



HAL
open science

Rapport d'activités du projet Séripage année 2017: Rapport scientifique

Lily Castay, Audrey Prampart, Charlotte Ravot, Alejandro Zermeno Rodriguez, Marianne Laslier, Jean Nabucet, Antoine Ba, Audrey Alignier, Simon Dufour, Ivan I. Bernez, et al.

► To cite this version:

Lily Castay, Audrey Prampart, Charlotte Ravot, Alejandro Zermeno Rodriguez, Marianne Laslier, et al.. Rapport d'activités du projet Séripage année 2017: Rapport scientifique. [Contrat] Agence de l'Eau Seine-Normandie. 2018. hal-02791138

HAL Id: hal-02791138

<https://hal.inrae.fr/hal-02791138>

Submitted on 25 Oct 2021

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

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



Distributed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License

Rapport d'activités du projet Séripage année 2017 : Rapport scientifique

Version avril 2018

Auteurs et participants au projet Séripage sur l'année 2017 :

UMR BAGAP: Audrey ALIGNIER, Lily CASTAY, Audrey PRAMPART, Claudine THENAIL, Alejandro ZERMEÑO RODRIGUEZ

UMR ESE: Ivan BERNEZ, Charlotte RAVOT

UMR LETG: Simon DUFOUR, Marianne LASLIER, Laurence MOY, Jean NABUCET, Antoine BA

Sommaire

Introduction - projet SERIPAGE 2017 - Rappel des axes de travail et hypothèses	3
Volet 1. Suivi des changements dans la végétation aquatique, rivulaire et terrestre à proximité des cours d'eau.....	5
Volet 1 / Tâche 1 – Renaturation des cours d’eau actuellement ennoyés (cours principal et affluents) et de leurs marges : Le fleuve Sélune renaissant : dynamiques végétales des vases exondées & potentialités de restauration écologique passive et conservatoire.....	6
1. Introduction : la vidange de la retenue de Vezins comme cadre du suivi.....	6
2. Méthodologie : vers la description du processus de colonisation sur la retenue de Vezins.....	7
3. Résultats par axe : dynamique temporelle, hétérogénéité spatiale et aspects conservatoires sur la retenue, nouveaux habitats d'interface du fleuve	10
4. Conclusion & perspectives : vers un observatoire de recherche pour la gestion	24
Volet 1 / Tâche 2 – Suivi des changements en termes de ripisylve et de paysages riverains à l’échelle du réseau hydrographique : Cartographie d’indicateurs de restauration des ripisylves par télédétection.....	25
1. Introduction : vers un suivi à long terme des ripisylves en contexte de restauration	25
2. Matériel et méthodes : croisement de données botaniques et LiDAR pour la cartographie d'indicateurs de suivi	26
3. Résultats : précision de cartographie et analyse longitudinale des indicateurs	32
4. Discussion : deux sous-secteurs différents, dans la retenue et à l'aval des barrages	33
Volet 2. Suivi des changements dans les interactions entre zone riparienne, paysages et systèmes agricoles des fonds de vallée aux versants..	35
Volet 2 / Tâche 1 – Evolution des systèmes agricoles des zones ripariennes aux paysages de versant.....	37
1. Présentation générale des objectifs et protocole d’acquisition des données de l’étude portant sur la caractérisation des pratiques agricoles et la caractérisation simple des exploitations agricoles.....	37
2. Caractérisation des pratiques de gestion agricole des parcelles de culture	38
3. Caractérisation des pratiques de gestion agricole des parcelles de prairie : typologie et résultats.....	38
4. Caractérisation simple des exploitations agricole : typologie et résultats.....	42
5. Bilan et perspectives	46

Volet 2 / Tâche 2 – Evolution écologique des liens entre zone riparienne et paysage des versants sous l'angle de la végétation spontanée	47
1. Introduction – Rappel des objectifs et hypothèses	47
2. Protocole d'échantillonnage de la végétation	48
3. Résultats relatifs à la composition floristique des prairies de fond de vallée	49
4. Relation entre les pratiques agricoles et la végétation des prairies.	54
5. Relation entre la végétation spontanée des prairies de fond de vallée et le paysage actuel et passé (structure et configuration).....	56
6. Perspectives : approfondissement des analyses de la relation entre le paysage passé et la végétation des parcelles agricoles	61
Volet 2 / Tâche 3 – Trajectoires d'évolution des paysages par télédétection	62
1. Introduction sur le protocole appliqué.....	62
2. Les données utilisées et méthodes d'analyse des images.....	62
3. Résultats des classifications sur 10 ans et présentation des cartes d'occupation du sol..	73
4. Perspectives sur la caractérisation des dynamiques du paysage.....	79
Conclusions générales - Séripage 2017 -	80
Poursuite, achèvement des activités - Séripage 2018 -	80
Productions 2017 / début 2018 du projet Séripage.....	82
Bibliographie.....	83

Introduction - projet SERIPAGE 2017 -
Rappel des axes de travail et hypothèses

Le projet SERIPAGE (Sélune : Ecologie et gestion des zones rivulaires, ripariennes et des paysages agricoles) vise à comprendre les évolutions des pratiques agricoles et du paysage en lien avec la végétation des bords de cours d'eau jusqu' en haut des versants. Le projet fait partie du programme scientifique plus large de suivi de la vallée de la Sélune (voir l'onglet "ripisylve et paysage" sur le site internet : selune-river-restoration.inra.fr).

Le projet SERIPAGE se divise en deux grands volets dont les avancées seront présentées dans ce rapport:

- Suivis « Zone rivulaire » : Végétation aquatique, rivulaire et terrestre à proximité des cours d'eau (**Volet 1**)
- Suivis « Paysage agricole » : Interactions entre paysage, systèmes agricoles et biodiversité, des fonds de vallée aux hauts de versant (**Volet 2**)

Les hypothèses centrales concernent premièrement l'existence de liens entre les bords de cours d'eau et le paysage environnant (paysage de cours d'eau, et au delà paysage de vallée), en termes de gestion (organisation spatiale des activités agricoles et d'aménagement/gestion des abords de cours d'eau) et de continuités écologiques potentielles (ex. continuités d'habitats, flux de propagules).

Deuxièmement, on pose l'hypothèse que selon la localisation le long de la Sélune (en aval, en amont des barrages, dans la zone inter-barrages des lacs en vidange) il existe des différences d'évolutions paysagères et agricoles qui 1) peuvent être différemment impactées par les changements d'aménagement du cours d'eau, et 2) peuvent différemment impacter les continuités écologiques potentielles entre bords de cours d'eau et paysage environnant.

Les activités en 2017 se répartissent comme précédemment dans les deux grands volets de l'étude. Cette année a été marquée par plusieurs étapes.

Concernant le volet 1, il s'agissait de la mise en place de relevés de végétation dans les zones exondées au niveau des lacs de la Sélune afin d'évaluer la capacité de recolonisation des berges et des vases. Dans ce cadre, des relevés ont été mis en place aux embouchures d'affluents de la Sélune afin d'évaluer la possible contribution en propagules des paysages de ces affluents. Il s'agissait également de l'achèvement d'une première étape de suivi des changements des ripisylves et paysages riverains à l'échelle du réseau hydrographique.

Concernant le volet 2, il s'agissait de la mise en place de relevés de végétation au sein des prairies de fond de vallée. Nous avons restreint la définition des parcelles de fond de vallée aux parcelles jouxtant le cours d'eau afin d'approfondir l'analyse de ces situations d'interface. Les relevés de végétation spontanée de 2016 (parcelles de versant) et 2017 (prairies de fonds de vallées) ont été couplés à des enquêtes auprès des agriculteurs sur les pratiques agricoles appliquées à ces parcelles (premières enquêtes agronomiques), ainsi qu'à une cartographie détaillée de l'occupation du sol des sites paysages sur les 10 dernières années, pour effectuer un test de facteurs explicatifs de cette végétation spontanée.

Volet 1.

**Suivi des changements dans la
végétation aquatique, rivulaire et
terrestre à proximité des cours d'eau.**

Volet 1 / Tâche 1 – Renaturation des cours d'eau actuellement ennoyés (cours principal et affluents) et de leurs marges

Le fleuve Sélune renaissant : dynamiques végétales des vases exondées & potentialités de restauration écologique passive et conservatoire

Rédaction : Charlotte Ravot & Ivan Bernez, UMR ESE.

Projet d'ingénierie de Charlotte Ravot.

1. Introduction : la vidange de la retenue de Vezins comme cadre du suivi

1.1 Contexte : les modalités de vidange et de gestion sédimentaire

Pour faciliter les travaux de gestion sédimentaire réalisés en parallèle de la vidange de la retenue de Vezins, son niveau d'eau a été stabilisé à sa cote usuelle basse au printemps 2015 (58 m NGF). De grandes zones exondées sont apparues pendant les périodes estivales suivantes. Entre juin et octobre 2017, le plan d'eau a été abaissé de 6 mètres par phases successives – *i.e.* par paliers de 2 m atteints mi-juin, fin juillet et mi-octobre, pour la mise en œuvre des opérations de génie civil. Les sédiments sont ainsi extraits par curage ou dragage pour redonner sa largeur originelle au lit mineur, puis, déposés sur des portions de rives en modelant une banquette de débordement des crues biennales surmontée d'un talus d'environ 1 m de haut. Ces travaux ont débuté par l'amont de la retenue en 2017 et par l'embouchure de l'Yvrande, affluent contaminé subissant un traitement spécial (enfermement des sédiments pollués dans un géocontainer et mise en place de 4 casiers en gabions). Le plan d'eau a ainsi atteint la cote de 52 m NGF en octobre 2017, niveau qui sera maintenu jusqu'en mai 2018. La libération du lit majeur et le reprofilage localisé des berges sont des modifications qui vont influencer la revégétalisation. Notamment, les vases mises à nu constituent un milieu aux conditions de stress importantes (intensité lumineuse élevée, grandes variations de température, faible disponibilité en eau, excès de nutriments), comparable aux habitats des successions primaires, donc propice à une végétation pionnière (Walker & del Moral, 2003 ; Rohde & al., 2005) qui domine usuellement pendant 3 à 5 années après l'arasement (Lenhart, 2000).

En vue d'un arasement de barrages de large ampleur, une renaturation passive de la vallée de la Sélune renaissant dans un paysage composite suite à la vidange et à la gestion sédimentaire, est-elle compatible avec le maintien des sédiments et la conservation d'espèces patrimoniales ?

1.2 Rappel des objectifs et axes de recherche

L'objectif général est de : **caractériser et comprendre les processus globaux et locaux influençant la distribution, taxonomique et fonctionnelle, des communautés végétales de la zone riparienne sur l'ancienne retenue de Vezins afin de hiérarchiser les enjeux de restauration écologique.**

Ainsi, quatre axes de recherche ont été définis, en relation à des échelles temporelles et des objets d'étude pluriels, et vont être abordés successivement sur la base d'hypothèses propres :

- i) La dynamique temporelle des espèces colonisatrices et les successions écologiques
- ii) La diversité spatiale de réponses des communautés au sein de la retenue

- iii) La conservation des espèces et des milieux
- iv) Les habitats d'interface des berges : premières réponses sur sédiments remaniés

2. Méthodologie : vers la description du processus de colonisation sur la retenue de Veziens

2.1 Zone d'étude : la retenue du lac de Veziens

Cette étude repose sur l'observation des communautés végétales spontanées colonisant les vases nouvellement dénoyées à différentes échelles temporelles (variations intra- et interannuelles) et spatiales imbriquées. Les relevés floristiques ont débuté en 2015 : en mars, mai et juillet sur le **site du Pont de la République** et en mars, juin et septembre, sur 13 sites répartis à travers la **retenue**.

Dans la continuité de cet état des lieux et suite aux nouvelles baisses de niveau, une deuxième année de suivi a été entreprise en 2017 : en juillet, sur le site ; en septembre, sur 18 stations distribuées sur la retenue. Parmi ces dernières, 9 ont été ajoutées pour une meilleure représentativité de la diversité des contextes des 19 kms de retenue, et 4 n'étant plus accessibles, retirées. Au total, 22 stations ont été prospectées sur les 2 ans (Figure 1).

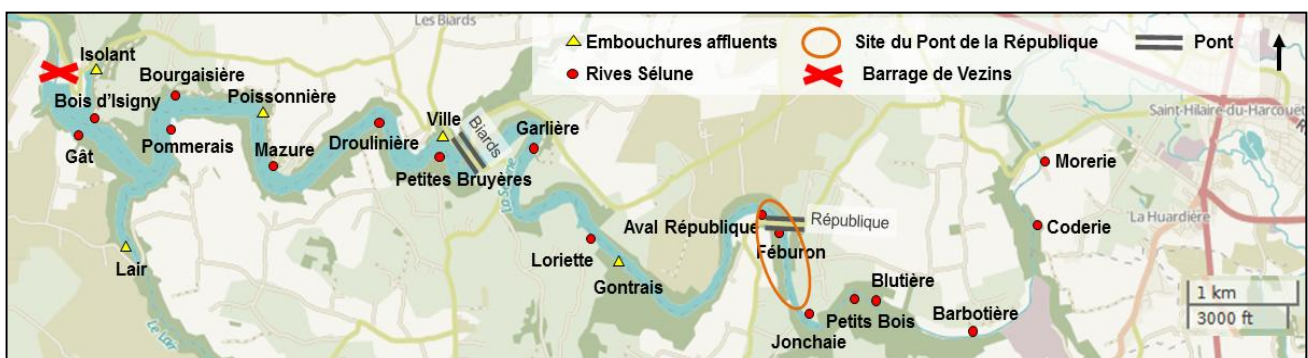
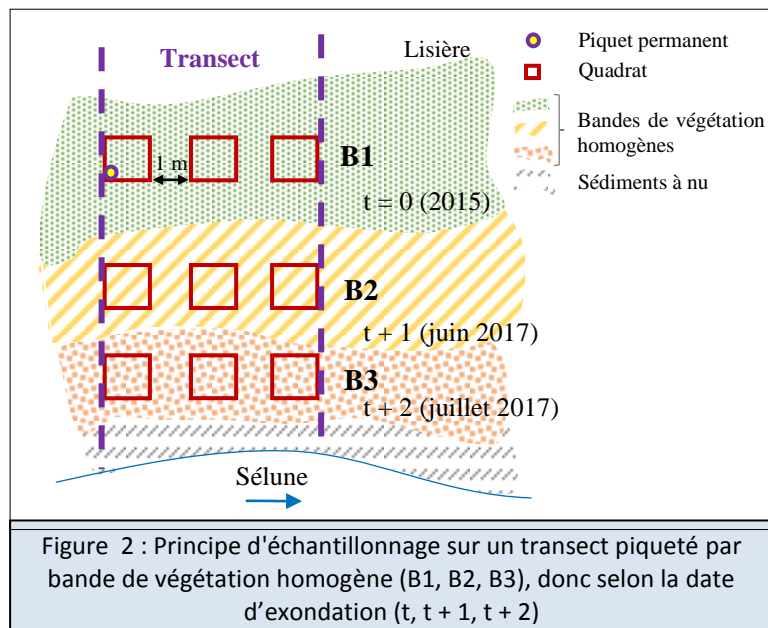


Figure 1 : Ensemble des stations de la retenue prospectées en 2015 et/ou 2017, selon leur position (embouchure d'un affluent direct de la Sélune / rive de la Sélune) et site de la République, relevé en 2015 et 2017

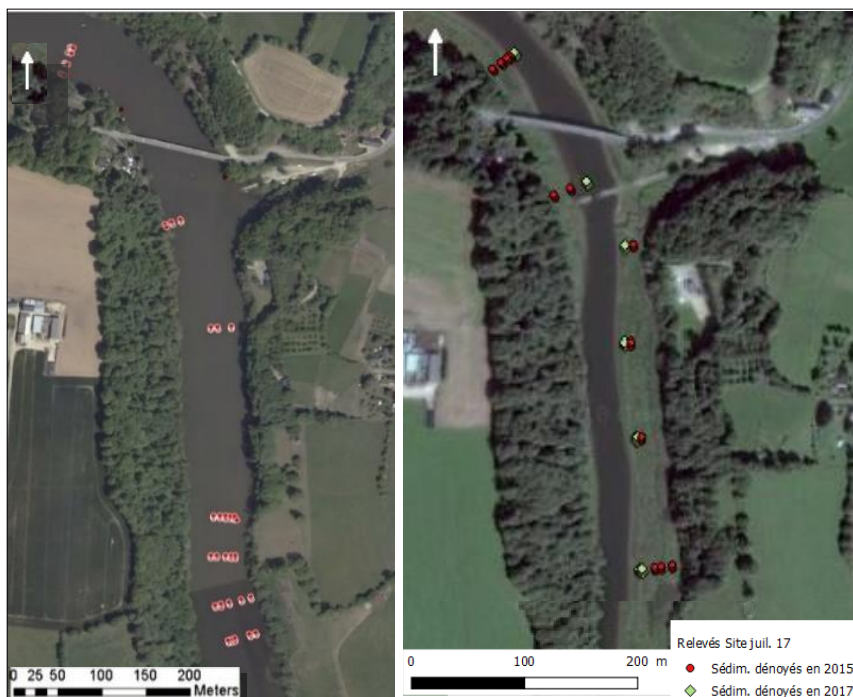
2.2 Méthode d'échantillonnage de la végétation

Un protocole d'échantillonnage stratifié, maximisant la diversité relevée, a été mis en place en 2015. Il a été conservé pour permettre une comparaison des données, et donc un suivi interannuel, et complété au regard des problématiques de gestion sédimentaire inhérentes à la vidange.

Ainsi, pour chacun des 18 sites visés en 2017, un transect perpendiculaire au lit du fleuve a été mis en place. Sur celui-ci, des bandes parallèles au cours d'eau ont été repérées sur le terrain selon la vitesse d'exondation, donc en fonction de l'apparence homogène de la végétation (Figure 2). Par bande, 3 répliques d'1 x 1 m et espacés d'1 m, ont été inventoriés. Toutes les espèces présentes dans les quadrats ont été recensées et leur abondance a été estimée selon les coefficients définis par Braun-Blanquet (1932). Chaque transect a été matérialisé (Figure 2) afin que la répétition des relevés soit précise, permettant un suivi fin dans le temps. Des paramètres environnementaux ont également été notés pour chaque quadrat (distance latérale au lit, taux de sol nu, dénivelé, ombrage, etc.) ou calculés *a posteriori* (distance à l'amont de la source de la Sélune...).



Au total, en 2017, 18 transects, soit 58 bandes latérales cumulant 174 quadrats, ont été prospectés (126 quadrats sur les 13 sites de rives de la Sélune, 48 aux embouchures des 5 affluents). Le site du pont de la République a suivi un traitement quelque peu différent, avec un effort d'échantillonnage supérieur (6 transects, soit 60 quadrats sur 20 bandes latérales), comme défini en 2015 (Figure 3).



Les espèces ligneuses présentes en lisière du lac sur la station ont également été relevées le plus exhaustivement possible pour étudier l'influence des ceintures végétales des hauts de berges sur la recolonisation spontanée des sédiments en perspective du réaménagement de la vallée.

Enfin, en octobre 2017, 5 sites remaniés de queue de retenue (Loriette / Gontrais, Féburon, République rive droite, Blutière et Barbotière) ont été prospectés dans l'optique de mettre en place un observatoire de la diversité des dynamiques de recolonisation végétale de la retenue au printemps 2019. La même méthodologie a été appliquée, avec seulement 2 répliques par bande, espacés d'une centaine de mètres et positionnés dans une zone jugée représentative. Toutes les espèces supplémentaires dans un rayon de 2 m autour des quadrats ont aussi été recensées.

2.3 Analyses statistiques : définition d'indicateurs

Une série d'indicateurs permet de tester les hypothèses et de décrire le processus de colonisation :

- Le **taux de recouvrement** : un test non paramétrique de Kruskal-Wallis compare les groupes ou sites (différence significative si $p\text{-value} < 0.05$). Un test post-hoc de Dunn de comparaisons multiples, avec ajustement de $p\text{-value}$ par correction de Bonferroni, souligne les différences par paire d'entités (différence significative si $p\text{-value} < 0.05$).
- Des **indices biologiques** (4) : la richesse spécifique totale, la richesse spécifique moyenne, l'indice de Shannon-Wiener– qui varie usuellement entre 0 et 5, augmentant avec la diversité spécifique du milieu, et l'indice d'équitabilité de Pielou– qui va de 0, lorsqu'une des espèces domine, à 1, lorsque toutes les espèces ont la même abondance. Des tests de Kruskal-Wallis et de Dunn appuient si des différences existent ou non entre entités.
- La **composition floristique** :
 - Les ordinations multidimensionnelles non métriques (NMDS), basées sur une matrice de distances (indice de Bray-Curtis) à partir des recouvrements moyens, permettent de représenter les relations entre les échantillons et les espèces.
 - Le nombre d'espèces communes et propres par site/groupe donne à voir s'il existe des changements de composition (remplacements d'espèces par d'autres, enrichissement ou appauvrissement). Les nombres d'espèces les plus fréquentes (> 20 occurrences à l'échelle de la retenue ; > 10 occurrences à l'échelle du site) ont aussi été confrontés, afin de souligner si les changements concernent plutôt les espèces prégnantes ou plutôt les espèces auxiliaires. Enfin, la comparaison des abondances moyennes des espèces les plus fréquentes partagées permet de différencier plus finement la structure des communautés.
 - Les espèces ont été rapprochées statistiquement de leur groupe écologique selon la Liste rouge de l'OFEFP (Moser & al., 2002). Ils ont été fusionnés en « Espèces forestières » (« Plantes forestières »), « Espèces liées à l'agriculture » (« Plantes rudérales et adventices de cultures » + « P. de prairies maigres » + « P. de prairies grasses » + « P. cultivées ») et « Espèces de zones humides » (« Plantes aquatiques » + « P. de marais »). La proportion de chaque groupe écologique par entité apporte une vision globale de la structure des communautés.

Sur le site, la variable « distance latérale au lit de la Sélune » (mesurée en mètres sur le terrain) a été projetée sous la forme d'isolignes sur l'ordination NMDS grâce à une fonction GAM (*Generalised Additive Model*) ajustée aux coordonnées factorielles (fonction *Ordisurf*, package *vegan* v. 2.4-6). Elle retranscrit la distribution du gradient latéral à l'échelle du site du pont de la République.

3. Résultats par axe : dynamique temporelle, hétérogénéité spatiale et aspects conservatoires sur la retenue, nouveaux habitats d'interface du fleuve

3.1 Dynamique temporelle des espèces colonisatrices et successions écologiques

Objet d'étude : Suivi du site du pont de la République suite aux baisses de niveau de 2015 et 2017

Echelle temporelle : interannuelle (juillet 2015 – juillet 2017)

Hypothèses :

- Maintien d'un couvert dense dans le temps avec la stabilisation des conditions du milieu (suppression du marnage) (Orr & Stanley, 2006).
- Augmentation de la richesse et de la diversité selon la théorie des perturbations intermédiaires (Lenhart, 2000 ; Chabot, 2016) suite aux abaissements successifs
- Changements de la structure et de la composition végétale dans le temps : terrestrialisation (successions) avec l'ancienneté d'exondation des sédiments (Roiné & Boileau, 2017).

3.1.1 Evolution du recouvrement

Les deux campagnes de relevés effectuées sur le site du Pont de la République ont été précédées d'une baisse de niveau : d'1 mètre en novembre 2014, de 2 mètres à la mi-juin 2017. Pour mémoire, en 2015, la recolonisation des vases exondées a été extrêmement rapide, avec un couvert végétal de près de 100 % atteint en l'espace de quelques mois. Il s'est maintenu en 2017 malgré la nouvelle baisse de niveau. Mais, l'abaissement estival de 2017, plus proche du relevé, a engendré, cette année, un taux de recouvrement globalement inférieur sur les vases récemment exondées en comparaison aux sédiments anciennement exondés. La reprise y paraît toutefois plus rapide. Quelle que soit la date d'abaissement du niveau, à l'automne en 2014, en début d'été en 2017, la recolonisation a donc eu lieu continuellement.

3.1.2 Evolution des indices biologiques

La richesse spécifique et la diversité se sont également stabilisées entre 2015 et 2017. La nouvelle baisse de niveau de 2017 semble reproduire le même schéma de recolonisation, l'expression des mêmes espèces engendrant des richesses et diversités similaires. La vidange en cours atténue donc la temporalité du processus. Aussi, une analyse latérale selon la date d'exondation en 2017 aide à déceler les fines variations temporelles du site qui a une configuration atypique : les vases récemment exondées, milieux pionniers ouverts, sont plus riches et plus diverses.

3.1.3 Evolution de la composition

L'évolution de la composition floristique se poursuit entre 2015 et 2017, processus de terrestrialisation initié au cours de la saison en 2015 (disparition des espèces aquatiques entre mars et mai 2015 au profit des espèces pionnières terrestres en juillet 2015). Ainsi, en 2017, les espèces de communautés pionnières terrestres liées à l'agriculture (ex. renouée persicaire, *Persicaria maculosa* Gray) régressent tandis que des espèces de prairies inondables et de mégaphorbiaies typiques de berges (notamment, le jonc diffus, *Juncus effusus* L., la baldingère faux-roseau, *Phalaris arundinacea* L., et l'ortie dioïque, *Urtica dioica* L.) se développent. Ce phénomène est accentué en

2017 selon la date d'exondation des sédiments. Ainsi, les phénomènes de fermeture du milieu et de compétition n'interviennent que dans un second temps, lorsque les sédiments sont suffisamment ressuyés et déjà colonisés par les stades pionniers composés majoritairement d'espèces annuelles. Celles-ci vont ensuite être remplacées par des espèces caractéristiques de berges, et les premières espèces forestières, l'abaissement progressif du niveau accentuant la dimension sèche (Figure 4).

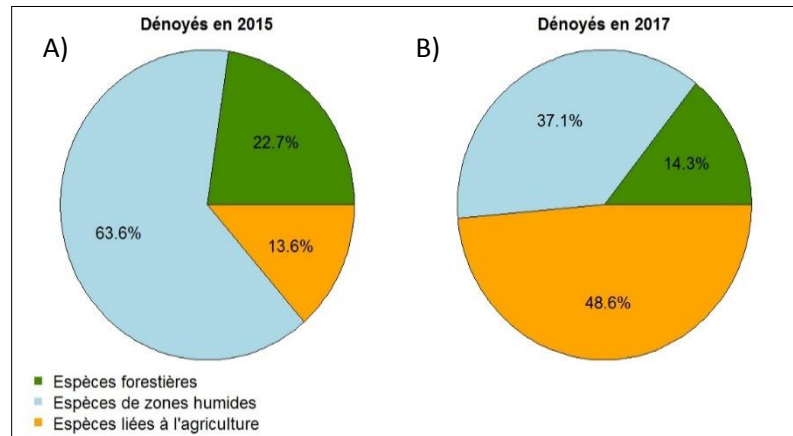


Figure 4 : Structure des communautés en 2017 : proportion des groupes écologiques selon la date d'exondation
A) : quadrats dénoyés en 2015, B) : quadrats dénoyés en 2017

Des tendances semblables régissent l'ensemble de la retenue sur les 8 stations communément prospectées en 2015 et 2017. Cependant, les analyses ciblées sur la date d'exondation y constituent bien un marqueur latéral, contrairement au site où la périodicité de la vidange masque la dynamique du patron spatial. En effet, les contextes sont plus divers et l'effort d'échantillonnage a été moindre sur la retenue. L'intérêt des deux échelles d'analyse prend là tout son sens.

Un réel potentiel de stabilisation des sédiments, effectif dès les premiers mois de la première saison de végétation, aussi bien en termes de couvert, que de diversité ou de successions et quelle que soit la date de l'abaissement initial, existe donc. Le risque d'érosion verticale semble ainsi toujours mineur, laissant envisager une protection durable du substrat dans le temps. Mais, son maintien en cas de gros épisodes pluvieux doit encore être vérifié au travers de l'étude des traits des espèces.

3.2 Diversité spatiale de réponses des communautés sur la retenue

Objets d'étude : Site du pont de la République et Retenue de Vezins

Echelles temporelles : état juillet 2017 et septembre 2017 (respectivement)

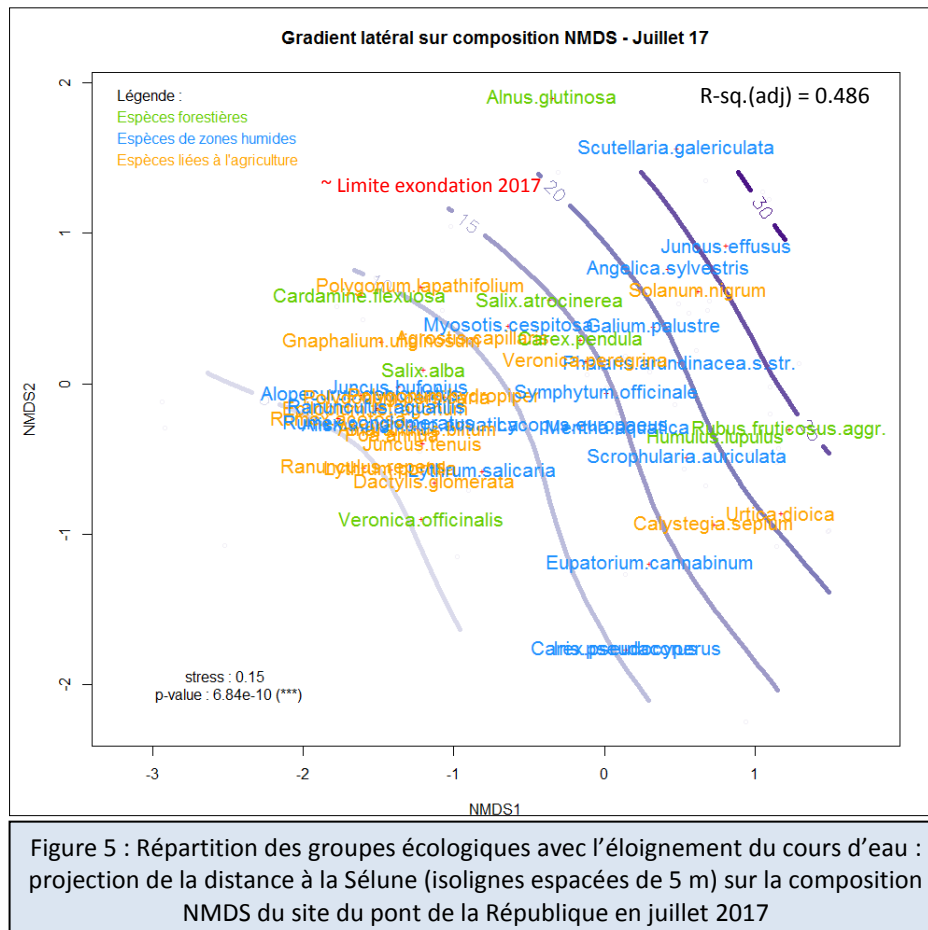
Hypothèses

- Présence d'une mosaïque d'habitats dont la répartition est liée à un effet site, à un gradient latéral, à un effet de seuil amont/aval dans la retenue, à un effet affluent et à une influence de la lisière (Orr & Stanley, 2006 ; Rohde & al., 2005 ; Nobis & al., 2017 ; Shafroth & al., 2002 ; Bång, 2007 ; Forget & al., 2013 ; Roiné & Boileau, 2017 ; Ramsey, 2014) :
 - Les communautés se stabilisent, se terrestrialisent et présentent un couvert plus important avec l'éloignement du cours d'eau, phénomène corrélé avec une perturbation et une alimentation en eau moindres.

- Les parcelles de queue de retenue, soumises à une dynamique courantologique supérieure et exposées à un nombre inférieur d'affluents directs, sont moins riches et moins diversifiées que les parcelles les plus en aval de la retenue où le dépôt de graines est plus conséquent. Par ailleurs, elles ont été dénoyées plus tôt. Moins récemment perturbées, elles ont été recolonisées les premières et se trouvent donc à un stade de succession avancé (moins de pionnières, moins de sol nu).
- Les stations situées aux embouchures des affluents directs reçoivent des graines (et sédiments) transportées par le biais des affluents en provenance de l'amont du bassin versant de ces affluents. Elles sont moins recouvertes, les perturbations y étant plus fréquentes (dépôts). Mais, elles sont plus riches et plus diversifiées (apport de graines) et hébergent davantage d'adventices et de rudérales en provenance du paysage agricole environnant que celles situées sur les rives de la Sélune.
- La lisière arborée du lac, source de propagules de ligneux, influence le processus de recolonisation.

3.2.1 Gradient latéral à l'échelle du site

Comme observé en 2015 sur le site du pont de la République, en 2017, les espèces sont toujours distribuées selon un gradient latéral, fonction de la distance perpendiculaire au cours d'eau. Les espèces pionnières – adventices et rudérales – colonisent les sédiments situés à proximité immédiate du lit, jusqu'à une bonne dizaine de mètres, seuil à partir duquel elles laissent progressivement la place aux espèces typiques des berges (Figure 5).



La baisse de niveau qui a précédé le relevé a probablement engendré cette « stratification » des communautés puisque la même limite de 15 m correspond approximativement à la limite entre sédiments selon la date de dénoiyement. La dimension temporelle du gradient latéral fait donc bien partie de la spécificité du site comme le montraient déjà les résultats de la première partie.

3.2.2 Gradient latéral à l'échelle de la retenue

Une analyse selon la date d'exondation des sédiments prospectés en 2017, présentée ci-après, révèle l'influence de l'éloignement du cours d'eau sur la distribution des communautés.

3.2.2.1 *Comparaison du recouvrement selon la distance latérale*

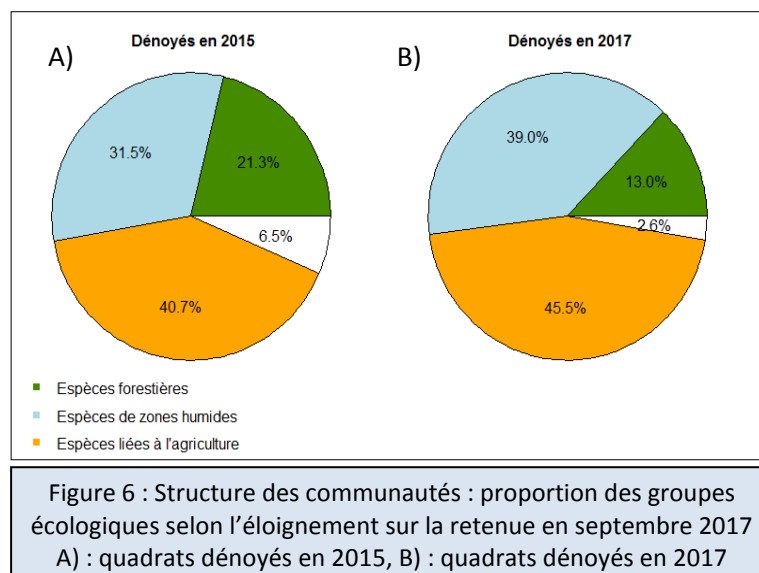
Les sédiments les plus anciennement dénoyés, donc les plus éloignés du lit, sont davantage recouverts que les sédiments attenants (respectivement, médianes de 70 % et 50 % de recouvrement). Cela va dans le sens de l'évolution des milieux et des observations faites sur le site du pont de la République, bien que la variabilité soit grande sur un même type de sédiments.

3.2.2.2 *Comparaison des indices biologiques selon la distance latérale*

Les vases les plus éloignées du lit sont plus riches et plus diversifiées que les plus proches. La tendance qui se dégage de la comparaison des indicateurs biologiques est donc inverse à celle régissant les sédiments du site du pont de la République. Sa configuration particulière et l'échelle de l'échantillonnage sont ainsi davantage propices à capturer les fines variations temporelles.

3.2.2.3 *Comparaison de la composition selon la distance latérale*

La quasi-totalité des espèces présentes sur les sédiments proches du lit du fleuve est également présente sur les sédiments les plus éloignés qui s'enrichissent en espèces auxiliaires. La structure des deux types de sédiments est similaire, hormis une proportion légèrement supérieure en espèces forestières sur les sédiments les plus éloignés du lit (Figure 6).



3.2.2.4 *Comparaison de la hauteur moyenne selon la distance latérale*

La hauteur moyenne évolue dans le même sens que le recouvrement et les successions en fonction de la distance latérale : la végétation est plus haute sur les sédiments anciennement dénoyés.

3.2.3 Hétérogénéité amont/aval à l'échelle de la retenue

Les analyses de 2015 cibléées sur la distance des stations à l'amont de la source de la Sélune, calculée en km, ont révélé l'existence d'une hétérogénéité longitudinale en termes de recouvrement et de composition, en juin et septembre, au niveau du pont de la République. Sur cette base, les 13 sites visités en 2017 ont été scindés selon leur position amont (5) / aval (8) au sein de la retenue, de part et d'autre du pont de la République (Figure 7), afin d'approfondir l'analyse du gradient longitudinal.



Figure 7 : Position amont/aval des stations prospectées en septembre 2017 à l'échelle de la retenue

3.2.3.1 Comparaison du taux de recouvrement amont/aval dans la retenue

Les stations situées à l'aval de la retenue ont un taux de recouvrement variable, mais, inférieur à celui des stations amont de la retenue, comme cela avait été observé en 2015. Cela peut s'expliquer par le dénoisement légèrement plus tardif à l'aval de la retenue qui a induit un retard sur le plan de la recolonisation.

3.2.3.2 Comparaison des indices biologiques amont/aval dans la retenue

La richesse moyenne et la diversité sont similaires, mais surtout très variables, à l'amont et à l'aval de la retenue. Le nombre différent de stations dans chaque groupe (5 à l'amont contre 8 à l'aval de la retenue) a pu influencer ces résultats, de même que l'hétérogénéité des stations à l'échelle de la retenue.

3.2.3.3 Comparaison de la composition amont/aval dans la retenue

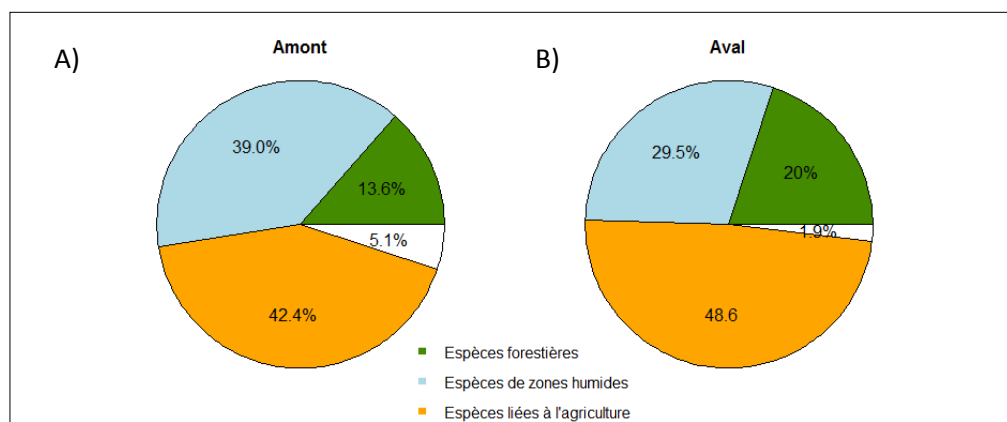


Figure 8 : Structure des communautés : proportion de chacun des groupes écologiques selon la position amont/aval sur la retenue (sept. 17)

A) : stations situées à l'amont de la retenue, B) : stations situées à l'aval de la retenue

La composition floristique diverge partiellement entre l'amont et l'aval de la retenue en septembre 2017. Un pool d'espèces est partagé, principalement les plus fréquentes. La structure globale est ainsi similaire à l'amont et l'aval de la retenue, traduisant un schéma de recolonisation semblable. Mais, le léger décalage temporel des successions se traduit par le développement d'espèces caractéristiques des berges, qui remplacent les espèces liées à l'agriculture, à l'amont (Figure 8).

3.2.3.4 Comparaison de la hauteur moyenne amont/aval dans la retenue

Ce même retard est visible en comparant la hauteur moyenne de la végétation, supérieure à l'amont.

3.2.4 Effet affluent à l'échelle de la retenue

Au total, 5 stations situées aux embouchures d'affluents directs de la Sélune ont été prospectées et comparées aux 13 représentant les rives de la Sélune (Figure 1). Les affluents concernés sont de longueur variable : 2,6 km pour Gontrais (= fossé des Esnaudières) ; 2.3 km pour le fossé de la Ville ; 480 m pour celui de la Poissonnière ; 14.6 km pour le Lair et 4.3 km pour l'Isolant (SANDRE, 2014).

3.2.4.1 Comparaison du taux de recouvrement affluents / rives Sélune

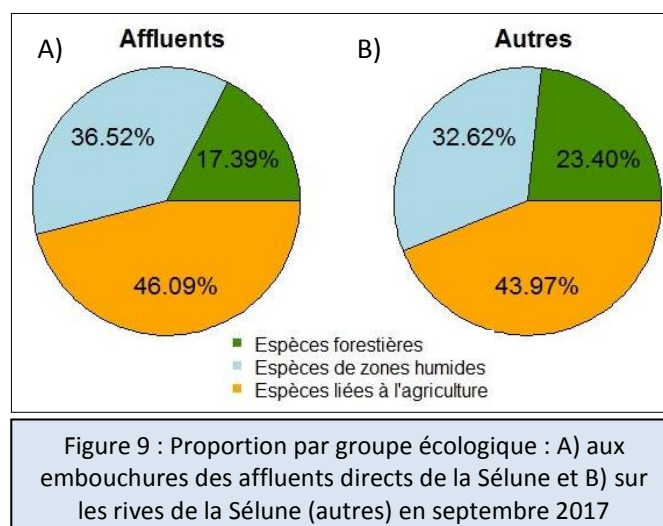
Les stations situées aux embouchures des affluents présentent un taux de recouvrement variable et inférieur à celui des stations situées sur les rives, la grande majorité étant totalement recouverte.

3.2.4.2 Comparaison des indices biologiques affluents / rives Sélune

Les stations situées aux embouchures des affluents sont en moyenne plus riches et plus diversifiées que les stations situées sur les rives de la Sélune. Ces effets micro-locaux résultent probablement des dynamiques hydrologiques (sédimentation plus importante et perturbations régulières aux embouchures, à relier avec la théorie des perturbations intermédiaires) et paysagères (transport de graines en provenance du paysage environnant via les affluents).

3.2.4.3 Comparaison de la composition affluents / rives Sélune

Le nombre d'espèces partagées est important entre embouchures d'affluents directs et rives de la Sélune. En effet, la composition des rives englobe celle des embouchures des affluents et les 26 espèces les plus fréquentes (> 20 occurrences) sont présentes aux deux endroits.



La contribution des affluents sur la composition des communautés est ainsi peu marquée : ils hébergeraient un peu plus d'espèces liées à l'agriculture, notamment rudérales et adventices de cultures dont le nombre moyen est significativement supérieur aux embouchures, et un peu moins d'espèces forestières en proportion (Figure 9). Cette différenciation intervient au niveau des espèces auxiliaires.

L'effet affluent n'est donc pas clair, mais le fonctionnement semble quelque peu différent à l'embouchure des affluents directs que sur les rives de la Sélune. L'effort d'échantillonnage mériterait d'être augmenté au niveau des embouchures des affluents pour renforcer la comparaison.

3.2.5 Influence de la lisière

Au total, 27 espèces de ligneux ont été recensées dans les quadrats et dans la lisière en septembre 2017 : 19 taxons indigènes et 8 exotiques dont 1 espèce invasive, l'arbre aux papillons, *Buddleja davidii* Franch. Ces espèces non natives (érable sycomore, cytise aubour, pin sylvestre, laurier-palme, sapins, thuyas et spartier à tige de jonc) proviennent probablement des jardins environnants. Parmi les indigènes, 5 sont caractéristiques des zones humides du bassin Seine-Normandie : *Alnus glutinosa*, *Betula pubescens*, *Salix alba*, *Salix atrocinerea* et *Salix x rubens* (Douville & al., 2016).

13 de ces arbres étaient présents dans les quadrats et 18 en lisière. Mais, seules 4 sont communes aux deux secteurs, soit à peine 15 % des 27 espèces : l'aulne glutineux, le saule roux, le frêne élevé et l'ajonc (Figure 10), dont les 3 premières sont typiques des milieux rivulaires (Roiné & Boileau, 2017). Dans au moins un des quadrats, on retrouve en moyenne, 1,33 (+/- 1.0) espèces de ces ligneux de la lisière.

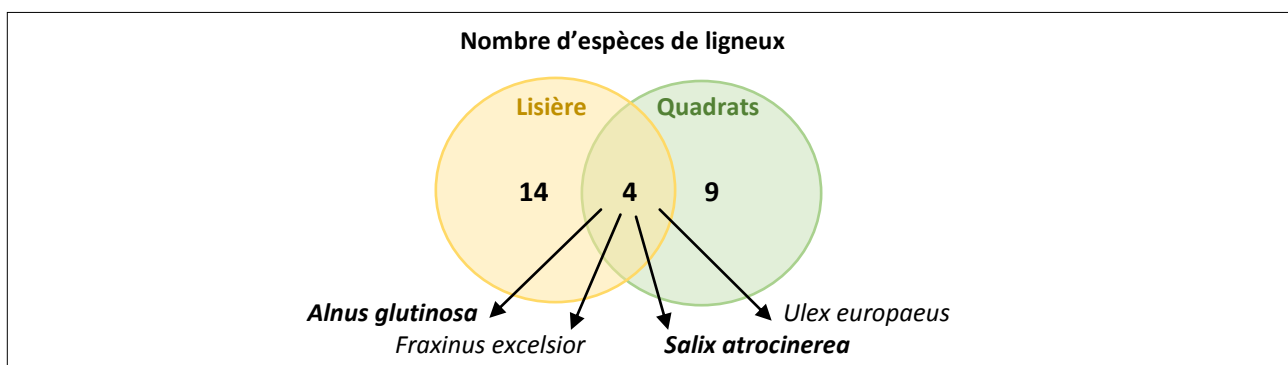


Figure 10 : Nombre d'espèces de ligneux de la lisière et des quadrats à l'échelle de la retenue (sept. 2017)

Deux des espèces partagées sont parmi les plus fréquentes par site – *i.e.* dans au moins 1 des quadrats et plus de 17 % des sites ou dans la lisière de plus de 45 % des sites : ***Alnus glutinosa*** (67 % des sites au regard des quadrats, 72 % au regard des lisières) et ***Salix atrocinerea*** (respectivement 44 % et 94 % des sites). Mais, leur fréquence ne s'élève qu'à 11 % et 16 % des 174 quadrats respectivement, avec des recouvrements moyens mineurs, de 2,4 % et 1,3 %. Dans la lisière, deux autres espèces, non retrouvées dans les quadrats puisque caractéristiques des stades de succession ultérieurs, font également partie des plus fréquentes : *Castanea sativa* (83 % des sites) et *Quercus*

robur (89 % des sites). Ces observations reflètent bien la succession écologique. En effet, les ligneux, s'ils s'implantent dès le départ, voient leur richesse spécifique doubler après 3 années suivant l'abaissement et ne prennent leur essor qu'après 5 années, maximum de développement de la strate herbacée, jusqu'à colonisation quasi-totale de l'espace qui peut prendre plusieurs décennies (Forget & al., 2013 ; Roiné & Boileau, 2017 ; Orr & Stanley, 2006 ; Ramsey, 2014). Par ailleurs, un suivi après restauration écologique passive de petits ruisseaux de tête de bassin-versant situés à quelques kilomètres a montré l'expression d'espèces et réponses semblables (Forget & al., 2013).

Le recrutement des ligneux est donc effectif, et la lisière semble en être une source de propagules supplémentaires à la banque de graines du sol qui participe à la recolonisation spontanée des vases. Cette influence, qui sera *a priori* plus marquée dans le futur, mériterait d'être suivie.

3.3 Conservation des espèces et milieux

Objets d'étude : Site du pont de la République et Retenue de Veziins

Echelle temporelle : état 2017

Hypothèses

- Absence des espèces invasives les plus problématiques de Basse-Normandie.
- Recolonisation surtout par des espèces indigènes deux ans après le début de la vidange.
- Persistance de certaines populations d'espèces rares dont les habitats propices ont profité cette année d'un « marnage » lié à la vidange, faute de marnage hydroélectrique.
- Disparition des habitats favorables aux espèces rares avec le remaniement des sédiments et la déconnexion totale de la nappe.

3.3.1 Espèces invasives

Deux ans après le début des travaux, aucune nouvelle espèce invasive statuée comme parmi « les plus problématiques en Basse-Normandie » par Waymel & al. (2016) n'a été observée.

Seule **1 « invasive avérée »** est implantée sur la retenue, la **balsamine de l'Himalaya**, *Impatiens glandulifera* Royle. Sa présence en queue de retenue est signalée depuis 2011/2012, date de l'étude d'impacts (Waymel, comm. pers.). Le 29 août 2017, 11 pieds ont été décomptés hors quadrats, tout en amont de la retenue, à la Morerie (48.573040, - 1.115103). Inscrite sur la liste des espèces prioritaires en matière de lutte, des campagnes d'arrachage sont mises en place, en amont du Pont de la République, par l'équipe saisonnière de la « Brigade préventive de gestion des espèces exotiques envahissantes » du Conservatoire d'espaces naturels Normandie Ouest (CEN) depuis 2015, sur demande du maître d'ouvrage. Bien que l'indice de présence de la balsamine (nombre de pieds/m²) soit très faible, sa banque de graines a pu être remontée, et son implantation pourrait être facilitée, sur les zones à nu remodelées (Chouanneau & al., 2018). La surveillance et le contrôle de la dissémination de cette néophyte hydrochore, problématique dans les zones humides où elle peut former des peuplements monospécifiques denses, doivent donc se poursuivre (Waymel & Zambettakis, *in prep.*).

Ont été recensées, **2 « invasives potentielles »** :

- L'**arbre aux papillons**, *Buddleja davidii* Franch, dont quelques jeunes pousses ont été observées à Petites Bruyères.
- L'**herbe de la pampa**, *Cortaderia selloana* (Schult. & Schult. f.) Asch. & Graebn. Plusieurs larges touffes ont été observées à Féburon, hors quadrats. Pour l'heure, les travaux de gestion sédimentaire effectués à l'automne 2017 ont détruit les plants. Mais, une surveillance est de mise, cette néophyte envahissante étant implantée dans de proches jardins de particuliers.

Un total de **5 « invasives à surveiller »** a été observé plus ou moins régulièrement :

- L'**onagre bisannuelle**, *Oenothera biennis* L. : quelques pieds en lisière (hors quadrats) à Poissonnière et aux Petites Bruyères.
- La **vergerette du Canada**, *Conyza canadensis* L., a été rencontrée fréquemment.
- Le **jonc fin**, *Juncus tenuis* Willd., était également assez fréquent.
- Le **millet des rizières**, *Panicum dichotomiflorum* Michx., relevé ponctuellement à la Ville et à Barbotière, mais, un peu plus fréquent à Garlière, avec des recouvrements qui restent faibles.
- La **véronique voyageuse**, *Veronica peregrina* L., aux individus isolés vus à trois reprises : Site du pont de la République, Lair et Petites Bruyères.

3.3.2 Espèces exotiques

Sur les 154 taxons déterminés au niveau de l'espèce (4 identifiés au niveau de la famille – mais distincts de toutes les autres espèces rencontrées, 1 sous-espèce et 2 hybrides exclus) lors des relevés par quadrats de juillet et septembre 2017, seuls 8 ne sont pas indigènes en Basse-Normandie, soit 5 % des espèces inventoriées. Mises à part les **5 espèces néophytes envahissantes précitées** présentes dans les quadrats (*i.e.* sans compter l'onagre, la balsamine et l'herbe de la pampa), il s'agit de l'**amarante blette**, *Amaranthus blitum* L., l'**oxalide corniculée**, *Oxalis corniculata* L. et le **trèfle hybride**, *Trifolium hybridum* L., l'indigénat des deux premières étant estimé incertain (Bousquet & al., 2015). Mais, ces espèces étaient ponctuelles et non dominantes dans les relevés. De même, les 8 taxons ligneux non-natifs implantés en lisière ne colonisent pas actuellement les sédiments.

La retenue de Vezins est ainsi largement et densément recolonisée par des taxons indigènes, même sur les rives remaniées constituée de sédiments provenant du fond. Cependant, certains taxons natifs peuvent être tout aussi compétiteurs envers d'autres indigènes, tels l'ortie et la baldingère faux-roseau. Sur sols hyper-eutrophes, une situation d'exclusion compétitive peut apparaître, lorsqu'ils co-dominent notamment, pouvant influencer sur l'évolution du milieu (Rebele, 2001).

3.3.3 Espèces rares protégées ou patrimoniales

Aucune espèce relevée ne dispose d'une protection nationale au regard de l'Arrêté du 20 janvier 1982 fixant la liste des espèces végétales protégées sur l'ensemble du territoire (Annexes I et II).

En revanche, **3 espèces rares et protégées en Basse-Normandie** sont connues dans la retenue (Figure 11) : la **limoselle aquatique**, *Limosella aquatica* L. – référencée dès 2006 aux abords du Pont de la République (Waymel & Zambettakis, *in prep.*), le **scirpe à inflorescence ovoïde**, *Eleocharis ovata* (Roth) Roem. & Schult et la **léersie faux-riz**, *Leersia oryzoides* (L.) Sw. Les deux premières sont considérées comme vulnérables, la troisième, quasi menacée (Bousquet & al., 2015). Sont également observées, **3 autres espèces à fort intérêt patrimonial** : le **scirpe épingle**, *Eleocharis acicularis* (L.) Roem. & Schult, la **menthe pouliot**, *Mentha pulegium* L., quasi-menacés, et l'**élatine à six étamines**, *Elatine hexandra* (Lapierre) DC., vulnérable (Bousquet & al., 2015).

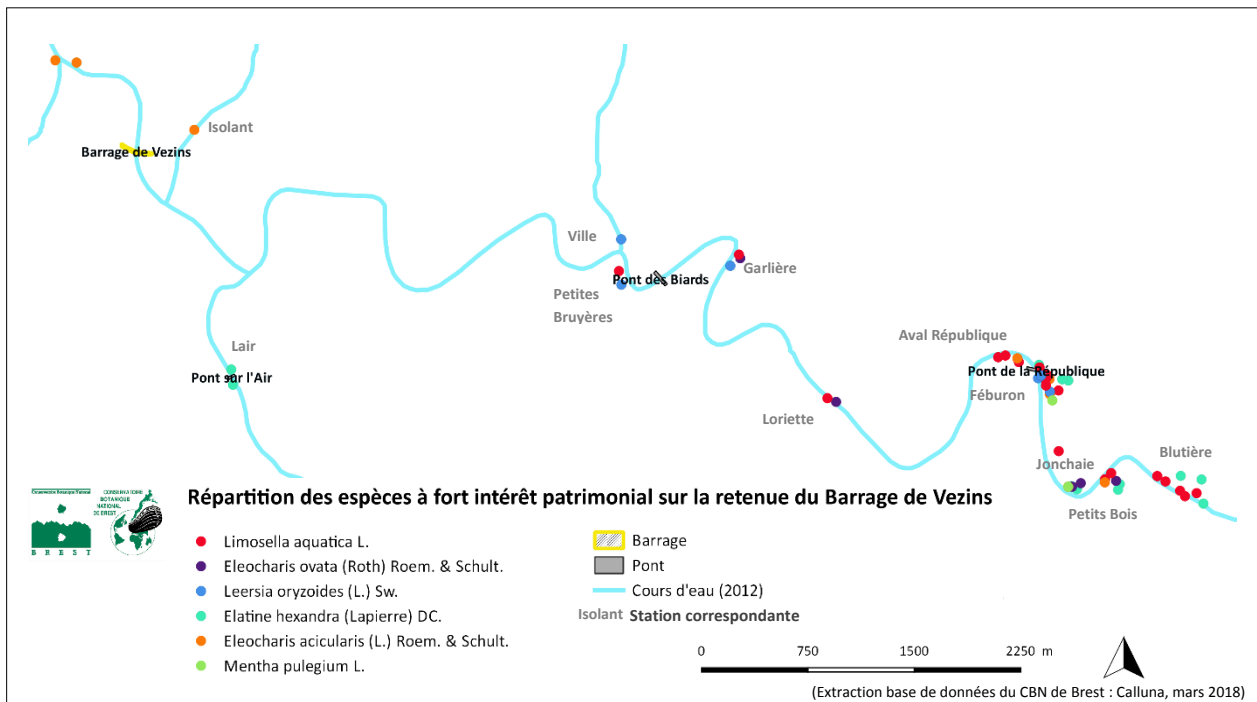


Figure 11 : Répartition des 6 espèces à fort intérêt patrimonial sur la retenue de Vezins entre 1993 et 2017

Leur écologie étant liée à une inondation temporaire au cours de l'année, elles sont menacées par l'arrêt de la gestion hydraulique des barrages et par la modification / disparition de leurs habitats induite par les travaux. Leur état de conservation sur les berges de la Sélune semble moyen à mauvais, même s'il est difficile d'envisager précisément leur devenir à long terme tant que les végétations se trouvent dans un stade transitoire et que les conditions écologiques des milieux ne sont pas stables (Waymel & Zambettakis, *in prep.*). Aussi, la limoselle aquatique est suivie par le Conservatoire botanique national de Brest (CBN de Brest) depuis 2015 dans le cadre des mesures compensatoires de l'intervention. La récolte de graines réalisée par le CBN de Brest en 2015, dont la réimplantation ultérieure n'est pas précisée du fait qu'aucun site local adapté n'ait été mis en lumière, a été complétée par la mise en œuvre d'un plan de conservation de l'espèce au niveau régional pour protection et renforcement de l'espèce, en cours de rédaction (Waymel & Zambettakis, *in prep.*).

Par ailleurs, la ZNIEFF de type I Berges de la Sélune au pont de la République (n° 250020233), déclarée comme « seule station du département de la Manche de la limoselle aquatique » et où « sont également présentent [...] pour la première fois dans le département de la Manche », les 5

autres espèces patrimoniales, a été créée en 2016 (Salvini, 2017). Cependant, ce secteur a été fortement impacté par les opérations de 2017. Seuls la limoselle aquatique, la léersie faux-riz et le scirpe à inflorescence ovoïde ont été vus ponctuellement lors des relevés en cours de travaux (sur les portions non impactées). Et, à la fin de l'automne 2017, les deux rives, en amont et en aval du pont, ont été totalement remodelées. Le devenir de ces populations est donc incertain.

En 2017, des populations de ces 6 espèces à fort intérêt patrimonial ont été recensées à 1 ou plusieurs reprises sur 1 ou plusieurs station(s) (Tableau 1). La plupart du temps, elles s'expriment de manière isolée et sporadique, à deux exceptions près. Les limoselles se sont pleinement développées sur les dépôts remaniés de Blutière et Barbotière, quelques semaines seulement après le talutage des berges. Par ailleurs, la station de Lorette semble propice aux plantes rares cette année. La limoselle aquatique, le scirpe à inflorescence ovoïde et la léersie faux-riz y ont été observées conjointement et avec un recouvrement assez important. Ce site a fait l'objet d'un seul élargissement du lit mineur, ses rives non finalement pas été remaniées, et il doit en principe rester intacte par la suite.

Tableau 1 : Localités des 6 espèces à fort intérêt patrimonial et date de recensement en 2017

	P. Bruyères 48.573584, -1.187294	Ville 48.574969, -1.186836	Garlière 48.573614, - 1.175807	Lorette 48.565583, -1.166472	Gontrais 48.564708, - 1.165049	Féburon 48.567651, -1.146672	Pont Répu. RD 48.559883, -1.125061	Blutière 48.561407, - 1.134421	Morerie 48.573040, -1.115103
<i>E. hexandra</i>					19/10/17				
<i>E. acicularis</i>		6/07/17			19/10/17				
<i>E. ovata</i>			14/09/17	6/09/17					
<i>L. orizoides</i>	6/09/17	7/09/17	14/09/17	6/09/17 13/09/17 19/10/17	13/09/17 19/10/17	29/08/17	6/09/17	20/10/17	
<i>L. aquatica</i>	12/07/17		14/09/17	6/09/17 13/09/17 19/10/17	13/09/17 19/10/17			29/08/17 14/09/17 20/10/17	
<i>M. pulegium</i>									29/08/17

De plus, l'apparition de mares « naturelles », probablement liées aux anciennes sources, sur les talus de la Blutière (Figure12), pourrait être une opportunité de compensation écologique de la perte de ces espèces à fort intérêt patrimonial au sein même de la vallée, méritant une étude de faisabilité. D'autres secteurs potentiellement favorables, comme la nouvelle zone d'interface au niveau des eaux, soumise aux aléas climatiques et variations saisonnières, pourraient également être recherchés.



Figure 12 : Mares "naturelles" se formant au sommet des dépôts remaniés de la Blutière

La lathrée clandestine, *Lathraea clandestina* L., est une autre espèce protégée en Basse-Normandie et vulnérable (VU), qui avait été inventoriée en 2015 en face de l'embouchure du Vaux Roux, sur la rive droite de la Sélune. Cette station n'a pas été reinspectée en 2017. Elle n'a pas été vue ailleurs sur la retenue en 2017 lors des relevés effectués sur les autres stations. Mais, ceux-ci ont eu lieu après sa période de floraison – de mars à mai en Basse-Normandie (Provost, 1998). C'est une plante parasite qui vit sur les racines d'arbres tels que les peupliers, les aulnes et les saules (Provost, 1998). Aussi, avec l'évolution des milieux dénoyés vers des formations arborées rivulaires, des habitats potentiels vont peut-être apparaître pour ce taxon.

3.4 Habitats d'interface des nouvelles berges du fleuve : premières réponses sur sédiments remaniés

Objet d'étude : queue de retenue en travaux en 2017

Echelle temporelle : état octobre 2017

Sites d'étude : 5 stations retravaillées en 2017 par un seul élargissement du lit ou par un élargissement combiné à un remaniement des berges (Figure 13). A noter, que les rives de Féburon ont par la suite été retravaillées, à la fin de l'automne 2017.

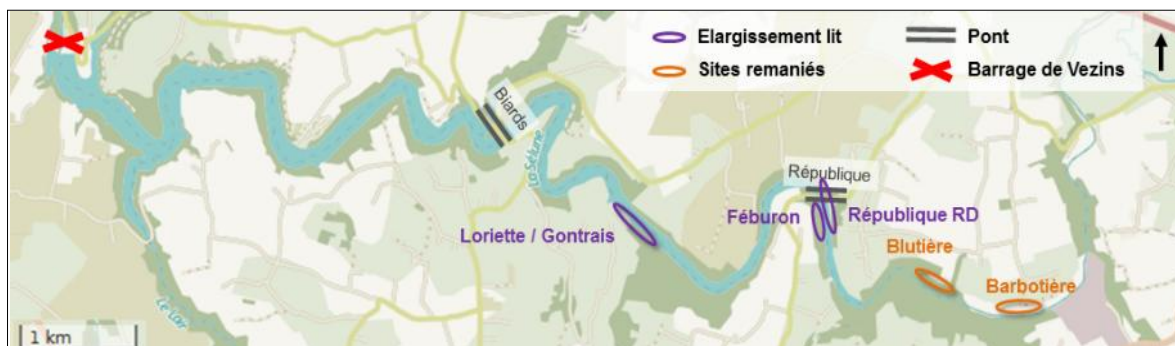


Figure 13 : Localisation des sites retravaillés, par un seul élargissement du lit ou par un élargissement combiné à un remaniement des berges, prospectés en octobre 2017

Objectif : analyser de manière préfiguratrice la pertinence de la mise en place d'un Observatoire de la Revégétalisation des rives de la Sélune en Ecologie de la Restauration (ORSER).

Cet observatoire scientifique de la dynamique de recolonisation à long terme permettra de déterminer si la renaturation passive de la vallée est envisageable ou non pour le maintien des sédiments remaniés, en tenant en compte des nouveaux usages du territoire.

Hypothèses validant la pertinence de la mise en place du dispositif

- Recolonisation spontanée des sédiments remaniés très rapide
- Variabilité intersites due à la différence de traitements (remaniement ou non), au contexte local (paysage environnant, positionnement dans la vallée, etc.)
- Variabilité latérale intra-site : bandes de végétation homogènes comme témoins de l'exondation progressive et de l'éloignement du lit

- Variabilité longitudinale intra-site : divergence partielle de la composition entre répliques (au sein d'une même bande) due à la microtopographie

Observateurs : Morgane Pronost et Yoann Oury, dans le cadre d'un Projet d'ingénieurs de Master 2 de l'option Préservation et Aménagement des Milieux – Ecologie Quantitative d'Agrocampus Ouest (35), ont participé à la conduite de ce volet. Leurs résultats ont été repris et adaptés.

3.4.1 Premières réponses observées

3.4.1.1 *Recolonisation des sédiments*

Depuis les prémices des travaux de gestion sédimentaire, en 2015, la végétation et les milieux sont en constante évolution sous l'influence de paramètres abiotiques changeants. Actuellement, le fleuve reprend progressivement son cours naturel en méandres, façonné par des débits hivernaux importants à l'hiver 2017, processus qui va se poursuivre. La microtopographie et le profil des dépôts pourront en être impactés localement et avoir un effet en retour sur les communautés.

Ce phénomène s'est accompagné d'une reprise de végétation très rapide sur les dépôts remaniés (Figure14), laissant envisager des possibilités de restauration écologique passive méritant d'être suivie. En effet, la banque de graines est également viable, riche et réactive sur ces dépôts. Leur potentiel de germination paraît élevé, malgré leur provenance (fond du lit resté inondé depuis la création des barrages) et le compactage induit par les travaux. Ces tendances confirment les observations faites en 2015 et en 2017.

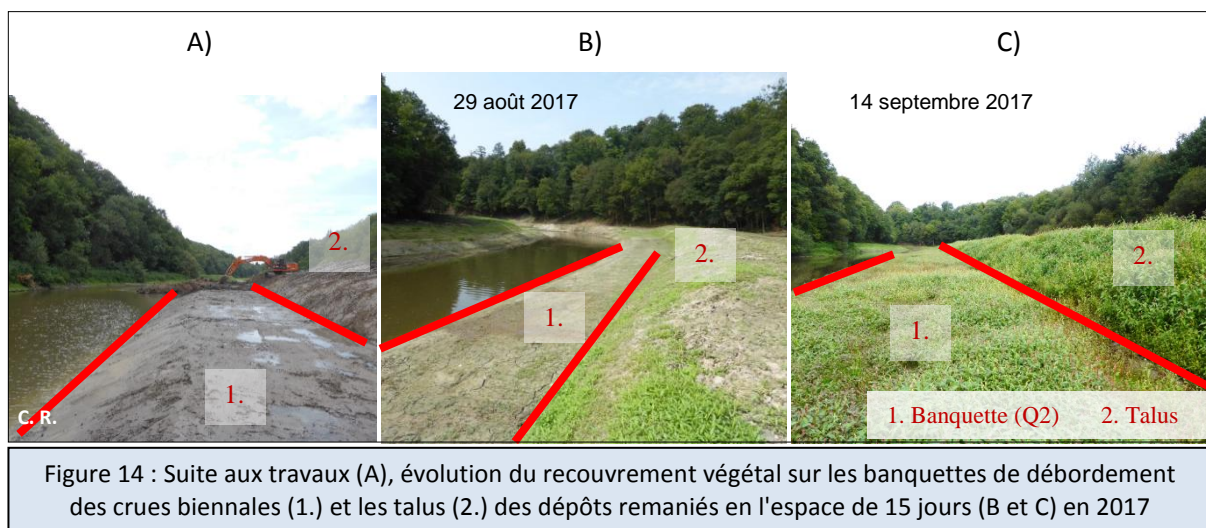


Figure 14 : Suite aux travaux (A), évolution du recouvrement végétal sur les banquettes de débordement des crues biennales (1.) et les talus (2.) des dépôts remaniés en l'espace de 15 jours (B et C) en 2017

3.4.1.2 *Variabilité intersites*

Les stations sont relativement similaires du point de vue de la richesse spécifique et de la composition. Mais, une certaine divergence existe. Du point de vue de la composition, les deux sites remaniés, Blutière et Barbotière, présentent une végétation homogène semblable entre eux, mais différente de celles des autres sites prospectés en septembre 2017. Blutière, accueillant des mares « naturelles », présente ainsi une particularité supplémentaire. Par ailleurs, ils font tous deux partie des rares sites où aucun ligneux n'a été observé dans les quadrats. Il serait ainsi intéressant d'étudier l'influence de la compaction des sédiments sur le recrutement des ligneux.

3.4.1.3 Variabilité latérale intra-site

La richesse spécifique moyenne diffère entre bandes sur les sites où seul le lit a été élargi, en lien avec la vitesse d'exondation (gradient d'humidité et « âge » des bandes). En revanche, elle est similaire entre bandes sur les 2 sites où les sédiments ont subi un remodelage total (Blutière et Barbotière). Sur le plan de la composition, les bandes présentent chacune une part d'espèces propres, celles de Blutière et de Barbotière étant, pour la raison mentionnée ci-dessus, les plus similaires entre elles.

3.4.1.4 Variabilité longitudinale intra-site

De la même manière, la richesse spécifique varie longitudinalement entre répliques, hormis à Blutière et Barbotière, et la composition de chaque réplique d'une même bande se distingue en partie, probablement en lien avec la microtopographie.

3.4.2 Définition d'un protocole pour la mise en place de l'observatoire ORSER

Des variations, plus ou moins légères, entre stations, bandes et répliques ont ainsi été mises en lumière aussi bien par les analyses effectuées à l'échelle de la retenue (3.2) que par l'analyse préfiguratrice conduite dans le cadre d'un projet d'ingénieurs de Master 2 d'Agrocampus Ouest (3.4.1). Aussi, la mise en place d'un Observatoire de la Revégétalisation des rives de la Sélune en Ecologie de la Restauration (ORSER) semble pertinente pour suivre la dynamique de recolonisation à long terme. Un protocole a donc été défini en 2017, dans le cadre du même projet d'ingénieurs, de manière à retranscrire la diversité des contextes sur sédiments remaniés et non remaniés.

3.4.2.1 Prospections sur le terrain

L'observatoire sera adapté au déroulement des travaux planifiés en 2018 et prendra en compte l'embouchure de l'Yvrande, dès ressuyage des sédiments accumulés dans les casiers. Il sera mis en place en 2019, après une troisième année d'acquisition de données, en 2018, qui permettra de préciser les tendances observées. Un jeu de données enrichi *ante* arasement sera ainsi disponible, ce qui est essentiel pour l'évaluation du succès de restauration dans le cadre de suivis à long terme. Des **sites témoins** situés dans ou hors la retenue mais non impactés par les travaux et un **site de référence** situé hors retenue et dans des conditions proches des conditions naturelles seront inclus, comme préconisé (Rohde & al., 2015 ; Martinez-Fernandez & al., 2017). Ils ont été repérés sur photographie aérienne et seront validés sur le terrain dès le printemps 2018.

Globalement, le principe d'échantillonnage reste le même que pour les relevés 2015 et 2017 (Figure 2), pour comparaison ultérieure des données. Cependant, l'effort d'échantillonnage sera supérieur, sur le modèle des inventaires du site, afin d'augmenter les surfaces relevées : **6 transects** perpendiculaires à la Sélune par site, positionnés selon les variations longitudinales apparentes, en respectant un espacement suffisant (> 50 m). Leur piquetage et leur cartographie faciliteront le suivi à long terme. Les prospections auront lieu **1 fois par an, en septembre** (sauf site du **pont de la République**, en **juillet**), idéalement jusqu'à stabilisation des milieux.

Par ailleurs, toutes les **mares** de Blutière seront géolocalisées avec un GPS et mesurées (plus grandes largeur et longueur, hauteur d'eau, distance latérale à la Sélune). Des relevés en présence /

absence seront réalisés afin de vérifier leur rôle vis-à-vis des 6 espèces patrimoniales ciblées. Mais, celles-ci devraient s'eutrophiser rapidement avec la compétition et en l'absence de marnage. Elles seront prospectées au mois de **juillet** également, en pleine période de végétation et pendant la période de floraison de 5 des espèces patrimoniales (sauf *Leersia orizoides* : août à septembre) (Provost, 1998).

Des **relevés pédologiques** sont planifiés pour le printemps 2018 dans le cadre de l'encadrement d'un projet d'ingénieurs de Master 1 d'Agrocampus Ouest. Des variables telles que pH, texture, granulométrie, teneur en matière organique, humidité, température ou encore compaction pourront être mises en relation avec l'étude de la végétation. Outre mieux comprendre les variations spatiales observées, cela fournira des critères supplémentaires pour définir les sites cibles de l'observatoire.

3.4.2.2 Imageries aériennes

En complément, de nouvelles données de type LIDAR terrestre et images drone pourront être acquises dans le cadre de ce suivi à long terme, toujours, respectivement, dans l'optique de fournir des indicateurs de statuts des ripisylves et de suivre la dynamique de recolonisation (couverture végétale), mais aussi, l'évolution morphologique du cours d'eau. L'établissement d'une cartographie de la végétation par photo-interprétation à partir des images issues des vols drone complétera le suivi. La dynamique de restauration des sites concernés sera ainsi mieux appréhendée.

4. Conclusion & perspectives : vers un observatoire de recherche pour la gestion

Au regard de la rapidité et de l'organisation du processus de recolonisation au sein de la retenue, nos résultats suggèrent une opportunité de restauration écologique passive des nouvelles berges du fleuve Sélune. En effet, les premiers ligneux s'implantent et les herbacées semblent capables d'assurer le rôle de maintien, aussi bien sur les berges restées intactes que sur les sédiments remaniés. Prévues au printemps 2018, l'analyse des traits fonctionnels des espèces, marqueurs de leur capacité à couvrir et maintenir les sédiments exondés exposés à l'érosion, associée à l'analyse des variables environnementales, le confirmera ou non.

Les résultats obtenus suggèrent la pertinence de mettre en place un Observatoire de la Revégétalisation des rives de la Sélune en Ecologie de la Restauration (ORSER). En poursuivant le suivi actuel et en se focalisant sur les futurs habitats d'interface des berges grâce à ce dispositif de recherche pour la gestion, nous pourrions prédire la mosaïque d'habitats (modèle), classer les enjeux de restauration écologique de façon spatialisée, et donc, fournir un appui scientifique aux gestionnaires de la nouvelle vallée, en fonction des usages attendus.

Volet 1 / Tâche 2 – Suivi des changements en termes de ripisylve et de paysages riverains à l'échelle du réseau hydrographique

Cartographie d'indicateurs de restauration des ripisylves par télédétection

Rédaction : Marianne Laslier & Simon Dufour, UMR LETG-RENNES-Costel.

Thèse de Marianne Laslier

1. Introduction : vers un suivi à long terme des ripisylves en contexte de restauration

Les travaux présentés dans la section précédente se sont concentrés sur l'étude de la réponse à court terme de la végétation à l'abaissement progressif du niveau d'eau dans le lac de retenue de Vezins. Ces résultats sont en continuité directe avec les travaux présentés dans les rapports des années précédentes. Ces études sont fondamentales, mais elles ne prennent en compte qu'une partie des enjeux de la restauration à long terme de la vallée, et notamment, pas la reconnexion entre les parties amont, lac, et aval de la Sélune. Or, le suivi à long terme des opérations de restauration sur le système riparien-rivulaire dans son ensemble est présenté comme fondamental pour attester de la réussite du projet de restauration (Gonzalez & al., 2015 ; Morandi & al., 2016).

Le développement d'indicateurs de suivi à long terme apparaît alors comme crucial à la fois après un événement de restauration afin d'évaluer le succès de celle-ci, mais aussi dans un cadre plus général de caractérisation des zones riveraines. Parmi les outils permettant de produire des indicateurs pertinents à des échelles spatio-temporelles appropriées, la télédétection et ses dérivés (photo-interprétation et photogrammétrie) sont décrits par Gonzalez & al. (2017) comme très prometteurs. En effet, ces techniques permettent de cartographier facilement et sur de larges échelles spatiales, la végétation. Par ailleurs, le développement de nouveaux capteurs à de meilleures résolutions spatiales (cm) et temporelles (journalières, mensuelles) permet de produire de plus en plus facilement des cartes précises ainsi que de décrire des phénomènes dynamiques.

Les données de télédétection ont montré leur intérêt pour spatialiser des indicateurs de restauration des cours d'eau (Carbonneau & Piégay 2012). Cependant, selon l'échelle et les objectifs considérés, les solutions de télédétection sont différentes. Les données passives ont été utiles pour identifier des types de végétation particuliers (Hervouet, 2011 ; Tormos, 2011 ; Michez, 2016), tandis que les données actives se sont révélées être utiles pour identifier des structures de végétation (Riedler, 2015 ; Johansen, 2010 ; Forzieri, 2010 ; Townsend, 2001). Les données LiDAR présentent en particulier un grand potentiel pour l'extraction d'indicateurs structuraux des ripisylves, comme la biomasse, la stratification ou même certaines espèces. Les données drones ont quant à elles un grand intérêt pour étudier des dynamiques temporelles de végétation à l'échelle locale. Après avoir analysé la contribution des données drones (*cf.* rapport d'activités 2016), l'année 2017 a été consacrée à l'analyse de l'apport des données LiDAR pour le suivi d'indicateur de la ripisylve.

L'avènement des données 3D LiDAR a largement impacté l'étude des systèmes forestiers, et par conséquent l'étude des ripisylves. Ce type de données a en effet permis de cartographier finement

des indicateurs sur la structure des peuplements boisés sur de larges échelles. Malgré leur coût élevé, de nombreux programmes européens ont investi dans cette technologie pour couvrir de larges zones : par exemple la couverture du littoral français LITTO 3D par l'Institut Géographique National (IGN) ou la totalité du territoire belge. Cependant, la revue de littérature présentée ici a montré que ces données semblaient être généralement sous-exploitées car peu d'études analysent l'information présente dans le nuage de points en lui-même, et encore moins le retour d'onde complet. Ainsi, si la production et l'analyse de modèles de canopée ou de modèle d'élévation semblent être opérationnelles et si cette compétence paraît être transférable aux gestionnaires, il n'en va pas de même avec le traitement du nuage de point et des ondes complètes, dont l'efficacité nécessite encore d'être évaluée.

2. Matériel et méthodes : croisement de données botaniques et LiDAR pour la cartographie d'indicateurs de suivi

Le principe général de la thèse s'appuie sur la mise en relation de données botaniques acquises sur le terrain avec des données de télédétection. L'objectif étant de prédire les données acquises sur le terrain à partir des données de télédétection afin de réaliser des cartographies. La prédiction des données botaniques par les données de télédétection a été réalisée à partir de modèles statistiques de type régressions dans le cas de données continues, ou de classifications dans le cas de données discrètes.

2.1 Données

2.1.1 Données botaniques

Des relevés ont été réalisés sur les boisements à l'échelle du cours d'eau en été 2016 et 2017. Au total 170 points d'observation correspondant à 170 arbres ont été inventoriés et géoréférencés à l'aide d'un DGPS TRIMBLE GEO XT le long du cours d'eau sur 8 sites (Figure 1). Les sites ont été choisis par rapport à leur accessibilité, leur variété et leur couverture par l'acquisition LiDAR à 350 m. Ainsi les 8 sites se répartissent en 3 sites de forêt alluviale, 2 sites d'alignement d'arbres (haies rivulaires, plantations de peupliers), et de 3 sites de forêt de versant (Figure 1). Pour chaque arbre, différentes variables permettant de caractériser l'état du boisement ont été mesurées : essence, densités de strate herbacée et strate arbustive (en trois classes : faible, moyen, fort), diamètre dans deux directions (parallèle et perpendiculaire au cours d'eau), nombre de troncs ont été recensés et statut de l'arbre (dominant, co-dominant, dominé) (Tableau 1). L'essence permet entre autres de rendre compte de la diversité spécifique du boisement. Les densités de strates herbacées et arbustives rendent compte de la stratification verticale du boisement. Le statut de l'arbre rend compte de la stratification horizontale du boisement. Le nombre de troncs donne une indication du type de gestion appliqué sur les boisements : taille en cépée ou non. Enfin, les diamètres mesurés ont été utilisés à la fois pour donner une indication de symétrie de l'arbre, et pour permettre une meilleure segmentation manuelle de l'image des arbres à partir du modèle de canopée issu des données LiDAR (Tableau 1). Les espèces majoritaires des strates herbacées et

arbustives ont été, de plus, recensées. Enfin, un schéma général de l'arbre a été réalisé afin d'avoir une idée générale du port de l'arbre.

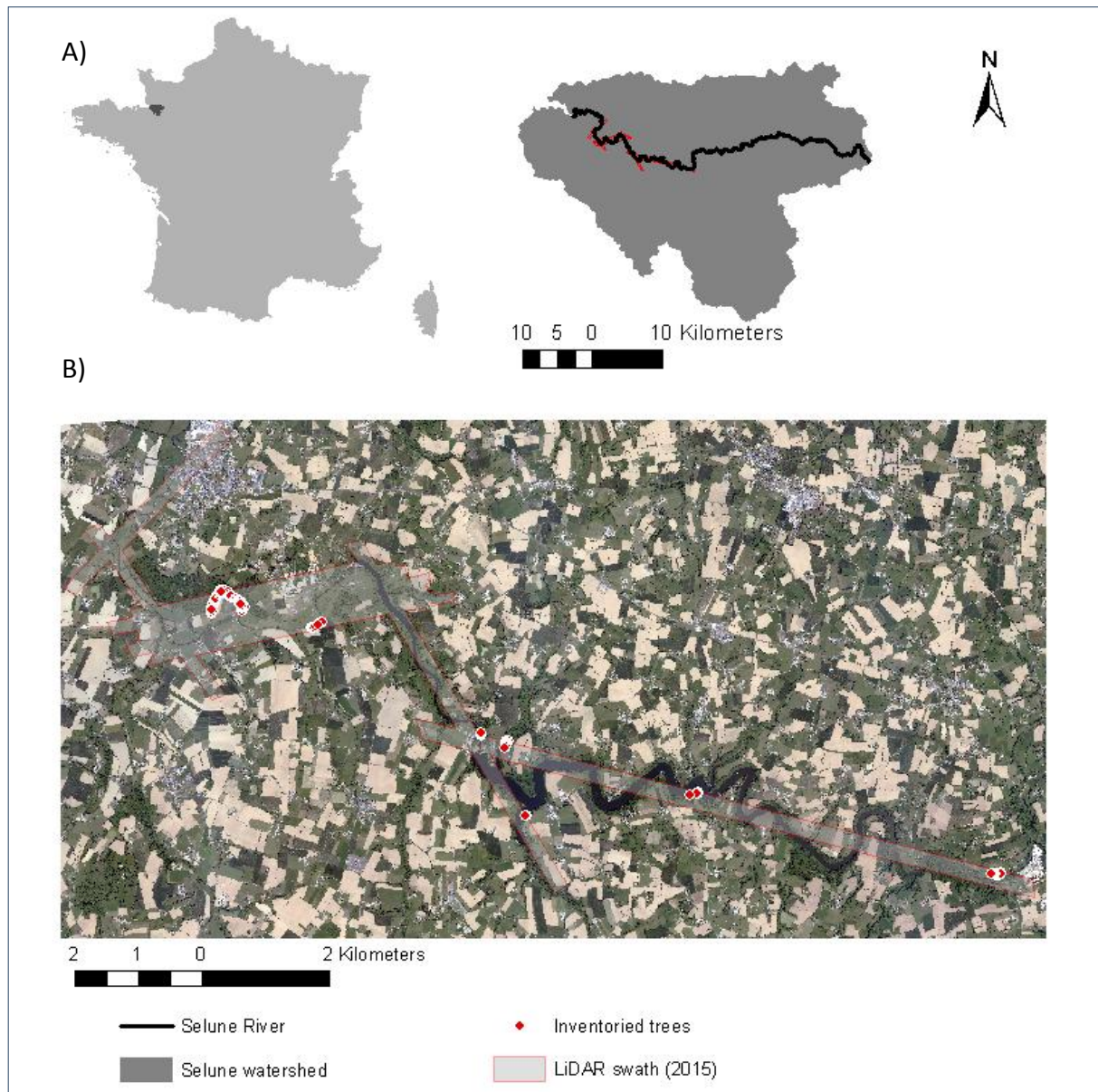


Figure 1 : Localisation des arbres inventoriés à l'échelle du bassin versant de la Sélune (A) et à l'échelle du tronçon par rapport à la trace des vols LiDAR (B)

Tableau 1 : Variables inventoriées pour chaque arbre et nombre d'arbres associé par espèce

Variable		Nombre d'arbres inventoriés
Espèce	chêne	20
	saule	14
	aulne	28
	frêne	19
	peuplier	31
	châtaignier	21
	hêtre	21
	tilleul	15
Nombre de troncs	moins de 2	147
	plus de 2	23
Densité de strate arbustive	faible	116
	moyenne	30
	forte	24
Densité de strate herbacée	faible	80
	moyenne	69
	forte	21
Statut	dominant	25
	co-dominant	124
	dominé	21
Dissymétrie	symétrique	130
	asymétrique	40

2.1.2 Données LiDAR

Deux vols LiDAR ont été acquis sur la Sélune en juin 2015 et janvier 2017. Le LiDAR utilisé pour ces vols est un système Titan, produit par la société *Teledyne Optech* (Canada) et acquis en 2015 par un consortium entre l'Observatoire des Sciences de l'Univers de Rennes (OSUR), l'Observatoire des Sciences de l'Univers de Nantes (OSUNA) et la société *Fit Conseil*. Il s'agit du deuxième capteur de ce type produit dans le monde, et son originalité réside dans son caractère multispectral (3 canaux dont un bathymétrique) et *full wave form* (Lague, 2016).

Les deux vols ont été planifiés afin de répondre aux objectifs de deux volets du programme scientifique « Sélune ». Le premier objectif vient de la part de l'équipe de recherche « dynamiques fluviales » et consiste à estimer la bathymétrie du fond de la Sélune (Lague, 2016). Le second objectif vient de la part de l'équipe « ripisylve et paysage » (projet Sérilage) et se rallie aux objectifs de la thèse : il vise notamment à évaluer la technologie LiDAR pour l'étude et la gestion des peuplements ripariens.

Pour répondre à ces objectifs distincts, deux altitudes de vol ont été appliquées sur un même suivi. Une trace à 350m de haut a été réalisée en se focalisant sur le cours d'eau et la partie aval des barrages. Une seconde trace a été réalisée à 1100m de haut se focalisant sur la retenue du barrage de Vezins. Le même plan de vol a été appliqué pour les deux dates de suivi, résultant dans des traces similaires aux deux dates. A chaque date, les canaux du proche infrarouge (PIR) et du vert ont été enregistrés en nuage de points (représentation discrète). Les travaux présentés dans cette section ont été réalisés uniquement à partir des données enregistrées à 350 m d'altitude (Tableau 2).

Tableau 2 : Caractéristiques des vols LiDAR réalisés en 2015 et 2017 sur la Sélune

Paramètre	Vol 2015	Vol 2017
Date	08/06	24/01
Heure	08h49	05h36
Altitudes (m)	350	350
	1100	1100
Canaux	Proche infrarouge : 1064 nm	
	Vert : 532 nm	
Nombre de lignes de vol	12+2	12+2
Fréquence de tir (PRF)	200 kHz	200 KHz
Angle de tir (°)	Nadir (vert), 7° (PIR)	Nadir (vert), 7° (PIR)
Densité de points (pt/m ²)	60 (350m), 10 (1100m)	60 (350m), 10 (1100m)

2.2 Méthodologie

Au total, 8 indicateurs permettant de caractériser les boisements ripariens de la Sélune ont été cartographiés (Tableau 3). Deux types de classification ont été réalisés : dans un premier temps, des classifications d'espèces à l'échelle de l'arbre ont été réalisées, puis dans un second temps des cartographies d'espèces et de fonctions à l'échelle du pixel ont été réalisées.

Tableau 3 : Indicateurs de statut cartographiés à l'aide des données LiDAR, fonction(s) potentielle(s) et méthodes d'estimation et de validation associées

Indicateur	Fonction potentielle	Méthode d'estimation		Méthode de validation
Hauteur de canopée moyenne	Richesse spécifique (Naiman 2005 ; Pollock 1998)	CHM ¹	Directe	Altitude validée avec des données Tachéomètre.
Variabilité de hauteur de canopée		CHM ¹		
Structure verticale du boisement	Diversité d'habitats	Ecart-type de la hauteur des points		
Aire de boisement au-dessus de l'eau	Ombrage, régulation de la température de l'eau	Aire de végétation		
Volume de boisement au-dessus de l'eau		Aire*hauteur		
Espèces principales	Biodiversité	Classification supervisée	Indirecte	Données terrain
Densité de strate	<1m : Régulations des crues, stabilisation des sédiments	Classification supervisée		
	>1m : Régulations des crues, habitat	Classification supervisée		
Nombre de troncs	Régulation des crues	Classification supervisée		

1 : CHM= Modèle Numérique de Hauteur

2.2.1 Classifications à l'échelle de l'arbre

Les arbres inventoriés ont été délimités manuellement à l'aide du Modèle Numérique de Hauteur (MNH) dérivé des données LiDAR de 2015 et 2017 dans le logiciel *ArcGis*. Les nuages de points de chaque arbre aux deux dates ont ensuite été extraits et normalisés par rapport au sol à l'aide du logiciel *LASTOOLS*. Pour chaque arbre, une série de variables caractérisant la morphologie et la structure interne des arbres a été calculée dans le logiciel *Matlab* (Tableau 4).

Ces variables ont été utilisées dans un algorithme de classification de type *Support Vector Machine* pour classer les 8 espèces majoritaires observées sur la Sélune. Un algorithme de sélection de modèle, de type *Feature Selection Model* (FSM) a permis pour chaque classification d'identifier les variables d'intérêt. Trois classifications ont été réalisées pour tester l'apport de chaque date d'acquisition (2015 et 2017) : une classification avec uniquement les données d'été 2015, une avec uniquement les données de l'hiver 2017, et enfin une avec l'ensemble des deux jeux de données.

Tableau 4 : Variables calculées à l'échelle de l'arbre : type, définition et variable

Type de variable	Définition	Variable
Morphologique	Hauteur	H
	Diamètre	D
	Aire	A
	Volume	V
	Dissymétrie	Di
	Ratio Volume / Diamètre	V/D
	Ratio Diamètre / Hauteur	D/H
	Ratio Volume/ Hauteur	V/H
Structure interne	<i>Leaf penetration index</i> ¹	LPI
	<i>Leaf area index</i> ²	LAI
	Pénétration du signal	P
	Moyenne du nombre de retours	Mean_N
	Ecart-type du nombre de retours	SD_N
	Moyenne de la densité de points	Mean_D
	Variance de la densité de points	Var_D
	<i>Skewness</i> de la densité de points	Sk_D
	<i>Kurtosis</i> de la densité de points	Kt_D
Différence été/hiver	Différence	<i>metric_{diff}</i>
	Différence normalisée	<i>metric_{norm_diff}</i>

1 : LPI : Indice de pénétration des feuilles. 2 : LAI : Indice de Surface foliaire spécifique

2.2.2 Cartographies à l'échelle du pixel

2.2.2.1 Classifications

Une partie de ces variables a été aussi calculée sur l'ensemble de la trace, dans des fenêtres de 1 m². Ces variables ont été utilisées dans un algorithme de classification de type *Random Forest* sous R pour classer les espèces majoritaires observées, le type de gestion (cépée ou non), la densité de strate herbacée et la densité de strate arbustive.

2.2.2.2 Autres indicateurs de fonction

En plus de ces classifications, des cartes représentant d'autres fonctions de la ripisylve ont été produites à partir des données LIDAR de 2015 et 2017 sur l'ensemble de la trace à 350 m. La surface et le volume de boisement au-dessus du cours d'eau, la variabilité des hauteurs de

canopée et la structure verticale des boisements ont été ainsi cartographiés. Afin d'analyser la variation longitudinale de ces indicateurs, les valeurs moyennes des indicateurs ont été calculées dans des tronçons de 50m le long de la zone riparienne.

3. Résultats : précision de cartographie et analyse longitudinale des indicateurs

3.1 Classification à l'échelle de l'arbre

A l'échelle de l'arbre, il a été possible de classer les quatre espèces principales avec une précision globale de 77.3%. Les 8 espèces principales ont été classées avec une précision globale de 52,5%. A l'échelle de l'arbre, la combinaison des jeux de données été et hiver permet d'augmenter sensiblement la précision des classifications d'espèces (de 14% comparé au jeu de données hiver, et de 8 % comparé au jeu de données été). Les variables retenues transcrivent à la fois la morphologie des arbres (Hauteur, ratios complémentarité des données été et hiver) et l'intérêt de dériver des variables de morphologie externe et de structure interne (Tableau 5).

Tableau 5 : Variables retenues dans les sélections de modèles pour les 3 classifications : été (2015), hiver (2017), et été + hiver (2015-2017)

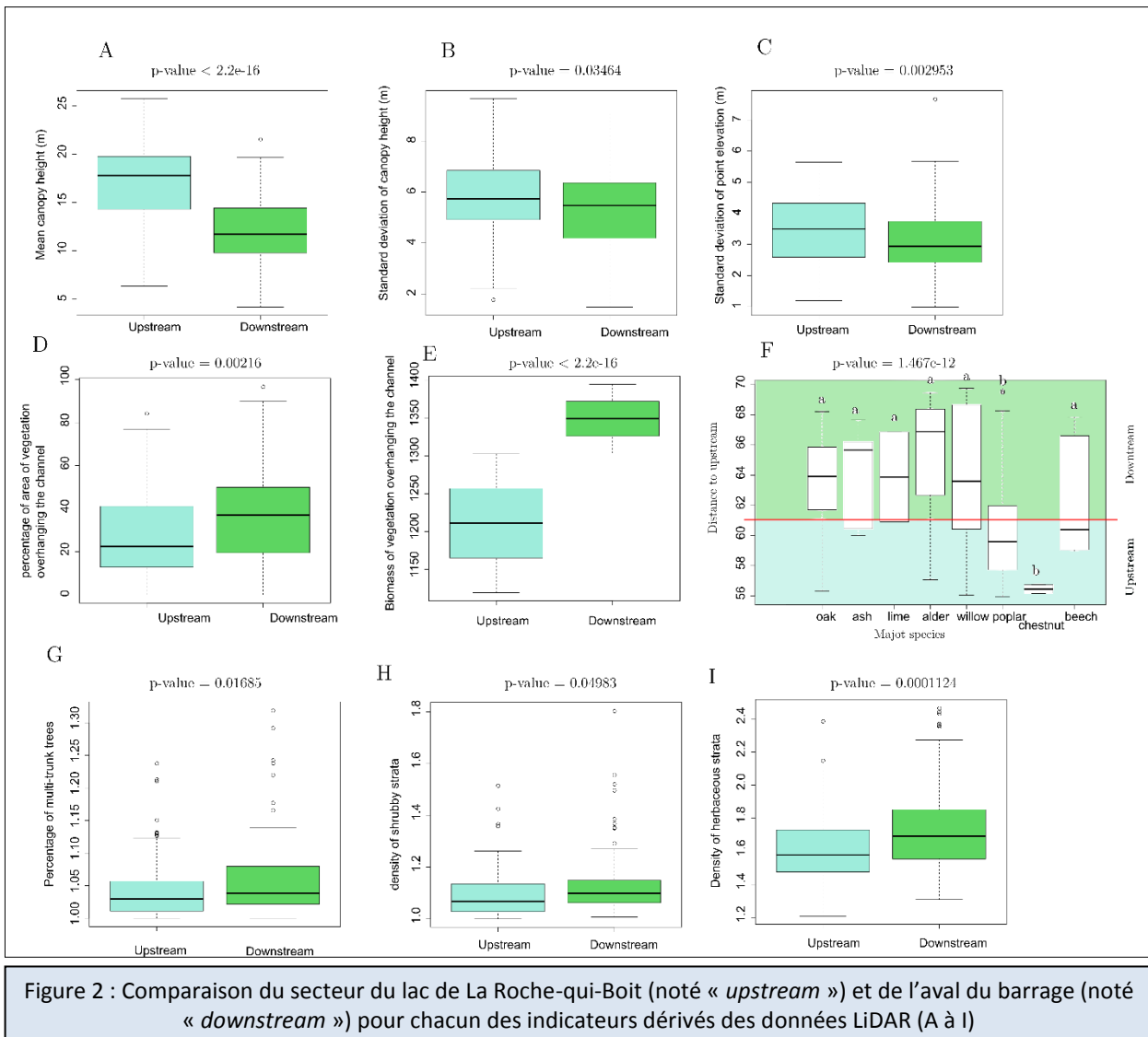
Jeu de données	2015 : été	2017 : hiver	2015-2017 été + hiver
Variables retenues	H ₂₀₁₅	H ₂₀₁₇	H ₂₀₁₅
	A ₂₀₁₅	A ₂₀₁₇	Mean_N ₂₀₁₅
	D ₂₀₁₅	D ₂₀₁₇	LPI ₂₀₁₅
	Di ₂₀₁₅	V/H ₂₀₁₇	D/H ₂₀₁₇
	V/D ₂₀₁₅	V/D ₂₀₁₇	SD_N ₂₀₁₇
	P ₂₀₁₅	LAI ₂₀₁₇	Var_D ₂₀₁₇
			P _{norm_diff}

3.2 Cartographies à l'échelle du pixel

Les classifications *Random Forest* à l'échelle du pixel ont permis de classer les 8 espèces principales avec une précision globale de 67 %, les densités de strates herbacées et arbustives avec des précisions de 73 et 78 % respectivement, et enfin le nombre de troncs avec une précision globale de 88 %.

L'analyse longitudinale des indicateurs révèle des différences entre le secteur du lac de La Roche-qui-Boit (noté « *upstream* ») et l'aval du barrage (« noté *downstream* ») (Figure 2). Le lac de retenue enregistre des hauteurs de canopées plus importantes qu'à l'aval du barrage (Figure 2A), mais les structures verticale et horizontale restent les mêmes (Figures 2B et C). La formation du lac de retenue entraîne logiquement une diminution nette de la surface et de la biomasse de végétation recouvrant le cours d'eau (Figures 2D et E). De plus, le secteur des lacs est plus riche en peupliers, hêtres et châtaigniers, tandis que le secteur aval du barrage semble plutôt composé de

chênes, de saules et d'aulnes (Figure 2F). Aucune différence de densité de strate ou de type de gestion n'est observée entre l'amont et l'aval du barrage (Figures 2G, H, I).



4. Discussion : deux sous-secteurs différents, dans la retenue et à l'aval des barrages

Les résultats de cette étude montrent l'intérêt des données LiDAR pour la cartographie d'indicateurs de statut des ripisylves. Cette étude a ainsi révélé l'intérêt de dériver des variables de morphologie externe, de structure interne, à la fois à l'échelle de l'arbre et à l'échelle du pixel. De plus, l'étude à l'échelle de l'arbre a montré la complémentarité des données d'été, plus précises pour dériver des variables morphologiques, et des données d'hiver, plus précises pour dériver des variables de structure interne. Les espèces majoritaires de la Sélune ont ainsi pu être identifiées avec des précisions globales autour de 0,7.

Parmi les indicateurs produits, certains n'utilisent qu'un modèle numérique de hauteur (MNH). C'est le cas de la surface et de la biomasse au-dessus du cours d'eau. Aujourd'hui, les campagnes LiDAR peuvent fournir à la fois les nuages de points bruts, mais aussi les modèles de surface,

d'élévation et de canopée. Il est alors très facile d'extraire cette variable d'ombrage sans connaissance de traitement de nuage 3D au préalable. Le développement de cet indicateur semble tout à fait opérationnel et pourrait être facilement produit par des gestionnaires. Au contraire, la cartographie d'espèces nécessite le traitement des nuages de points en 3Dimensions pour obtenir des résultats concluants. L'utilisation des données FWF pourrait affiner encore plus l'analyse de la structure 3D des boisements ripariens et permettre d'améliorer encore la qualité des classifications.

L'analyse longitudinale a montré une forte variabilité des indicateurs étudiés entre la retenue du barrage de la Roche qui Boit et la zone aval du barrage. Cependant, la comparaison amont/aval du barrage masque des différences de paysage observées le long de la Sélune. En effet la zone des lacs correspond à une zone encaissée recouverte d'une forêt de versant tandis que la partie aval du barrage se compose d'alignements d'arbres et d'une forêt alluviale préservée : le Bois d'Ardennes. Il conviendrait donc de poursuivre les analyses en prenant en compte à la fois la position longitudinale (amont et aval des barrages) mais aussi le type de végétation observé (forêt de versant, alignements, forêt alluviale).

Enfin, les cartographies ayant été produites avant l'arasement complet du barrage, on peut considérer que ces variables correspondent à un état zéro avant arasement. Il reste donc à suivre l'évolution de ces indicateurs après arasement. En toute logique, les différences observées devraient s'amoinrir au fur et à mesure de la reconnexion de la partie des lacs avec les parties amont et aval de la Sélune.

Volet 2. Suivi des changements dans les interactions entre zone riparienne, paysages et systèmes agricoles des fonds de vallée aux versants.

Le travail réalisé en 2017 pour ce volet fait suite à ce qui a été initié en 2015. Pour rappel, 9 paysages de 1 km² (1 km x 1 km) ont été sélectionnés tout au long de la Sélune : 3 dans la zone Aval, 3 dans la zone amont et 3 dans la zone des lacs (Figure 1). Ces "sites-paysage" ont été positionnés de manière à ce que leur structure et leur composition soient représentatives des paysages de la zone (aval, lacs, amont) à laquelle ils appartiennent.

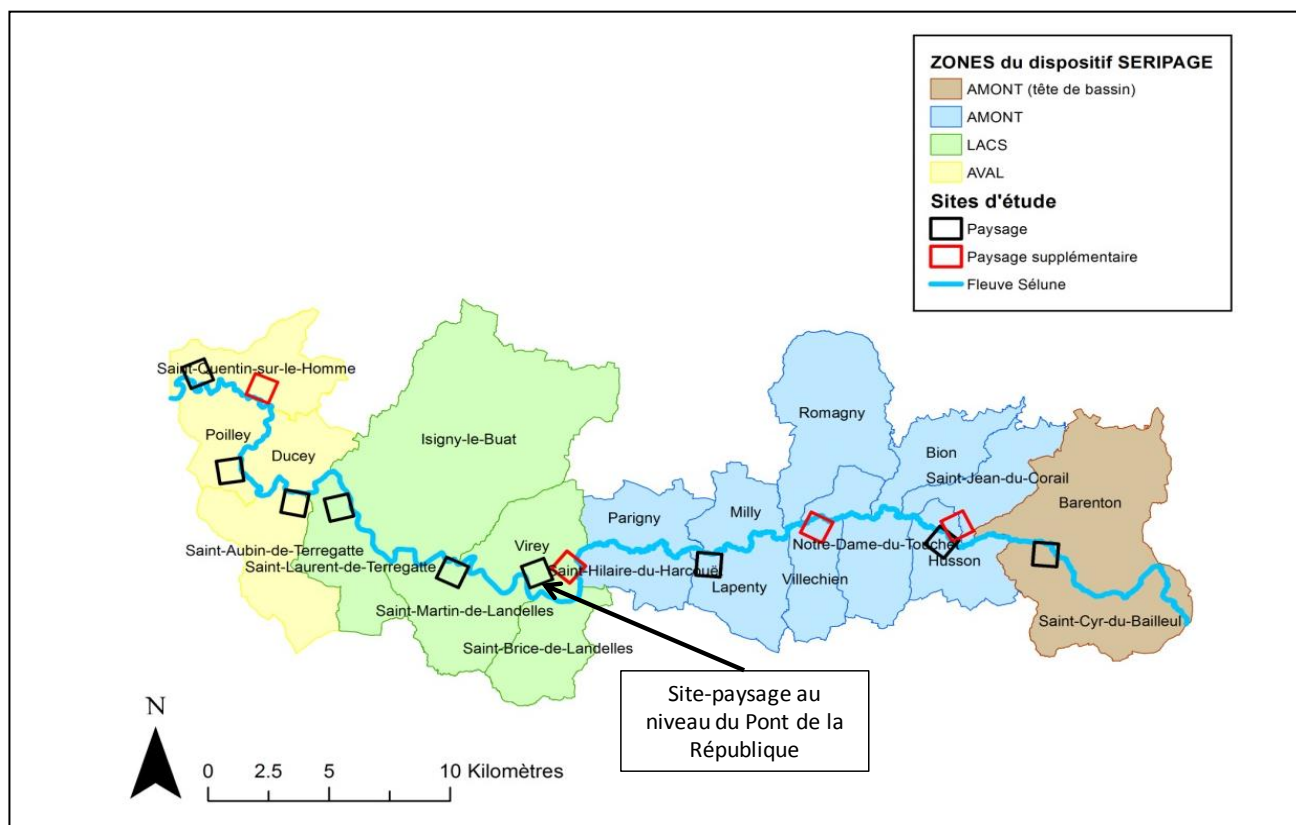


Figure 1 : Localisation des 9 sites-paysages de 1 km² échantillonnés (en noir) le long de la Sélune selon leur position (tête de bassin versant, amont, zone des lacs, aval)

En 2016, une parcelle de culture (blé) et deux parcelles de prairies ont été échantillonnées dans chaque site-paysage, sauf en cas d'impossibilité (2 cas). Lors de cet échantillonnage, les prairies étaient identifiées comme situées en fond de vallée lorsqu'elle jouxtait le cours d'eau. Nous avons sélectionné deux prairies de fond de vallée par site paysage dans les zones amont et aval des barrages (Figure 1).

Au total, 9 parcelles de cultures, 14 parcelles de prairies de versant et 20 de prairies de fond de vallée ont été prospectées.

Volet 2 / Tâche 1 – Evolution des systèmes agricoles des zones ripariennes aux paysages de versant

Rédaction : Lily Castay & Claudine Thenail, UMR BAGAP.

Projet d'ingénierie de Lily Castay.

1. Présentation générale des objectifs et protocole d'acquisition des données de l'étude portant sur la caractérisation des pratiques agricoles et la caractérisation simple des exploitations agricoles

1.1 Objectifs de l'étude de caractérisation des pratiques de gestion et de caractérisation simple de l'exploitation agricole

Premièrement, cette étude avait pour but de mettre en regard les modes de gestion des parcelles et la flore observée en 2016 sur les parcelles de culture, de prairie et bordures de champs, ainsi que la flore observée en (en lien avec la tâche 2 du volet 2) sur les prairies de fond de vallée réalisées en 2017. Cette étude a également apporté une validation et des éléments de contexte à la classification automatisée de l'occupation du sol des sites-paysagers (en lien avec la tâche 3 du volet 2) : les parcelles connues par enquêtes ont ainsi servi de référentiel pour la cartographie de la dynamique du changement du paysage.

En dernier lieu, la caractérisation des modes de gestion des parcelles et des systèmes d'exploitation par la réalisation d'enquêtes succinctes est une étape préalable à une seconde phase de l'étude qui vise à une description plus approfondie des exploitations agricoles (plus de détail sur ce sujet dans le paragraphe « Bilan et perspectives »). Dans cette optique, les enquêtes menés auprès des agriculteurs nous ont permis de i) construire une typologie des pratiques de gestion des parcelles (modes de gestion des prairies et systèmes de culture) qui formalise au mieux les différences de logiques entre les agriculteurs ; ii) comparer la gestion des parcelles en situation de versant et de fond de vallée, entre les différentes zones (amont/lac/aval) ; iii) comparer la gestion des parcelles en fonction des caractéristiques des exploitations agricoles.

1.2 Protocole d'acquisition des données

Nous avons choisis de mener des enquêtes auprès des agriculteurs. Cette enquête se voulait succincte et cherchait à récolter principalement des données quantitatives. L'enquête possédait deux grandes parties, la première traitant d'une présentation générale de l'exploitation. La deuxième consistait à décrire les pratiques agricoles dans les parcelles où ont été réalisés les relevés floristiques en 2017 et 2016 et de retracer l'historique de la parcelle sur les dix dernières années, en termes d'occupation du sol, de changement d'itinéraire technique et d'aménagement de la parcelle (pose de drains, arasement de haies, etc.).

Les pratiques ont été relevées sur les deux derniers cycles de culture/prairiaux, soit de septembre 2015 à août 2017. Ce choix méthodologique a été fait pour avoir davantage de recul sur les pratiques afin de bien capter tous les facteurs qui pourraient influencer la flore. Les agriculteurs

ont été également questionnés sur le caractère « habituel » ou « exceptionnel » de leurs pratiques afin que nous puissions obtenir un itinéraire technique classique de la parcelle. Ces données ont été complétées et validées par un historique des changements d'itinéraire technique sur les 10 dernières années.

Au total, ce sont 24 gestionnaires qui ont été interrogés (dont 22 exploitants agricoles, un retraité agricole et un vétérinaire) sur les 9 parcelles de culture et 34 parcelles de prairies sélectionnées par les écologues du projet.

Pour ce qui est du traitement statistique des données, nous avons utilisé le logiciel R et fait appel aux analyses multivariées (ici l'ACP¹) pour repérer des variables discriminantes des différents modes de gestion des parcelles et des différents types d'exploitation agricole. Ces analyses sont suivies de classifications du type CAH² pour aboutir à des typologies.

2. Caractérisation des pratiques de gestion agricole des parcelles de culture

Les données récoltées pour décrire l'itinéraire technique précis concernaient le semis, le travail du sol, la fertilisation et les amendements, les traitements phytosanitaires et l'application de régulateurs de croissance (pour les céréales à paille), ainsi que les récoltes.

L'analyse des itinéraires techniques sur les parcelles étudiées montre peu de variabilité entre les agriculteurs. C'est au niveau de la succession culturale sur 10 ans que nous avons pu facilement repérer plusieurs types de parcelles. Nous avons défini deux groupes de parcelles:

- celles qui s'inscrivent dans une succession culturale alternant céréales d'hiver (type orge, blé, etc.) et culture de printemps (principalement du maïs) (6 parcelles)
- celles qui intègrent une période en prairie temporaire (durée d'implantation inférieure à 6 ans) tout en continuant d'alterner cultures d'hiver et de printemps (3 parcelles)

3. Caractérisation des pratiques de gestion agricole des parcelles de prairie : typologie et résultats

3.1 Elaboration de la typologie de pratiques de gestion des prairies

A partir des données récoltées durant les enquêtes, nous avons sélectionné 7 variables (Tableau 1) décrivant les modes de gestion des prairies sur les deux années de la période enquêtée, afin de réaliser une typologie. Nous considérons deux chargements des prairies (en Nombre d'Unités Gros Bovins par hectare ou UGB/ha) : le chargement du lot d'animaux en pâture principale sur la parcelle pendant la période enquêtée, c'est à dire durant le plus grand nombre de jours (Chargement animaux 1), mais également le chargement du lot d'animaux en pâture secondaire sur la parcelle, c'est à dire durant moins de jours sur la période enquêtée (Chargement animaux 2). Une analyse de composantes principales suivie d'une classification hiérarchique ascendante, nous a permis d'identifier 4 types de gestion des prairies au sein de l'échantillon.

¹ ACP : Analyse des composantes principales

² CAH : Classification hiérarchique ascendante

Tableau 1 : Liste des variables utilisées dans l'élaboration de la typologie - quantification sur la période des deux années enquêtées

Variable	Unité
Durée implantation prairie	années
Nombre de passages d'outils de travail du sol (ex : labour, griffage, passage rouleau)	aucune
Nombre d'unités d'azote épandues	Unités d'azote/ha
Nombres de fauches	aucune
Chargement animaux 1 (pâturage principale)	UGB/ha
Chargement animaux 2 (pâturage secondaire)	UGB/ha
Cumul des jours pâturés par les différents lots d'animaux	Nombre de jours

Les types de gestion se différencient principalement par le nombre de jours pâturés, la valeur du chargement et la durée d'implantation de la prairie. La qualification de gestion « intensive » et « extensive » est relative aux valeurs de l'échantillon et ne se réfère pas à des références nationales ou régionales. La Figure 1 présente les différences valeurs prises par les variables dans chacun des types de gestion. Il faut garder à l'esprit que ces valeurs correspondent à deux cycles de prairies (soit deux années consécutives).

Gestion « extensive » : Ce sont des prairies permanentes (plus de 10 ans d'implantation). Le niveau de fertilisation est bas pour l'échantillon (la médiane du groupe se situe à 39 unités d'azote, voir Figure 1.D). Elles ne sont pas fréquemment fauchées, et leur chargement en pâturage principale est faible (la médiane du groupe se situe à 3 UGB/ha, voir Figure 1.B) mais elles sont pâturées sur de longues périodes (la médiane du groupe se situe 305 jours pâturés, voir Figure 1.A) majoritairement par des chevaux et des génisses. Nous avons choisi de qualifier ces prairies de pâturages permanents (12 parcelles).

Gestion intermédiaire : Ce sont des prairies permanentes pour la majorité qui reçoivent peu d'interventions de griffage du sol. Leur fréquence de fauche est variable. Le niveau de fertilisation est moyen (la médiane du groupe se situe à 90 unités d'azote, voir Figure 1.D) pour un chargement du lot d'animaux en pâturage principale (la médiane du groupe se situe à 11 UGB/ha, voir Figure 1.B) par rapport à l'échantillon. La durée de pâturage est assez courte (la médiane du groupe se situe 76 jours pâturés, voir Figure 1.A). Ce sont des prairies pâturées par un seul type d'animal (vaches laitières ou des génisses dans la majeure partie des cas) et sont généralement incluses dans des cycles de pâturage avec des temps de repos bien définis (12 parcelles).

Gestion intermédiaire 2 : Ce sont des prairies qui peuvent être temporaires ou permanentes. Leur niveau de fertilisation est moyen pour l'échantillon (la médiane du groupe se situe à 84 unités d'azote, voir Figure 1.D) et leur chargement en pâturage principale est moyen (la médiane du groupe se situe à 16 UGB/ha, voir Figure 1.B) sur une période qui paraît plus longue que le type précédent (la médiane du groupe se situe 106 jours pâturés, voir Figure 1.A). Ces prairies sont fauchées tous

les ans. Elles sont pâturées par des vaches laitières, génisses ou des vaches allaitantes et pour la moitié d'entre elles par un deuxième type d'animal (génisses ou vaches tarées) (8 parcelles).

Gestion « intensive » : Ces prairies sont incluses dans la rotation avec les cultures. Le niveau de fertilisation est élevé (la médiane du groupe se situe à 141 unités d'azote, voir Figure 1.D) avec un chargement en pâture principale fort (la médiane du groupe se situe à 47 UGB/ha, voir Figure 1.B) sur un courte période (la médiane du groupe se situe 33 jours pâturés, voir Figure 1.A) par rapport à l'échantillon. Elles sont pâturées uniquement par des vaches laitières (2 parcelles).

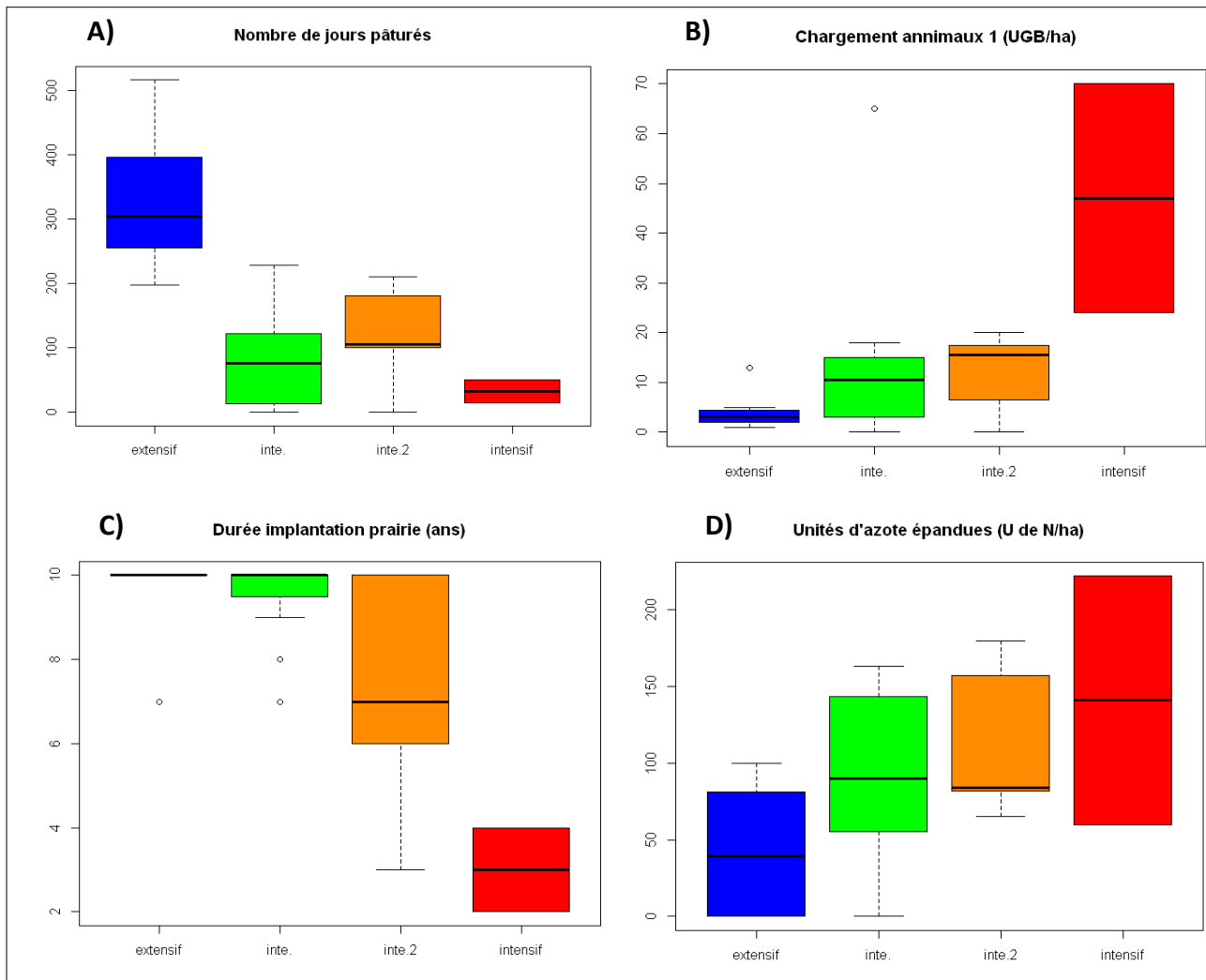


Figure 1 : Diagrammes médiane/quartiles mettant en évidence les différences entre les types de gestion des prairies pour (en ordonnée) : A) le nombre de jours pâturés ; B) le chargement en pâture principale ; C) la durée d'implantation de la prairie ; D) le nombre d'unités d'azote épandues

3.2 Répartition des types de gestion des prairies entre les fonds de vallée et les versants

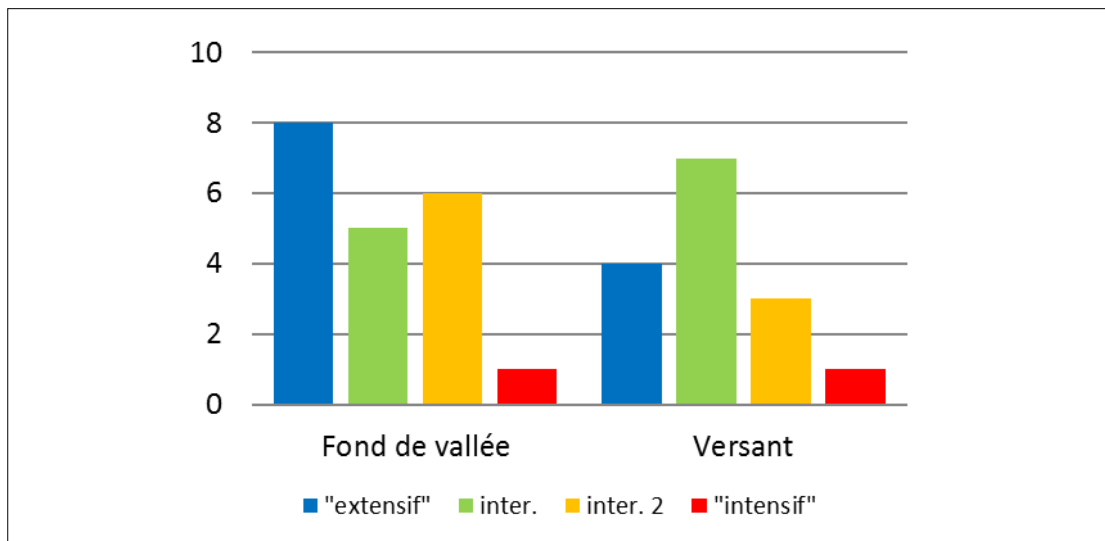


Figure 2 : Distribution des types de gestion des prairies selon leur localisation en versant ou en fond de vallée (en abscisse)

La localisation de la parcelle en fond de vallée ou en versant peut expliquer partiellement le type de gestion de la prairie. On remarque que les prairies de versant sont plus nombreuses à être catégorisées en gestion intermédiaire et les prairies de fond de vallée plus nombreuses dans le type de gestion « extensive » (Figure 2).

3.3 Répartition des types de gestion des prairies le long de la Sélune

On cherche également à tester les différences de gestion entre les zones "amont", "lacs", et "aval" le long de la Sélune (Figure 3). On observe une dominance des prairies de gestion intermédiaire dans la zone amont, ainsi qu'une dominance des prairies « extensives » dans la zone aval. Il y a peu de prairies échantillonnées dans la zone des lacs, il est donc plus difficile de donner une interprétation.

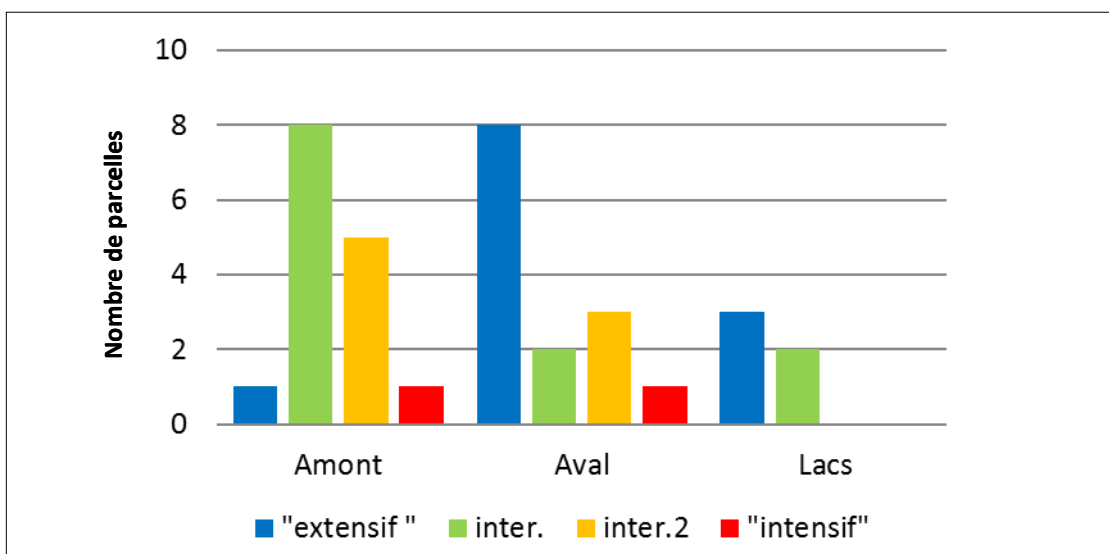


Figure 3 : Distribution des types de gestion des prairies selon leur localisation de l'amont à l'aval de la Sélune (en abscisse)

Ces résultats semblent indiquer que les agriculteurs des différentes zones n'ont pas les mêmes modes de gestion de leurs prairies. Ceci peut être dû par exemple aux différences de milieu physique entre ces zones, ce qui sera examiné dans un second temps à partir des enquêtes "systèmes". Les choix de gestion des prairies dépendent également des caractéristiques des systèmes d'exploitation, ce qui est illustré ci-après.

4. Caractérisation simple des exploitations agricole : typologie et résultats

4.1 Contexte local agricole

D'après les données du recensement agricole de 2010 (www.agreste.gouv.fr), la zone d'étude est largement dominée par les exploitations ayant une production bovin lait (32 % des exploitations sont spécialisées en bovin lait et 58 % des exploitations ont une activité d'élevage de bovin comme production principale (lait, viande, mixte) dans l'ensemble des communes de notre zone d'étude). Les exploitations en grandes cultures et les élevages de granivores représentent chacune 10% des exploitations.

Cette tendance se retrouve également au sein de notre échantillon. En calculant les OTEX³ des 22 exploitations enquêtées, on retrouve :

- 9 exploitations en bovins lait
- 6 exploitations en bovin lait et viande
- 3 exploitations en poly-élevage (bovins lait et granivores)
- 2 exploitations équinées
- 1 exploitation en grandes cultures et bovins non-laitiers
- 1 exploitation en élevage hors-sol (engraissement porcins) associé à de l'élevage

4.2 Elaboration de la typologie de caractérisation simple des exploitations agricoles

De la même manière que pour les types de gestion des prairies on cherche à réaliser une typologie des exploitations agricoles à partir de variables concernant leurs caractéristiques générales (liste des variables utilisées dans le Tableau 2). Comme précédemment, une ACP suivie d'une CAH, nous a permis d'identifier 4 types d'exploitations agricoles au sein de l'échantillon.

³ Orientation Technico-économique des Exploitations Agricoles

Tableau 2 : Liste des variables utilisées dans l'élaboration de la typologie des exploitations

Variable	Code de la variable	Unité
Surface agricole utile de l'exploitation	SAU	ha
Proportion de la SCOP dans la SAU	% ha de SCOP/ha de SAU	aucune
Proportion de la STH ⁴ dans la SFP ⁵	% ha de STH/ha de SFP	aucune
Proportion de la prairie temporaire dans la SFP	% ha de PT ⁶ /ha de SFP	aucune
Proportion du maïs fourrager dans la SFP	% ha de maïs fourrager/ha de SFP	aucune
Chargement par hectare de SFP	UGB/ha de SFP	UGB/ha

Les caractéristiques propres à chaque type d'exploitation agricole sont décrites ci-dessous. La qualification de système « intensif » et « extensif » est relative aux valeurs de l'échantillon et ne se réfère pas à des références nationales ou régionales.

EA⁷ système herbagé : Ce sont des exploitations de petite taille pour l'échantillon (la médiane du groupe se situe à 42,5 ha, voir Figure 4.C). Elles sont caractérisées par une forte proportion d'herbe dans leur surface fourragère et une faible surface en cultures (la médiane du groupe à 0 %, ha de SCOP/ha de SAU voir Figure 4.D). Elles possèdent peu de prairies temporaires et peu de maïs fourrager (les médianes du groupe se situent respectivement à 0 % ha de PT/ha de SFP et 0 % ha de maïs fourrager/ha de SFP, voir Figure 4.B et 4.A). Dans cette catégorie, on trouve les deux exploitations équinées, une exploitation en bovin mixte et une exploitation en arrêt d'activité (grandes cultures et bovins). Pour résumer, ce sont des exploitations basées sur systèmes herbagés avec un système de production plutôt « extensif » et peu de cultures annuelles (5 exploitations).

EA polyculture-élevage : Ce sont des exploitations de taille variée (la médiane du groupe se situe à 81,5 ha, voir Figure 4.C). Elles sont caractérisées par une forte proportion de maïs ensilage dans leur surface fourragère et une surface moyenne en culture (les médianes du groupe se situent respectivement à 50,0 % ha de maïs fourrager/ha de SFP et 30,6 % ha de SCOP/ha de SAU, voir Figure 4.A et 4.D). Dans cette catégorie, on trouve des exploitations laitières, des exploitations en bovin mixte et en poly-élevage (bovin lait et granivores). Pour résumer, ce sont des exploitations aux activités diversifiées avec des cultures de vente et parfois plusieurs ateliers de production animale (8 exploitations).

Petites EA bovines : Ce sont des exploitations de petite taille pour l'échantillon (la médiane du groupe se situe à 58,5 ha, voir Figure 4.C). Elles sont caractérisées par une forte proportion de prairies temporaires et une surface moyenne en maïs fourrager (les médianes du groupe se situent respectivement à 50,0% ha de PT/ha de SFP et 37.1% ha de maïs fourrager/ha de SFP, voir

⁴ STH : surface totale en herbe

⁵ SFP : surface fourragère principale

⁶ PT : prairie temporaire

⁷ EA : exploitation agricole

Figure 4.B et 4.A). Elles possèdent peu de prairies permanentes et peu de cultures de vente (la médiane du groupe se situe à 4,9%, ha de SCOP/ha de SAU voir Figure 4.D). Dans cette catégorie, on retrouve exclusivement des exploitations laitières et en bovin lait et viande. Pour résumer, ce sont de petites exploitations basées sur l'élevage de bovins avec une dominance de la prairie temporaire dans la SFP (7 exploitations).

Autres grandes EA: Il s'agit de deux exploitations de grande taille pour l'échantillon (la médiane du groupe se situe à 110 ha, voir Figure 4.C). Elles sont caractérisées par une forte proportion de cultures de vente (la médiane du groupe se situe à 72,7%, ha de SCOP/ha de SAU voir Figure 4.D) et une très faible proportion de prairies permanentes. Elles possèdent une part importante de prairies temporaires et peu de maïs fourrager (les médianes du groupe se situent respectivement à 71,8 % ha de PT/ha de SFP et 13,6 % ha de maïs fourrager/ha de SFP, voir Figure 4.B et 4.A). Ces exploitations ont une production de granivores (engraissement de porcins et volailles) (2 exploitations).

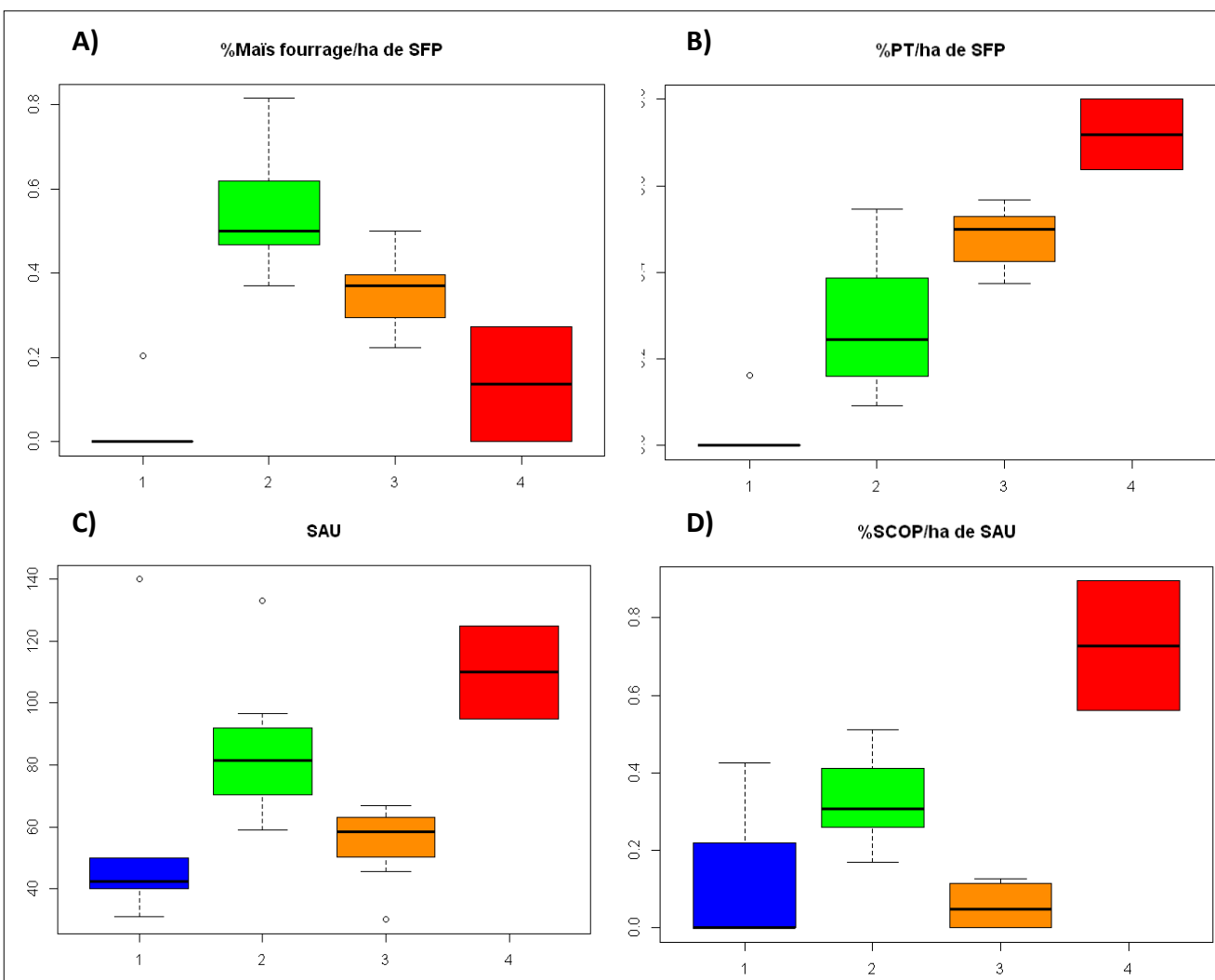
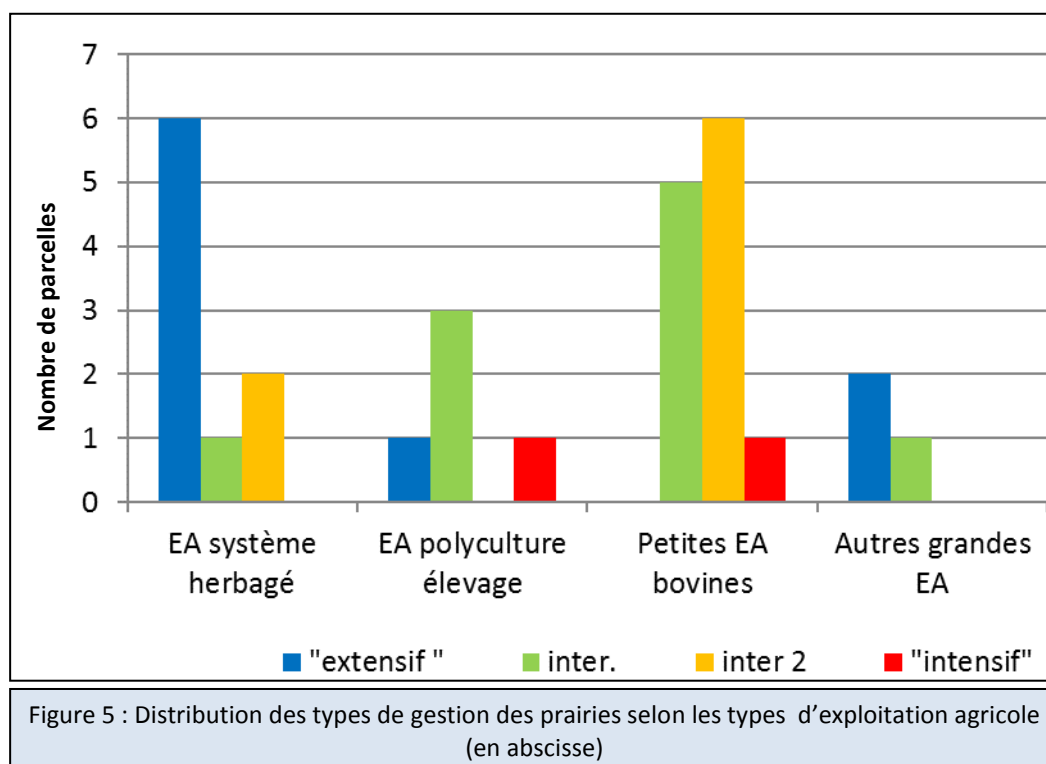


Figure 4 : Diagrammes médiane/quartiles mettant en évidence les différences entre les types d'exploitations agricoles (en abscisse 1 : EA systèmes herbagés, 2 : EA polyculture-élevage, 3 : Petites EA bovines, 4 : Autres grandes EA) pour en (en ordonnée) A) la proportion de maïs fourrager dans la SFP ; B) la proportion de prairies temporaires dans la SFP ; C) la SAU ; D) la proportion de SCOP dans la SAU

3.3 Répartition des pratiques de gestion des prairies selon le type d'exploitation

Au sein de notre échantillon, les modes de gestions des prairies peuvent dépendre du système de production de l'exploitation agricole et on observe la dominance de certains types de gestions agricoles des prairies au sein d'exploitations agricoles semblables du point de vue de notre typologie (Figure 5). Les prairies « extensives » sont majoritairement retrouvées au sein des EA systèmes herbagés. Les prairies intermédiaires quant-à-elles se concentrent dans les petites EA bovines car ces prairies remplissent certainement des fonctions de production de fourrage (ces exploitations ont une part importante des prairies temporaires dans la SFP). Les EA polyculture-élevage qui ont des profils diversifiés, ont également une gestion diversifiée des prairies sans dominance particulière d'un mode de gestion (il y a aussi assez peu de prairies échantillonnées dans ce groupe d'exploitation). Les autres grandes EA sont représentées seulement par deux individus ce qui rend difficile l'interprétation. Néanmoins, on peut observer deux situations différentes :

- Deux prairies gérées extensivement dans une exploitation qui tourne son activité plutôt vers l'élevage de poulets chair. Dans ce cas, les prairies servent de pâturage extensif pour les bovins viande.
- Une prairie gérée de manière intermédiaire dans une exploitation porcine, où le pâturage est absent et où la prairie remplit un rôle de production de biomasse à destination du méthaniseur.



5. Bilan et perspectives

Cette première phase d'enquête nous a permis d'identifier différents types de gestion des prairies au sein de notre échantillon. Nous avons aussi distingué différents types de successions culturales bien qu'il y ait une faible diversité de cultures dans l'échantillon. Grâce à l'analyse des données recueillies sur les caractéristiques des exploitations agricoles nous avons identifié plusieurs types d'exploitations agricoles. Nous avons démontré qu'il existait un lien entre le type d'exploitations agricoles et le mode de gestion des prairies. Ceci illustre le lien entre les systèmes d'exploitation et les choix de pratiques des agriculteurs sur leurs parcelles. La localisation des parcelles dans le paysage semble également jouer une différence au niveau des modes de gestion des prairies. On a observé une tendance des agriculteurs à gérer les prairies de fond de vallée plus extensivement que les prairies de versant.

Il semble donc primordial de considérer plusieurs aspects de la parcelle lorsque l'on veut comprendre les pratiques de gestion. La localisation dans le paysage en est une mais il faut également compter avec les caractéristiques de l'exploitation. C'est pour cela que dans les perspectives de l'année 2018 nous allons nous attacher à décrire précisément le fonctionnement et l'évolution des exploitations agricoles en prenant en compte notamment le morcellement et la dispersion du parcellaire et son influence dans l'organisation de l'exploitation agricole (par le biais d'enquêtes systémiques et avec l'aide d'outils géomatique). L'objectif étant : 1) d'étudier le rôle des parcelles de fond de vallée dans les exploitations de la vallée de la Sélune ; 2) d'apporter des indicateurs de la contribution des exploitations agricoles à la structure du paysage (lien avec la tâche 3 du volet 2).

Volet 2 / Tâche 2 – Evolution écologique des liens entre zone riparienne et paysage des versants sous l'angle de la végétation spontanée

Rédaction : Audrey Prampart & Audrey Alignier, UMR BAGAP.
Projet d'ingénierie d'Audrey Prampart.

1. Introduction – Rappel des objectifs et hypothèses

Cette partie du volet 2 traite de l'influence de l'évolution des pratiques agricoles et du paysage (dans un pas de temps de 10 et 50 ans), sur la végétation spontanée des parcelles agricoles, des fonds de vallée jusqu'aux versants. Le travail mené en 2017 s'inscrit dans la continuité de ce qui a été réalisé antérieurement et s'intéresse plus particulièrement aux prairies de fond vallée, qui ici sont des prairies exclusivement jouxtées par un cours d'eau, ici la Sélune. Il a pour objectifs (i) de compléter l'état des lieux des paysages agricoles par une caractérisation des cortèges floristiques des prairies de fond de vallée, (ii) de comprendre dans quelle mesure la végétation des parcelles agricoles est impactée par les pratiques agricoles et la structure du paysage, et (iii) d'analyser l'effet de la structure passée versus actuelle des paysages sur la végétation spontanée des parcelles agricoles. Les principales hypothèses liées à ce travail sont exposées ci-dessous, elles sont rappelées et précisées dans la partie résultat.

- **Hypothèse 1** : Le travail mené en 2016 a mis en évidence que les parties amont et aval des lacs étaient différentes en termes de structure du paysage, de conditions hydromorphiques et géomorphologiques. A partir de cela, on émet l'hypothèse que les prairies (fond de vallée et versant) des deux zones possèdent une composition floristique différente.
- **Hypothèse 2**: De par leur positionnement différent vis-à-vis du cours d'eau, les prairies de fond de vallée et celles de versant possèdent des cortèges floristiques différents.
- **Hypothèse 3** : La durée d'implantation des prairies, ainsi que les pratiques agricoles appliquées aux parcelles, impactent leur composition et leur diversité floristique.
- **Hypothèse 4** : L'hétérogénéité de la composition et de la configuration actuelle du paysage, dans un rayon proche des parcelles, influence positivement la richesse et la diversité floristique des prairies (Weibull, Ostman & Granqvost, 2003).
- **Hypothèse 5** : Le paysage passé et son évolution, dans un rayon proche des parcelles, a un effet sur la végétation actuelle des prairies de fond de vallée.

2. Protocole d'échantillonnage de la végétation

Pour venir compléter l'échantillonnage réalisé en 2016, nous avons réalisé du 12 juin au 13 juillet 2017, des relevés exhaustifs de végétation dans 19 prairies de fond de vallée : 3 parcelles par site-paysage, à l'exception de ceux de la zone des lacs, qui ne présentent pas de prairies en bordure de Sélune. Nous avons toutefois inventorié une parcelle au niveau du site-paysage du Pont de la République (Figure 1), le long de l'affluent principal (Moulin de la République).

Pour conduire ces relevés de végétation en prairie de fond de vallée et avoir des données comparables à celles obtenues en 2016, le même protocole d'échantillonnage a été suivi, mais les relevés de bords ont cette fois-ci été réalisés côté Sélune, de manière à capter la végétation humide due à la proximité au cours d'eau. Tout comme l'année précédente, nous avons échantillonné 20 quadrats de 1 m² (1 m x 1 m) par prairie. Les quadrats ont été positionnés à équidistance les uns des autres, 10 au centre de la parcelle et 10 autres à 1 m du bord intérieur de la prairie (côté Sélune) (Figure 1). Au sein de chaque quadrat, nous avons réalisé un relevé exhaustif de la végétation présente (à l'exception des bryophytes) et avons attribué à chaque espèce identifiée un coefficient d'abondance-dominance d'après Braun-Blanquet.

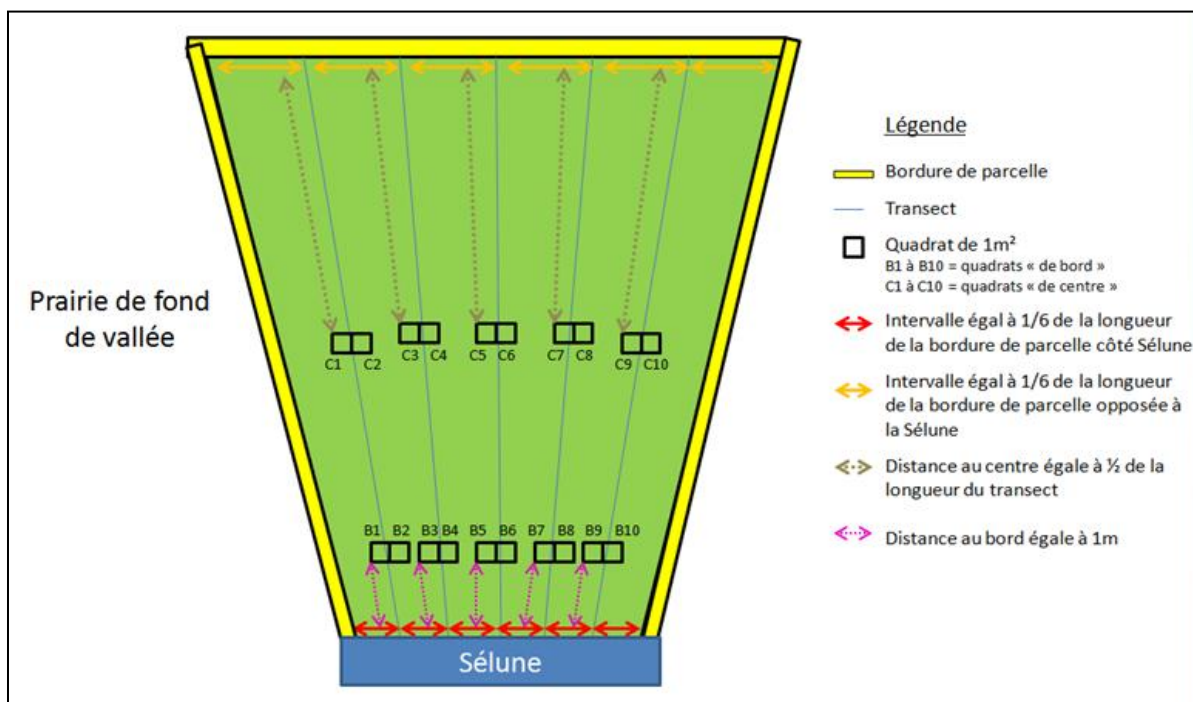


Figure 1 : Schéma représentatif du dispositif d'échantillonnage des prairies de fond de vallée

3. Résultats relatifs à la composition floristique des prairies de fond de vallée

3.1 Végétation spontanée des prairies de fond de vallée : diversité et composition floristique

Les relevés de végétation ont permis d'identifier 139 espèces (131 espèces identifiées en 2017 + 8 espèces apportées par les 2 prairies de fond de vallée échantillonnées en 2016). La richesse spécifique moyenne de ces parcelles est de 29 (écart type = 8.7). Parmi les espèces identifiées, 7 sont communes à plus de 95% des prairies. Ces espèces sont : *Agrostis stolonifera*, *Dactylis glomerata*, *Holcus lanatus*, *Lolium perenne*, *Taraxacum* sp., *Trifolium repens* et *Ranunculus repens*. A l'inverse, 103 sont retrouvées dans moins de 25 % des prairies. L'analyse des indices de Julve qui reflète, entre autres, les exigences hydriques et trophiques des espèces, nous a permis de caractériser la flore présente. Celle-ci est en grande majorité méso-hydrique (60 espèces, soit 49 % des espèces identifiées) et méso-eutrophile (58 espèces, soit 48 % des espèces identifiées). Ces prairies sont plutôt diversifiées (indice de Shannon moyen 2,44) et tendent à être différentes les unes des autres, en termes de composition floristique (indice de Sorensen multi-sites = 0,87).

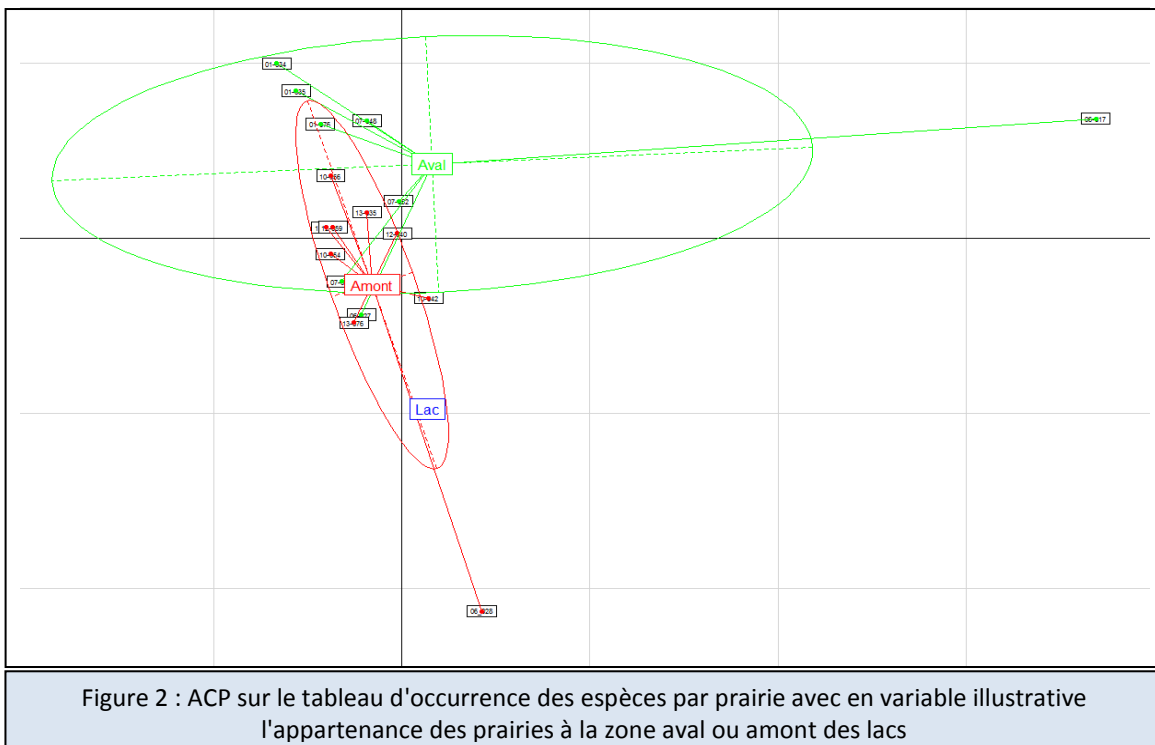
Nous avons également observé des disparités intra-parcellaires au niveau des prairies de fond de vallée. Les relevés de bords présentent une diversité et une richesse spécifique plus importante que ceux réalisés au centre de la prairie (9 espèces en moyenne au niveau du bord contre 8 au centre). Leur composition floristique est également différente. Les relevés de bord présentent une flore plus affine des milieux humides que les relevés de centre : 50 % des espèces propres aux relevés de bord sont amphibies, hygro-hydrophiles ou encore méso-hydrophiles, contre 42 % au centre. Les relevés de centre sont, quant à eux, composés d'un nombre plus important d'espèces aux exigences trophiques élevées (26% d'espèces eutrophiles au centre contre 14 % au niveau des bords).

Les résultats sont en accord avec ce que nous attendions puisque le protocole d'échantillonnage a été mis en place de manière à capter cette végétation humide en bordure de Sélune.

3.2 Comparaison de la végétation des prairies de fond de vallée des zones amont et aval

- **Hypothèse 1** : Les résultats du travail mené en 2016 ont montré que les parties amont et aval du fleuve étaient différentes en terme de structure du paysage, de conditions hydromorphiques et géomorphologiques. A partir de cela, on émet l'hypothèse que les prairies (fond de vallée et versant) des deux zones possèdent une composition floristique différente.

Les prairies de fond de vallée à l'amont et à l'aval des lacs présentent une richesse spécifique et des indices de diversité qui ne sont pas significativement différents. Pourtant, nos analyses ont montré qu'elles différaient en termes de composition floristique (Figure 2).



Malgré un pool d'espèces commun aux prairies des deux zones (63 espèces) (Figure 3), les prairies à l'aval et celles à l'amont possèdent des espèces qui leur sont propres. Les espèces propres aux prairies à l'aval des lacs ont tendance à avoir des exigences trophiques plus importantes que celles à l'amont (68 % des espèces propres aux prairies aval sont eutrophiles ou méso-eutrophiles contre 57 % des espèces propres aux prairies amont) (Figure 3a). De plus, les prairies amont présentent, elles, des espèces qui sont plus affines des milieux humides (43 % des espèces propres aux prairies à l'amont sont amphibies ou hygrophiles contre 32 % des espèces propres aux prairies à l'aval) (Figure 3b).

On notera qu'il existe également des différences dans la composition floristique des prairies de versant en fonction de la zone à laquelle elles appartiennent. Les prairies de versant à l'aval des lacs présentent une flore aux exigences hydriques plus fortes que les prairies de versant à l'amont des lacs (Figure 4a). Les prairies de versant à l'aval sont également composées de plus d'espèces affines des milieux riches en azote que les prairies de versant à l'amont (Figure 4b).

Ces résultats sont en adéquations avec l'hypothèse que nous avons émise au départ, à savoir, que les prairies de fond de vallée et de versant, ont une composition floristique qui diffère entre l'amont et l'aval du fleuve.

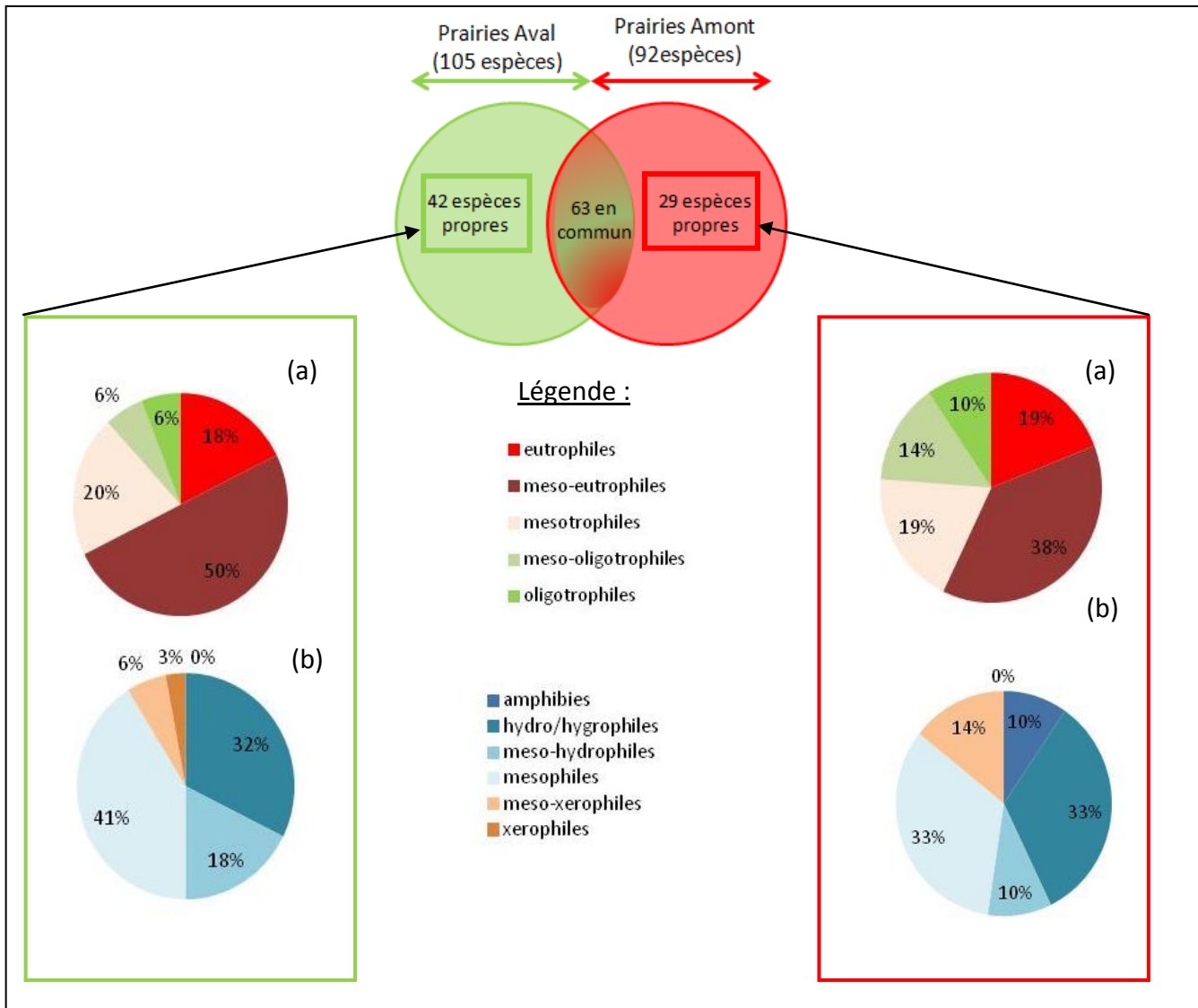


Figure 3 : Distribution des espèces des prairies de fond de vallée aval et amont et répartition des espèces propres aux prairies des deux zones en fonction de leurs exigences trophiques (a) et hydriques (b)

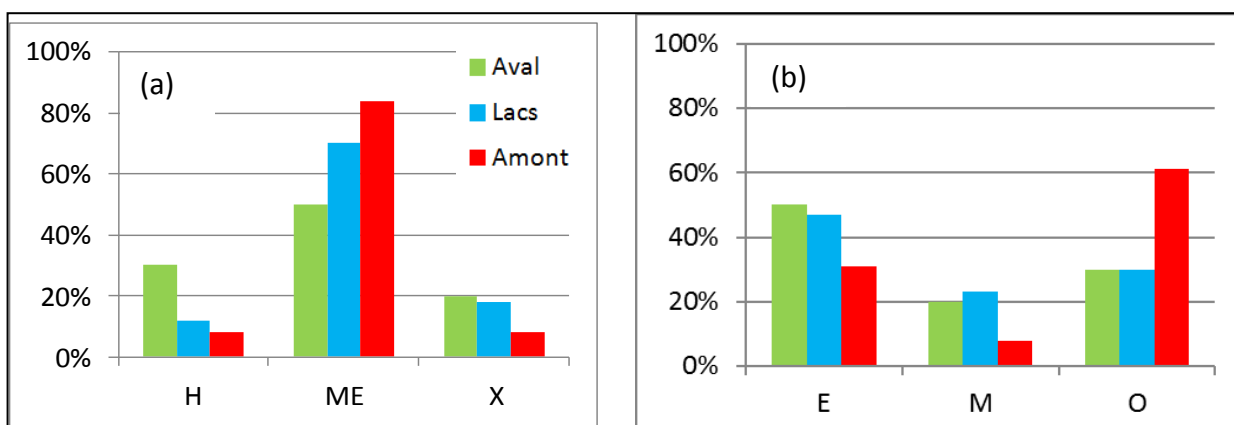


Figure 4 : Exigences (a) hydriques et (b) trophiques des espèces propres aux prairies de versant de la zone aval, de la zone des lacs et de la zone amont

H: Proportion d'espèces amphibiés, hydro-hydrophiles et meso-hydrophiles; ME: Proportion d'espèces mesophiles; X: Proportion d'espèces xérophiles et mésoxérophiles; E: Proportion d'espèces eutrophiles et meso-eutrophiles; M: proportion d'espèces mésotrophiles; O: Proportion d'espèces oligotrophiles et meso-oligotrophiles.

3.2 Comparaison de la végétation des prairies de fond de vallée et de versant

- **Hypothèse 2** : De par leur positionnement différent vis-à-vis du cours d'eau, les prairies de fond de vallée et celles de versant possèdent des cortèges floristiques différents.
 - **Sous-hypothèse 1** : Les prairies de fond de vallée possèdent une flore plus affine des milieux humides que les prairies de versant.
 - **Sous-hypothèse 2** : Les parcelles de fond de vallée ont tendance à être gérées plus extensivement et sont moins soumises aux apports en azote (d'après la tâche1 du volet 2). Elles ont une richesse spécifique plus importante et sont plus diversifiées que les prairies de versant (cortège floristique avec moins d'espèces affines des milieux enrichis).

Pour toutes les zones confondues, les prairies de fond de vallée et de versant ne présentent pas une richesse spécifique significativement différente (respectivement 29 et 25 espèces). En revanche, il apparaît que les prairies de fond de vallée sont plus diversifiées que les prairies de versant (indice de Sorensen moyen de 0.43 en fond de vallée, contre 0.34 au niveau des versants), et qu'elles possèdent une composition floristique différente. En effet, les prairies de fond de vallée présentent une flore avec plus d'espèces affines des milieux humides que celle des prairies de versant. On retrouve d'ailleurs significativement plus d'espèces semi-aquatiques et de mégaphorbiaies (formations de hautes herbes sur sol riche et humide) dans ces parcelles, alors que l'on identifie plus d'espèces adventices de cultures et d'espèces de friches au niveau des prairies de versant (Figure 5).

On observe également que les relevés de bord des prairies de fond de vallée ont une composition floristique différente des relevés de bords des prairies de versant. 52 % des espèces propres aux relevés de bord des prairies de fond de vallée sont amphibies ou hygrophiles contre 14 % au sein de ceux des prairies de versant. Ces derniers présentent un nombre plus important d'espèces affines des milieux riches (18 % d'espèces eutrophiles au niveau des relevés de bord des prairies de versant contre seulement 7 % au niveau de ceux des prairies de fond de vallée).

On note aussi des différences dans la composition floristique des relevés de centre des deux types de prairies. Les relevés de centre sont plus riches en espèces au niveau des prairies de fond de vallée (richesse spécifique moyenne de 18 en fond de vallée contre 13 au niveau des versants). Ils présentent une flore plus affine des milieux humides que ceux réalisés dans les prairies de versant. 41 % des espèces propres aux relevés de centre des prairies de fond de vallée sont amphibies ou hygrophiles contre 20 % des espèces propres aux relevés de centre des prairies de versant. De plus, il apparaît que la flore des relevés de centre des prairies de fond de vallée soit plus spécifique des milieux oligotrophes et meso-oligotrophes (31 % des espèces propres en fond de vallée contre 7 % en versant) que celle des prairies de versant, qui est plus affine des milieux enrichis en azote (40 % des espèces propres aux relevés de centre des prairies de versant sont eutrophiles contre 10 % en fond de vallée).

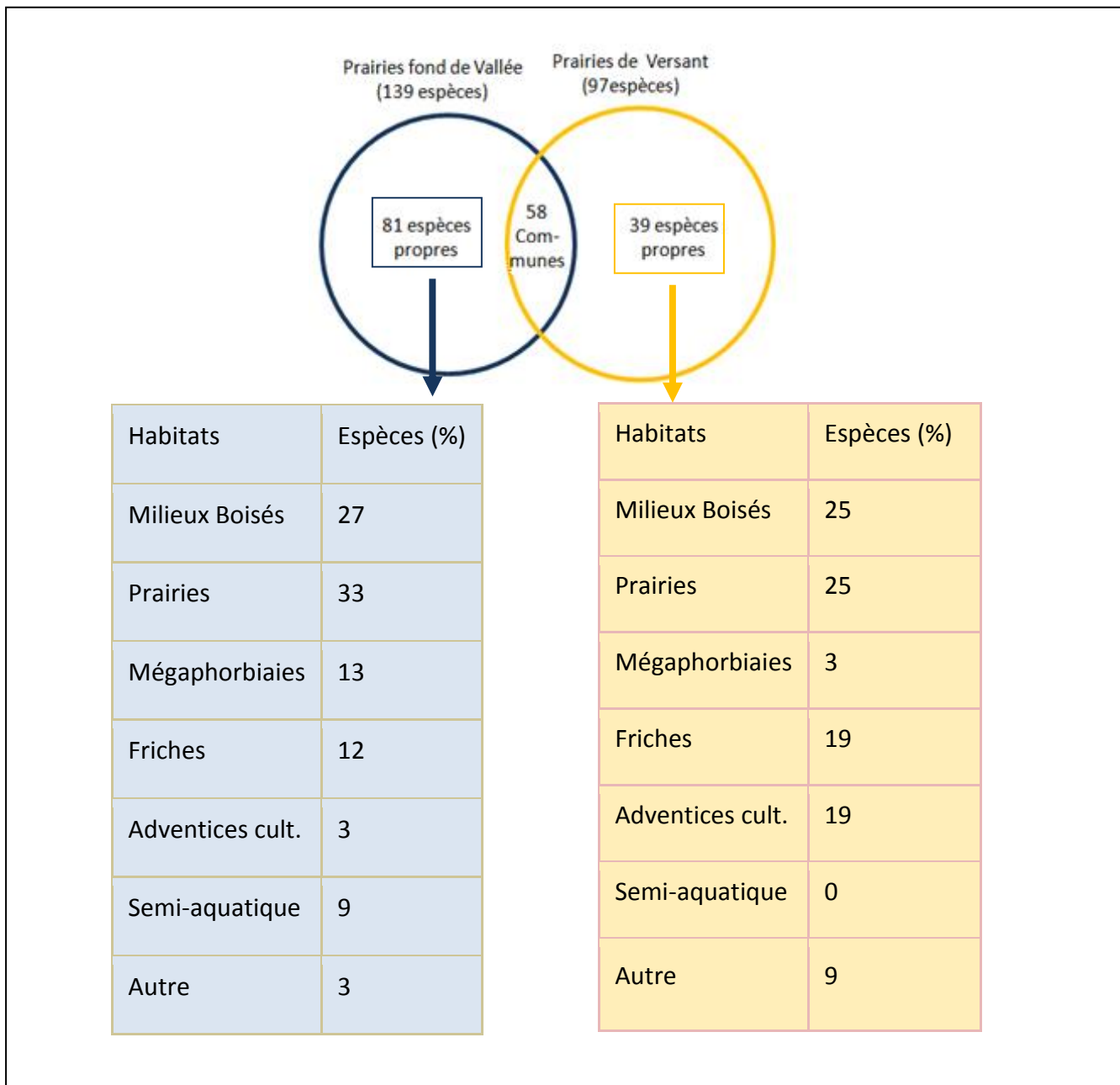


Figure 5 : Distribution des espèces de prairies de fond de vallée et de versant et répartition des espèces propres à chaque type de prairie en fonction de leurs habitats optimaux

Comme ce a quoi nous nous attendions, nos analyses ont montré que les prairies de fond de vallée présentaient une flore aux exigences hydriques plus importantes que celle des prairies de versant, et ce, peu importe l'endroit où le relevé a été réalisé (bord ou centre). Elles ont également mis en exergue, en accord avec nos sous-hypothèses, que les prairies de fond de vallée possèdent une flore plus diversifiée, et que les prairies de versant présentent une flore plus typique des milieux enrichis en azote.

4. Relation entre les pratiques agricoles et la végétation des prairies.

- **Hypothèse 3** : La durée d'implantation des prairies, ainsi que les pratiques agricoles appliquées aux parcelles, impactent leur composition et leur diversité floristique.
 - **Sous-hypothèse 1** : Les prairies de courte durée et de longue durée ont une composition floristique différente. Les prairies de courte durée sont composées de plus d'espèces semées (ray-grass, trèfles...) et d'espèces pionnières que les prairies de longue durée. Elles sont également moins riches et moins diversifiées.
 - **Sous-hypothèse 2** : Les prairies fortement azotées ont une flore différente de celles qui ont reçu peu d'apports. Elles présentent d'avantage d'espèces eutrophiles et sont également moins riches et moins biodiverses (Grevillot & Muller, 2002 ; Zechmeister & al., 2003).
 - **Sous-hypothèse 3** : Les prairies avec un fort chargement animal, qui sont pâturées longtemps ou qui sont fréquemment fauchées, ont une composition floristique différente des autres. Elles possèdent un cortège floristique composé de plus d'espèces annuelles et rudérales. Elles présentent également une richesse spécifique et une diversité moins importantes (Grevillot & Muller, 2002)

4.1 Influence des pratiques agricoles sur la richesse spécifique et la diversité des prairies

Dans un premier temps, la richesse spécifique et l'indice de diversité bêta⁸ de Sorensen des prairies de fond de vallée et de versant ont été mis en relation avec la durée d'implantation des parcelles. Les analyses ont montré que la richesse spécifique et l'indice de diversité bêta n'étaient pas significativement corrélés à la durée d'implantation des parcelles, et qu'ils n'étaient pas différents en fonction de l'âge de la prairie. On estime que ce résultat est biaisé, puisqu'il existe une faible variabilité dans l'âge des prairies inventoriées. En effet, sur la totalité des parcelles de prairies échantillonnées (n=33), seulement 3 sont de courte durée (implantation <5 ans), et 22 sont implantées depuis plus de 10 ans.

La richesse spécifique et l'indice de diversité bêta des prairies ont ensuite été mis en relation avec les données de pratiques agricoles appliquées aux parcelles ces deux dernières années : le nombre de fois où le sol à été travaillé, la quantité d'azote épandue, le nombre de fauches, le chargement animal et le nombre de jours pâturés. Nous avons choisi de travailler sur ce pas de temps, afin d'avoir des informations sur deux cycles de production des parcelles puisque les actions du cycle en cours lors des relevés n'étaient pas toutes réalisées. Les résultats ont montré que seule la quantité d'azote épandue a une influence sur la richesse spécifique des prairies de fond de vallée et de versant. La richesse spécifique des deux types de prairies est significativement et négativement corrélée avec la quantité d'azote épandue. Les analyses statistiques ont démontré que les prairies ayant reçu une quantité d'azote moyennement élevée (entre 83 et 109 unités, ce qui correspond au troisième quartile de la distribution des valeurs) au cours des deux dernières

⁸ Mesure la différence de diversité d'espèces entre chaque type d'écosystèmes (ici entre chaque type de prairies)

années, ont une richesse spécifique significativement plus élevée que les autres. Ce résultat est à mettre en relation avec la théorie de la perturbation intermédiaire selon laquelle, dans le cadre d'une perturbation d'intensité modérée, la richesse spécifique augmente (Connell, 1978). En revanche, aucun résultat ne met en exergue l'influence des pratiques agricoles sur la diversité bêta des prairies.

Les données agricoles recueillies pour la tâche 1 de ce volet d'étude, ont permis de créer une typologie de gestion des prairies échantillonnées, organisée en 4 classes: prairies extensives, prairies extensives intermédiaires, prairies intensives intermédiaires et prairies intensives (voir la partie typologie de la tâche 1). L'analyse de la comparaison de moyennes de la richesse spécifique des prairies de ces 4 classes a montré que les prairies "extensives" possèdent une richesse spécifique significativement plus grande que les autres (Figure 6). La même analyse a été réalisée sur la moyenne des indices de diversité de Sorensen des prairies des 4 classes, et aucun résultat significatif n'en ressort.

Les analyses de l'influence de chaque pratique agricole sur la richesse spécifique des prairies et sur leur diversité, n'ont pas permis de valider toutes les hypothèses. Seule la corrélation négative entre la quantité d'azote appliquée aux prairies et la richesse spécifique des parcelles a pu être vérifiée (sous-hypothèse 2). Il existe peu de variabilité dans les jeux de données des pratiques agricoles, ce qui peut expliquer en partie ces résultats. Toutefois, on remarque que l'action combinée de l'ensemble des pratiques agricole impacte la richesse spécifique des prairies, et que, lorsque les prairies sont en place depuis plus de 10 ans, qu'elles sont pâturées par peu d'animaux, qu'elles sont peu fauchées et qu'elles reçoivent peu d'apports azotés, leur richesse spécifique est plus importante. Ce qui coïncide avec nos hypothèses de départ (sous-hypothèse 3).

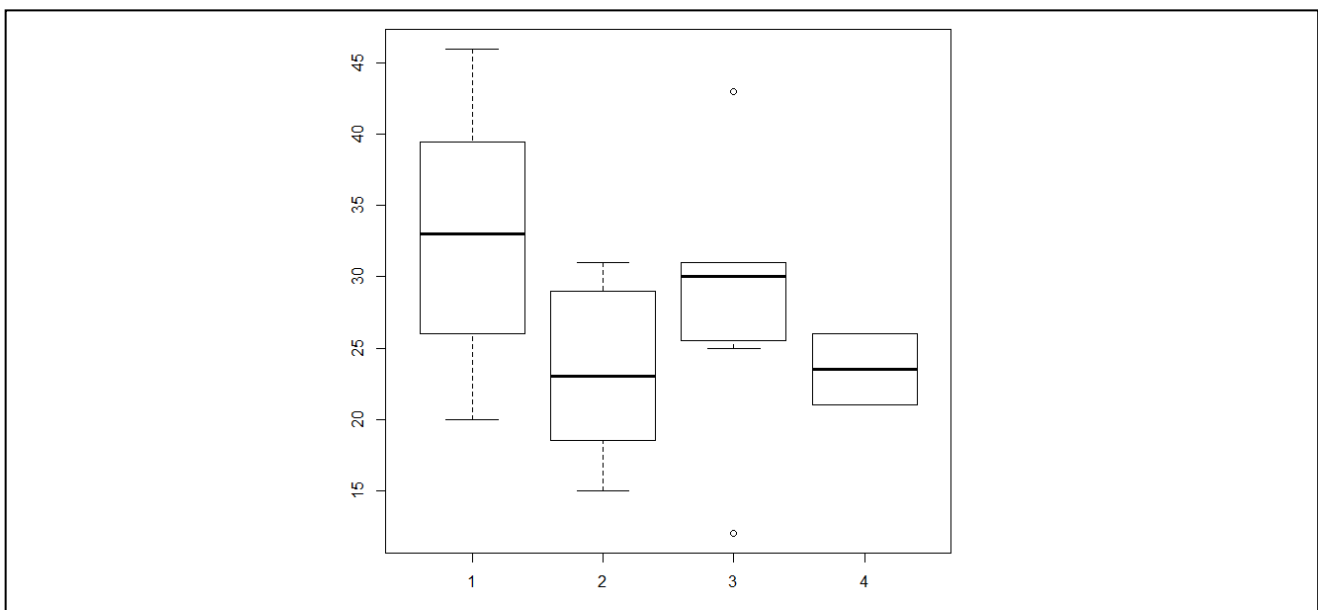


Figure 6 : Distribution (médiane/quartile) de la richesse spécifique (en ordonnée) des parcelles appartenant aux 4 classes de la typologie de la gestion des prairies (en abscisse)

classe 1 = prairies "extensives"; classe 2 = prairies "extensives intermédiaires"; classe 3 = prairies "intensives intermédiaires"; classe 4 = prairies "intensives"

4.2 Influence des pratiques agricoles sur la composition floristique des prairies

Les tableaux de composition floristique des prairies (fond de vallée et versant) ont été mis en relation avec les données de pratiques agricoles individuelles citées plus haut, au travers d'une analyse canonique des correspondances (ACC). Cette méthode statistique repose sur une notion de contrainte et permet d'identifier et de hiérarchiser les variables ayant une influence significative sur la composition floristique des parcelles. Il apparaît que l'ACC réalisée n'est pas significative. Les pratiques agricoles n'ont ici pas d'effet sur la composition du cortège floristique des prairies échantillonnées.

Nous avons également analysé les exigences écologiques des espèces propres aux prairies des 4 catégories de la typologie de gestion. N'ont été prise en compte, que les 3 classes : "prairies extensives", "prairies extensives intermédiaires" et "prairies intensives intermédiaires", puisque la quatrième classe "prairies intensives" ne possède que 2 espèces propres. Les résultats montrent que la proportion en espèces meso-eutrophiles et eutrophiles n'est pas significativement différente entre les prairies des 3 catégories, contrairement à ce qui était présumé. En effet, on s'attendait à ce que les prairies "intensives intermédiaires", qui ont reçu plus d'azote, présentent des cortèges floristiques avec plus d'espèces affines des milieux enrichis que les prairies "extensives". Les analyses montrent en revanche, que les prairies caractérisées "d'extensives" présentent plus d'espèces affines des milieux humides, ce qui peut s'expliquer par le fait qu'il y a plus de prairies de fond de vallée dans cette catégorie.

D'après les données recueillies et les différentes analyses réalisées, les pratiques agricoles appliquées aux parcelles de prairies n'influencent pas leur composition floristique. Ceci ne corrobore pas nos hypothèses de départ.

5. Relation entre la végétation spontanée des prairies de fond de vallée et le paysage actuel et passé (structure et configuration)

- **Hypothèse 4** : L'hétérogénéité de la composition et de la configuration actuelle du paysage, dans un rayon proche des parcelles, influence positivement la richesse et la diversité floristique des prairies (Weibull, Ostman & Granqvost, 2003).
- **Hypothèse 5** : Le paysage passé et son évolution, dans un rayon proche des parcelles, a un effet sur la végétation actuelle des prairies de fond de vallée.
 - **Sous-hypothèse 1** : La végétation actuelle exprime un délai de réponse aux modifications du paysage (changements d'utilisation des sols, retournement des prairies, arasement de haies...) ayant eu cours ces dix dernières années. La richesse et la composition des communautés végétales actuelles des prairies de fond de vallée sont mieux expliquées par la composition et/ ou la configuration du paysage passé, que par la composition et/ou la configuration du paysage actuel.

- **Sous-hypothèse 2** : L'évolution du paysage sur une longue période (50 ans), influence la végétation actuelle des prairies (Lindborg & Eriksson, 2004). Cette sous-hypothèse n'est pas traitée dans ce document mais fera l'objet d'un travail futur.

Cette partie se centre sur les parcelles de fond de vallée. Pour décrire l'environnement paysager des parcelles, nous avons considéré des buffers de 300m centrés sur le centroïde de chaque parcelle afin de caractériser l'environnement paysager de cette dernière (voir tâche 3 du volet 2). Des métriques de configuration et de composition du paysage ont été extraites pour chaque année (2007-2017) : la densité de lisières (ED), l'indice de diversité d'habitats de Shannon (SHDI), la taille moyenne des parcelles (AREA), l'indice de forme moyen des parcelles (SHAPE), la proportion de prairies de longue durée (PLD), de prairies de courte durée (PCD), de bois, d'eau, de surfaces artificialisées (contient les bâtiments et les routes) et de cultures (voir tâche 3 du volet 2).

5.1 Influence de la composition et de la configuration actuelle du paysage proche sur la végétation des prairies de fond de vallée.

Ici, on cherche à déterminer si la composition et la configuration du paysage de 2017 a un effet sur la végétation actuelle des prairies échantillonnées (Hypothèse 4).

Tableau 1 : Valeurs moyennes des métriques paysagères en 2017 et leurs écart-types pour : a) tous les buffers ; b) pour les buffers à l'amont ; c) les buffers à l'aval

Métriques paysagères calculées sur les buffers	a) Tous les buffers		b) Les buffers à l'amont		c) Les Buffers à l'aval	
	Moyennes (n=20)	Ecart type	Moyennes (n=11)	Ecart type	Moyennes (n=9)	Ecart type
La densité de lisières (ED)	309(m/ha)	57.2	342.2	50.7	266.8	29
L'indice de diversité d'habitats de Shannon (SHDI)	1.33	0.2	1.3	0.3	1.3	0.1
La taille moyenne des parcelles (AREA)	8812 m ²	2076.6	7636.6	1421.1	10219.5	1832.5
L'indice de forme moyen des parcelles (SHAPE)	1.95	0.46	1.9	0.2	1.99	0.6
La proportion de prairies de longue durée (PLD)	49.3%	13.99	47.2	19	52.3	7.5
La proportion de prairies de courte durée (PCD)	4.9 %	6.2	3.98	3.8	58.5	8.2
La proportion de surface en eau (EAU)	30.1 %	2.3	1.4	0.6	5.2	1.6
La proportion de surface en bois (BOIS)	6.3 %	5.5	3.7	2.9	8.9	6.6
La proportion de surfaces artificialisées (BATI)	4.4 %	5.2	4.7	2.6	1.97	1.8
La proportion de surfaces en cultures (CULTURES)	31.9 %	16.6	38.9	18.3	25.4	13.5

L'analyse des valeurs moyennes de ces métriques (valeurs moyennées sur les 20 buffers) (Tableau 1), montre que les paysages environnant les prairies sont principalement composés de prairies longue-durée (49.3 %) et de cultures (31.9 %). Ils possèdent une proportion faible de prairies courte-durée (4.9 %) : 13 buffers sur 20 ont moins de 5 % de prairies temporaires.

L'observation de la distribution des métriques révèle des différences entre les parcelles positionnées dans la zone amont et celles positionnées dans la zone aval. En effet, il apparaît que les prairies de la zone amont ont une densité de lisières dans leur environnement paysager significativement supérieure aux prairies de la zone aval (Tableau 1). On remarque également que les prairies à l'aval présentent dans leur environnement paysager, une proportion d'eau significativement plus importante et des parcelles significativement plus grandes que les prairies à l'amont. Il est important de noter qu'il existe une faible variabilité pour les métriques de densité de lisières et indice Shannon entre les environnements paysagers des parcelles.

La richesse spécifique des prairies et leur diversité (indice de Shannon et de Piélou) ont été mises en relation, une à une, avec les métriques paysagères des buffers 2017. Les tests de corrélation ont mis en exergue qu'il existe une relation positive ($cor=0.52$), mais assez faible, entre la richesse spécifique des prairies et l'hétérogénéité spatiale de leur environnement proche.

Dans un second temps, des modèles linéaires mixtes ont été réalisés avec un sous ensemble de métriques paysagères. Ce sous-ensemble pour éviter d'intégrer aux modèles des métriques trop corrélées entre elles ($r < |0,7|$). Les métriques paysagères ont été placées « en effet fixe » et la zone (amont/aval/lacs) en « effet aléatoire ». Cette analyse est combinée à une procédure de "model-averaging" basée sur le critère d'Akaike corrigé (AICc). Ont été considéré comme modèles les plus explicatifs, les modèles ayant un $\Delta AIC < 4$. D'après cette méthode, quatre métriques influencent significativement la richesse spécifique des prairies : la proportion de bois, la proportion d'eau, de surfaces artificialisées et l'indice de diversité de Shannon. C'est d'ailleurs cette dernière métrique qui possède l'effet le plus important pour expliquer les variations de richesse.

L'influence du paysage actuel sur la composition floristique des prairies de fond de vallée a également été étudiée. Pour cela, une analyse canonique des correspondances (ACC) a été réalisée. Cette méthode permet, comme précisé plus haut, de contraindre le tableau de composition des prairies de fond de vallée par l'ensemble des métriques paysagères de 2017, afin d'identifier et de hiérarchiser les variables ayant une influence significative sur la composition de ces prairies. Les résultats de cette analyse ont montré que la proportion de prairies courte durée, l'indice de diversité de Shannon ainsi que la densité de lisières ont une influence significative sur la composition des prairies, et que la proportion de prairies courte durée est la variable qui influe le plus sur cette composition.

En accord avec l'hypothèse 4, les résultats des premières analyses ont montré que la richesse et la composition des prairies de fond de vallée échantillonnée en 2017 répondent au paysage actuel dans un environnement proche.

5.2 Influence de la composition et de la configuration passée du paysage proche sur la végétation des prairies de fond de vallée.

Pour mettre en évidence l'influence de la composition et de la configuration passées du paysage sur la végétation des prairies de fond de vallée, nous avons dans un premier temps, réalisé une analyse en composante principale (ou ACP) sur le tableau des valeurs des métriques paysagères de chaque année. Cette première analyse nous permet i) de décrire de façon synthétique (au moyen des deux premiers axes de l'ACP) l'ensemble de l'information contenue dans les métriques paysagères et ii) de tenir compte des éventuelles corrélations entre métriques. Les coordonnées des prairies de fond de vallée (sites), le long des deux axes principaux de l'ACP, ont été extraites puis placées comme variables explicatives (effets fixes) dans un modèle linéaire mixte, pour expliquer la richesse spécifique et la diversité de Shannon des parcelles échantillonnées. Un effet aléatoire, l'appartenance à une zone (amont/lacs/aval), a également été ajouté à ce modèle pour tenir compte de la structure spatiale de l'échantillon. Comme précédemment, cette analyse est combinée à une procédure de "*model-averaging*" avec un seuil du ΔAIC fixé à 4. Pour estimer l'ajustement du modèle aux données, nous avons calculé le coefficient r^2 de Nakagawa.

Les résultats montrent que la richesse spécifique actuelle des prairies de fond de vallée est significativement expliquée par les métriques paysagères de 2014, 2015 et 2016. L'axe 1 de l'ACP sur les métriques de 2014 et de 2015, correspondant à un gradient de part croissante de cultures, influence significativement et négativement la richesse spécifique actuelle. Il en est de même pour l'axe 1 de l'ACP de 2016, qui correspond à un gradient de part croissante de prairies de longue durée. On remarque que la richesse spécifique actuelle répond mieux aux métriques paysagères de 2015 (R^2 supérieur) qu'à celle des autres années (Figure 7-A).

De la même façon, les analyses sur la diversité de Shannon des prairies de fond de vallée montrent un effet significatif des métriques paysagères de 2007, 2008, 2009, 2010 et 2016. L'axe 2 des ACP de 2016, 2009, 2008 et 2007, correspondant à un gradient d'ouverture du milieu, influence significativement et négativement l'indice de diversité de Shannon. Il en est de même pour l'axe 2 de l'ACP de 2010, qui équivaut à un gradient de part croissante de cultures. L'axe 1 de l'ACP de 2007 représente l'opposition prairies permanentes-cultures, et influence significativement et négativement la diversité de Shannon des prairies. La diversité des prairies de fond de vallée est le mieux expliquée par le contexte paysager de 2008 (R^2 supérieur) plutôt que par celui des autres années (Figure 7-B).

Pour compléter ces résultats nous avons également testé l'influence du paysage passé sur la composition floristique des prairies de fond de vallée, au travers d'une analyse canonique des correspondances (ACC). Il ressort de ces analyses que la composition floristique des prairies est mieux expliquée par le paysage contemporain que par le paysage passé: aucune métrique paysagère entre 2007 et 2016 n'a d'influence sur la composition actuelle des cortèges floristiques des prairies de fond de vallée.

Les analyses réalisées dans cette partie, ont montré que la richesse spécifique et la diversité de Shannon de la végétation actuelle des prairies de fond de vallée était mieux expliquée par le

paysage passé (entre 2007 et 2016) que par le paysage actuel (2017). Ceci est en adéquation avec l'hypothèse 5 que nous avons émise plus haut concernant un délai de réponse des communautés végétales aux changements qui s'opèrent dans les paysages. Il apparaît que ce sont la proportion de prairies de longue durée, la proportion de cultures et l'ouverture du milieu dans un rayon de 300m autour des parcelles, sont les métriques paysagères qui influencent le plus la richesse et la diversité des prairies.

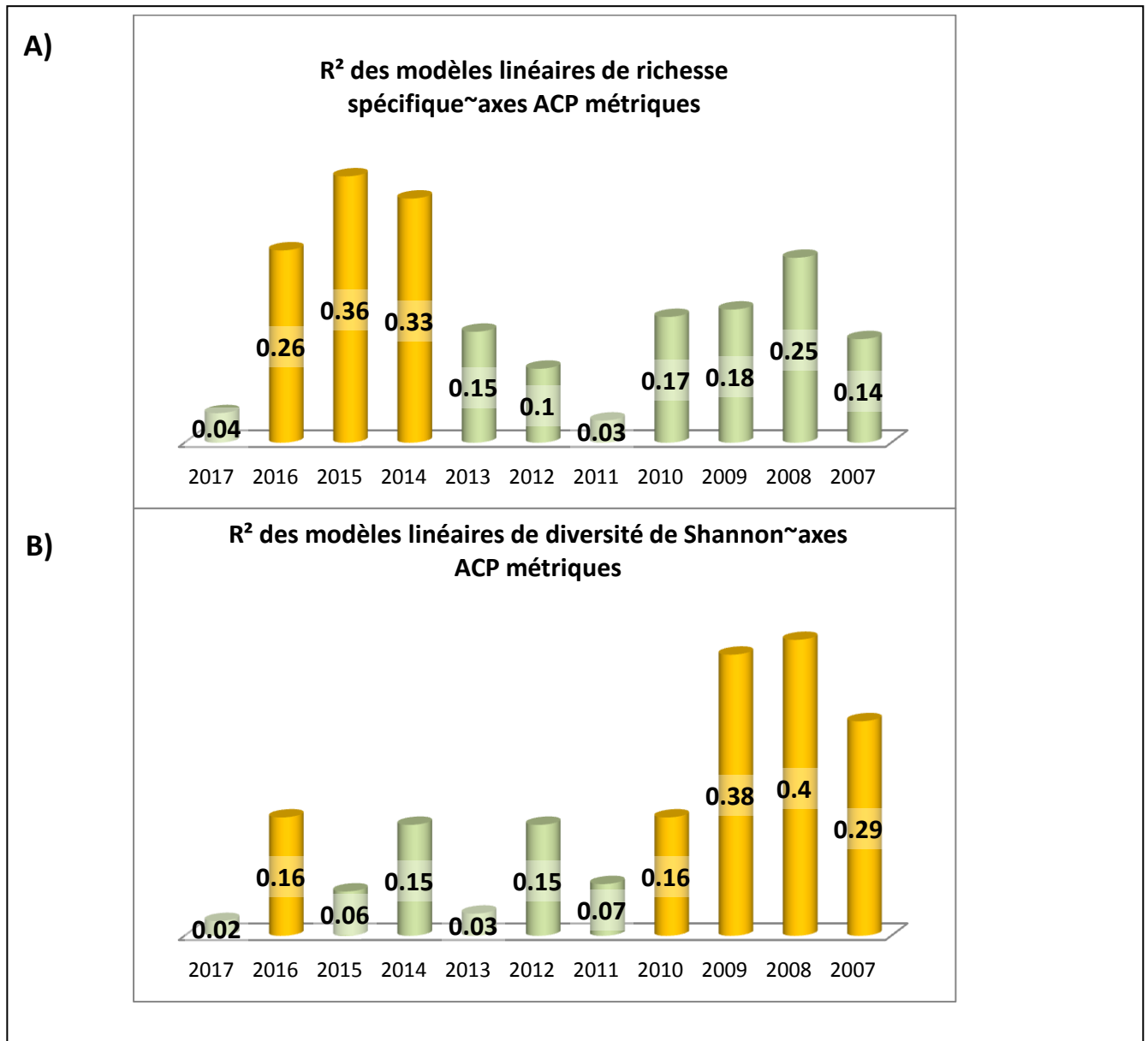


Figure 7 : Valeurs des R² des modèles moyens issus de la procédure de *model-averaging* expliquant (A) la richesse spécifique et (B) l'indice de diversité de Shannon des prairies de fond de vallée, par les axes 1 et 2 des ACP réalisées sur les tableaux de métriques paysagères pour chaque année entre 2007 et 2017

Les colonnes orangées représentent les années pour lesquelles au moins un des deux axes de l'ACP joue un rôle significatif dans le modèle moyen

6. Perspectives : approfondissement des analyses de la relation entre le paysage passé et la végétation des parcelles agricoles

Les perspectives liées aux différents travaux présentés concernent essentiellement la relation entre le paysage passé et la végétation des prairies de fond de vallée. Il s'agira d'une part de creuser les analyses et d'émettre des hypothèses quant à l'absence de réponse de la composition floristique des prairies de fond de vallée au contexte paysager passé. D'autre part, la description du paysage pourrait être améliorée. En effet, les informations sur le paysage qui ont été utilisées ici ne tiennent pas compte de la densité de haies, alors que cette métrique pourrait jouer un rôle important sur la composition floristique de ces parcelles. Il sera donc intéressant pour la suite de l'étude d'obtenir ces informations (travail en cours- voir tâche 3 du volet 2) et de les mettre en relation avec les données floristiques. Dans un souci de généralité, il faudrait que les analyses réalisées sur la végétation des prairies de fond de vallée soient également menées sur l'ensemble des parcelles agricoles : cultures et prairies de versant. Enfin, il sera intéressant d'élargir l'étendue temporelle considérée pour prendre en compte les changements majeurs dans le paysage passé et pour pouvoir répondre à l'hypothèse 5-sous hypothèse 2 que nous avons émise dans cette étude.

Volet 2 / Tâche 3 – Trajectoires d'évolution des paysages par télédétection

Rédaction : Alejandro Zermeno-Rodriguez & Claudine Thenail, UMR BAGAP ;
 Simon Dufour, UMR LETG-RENNES-Costel.
 Projet d'ingénierie d'Alejandro Zermeno-Rodriguez.

1. Introduction sur le protocole appliqué

Pour la période de travail de 2017 nous allons présenter la première étape du *Volet 2 / Tâche 3* qui vise à retracer la dynamique fine des terres arables depuis 10 ans à partir de photographies aériennes et d'images satellites. Nous avons combiné différentes sources de données et différentes dates d'acquisition afin de distinguer les cultures des prairies. Nous avons créé une base de données cartographique qui nous permettra par la suite d'analyser la dynamique de la mosaïque paysagère à l'échelle de sites-paysage sur 10 ans.

Ce volet est divisé en 4 parties : dans une première partie, nous présenterons les diverses données dont nous disposons pour l'étude. Nous détaillerons ensuite les méthodes utilisées en traitement d'image (classification) et construction d'indicateurs spatiaux et temporels. Nous présenterons dans une troisième partie les cartes ainsi obtenues et leur validation. La dernière partie sera dédiée aux métriques paysagères des sites-paysage à partir des produits obtenus.

2. Les données utilisées et méthodes d'analyse des images

2.1 Les données utilisées

Pour la période de 10 ans, nous disposons des données suivantes pour la réalisation de l'étude :

Données SIG :

1. une base de données topographiques structurées en thèmes : le réseau routier et son adressage, le réseau ferroviaire, le réseau de transport d'énergie, le réseau hydrographique, les bâtiments, la végétation arborée, l'orographie, la structure administrative, les points d'activité ou d'intérêt et les toponymes de lieux-dits. (Échelle 1 : 10 000) (IGN_BD_TOPO, 2011) ;
2. une base de données du Registre Parcellaire Graphique par année : de 2007 à 2014 (objets graphiques : îlots), 2015 et 2016 (objets graphiques : îlots et parcelles) (échelle 1 : 50 000, nomenclature de 28 groupes) (ASP_RPG, 2012) (IGNF_RPG_2-0, 2008);
3. une base de données parcellaire composée des limites de parcelles et de sections cadastrales (échelle 1 : 15 000) (IGNF_BDPARCELLAIRE_1-2, 2013) ;
4. une base de données du parcellaire de 9 sites-paysage produit en 2016 par méthode de photo-interprétation (DENIAU, 2016) (BD_SELUNE-v4.0, 2016)
5. une base de données de l'occupation du sol de 2016 de 9 sites-paysage (DENIAU, 2016) (BD_SELUNE-v4.0, 2016)

Données satellitaires :

1. dix-sept images Sentinel-2 acquises entre 2016 et 2017 à 10 m de résolution spatiale, bandes spectrales : MIR (b11 et b12), PIR (b5, b6, b7, b8 et b8A), Rouge (b4), Vert (b3), Bleu (b2) ;
2. onze images Landsat-8 acquises entre 2013 et 2015, à 15 m de résolution spatiale pour la bande panchromatique (b8) et à 30 m de résolution spatiale pour les bandes spectrales : MIR (b6 et b7), PIR (b5), Rouge (b4), Vert (b3), bleu (b2) ;
3. cinq images Landsat-7 acquises en 2012, à 15 m de résolution spatiale pour la bande panchromatique (b8) et à 30 m de résolution spatiale pour les bandes spectrales : MIR (b5 et b7), PIR (b4), Rouge (b3), Vert (b2), bleu (b1);
4. quatorze images Landsat-5 acquises entre 2009 et 2011, à 30m de résolution spatiale, bandes spectrales : MIR (b5 et b7), PIR (b4), Rouge (b3), Vert (b2), bleu (b1) ;
5. deux images Aster acquises en 2012 à 15m de résolution spatiale, bandes spectrales : MIR (b9, b8, b7, b6, b5, b4), PIR (b3N), Rouge (b2) et Vert (b1)) ;
6. trois images Spot-5 acquises entre 2007 et 2008 à 10 m de résolution spatiale, bandes spectrales : MIR (b4), PIR (b3), Rouge (b2) et Vert (b1) ;
7. quatre images Spot-4 acquises entre 2007 et 2008 à 20m de résolution spatiale, bandes spectrales MIR (b4), PIR (b3), Rouge (b2) et Vert (b1);
8. trois images Spot-2 acquises en 2007 à 20m de résolution spatiale, bandes spectrales : PIR (b3), Rouge (b2) et Vert (b1)

Ortho-photographies :

1. une base de données ortho-photographique composée de mosaïques d'ortho-photographies numériques en couleurs à 50 cm de résolution spatiale prises en 2007, 2010 et 2015 (IGN_BD_ORTHO-50cm, 2007) ;
2. une base de données ortho-images composée de mosaïques d'images satellites SPOT6/7 à 1.5 m de résolution spatiale pour 2014, 2015, 2016 et 2017 (IGN_BD_ORTHO-SAT, 2015)

Autres données raster :

1. une base de données scan-25 composée d'images cartographiques numériques en couleurs (échelle 1 : 25 000) (IGNF_SCAN25r_3-0, 2012)

Données terrain :

1. une campagne de *terrain* a été menée en 2017. A partir des observations de terrain sur l'occupation du sol et l'état des haies, nous avons mis à jour la base de données parcellaire de 2016 (données SIG, n°4) accompagnées de 88 points GPS avec le fichier de photos correspondantes. Au total 889 parcelles ont été collectées ; nous avons utilisé environ 96 parcelles pour créer les données d'apprentissage pour les classifications de l'occupation du sol.
2. une enquête de suivi de pratiques agricoles avec des informations sur l'occupation du sol de 43 parcelles depuis 2007 (voir Volet 2 / Tâche 1).

2.2 Méthodes d'analyse des images

Pour analyser la dynamique des paysages à partir des images satellite, nous proposons une première étape qui consiste à faire les classifications de l'occupation du sol pour 10 ans et la construction de la cartographie de chaque année ; et une deuxième étape sur l'extraction de métriques nécessaires à l'analyse paysagère de la dynamique d'occupation du sol sur 10 ans.

2.2.1 Cartographie de l'occupation du sol sur 10 ans

Pour la première étape qui consiste à faire les classifications de l'occupation du sol pour 10 ans, nous avons adopté l'approche pixel. Pour construire la classification à partir de données d'apprentissage nous avons utilisé la méthode « maximum de vraisemblance ». Le schéma de classification que nous proposons, montre les données utilisées, les étapes de la classification, la validation de la classification, les post-traitements et les résultats attendus (Figure 1).

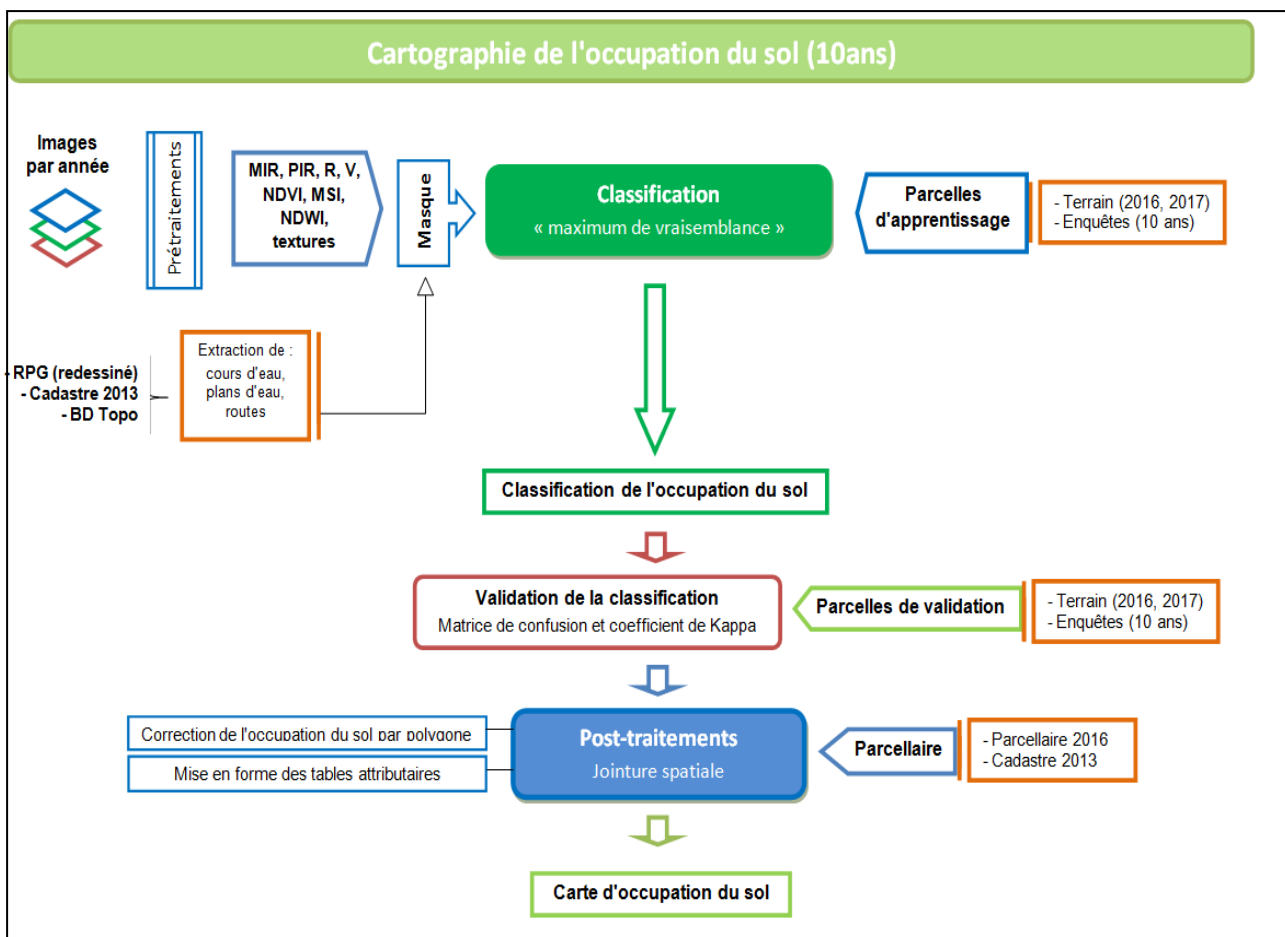


Figure 1. Schéma de la méthode de classification

Nous allons découper cette étape de classification en deux parties, d'abord l'élaboration de la classification et ensuite la construction de la cartographie.

2.2.1.1 Les classifications

Un masque qui comprend les cours d'eau, les plans d'eau et les routes a été créé à partir de trois sources de données différentes : la base de données topographique, les parcelles cadastrales et le

registre parcellaire graphique (RPG). Ce masque couvre une région d'intérêt de 280 km² tout au long de la Sélune et permet de définir les pixels qui seront utilisés pour la classification.

Des prétraitements ont été réalisés sur les images satellite avant la classification (tableau 1) :

a. Prétraitements des images Sentinel-2

Les images Sentinel-2 ont été compilées, corrigées en réflectance (TOA/DOS) et découpées sur la région d'intérêt de 280 km² avec l'outil Semi-automatique Classification Plugin de QGIS 2.18.7. Le re-échantillonnage à 10 m et la re-projection vers le système de coordonnées du Réseau Géodésique Français (Lambert 93) a été effectué avec le logiciel SNAP de l'Agence Spatiale Européenne. Sur ENVI 4.7[®] trois indices spectraux ont été calculés pour toutes les images Sentinel-2 : l'indice de Végétation Normalisé (NDVI), l'Indice de stress hydrique (MSI) et l'Indice d'Eau Normalisé (NDWI). Les images et les indices ont été compilés dans une seule image par année en format TIF avec ENVI 4.7[®].

b. Prétraitements des images Landsat

Pour les images Landsat-7 ETM+ et Landsat-8 OLI, deux traitements ont été appliqués avec l'outil *Semi-automatique Classification Plugin* (SACP) de QGIS 2.18.7. En premier lieu la correction en réflectance (TOA/DOS) puis la fusion de l'image Panchromatique et des images multispectrales en utilisant la méthode « *Gram-Schmidt Spectral Sharpening* ». Pan-sharpening est une méthode de fusion de la bande panchromatique de haute résolution spatiale et des bandes multispectrales de basse résolution spatiale, pour créer une seule image couleur de haute résolution spatiale (Massout & al., 2009). Pour les images Landsat-5 TM la correction en réflectance (TOA/DOS) a été réalisée avec SACP de QGIS, puis sur ENVI 4.7[®] ; un re-échantillonnage spatial a été effectué pour avoir une taille de pixel de 15 m. Une seule région d'intérêt de 280 km² a été extraite pour les images Landsat sur QGIS. La re-projection vers le système de coordonnées Lambert 93 du Réseau Géodésique Français (RGF) a été effectué avec le logiciel SNAP. Sur ENVI 4.7[®] trois indices spectraux ont été calculés pour les images Landsat-8 et Landsat-5 : l'indice de Végétation Normalisé (NDVI), l'Indice de stress hydrique (MSI) et l'Indice d'Eau Normalisé (NDWI). Pour les images Landsat-7 seul l'indice NDVI a été calculé. Les images et les indices ont été compilés dans une seule image par année (format TIF).

c. Prétraitements des images Aster

Les images Aster ont été compilées, corrigées en réflectance (TOA/DOS) et découpées sur la région d'intérêt de 280 km² avec l'outil SACP de QGIS 2.18.7. Le re-échantillonnage à 15m a été effectué sur Qgis 2.18.7. La re-projection vers le système de coordonnées du RGF (Lambert 93) a été effectuée avec le logiciel SNAP. Sur ENVI 4.7[®] l'indice de Végétation Normalisé (NDVI) a été calculé pour les images Aster. Puis les images et les indices ont été compilés dans une seule image par année en format TIF avec ENVI 4.7[®].

d. Prétraitements des images Spot

Les images Spot-5, Spot-4 et Spot-2 ont été re-projetées vers le système de coordonnées du RGF (Lambert 93) avec le logiciel SNAP. Puis avec ENVI 4.7[®], la région d'intérêt de 280 km² a été découpée. L'indice de Végétation Normalisé (NDVI) a été calculé pour toutes les images Spot avec

ENVI 4.7®. Pour finir, les images et les indices ont été re-échantillonnées à 10 m et compilés dans une seule image par année, puis transformées en format TIF avec ENVI 4.7®.

Tableau 1. Prétraitements à appliquer sur les images satellites

Prétraitements Capteurs	Correction en Reflectance (TOA/DOS)	Fusion Panchromatique-Multispectral	Découpage de Régions d'intérêt	Re-projection au RGF (Lambert 93)	Calcul des Indices spectraux	Exportation Format tif
Sentinel 2 (2017, 2016)	Oui	Non	Oui	Oui	Oui	Oui
Landsat 8 OLI TIRS (2015/2014/2013)	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Landsat 7 ETM+ (2012)	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Landsat 5 TM (2012/2011/2010/2009)	Oui	Non	Oui	Oui	Oui	Oui
Aster (2012)	Oui	Non	Oui	Oui	Oui	Oui
Spot 5 HRG (2008/2007)	Non	Non	Oui	Non	Oui	Oui
Spot 4 HR VIR (2008/2007)	Non	Non	Oui	Non	Oui	Oui
Spot 2 HRV (2007)	Non	Non	Oui	Non	Oui	Oui
Logiciel	Qgis	Qgis/Envi/Snap				QGIS

Pour construire la classification nous avons besoin de données d'apprentissage, lesquelles sont développées à partir des caractéristiques spectrales des objets. Nous avons utilisé deux techniques complémentaires pour construire les données d'apprentissage. A partir de l'enquête de suivi de pratiques agricoles nous disposons de 43 parcelles pour lesquelles nous connaissons l'occupation du sol pour une période entre 2007 et 2017. Ces parcelles constituent la base de connaissances principales sur les caractéristiques spectrales de trois classes d'occupation du sol (cultures d'hiver, cultures de printemps et prairies). Cependant ces connaissances ne sont pas suffisantes pour rendre performante la classification. Nous avons élargi le nombre de parcelles et de classes avec les informations du Registre Parcellaire Graphique. Puis, nous avons incorporé un analyse de signatures spectrales de quatre classes pour affiner les apprentissages. Par an, nous avons obtenu autour de 120 parcelles d'apprentissage et plus de 60 parcelles pour la validation. Les classes eau, surfaces artificialisées, bois, cultures d'hiver, cultures de printemps et prairies ont été identifiées à l'aide de l'analyse de signatures spectrales. Nous avons produit une classification d'occupation du sol par an. A l'exception des années 2007, 2008 et 2012 pour lesquelles nous avons fait deux classifications afin de prendre en compte toute la zone d'étude. Les classifications ont été sauvegardés en format TIF sur ENVI 4.7®.

Deux post-traitements ont été appliqués aux classifications. Le premier consiste à faire une reclassification de classes pour les homogénéiser, car nous avons huit classifications avec la classe

eau et six classifications sans la classe eau. Cela est dû au masque de routes et de cours d'eau que l'on ne peut pas appliquer au-delà d'une résolution spatiale de 20 m par pixel. Le deuxième post-traitement est le re-échantillonnage de la taille du pixel à 5 m pour toutes les classifications : ce traitement permet de réduire l'erreur dans la proportion des classes d'occupation du sol due à la résolution spatiale des images satellite (Dugas & al., 1993). Ce traitement est fondamental pour l'étape suivante de la construction de la cartographie.

2.2.1.2 La cartographie des sites-paysage

D'abord nous allons présenter la construction des parcellaires des sites-paysage (a), ensuite nous allons montrer le traitement de jointure spatiale et la correction de la cartographie (b). Dans une dernière partie nous allons présenter l'incorporation de la "classe prairie de long durée" aux cartes d'occupation du sol (b).

a. Construction des parcellaires des sites-paysage

Un parcellaire a été construit en 2017 à partir de deux sources de données : le parcellaire des sites-paysage de 2016 et le parcellaire cadastral de 2013 (Figure 2). D'abord, les barycentres des sites-paysages ont été obtenues. Ensuite un buffer de 1Km de rayon a été calculée à partir de ces barycentres. Nous avons repris le parcellaire produit en 2016 par méthode de photo-interprétation (Deniau, 2016). Ensuite nous avons créé une couche avec les contours du dit parcellaire. Puis nous avons appliqué un traitement de découpage du parcellaire cadastral avec le trait de coupe des buffers et des contours calculés précédemment. Un traitement d'intersection a permis d'assembler les deux parcellaires (parcellaire 2016 et cadastre 2013). Un traitement supplémentaire de fusion d'entités a permis de relier des objets qui ont été segmentés lors du découpage du parcellaire cadastral, objets qui sont pourtant le complément de certaines parcelles du parcellaire 2016. Les traitements appliqués ont été réalisés avec *ArcGis 10.1*[®] et *Qgis 2.18.7*.

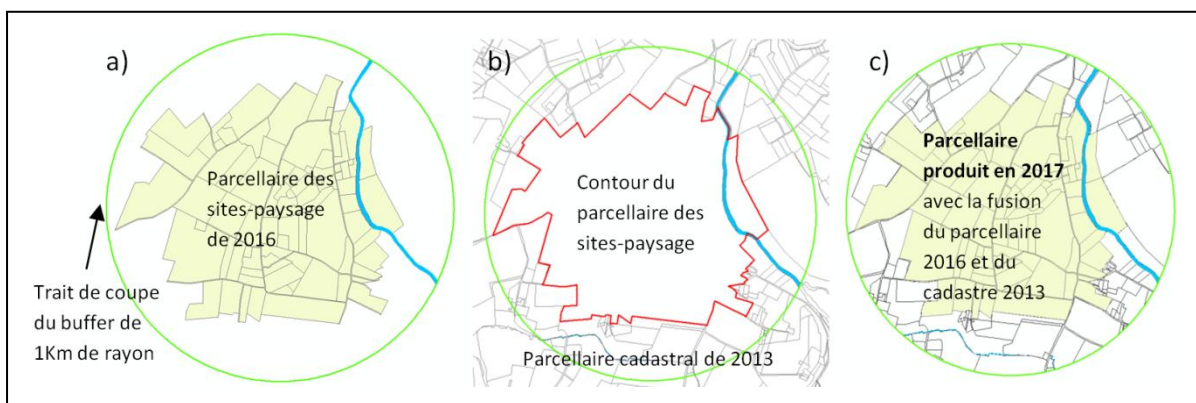
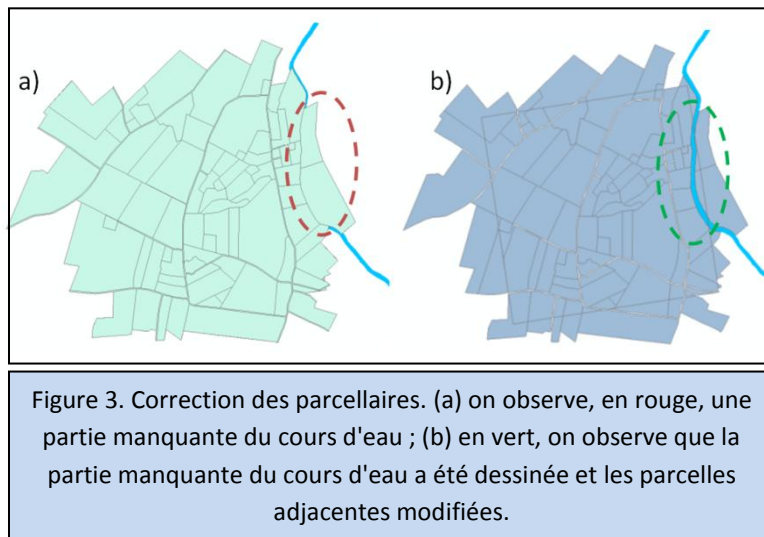


Figure 2. Etapes de la construction du parcellaire d'un site-paysage. (a) on observe le parcellaire d'un site-paysage de 2016 avec son buffer de 1 km de rayon ; (b) on montre le parcellaire cadastral de 2013 découpé avec le trait de coupe du contour d'un site-paysage ; (c) on observe le parcellaire cadastral de 2013 découpé avec le trait de coupe du buffer et fusionné au parcellaire de 2016

La validité de la géométrie des parcellaires a été vérifiée et un ensemble d'erreurs topologiques ont été trouvées. A l'aide du module -v.clean- de *Qgis 2.18.7*, trois types de traitements ont été appliqués pour résoudre les problèmes de topologie que comportaient les parcellaires: 1) l'option

"break" découpe la géométrie initiale de l'objet lorsqu'une intersection est détectée ; 2) l'option "rmarea" supprime les reliquats de géométrie dont l'aire est inférieure à un seuil défini (10 m²) ; 3) l'option "rmdupl" supprime les objets qui contiennent une géométrie identique.

Ensuite une étape de correction d'une partie des entités de la classe eau et de la classe surfaces artificialisées a été nécessaire. Nous avons dessiné des cours d'eau, des plans d'eau et des surfaces artificialisées qui ont été omises jusqu'au présent. En même temps les parcelles adjacentes aux entités modifiées ont été redessinées par méthode de photo-interprétation (Figure 3).



La dernière étape de construction du parcellaire consiste à produire un parcellaire par an pour toute la série temporelle de 10 ans. Comme une partie du parcellaire construit est issue du parcellaire cadastral, ces parcelles cadastrales ont un découpage différent de celui des parcelles culturales. Nous avons modifié les parcelles cadastrales en fonction des limites des parcelles culturales. Un traitement de fusion a permis de regrouper les petites parcelles afin de constituer de parcelles qui contiennent une seule culture. A l'inverse les grandes parcelles ont été découpées en fonction de la culture identifiée pour une année précise. Nous avons désigné des identifiants propres à chaque parcelle, ce qui permet de faire le suivi d'une parcelle tout au long de sa trajectoire dans le temps.

b. Le traitement de jointure spatiale

L'élaboration de la cartographie de sites paysage comprend un traitement de jointure spatiale. La jointure spatiale permet de transférer des attributs d'une couche à une autre en se basant sur leur relation spatiale. L'objectif est de transférer les attributs de l'occupation du sol issus des classifications (pixels) vers les parcellaires des sites-paysage (polygones). Ce traitement aide à corriger l'effet de pixels isolés et sert à affiner la classification. Il permet de faire le passage des données raster (classifications en pixels) vers des données vecteur (parcellaires en polygones), mais aussi d'incorporer les tableaux attributaires des deux sources de données.

D'abord, nous avons découpé les données raster (classifications re-échantillonnées à une taille de pixel de 5 m) avec le trait de coupe de la couche des buffers de sites-paysage (rayon de 1 km à partir du barycentre des sites). Ensuite, nous avons transformé les données raster découpées (pixels) vers des données vecteur (entités de type points). Pour la transformation des pixels vers

des points, nous avons attribué aux points la valeur de classe (ID=value) issue des classifications (voir Figure 4).

Pour la jointure spatiale, nous avons ordonné les couches des points et les couches des parcellaires de sites-paysage par année. Le traitement de jointure spatiale a été effectué avec l'outil "joindre les attributs par localisation" de Qgis 2.4.0. Nous avons paramétré la jointure avec l'option de correspondance "Intersection" et avec la règle de combinaison "Médiane". La règle de combinaison permet de spécifier le traitement statistique appliqué aux valeurs du champ "value" de la couche des points. De cette manière, la jointure spatiale calcule la valeur médiane des points qui sont en intersection avec une parcelle (polygone), et attribue cette valeur calculée à la parcelle ciblée. Nous obtenons par conséquent une classe d'occupation du sol par parcelle pour toutes les parcelles d'un site-paysage (Figure 4).

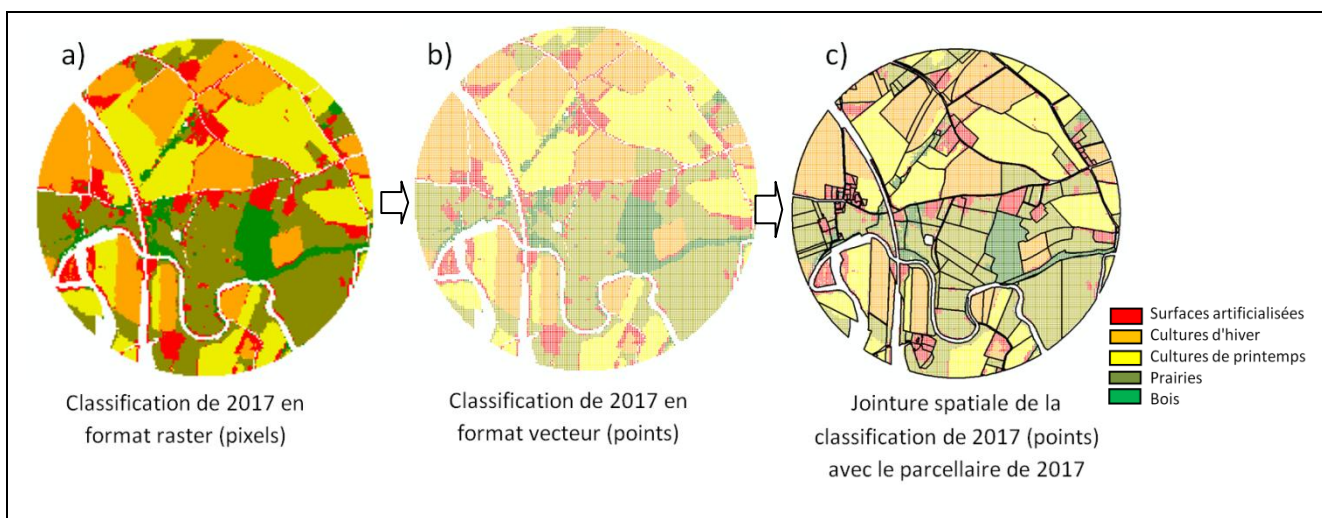


Figure 4. Etapes de la jointure spatiale. (a) on observe la classification de 2017 découpée avec le trait de coupe du buffer d'un site-paysage ; (b) on montre la transformation de la classification des pixels vers des entités du type points ; (c) on observe la superposition de la classification du type "points" avec le parcellaire de 2017, la jointure spatiale est faite entre ces deux sources de données.

Une carte d'occupation du sol par an a été obtenue, soit onze cartes par site-paysage ; nous avons quatre-vingt-dix-neuf cartes au total. Tout de même, si les coefficients de précision de la classification obtenus sont très satisfaisants (voir la partie des résultats), certaines classes sont moins bien classées que d'autres. Cette confusion entre les classes a été vérifiée sur la matrice de confusion pour toutes les classifications afin de pouvoir corriger cette erreur (Tableau 2).

Tableau 2. Matrice de confusion de la classification de 2017. On observe, en vert, la proportion de pixels bien classés par type d'occupation du sol. Par exemple : la classe "Surfaces artificialisées" a 12.2 % de pixels mal classés qui sont dans la "Cultures d'hiver"

Classe	Surface artificialisée	Bois	Culture d'hiver	Culture de printemps	Prairie
Surface artificialisée	82,2	1,17	0,33	0,46	0,5
Bois	0	96,5	1,71	0	0,19
Culture d'hiver	12,2	0	87,26	0,14	0,06
Culture de printemps	5,6	0,44	9,95	99,12	0,19
Prairie	0	1,9	0,75	0,28	99,06
Total	100	100	100	100	100

Une dernière correction à la main a dû être appliquée pour résoudre les erreurs de la classification. Pour mener à bien cette tâche, toute la série temporelle a été prise en charge et corrigée au même temps. A l'aide des matrices de confusion, nous avons fait une analyse qui nous a permis d'identifier les erreurs dans les cartes (Figure 5). Ensuite, nous avons désigné la classe d'occupation du sol qui nous a paru pertinente à partir des observations sur différentes sources de données : des ortho-photographies, des ortho-images, le Registre Parcellaire Graphique et la couche de végétation de la BD topographique.

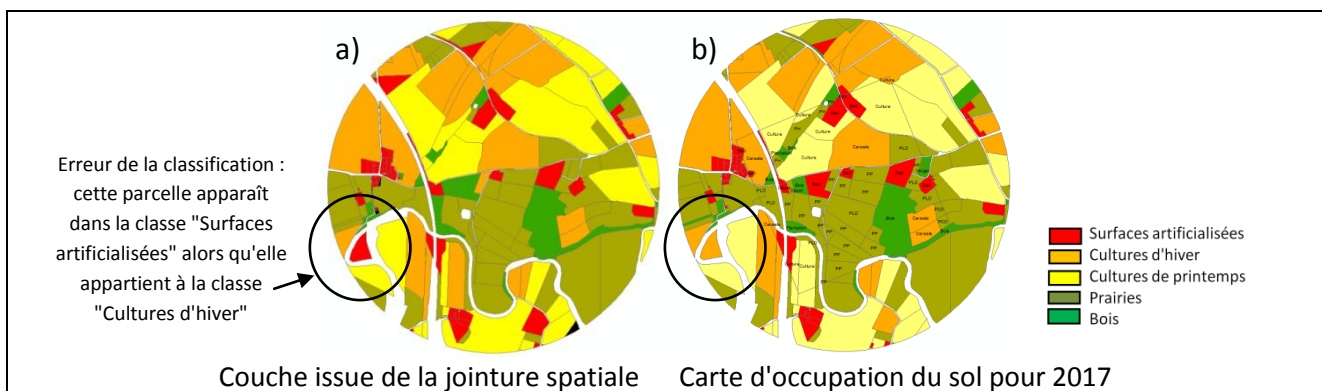
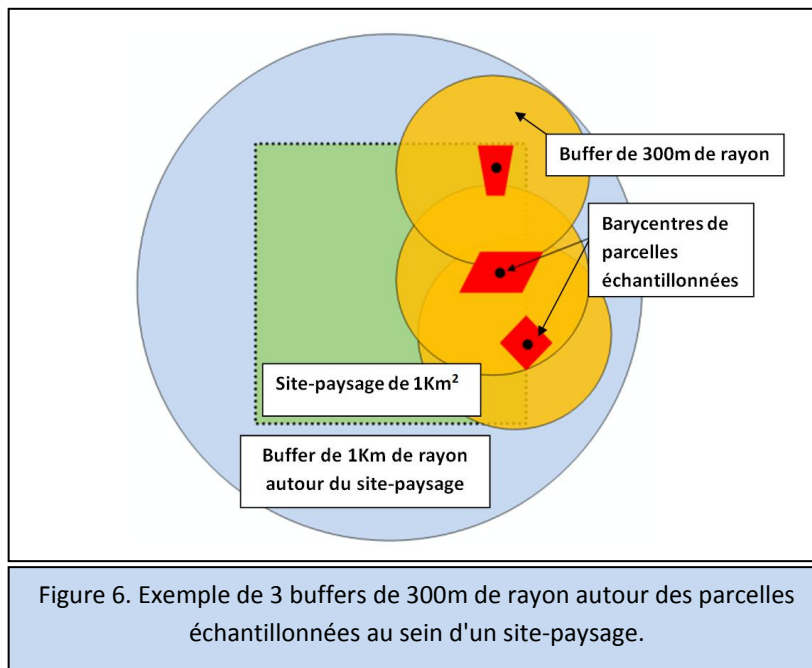


Figure 5. Corrections faites sur la couche de la jointure spatiale d'un site-paysage. (a) on observe la couche de la jointure spatiale avec des erreurs issues de la classification ; (b) on montre la couche de la jointure spatiale qui a été corrigée à partir des observations sur différentes sources de données. Il est à noter qu'une fois que la couche de la jointure spatiale est corrigée et son tableau attributaire, mis en forme, on l'appelle carte d'occupation du sol.

Pour compléter la tâche nous avons mis en forme les tableaux attributaires, donc nous avons fait le nettoyage, l'élimination, la création et le remplissage des champs. Les champs Inclus sont : identifiant de l'entité <id> ; identifiant de l'exploitant <id_Expl> ; identifiant de la parcelle <id_parcc> ; accord de l'agriculteur pour participer à l'enquête de pratiques agricoles <AccordAgr> ; classe d'occupation du sol par année <OCSOL_20XX> ; code de la classe d'occupation du sol par année <CODE_20XX> ; observations particulières <Obs> ; numéro de la classe d'occupation du sol <légende> ; numéro de la classe d'occupation du sol simplifiée à 4 classes <legende_1> ; surface du polygone en hectares <surf_polyg> ; périmètre des polygones en mètres <peri_polyg>.



A partir de "l'environnement paysager proche" des parcelles échantillonnées, un ensemble de métriques paysagères a été calculé afin d'évaluer l'effet de la composition et de la structure du paysage sur la structuration des communautés végétales (Volet 2 / Tâche 2).

Deux types de jeu de données ont été construits (Tableau 4) :

1) Pour caractériser la composition du paysage, nous avons calculé la proportion des classes d'occupation du sol sur *Fragstats*®.

2) Pour renseigner la structure spatiale du paysage, nous avons extrait trois groupes de métriques qui comprennent des métriques de **taille et de proportion** permettant de suivre la fragmentation spatiale, des métriques de **forme** qui rendent possible la quantification de la complexité du paysage, et des métriques de **diversité** qui permettent de quantifier la richesse paysagère. Trois types de métriques paysagères ont été calculés afin de renseigner la structure spatiale du paysage.

L'indice de forme (SHAPE) et la taille de parcelles (AREA) ont été extraits sur *ArcGis*® et à l'aide du module *V-Late* de *Fragstats*®. La densité de lisière (ED) et l'indice de diversité de Shannon (SHDI) ont été calculés sur *Fragstats*®.

Tableau 4. Types de métriques paysagères calculées afin d'évaluer l'effet de la composition et de la structure du paysage sur la structuration des communautés végétales (Volet 2 / Tâche 2)

Groupe de métriques paysagères	Types de métriques paysagères	Code	Description
Les métriques de taille et de proportion	Taille moyenne de parcelles	AREA	Surface moyenne des parcelles par paysage (environnement paysager proche)
	Densité de lisière (Edge Density)	ED	Somme de contours des taches composant un paysage (environnement paysager proche)
	La proportion de prairies de longue durée	PLD	Proportion du paysage occupé par la classe -prairie de longue durée-
	La proportion de prairies de courte durée	PCD	Proportion du paysage occupé par la classe -prairie de courte durée-
	La proportion de surface en eau	EAU	Proportion du paysage occupé par la classe -Surfaces en eau-
	La proportion de surface en bois	BOIS	Proportion du paysage occupé par la classe -Bois-
	La proportion de surfaces artificialisées	BATI	Proportion du paysage occupé par la classe -Surfaces artificialisées-
	La proportion de surfaces en cultures	CULTURES	Proportion du paysage occupé par la classe -Cultures-
Les métriques de forme	Indice de forme (Ratio Périmètre/Aire)	SHAPE	Valeur moyenne de la forme des parcelles par paysage (environnement paysager proche)
Les métriques de richesse	L'indice de diversité de Shannon	SHDI	Mesure exprimant le degré avec lequel des éléments du paysage sont représentés en proportions similaires

3. Résultats des classifications sur 10 ans et présentation des cartes d'occupation du sol

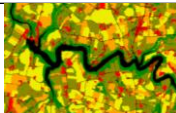
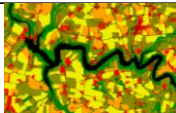
3.1 Les classifications d'occupation du sol sur 10 ans

Nous avons produit une classification d'occupation du sol par an, sauf pour les années 2007, 2008 et 2012 où nous avons fait deux classifications pour prendre en compte toute la zone qui couvre l'ensemble des sites-paysage. En tout nous avons fait 14 classifications. L'analyse multi-dates des images satellites et la représentativité des parcelles d'apprentissage nous ont permis d'obtenir une qualité statistique élevée pour chaque classification (indice de kappa entre 0.77 et 0.93). Le coefficient Kappa est un estimateur de qualité qui tient compte des erreurs d'une classification. Un Kappa de 0.75 signifie que 75 % de la classification ne sont pas dus au hasard (Girard & Girard, 1999).

3.1.1 Les classifications issues des images Sentinel-2

Les indices de précision ont permis de valider les classifications obtenues en 2016 et en 2017 à partir des images Sentinel-2. Elles ont été validées en comparant 75 parcelles de validation avec les résultats de la classification. La précision est élevée avec un coefficient de kappa de 0.93 pour 2017 et de 0.88 pour 2016 (Tableau 5). Le masque de cours d'eau et de routes a permis de réduire la confusion entre les classes eau, surfaces artificialisées et bois.

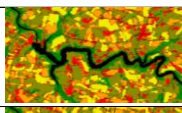
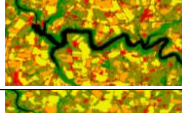
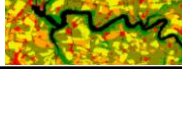
Tableau 5. Mesures de précision des classifications de 2016 et de 2017 issues de Sentinel-2. Nous avons obtenu des coefficients de précision très acceptables. Il est à noter qu'on considère qu'une classification a une bonne qualité quand d'indice de Kappa est supérieur à 0.75

Donnée	Classification	Kappa	Aperçu
Sentinel-2	2017	0.93	
Sentinel-2	2016	0.88	

3.1.2 Les classifications issues des images Landsat

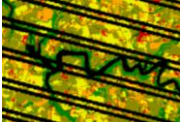
A partir des images Landsat-8, nous avons obtenu les classifications de 2013, de 2014 et de 2015. Elles ont été validées en comparant 68 parcelles de validation en moyenne, avec les résultats de la classification. Le coefficient de kappa obtenu est de 0.89 pour 2013, de 0.83 pour 2014 et de 0.89 pour 2015 (Tableau 6). Le masque de cours d'eau et de routes a permis de réduire la confusion de la classe eau avec les classes surfaces artificialisées et bois.

Tableau 6. Mesures de précision des classifications de 2013, 2014 et 2015 issues de Landsat-8

Donnée	Classification	Kappa	Aperçu
Landsat-8	2015	0.89	
Landsat-8	2014	0.83	
Landsat-8	2013	0.89	

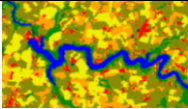
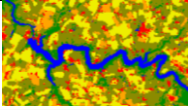
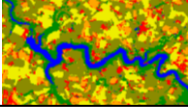
La classification de 2012 issue des images Landsat-7 a été validée en comparant 66 parcelles de validation, avec les résultats de la classification. Le coefficient de kappa obtenu est de 0.77 (Tableau 7). Le masque des cours d'eau et des routes a fonctionné sur ces images pour réduire la confusion entre les classes eau, surfaces artificialisées et bois. Cependant, on observe la présence de rayures avec absence de valeurs. Ce problème provient d'une défaillance du satellite Landsat-7, qui envoie des images comportant des blancs importants, le faisant ressembler à des persiennes.

Tableau 7. Mesures de précision de la classification de 2012 issue de Landsat-7.
On observe la présence de rayures avec absence de valeurs dans l'aperçu.

Donnée	Classification	Kappa	Aperçu
Landsat-7	2012 b	0.77	

Les classifications obtenues en 2009, en 2010 et en 2011 à partir des images Landsat-5, ont été validées en comparant 76 parcelles de validation en moyenne avec les résultats de la classification. Le coefficient de kappa est de 0.89 pour 2009, de 0.86 pour 2010 et de 0.92 pour 2011 (Tableau 8).

Tableau 8. Mesures de précision des classifications 2009, 2010 et 2011 issues de Landsat-5

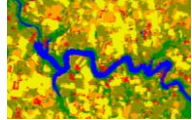
Donnée	Classification	Kappa	Aperçu
Landsat-5	2011	0.89	
Landsat-5	2010	0.86	
Landsat-5	2009	0.92	

Le masque de cours d'eau et de routes n'a pas pu être utilisé sur les images Landsat-5. Le masque a généré des pixels "non data" de façon aléatoire, donc de pixels "non data" sans correspondance spatiale avec les autres pixels des autres images. Les classifications sans le masque ont été faites en incluant la classe eau.

3.1.2 La classification issue de l'image Aster

La classification de 2012 issue des images Aster a été validée avec 60 parcelles de validation. Le coefficient de kappa obtenu est de 0.79 (Tableau 9). Cette classification comporte un léger décalage, issu d'une erreur de géométrie dans les images depuis l'origine. Cela pose des problèmes au moment de l'application du masque de cours d'eau et de routes. Il y a été choisi de faire la classification sans le masque, en incluant la classe eau.

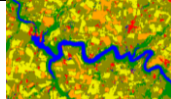
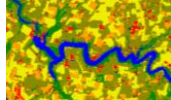
Tableau 9. Mesures de précision de la classification de 2012 issue de Aster

Donnée	Classification	Kappa	Aperçu
Aster	2012 a	0.79	

3.1.2 Les classifications issues des images Spot

Les classifications obtenues en 2008 et en 2009 à partir des images Spot-2,4 et 5, ont été validées avec 72 parcelles de validation en moyenne. La précision est élevée avec un coefficient de kappa de 0.84 pour 2008a, de 0.87 pour 2008b, de 0.91 pour 2007a et de 0.88 pour 2007b (Tableau 10). C'est pourquoi le masque de cours d'eau et de routes n'a pas été utilisé.

Tableau 10. Mesures de précision des classifications de 2007et 2008 issues du Spot-2, 4 et 5

Donnée	Classification	Kappa	Aperçu
Spot-4	2008 a	0.84	
Spot-4 et 5	2008 b	0.87	
Spot-2, 4 et 5	2007 a	0.91	
Spot-2 et 4	2007 b	0.88	

3.2 Cartes d'occupation du sol pour la période de 10 ans

Nous avons obtenu une carte d'occupation du sol par an par site-paysage (Figure 7). Les classes d'occupation du sol obtenues sont : surfaces en eau ; surfaces artificialisées ; bois ; cultures d'hiver ; cultures de printemps ; prairies de courte durée (parcelles restées en prairie pendant une période inférieure à 5 ans) ; et prairies de longue durée (voir la partie 2.2.1.2 du Volet 2 / Tâche 3).

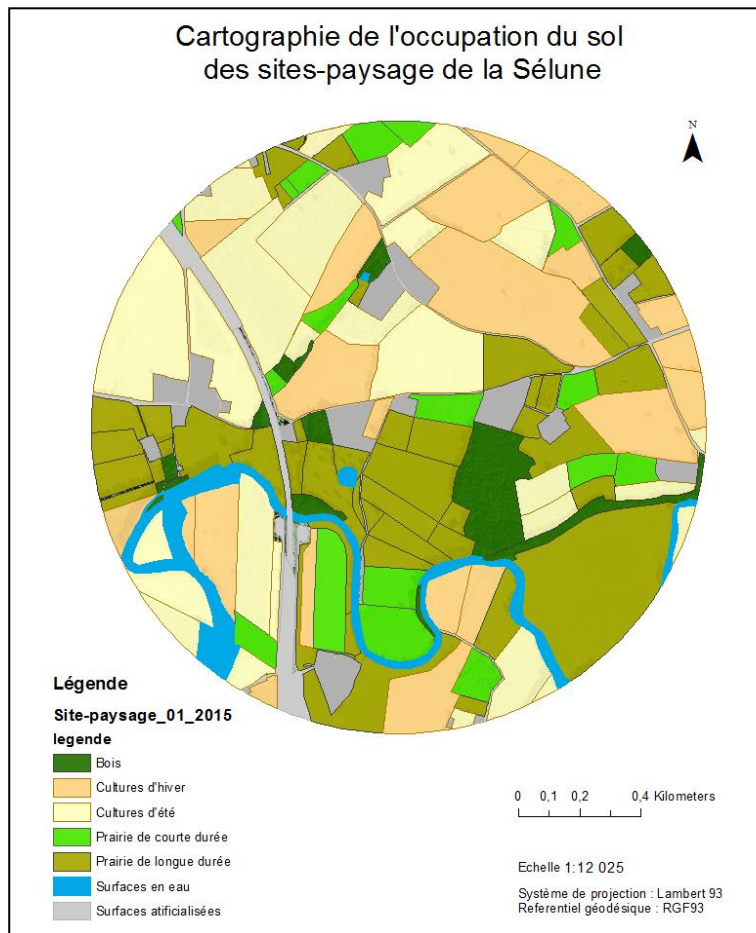
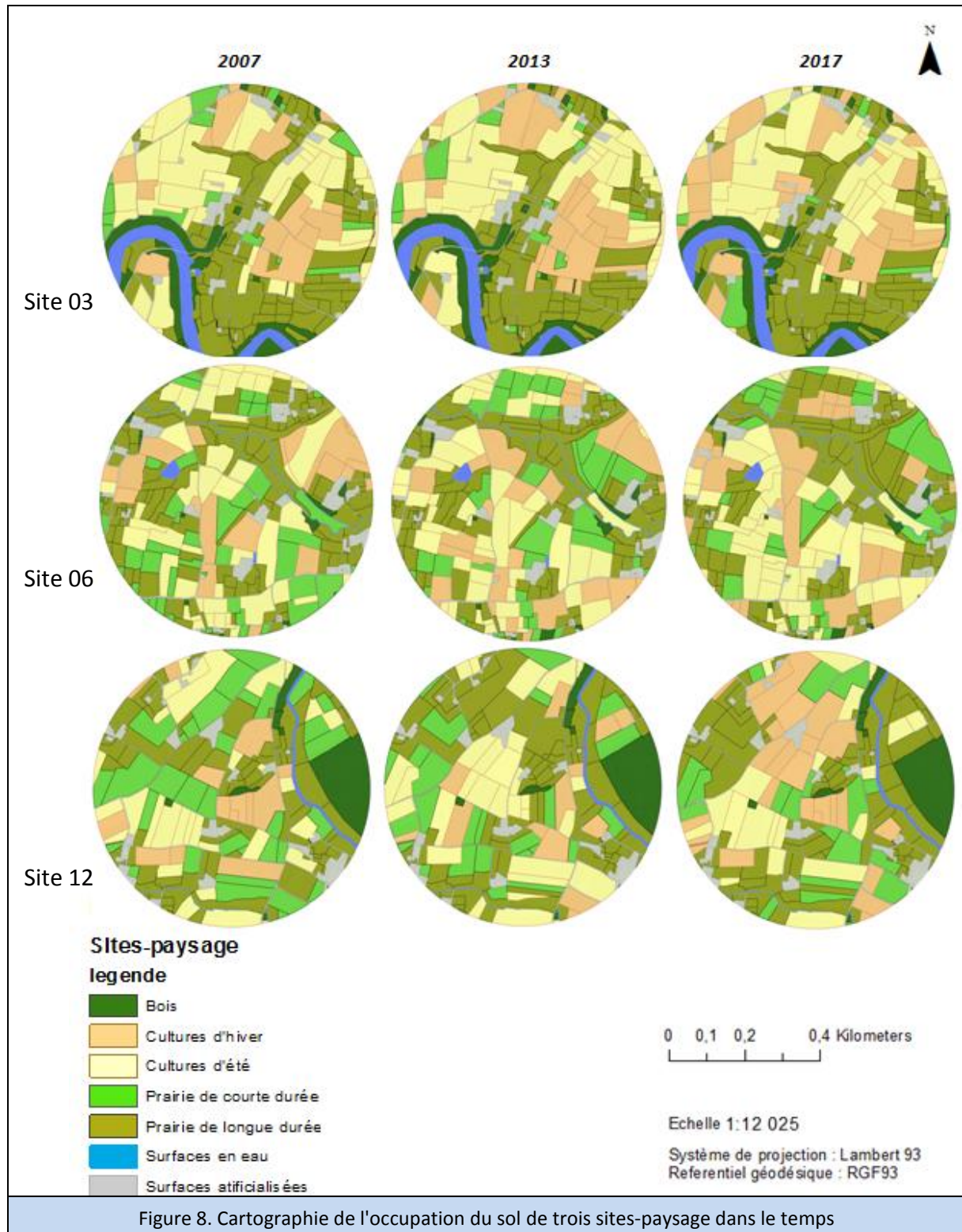


Figure 7. Cartographie de l'occupation du sol d'un site-paysage de la Sélune

Dans la figure 8 nous présentons trois sites-paysages pour trois dates différentes. On observe différents types d'évolution. Par exemple, le site 03 ne présente pas de changement sur la classe prairie de longue durée, cependant dans le site 12 on observe une diminution de la classe prairie de longue durée et une augmentation de deux classes de cultures. La cartographie construite devra nous permettre d'analyser les trajectoires d'évolution de la composition et de la structure du paysage dans l'étape suivante.



3.3 Métriques paysagères

Dans le cadre du Volet 2 / Tâche 2, un ensemble de métriques paysagères a été calculé (Tableau 4, Volet 2 / Tâche 3).

Pour renseigner la composition du paysage, nous avons calculé la proportion des classes d'occupation du sol. Le Tableau 11 présente des exemples des valeurs pour renseigner la

composition du paysage. Pour renseigner la structure spatiale du paysage, nous avons calculé l'indice de forme des parcelles (SHAPE), la taille de parcelles (AREA), la densité de lisière (ED) et l'indice de diversité de Shannon (SHDI). Le Tableau 12 présente des exemples des valeurs pour renseigner la structure du paysage.

Tableau 11. Exemple des valeurs de la métrique "proportion d'occupation du sol" par classe, extraites de l'environnement paysager d'une parcelle pour l'année 2014 (01_032_2014)

	Proportion d'occupation du sol			
Environnement paysager proche	PDL	BOIS	CULTURES	PCD
01_032_2014	36,623	1,752	17,684	28,901

Tableau 12. Exemple des valeurs des métriques de proportion, de forme et de richesse paysagère, extraites de l'environnement paysager d'une parcelle pour l'année 2014 (01_032_2014)

	Densité de lisière	Taille moyenne des parcelles	Moyenne de l'indice de forme	Indice de diversité de Shannon
Environnement paysager proche	ED	AREA	SHAPE	SHDI
01_032_2014	310,886	11329,2	1,66	1,389

4. Perspectives sur la caractérisation des dynamiques du paysage

La deuxième étape de l'étude consiste à caractériser les dynamiques du paysage des sites-paysage pour la période de 10 ans. Nous allons utiliser des métriques paysagères afin d'obtenir de typologies d'évolution de la composition et de la structure du paysage.

La cartographie des haies est en réalisation pour compléter les données d'occupation du sol sur la période de 10 ans.

La cartographie pour la période de 50 ans est prévue pour retracer la dynamique paysagère depuis 1947 à partir de photographies aériennes. L'objectif est notamment de quantifier la dynamique des parties boisées (dont les haies) et des terres arables.

Conclusions générales - Séripage 2017 -

Poursuite, achèvement des activités - Séripage 2018 -

Les résultats du projet Sérilage en 2017 confortent un certain nombre d'aspects liés aux hypothèses initiales.

Sur la "dimension longitudinale". On a pu effectivement mesurer des différences significatives entre zones amont, aval des barrages et zones inter-barrages des lacs en vidange. Ces différences sont en termes 1) de structures paysagères fines aux échelles parcellaires et infra, au niveau des paysages de cours d'eau et des paysages de vallée, 2) de composition et richesse de la végétation spontanée au sein et en bordures de parcelles des paysages de vallée, de 3) de modalités de gestion des parcelles échantillonnées en paysage de vallée. Egalement, on a pu observer en paysage de cours d'eau, des différences de recolonisation par la végétation des berges et des vases le long de la zone inter-barrages des lacs en vidange.

Sur la "dimension latérale". On a pu mesurer des différences au sein des paysages de vallée, entre fonds et versants en termes de 1) structure fine du paysage, 2) modes de gestion des prairies, et 3) végétation spontanée des prairies. On a pu également mesurer des différences de recolonisation des sédiments par la végétation, au sein de la zone inter-barrages des lacs en vidange, en fonction de la distance au nouveau lit mineur du cours d'eau. Enfin, au niveau de cette même zone des lacs en vidange, on a montré que la végétation qui a colonisé les sédiments à l'embouchure de plusieurs affluents de la Sélune est davantage composée d'adventices et rudérales marquant la contribution des paysages agricoles des affluents dans l'apport de propagules, tandis que la végétation en dehors de ces embouchures d'affluents est davantage marquée par l'apport de propagules de ligneux issues des lisières arborées.

Les activités 2018 du projet Sérilage (qui s'achève en décembre) seront marquées 1) par l'approfondissement de certaines études (ex1. évolutions des paysages de vallée sur 10 et 50 ans; ex2. dynamique de recolonisation de la végétation sur les sédiments exondés), et 2) par la mise en œuvre d'études complémentaires (ex1. contribution relative des exploitations agricoles aux évolutions des paysages de vallée, ex2. effet de l'hétérogénéité des paysages sur les pollinisateurs). L'objectif principal du projet dans son ensemble, en 2018, est de s'appuyer sur les résultats croisés et consolidés pour proposer une préfiguration d'un dispositif observatoire permettant de suivre les évolutions des paysages, des activités agricoles (et autres activités de gestion) et de la biodiversité spontanée, selon les hypothèses centrales d'interactions latérales et de différenciation longitudinales, au sein de la vallée de la Sélune. Ces résultats ainsi que la proposition de préfiguration d'un tel observatoire seront proposés à discussion dans le cadre d'ateliers dédiés avec les acteurs locaux, en premier lieu les agriculteurs et autres gestionnaires des paysages avec lesquels nous avons travaillé (fin d'année).

Productions 2017 / début 2018 du projet Séripage

Castay L, Prampart A, Alignier A & Thenail C. (2017). "Projet SERIPAGE- Sélune : Ecologie et gestion des zones rivulaires, ripariennes et des paysages agricoles". Plaquette de restitution aux agriculteurs des résultats préliminaires sur l'analyse des pratiques de gestion et de la flore des prairies. 4 p. *Plaquette de restitution aux agriculteurs*.

Laslier M., Ba A., Hubert-Moy L. & Dufour S. (2017). Comparison of leaf-on and leaf-off ALS data for mapping riparian tree species. SPIE conference Warsaw 10-14 September 2017. *Communication orale*.

Laslier M., Muller I., Bernez I, Hubert-Moy L. & Dufour S. (2017). Early successional vegetation dynamics of alluvial deposits following dam removal. IAVS conference. Palerme 20-24 June 2017. *Communication orale*.

Prampart A, Delisle M, Lecoœur D. & Bernez I. (2017). Influence des paysages agricoles à différentes échelles, sur les communautés végétales des berges de ruisseaux de tête de bassin versant. ECOVEG 13, Québec, 11-12-13 septembre 2017. *Communication orale*.

Pronost M., Oury Y., Ravot C. & Bernez I. (2018). Suivi de la recolonisation végétale spontanée des berges remaniées de la Sélune (Normandie, France) avant l'arasement de deux grands barrages : élaboration d'un protocole pour la mise en place de l'observatoire ORSER. REVER 9, Arles, 5-6 avril 2018. *Poster*.

Ravot C., Laslier M., Waymel J., Muller I., Hubert-Moy L., Dufour S. & Bernez I. (2018). Dynamiques végétales jeunes sur les vases exondées du lac de Vezins (Manche) avant démantèlement de grands barrages : potentialités d'une restauration écologique passive et conservatoire d'une vallée renaissante. REVER 9, Arles, 5-6 avril 2018. *Communication orale*.

Bibliographie

- BÅNG A., NILSSON C. & HOLM S. (2007). The potential role of tributaries as seed sources to an impoundment in Northern Sweden: A field experiment with seed mimics. *River Research and Applications*: pp. 1049–1057.
- BOUSQUET T., MAGNANON S. & BRINDEJONC O. (2015). Liste rouge de la flore vasculaire de Basse-Normandie. DREAL Basse-Normandie/Région Basse-Normandie/Feader Basse-Normandie. Conservatoire botanique national de Brest, 43p. & annexes.
- BRAUN-BLANQUET J. (1932). *Plant sociology* (translation by H.S. Conard, G.D. Fuller). Mac Graw-Hill Book Co. Inc., New York, 18 + 439 p.: <https://archive.org/details/plantsociologyst00brau>
- CARBONNEAU, P., PIEGAY, H. (2012). *Fluvial Remote Sensing for Science and Management*. John Wiley & Sons.
- CHOUANNEAU Q., DELIQUAIRE S. & HAMEL M. (2018). *Actions réalisées en 2017 par la Brigade. Conservatoire d'espaces naturels Normandie Ouest*, 196 p.
- CHABOT R. (2016). Réponse de la végétation riveraine et littorale aux variations forcées de niveaux d'eau lacustres dans les Laurentides méridionales. *Maîtrise en sciences forestières*. Université de Laval, Québec, 52 p.
- CONNEL J.H., SLATYER R.O. (1978). Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist* 111:1119-1144.
- DENIAU J., (2016). Échantillonnage de paysages et caractérisation de l'occupation du sol le long de la Sélune, à partir de données de télédétection dans le cadre du projet SERIPAGE. *Rapport d'activités*. 21 p.
- DOUVILLE C., ZAMBETTAKIS C, FRANÇOIS R., DARDILLAC A., GOURVIL J., FILOCHE S. & MILLET J. (2016). *Livret d'accompagnement des deux recueils de fiches « flore » et « végétations » caractéristiques des zones humides du bassin Seine-Normandie. Avec le soutien financier de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie*. 96 p.
- DUGASA., MORIN D. (1993). Évaluation de quelques sources d'erreur dans un inventaire semi-automatisé de l'utilisation agricole du sol : étude de cas à Sainte-Foy. *Cahiers de Géographie du Québec*, 37(100) :35-48 p.
- FORGET G., CARREAU C., LE COEUR D. & BERNEZ I. (2013). Ecological Restoration of Headwaters in a Rural Landscape (Normandy, France): A Passive Approach Taking Hedge Networks into Account for Riparian Tree Recruitment. *Restoration Ecology*, 21(1) : pp. 96-104.
- FORZIERI, G., MOSER, G., VIVONI, E.R., CASTELLI, F., CANOVARO, F. (2010). Riparian vegetation mapping for hydraulic roughness estimation using very high resolution remote sensing data fusion. *Journal of Hydraulic Engineering* 136, 855–867.
- GONZALEZ, E., MASIP, A., TABACCHI, E., POULIN, M. (2017). Strategies to restore floodplain vegetation after abandonment of human activities. *Restor Ecol* 25, 82–91. <https://doi.org/10.1111/rec.12400>
- GONZÁLEZ, E., SHER, A.A., TABACCHI, E., MASIP, A., POULIN, M. (2015). Restoration of riparian vegetation: A global review of implementation and evaluation approaches in the international, peer-reviewed literature. *Journal of Environmental Management* 158, 85–94. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.033>

- GIRARD M.C., GIRARD C.M. 1999. Traitement des données de télédétection. Dunod Ed. Paris, pages 326 à 334.
- GREVILLOT F., MULLER S. (2002). Grassland ecotopes of the upper Meuse as references for habitats and biodiversity restoration : A synthesis. *Landscape Ecology*, 17:19-33.
- HERVOUET, A., DUNFORD, R., PIÉGAY, H., BELLETTI, B., TRÉMÉLO, M.-L. (2011). Analysis of Post-flood Recruitment Patterns in Braided-Channel Rivers at Multiple Scales Based on an Image Series Collected by Unmanned Aerial Vehicles, Ultra-light Aerial Vehicles, and Satellites. *GIScience & Remote Sensing* 48, 50–73. <https://doi.org/10.2747/1548-1603.48.1.50>
- JOHANSEN, K., PHINN, S., WITTE, C. (2010). Mapping of riparian zone attributes using discrete return LiDAR, QuickBird and SPOT-5 imagery: Assessing accuracy and costs. *Remote Sensing of Environment* 114, 2679–2691. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.06.004>
- LENHART C. F. (2000). The vegetation and hydrology of impoundments after dam removal in outhern Wisconsin. University of Wisconsin, Madison, Wisconsin, 146 p.
- LINBORG R., ERIKSSON O. (2004). Historical landscape connectivity affects present plants pecies diversity. *Ecology* 85: pp. 1840-1845.
- MARTINEZ-FERNANDEZ V., GONZALEZ E., LOPEZ-ALMANSA J.C, GONZALEZ S.M. & de Jalon D.C. (2017). Dismantling artificial levees and channel revetments promotes channel widening and regeneration of riparian vegetation over long river segments. *Ecological Engineering* 108:132-142.
- MICHEZ, A. (2016). Caractérisation multi-échelle des bandes riveraines des cours d'eau wallons par télédétection active et passive. Université de Liège, Liège, Belgique.
- MORANDI, B., KAIL, J., TOEDTER, A., WOLTER, C., PIÉGAY, H. (2017). Diverse Approaches to Implement and Monitor River Restoration: A Comparative Perspective in France and Germany. *Environmental Management* 60, 931–946. <https://doi.org/10.1007/s00267-017-0923-3>
- MOSER D., GYGAX A., BÄUMLER A. WYLER N. & PALESE, R. (2002). Liste Rouge des fougères et plantes à fleurs menacées de Suisse. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne; Centre du Réseau Suisse de Floristique, Chambésy; Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève, Chambésy (Ed.), Série OFEFP « L'environnement pratique ».
- NOBIS A., ROLA K. & WĘGRZYN M. (2017) Detailed study of a river corridor plant distribution pattern provides implications for river valley conservation. *Ecological Indicators*, 83:314-322.
- ORR C. H. & STANLEY E.H. (2006).Vegetation development and restoration potential of drained reservoirs following dam removal in Wisconsin. *River Research and Applications* 22:281-295.
- PROVOST M. (1998). Flore vasculaire de Basse-Normandie : avec suppléments pour la Haute-Normandie. Tome 2. Presses universitaires de Caen, Caen : XII-492 p.
- RAMSEY G.S. (2014). An Analysis of Vegetation Recovery following Dam Removal at Hemlock Recreation Site, Washington. *Dissertations and Theses, Paper 2003*: 60 p.
- REBELE F. (2001). Management impacts on vegetation dynamics of hyper-eutrophicated fields in Berlin, Germany. *Applied Vegetation Science* 4:147–156.
- RIEDLER, B., PERNKOPF, L., STRASSER, T., LANG, S., SMITH, G. (2015).A composite indicator for assessing habitat quality of riparian forests derived from Earth observation data. *International Journal of Applied*

- Earth Observation and Geoinformation, Special Issue on Earth observation for habitat mapping and biodiversity monitoring 37, 114–123. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.09.006>
- ROHDE S., SCHUTZ M., KIENAST F. & ENGLMAIER P. (2005). River widening: an approach to restoring riparian habitats and plant species. *River Research and Applications*, 21, 1075–1094.
- ROINE A. & BOILEAU N. (2017). La suppression des barrages sur la rivière la Jouanne (Mayenne) - I. Effets sur la ripisylve, les berges et la granulométrie. *BIOTOPES* 53, 33 : 75-85.
- SAVINI J-R (2017). 250020233, BERGES DE LA SELUNE AU PONT DE LA REPUBLIQUE. INPN, SPN-MNHN Paris, 7P : <https://inpn.mnhn.fr/zone/znieff/250020233.pdf> (consulté le 14 février 2018)
- SANDRE (2014). Cours d'eau - Métropole 2014 - BD Carthage. Révisée le 13 novembre 2015. Disponible sur : <http://sigessn.brgm.fr/?page=carto> (Février 2018)
- SHAFROTH P.B., FRIEDMAN J.M., AUBLE G.T., SCOTT M.L., BRAATNE J.H. (2002). Potential responses of riparian vegetation to dam removal. *BioScience* 52:703–712.
- TORMOS, T., KOSUTH, P., DURRIEU, S., VILLENEUVE, B., WASSON, J.G. (2011). Improving the quantification of land cover pressure on stream ecological status at the riparian scale using High Spatial Resolution Imagery. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 36, 549–559.
- TOWNSEND, P.A. (2001). Mapping seasonal flooding in forested wetlands using multi-temporal Radarsat SAR. *Photogrammetric engineering and remote sensing* 67, 857–864.
- WALKER L.R. & DEL MORAL R. (2009). Lessons from primary succession for restoration of severely damaged habitats. *Applied Vegetation Science*. 12: 55-67.
- WAYMEL J., BOUSQUET T., ZAMBETTAKIS C., GESLIN J. (2016). Liste des plantes vasculaires invasives de Basse-Normandie. DREAL de Normandie / Région de Normandie. Villers-Bocage : Conservatoire botanique national de Brest, 28 p. + annexes.
- WAYMEL J. & ZAMBETTAKIS C. (2017). Plan de conservation de la Limoselle aquatique (*Limosella aquatica* L.) en Basse-Normandie. Document non publié. Direction départementale des territoires et de la mer, Mission Barrages de la Sélune. Villers-Bocage : Conservatoire botanique national de Brest, 26p.
- WEIBULL A.C., OSTMAN O., GRANQVIST A. (2003). Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity and conservation* 12:1335-1355.
- ZECHMEISTER H.G., SCHMITZBERGER I., STEURER B., PETERSEIL J., WRBKA T. (2003). The influence of land use practices and economics on plant species richness in meadows. *Biological conservation* 114:165-177.