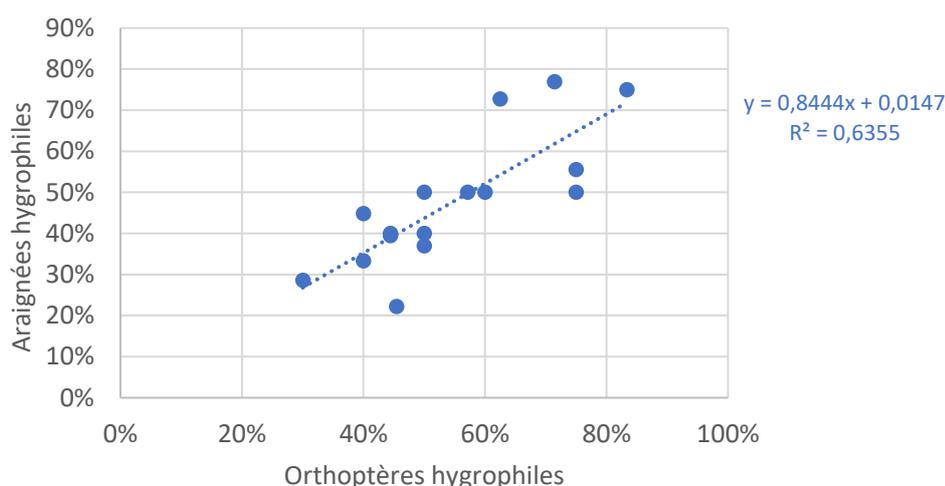


Figure 47 - Régression linéaire entre les pourcentages d'espèces d'orthoptères et d'araignées hygrophiles sans le site de Keravilin ( $r^2=0,655$  ;  $p<0,001$ ).

**L'inventaire des odonates** est intéressant pour connaître l'évolution de l'humidité des parcelles au cours de la saison et à plus large échelle (c'est-à-dire à l'échelle du paysage). Au-delà de leur phénologie qui peut faire varier les compositions spécifiques au cours du temps, les odonates sont tributaires de points d'eau permanents pour survivre et se reproduire. Ainsi, les populations ne persisteront pas si la parcelle s'assèche trop rapidement pendant la saison, comme dans le cas d'un habitat à tendance mésophile et ne comprenant pas de point d'eau permanent par exemple. D'autre part, les odonates sont souvent sensibles à la pollution et aux perturbations des habitats, facteurs qui pourraient expliquer l'absence de ce groupe sur certaines parcelles, à première vue effectivement humides. **Cet indicateur n'est pas utilisable sur des sites sans point d'eau (mare ou cours d'eau).**

## 5. UN BESOIN DE PLUS DE RÉFÉRENCES

---

Un site témoin a été associé à chaque site d'étude. Ces sites, sont considérés en bon état de conservation et ont été choisis dans un contexte hydrogéomorphologique similaire au site restauré. Cependant, comme cette étude l'a mis en évidence, il est extrêmement difficile de trouver des zones humides présentant des caractéristiques physiques identiques et qui pourraient permettre des fonctionnements totalement similaires. Ces sites permettent d'avoir un jeu de valeurs possibles pour les indicateurs étudiés. Ainsi, si les valeurs sont similaires dans les deux sites, il est possible de conclure au succès de la restauration. Néanmoins, des différences observées entre les sites peuvent aussi bien être liées à des fonctionnements différents parce que non suffisamment similaires, qu'à un mauvais état de restauration du site après travaux.

Une alternative pour certains indicateurs a été d'étudier non pas un site témoin unique mais un ensemble de sites de références qui donnent, une fois combinés, une gamme de valeurs dans laquelle doit se trouver un indicateur pour qu'il soit jugé conforme à un bon état fonctionnel. Ceci a été fait pour la végétation et pour certains paramètres du sol, mais pas pour la faune ni pour le fonctionnement biogéochimique ou hydrologique. Par ailleurs ces paramètres ont uniquement été étudiés sur un type de milieu : la prairie méso- à eutrophe humide. **Il paraît important de pouvoir disposer de référentiels similaires pour d'autres milieux mais aussi pour l'ensemble des indicateurs étudiés afin de pouvoir évaluer de façon simple les travaux de restauration, sans devoir recourir à chaque fois à des sites témoins multiples.**

**Il existe un fort besoin de références sur le fonctionnement hydrologique et biogéochimique de sites en bon état, réalisés sur la base de suivis pluri-annuels, afin de prendre en compte la variabilité des conditions climatiques notamment.**

Des études existent dans d'autres pays, offrant des référentiels reliant les types de milieux à des hydropériodes correspondantes (Wheeler et al. 2004<sup>11</sup>). Il pourrait être pertinent de tendre vers ce type d'outil avec des référentiels propres aux zones humides du massif armoricain.

---

<sup>11</sup> B.D. Wheeler, D.J.G. Gowing, S.C. Shaw, J.O. Mountford, and R.P. Money, 2004. Ecohydrological Guidelines for Lowland Wetland Plant Communities (Eds. A.W. Brooks, P.V. Jose, and M.I. Whiteman,). Environment Agency (Anglian Region)

---

# RÉCAPITULATIF DES DOCUMENTS PRODUITS

## DANS LE CADRE DE L'ÉTUDE

---

### 5.1. RAPPORTS DE STAGE ET D'ÉTUDE

Rapport de stage de Roxanne Fourche, FMA/OFB, 2019. Étude de l'évolution des zones humides après des travaux de suppression de plans d'eau.

[https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2022/01/RapportRoxanneFourche\\_2019.pdf](https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2022/01/RapportRoxanneFourche_2019.pdf)

Rapport de stage de Laurène Luther, UBO, 2020. Évaluation de la réhabilitation de zones humides en Bretagne

[https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2022/02/Rapport\\_Laurene\\_Lutherer\\_2021.pdf](https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2022/02/Rapport_Laurene_Lutherer_2021.pdf)

Rapport d'étude d'Axel Hacala, Université de Rennes 1, 2020. Suivi de restauration de zones humides par l'étude des communautés d'arthropodes

[https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2022/02/2020\\_RapportFaune\\_UR1.pdf](https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2022/02/2020_RapportFaune_UR1.pdf)

Rapport de stage de Louison Bienvenue, UBO, 2021. Évaluation de projet de restauration en zones humides de Bretagne par le volet floristique -Programme ETREZH.

[https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2022/02/Memoire-Louison-Bienvenu\\_2021.pdf](https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2022/02/Memoire-Louison-Bienvenu_2021.pdf)

Rapport d'étude - Amiar D., Viel, N., Hacala A., Pétilion J., 2023. Évaluation de l'effet des travaux de restauration sur les fonctions des zones humides de Bretagne : ETREZH. Les peuplements d'araignées, d'orthoptères et d'odonates comme indicateur écologique.

[https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2023/10/ETREZH\\_Faune\\_Amiar\\_etal\\_2023.pdf](https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2023/10/ETREZH_Faune_Amiar_etal_2023.pdf)

Rapport de stage de Rémi Verseil, INRAE, 2021. Évaluation des fonctions biogéochimiques et hydrologique de zones humides restaurées.

[https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2022/08/Verseil\\_Remi\\_Stage\\_5A\\_IMA\\_2021.pdf](https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2022/08/Verseil_Remi_Stage_5A_IMA_2021.pdf)

Rapport d'étude - Colasse V., 2021 - Évaluation de l'effet de travaux de restauration sur les fonctions des zones humides de Bretagne (ETREZH). État des lieux de la végétation des sites d'étude approfondie : Keravilin, Pégase V, La Haie, Bois d'Orcan. Agence de l'eau Loire-Bretagne / Région Bretagne / DREAL Bretagne / Département d'Ille-et-Vilaine. Brest : Conservatoire botanique national de Brest, 20 p. + 4 annexes. [https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2022/02/CBNB-2021\\_ETREZH\\_total-1.pdf](https://rerzh.forum-zones-humides.org/wp-content/uploads/sites/2/2022/02/CBNB-2021_ETREZH_total-1.pdf)

## 5.2. FICHES RETOURS D'EXPÉRIENCES TRAVAUX

- Neutralisation de drainage
  - o Bois Orcan : [Travaux](#)
  - o La Haie : [Travaux](#)
- Suppression de remblai
  - o Keravilin : [Travaux](#)
  - o Pégase : [Travaux](#)

## 5.3. FICHES RÉSULTATS DE L'ÉTUDE PAR SITE

- Neutralisation de drainage
  - o Bois Orcan : [Suivis](#)
  - o La Haie : [Suivis](#)
- Suppression de remblai
  - o Keravilin : [Suivis](#)
  - o Pégase : [Suivis](#)



Travail coordonné par :



En partenariat technique et financier avec :



En partenariat scientifique et technique avec :



Et avec l'appui des porteurs des projets de restauration