

Rapport Seine-Aval 4



REBEBAS

Restauration écologique des berges
de la Basse Vallée de Seine.



Langlois E., Bureau F.



Mars 2012



GIP Seine-Aval
Pôle Régional des Savoirs
115 Bd de l'Europe
76 100 - Rouen

tel : 02 35 08 37 64
<http://www.seine-aval.fr>

SA IV - Restauration et reconquête

Restauration Ecologique des Berges de la Basse Vallée de Seine : REBEBAS

Coordinateurs :

Estelle Langlois – EA 1293 ECODIV – Université de Rouen

Fabrice Bureau – EA 1293 ECODIV – Université de Rouen

Crédits photos pour la végétation et le sol : ECODIV

Crédit photo Collembole : S. Hopkin

i - Liste des scientifiques ayant participé au projet et des structures auxquelles ils appartiennent

Laboratoire d'Ecologie EA 1293 ECODIV - Université de Rouen

Fabrice Bureau – Maître de Conférences – Ecologie fonctionnelle - pédologie
Estelle Langlois – Maître de Conférences – Ecologie végétale
Matthieu Chauvat – Maître de Conférences – Mésofaune du sol
Michael Aubert – Maître de Conférences HDR – Ecologie fonctionnelle
Pierre Margerie – Professeur Agrégé – Macrofaune du sol
Marthe Akpa-Vinceslas – Ingénieur de Recherche
Philippe Delporte – Adjoint Technique

Doctorants et Post Doc :

Chockri Mchergui : Doctorant ECODIV janvier 2010 – Décembre 2012 «Restauration du compartiment sol dans un système estuarien fortement anthropisé : applications aux écotones rivulaires et aux marais alluvionnaires de la basse vallée de Seine»

Stagiaires :

Anne Pilière – Master 2 Professionnel Biodiversité Ecotoxicité Ecosystèmes - Spécialité Conservation et Restauration de la Biodiversité - « Etat écologique actuel de différents systèmes alluviaux de la basse vallée de Seine: contribution d'une caractérisation floristique » Metz - 2010
Jordan Guiz – Master 2 Recherche mention aménagement et environnement – spécialité biodiversité- écotoxicologie, écosystèmes (parcours ETOX) «Influence du degré de connectivité et de l'éloignement au fleuve sur le fonctionnement des sols alluviaux de l'estuaire de Seine : Incidence sur la restauration des fonctions écologiques associées à ces sols » Metz – 2010
Vatsana Souannavong – Master 1 Professionnel Eau Sol Environnement Biodiversité « Etat écologique actuel de différents écosystèmes alluviaux rivulaires de la basse vallée de Seine : contribution d'une caractérisation floristique » Rouen – 2011
Benjamine Faucon – Master 1 Professionnel Eau Sol Environnement Biodiversité « Etat écologique actuel des écotones rivulaires de la basse vallée de Seine : comparaison des capacités de minéralisation potentielle du Carbone des sols selon leur degré de connexion au fleuve » Rouen - 2011
Lucie Michel – Master 1 Professionnel Eau Sol Environnement Biodiversité « Définition de l'état écologique actuel des écotones rivulaires de la basse vallée de Seine : contribution de l'approche pédologique » Rouen - 2011
Fanny Secq – Licence 3 Ecologie et Biologie des Organismes « Etat écologique actuel des berges de la Basse Vallée de Seine : Contribution d'une caractérisation faunistique (mésofaune des sols) Rouen - 2011
Romain Chazal – Licence 3 Ecologie et Biologie des Organismes « Caractérisation de la macrofaune édaphique dans une vallée anthropisée » Rouen – 2011

Collaborations :

Laboratoire de Géologie UMR 6143 M2C - Université de Rouen – Projet IBISS

Robert Lafite – Professeur
Julien Deloffre – Maître de Conférences

Sommaire

I. Introduction : présentation du contexte et des questionnements à l'initiative du projet	p.3
II. Zone géographique concernée et description des sites	p.7
II.A - Description des sites d'étude	p.9
II.B - Description physique : gradient de connectivité	p.20
III. Résultats scientifiques détaillés acquis au cours du projet	p.22
III. A - La végétation : un descripteur de la qualité des milieux	p.22
III.A.1 – Introduction	p.22
III.A.2 – Méthodologies et Analyses	p.23
Estimation de la végétation en place	p.23
Estimation de la végétation potentielle par l'étude de la banque de semences	p.25
Calcul des indices et traitements statistiques des données floristiques	p.27
III.A.3 – Résultats	p.29
Analyse globale : relation entre la composition floristique et les sites d'étude	p.29
Structure de la végétation	p.31
Relation entre le gradient de contrainte et la banque de semences	p.34
III.A.4 – Discussion	p.39
III. B - Contribution d'une caractérisation faunistique : étude de la mésofaune des sols	p.47
III.B.1. – Introduction	p.47
III.B.2. - Matériel & Méthode	p.48
Protocole d'échantillonnage	p.48
Analyses au laboratoire	p.49
Dénombrement et détermination de la mésofaune	p.49
Analyses statistiques	p.50
III.B.3. – Résultats	p.52
III.B.3.1 Petiville	p.52
III.B.3.2 Trou-Buquet	p.56
III .B.3.3 Relations biotiques et abiotiques	p.59
III.B.4. – Discussion	p.62
III.B.5. – Conclusion	p.66
III. C - Contribution d'une caractérisation faunistique : étude de la macrofaune du sol	p.67
III.C.1. – Introduction	p.67
III.C.2. - Matériel & Méthode	p.68
Plan d'échantillonnage	p.68
Déterminations	p.69
Analyses de données	p.69

III.C.3. – Résultats	p.70
III.C.4. – Discussion	p.73
III.C.5. – Conclusion	p.74
III. D – Contribution d’une caractérisation pédologique : étude de la morphologie, des caractéristiques physico-chimiques et du fonctionnement des sols	p.75
III.D.1. – Introduction	p.75
III.D.2. - Matériel & Méthode	p.76
III.D.3. – Résultats	p.77
III.D.4. – Discussion	p.87
III.D.5. – Conclusion	p.88
IV. Retombées opérationnelles directes et/ou indirectes du projet	p.90
V. Conclusion présentant notamment les perspectives de poursuite et/ou les questionnements nouveaux	p.93
VI. Liste des communications et/ou publications publiés et/ou soumises par l’ensemble des équipes du projet.	p.96
VII. Bibliographie	p.97
VIII. Objectifs non atteints	p.101
IX. Annexes	p.102

I. Introduction : présentation du contexte et des questionnements à l'initiative du projet

Constat général :

Pour les écosystèmes terrestres, les corridors rivulaires, constitués par l'ensemble des écosystèmes des berges des fleuves, sont des milieux-clés qui déterminent deux fonctionnalités écologiques essentielles, la fonction d'écotone et la fonction de connexion (CSPNB, 2008). En effet, les écosystèmes rivulaires des berges naturelles localisés, par définition, entre les milieux aquatiques du chenal et les milieux terrestres de la plaine d'inondation sont un lieu d'échanges de matière et d'organismes portés par les flux d'eau allant du chenal vers la plaine et inversement (dimension transversale). A ce titre, ces écosystèmes rivulaires sont reconnus pour posséder un ensemble de caractéristiques et le fonctionnement écologique des zones dites de transition entre écosystèmes adjacents (écotones au sens de Holland et diCastri). Par ailleurs, les écosystèmes rivulaires en conditions naturelles sont en continuité le long des berges (dimension longitudinale) et permettent ainsi la dispersion des semences et les déplacements d'organismes (corridors fluviaux au sens de Forman et Godron). Dans le cas de la Basse Vallée de Seine, l'estuaire a été aménagé pour autoriser la navigation de bateau à fort tirant d'eau jusqu'à Rouen (chenalisation, endiguements) impactant les écosystèmes rivulaires en les déconnectant souvent du fleuve.

Objectifs scientifiques :

A court terme et dans une étape préliminaire, le projet REBEBAS (Restauration Ecologique des BERges de la BASse Vallée de Seine) propose de diagnostiquer l'état écologique actuel des écosystèmes rivulaires de la Basse Vallée de Seine et de déterminer si ces écosystèmes remplissent actuellement leur fonction d'écotone rivulaire. A moyen terme, le projet REBEBAS a pour objectif de déterminer si l'état actuel des berges anthropisées de la Basse Vallée de Seine nécessite et autorise, à terme, la restauration d'un état et d'un fonctionnement considérés comme écologiquement acceptables pour un écotone rivulaire.

Le projet REBEBAS cherche donc à réaliser un diagnostic fin de l'état écologique des berges de la basse vallée de Seine basé sur la qualité de la végétation et des sols. L'association à d'autres indicateurs, de type hydrologique, sédimentaire, ichthyologiques, ... devrait aboutir à l'élaboration d'une typologie permettant de classer les sites retenus selon une échelle du moins dégradé au plus dégradé. Ainsi, en fonction du degré de dégradation des berges, ou des écosystèmes rivulaires considérés, la question de la restauration à mener sur ce/ces site(s) pourra être envisagée amenant des questions supplémentaires pouvant être traitées dans un second volet de ce projet : la qualité du milieu offre-t-elle des possibilités de restauration ? Si la restauration est possible, sur quel site la mener ? Comment mener cette restauration ? Dans quel but ?

Contexte de l'étude :

Pour les écosystèmes terrestres, les **corridors rivulaires**, constitués par l'ensemble des **écosystèmes des berges** des fleuves, sont des milieux-clés qui déterminent deux fonctionnalités écologiques essentielles, la fonction d'écotone et la fonction de connexion (CSPNB, 2008).

- **La fonction d'écotone** : Interfaces entre milieu aquatique et milieu terrestre, les corridors rivulaires sont caractérisés par une forte *productivité* biologique, liée à la présence d'eau, qui apporte à de nombreuses espèces des « ressources » et des habitats complémentaires à ceux des milieux adjacents. Leur structure hétérogène et dynamique, entretenue par les crues, procure une grande diversité d'habitats et de refuges.
- **La fonction de connexion** : La structure linéaire et arborescente des réseaux hydrographiques favorise la circulation et la dispersion de nombreuses espèces sur de vastes superficies. Les corridors rivulaires sont les seules structures qui couvrent tout le territoire et traversent nécessairement les espaces très anthropisés, agricoles ou urbains, « hostiles » à la faune sauvage.

Dans son ouvrage intitulé "l'arbre, la rivière et l'homme" le Conseil Scientifique du Patrimoine Naturel et de la Biodiversité définit par « corridor rivulaire » une bande de terrain le long d'un cours d'eau, dont la végétation naturelle boisée ou « ripisylve » est influencée par celui-ci, et interagit avec lui. Sa largeur dépend beaucoup du fonctionnement hydrologique et il participe au fonctionnement global de l'hydrosystème fluvial au sens de Amoros et Petts (1993).

En conditions naturelles, les **écosystèmes rivulaires** sont en continuité le long des berges (dimension longitudinale) et sont le lieu d'échanges bidirectionnels d'eau, de matière et d'organismes (dimension transversale). A ce titre, ces écosystèmes rivulaires sont reconnus pour posséder un ensemble de caractéristiques et un fonctionnement écologique de zones de transition entre écosystèmes adjacents (écotones au sens de Holland et al 1988). Les berges naturelles non endiguées des fleuves sont soumises à l'alternance des phases d'inondation et d'exondation en fonction de la périodicité et de l'intensité des crues. Ce processus est un facteur qui contrôle l'hétérogénéité des habitats et corrélativement la diversité biologique associée.

Dans le cas de la Basse Vallée de Seine, l'estuaire a été aménagé pour autoriser la navigation de bateau à fort tirant d'eau jusqu'à Rouen (chenalisation, endiguements) impactant les écosystèmes rivulaires. Les rives non endiguées sont rares et les échanges entre le fleuve et de sa plaine alluviale sont limités. Les inondations visibles de la plaine sont le plus souvent liées à des remontées de la nappe alluviale. Les échanges de matière et d'eau entre le fleuve et sa plaine sont modifiés par la nature et l'état d'entretien des ouvrages de protection longitudinaux. Des échanges directs peuvent ainsi subsister aux endroits où les ouvrages de

protection se sont détériorés au fil du temps ; ce type de situation autorise localement le maintien d'écosystèmes rivulaires. L'intensité du batillage variant en fonction du type de bateau a une action directe sur la géomorphologie des berges. Dans ce contexte estuarien, le rythme des marées est un facteur de contrôle supplémentaire de mise en place et de structuration des habitats et de la diversité biologique associée.

Questions et hypothèses du projet :

1. Quel est l'état écologique actuel des berges de la basse vallée de Seine dans ce contexte fortement anthropisé ?

On suppose que, compte tenu du degré d'anthropisation de la basse vallée de Seine, l'état écologique des écosystèmes rivulaires est fortement dégradé.

2. Peut-on considérer que les écosystèmes rivulaires de la basse vallée de Seine remplissent actuellement les fonctionnalités liées à leur statut reconnu d'écotone (par exemple : forte production de biomasse, effet filtre, rôle épurateur, etc ...) ?

On suppose que, compte tenu de l'impact des aménagements du chenal de la Seine sur les écosystèmes rivulaires, les fonctionnalités liées à leur statut d'écotone ne peuvent exister et se maintenir que localement sur des sites toujours en liaison avec le fleuve.

3. Est-ce que les descripteurs typologiques habituels utilisés (flore, sol, hydrologie) pour décrire les milieux humides sont suffisants pour appréhender les fonctionnalités spécifiques des écosystèmes rivulaires (écotones et corridors) ?

Les descripteurs typologiques habituels ne seraient pas suffisants pour appréhender les fonctionnalités spécifiques des écosystèmes rivulaires, une approche complémentaire basée sur des descripteurs fonctionnels est nécessaire.

Méthodologie retenue initialement :

Pour répondre à ces questions, le projet REBEBAS propose de **combiner (1) une approche typologique** permettant de caractériser l'état écologique actuel de sites représentatifs des berges de la Basse Vallée de Seine **et (2) une approche fonctionnelle** permettant de cerner le fonctionnement actuel d'un nombre plus restreint de sites pilotes choisis parmi les précédents. Ces deux approches ont été menées de juin 2009 à décembre 2011.

L'**approche typologique**, initialement prévue sur une dizaine de sites, est réalisée sur 7 sites représentatifs des écosystèmes rivulaires de la Basse vallée de Seine, sélectionnés parmi l'ensemble de ceux retenus par le groupe de travail "reconquête et restauration" du GIP SA. Cette diminution du nombre de sites sélectionnés est liée à l'hétérogénéité des formations de végétation présentes sur certains sites. En effet, lors de rédaction de la proposition de suivis, nous avons envisagé de sélectionner des sites homogènes de par la végétation qui s'y développe. Toutefois, la prospection terrain menée en 2009, a rapidement mis en avant une forte hétérogénéité intrasite. Nous avons alors fait le choix de diminuer le nombre de sites

prospectés tout en augmentant le nombre de formations végétales suivies. Au final, 30 formations réparties sur les 7 sites ont été décrites. Cette approche typologique utilise des descripteurs biotiques relatifs à la flore et à la pédofaune (méso et macrofaune) et des descripteurs abiotiques relatifs au sol et aux sédiments.

La végétation est décrite à l'aide d'une méthode standardisée permettant d'estimer la richesse et la diversité floristique. La diversité de la pédofaune est abordée en s'intéressant à des invertébrés de la macrofaune (les vers de terre) et de la mésofaune (les collemboles et les acariens). Les extractions sont réalisées selon les méthodes standardisées habituelles. Les vers de terre et les collemboles sont identifiés à l'espèce. Les acariens sont identifiés par groupes trophiques.

En parallèle, les caractéristiques morphologiques et physico-chimiques courantes du sol sont déterminées (pH, teneurs en C et N, teneur en P assimilable, capacité d'échange cationique, cations échangeables, granulométrie, formes du fer, densité apparente, conductivité). L'ensemble de ces mesures est réalisé une fois sur chacun des 7 sites au cours du projet. Les résultats doivent permettre de mieux comprendre les relations sol-végétation dans les écosystèmes étudiés et donc de mieux cerner certaines caractéristiques des habitats des berges.

Cette caractérisation écologique est complétée par une caractérisation des sédiments en collaboration avec l'UMR 6143 M2C (Projet IBIS R. Lafite, J Deloffre) dans le cadre du projet IBISS.

L'approche fonctionnelle devait être réalisée initialement sur 3 sites « pilotes » sélectionnés parmi les sites représentatifs ayant fait l'objet de l'approche typologique décrite précédemment. Finalement, 4 sites montrant une forte hétérogénéité de formations végétales ont été retenus. Le choix exact de ces 4 sites est directement dépendant de l'approche précédente mais leur sélection s'est faite en relation avec l'hétérogénéité des formations végétales en lien avec un gradient de connexion/déconnexion au régime hydrologique de l'estuaire :

- un site rivulaire possédant un lien direct avec le chenal de la Seine permettant des échanges d'eau
- deux sites rivulaires protégés par une digue mais subissant des engorgements liés principalement aux remontées de nappes alluviales.
- un site rivulaire correspondant à une chambre de dépôts de sédiments totalement déconnecté du fleuve par exhaussement.

Sur ce dernier site, un plan d'eau connecté artificiellement au fleuve par une vanne (reprofilé en 2010) est également échantillonné constituant un exemple de reconnexion récente au fleuve et complétant le jeu des milieux sélectionnés.

Sur ces 4 sites, l'**approche fonctionnelle** consiste à réaliser :

- une comparaison entre la végétation exprimée et la végétation potentielle à partir de l'étude de la banque de semences de l'ensemble des formations de végétation décrites dans la partie typologique
- un suivi saisonnier *in situ* de la respiration du sol
- un suivi saisonnier *in situ* des teneurs en N minéral du sol (nitrates et ammonium)
- un suivi *in situ* de la dénitrification du sol (caractérisation du rôle épurateur des sols vis-à-vis de l'N)

En complément de l'approche *in situ*, les capacités de minéralisation potentielles du C et de l'N et les capacités de dénitrification potentielles seront déterminées en conditions contrôlées au laboratoire. Parallèlement, la quantification des stocks totaux de matière organique des horizons de surface des sols (i.e. détermination des stocks totaux de C et N) seront réalisés. La qualité des matières organiques des sols seront précisés en s'intéressant à la quantification des matières organiques particulières (MOP) par fractionnement physique ; ces MOP sont considérées comme appartenant au pool labile (i.e. facilement biodégradable) des matières organiques du sol.

Initialement il était prévu de réaliser un suivi piézométrique sur les 4 sites. Pour compléter la compréhension du fonctionnement des sols des 4 sites retenus, nous avons préféré remplacer ce suivi par une expérimentation en cosmes en laboratoire permettant de tester l'effet sur le comportement des sols en cas d'engorgement en eau. Il s'agit notamment de tester 1) l'effet des variations journalière des niveaux d'eau (régime de contrainte lié aux marées) versus une durée d'inondation constante (régime de perturbation lié aux crues) sur le fonctionnement des sols d'écosystèmes rivulaires et 2) l'effet de la durée de l'inondation sur ces sols en fonction de leur connexion actuelle au fleuve.

Calendrier de l'étude :

La convention entre le GIP SA et l'Université a été signée en mai 2009. La première phase de l'étude a consisté à réaliser un repérage des différents sites potentiellement intéressants pour mener l'étude. L'objectif était avant tout de rechercher une 10 aine de sites illustrant un gradient de connexion au fleuve (connexion directe par débordement jusqu'au stade d'absence de connexion). Cette phase s'est déroulée du printemps 2009 à la fin de l'automne 2009. Un certain nombre de sites ont été visités avec notamment l'appui du GIP notamment (Annexe 0). A partir de ces visites terrain, 7 ont été sélectionnés pour réaliser l'ensemble des suivis proposés (cf partie II)

Les années 2010 et 2011 ont été consacrées à la caractérisation de ces sites d'un point de vue biologique et édaphique (3 à 5 sites par année). Cette phase de caractérisation était essentielle pour mettre en avant les potentialités écologiques de chaque site

sélectionné. La phase de caractérisation plus fine (fonctionnelle) n'a été entreprise qu'en 2011 et se poursuit *in situ* jusqu'en avril 2012.

II. Zone géographique concernée et description des sites

Le projet se focalise sur 2 des 3 secteurs de l'estuaire à savoir : le **secteur intermédiaire** qui s'étend du pont de Tancarville à Rouen soumis au passage des navires à fort tirant d'eau et le **secteur amont** qui s'étend de Rouen au barrage de Poses subissant le passage des barges et péniches (figure 1). A l'intérieur de ces deux secteurs, l'approche typologique est basée sur un total de 7 sites représentatifs des écotones rivulaires parmi lesquels 3 sites "pilotes" ont été sélectionnés pour réaliser l'approche fonctionnelle des écosystèmes rivulaires. Le choix des 7 sites s'est fait parmi l'ensemble de ceux retenus par le groupe de travail "reconquête et restauration environnementale" suite à l'expertise réalisée en 2008 (tableau 1). L'ensemble des sites se positionne sur un gradient de connectivité allant d'une connexion directe par débordement du fleuve à une absence totale de connexion que ce soit par le fleuve ou la nappe alluviale.



Figure 1 : Méandres de la Seine de Poses à Tancarville. Les sites d'étude retenus sont identifiés par une étoile jaune.

Le secteur aval n'est pas traité dans ce projet car il concerne des écosystèmes d'eau saumâtre et salée différents des écosystèmes d'eau douce des 2 secteurs étudiés. Son introduction dans le projet REBEBAS s'avère beaucoup trop « lourde » et dépasse les capacités d'implications en termes de personnel des laboratoires participant.

Tableau 1 : Liste des sites retenus pour l'étude

Site	n° selon inventaire GIP Seine-Aval	Point kilométrique	Commune	Rive	Domanialité/Propriétaire	Gestionnaire	Gestionnaire des berges
Les Ecores de Petiville	27	323-328	PETIVILLE	Droite	Domaine de l'État, terrains privés et Domaine Public Fluvial	Grand Port Maritime de Rouen pour les terrains de l'État, la partie fluviale et la majorité des berges, Conseil Général 76 pour l'extrémité amont des berges, acteurs privés	Grand Port Maritime de Rouen, Conseil Général de Seine-Maritime
Trou Buquet	1	285,5	YVILLE-SUR-SEINE	Gauche	Domaine de l'État	Grand Port Maritime de Rouen	Conseil Général de Seine-Maritime
Trou Deshayes	80	281	ANNEVILLE-AMBOURVILLE	Gauche	Acteurs privés	Grand Port Maritime de Rouen (à confirmer)	Grand Port Maritime de Rouen
Grande Vase - Petite Vase	44	267	QUEVILLON	Droite	Grand Port Maritime de Rouen	Grand Port Maritime de Rouen	Grand Port Maritime de Rouen
Berges de Bardouville	43	267-270	BARDOUVILLE	Gauche	Domaine de l'État et acteurs privés	Grand Port Maritime de Rouen, acteurs privés et communaux	Grand Port Maritime de Rouen (pour la majorité des berges), Conseil Général 76 (berges au droit de l'île aux peuples et au sud du site)
Bras mort de St Etienne du Rouvray	65	233,5	SAINT-ETIENNE-DU-ROUVRAY	Gauche	Domaine Public Fluvial	Voies Navigables de France	Voies Navigables de France
Ile du Bras-Fallais	47	234	GOUY, TOURVILLE-LA-RIVIERE	Ile	Domaine Privé de l'État, acteurs privés	Voies Navigables de France, acteurs privés	Voies Navigables de France

II.A Description des sites d'étude

Le site « Les Ecores de Petiville » est localisé sur la commune de Petiville en face Vieux-Port (figure 2). Ce site est directement connecté à la Seine et subit les débordements du fleuve liés aux effets de la marée. En raison de la taille du site et de l'hétérogénéité spatiale des formations végétales présentes, trois transects ont été positionnés : T1, T2, T3. La végétation nettement différenciée forme des zones latérales (entre 4 et 5 par transect) depuis les berges vers la digue séparant le site de la plaine cultivée.

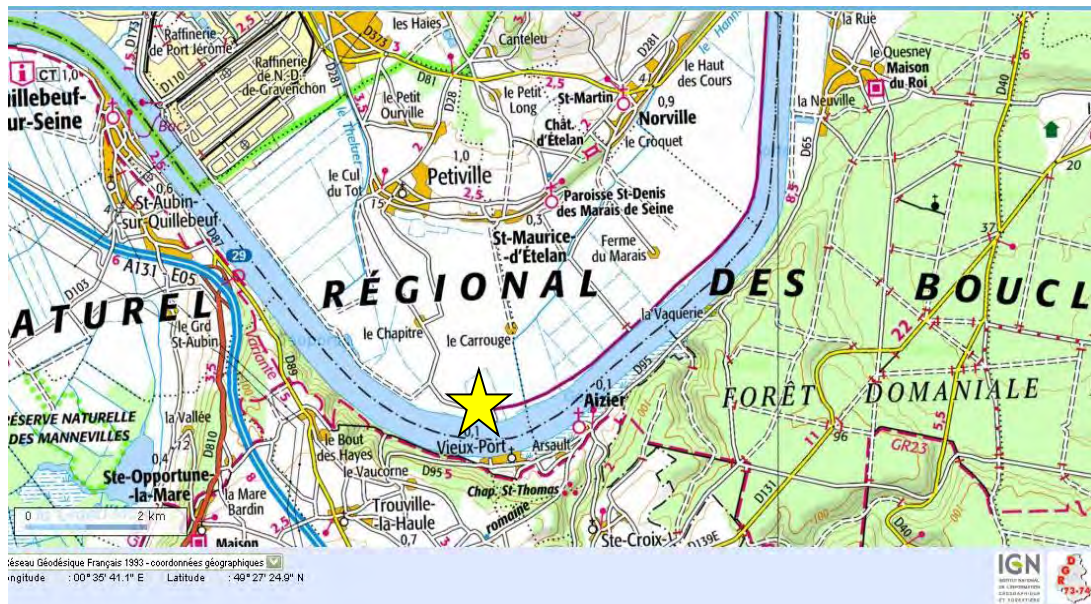


Figure 2 : Localisation géographique et photo aérienne du site des Ecores de Petiville. Les trois transects le long desquels ont été réalisées les études floristiques, faunistiques et édaphiques sont matérialisés par les flèches jaunes.

La zone la plus proche du fleuve se caractérise par une pente douce sur substrat vaseux, régulièrement recouverte par le fleuve au rythme des battements des marées et du batillage.



Au-dessus s'établit une première ceinture de végétation, de 2 à 5 m de large, composée principalement de Cyperacées (Scirpus, Eléocharis). Dans certains endroits, cette ceinture ne se développe pas et est remplacée par une zone vaseuse nue qui forme une micro falaise d'environ 50 cm de hauteur avec la formation végétale suivante.



La ceinture suivante est une roselière à *Phalaris arundinacea* et/ou *Phragmites australis*. Ces formations sont quasiment monospécifiques.



La formation suivante correspond à une jeune Saulaie dont le pourcentage de fermeture au niveau de la canopée est inférieur à 50%. Une végétation herbacée de type mégaphorbiaie s'y développe également.



Une Saulaie plus âgée fait suite au sein de laquelle s'établit une mégaphorbiaie. Cette zone est beaucoup plus développée spatialement que les précédentes et a fait l'objet d'un sous échantillonnage



La dernière ceinture de végétation correspond à une peupleraie majoritairement plantée, qui précède la digue de terre séparant la zone directement influencée par le fleuve de la zone cultivée de la plaine alluviale.



Le site dit du « Trou Buquet » est localisé sur la commune d'Yville sur Seine, à proximité du Bac de Mesnil sous Jumièges, sur la rive gauche (Tableau 1). Le site est déconnecté du fleuve par une digue (figure 3) au travers de laquelle sont insérés des drains à clapet permettant le passage des eaux de la plaine vers le fleuve et évitant la circulation inverse (du fleuve vers la plaine). La digue est, en théorie, suffisamment haute pour éviter tout débordement du fleuve. Toutefois, deux épisodes exceptionnels de forts coefficients de marées associés à une forte houle se sont produits au cours de l'hiver 2010 et ont entraîné un débordement du fleuve par-dessus la digue. Ordinairement, le site subit donc l'influence de la nappe alluviale dont la charge hydrique dépend des précipitations et de la pression latérale des masses d'eau du fleuve.

D'un point de vue végétation, le site est dominé par les saules. Toutefois, une légère irrégularité topographique fait apparaître des zones plus basses que d'autres et entraîne des formations végétales de sous-bois différentes répondant à un gradient d'inondation et d'hydromorphie. On observe ainsi sur le point le plus haut une saulaie plutôt fermée avec une végétation de type mégaphorbiaie et sur le point le plus bas une cariçaie sous saulaie plus ouverte.

On observe ainsi sur le point le plus haut une saulaie plutôt fermée avec une végétation de type mégaphorbiaie



et sur le point le plus bas une cariçaie sous saulaie plus ouverte.



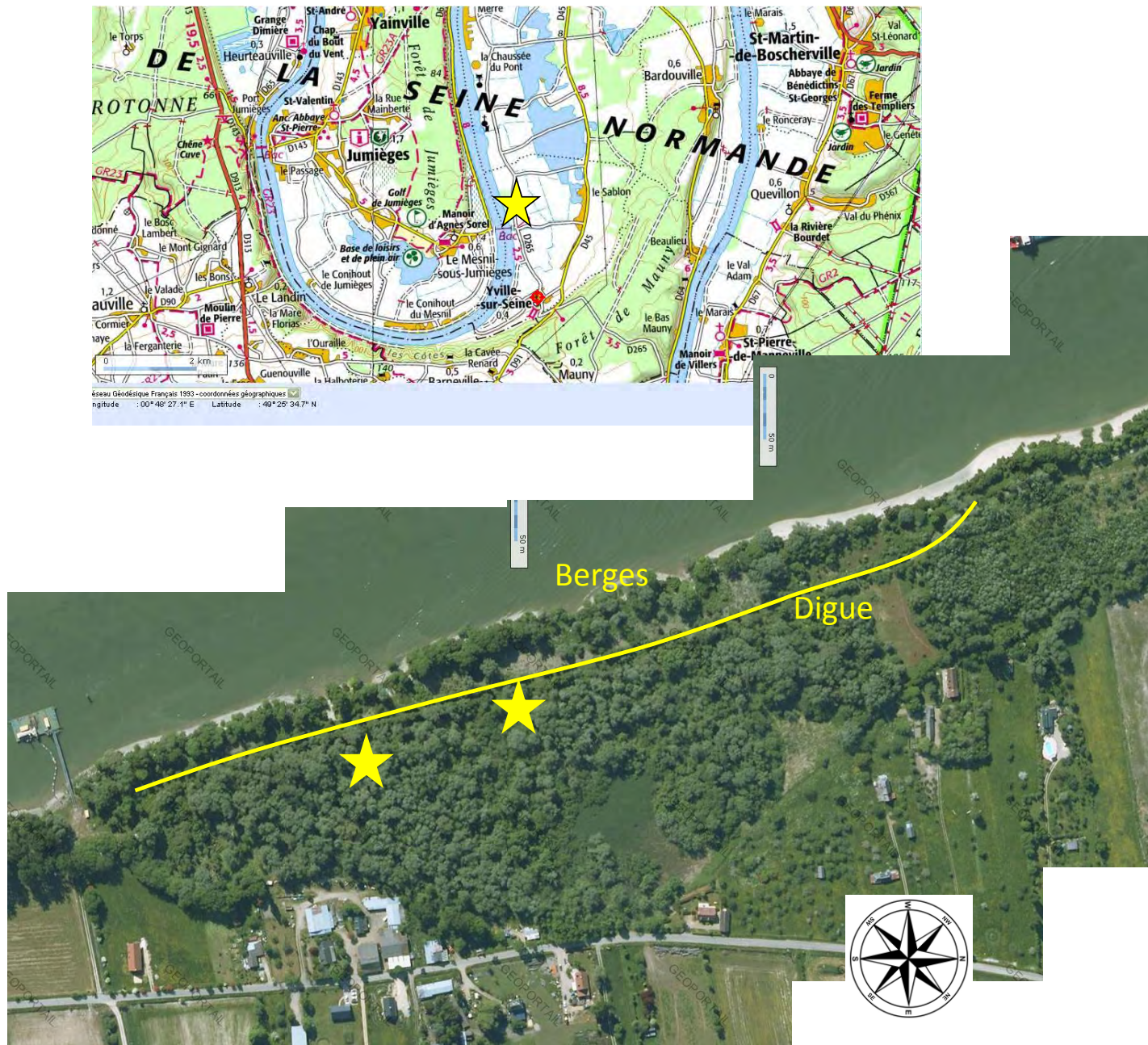


Figure 3 : Localisation géographique et photo aérienne du site du Trou Buquet. Les zones où ont été réalisées les études floristiques, faunistiques et édaphiques sont matérialisées par les étoiles jaunes. Sources Géoportail.

Le site dit du « Trou Deshayes » est localisé sur la commune d’Anville-Ambourville, sur la rive gauche (tableau 1). Ce site est caractérisé par le même type d’aménagement que le site du trou Buquet : il est séparé du fleuve par une digue dans laquelle sont insérés des drains à clapets permettant l’évacuation des eaux vers le fleuve et empêchant les flux inverses. Ce site est alimenté par les eaux de ruissellement provenant de la plaine alluviale et subit également l’influence des battements de la nappe alluviale.

La végétation présente sur ce site est néanmoins différente avec une quasi absence de ligneux comme les saules. Le substrat correspond, pour une partie du site, à de la vase engorgée (figure 4).

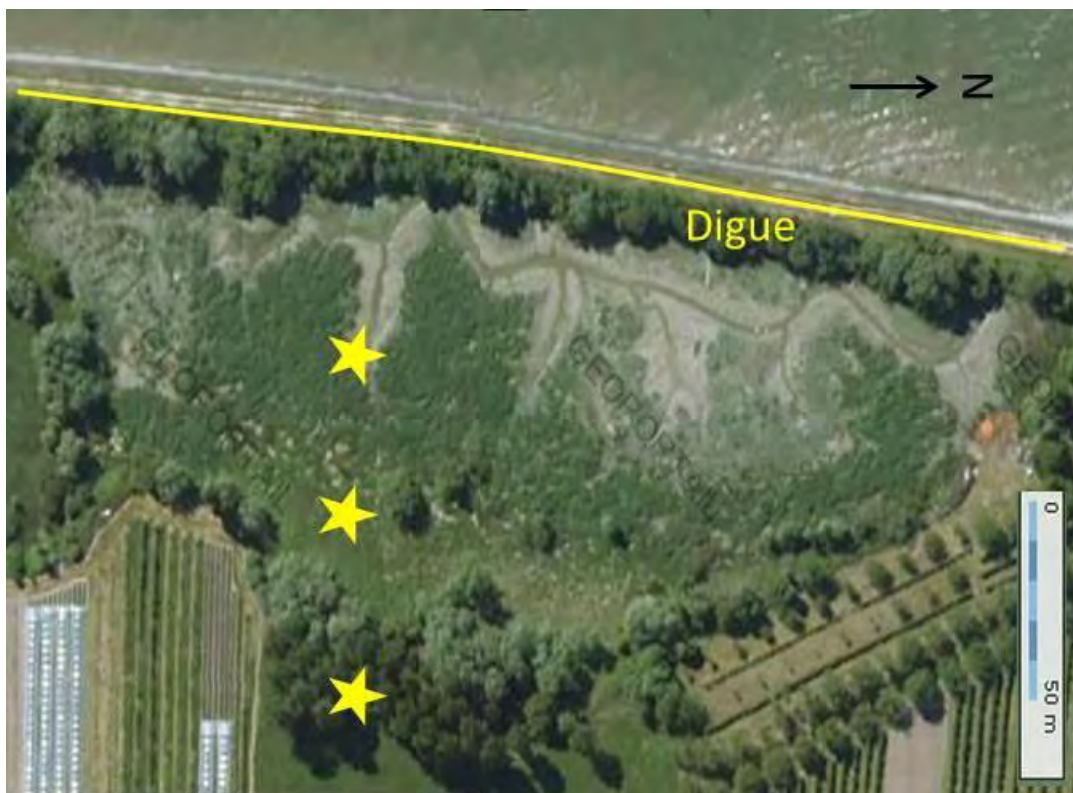


Figure 4 : Localisation géographique et photo aérienne du site du Trou Deshayes. Les zones où ont été réalisées les études floristiques, faunistiques et édaphiques sont matérialisées par les étoiles jaunes. Sources Géoportail.

Les formations de végétation sont au nombre de deux : une formation sur vase dominée par le *Rorippa amphibia*



et une roselière dominée par le *Phalaris arundinacea* qui correspond à la formation dominante.



Une formation connexe sous peupleraie est également prise en compte sur ce site mais présente un régime hydrique totalement différent. En effet, cette station se situe topographiquement plus haute que le trou lui-même et se trouve soustrait de la nappe alluviale et du ruissellement venant de la plaine alluviale.



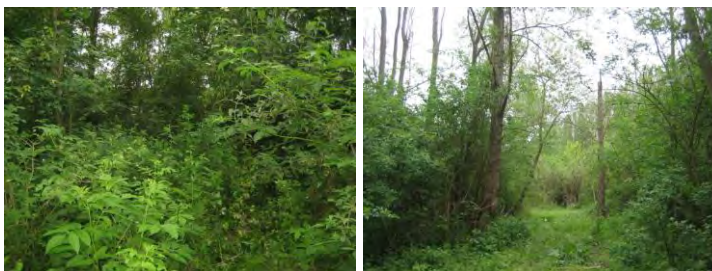
Le site dit de « Grande Vase – Petite Vase » est localisé sur la commune de Quévillon, sur la rive droite (tableau 1). Ce site est subdivisé en deux zones (figure 5) : une des zones correspond à d'anciennes chambres de dépôts de sédiments de dragage, comblées depuis les années 1960 par le port de Rouen. Cette dernière est totalement déconnectée du fleuve et de la nappe alluviale. Les formations de végétation qui dominent sur cette zone correspondent à de la Saulaie avec une végétation à caractère plus nitratophile (Ronce, Buddléia). Du côté fleuve, la chambre est isolée de la Seine par des digues bétonnées, et en très bon état, se situant environ 2m en contrebas.

La seconde zone est totalement différente : elle correspond à une chambre de dépôt non comblée qui a été reconnectée au fleuve artificiellement. A marée haute, le casier se remplit d'eau et une vanne permet de conserver l'eau ce qui constitue un bassin pour les activités cynégétiques.



Figure 5 : Localisation géographique et photo aérienne du site Grande Vase – Petite vase. Les zones où ont été réalisées les études floristiques, faunistiques et édaphiques sont matérialisées par les étoiles jaunes. Sources Géoportail.

L'ensemble de la première zone est découpé en parcelles séparées par des allées fauchées annuellement. L'ambiance générale est celle d'un habitat forestier dominé par les Saules et où l'on retrouve Sureaux, Frênes, Merisiers et Trembles avec une forte présence de lianes (Houblon, Clématite).



La seconde zone est une zone totalement artificielle où la végétation colonise des pentes douces façonnées au cours de l'hiver 2011.



Le site des berges de Bardouville est localisé sur la commune de Bardouville, sur la rive gauche (tableau 1). Ce site est directement connecté au fleuve et se caractérise par des sédiments majoritairement sableux. C'est une plage de sédiments plus ou moins fins, située en contrebas d'une falaise sableuse en érosion (d'environ 7m de haut) correspondant à une chambre de dépôt du port de Rouen cultivée depuis quelques années. Une des parties du site est en érosion, sous l'action du fleuve, tandis que la seconde subit une accrétion avec des dépôts réguliers de sable. Bien que son fonctionnement soit tout à fait naturel, c'est un site un peu particulier par rapport aux autres puisque dépourvu de sol au sens pédologique. Il est intéressant pour étudier la colonisation végétale et montre l'hétérogénéité des zones humides alluviales qu'il est possible de rencontrer dans la basse vallée de Seine.

La végétation est cependant assez rudimentaire. Une première ceinture à Phalaris est visible sur le haut de la plage de sédiments.



Puis une ceinture de Saules d'une dizaine de mètres s'est implantée en pied de falaise



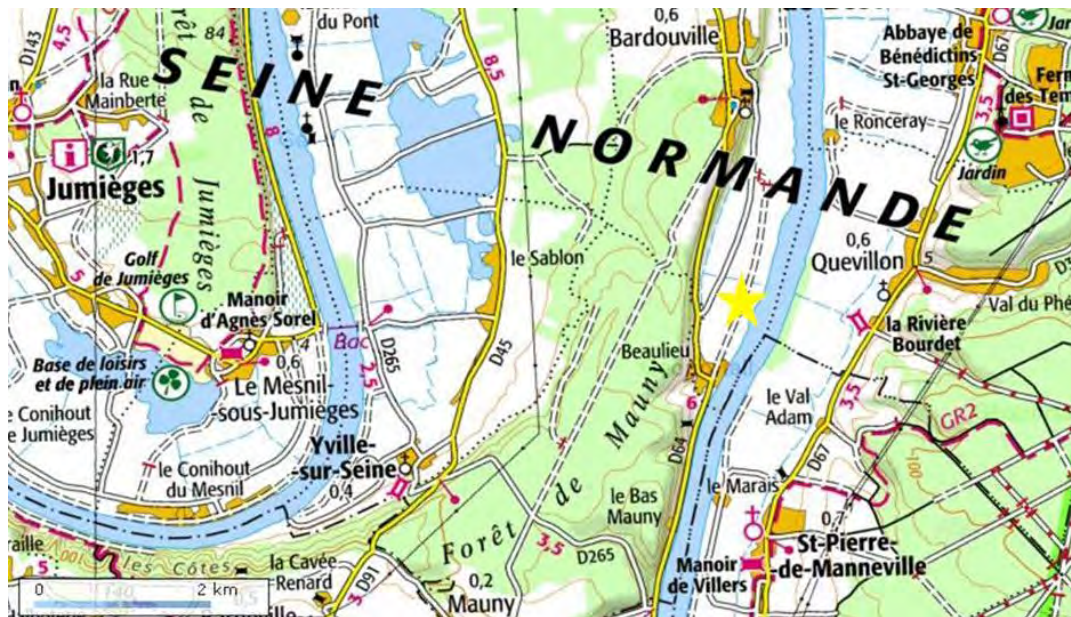


Figure 6 : Localisation géographique et photo aérienne du site des Berges de Bardouville. Les zones où ont été réalisées les études floristiques, faunistiques et édaphiques sont matérialisées par les étoiles jaunes. Sources Géoportail.

Le site du Bras mort de Saint Etienne du Rouvray est localisé sur la berge gauche. Ce site correspond à un ancien bras de la Seine qui est maintenant scindé en deux par un remblai et qui isole du fleuve la partie la plus amont (figure 7). La partie du site suivie correspond à la partie du bras encore connectée au fleuve et subissant les variations des hauteurs d'eau en relation avec la marée.

Ce site est dominé par une formation boisée de type Saulaie. Les formations herbacées associées diffèrent en sous-bois. Deux formations prédominent : l'une dominée par la Ficaire et l'autre par l'Impatiens Noli-Tangere.



Figure 7 : Localisation géographique et photo aérienne du Bras Mort de Saint Etienne du Rouvray. Les zones où ont été réalisées les études floristiques, faunistiques et édaphiques sont matérialisées par les étoiles jaunes. Sources Géoportail.

Le site de l'île du Bras Fallais est localisé sur la commune de Tourville la Rivière et est classé Natura 2000. Cette île située sur la partie gauche des voies navigables de la Seine se caractérise par des berges à la fois abruptes sur sa rive droite et par des berges douces vaseuses sur sa rive gauche. Cette île fut utilisée pour différentes activités par l'homme : agriculture, pâturage ... Les différents faciès permettent à différentes formations de végétation de s'installer.

Il se compose d'un ensemble de et de bien développés sur la partie ouest. Sur la zone est, la pente des berges est relativement abrupte, ce qui empêche le développement de roselières. Les formations végétales étudiées sont une roselière, un bois alluvial et une. Cette dernière est située au centre de l'île et n'est donc pas connectée au système fluvial.

Vasières-roselières subissant directement des débordements du fleuve



Saulaie connectée par des petits bras situés au milieu de l'île



Saulaie ponctuellement inondée (traces de déchets) bordant la rive Sud-Ouest de l'île

Prairie fauchée occupant la partie Est de l'île





Figure 8 : Localisation géographique et photo aérienne de l'île du Bras Fallais. Les zones où ont été réalisées les études floristiques, faunistiques et édaphiques sont matérialisées par les étoiles jaunes. Sources Géoportail.

Ce site est intéressant d'un point de vue mosaïque d'habitat mais reste difficile d'accès.

II.B Reconstitution d'un gradient de connectivité

L'ensemble des sites choisis présentent donc un degré de connexion différent au fleuve et à la nappe alluviale. Ces connexions sont résumées sur la figure 9.

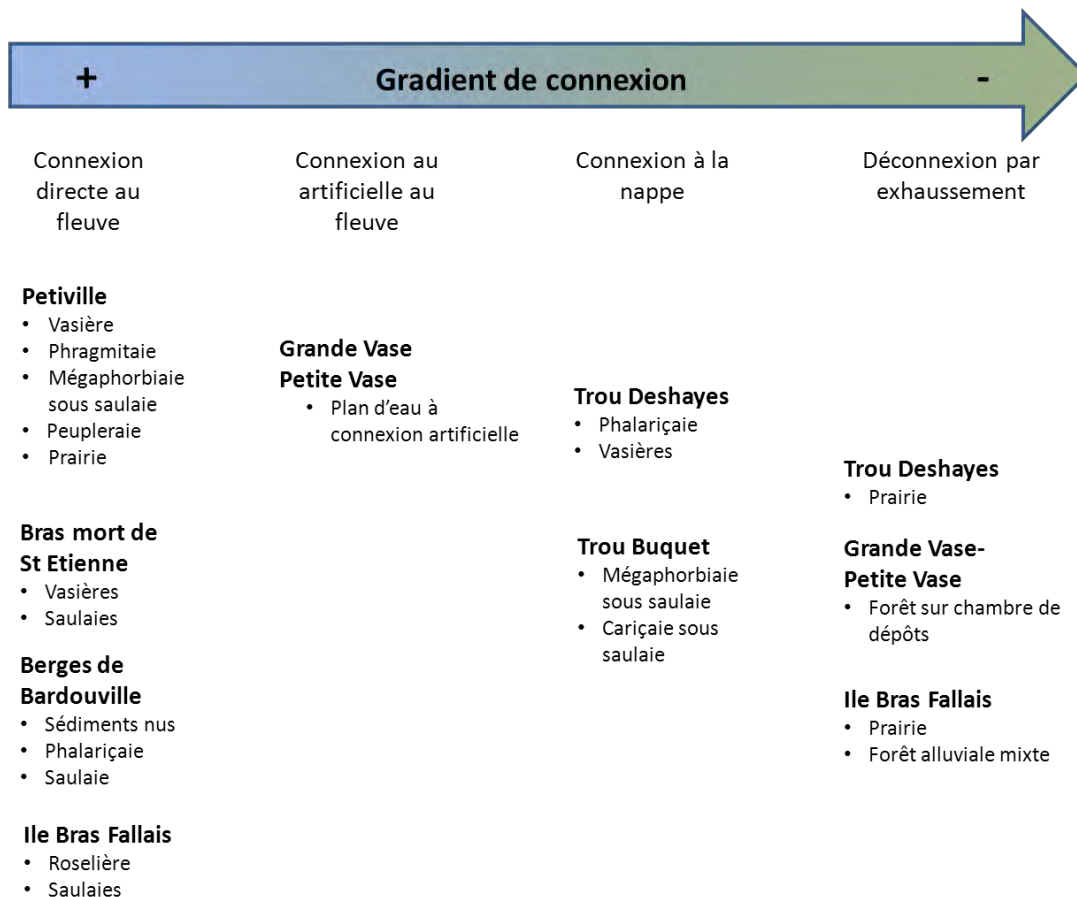


Figure 9 : Positionnement des différents sites d'étude le long du gradient de connexion à la Seine et à la nappe alluviale

Le site de Petiville est un site représentatif des zones alluviales avec des inondations journalières directement reliées au mécanisme des marées et régulièrement liée aux crues fluviales. De par ses caractéristiques, ce site a constitué un site atelier sur lequel un effort de suivi plus appuyé a été mené. En effet, ce site présente l'intérêt d'être directement connecté au fleuve et donc subir un régime d'inondations/exondations. Cette connexion entraîne la mise en place de différentes formations végétales se répartissant selon un gradient spatial d'inondations. En effet, ces formations subissent en fonction de leur niveau topographique, qui s'élève à mesure que l'on s'éloigne de la rive, des régimes de contraintes et des perturbations variables. Localement des zones de dépression (bras mort, filandres) sont plus fréquemment en contact avec le régime hydrologique de l'estuaire et contribue à la création d'une mosaïque de milieux au sein du site.

III- Résultats scientifiques détaillés acquis au cours du projet

III. A - La végétation : un descripteur de la qualité des milieux

III.A. 1. Introduction

Un habitat est un espace géographique au sein duquel une espèce animale ou végétale peut s'alimenter, se protéger et se reproduire (LEVEQUE 2001). Pour de nombreuses espèces, il est le résultat d'un compromis entre la variabilité des conditions physiques et biologiques des milieux et l'optimisation de leurs besoins vitaux, correspondant à leur niche écologique (Odum, 1976). La végétation, résultat de l'association d'un ensemble d'espèces végétales, est un paramètre intégrateur permettant d'estimer la qualité d'un milieu (milieu saumâtre, salé, humide, xérique...) et d'illustrer sa dynamique (variation des teneurs en eau, en sel, des impacts anthropiques ... au cours du temps, impactant les communautés associées). Les communautés végétales, qui découlent de ces associations d'espèces, contribuent de façon primordiale à la structuration des milieux et donc des habitats de par leur composition, leur distribution dans l'espace et leur fonction (i.e. production de MO). Elles peuvent donc être utilisées pour définir l'état écologique d'un milieu à un instant t.

Au sein des zones humides, (qu'elles soient lacustres, littorales, rivulaires) les conditions hydriques et physico-chimiques entraînent une distribution spatiale des espèces en ceintures successives le long d'un gradient dominant d'hydromorphie. Associées à ce gradient, les micro-variations topographiques (de l'ordre du dm), les caractéristiques des matériaux alluvionnaires (proportions des sables, limons MO) les durées d'inondation versus d'exondation vont également conditionner la répartition spatiale des espèces végétales, en créant des micros niches écologiques. Les espèces caractéristiques de ces groupements végétaux constituent alors un des indicateurs des conditions des milieux (CATTEAU, E. et al. 2009).

Dans ces milieux humides, les espèces végétales ont un rôle primordial dans le fonctionnement de l'écosystème associé en régulant la vitesse de masse d'eau, en prélevant certains éléments nutritifs associés aux produits de l'agriculture (i.e. engrais azotés), en accélérant la sédimentation des particules sédimentaires et organiques (FUSTEC et al. 2000 LANGLOIS et al. 2006). Ces actions ont pour conséquences de modifier les conditions locales de l'écosystème comme une élévation topographique pouvant influencer les temps d'inondation sur les zones végétalisées et entraîner des changements de compositions spécifiques (Langlois 2006).

Les premières opérations de restauration ont souvent manqué d'un suivi scientifique correct et/ou durable, rendant impossible l'évaluation de la réussite des projets. Van der Molen et Buijse (2007) illustrent à travers les exemples de différents projets de restauration aux Pays-

Bas de nombreuses limites propres aux projets de restauration mal définis : une situation de référence non connue, une période de suivi trop courte, un suivi trop centré sur les objectifs locaux. Il est ainsi préférable lors d'une opération de restauration d'avoir une vision globale du projet, et particulièrement de la matrice dans laquelle s'inscrit l'écosystème à restaurer. L'objectif étant d'obtenir des résultats durables, la connexion du système restauré vis-à-vis de la matrice paysagère et des systèmes environnants est primordial (SER, 2004 ; Bedford, 1999). La restauration ne peut se contenter de réintroduire des espèces caractéristiques ou de rétablir seulement les conditions abiotiques préexistantes. Dans le cas des écosystèmes alluviaux, le rétablissement du fonctionnement de l'hydrosystème est essentiel, mais n'est pas suffisant. Trois grands facteurs sont cités comme jouant un rôle essentiel dans la restauration des systèmes alluviaux (Amoros, 2007 ; Middleton, 2002, 2003 ; Van der Valk, 2009 ; Carbiener, 2003 ; Michelot et al, 2003, Richter et Richter, 2000) :

- La restauration de l'hydrodynamisme, du système pulsé garant de la régénération des écosystèmes, de la dispersion d'une partie des propagules, et du fonctionnement de l'écosystème
- La présence d'une banque de semences jouant un rôle variable suivant l'historique de la zone restaurée (usages intermédiaires, durée...)
- La présence de zones relictuelles et d'une connectivité acceptable entre les écosystèmes permettant une recolonisation du site à restaurer par les espèces provenant des zones relictuelles

Dans cette partie, l'objectif est de décrire le plus finement possible les communautés de végétation en place. Pour chaque site sélectionné et présentés dans la partie II, les groupements de végétation ont été identifiés et ont fait l'objet de relevés floristique. L'objectif du projet étant d'estimer l'état écologique des zones rivulaires de la Seine dans un but de proposer éventuellement des sites à la restauration, il nous a paru important d'estimer également le potentiel floristique de ces sites et des différentes formations qui y sont associées. Cette partie initialement non prévue, nous a paru essentielle à estimer en cas de réouverture de milieu (destruction par exemple de formations boisée). En effet, certaines actions de déforestations dans certaines conditions peuvent faciliter la mise en place d'une végétation plus nitratophile et plus banale (fourré à ronces).

III.A.2 – Méthodologies et Analyses

Estimation de la végétation en place

Les relevés floristiques ont débuté au printemps 2010 sur les sites de Petiville, Bardouville, Trou Buquet, Trou Deshayes, Grande Vase – Petite Vase et se sont poursuivis en 2011 sur les sites de Grande Vase-Petite Vase, Trou Deshayes, le bras mort de Saint Etienne du Rouvray et de l'île du Bras Fallais.

Chaque site d'étude a été subdivisé au préalable en zones de végétation homogènes. En fonction des sites, le nombre de zones définies est variable reflétant ainsi l'hétérogénéité des sites en termes de végétation. Le nombre de formations échantillonnées s'élève au final à 30 formations réparties dans 7 sites (tableau 2).

Tableau 2 : Identification des différentes formations végétales associées aux 7 sites d'étude retenus.

Site	Formation végétale	Espèce dominante
Petiville	Transect 1	
	Saulaie jeune	<i>Poa trivialis</i>
	Mégaphorbiaie sous saulaie	<i>Poa trivialis</i>
	Phalariçaie	<i>Phalaris arundinacea L.</i>
	Peupleraie	<i>Impatiens noli-tangere</i>
	Peupleraie	<i>Urtica dioica</i>
	Transect 2	
	Vasière à Eleocharis	<i>Eleocharis palustris L.</i>
	Phalariçaie	<i>Phalaris arundinacea L.</i>
	Mégaphorbiaie sous saulaie	<i>Oenanthe crocata L.</i>
	Mégaphorbiaie sous saulaie	<i>Agrostis stolonifera</i>
	Peupleraie	<i>Impatiens noli-tangere</i>
	Transect 3	
	Vasière à Juncus	<i>Juncus maritimus</i>
	Phragmitaie	<i>Phragmites australis Cav.</i>
Phalariçaie	<i>Phalaris arundinacea L.</i>	
Saulaie âgée	<i>Polygonum persicaria</i>	
Bardouville	Phalariçaie	<i>Phalaris arundinacea L.</i>
	Saulaie	<i>Phalaris arundinacea L.</i>
Trou Buquet	Mégaphorbiaie sous saulaie	<i>Impatiens noli-tangere</i>
	Cariçaie	<i>Carex riparia Curtis</i>
Trou Deshayes	Vasière	<i>Phalaris arundinacea L.</i>
	Phragmitaie	<i>Phragmites australis Cav.</i>
	Peupleraie	<i>Poa trivialis</i>
Bras mort St Etienne du Rouvray	Mégaphorbiaie sous saulaie	<i>Impatiens noli-tangere</i>
	Mégaphorbiaie sous saulaie	<i>Impatiens noli-tangere</i>
Grande Vase Petite Vase	Mégaphorbiaie jeune	<i>Ranunculus repens</i>
	Mégaphorbiaie jeune	<i>Ranunculus repens</i>
	Forêt mixte	<i>Urtica dioica</i>
	Forêt mixte	<i>Rubus fruticosus L.</i>
Ile du Bras Falais	Phragmitaie	<i>Phragmites australis Cav.</i>
	Prairie	<i>Phleum pratense</i>
	Saulaie âgée	<i>Galium aparine</i>

Au sein de chaque zone, 5 surfaces de 4m² ont été mis en place de façon aléatoire et subdivisés en quatre sous-carrés d'1m² (figure 10). Lorsque les zones sont de faibles superficies, telles que les zones de vasières de Petiville par exemple, la surface des quadrats est réduite à 1m². Les fiches terrain utilisées sont présentées en annexe II.



Figure 10 : illustration du dispositif utilisé pour réaliser les relevés floristiques.

Les relevés floristiques sont réalisés dans chaque sous carrés d'1m² en y établissant :

- une liste exhaustive des espèces végétales présentes ainsi que le coefficient d'abondance-dominance (tab. Braun Blanquet, 1965) correspondant,
- la description du contexte en termes de végétation au niveau de la zone : i.e. essences arborescentes (si présentes) dominantes, forte présence de lianes...
- le recouvrement de la strate arborée au niveau de la zone homogène de végétation (% de fermeture de la canopée)
- le % de recouvrement total de la végétation herbacée, ainsi que sa hauteur maximale au niveau de chaque carré

Estimation de la végétation potentielle par l'étude de la banque de semences

L'étude de la banque de semences a débuté en 2010 sur les sites de Petiville, Trou Buquet et Bardouville. En 2011, l'étude est complétée par les prélèvements des sols des sites du Bras de Saint Etienne du Rouvray, de Grande Vase – Petite Vase, Trou Deshayes, l'île du Bras Fallais.

Les prélèvements sont effectués selon un dispositif standardisé présenté sur la figure 11, à l'aide de cylindre de 500 cm³. Dans chaque formation identifiée (30 au total), 5 carottes de sol distantes d'au moins 1 m ont été prélevées, dans les 4 directions ouest, est, nord, sud et un dernier au centre du dispositif. Les prélèvements sont résumés dans le tableau 3.

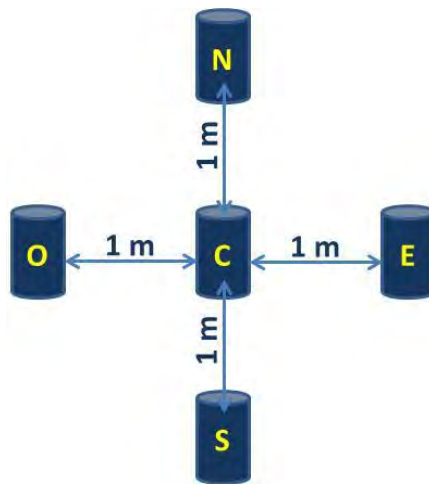


Figure 11 : Dispositif de prélèvements des carottes de sol utilisé dans le cadre de l'étude de la banque de semences. Les 5 carottes, prélevées à l'aide de cylindres de PVC de 10 cm de haut et 4 cm de rayon, sont disposées de la même façon dans tous les sites (Nord, Sud, Est, Ouest et Centre du dispositif)

Les prélèvements sont réalisés à l'aide d'un cylindre en PVC de 10 cm de hauteur et de 8 cm de diamètre, soit un volume final de 500 cm³. Les échantillons sont ensuite triés manuellement en laboratoire afin d'éliminer les cailloux, la faune et tout fragment végétatif susceptible de se développer (rhizomes). Pour éviter d'éliminer d'éventuelles graines avec les éléments retirés, chacun d'entre eux est nettoyé par frottement au-dessus de l'échantillon.

Suite au tri, chaque échantillon est disposé sur une couche d'environ 2 cm d'épaisseur sur une barquette de culture codée de 200cm² de surface. Chaque barquette est garnie d'une couche d'aquanappe et d'une couche de 2,5 cm de vermiculite, matériau inerte ayant pour rôle de retenir l'humidité (Figure 12). Les barquettes sont ensuite disposées dans une serre sur des systèmes à réservoir d'eau afin que le substrat ne soit jamais desséché.

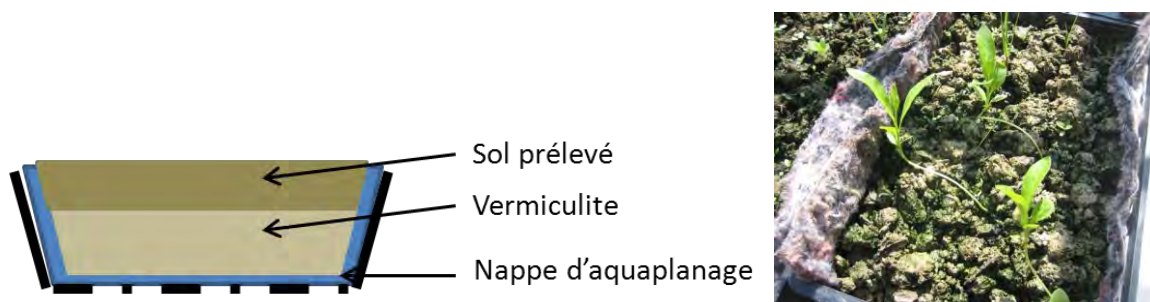


Figure 12 : illustration des barquettes utilisées pour l'étude de la banque de semences

Chaque plantule se développant est identifiée à l'aide de la flore des plantules de F.M. Müller, de la Flore des Belges et de la Flore de Provost. Il a parfois été nécessaire d'attendre la floraison pour effectuer la détermination. Les plantules identifiées ont été comptabilisées

et retirées de leur barquette afin de ne pas limiter la croissance des plantules restant à identifier (figure 13).



Figure 13 : Disposition des barquettes de germination (à gauche) et plantule de *Urtica dioica* (à droite)

Calcul des indices et traitements statistiques des données floristiques

Plusieurs indices ont été calculés pour caractériser les relevés floristiques et permettre la comparaison des sites entre eux : la richesse spécifique S , la diversité spécifique H' (indice de Shannon) et l'équitabilité E . Ces mêmes indices ont également été calculés sur les résultats obtenus à partir de la banque de semences.

Enfin de calcul de similarité ont été fait grâce à l'indice de Jaccard pour comparer la composition floristique de la flore exprimée et la flore potentielle (banque de semences)

❖ La **Richesse spécifique** est estimée à l'aide de deux variables :

s = nombre total d'espèces présentes dans le relevé

S = Richesse spécifique moyenne :

$$S = (s / n)$$

avec n le nombre de relevés unitaires réalisés.

❖ La **Diversité spécifique H'** (indice de Shannon) est estimée à deux échelles :

α = Diversité spécifique d'une formation végétale

$$H'_{\alpha}(\text{groupement}) = - (p1i \times \ln p1i)$$

β = Diversité spécifique d'un relevé

$$H'_{\beta}(\text{relevé}) = - (p2i \times \ln p2i)$$

Avec $p_i = n_i/N$ où n_i est le nombre d'individus par espèce et N , le nombre total d'individu. P_i correspond à la fréquence de l'espèce respectivement dans le relevé ou dans le groupement considéré, calculée sur la base des coefficients de Braun-Blanquet en prenant comme valeur le milieu de classe associée, soit $+ = 0,005$; $1 = 0,03$; $2 = 0,15$; $3 = 0,365$; $4 = 0,625$; $5 = 0,825$. De plus, Cet indice permet de décrire la structure d'une communauté. H' est compris entre 0 et $\ln S$; plus H' s'éloigne de 0, plus l'écosystème présente une grande diversité.

❖ L'**Equitabilité E** est représentée par :

$$E = H' \alpha / H' \max \text{ avec } H' \max = - \ln (1/S) \text{ ou } E = H' \alpha / \ln(S)$$

Si E tend vers 0, la quasi-totalité des effectifs est concentrée sur une seule espèce. Si E tend vers 1, la quasi-totalité des espèces ont la même abondance.

❖ L'indice de **Jaccard** est calculé pour mettre en évidence le pourcentage d'espèces communes entre la végétation exprimée et la végétation potentielle.

$$J = c / (c + a + b)$$

avec c : nombre d'espèces communes entre les deux formations végétales

a : nombre d'espèces dans une formation

b : nombre d'espèces dans l'autre formation

Afin de rechercher un effet site sur les indices calculés, des analyses univariées ont été effectuées grâce au logiciel Statistix. Au préalable, les tests de Wilk-Shapiro et de Bartlett ont été réalisés afin de tester respectivement la normalité et l'homoscédasticité des données (test de l'équivalence des variances entre groupes testés). Une fois les tests vérifiés, une Analyse de Variance (ANOVA) à un facteur est réalisée à l'aide du test de Fisher. Lorsqu'une différence significative au seuil de 0.01 est mise en évidence une comparaison des moyennes est réalisée à l'aide du Tukey test ($p < 0.05$)

Le logiciel statistique R a été utilisé pour effectuer les analyses multivariées ; l'ensemble des relevés de végétation est analysé par une Analyse factorielle des Correspondances (AFC). Une AFC permet de projeter sur un plan factoriel des espèces et des relevés afin de rechercher s'il existe une structuration des communautés végétales selon les zones échantillonnées. Les espèces présentes dans moins de 5% des relevés ont été écartées afin d'optimiser la ségrégation des résultats.

III.A.3 - Résultats

Analyse globale : relation entre la composition floristique et les sites d'étude

Une première AFC a été réalisée sur l'ensemble des relevés floristiques montrant une différenciation très forte de trois espèces de vasières (*Juncus maritimus*, *Eleocharis palustris*, *Scirpus maritimus*) (Figure 14).

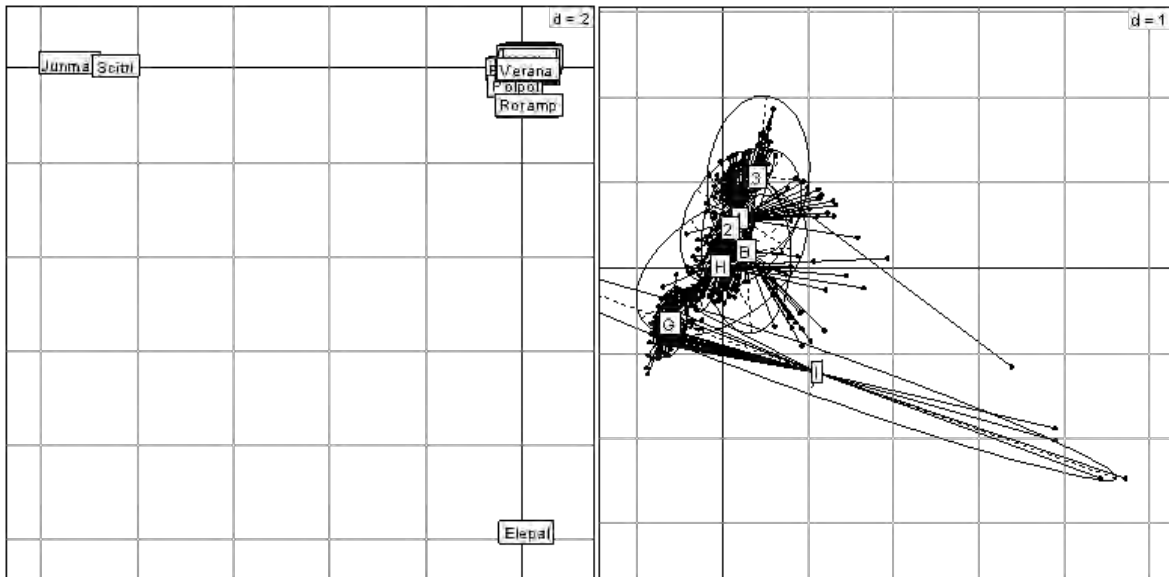


Figure 14 : Projection dans un plan factoriel des relevés et espèces montrant la répartition spatiale des deux variables. La projection des espèces montrent que trois espèces discriminent tout le jeu de données.

Etant donné la spécificité de ces trois espèces pour les milieux humides saumâtres, une seconde AFC a donc été réalisée en les omettant.

Cette seconde AFC rend compte de la projection sur un plan factoriel des espèces d'une part, et des relevés d'autre part (figure 15). Elle permet de montrer l'existence d'une structuration des communautés végétales selon les zones échantillonnées. L'axe 1 extrait 64,3% de l'information. Sur cet axe, un gradient hydrique peut être identifié avec des espèces hygrophiles inféodées aux milieux humides sur la partie positive de l'axe. Sur la partie négative de cet axe, les espèces de milieu sec à affinité nitratophiles sont identifiées, comme *Rubus*, *Geranium robertianum*, *Clematis vitalba*.

La projection des sites est un peu plus difficile à analyser en raison de la présence de milieux humides et milieux secs sur les sites projetés (ex : sur le site GVPV, tout comme sur l'île du Bras Fallais, il y a à la fois une zone partiellement connectée et une zone totalement déconnectée). Les points de relevés associés à la partie négative de l'axe correspondent aux formations les moins connectées tandis que les relevés associés à la partie positive sont les plus humides.

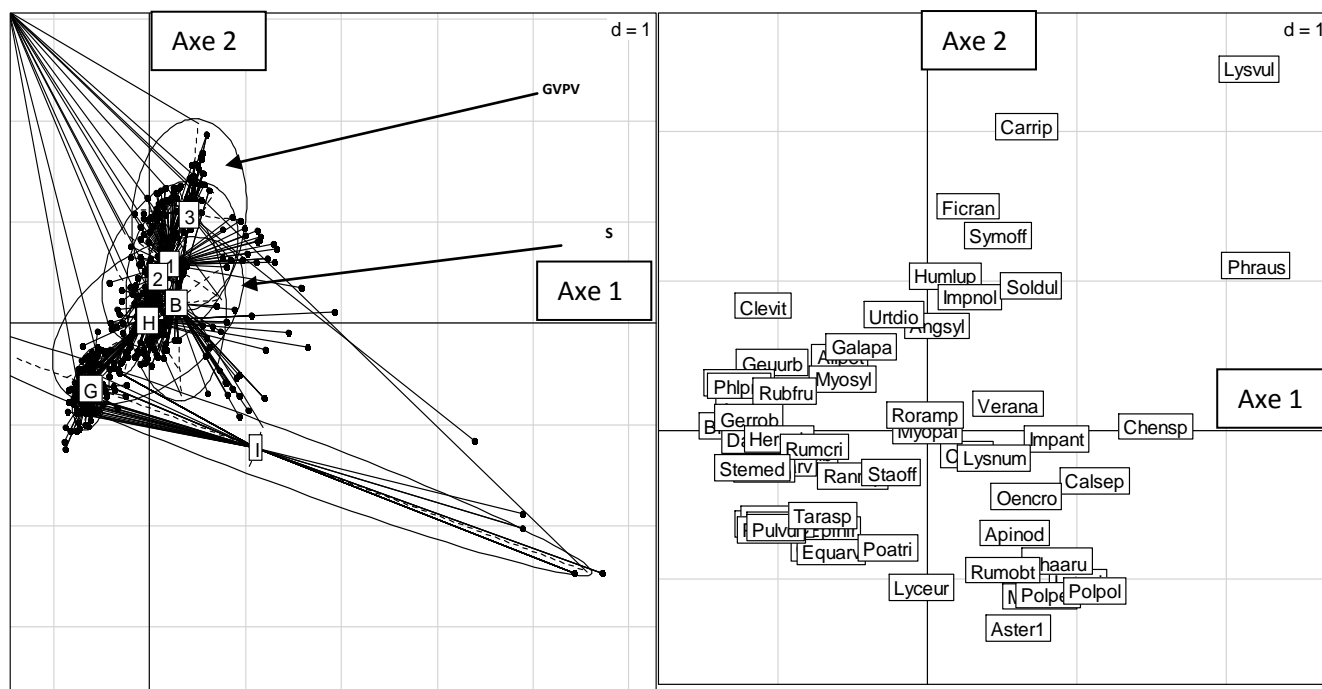


Figure 15 : AFC réalisée sur l'ensemble des relevés floristiques à l'exception de trois espèces (*Juncus maritimus*, *Eleocharis palustris*, *Scirpus maritimus*). A gauche : projection des relevés et classement par site ; 1-2-3 : Transects Petiville, I : Ile du Bras Fallais, G : Bardouville, B : Trou Buquet ; H : Trou Deshayes, S : St Etienne, GVPV : Grande Vase Petite Vase ; à droite : projection des espèces. Valeurs propres des axes : axe 1 : 64,3% axe 2 : 35,7%

L'axe 2 ne présente pas de différenciation nette. La projection des sites montrent que les formations inféodées aux sites connectés (iles et Bardouville) sont plutôt corrélés à la partie négative de l'axe à l'exception du site de Petiville qui se trouve être localisé sur le côté positif.

Aux regards des espèces, aucun gradient net n'est identifié. Les espèces présentes à la fois sur le côté positif et le côté négatif sont typiques des milieux humides (*Lysimachia vulgaris*, *Phragmites australis*, *Apium nodiflorum* ...). Les espèces rencontrées dans les milieux plus secs se situent au centre de l'axe.

Au total, 9 formations végétales ont été identifiées à partir de l'étude des sites : saulaie jeune, saulaie âgée, mégaphorbiaie sous saulaie, phalariçaie, peupleraie, vasière, phragmitaie, mégaphorbiaie, prairie (Tableau 2).

Le site de Petiville est celui qui présente le plus grand nombre de formations végétales, soit 7 formations sur 3 transects. Les autres sites abritent, quant à eux, moins de formations : avec 3 formations pour le « Trou Deshayes » et l'île du Bras Falais, 2 formations pour GVPV, Bardouville, et le « Trou Buquet », et pour finir, 1 formation pour le bras mort de Saint

Etienne du Rouvray (pour ce dernier site, le nombre de formation a été volontairement restreint car les formations étaient rapidement anthropisées).

La liste exhaustive des espèces végétales identifiées dans l'ensemble des 7 sites étudiés est présentée en annexe III. La richesse spécifique totale s'élève à 111 espèces avec 18 qui n'ont pas pu être identifiées à l'espèce en raison de leur stade de développement trop précoce.

Les richesses spécifiques totales par site sont présentées dans le tableau 3.

Tableau 3 : Richesse spécifique totale par site d'étude

Site	Petiville 1	Petiville 2	Petiville 3	Bardouville	Trou Deshayes	Trou Buquet	Bras mort St Etienne	Grande Vase Petite Vase	Ile du Bras Falais
Richesse totale	39	25	16	13	31	22	19	53	23

Le site ayant la richesse spécifique totale la plus élevée correspond au site de Grande Vase Petite Vase avec 53 espèces. Le site de Petiville affiche 39 espèces sur le transect 1, contre 25 et 16 espèces respectivement sur les transects 2 et 3. Les sites du « Trou Deshayes » et du « Trou Buquet » présentent respectivement 31 espèces et 22 espèces. Les sites de l'île du Bras Falais, du bras mort de Saint Etienne du Rouvray et de Bardouville montrent respectivement 23 espèces, 19 espèces, et 13 espèces.

Structure de la végétation

La structure de la végétation est caractérisée à l'aide d'indices écologiques telles que la richesse spécifique, la diversité spécifique et l'équitabilité. Les valeurs de ces indices par site et par formation végétale sont données dans le tableau 4.

En ce qui concerne la richesse spécifique moyenne par site, une différence significative est mise en évidence entre le site de Petiville 3 (richesse minimale, 3 sp/m²) et celui de GVPV (richesse maximale, 16 sp/m²). Entre les sites de Petiville 1, Trou Deshayes et Saint Etienne, la richesse spécifique moyenne est équivalente (en moyenne 10 sp/m²).

La diversité spécifique moyenne suit le même patron de résultats. Néanmoins, le Trou Buquet présente la plus grande diversité avec GVPV et Petiville 1. La plus faible diversité concerne le site de Bardouville.

Tableau 4 : Valeurs des indices écologies (richesse spécifique moyenne par m², diversité spécifique, équitabilité) par site et par formation végétale

Site	Formation végétale	Richesse spécifique moyenne	Diversité spécifique	Équitabilité
Petiville	Transect 1			
	Saulaie jeune fermée	8,2	1,19	0,53
	Mégaphorbiaie ss saulaie	14	2,84	0,92
	Phalariçaie	8,8	2,31	0,95
	Peupleraie trou	6,8	1,96	0,94
	Peupleraie	8	1,56	0,82
	Transect 2			
	Vasière	2,4	1,38	0,85
	Phalariçaie	3,4	1,22	0,68
	Mégaphorbiaie ss saulaie j	11	2,3	0,81
	Mégaphorbiaie ss saulaie	8,2	1,81	0,70
	Peupleraie	4,2	1,46	0,66
	Transect 3			
	Vasière	2,8	0,74	0,81
	Phragmitaie	1	0,17	1
Phalariçaie	4,2	1,09	0,67	
Saulaie agée	4,4	1,41	0,76	
Bardouville	Accrétion haute	3,8	0,56	0,63
	Saulaie	4	0,39	0,45
Trou Buquet	Mégaphorbiaie ss saulaie	11	2,90	0,98
	Caricaie	4,8	1,31	0,73
Trou Deshayes	Vasière	7,2	0,94	0,45
	Phragmitaie	5,6	2,03	0,82
	Peupleraie-prairie	17,4	2,47	0,80
Bras mort St Etienne	Zone à Impatiens 1	10,4	2,04	0,69
	Zone à Impatiens 2	10	1,34	0,50
Grande Vase Petite Vase	MégaphorbiaieS	26,8	2,94	0,79
	MégaphorbiaieO	20	2,91	0,79
	Saulaie agée 1	7	1,24	0,55
	Saulaie agée 2	9,2	2	0,78
Ile du Bras Falais	Phragmitaie	5,6	0,86	0,48
	Prairie	10	2,28	0,84
	Frenaie/Saulaie	4,4	0,87	0,87

Au niveau de l'équitabilité (E), la plupart des formations végétales présentent une valeur se rapprochant de 1, ce qui signifie que la quasi-totalité des espèces est équirépartie. La phragmitaie de Petiville 3 affiche une E égale à 1 mais ceci s'explique par la monospécificité de la formation. Une E <0,50 concerne la formation de vasière du Trou Deshayes (E=0,45) et celle de la phragmitaie de l'île du Bras Falais (E=0,48). L'équitabilité est minimale à Bardouville, maximale au Trou Buquet et intermédiaire pour les autres sites (Figure 16).

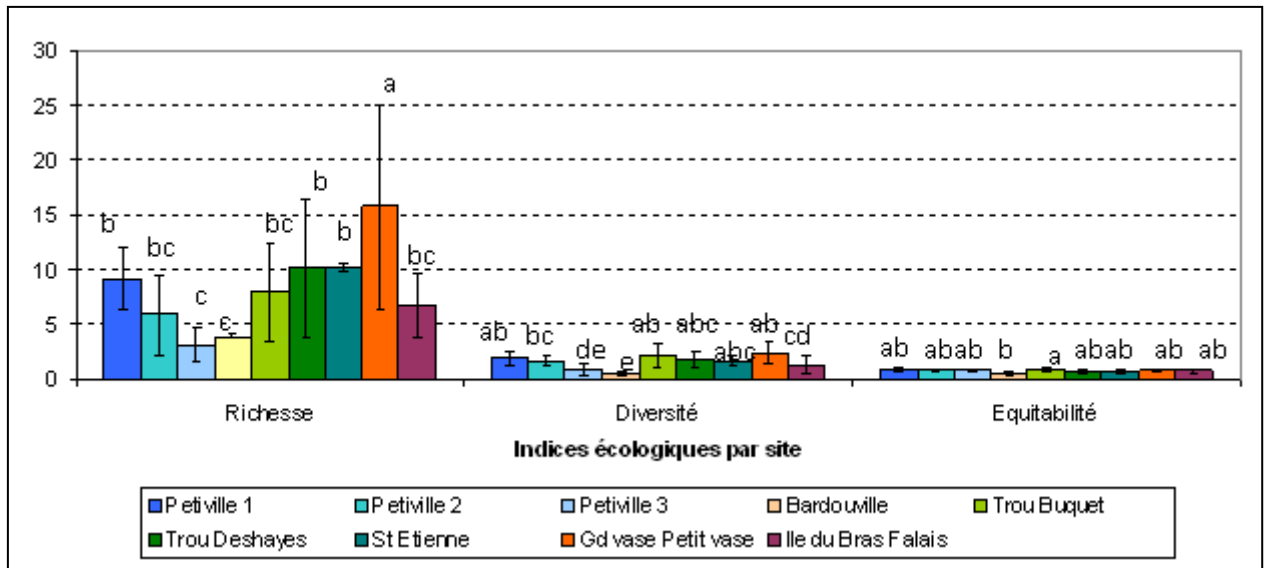


Figure 16 : Valeurs moyennes ± écartypes des indices écologiques par site. Les lettres de a à e indiquent les différences significatives entre site.

La comparaison entre les formations végétales montre qu'il existe des différences significatives au niveau de la richesse et de la diversité. La mégaphorbiaie sous saulaie de Petiville et la mégaphorbiaie de GVPV sont les formations présentant les richesses maximales (respectivement $S = 33,2$ et $S = 26,8$). A l'inverse, la phragmitaie de Petiville et la phalariciaie de Bardouville possèdent les valeurs de richesse les plus faibles (respectivement $S = 1$ et $S = 3,8$) (Figure 17).

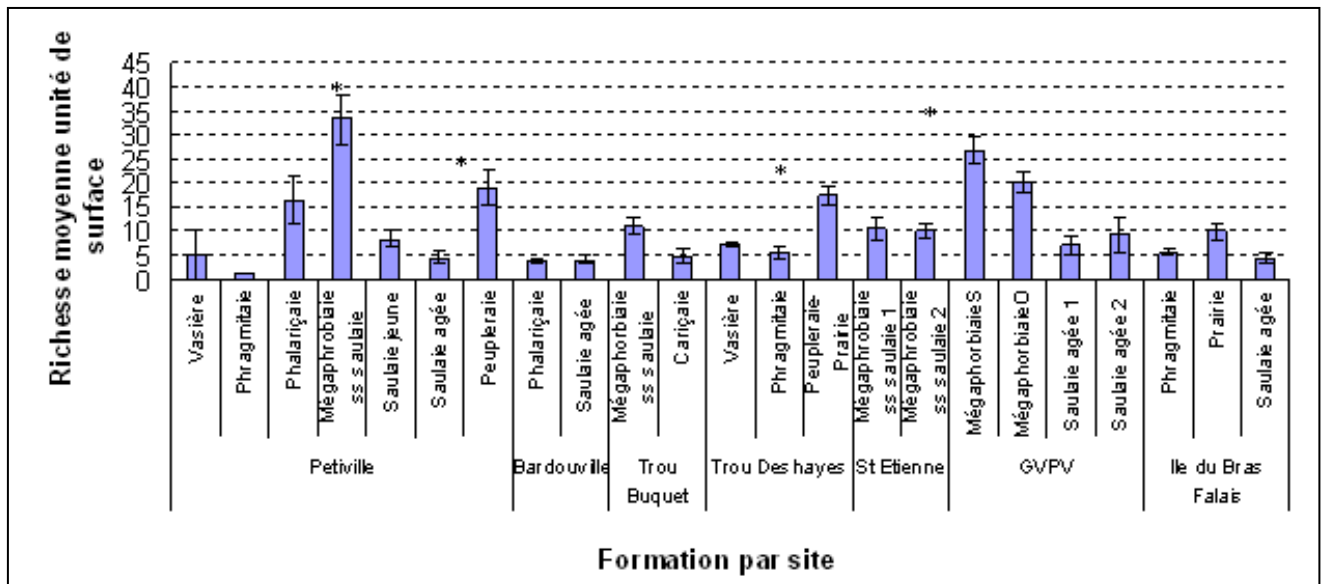


Figure 17 : Richesse spécifique moyenne végétale par unité de surface (± écartypes) calculée pour l'ensemble des formations. Les * indiquent les différences significatives mises en évidence par l'ANOVA ($p < 0,01$).

Comme pour les sites, la diversité spécifique par formation suit la même tendance que la richesse où il existe des différences significatives ($p=0,003$) : elle est maximale au sein de la mégaphorbiaie sous saulaie de Petiville ($S = 6,95$) et minimale dans la phragmitaie de Petiville ainsi que dans la phalariçaie et la saulaie âgée de Bardouville (respectivement $S = 1,02$ et $S = 1,09$) (Figure 18).

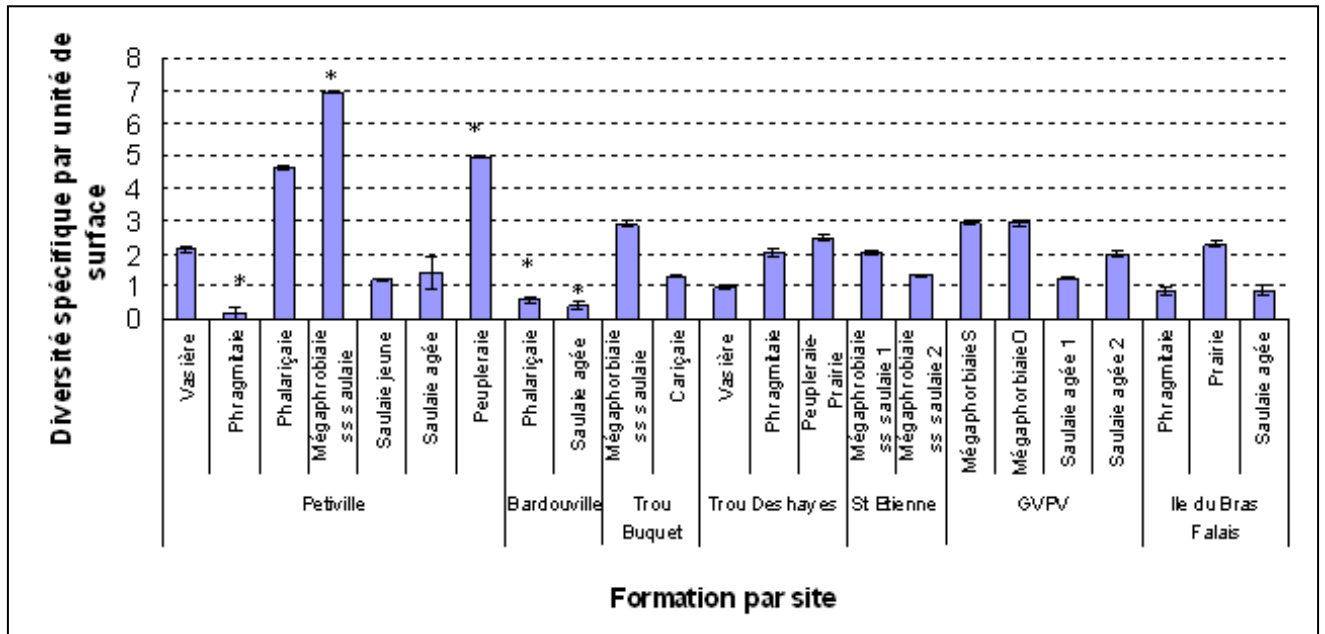


Figure 18: Diversité spécifique végétale par unité de surface (\pm écartypes) calculée pour l'ensemble des formations. Les * indiquent les différences significatives mises en évidence par l'ANOVA ($p < 0,01$).

Relation entre le gradient de connectivité et la banque de semences

La liste des espèces identifiées à partir de l'étude de la banque de semences des différentes formations de végétation est présentée en annexe IV. Soixante-quatre espèces végétales ont été identifiées sur la totalité des sites.

❖ Richesse spécifique par site

La richesse minimale est mesurée sur les sites de Petiville 2 et de Bardouville (respectivement $s = 8$ et $s = 9$). A l'inverse, les sites de Petiville 1, du Trou Deshayes et de GVPV présentent les richesses maximales avec respectivement 31, 24 et 24 espèces identifiées (Tableau 5).

Tableau 5 : Richesse floristique totale estimée à partir de la banque de semences des sites étudiés.

Site	Petiville 1	Petiville 2	Bardouville	Trou Buquet	Trou Deshayes	Saint Etienne	GVPV
Richesse totale	31	8	9	17	24	13	24

A l'échelle des sites d'étude, la richesse spécifique moyenne maximale est mesurée à Petiville 1 et au Trou Deshayes (5,9 /50cm²). La richesse spécifique moyenne minimale est mesurée à Bardouville (avec 1,1 /50cm²). Les sites du Trou Deshayes, GVPV, Saint Etienne et Petiville 1 ont une richesse spécifique moyenne significativement plus importante que Bardouville ($p = 0,0044$) (Figure 19).

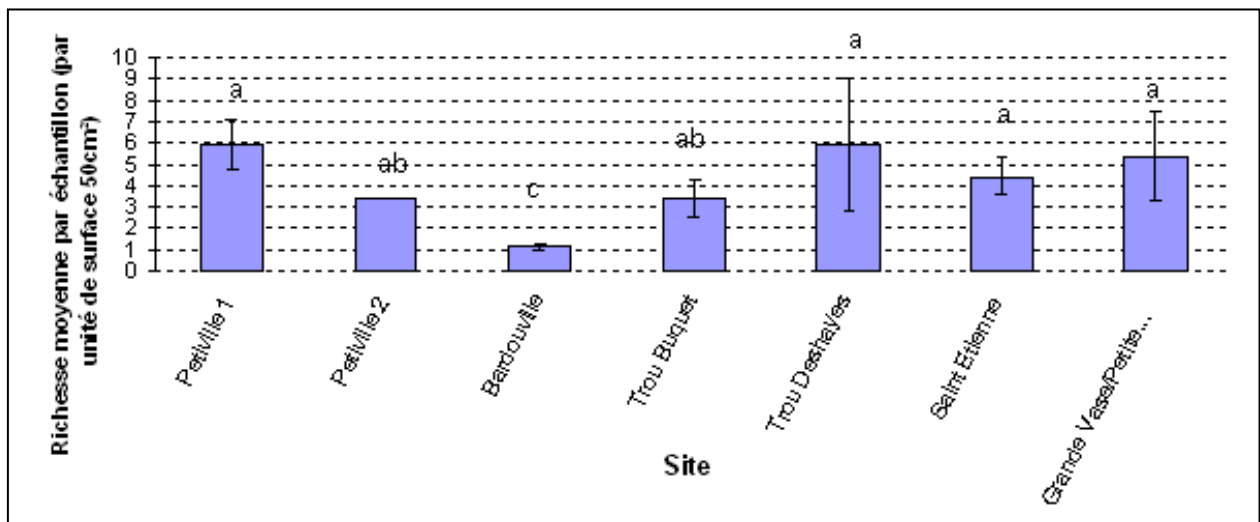


Figure 19 : Richesse spécifique moyenne (pour une surface de 50cm²) et écartypes de la banque de semences par site. a-c : différences significatives.

A l'échelle des formations de végétation, la richesse spécifique moyenne la plus faible est mesurée dans la saulaie âgée et la phalariçaie de Bardouville (respectivement 1 et 1,2 ± écartype/échantillon). Les formations ayant la richesse spécifique moyenne la plus élevée sont la phragmitaie du Trou Deshayes, la mégaphorbiaie SO de GVPV et la saulaie jeune de Petiville (respectivement 9,4 ; 7,2 et 7,2 ± écartype/échantillon). La phragmitaie du Trou Deshayes affiche une richesse spécifique moyenne significativement ($p = 0,0006$) plus élevée que la saulaie âgée et la phalariçaie de Bardouville.

❖ Densité de graines

Sur la totalité des formations végétales échantillonnées, 7 espèces végétales apparaissent dominantes en termes de densité de germination : *Typha angustifolia* (1220 graines), *Lythrum salicaria* (639), *Urtica dioica* (622), *Erysimum cheiranthoides* (578), *Buddleja davidii* (557), *Phalaris arundinacea* (255), *Cardamine hirsuta* (133).

A l'échelle des sites d'étude, la densité moyenne de graines par échantillon prélevé est maximale sur le site du Trou Deshayes avec 144,13 graines \pm écartype/50cm². Bardouville correspond au site où les densités de graines sont les plus faibles (2,8 graines \pm écartype/50cm²).

A l'échelle des formations végétales, la formation présentant la plus faible densité moyenne en graines (7,2 graines \pm écartype/50cm²) est la peupleraie-prairie du Trou Deshayes. La densité la plus élevée se trouve au sein de la formation de type phragmitaie du même site (361,6 graines \pm écartype/50cm²) (Figure 20).

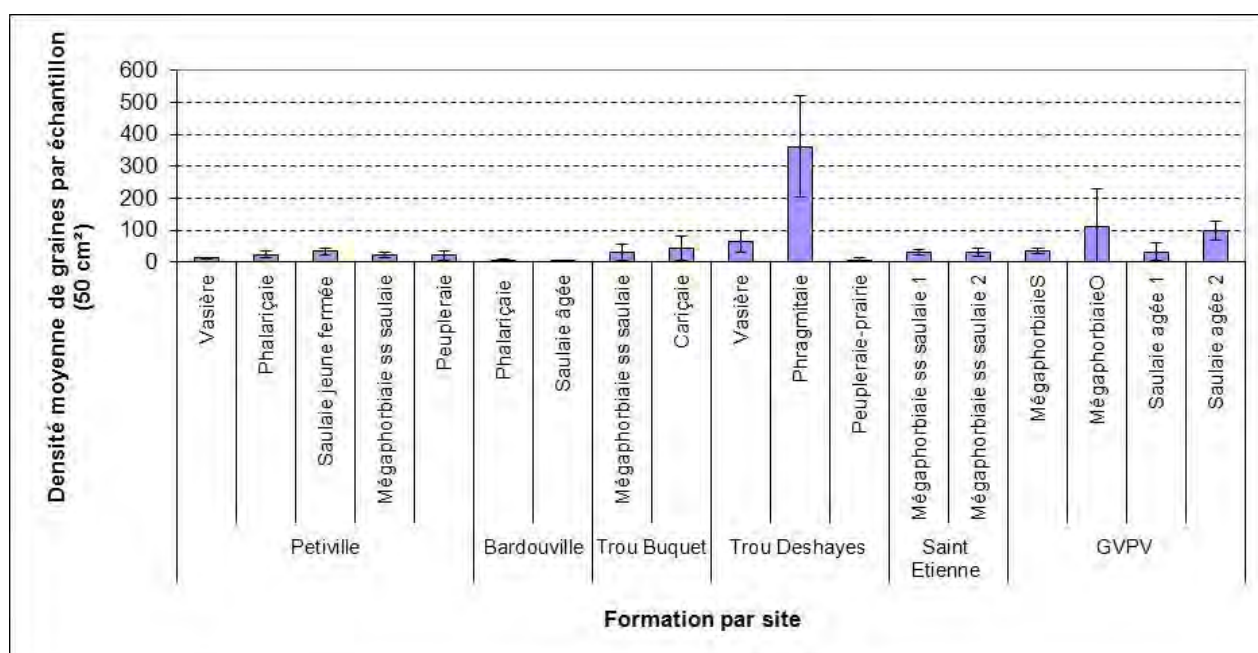


Figure 20 : Densité moyenne et écartype de graines par échantillon (50 cm²) identifiées à partir de la banque de semences des différents sites et formations étudiés. * : différences significatives.

Comparaison entre la végétation exprimée et la banque de semences

Au total, 111 espèces végétales ont été recensées *in situ* contre 64 dans la banque de semences. Néanmoins, 18 espèces *in situ* et 25 espèces de la banque de semences n'ont pu être identifiées à l'espèce. Seulement 27 espèces sont communes entre les relevés

floristiques *in situ* et la banque de semences. 68 espèces sont exclusives à la végétation exprimée *in situ* et 16 le sont à la banque de semences (**Tableau 6**).

Tableau 6 : Comparaison du nombre d'espèces identifiées *in situ* et dans la banque de semences sur la totalité des relevés réalisés sur l'ensemble des sites.

	<i>In situ</i>	Banque de semences
Nb total d'espèces	111	64
Nb non identifiées à l'espèce	18	25
Nb espèces exclusives	68	16
Nb espèces communes	27	

Les sites présentant la richesse totale la plus élevée à la fois *in situ* et en banque de semences sont GVPV, Trou Deshayes et Petiville 1. A l'inverse, le site ayant la plus faible richesse totale *in situ* et en banque de semences est celui de Bardouville (Figure 21).

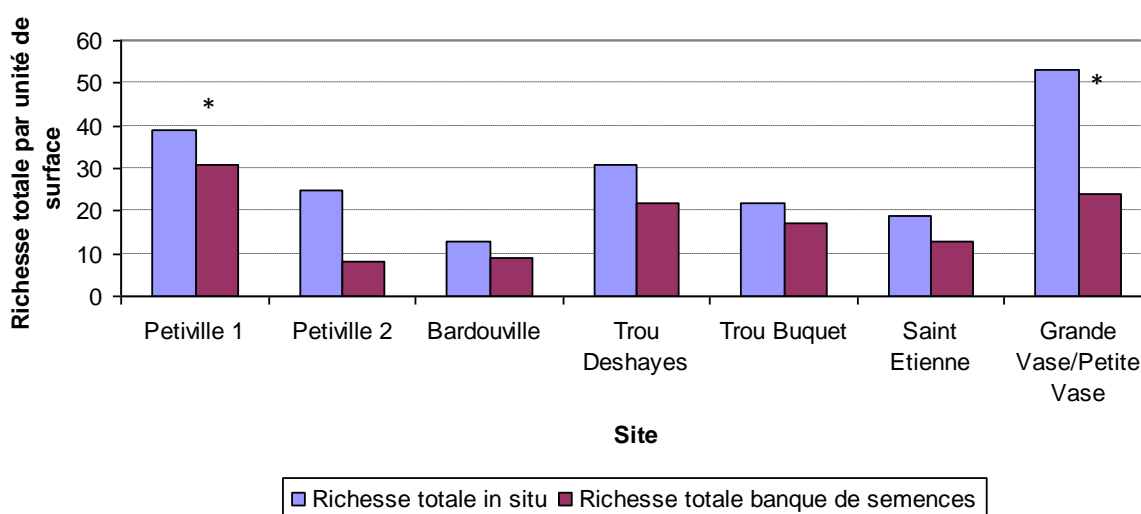


Figure 21 : Richesse totale par unité de surface de la végétation *in situ* et de la banque de semences par site. Les * indiquent les différences significatives révélées par l'ANOVA.

A l'échelle des formations de végétation : la richesse spécifique *in situ* est supérieure à la richesse des échantillons de banque de semences pour tous les sites à l'exception de la vasière de Petiville et la phragmitaie du Trou Deshayes. Certaines formations possèdent une richesse exprimée (*in situ*) et une richesse de la banque de semences relativement similaires, par exemple, la saulaie jeune fermée et la peupleraie de Petiville. Au contraire, d'autres formations présentent une richesse exprimée et une richesse de la banque de semences

significativement différentes avec celle exprimée supérieure (mégaphorbiaies de GVPV, peupleraie-prairie du Trou Deshayes entre autre) (Figure 22).

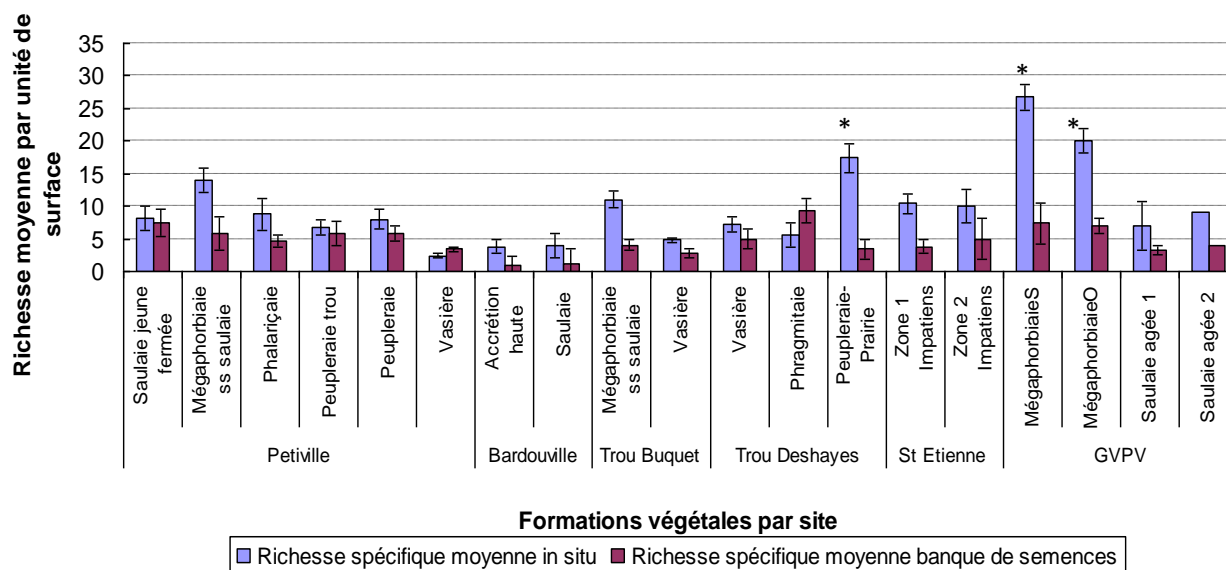


Figure 22 : Richesse spécifique moyenne \pm écarttype de la végétation *in situ* et de la banque de semence par site et par formation végétale. * : différences significatives.

Le calcul de la similarité par l'indice de Jaccard entre les compositions floristiques de la végétation exprimée *in situ* et de la végétation potentielle (banque de semences du sol) est présenté sur la figure 23. La valeur maximum de similarité est observée pour la phragmitaie du Trou Deshayes avec 38% de similarité, suivi par la cariçaie du Trou Buquet et de la mégaphorbiaie sous saulaie de Petiville (respectivement 23% et 20% de similarité). 7 formations présentent une similarité de moins de 10% entre la végétation exprimée et la végétation potentielle, dont celle de la phalariçaie et de la saulaie jeune de Bardouville qui ne possèdent aucune similarité entre elles.

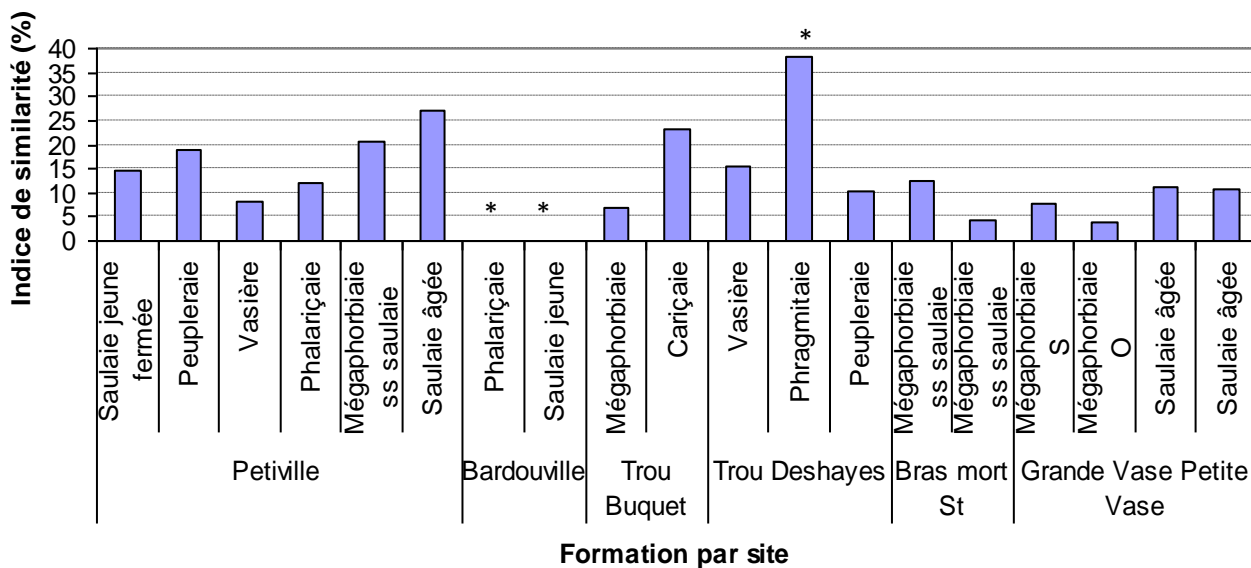


Figure 23 : Similarité (indice de Jaccard en %) entre la végétation exprimée in situ et la végétation potentielle à l'échelle des formations de végétation échantillonnées. * : différences significatives.

III.A.4 Discussion

Relation entre le gradient de connexion et la richesse floristique

Les facteurs écologiques tels que les fluctuations du niveau d'eau mais également la compétition pour la lumière ainsi que les conditions physico-chimiques des sols jouent un rôle prépondérant dans l'organisation (structuration, richesse, diversité) des communautés végétales de tout écosystème (NEILL et al. 2009). Pour PAUTOU, G. et GIREL, J. (1994), les communautés des systèmes alluviaux rivulaires répondent avant tout au gradient d'inondation mais sont également dépendantes des processus de sédimentation (érosion et accrétion).

La plaine alluviale de la basse vallée de Seine se caractérise par une mosaïque d'habitats pouvant être connectés directement au réseau hydrographique (Seine), à la nappe alluviale ou encore totalement déconnectés. Ce gradient de contraintes confère à la plaine et aux milieux associés une dynamique à l'échelle des communautés végétales qui leur est propre.

La première hypothèse testée dans cette étude supposait que la diversité floristique associée à ces milieux pouvait être variable en fonction de ce degré de connectivité avec une richesse et une diversité maximale sur les sites subissant des variations d'inondation récurrentes.

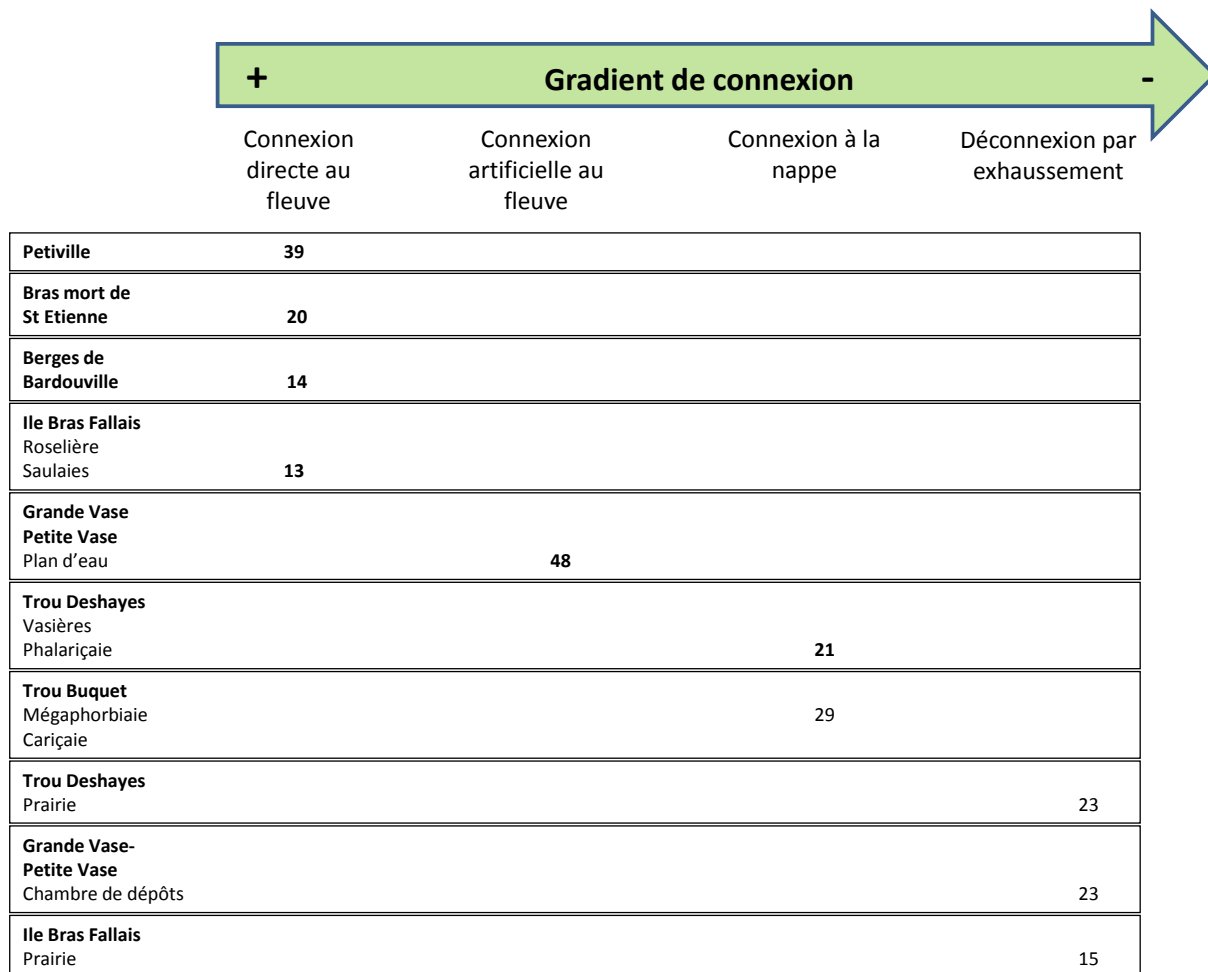


Figure 24 : Figure de synthèse reprenant le gradient de connexion et les richesses spécifiques totales pour chaque sites d'étude

Cette hypothèse est partiellement validée. En effet à **l'échelle du site**, on peut voir que la richesse floristique totale mesurée sur le site de Petiville (site directement connecté à la Seine) est l'un des sites les plus riches. Toutefois, cette valeur de la richesse prend en compte la totalité des formations de végétation qui caractérise ce site et qui répondent directement à la fréquence d'inondation par le fleuve ainsi qu'au temps de submersion. Si on subdivise ce site en zonations distinctes du fleuve jusqu'à la digue, les résultats sont tout autres. Les formations les plus proches du fleuve sont beaucoup moins riches (Vasières et Phalariçaie) que les formations intermédiaires (Mégaphorbiaie sous saulaie) (figure 17). Ce site est dominé par des espèces typiques des milieux alluviaux telles que *Phragmites australis*, *Rorripa palustris*, *Phalaris arundinacea*, *Scirpus maritimus* indicatrice d'une légère salinité de l'eau, *Veronica anagalis-aquatica*, *Myosotis cespitosa*, *Impatiens noli-tangere*, *Iris pseudacorus*, *Mentha aquatica*, *Lysimachia nummularia*, *Oenanthe crocata*.

A l'opposé, les résultats obtenus sur le site de Bardouville montrent une richesse floristique plus faible (14). Ce site directement connecté subit les variations de niveau du fleuve en lien

avec le mécanisme des marées (figure 24). Situé en contrebas d'une chambre de dépôt de sédiments de dragage, il subit des déplacements de sédiment importants. La zone échantillonnée est de fait soumise à des processus successifs d'érosion et d'accrétion. On peut alors avancer que la mobilité du substrat et l'hydrodynamique associée ne facilitent pas l'implantation d'espèces et particulièrement les espèces annuelles au système racinaire peu développé. L'espèce dominante identifiée dans ce site correspond au *Phalaris arundinacea* qui possède un système souterrain robuste et pérenne. Plus haut sur le site, quelques Saules se sont implantés et peuvent conférer une certaine protection du bas de la chambre de dépôt contre les mécanismes d'érosion. Par comparaison, l'anse située en aval de la zone d'étude (figure 6), ne présente pas de végétation et les processus d'érosion observés sont beaucoup plus marqués (photos 1 et 2).



Photos 1 et 2 : Site de Bardouville montrant une zone en érosion dénudée et une zone en accrétion végétalisée.

Le bras mort de Saint Etienne, qui est également connecté au fleuve, affiche une richesse floristique intermédiaire de 20 espèces. Les formations végétales y sont beaucoup moins variées sans doute en raison d'un espace restreint coincé entre le fleuve et la digue (environ 30 m de large). La mégaphorbiaie qui se développe sous la Saulaie est dominée par *Impatiens noli-tangere*, espèce caractéristique des milieux alluviaux.

Située en contact direct avec le fleuve et subissant les variations d'inondation, la phragmitaie de l'île du Bras Fallais possède une richesse faible (figure 24) dominée par des espèces de zones humides telles que *Callitriche sp*, *Phalaris arundinacea*.

Le site de Grande Vase-Petite vase abrite deux sites contrastés : une jeune « mégaphorbiaie » ponctuellement inondées installée sur les berges d'un bassin artificiellement connecté au fleuve et une saulaie d'une 60aine d'année installée sur d'anciennes chambres de dépôts dont le niveau topographique la déconnecte du système hydrographique de la plaine. Ces deux sites malgré leur proximité présentent une richesse floristique très différente (respectivement 48 et 23). La forte richesse caractérisant la mégaphorbiaie (photo3) est liée au fait que le milieu est un milieu « neuf » totalement remanié par l'aménagement anthropique. Cet aménagement entraîne une ouverture du

milieu et un accès aux ressources facilité. De fait, les espèces végétales présentes dans la banque de semences colonisent ce site et participent à la mise en place d'une communauté à richesse élevée. Cette étape de colonisation par des espèces qualifiées de pionnières est généralement transitoire. Très rapidement les espèces plus compétitives excluent les espèces pionnières et on observe alors une diminution de la richesse spécifique sur le milieu. Les espèces identifiées ne répondent pas toujours aux caractéristiques des milieux humides. Un grand nombre d'espèces nitratophiles comme *Urtica dioica*, *Polygonum aviculare*... ou prairiales comme *Vicia sativa*, *Trifolium repens*... ont été identifiées. Des espèces préforestières (*Rubus fruticosus*, *Galium aparine*, *Acer pseudoplatanus*...) ou rudérales (*Ranunculus repens*) sont également présentes. La saulaie, quant à elle, (photo 4) est constituée d'espèces ligneuses de milieux humides tels que *Salix* et *Populus* mais également de *Prunus* et d'*Acer*. Des espèces préforestières (*Clematis vitalba*, *Galium aparine*, *Myosotis sylvatica*, *Solanum dulcamara*) et nitratophiles (*Rubus fruticosus*, *Urtica dioica*) sont également présentes. Dans ces formations forestières, la présence d'espèces invasives a également été observée comme *Buddleia davidii*.



Photos 3 et 4 : Bassin inondable de Grande Vase-Petite Vase connecté artificiellement à la Seine et Saulaie implantée sur la chambre de dépôts du même site.

Les sites du Trou Buquet et du Trou Deshayes sont déconnectés du fleuve par une digue, ne permettant que l'influence de la nappe alluviale. Cette déconnexion des sites à la Seine ne permet pas la mise en place de formations végétales comparables à celles de Petiville en raison de l'absence d'une dynamique de rajeunissement des systèmes. Les formations végétales qui s'y développent sont beaucoup plus stable d'un point de vue dynamique, accueillent une richesse spécifique assez élevée (21 et 29 sp) et surtout affichent une cohérence écologique. Certaines espèces à caractère hygrophile et héliophile sont présentes sur le site telles que *Impatiens noli-tangere*, *Oenanthe crocata*, *Phalaris arundinacea*, *Phragmites australis*, *Rorripa amphibia*, *Typha latifolia* qui sont le signe d'un fonctionnement de milieux alluviaux. Ces deux sites présentent cependant une différence en termes de structure des communautés. En effet, le trou Buquet est un site non géré où les formations ligneuses se sont développées alors que le site du trou Deshaies est régulièrement fauché pour maintenir le milieu ouvert dans le cadre des pratiques

cynégétiques. Ces deux milieux de par leur gestion, offrent des formations intéressantes et fonctionnelles d'un point de vue floristique.

La prairie de l'île du Bras Fallais montre une grande richesse sans être connectée au fleuve. Dû à son faible degré d'hygromorphie aucune espèce des milieux humides s'exprime ; seules des espèces purement prairiales s'y développent telles que *Agrostis stolonifera*, *Arrhenatherum elatius*, *Bromus erectus*, *Dactylis glomerata*, *Geranium dissectum*, *Phleum pratense* ainsi que quelques espèces nitratophiles comme *Urtica dioica*, *Galium aparine*, des espèces préforestières (*Convolvulus arvensis*, *Glechoma hederacea*) et rudérales (*Ranunculus repens*). C'est le même cas pour la saulaie, située au même niveau topographique que la prairie mais davantage au bord des berges, et subissant une influence limitée de l'hydrodynamisme. Ce site montre une faible richesse avec une abondance minimale d'*Impatiens noli-tangere* et de *Carex cespitosa* et une dominance d'espèces nitratophiles (*Urtica dioica*, *Galium aparine*) et préforestières (*Heracleum sphondylium*, *Glechoma hederacea*).

L'établissement d'une relation positive entre hydrodynamique et richesse floristique n'est donc pas si évident. Les sites fermés par la canopée des arbres comme Petiville ou le trou Buquet abritent une forte richesse liée à l'hétérogénéité des formations (sédiment vaseux, couverture de végétation ralentissant la dynamique de l'eau ...). En revanche, c'est l'inverse pour le site de Bardouville où l'on retrouve des formations où la richesse est très faible. L'exposition à l'hydrodynamique du courant est plus importante : le substrat sableux en est la preuve ; plus il y a de courant plus les éléments présents sont grossiers. A termes, il y aura une sélection des espèces capables de se maintenir dans un contexte érosif.

A l'échelle des formations étudiées, les indices de richesse et de diversité montrent des différences significatives ; les formations ouvertes comme les vasières, ainsi que les formations à roselières sont beaucoup moins riches que les formations semi-ouvertes et fermées telles que les saulaies, mégaphorbiaies, peupleraies. Ceci peut s'expliquer par le fait que ces formations se situent à un niveau topographique moins élevé et subissent donc une inondation plus régulière et plus longue. Ces contraintes du milieu s'expriment comme des filtres environnementaux sélectionnant des espèces capables de s'implanter de se maintenir et de se développer. Ces espèces forment les zones quasi monospécifiques, très denses ce qui laisse peu de chances aux autres plantes de se développer (notion de stratégie phallanx vs. Guerilla). A ces facteurs, s'ajoute le rajeunissement des milieux (érosion des couches supérieures de sédiment, évacuation des litières et donc de la matière organique). Au final, la richesse se trouve être limitée aux espèces fortement adaptées, comme les Eléocharis, les carex, les Scirpus qui présentent un système racinaire bien développé et profond permettant à la plante de ne pas se faire déchausser par la puissance du courant.

Que ce soit à l'échelle des sites ou des formations, la variabilité de la composition, de la diversité et de la richesse des sites est expliquée par le gradient de connexion des sites à la Seine en lien avec les conditions d'hygrométrie (variations d'inondation) ce qui entraîne une zonation de la végétation à préférences hygrophiles ou plus mésophiles (FUSTEC, E., et al. 2000). De plus, un gradient de trophie s'exprime sur lequel des espèces à caractère nitratophile de milieu semi-ouvert à fermé, par opposition aux espèces eutrophiles des milieux ouverts. La présence d'espèces nitratophiles dans certains sites peut s'expliquer par une accumulation et une stagnation de la matière organique et l'absence de l'action des marées et des inondations. Ces espèces sont le reflet d'une certaine déconnexion des milieux vis-à-vis de la Seine.

Pour chacun des sites, la divergence de la composition et de la structuration floristique peut donc s'expliquer notamment par le type d'aménagement qu'ils subissent. Toutefois la déconnexion au système hydrodynamique (fleuve et nappe alluviale) ne montre pas forcément une diminution de la richesse floristique en revanche cela entraîne une perte d'hétérogénéité de milieux ce qui entraîne une diminution des espèces.

Relation entre le gradient de contrainte et la banque de semences

L'hypothèse de départ est que la végétation potentielle exprimée à travers la banque de semences du sol pourrait être la mémoire des formations passées s'étant développées sur les sites. Une richesse comparable entre les différents sites testés était donc attendue et ce malgré des différences dans la composition floristique de la végétation exprimée.

A l'échelle des sites, la richesse totale mesurée dans la banque de semences varie considérablement. Comme pour la végétation exprimée, Petiville est le site présentant la plus grande richesse et Bardouville la plus faible. Néanmoins, le nombre de formations végétales échantillonnées dans chacun des sites n'est pas identique, ce qui influence les résultats. Le site du Trou Deshayes et de GVPV sont les sites les plus riches après le site de Petiville. La richesse spécifique moyenne et la densité de graines ainsi que la composition floristique suivent la même tendance : elles sont également différentes entre les sites et les formations. L'étude de CHERRY et GOUGH (2006) sur les banques de semences montre que la richesse spécifique ainsi que la composition floristique de la végétation potentielle diffèrent entre les différents milieux alluviaux d'un hydrosystème suivant le gradient de connexion. Les auteurs relient cette différence aux conditions hydrodynamiques différentes selon les milieux ; la modification des niveaux d'inondation favoriserait le développement d'un assemblage d'espèces constituant la banque de semences du sol.

De manière générale, les densités élevées observées au cours de l'étude sont liées à une très forte abondance de cinq espèces : *Typha angustifolia*, *Lythrum salicaria*, *Urtica dioica*, *Erysimum cheiranthoides*, *Buddleja davidii*. La densité en graines que présente le site GVPV est bien supérieure aux autres sites, mais cette supériorité s'explique par la présence

massive d'une espèce : *Buddleja davidii* qui est une espèce qualifiée d'invasive. Le site de Bardouville se démarque à nouveau des autres sites avec la richesse la plus faible. Là encore l'exposition du site à l'hydrodynamique et la nature sableuse du substrat sont peu propices à la conservation des graines dans le sol. Dans leur étude sur la réponse de la banque de semences à la variation du niveau d'inondation, PETERSON et BALDWIN (2004) montrent que la densité de graines de la banque de semences du sol est influencée négativement par l'augmentation des niveaux d'inondation, et donc selon le gradient de connexion à l'hydrosystème. Cette argumentation ne peut concerner tous les systèmes alluviaux de la basse vallée de Seine ; la densité de graines de la banque de semences des sites ne semble pas plus faible lorsqu'ils sont connectés directement au fleuve.

La banque de semences de Bardouville abrite une espèce non menacée mais peu commune en Haute-Normandie (*Parietaria judaica*). La germination de la végétation potentielle pourrait créer d'importantes possibilités pour les espèces rares et ainsi diversifier le milieu (CHERRY et GOUGH, 2006).



Photo 2 : *Parietaria judaica* L (source : Tela Botanica)

L'hypothèse d'une existence banque de semences du sol comparable entre les sites d'étude est donc réfutée.

Confrontation végétation exprimée *in situ* et végétation potentielle

L'hypothèse testée dans cette partie était basée sur l'existence d'une similarité entre la végétation potentielle de la banque de semences du sol et la végétation exprimée *in situ* des différents milieux alluviaux de la basse vallée de Seine.

La végétation exprimée *in situ* se distingue fortement de celle potentielle de la banque de semences pour la plupart des sites étudiés. La similarité maximale est mesurée dans la phragmitaie du Trou Deshayes, puis dans la plupart des formations de Petiville ainsi que dans la cariçaie du Trou Buquet. Aucune similarité ne se dégage pour les deux formations de Bardouville. La confrontation entre les valeurs de richesse spécifique moyenne de la végétation *in situ* et celle potentielle avec le gradient de contrainte à l'hydrosystème ne suggère pas de lien. L'hypothèse de similarité entre la végétation exprimée et la végétation potentielle peut donc être réfutée. Une étude sur les relations entre la végétation exprimée et potentielle menée dans un hydrosystème fluvial en Chine, a révélé que la composition et l'abondance de la végétation exprimée semblent sans rapport avec la banque de semences dans ces milieux alluviaux (LIU et al. 2009). Ceci peut s'expliquer par le fait que les sites, et donc les formations, sont reliés entre eux par un corridor fluvial pouvant amener et emporter

un certain nombre de semences. Ces semences déposées dans un milieu qui ne leur est pas favorable ne pourront pas s'exprimer ce qui n'est pas le cas lorsqu'elles sont mises dans des conditions de germination contrôlées.

La richesse spécifique moyenne de la végétation exprimée *in situ* est toujours plus élevée que la végétation potentielle issue de la banque de semences, à l'exception de deux formations ; la vasière de Petiville et la phragmitaie du Trou Deshayes. Cette différence entre la richesse entre la végétation exprimée et la végétation potentielle peut s'expliquer par le fait que la banque de semences du sol ne peut se développer que lorsque le milieu est ouvert. Lorsque le milieu est fermé, la lumière est dans ce cas, limitante pour le développement de la banque de semences du sol. Les espèces germées issues de la banque de semences n'appartiennent pas forcément au cortège floristique exprimé. De ce fait, il se peut que ces espèces ne puissent effectivement pas germer dans les conditions du milieu en raison de la limitation de la lumière arrivant au sol dans la plupart des formations échantillonnées.

A l'échelle des sites, la banque de semences exprime des différences significatives dans la composition floristique et la richesse ; les banques de semences sont très variables dans leur composition et leur richesse comme trouvé par ADAM et al. en 2005. La fragmentation des systèmes alluviaux de la basse vallée de Seine peut expliquer ces différences. Cette fragmentation des corridors rivulaires empêche la dispersion (PAUTOU et al. 2003, SCHNITZLER A. 1997). En effet, la dispersion des graines permet donc la colonisation de sites très dispersés dans l'espace. L'efficacité de dispersion dépend principalement de la disponibilité et l'efficacité des vecteurs de dispersion (LIU et al. 2009).

L'étude de la banque de semences du sol et de la végétation en place est très importante dans un objectif de restauration écologique des milieux alluviaux afin de préserver leur fonctionnement naturel. La banque de semences du sol joue un rôle crucial dans le maintien de nombreuses communautés végétales des zones humides. Ainsi, la banque de semences peut influencer sur la diversité des espèces et la répartition spatiale de la végétation exprimée en réponse à l'hétérogénéité de l'environnement, et inversement (PETERSON et BALDWIN, 2004).

III. B Contribution d'une caractérisation faunistique : étude de la mésofaune des sols

III.B.1 Introduction

Dans un contexte global de perturbations anthropiques toujours croissantes, l'unique pratique de conservation des écosystèmes ne suffit plus. La perturbation d'un écosystème consiste en un (des) évènement(s) non altérant – dans le temps et l'espace – les relations entre les organismes vivants et leurs habitats (Wali, 1987). Les activités perturbatrices sont très variées et peuvent concerner aussi bien les pratiques de déforestation que les aménagements de drainage des zones humides, en passant par l'introduction de polluants chimiques. Dès lors, la restauration écologique peut se révéler un complément essentiel à la conservation (s.l.).

« La restauration écologique est une action intentionnelle qui initie ou accélère l'auto-réparation d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit, en respectant sa santé, son intégrité et sa gestion durable » (SER, 2004).

D'une façon générale, le succès des programmes de restauration écologique dépend du suivi et de l'évaluation des dynamiques écologiques sous diverses contraintes. En effet, l'écologie de la restauration pose des problèmes complexes et, selon Décamps & Lesaffre (2002), "relève aussi bien de questions écologiques que sociales et politiques". La dégradation, plus ou moins aggravée, d'habitats naturels nécessite alors que soient également pris en compte les différents aspects liés non seulement à l'écologie, mais aussi à l'économie (Costanza & Daly 1992 ; Folke 1995) et aux divers domaines socioculturels (Daily 1997). La vulnérabilité des populations face aux modifications naturelles ou anthropiques s'en voit accrue (Sih et al., 2000 ; UNEP, 2007). L'importance de ces menaces pour la biodiversité n'a toutefois reçu une attention sérieuse de la part des décideurs que depuis les années 1990 (Madgwick et al., 2002). L'écologie de la restauration est donc une science encore jeune.

La principale cause de perturbation des zones humides connectées à un fleuve est la chenalisation. En effet, elle entraîne des effets parmi les plus destructeurs des équilibres écologiques et des processus fonctionnels des rivières. Elle englobe tous les aménagements de rivière visant à accélérer son écoulement dans le but principal de réduire les inondations. Des ouvrages de stabilisation (seuils, digues), et des actions d'entretien du lit (curage, dragage, nettoyage de la végétation) accompagnent souvent ces interventions. Evaluer la gravité de l'impact implique forcément une approche écosystémique, donc globale et à long terme, reliant les modifications du milieu physique à leurs conséquences biologiques.

Dans le cadre de ce projet, une étude approfondie de la faune du sol est réalisée pour caractériser l'état des sites. En effet, la pédofaune va se charger de la transformation de la matière organique du sol en vue de son recyclage avec la formation d'humus. Elle joue donc un rôle primordial dans la formation et la qualité des sols. La pédofaune est divisée en fonction de la taille des individus. Elle se divise en méga-, macro-, méso- et microfaune. C'est

sur la mésofaune (0,2-2mm) que ce travail va se concentrer et plus particulièrement sur les collemboles (annexe IV) et les acariens (communautés édaphiques de la mésofaune, microarthropodes). Ces populations se nourrissant de végétaux comme de champignons, il existe donc un lien fort entre la végétation et la pédofaune. Cette partie du projet vise à déterminer la modulation de ce lien sous l'influence d'une forte contrainte : l'inondation du sol par le fleuve, dans différents écosystèmes rivulaires des berges de Seine en relation avec un gradient de connexion.

La perturbation induite étant liée aux périodes d'inondations pesant sur le système, un des objectifs est de relier la fréquence d'inondation aux attributs des assemblages de mésofaune du sol. Il est notamment question de déterminer si la déconnexion d'un milieu au fleuve impacte l'abondance et la richesse spécifique des communautés de collemboles et d'acariens. L'hypothèse testée est la suivante : l'inondation du milieu par le fleuve réduirait l'abondance et la richesse spécifique de la mésofaune du sol, il existe un lien étroit entre l'intensité d'inondation et la structure des assemblages de mésofaune.

Sous-jacente à cette hypothèse générale, une série de questions s'impose : La réponse des communautés de collemboles à cette contrainte sera-t-elle la même tout le long du gradient ? L'inondation va-t-elle affecter les relations biotiques et/ou abiotiques des collemboles avec le milieu ? La réponse des collemboles sur le site connecté au fleuve diffère-t-elle de celle du site déconnecté du fleuve ?

III.B.2 Matériels et Méthodes

Sites d'étude

En raison de la durée importante des identifications des espèces associées à la mésofaune, deux situations contrastées ont été retenues : un site connecté directement au fleuve et un site déconnecté du fleuve mais connecté au système hydraulique de la plaine alluviale. Ces sites sont Petiville et le Trou Buquet (tableau 1, Figure 2). Au sein du site de Petiville, l'ensemble des formations végétales du transect 2 est échantillonné (tableau 4) soit :

- La formation 1 la plus proche du fleuve est une vasière nue à espèce dominante *Eleocharis palustris* L.
- La formation 2 est une phalaridaie à espèce dominante *Phalaris arundinacea* L.
- La formation 3 est dominée par une mégaphorbiaie sous une saulaie jeune à espèce dominante *Oenanthe crocata* L.
- La formation 4 est dominée par des mégaphorbiaie sous une saulaie âgée à espèce dominante *Agrostis stolonifera*.
- La formation 5 est une peupleraie à espèce dominante *Impatiens noli-tangere*.

Ces formations sont par la suite respectivement dénommées F1, F2, F3, F4 et F5.

Pour compléter le plan d'échantillonnage, la peupleraie à *Urtica dioica* du transect 1 est également échantillonnée. Elle est codée sous le sigle T1 dans la suite du texte. Le second site est celui de Trou Buquet (Tableau 1, figure 3). Deux formations végétales distinctes sont échantillonnées : une saulaie à Mégaphorbiaie (nommée TBS) (cf p11) et une carissaie à espèce dominante *Carex riparia Curtis*. (nommée TBC) (cf p. 11).

Protocole d'échantillonnage

L'échantillonnage consiste à réaliser 3 points de prélèvements par formation végétale, soit un total de 16 points à Petiville (un seul point est pris à la première formation car il s'agit de vase et nous savons que la mésofaune sera quasi nulle dans ce type de sol) et 6 points à Trou Buquet. Ces sites seront distants d'au moins 10 mètres pour éviter l'auto-corrélation spatiale. Pour chaque point, une carotte de sol de 5cm de profondeur et de 5 cm de diamètre est prélevée puis conditionnée dans un sachet plastique jusqu'à analyse en laboratoire.

Tri au laboratoire

Suite au prélèvement, les échantillons de sol ont été traités au laboratoire selon la méthode de Berlese-Tullgren dite destructrice. Les carottes sont placées dans des tamis de maille de 2mm au-dessus d'un entonnoir relié à un pilulier contenant de l'alcool à 70% destiné à récolter la mésofaune (une goutte de liquide vaisselle est ajoutée afin que les collemboles ne restent pas en surface).

Durant 15jours, une rampe de lampes électriques permet d'assécher les échantillons de sols du haut vers le bas entraînant la migration de la faune, sensible à la dessiccation, à l'inverse du gradient lumineux puisque leur géotropisme est négatif. Elle quitte alors l'échantillon de sol et tombe dans le récipient collecteur : un pilulier de 50 ml (figure 25).

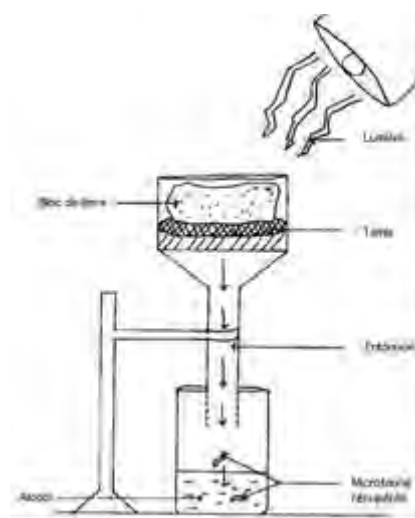


Figure 25 : L'appareil de Berlèse permettant d'extraire la mésofaune du sol

Dénombrement et détermination de la mésofaune

Les collemboles et les acariens récoltés sont comptés puis déterminés dans un premier temps grâce aux morpho-espèces : de tels collemboles sont supposés être de la même espèce car ils ont la même morphologie. Il est ensuite vérifié que ce sont bien les mêmes espèces en les observant au microscope. Enfin, les collemboles de chaque espèce ont été comptés puis classés selon leur groupe écologique en fonction du mode de vie suivant (Gisin 1943) :

-Espèce épédaphique : très pigmentée, de longues antennes, une longue furca, huit ocelles et de grande taille. Les espèces appartenant à ce groupe sont qualifiées d'épigées, elles vivent dans la litière. Elles ont une stratégie démographique r ce qui manifeste une forte aptitude à coloniser des milieux grâce à un taux de reproduction élevé, un développement rapide et une bonne capacité de dispersion (Gobat et al, 1998).

-Espèce hémiédaphique : pigmentée, antennes moyennement longues, présence d'ocelles, taille moyennes. Ce groupe est retrouvé dans l'horizon humifère.

-Espèce euédaphique : ocelles absentes ou en nombre réduit, pigmentation absente ou limitée aux taches oculaires, antennes courtes. Ces espèces vivent dans les horizons plus profonds au moins périodiquement.

Les espèces hémiédaphiques et euédaphiques sont qualifiées d'endogées. Elles ont une stratégie démographique K qui se manifeste par des conditions de vie prévisibles, avec un approvisionnement constant en ressources et des risques faibles : les animaux investissent dans la survie des jeunes par une fécondité faible, une croissance lente, une très forte capacité de compétition, une survie élevée et une faible capacité de dispersion (Gobat et al, 1998).

Calculs et Analyses statistiques

Pour chaque formation végétale, sur chaque point d'échantillonnage, l'abondance totale des collemboles, puis spécifique et enfin la richesse spécifique ont été calculées. L'abondance totale correspond à la somme des effectifs sur chaque point d'échantillonnage de tous les individus tandis que l'abondance spécifique se calcule pour chaque espèce. La richesse taxonomique (RS) est le nombre de taxa déterminés sur chaque point d'échantillonnage. Ensuite, pour chaque formation végétale, l'abondance moyenne, la richesse spécifique moyenne et la richesse spécifique totale ont été calculées.

Les différences, entre les formations végétales sur Petiville et sur Trou Buquet, des valeurs d'abondance et de richesse spécifique moyenne ont été testées par des analyses de variance (General Linear Models) suivies de post hoc tests (Tukey test).

❖ La **similarité** de composition des assemblages de collemboles entre les différentes formations végétales est estimée avec l'indice de Jaccard, basé sur la présence/absence des espèces au sein des communautés.

$$S = \frac{c}{(a+b)-c}$$

Avec :

c = nombre d'espèces présentes dans les deux relevés

a et b = nombre d'espèces présentes dans les relevés A et B

❖ La **diversité biologique** est estimée à l'aide de l'indice de Shannon-Weaver qui est un indice de Pielou (1975) basé sur la théorie de l'information :

$$H' = - \sum p_i \cdot \log(p_i)$$

avec p_i : fréquence relative d'une espèce dans l'échantillon; la diversité augmente avec la valeur de H' comprise entre 0 et $\ln(RS)$.

❖ L'**équitabilité** (ou evenness) renseigne sur la répartition des espèces au sein d'un échantillon (Smith et Wilson, 1996) :

$$E = \frac{H'}{H'_{max}}$$

avec H' indice de Shannon Weaver et H'_{max} , log de la richesse spécifique de l'échantillon ; $0 < E < 1$.

❖ L'indice de Simpson renseigne sur la diversité de la communauté. D se calcule comme suit

$$D = \sum p_i^2.$$

La diversité de la communauté augmente quand D diminue.

❖ **Relation entre facteurs abiotiques et biotiques**

Des corrélations ont été réalisées pour estimer les liens existant entre les différents paramètres des communautés de collemboles (Richesse et Abondance) et différents paramètres environnementaux (abondance des prédateurs, diversité de la végétation et humidité du sol).

Les analyses statistiques ont été effectuées avec le logiciel R (et les paquetages ade4 et vegan), le logiciel STATISTICA, ainsi qu'avec le logiciel BioDiversity pro.

III.B.3. Résultats

III.B.3.1 Petiville

Richesse taxonomique

Les différents taxa de Collemboles rencontrés au cours de l'étude (et leur fréquence) sont rapportés en annexe V et VI. La richesse taxonomique totale en collemboles est maximale dans F3 avec 13 taxa (figure 1). Elle est minimale avec 1 taxa dans F1. Le long du gradient, la richesse totale augmente jusqu'à F3 puis diminue jusqu'à F5 conférant à la courbe une allure de cloche (Figure 26). Par ailleurs, T1 présente une richesse totale de 12 taxa.

La richesse taxonomique relative présente une tendance semblable à celle observée pour la richesse taxonomique totale avec un maximum de 7 taxa en moyenne dans F3 et un minimum dans F1 avec 1 taxa (figure 26). Cependant, la richesse taxonomique moyenne des collemboles n'est pas significativement différente entre les formations végétales successives sur le site de Petiville ($F = 1,14$; $p\text{-value} = 0,39$).

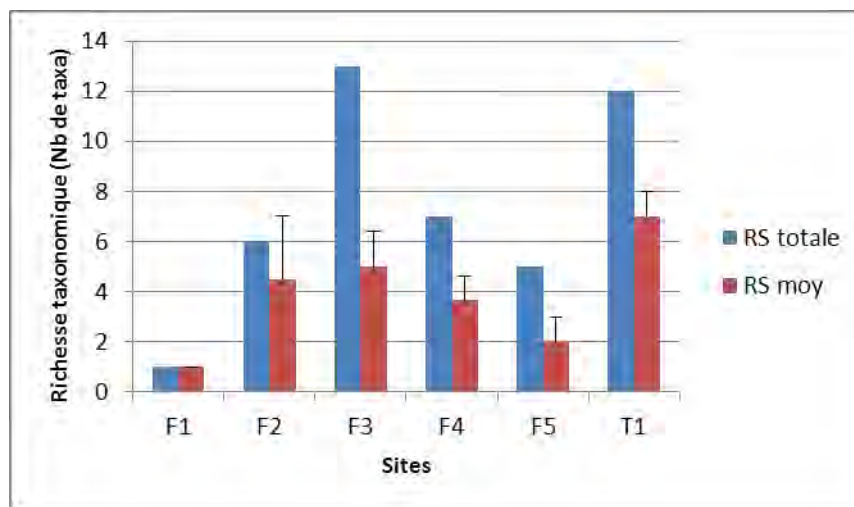


Figure 26 : Représentation de la richesse taxonomique totale (RS totale) et relative (RS moy) des différents sites étudiés à Petiville, France. F1 : vasière nue, F2 : phalaridaie, F3 : mégaphorbiaie sous une saulaie jeune, F4 : mégaphorbiaie sous une saulaie âgée, F5 et T1 : peupleraie.

Les collemboles euédaphiques dominent sur le site de Petiville avec une moyenne de 45 % (figure 27). Les proportions des 3 groupes écologiques sont semblables dans F3, F4 et T1 avec environ 40% d'euédaphiques, 25% d'hémiédaphiques et 25% d'épédaphiques. Les collemboles épédaphiques n'apparaissent qu'à partir de F3 avec un pourcentage de 25%.

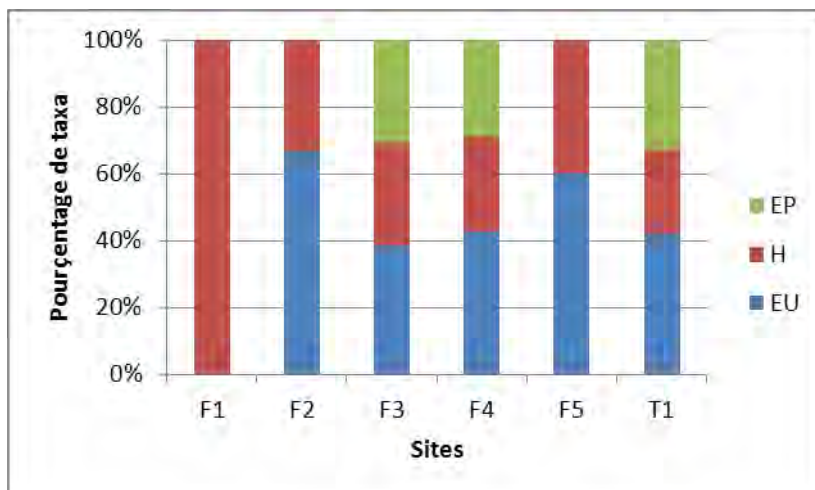


Figure 27 : Proportions des groupes écologiques de collemboles (selon leur richesse relative) sur les formations de Petiville, France (en %). EP : Epédaphiques, He : Hémiédaphiques, Eu : Euédaphiques ; F1 : vasière nue, F2 : phalaridaie, F3 : mégaphorbiaie sous une saulaie jeune, F4 : mégaphorbiaie sous une saulaie âgée, F5 et T1 :peupleraie.

Abondance

La grande majorité des points d'échantillonnage contient moins de 20000 collemboles au m² (figure 28). L'abondance moyenne est maximale dans F3 avec 41480 individus/m². Elle est minimale dans F1 avec 1020 ind/m². L'abondance moyenne suit la tendance observée pour la richesse taxonomique, c'est-à-dire l'allure d'une courbe en cloche.

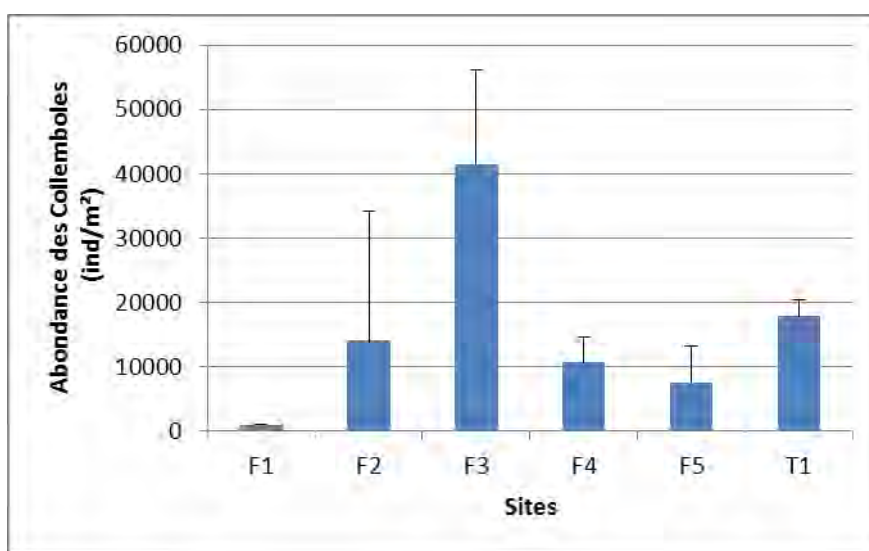


Figure 28 : Abondance moyenne des collemboles dans les différentes formations végétales du site de Petiville, France. F1 : vasière nue, F2 : phalaridaie, F3 : mégaphorbiaie sous une saulaie jeune, F4 : mégaphorbiaie sous une saulaie âgée, F5 et T1 :peupleraie.

Au niveau de la structure des communautés (composition taxonomique), plusieurs catégories d'espèces peuvent être discernées. Tout d'abord, *Folsomia quadrioculata* est l'espèce dominante dans toutes les formations végétales, sauf dans T1 où c'est *Protaphorura*

sp. qui domine avec 19% (annexe V) Certains taxons ne sont présents que dans une formation, par exemple *Xenyllodes armatus* n'est présente que dans F2 avec une contribution de 7% et *Pseudosinella alta* n'est présente que dans F3 avec une abondance relative de 11%. Enfin des taxons sont présents dans plusieurs formations : *Parisotoma notabilis* apparaît à partir de F3 et se maintient dans F4, F5 et T1 avec des abondances relatives qui augmentent. En effet, on passe de 3% dans F3 à 37% dans F5. Il en est de même pour *Protaphorura* sp. dont la contribution passe de 4% dans F3 et F4 à 19% dans T1. D'autres espèces présentent des patrons plus erratiques. *Isotomiella minor* en faible pourcentage (un pourcentage maximal de 12% dans F5) ne se retrouve que dans les formations F2, F5 et T1 (annexe V).

Tableau 7 : Abondance et (écart-types) des groupes écologiques de collemboles au sein des formations végétales de Petiville, France. F1 : vasière nue, F2 : phalaridaie, F3 : mégaphorbiaie sous une saulaie jeune, F4 : mégaphorbiaie sous une saulaie âgée, F5 et T1 : peupleraie.

	F1	F2	F3	F4	F5	T1
<i>Epédaphiques</i>	0	0	1659,2 (1272,2)	1178,1 (1338,6)	0	1963,5 (1530)
<i>Hémiédaphiques</i>	1020 (0)	13263,4 (18393)	31524,8 (8826,9)	7282,8 (3590,2)	5890,5 (4845)	6604,5 (3060)
<i>Euédaphiques</i>	0	846,6 (866,8)	8296 (7224,5)	2249,1 (1682,9)	1759,5 (765)	9282 (4080)

Les collemboles épédaphiques n'apparaissent qu'à partir de F3 et ont une abondance moyenne stable d'environ 1500 ind/m² (tableau 7) soit environ 15% de l'abondance totale des collemboles à ces stades (figure 29). Les collemboles hémiédaphiques sont quant à eux présents sur tout le gradient, de F1 à T1. Nous observons que l'abondance moyenne des collemboles pour ce groupe écologique suit l'allure de la courbe en cloche observée précédemment. En effet, l'abondance des hémiédaphiques passe de 1020 ind/m² dans F1 pour atteindre un maximum de 31524,8 ind/m² dans F3 puis son abondance diminue dans la suite du gradient pour atteindre 5890,5 ind/m² dans F5. Par ailleurs, T1 représente 6604,5 ind/m² (tableau 7). Cependant, la tendance des hémiédaphiques s'inverse pour ce qui s'agit des proportions. En effet, ce groupe représente 100% des individus dans F1 et diminue le long du gradient pour arriver à 37% d'individus hémiédaphiques dans T1 (figure 29). Le groupe des euédaphiques est présent à partir de F2 et voit son abondance moyenne augmenter de 846,6 ind/m² dans F2 à 9282 ind/m² dans T1 (tableau 7). Nous retrouvons

cette tendance au niveau des proportions des groupes écologiques puisque les collemboles euédaphiques augmentent de 6 % dans F2 à 52% dans T1 (figure 29).

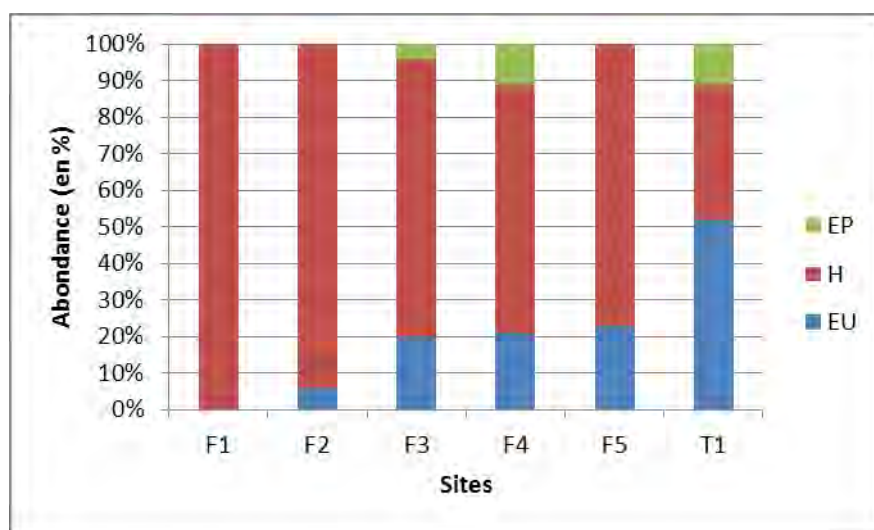


Figure 29 : Proportions des groupes écologiques de collemboles (selon leur abondance relative) sur les formations de Petiville, France (en %). F1 : vasière nue, F2 : phalaridaie, F3 : mégaphorbiaie sous une saulaie jeune, F4 : mégaphorbiaie sous une saulaie âgée, F5 et T1 :peupleraie ; EP : Epédaphiques, He : Héliédaphiques, Eu : Euédaphiques.

Indices de diversité et similarité.

L'indice de Simpson augmente au fur et à mesure le long du gradient. En effet, la valeur maximale de $1/D$ est maximale pour T1 avec 8,33 (tableau 8). Elle est minimale pour F2 avec un indice de 1,54 (tableau 8). L'équitabilité nous montre que plus on s'éloigne du stress « inondation », plus les formations sont homogènes quant à l'abondance de leurs membres puisque l'évenness augmente de F2 à T1. Il est minimal dans F2 avec 0,45 et maximal dans T1 avec 0,9 (tableau 8).

Tableau 8 : Indices de diversité de la communauté de collemboles sur les formations de Petiville, France. F1 : vasière nue, F2 : phalaridaie, F3 : mégaphorbiaie sous une saulaie jeune, F4 : mégaphorbiaie sous une saulaie âgée, F5 et T1 :peupleraie. H' indice de Shannon, E : Evenness et D l'indice de Simpson.

	F1	F2	F3	F4	F5	T1
H'	NC	0,81	1,59	1,55	1,34	2,25
E	NC	0,45	0,62	0,79	0,83	0,9
1/D	NC	1,54	2,86	3,7	3,45	8,33

Tableau 9 : Indice de similarité : Indice de Jaccard. F1 : vasière nue, F2 : phalaridaie, F3 : mégaphorbiaie sous une saulaie jeune, F4 : mégaphorbiaie sous une saulaie âgée, F5 et T1 : peupleraie, TBS : saulaie, TBC : carissaie.

	F1	F2	F3	F4	F5	T1	TBS	TBC
F1		0,17	0,08	0,14	0,2	0,08	0	0,07
F2			0,27	0,3	0,37	0,2	0,15	0,23
F3				0,43	0,29	0,31	0,2	0,22
F4					0,5	0,27	0,2	0,29
F5						0,42	0,16	0,25
T1							0,26	0,23
TBS								0,28
TBC								

Les sites F4 et F5, proches spatialement, sont ceux qui ont la similarité la plus forte avec un indice de 0,5. Ceux ayant la similarité la plus faible sont TBS et F1, éloignés spatialement, avec un indice nul (tableau 9).

III.B.3.2 Trou buquet

Richesse taxonomique

La richesse taxonomique totale en collemboles est maximale dans TBS avec 17 taxa alors qu'elle n'est que de 8 taxa pour TBC. La richesse taxonomique relative présente une tendance semblable à celle observée pour la richesse taxonomique totale avec un maximum de 15 taxa dans TBS et un minimum de 7 taxa dans TBC (figure 30).

Cependant, la richesse taxonomique moyenne des collemboles n'est pas significativement différente entre les formations végétales sur le site de Trou-Buquet ($F = 2,55$; $p\text{-value} = 0,14$).

Les groupes écologiques de collemboles sont présents dans des proportions équivalentes sur les sites TBS et TBC avec en moyenne 45% de taxa épédaphiques, 25% de taxa hémiedaphiques et 28% de taxa euédaphiques (figure 31).

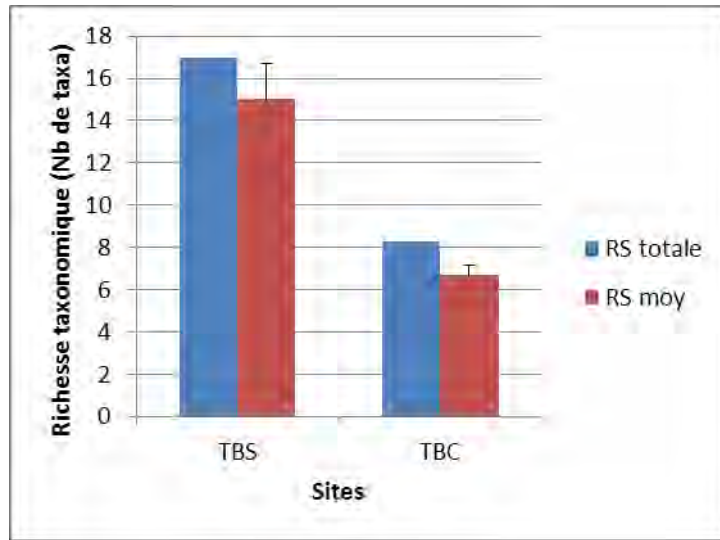


Figure 30 : Représentation de la richesse taxonomique totale (RS totale) et relative (RS moy) des différents sites étudiés à Trou-Buquet, France. TBS : saulaie, TBC : carissaie.

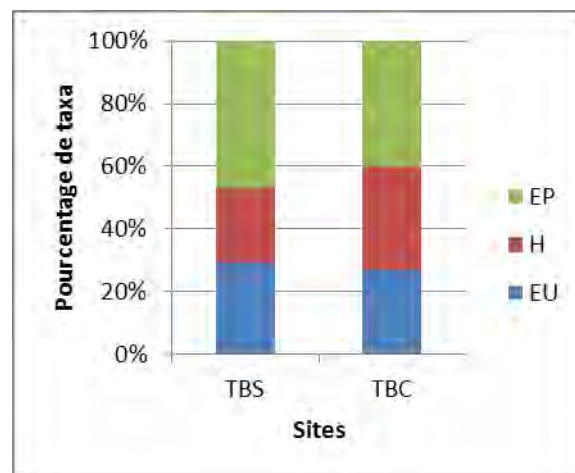


Figure 31 : Proportions des groupes écologiques de collemboles (selon leur richesse relative) sur les formations de Trou-Buquet, France (en %). TBS : saulaie, TBC : carissaie ; EP : Epédaphiques, He : Hémiédaphiques, Eu : Euédaphiques.

Abondance

De manière opposée à la richesse, l'abondance relative des collemboles est 2,8 fois supérieure dans TBC avec 50490 individus/m² comparée à TBS avec 17680 ind/m² (figure 32).

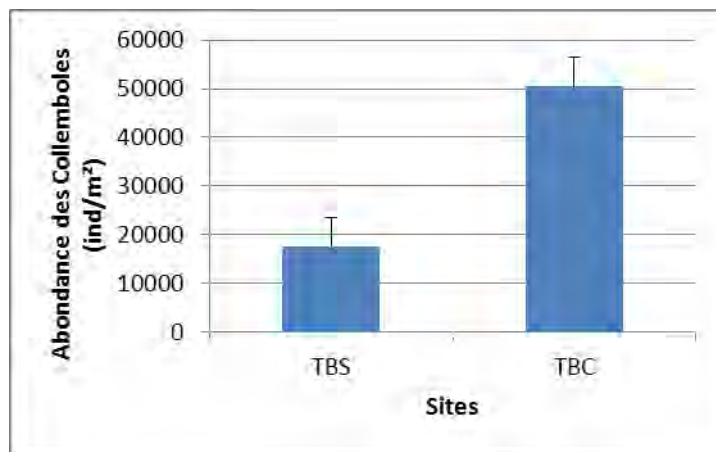


Figure 32 : Représentation de l'abondance relative des formations de Trou-Buquet, France. TBS : saulaie, TBC : carissaie.

Isotomiella minor est l'espèce la plus abondante sur les deux sites avec une contribution de 27,9% dans TBS et de 65,7% dans TBC (annexe VI). Les taxa *Protaphorura* sp. et *Mesaphorura* sp. sont présentes dans les deux formations végétales de Trou-Buquet. Nous observons que celles-ci sont plus nombreuses sur TBS que sur TBC avec respectivement 23,2 et 11,6 % dans TBS et 2 et 0,95% dans TBC. Enfin, *Anurida* sp. et *Willemia* sp. sont les seconds taxa dominants dans TBC avec 7,6% mais ne sont pas présents dans TBS (annexe VI).

Tableau 10 : Abondance et (écart-types) des groupes écologiques de collemboles les formations de Trou-Buquet, France. TBS : saulaie, TBC : carissaie.

	TBS	TBC
Epédaphiques	2652 (2544,3)	5049 (5065,9)
Hémiédaphiques	1060,8 (721,2)	5049 (5829,8)
Euédaphiques	13967,2 (6096,3)	40392 (11035,6)

Tous les groupes écologiques de collemboles sont représentés sur les deux formations du site de Trou-Buquet. Les collemboles épédaphiques sont plus nombreux dans TBC que dans TBS avec 5049 individus/m² (soit 10% de la formation TBC). Les hémiédaphiques sont également plus nombreux dans TBC avec 5049 ind/m² dans TBC et 1060,8 ind/m² (soit 6%) dans TBS. Les euédaphiques sont plus abondants dans TBC que dans TBS avec 40392 ind/m² soit 80% de la formation. Nous remarquons que les épédaphiques et les hémiédaphiques ont la même abondance relative dans TBC (tableau 10).

Pour les deux formations végétales de Trou-Buquet, ce sont les collemboles euédaphiques qui sont les plus abondantes avec 13967,2 ind/m² (soit 79%) dans TBS et 40393 ind/m² (80%) dans TBC.

Indices de diversité et similarité.

La communauté de collemboles échantillonnée dans TBS a une diversité plus importante que celle présente dans TBC (tableau 11). De même, l'équitabilité est plus élevée dans TBS (tableau 11).

Tableau 11 : Indices de diversité de la communauté de collemboles sur les formations de Trou-Buquet, France. TBS : saulaie, TBC : carissaie. H' issus du Shannon, E l'équirépartition des taxa et D l'indice de Simpson.

	TB-S	TB-C
H'	2,26	1,4
E	0,8	0,52
1/D	6,66	2,22

Enfin, en terme de similarité des communautés de collemboles, TBS et TBC présentent des faibles valeurs de similarité vis-à-vis des sites de Petiville (0,2 à 0,25, Tableau 9). Ceci n'empêche pas d'obtenir une similarité également très faible (0,28) entre les deux sites de Trou-Buquet, bien qu'ils soient proches spatialement.

III.B.3.3 Relation biotique et abiotiques

Corrélation abondance – richesse

Plus la richesse taxonomique augmente, plus l'abondance des collemboles augmente. On peut donc déduire d'après la figure 26 que l'abondance suit la tendance de la richesse (courbe en cloche). Sur l'ensemble des résultats, nous distinguons une corrélation positive entre la richesse taxonomique et l'abondance de collemboles ($R^2 = 0,45$; $p\text{-value} = 0,0025$) (figure 33).

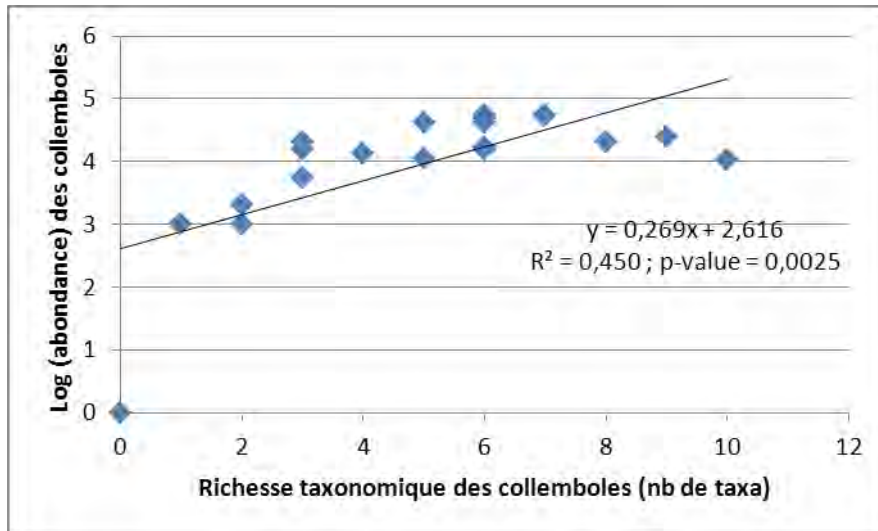


Figure 33 : Corrélation abondance – richesse taxonomique des collemboles sur l’ensemble des échantillons collectés sur les formations de Petiville, le transect 1 et les 2 sites de Trou-Buquet, France (ind./m² et nb de taxa)

Végétation

La richesse taxonomique des collemboles augmente linéairement avec la richesse spécifique de la végétation. Sur l’ensemble des résultats, nous distinguons une corrélation positive entre la richesse taxonomique des collemboles et celles des végétaux ($R^2 = 0,57$; p-value = 0,048) (figure 34). De plus, nous avons constaté que la corrélation entre l’abondance relative des collemboles et la richesse spécifique de la végétation n’était pas significative ($R^2=0,10$; p-value > 0,05)(annexe IX).

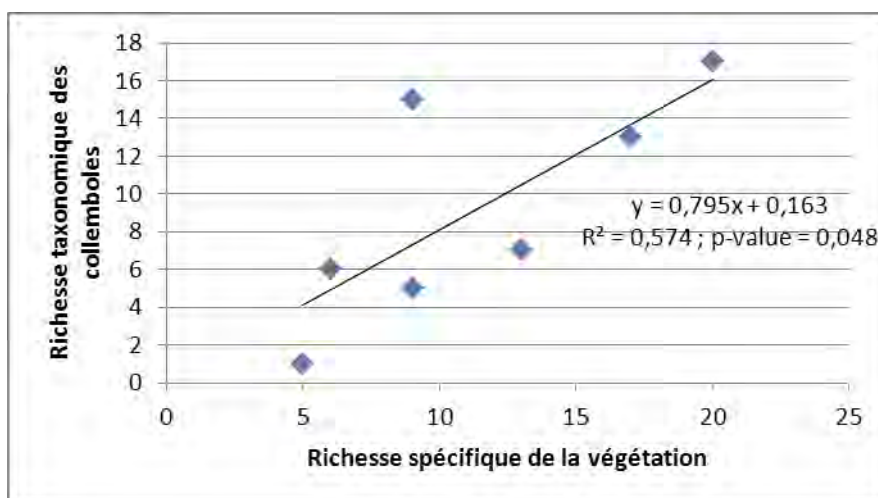


Figure 34 : Corrélation entre la richesse spécifique de la flore et la richesse taxonomique des collemboles sur les sites étudiés.

Relation proie-prédateur

Enfin, nous n'avons pu mettre en évidence de corrélation entre les abondances de collemboles et celles de leurs prédateurs les gamases (figure 35). Par contre et de manière intéressante, il existe une corrélation positive significative entre l'abondance des prédateurs (Gamases) et la richesse taxonomique des collemboles ($R^2 = 0,4591$; $p\text{-value} = 0,001$) (annexe IX).

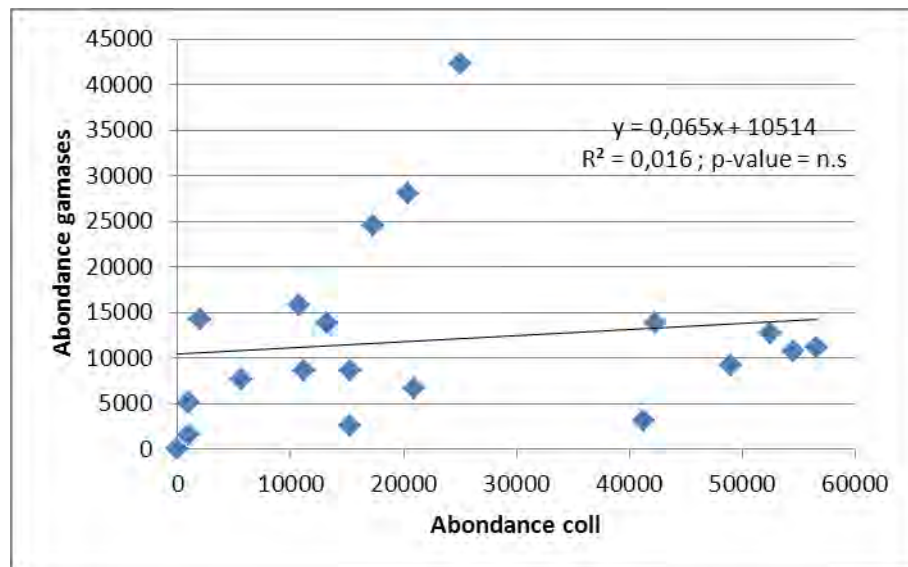


Figure 35 : Relation entre abondances de collemboles et de leurs prédateurs sur l'ensemble des échantillons collectés sur les sites de Petiville et Trou-Buquet, France (en nb. d'ind./m²).

Humidité du sol

Sur le site de Petiville, nous observons un taux d'humidité maximum sur F1 (55,6%). L'humidité oscille autour de 30-35% pour le reste des formations (figure 36). Sur le site de Trou-Buquet, TBS, formation végétative à canopée fermée, a un taux d'humidité moins élevé (49,6%) que TBC, formation à canopée ouverte (73,1%) (Figure 36).

De plus, il y a une corrélation positive et significative entre l'abondance relative des collemboles et l'humidité du sol ($R^2 = 0,2155$; $p\text{-value} = 0,039$). Cependant, la corrélation entre la richesse taxonomique des collemboles et le pourcentage d'humidité n'est pas significative ($R^2 = 0,1698$; $p\text{-value} > 0,05$) (annexe IX).

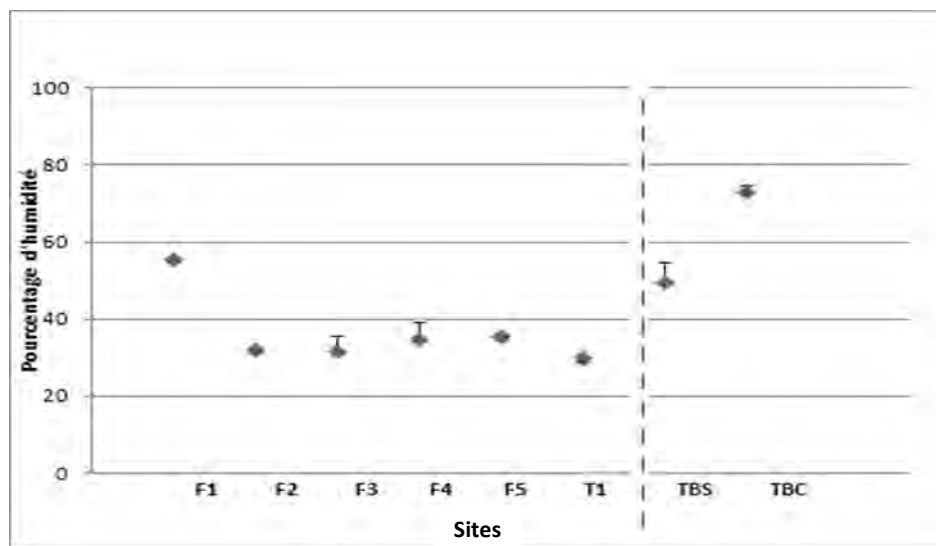


Figure 36 : Représentation du taux d'humidité sur les différents sites étudiés à Petiville et Trou-Buquet, France (en %). F1 : vasière nue, F2 : phalaridaie, F3 : mégaphorbiaie sous une saulaie jeune, F4 : mégaphorbiaie sous une saulaie âgée, F5 et T1 : peupleraie, TBS : saulaie, TBC : carissaie.

III.B.4. Discussion

L'abondance des collemboles (moyenne et relative) sur les sites de Petiville et Trou-Buquet est beaucoup plus faible que celle observée lors d'études menées sur d'autres zones humides (Russel, 2004 et Yville-sur-Seine 2010). Cependant, nous pouvons constater que la formation végétale F3 ainsi que TBS sont les seules à être en accord avec les différentes abondances trouvées et que TBC a une abondance plus élevée que la moyenne décrite lors de ces études.

De manière concordante, les richesses taxonomiques relevées au sein de nos différents sites sont comparables à d'autres études menées en zones humides. Dans une étude menée dans les plaines alluviales de la vallée du Rhin, Russell et al. (2004) ont dénombré au total 37 espèces de collemboles avec une moyenne de 12 taxa par site. De plus, une autre étude sur la zone humide d'Yville-sur-Seine rapporte une richesse totale de 7 taxa. Nous pouvons expliquer cela par le fait que l'inondation récurrente par le fleuve empêche sûrement le développement optimal des communautés de collemboles, contrairement à d'autres zones humides non balayées ou en tout cas moins soumises à cette contrainte ou perturbation.

Ainsi, nous observons bien une dynamique de colonisation des collemboles sur l'ensemble de la parcelle. Nos résultats semblent suggérer que, leur répartition est contrôlée par le gradient d'humidité présent et par les ressources trophiques disponibles.

En effet, nous avons montré des corrélations positives entre la végétation et la communauté de collemboles. Cela peut s'expliquer par le fait que la majorité des collemboles est sapro-phytophage et fongivore. Ils se nourrissent d'hyphes fongiques ou de matière végétale en décomposition (Gobat *et al.*, 1998). Une végétation plus diversifiée (RS augmente) peut contribuer à fournir aux collemboles un plus vaste panel de ressources trophiques tant au plan qualitatif qu'au plan quantitatif. De plus, de nombreuses études supposent que les collemboles sont régulés par les effets « bottom-up » (Polis et Strong, 1996). C'est-à-dire que l'abondance et la diversité de la flore (ressources) contrôlent l'abondance et la diversité des collemboles. Notons aussi qu'une autre corrélation (relation proie/prédateur) nous montre un effet « Bottom-up ». En effet, le nombre de prédateurs (gamases) augmente avec l'augmentation de la richesse spécifique des proies ou ressources (les collemboles). L'augmentation de la richesse spécifique en collemboles peut engendrer une augmentation de la qualité des ressources pour les niveaux trophiques supérieurs.

Ces modifications de richesse spécifiques des collemboles se traduisent également par des changements au sein de la structure des communautés. Ainsi nous pouvons distinguer une répartition particulière des communautés de collemboles en fonctions de préférences écologiques comme l'humidité. En effet, nos résultats sur la corrélation abondance/humidité ont montré que plus l'humidité du sol augmentait, plus l'abondance des collemboles augmentait. Cela s'explique par le fait que la nappe alluviale de Trou-Buquet apporte une source d'eau constante pour le sol et a été bénéfique à la diversité des espèces. En effet, les collemboles sont dotés d'un tégument mou et sont donc sensibles à la dessiccation. Le pourcentage d'humidité élevé permet donc à la Saulaie d'atteindre la richesse spécifique la plus élevée de l'étude et la carissaie l'abondance la plus élevée de l'étude (figure 30).

Les préférences écologiques peuvent conférer aux taxa de collemboles un pouvoir indicateur puisque telle espèce sera présente à tel endroit car elle possède des spécificités particulières. Grâce à cela, nous avons pu observer et mettre en avant à travers nos résultats que des espèces comme *Isotoma palustris*, *Isotoma riparia* ou encore *Isotomurus plumosus*, typiques des zones humides, ont été trouvées dans le site de Trou-Buquet mais pas dans celui de Petiville. En effet, les taux d'humidité trouvés lors de l'étude montrent que le sol de Trou-Buquet est plus humide que celui de Petiville. Ce sont des espèces hygrophiles. Il est donc logique de les retrouver dans l'habitat le plus humide de l'étude. Leur absence du site de Petiville est sûrement lié à l'intensité des périodes d'inondations.

Ce pouvoir indicateur se retrouve pour d'autres espèces. En effet, les espèces mésophiles *Dicyrtomina minuta*, *Megalothorax minimus*, *Pseudosinella alba* et *Stenaphorurella denisi*, qui préfèrent se développer dans des habitats pas trop humides, se retrouvent sur les formations F3, T1 ou TBS. En effet, F3 présente une humidité plus faible que les formations qui le précèdent, les mésophiles se réfugient donc sur cette formation végétative pour échapper à la trop forte humidité de F1 et F2. La formation T1, très éloignée

de la perturbation ainsi que TBS offrent un habitat dont l'humidité n'est due qu'à la pluviométrie et aux nappes souterraines, ce qui convient à des espèces mésophiles. Nous pouvons noter que la présence dans toutes les formations de l'espèce *Folsomia quadrioculata* est due à son caractère ubiquiste. Cette euryécie vis-à-vis du facteur humidité se retrouve également chez *Isotomiella minor* et *Sminthurinus aureus*. La présence de ces espèces sur un site ne nous donnera donc pas beaucoup d'informations sur son humidité. Enfin, l'espèce intolérante à l'inondation *Parisotoma notabilis* n'apparaît qu'à partir de F3 et voit son abondance augmenter le long du gradient. Cette espèce intolérante à l'inondation, bien que commune dans les habitats de plaine inondable (Tamm, 1982; Pichard et al. , 1989; Farkas, 1995; Griegel, 1999), a été négativement affecté par l'inondation et a donc développé des populations substantielles longtemps après le retrait d'eau de la crue ou seulement dans des sites rarement inondés comme F4, F5 et T1. Cela nous donne donc une information quant à l'inondation des formations. Nous pouvons en effet en déduire que la formation F3 est moins inondée que F1 et F2 ou juste partiellement inondée puisque cette espèce qui ne supporte pas l'inondation arrive à y vivre (Russell, 2004).

Une seconde chose à remarquer est que la répartition des assemblages de collembolés sur le site de Petiville a souligné une forte hétérogénéité dans la distribution de l'abondance et la richesse spécifique. Les patrons observés pour ces paramètres sont des courbes en cloche. Cette tendance rejoint les observations de Connell (1978) qui a mis en relation une diversité élevée avec des niveaux intermédiaires de perturbations, une idée appelée **l'hypothèse du niveau intermédiaire de perturbations**.

Les perturbations, d'origine physique ou biotique, ouvrent des espaces à la colonisation et initient un cycle de succession par les espèces adaptées à coloniser les endroits perturbés. Ce modèle décrit, typiquement, 3 phases de colonisation :

Au premier stade de la perturbation (là où elle est la plus élevée), la compétition est nulle, les espèces n'ont pas le temps de se régénérer, la richesse taxonomique y est donc faible car un taux élevé de perturbations réduit le nombre d'espèces dans la communauté parce que de nombreuses populations à croissance lente ne peuvent pas récupérer après une perturbation (Huston, 1979, 1994). Cette première phase correspond à la formation 1 qui subit régulièrement la perturbation liée à l'inondation et ne présente donc qu'une seule espèce. En effet, l'inondation de l'habitat des communautés de collembolés provoque une réduction de leur densité ainsi que de leur richesse spécifique. De plus, des inondations fréquentes provoquent la suppression de communautés de collembolés (David J. Russell, Alfred Griegel), ce qui colle aux résultats obtenus par l'analyse des richesses spécifiques.

Un second stade où la perturbation est plus faible présente une compétition interspécifique élevée car la perturbation étant moins forte, davantage d'espèces peuvent venir s'y installer, la richesse spécifique augmente. Les dernières espèces arrivées sont balayées par l'inondation mais reviennent coloniser le milieu quand la perturbation s'arrête tandis que les espèces déjà présentes sur les formations précédentes ont eu le temps de

s'adapter à ce stress et sont ainsi plus résistantes et ne meurent pas. On peut penser que certaines espèces de collemboles trouvent refuge sur la végétation basse lors des périodes d'inondations. En effet, des taux élevés de perturbations peuvent empêcher l'exclusion compétitive et maintenir une diversité élevée (Huston, 1979, 1994). Cette seconde phase correspond à F3. Le stade intermédiaire de ces phases est représenté par F2. Sur ces deux dernières formations, l'intensité de l'inondation diminue permettant ainsi une augmentation rapide de la densité et de la richesse taxonomique, comme on a pu le voir dans d'autres études comme celles de Connell (1978) ou Huston (1979, 1994).

Enfin, dans une dernière phase, la perturbation est très faible voire nulle, les espèces présentes sont à l'équilibre, la compétition est nulle. En effet, quelques espèces ont pris le dessus sur d'autres et maintiennent un habitat stable (F4 et F5) d'où une diminution de la richesse spécifique par rapport aux autres formations. De plus, comme le laissait présager l'indice de Jaccard, F4 et F5 ont des diversités relativement semblables ainsi qu'une équirépartition proche. Elles sont donc plus homogènes que les autres formations du gradient car leur evenness est plus fort. Ceci est un autre argument en faveur de la théorie de Connell puisque les formations voient leur habitat se stabiliser le long du gradient de perturbation pour arriver à une formation stable (homogène) dans F5. De plus, ces 2 formations ne reçoivent quasiment pas d'eau du fleuve et la pluie s'est faite rare depuis le mois de Mars, cela peut-il aussi expliquer la diminution du nombre d'espèces et de l'abondance sur ces deux formations. Également, nous pouvons émettre un possible effet positif de la diminution de la perturbation sur les assemblages de collemboles du sol.

Nous pouvons aussi ajouter qu'une perturbation crée une hétérogénéité environnementale temporaire durant un stade critique du cycle de vie des plantes et autres organismes (Ricklefs, 1977a). Pour les sites de Trou-Buquet, la canopée ouverte de TBC laisse filtrer la lumière jusqu'au sol, changeant de ce fait les conditions physiques pour l'établissement des plantules et la décomposition de la MO. De plus, avec moins de racines d'arbres dans le sol, les nutriments sont plus rapidement lessivés du sol. Le site de Trou-Buquet a un pourcentage d'humidité élevée par rapport à Petiville ; or de nombreuses études ont démontré le rôle majeur des fortes fluctuations de la variable abiotique « humidité » sur la structure des communautés de collemboles (cf. Russel 2004).

Bien que les perturbations puissent favoriser la diversité, il semble donc improbable qu'elles soient les principales responsables de la variation de la diversité entre forêts et autres types de communautés. Le modèle de l'équilibre dynamique montre que les effets des différents facteurs (productivité, prédation, compétition, perturbation, etc.) ne s'excluent probablement pas toujours les uns des autres. La diversité en espèces est probablement la résultante des effets simultanés de plusieurs de ces facteurs, modulée par les conditions de l'environnement et opérant à plusieurs échelles spatiales différentes (Ecologie-De Boeck).

III.B.5. Conclusion

Précédemment, nous avons cherché à caractériser les communautés de collemboles et à établir diverses relations afin d'en sortir les impacts potentiels de l'inondation par le fleuve. Au terme de cette étude, nous pouvons dire dans un premier temps que les espèces de collemboles semblent être de bons indicateurs de milieux. Ainsi, plusieurs espèces caractéristiques des milieux humides ont été retrouvées lors de notre étude et d'autres comme les hygrophiles ou encore les intolérantes à l'inondation nous ont permis de mieux caractériser nos milieux et aussi de mettre en avant certains assemblages de communautés de collemboles.

C'est ainsi que nous avons remarqué une tendance à l'augmentation de l'abondance et de la richesse spécifique moyenne des collemboles dans les trois premières formations du gradient puis une diminution de celles-ci sur la fin du gradient. Cette tendance correspond à l'hypothèse du niveau intermédiaire de perturbation de Connell (1978). Il a donc été montré que la réponse des collemboles varie selon l'intensité de la perturbation.

Afin de confirmer nos observations, il faudrait réaliser d'avantage de points d'échantillonnages sur les sites d'études pour avoir des données plus importantes et représentatives de l'ensemble du site. Ceci nécessite un suivi sur le long terme de la réponse des écosystèmes à l'inondation et passe par la définition précise d'indicateurs. Le choix des indicateurs est fonction des objectifs fixés ; ils permettent une approche d'autant plus globale qu'ils intègrent un maximum de compartiments de la diversité biologique. De plus, il faudrait échantillonner un site semblable à celui de Petiville mais non-perturbé par les aménagements de l'Homme afin de réaliser une comparaison des sites et pouvoir déterminer précisément si une restauration serait nécessaire.

III. C - Contribution d'une caractérisation faunistique : étude de la macrofaune des sols

III.C.1 Introduction

Les invertébrés du sol sont des organismes qui prospectent dans plusieurs couches du sol : de la litière jusqu'à plusieurs mètres de profondeur pendant au moins un moment de leur cycle de vie. On les retrouve presque sur toute la surface du globe et ils représentent une diversité importante. On considère que c'est la « troisième frontière biologique ». Cette biodiversité importante est due aux contraintes qui y sont très fortes : locomotion, nutrition, l'hydrométrie variable. Ces organismes sont de bons indicateurs de la qualité du sol, ils permettent de connaître le niveau de pollution du sol (IBQS : Indice Biologique de Qualité des Sols). Ils agissent sur les milieux en formant des galeries, des tubercules, des agrégats ... qui agissent sur la porosité du sol.

Il y a plusieurs classements des invertébrés du sol. Le classement par leurs tailles est fréquemment utilisé:

- la microfaune : Les invertébrés sont d'une taille inférieure à 0,2 millimètre. Ils ont une vie aquatique dans les micro-interstices du sol. Leurs petites tailles confèrent une forte résistance, mais en contrepartie une locomotion faible. Exemple : protozoaires, nématodes,...
- La mésofaune : les animaux ont une taille qui est comprise entre 0,2 mm et 2 mm. Ils ont une meilleure locomotion et une assez bonne résistance aux contraintes environnantes. Exemple : collembolles, acariens.
- La macrofaune : Elle correspond aux animaux qui ont une taille supérieure à 2 millimètres. Ils ont une forte locomotion mais une faible résistance à la perturbation.
- La mégafaune : ces organismes ont une taille supérieure à dix centimètres. Ils ont à peu près les mêmes propriétés que la macrofaune. Exemple : petit rongeur et lombric tropicaux géants.

De façon plus précise, la macrofaune est constituée de plusieurs taxons : les arthropodes qui regroupent les myriapodes : chilopodes et diplopodes, les crustacés : isopodes, les insectes tels que les coléoptères et hyménoptères et les arachnides. On trouve aussi les gastéropodes et les oligochètes.

Le taxon indicateur le plus important concerne les oligochètes c'est-à-dire les vers de terre qui sont divisés en trois groupes écologiques :

- Les espèces épigées ont une taille plutôt réduite et une pigmentation en dégradé : forte sur la partie dorsale et faible sur la partie ventrale. Ces propriétés leurs permettent de se protéger des prédateurs tels que les oiseaux car elles vivent à la surface du sol et dans la litière. Elles agissent sur la fragmentation de la litière. Exemple : *Lumbricus castaneus*.
- Les espèces anéciques ont une grande taille et une pigmentation en dégradé dorsoventral et antéropostérieur. Elles prospectent la litière et les premiers centimètres du sol et forment des galeries verticales ainsi que des agrégats. Exemple : *Lumbricus rubellus*.
- Les espèces endogées ont une taille et une pigmentation variable, et sont surtout blanches. Elles vivent dans le sol et forment des galeries horizontales et des agrégats. Exemple : *Allolobophora chlorotica*.

L'objectif ici est de caractériser la macrofaune dans des conditions de connexion et déconnexion au fleuve.

III.C.2. Matériel et Méthode

Plan d'échantillonnage

L'échantillonnage est réalisé sur une surface standardisée au sein de laquelle les répétitions sont réalisées à des distances minimales pour éviter une autocorrélation spatiale et favoriser l'indépendance statistique. L'échantillonnage est réalisé selon une méthode destructrice : l'objectif de cet échantillonnage est d'identifier si la distribution de la macrofaune édaphique est corrélée à l'isolement du fleuve.

Les prélèvements ont été réalisés dans 5 sites : Petiville, Trou Buquet, Trou Deshaies, Plan d'eau de Grande Vase Petite Vase et sur l'île du Bras Fallais (cf partie II). Sur chacun des sites, les prélèvements ont été réalisés dans les différentes formations de végétation décrites dans la partie III.3. qui reflètent un gradient topographique et d'inondation. Pour chacune des zones, trois répétitions ont été faites, séparées d'environ 10 mètres. La surface prospectée pour réaliser le tri et l'extraction de la macrofaune était de 25 cm de côté, soit 1/16 de m², sur une profondeur de 15 cm. Les blocs de sols sont ensuite triés manuellement sur place. Tous les organismes visibles à l'œil nu ont été prélevés et stockés dans une solution de formol à 4%.

Déterminations

La détermination de la macrofaune a été faite en laboratoire où on a trié chaque pilulier un par un. La macrofaune a été mise dans de l'eau pour être déterminée à la loupe binoculaire (Figure 37).



Figure 37 : Macrofaune prélevée du pilulier i IV c.

Analyse des données

Les indices biologiques suivants sont ensuite calculés

- L'abondance qui mesure le nombre d'individus d'une espèce dans un échantillon.
- La richesse qui mesure le nombre d'espèces dans un échantillon.
- La diversité qui mesure la variabilité des organismes vivants dans les écosystèmes écologiques. On utilisera l'indice de Shannon. Il permet de quantifier l'hétérogénéité de la biodiversité d'un milieu et donnée par :

$$H' = -\sum p_i \cdot \ln(p_i)$$

Avec p_i : l'Abondance relative du taxon.

- L'évenness est un indice qui varie entre 0 et 1. Il indique si il y a dans l'échantillon la dominance d'une espèce. Plus l'indice se rapproche de 1, plus on a une équirépartition des organismes. La formule est :

$$E = H' / \ln R$$

Avec R : la richesse et H' : l'indice de Shannon.

Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel R dont les packages :

- ADE4: pour la richesse et les graphiques avec les tests de Shapiro et Wilcoxon.

- VEGAN: pour la diversité et l'évenness.

Les données ne suivant pas une distribution normales, un test non paramétrique de Wilcoxon a été utilisé pour rechercher les différences significatives entre les sites.

III.C.3. Résultats

Trente-et-un taxons différents ont été déterminés au cours de l'échantillonnage dont des Oligochètes, des insectes : Coléoptères, Hyménoptères. Des arachnides, isopodes et myriapodes , soit 544 individus.

Pour les oligochètes, huit espèces de lombricidés ont été identifiées sur l'ensemble des sites prospectés : *Eiseniella tetraedra*, *Lumbricus rubellus*, *Lumbricus castaneus*, *Aporrectodea caliginosa*, *Satchellius mammalis*, *Aporrectodea rosea*, *Allolobophora chlorotica*, *Aporrectodea Longa*. Certains individus n'ont pu être déterminés en raison de leur stade de développement trop précoce. Au total 312 individus de vers de terre ont été identifiés.

Pour l'illustration des graphiques et des tableaux ci-après, la nomenclature suivante est utilisée : PETIVILLE = Pe ; TROU BUQUET = Tb ; TROU DESHAYE = Th ; Grande vase/Petite Vase = Gv ; et Ile Bras Fallais = Il.

Tableau 12 : Indice d'abondance et de ricesse obtenus pour la macrofaune totale et les Vers de Terre.

Sites	Abondance Macrofaune /m ²	Abondance des Vers / m ²	Richesse Macrofaune	Richesse Vers	Diversité Macrofaune	Diversité Vers
Petiville	231.4	183.4	4.5	2.53	1.051	0.576
Trou Buquet	152	13	4	0.3	1.041	0
Troou Deshaies	245.3	210.6	3.1	1.8	0.738	0.438
Grande Vase-Petite Vase	130.6	40	2.6	1.3	0.714	0.305
Ile du Bras Fallais	119.4	43?7	2.8	1.1	0.655	0.188

Au niveau des sites, on remarque que Petiville et le Trou Deshaies ont les plus forts indices. Les plus faibles indices sont obtenus sur les sites du Trou Buquet et l'Île du Bras Fallais. Le site de Grande Vase/Petite Vase affiche des indices à valeur intermédiaire.

D'après la figure 38, aucune différence de richesse n'est observée entre les différents sites échantillonnés.

Richesse de la macrofaune selon les sites.

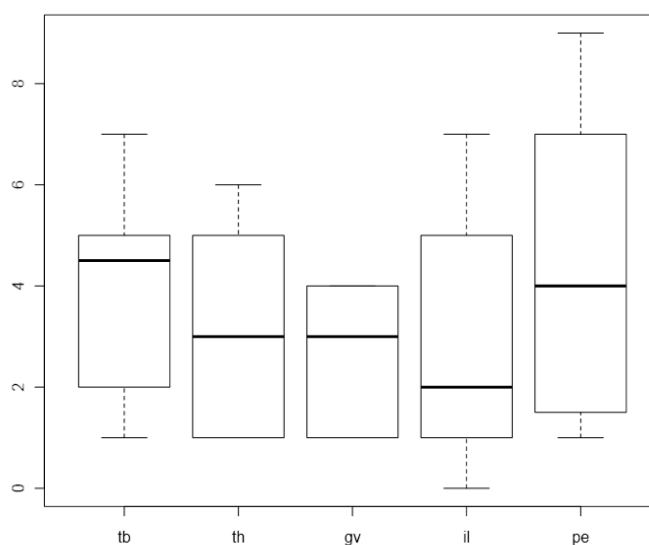


Figure 38 : répartition de la richesse obtenue dans tous les sites échantillonnés

La richesse en vers est significativement plus faible dans le site du Trou Buquet que dans les autres sites (figure 39). Une différence significative est également mise en évidence entre les sites de Petiville et le site de l'île du Bras Fallais.

Richesse des vers selon les sites.

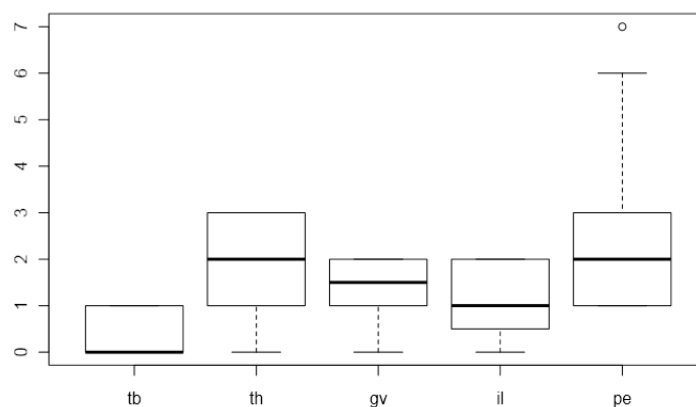


Figure 39 : répartition de la richesse en vers de terre en fonction des sites échantillonnés.

Aucune différence d'Eveness n'a pu être mise en évidence entre les sites (figure 40). De plus les valeurs dans les sites étudiés sont relativement élevées, indiquant une forte équirépartition de la macrofaune.

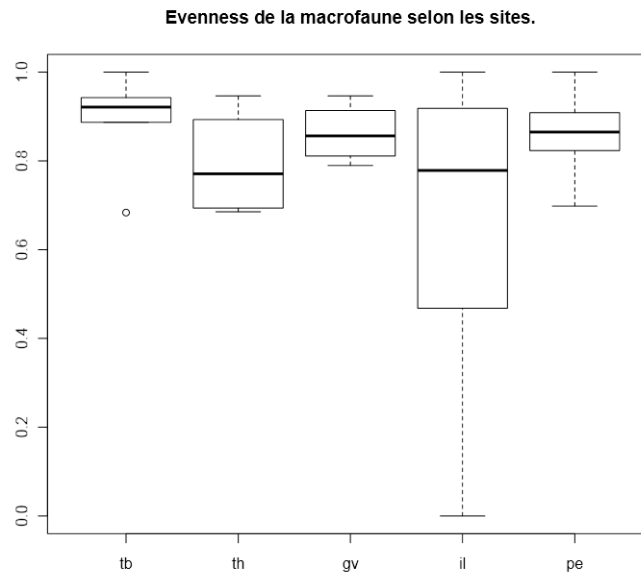


Figure 40 : répartition de l'évenness de la macrofaune en fonction des sites échantillonnés.

D'après la figure 41, les sites de Grande Vase – Petite Vase et Petiville montrent la plus forte équirépartition pour les vers de terre. Le site du Trou Buquet affiche la valeur la plus faible. On observe une différence entre Tb et les autres sites. Le test de Wilcoxon indique qu'il y a une différence significative entre Pe et Tb d'une part et les autres sites d'autre part.

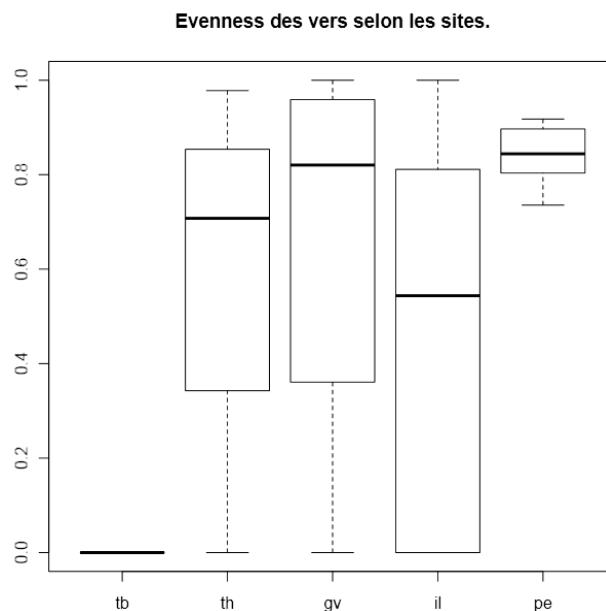


Figure 41 : répartition de l'évenness des vers de terre en fonction des sites échantillonnés

On a donc aussi un evenness général comparable sur tous les sites échantillonnés. En revanche, comme pour la richesse, l'évenness diffère entre les sites pour les vers de terre.

III. C. 4. Discussion

Au niveau de la détermination, nous trouvons certaines espèces de vers qui ne sont présentes que sur la zone PETIVILLE : *Lumbricus rubellus*, *Aporrectodea rosea* et *Satchellius mammalis*. On a donc des vers qui sont caractéristiques des sites en connexion avec le fleuve. D'autres espèces sont inféodées à des zones à forte inondation telles qu'*Eiseniella tetraedra*. Ces espèces sont retrouvées surtout dans les roselières, phragmitaies... A l'opposé on trouve des espèces telles que *Lumbricus rubellus*, *Lumbricus castaneus*, *Aporrectodea caliginosa* ainsi que *Allolobophora chlorotica* qui sont dans les zones faiblement inondées : peupleraies, saulaies anciennes.

Au niveau de la densité au m², on constate que des taxons sont prédominants tels que les isopodes et certains lombricidés : *castaneus* et *chlorotica*. Ils atteignent leurs plus fortes densités dans les sites connectés au fleuve. On relève de même une différence de richesse et de diversité selon la connectivité des sites. On trouve les plus forts indices sur PETIVILLE qui est le plus connecté au fleuve et les plus faibles indices sur le site du TROU BUQUET qui est déconnecté au fleuve mais connecté à la nappe alluviale.

Si on compare la macrofaune, on ne voit aucune différence de richesse au niveau des zones pour Grande Vase, TROU DESHAYE et TROU BUQUET. A l'opposé de PETIVILLE et l'île, qui des différences entre les zones les plus basses topographiquement et les plus hautes. Un isolement du fleuve induirait donc une perte de l'hétérogénéité spatiale du milieu en termes de macrofaune édaphique.

En analysant plus spécifiquement la richesse et en ne considérant que les lombricidés, on retrouve cette homogénéité dans les sites isolés de Grande Vase- Petite Vase et du trou Buquet.

A l'issue de cette étude préliminaire, les résultats obtenus à l'échelle des sites en termes de richesse et d'évenness pour la macrofaune édaphique ne permettent pas de montrer une différence significative entre les sites en connexion avec la Seine et les sites connectés seulement à la nappe alluviale. En revanche, lorsque l'on compare les résultats obtenus pour les lombricidés, des différences entre les sites sont mises en évidence.

Au niveau de la richesse:

L'étude des données montre une différence significative entre le site de Petiville et le site de l'île. Ces zones sont pourtant connectées au fleuve. La différence peut être due à la différence d'inondation que subissent les sites. En effet, le site de Petiville est soumis à des inondations récurrentes mais à des niveaux topographiques variables. Ces variations sont directement corrélées aux coefficients de marées et entraînent la mise en place de ceintures de végétation différentes. Le site du trou Deshaies qui se trouve à l'arrière d'une digue, n'a pas de différence significative avec les autres zones connectées au fleuve. Ce site montre une différence significative avec l'autre site isolé, le Trou Buquet. La ressemblance avec les sites

connectés peut être due à la remontée plus forte de la nappe alluviale qui permettrait un gradient d'inondation variable en relation avec les précipitations et le drainage de la plaine alluviale.

Au niveau de l'évenness, les différences entre les sites isolés et connectés sont moins marquées. On n'a qu'une différence significative entre Petiville et le Trou Buquet et des tendances à la différence avec Tb et les autres sites. On retrouve aussi une tendance entre Pe et l'île qui confirme les résultats pour la richesse. Les résultats démontrent qu'une perte de la connexion avec la Seine aurait une influence sur la macrofaune des zones alluviales avec une perte de certaines espèces de vers. Cet isolement toucherait plus spécifiquement les lombricidés pour lesquels on identifie une différence significative de richesse et d'évenness. Ces indices sont plus faibles pour les sites endigués connectés à la nappe alluviale.

Les résultats obtenus lors de cette étude sont toutefois à prendre avec précaution car les prélèvements ont été réalisés au cours d'une période de sécheresse. Les organismes du sol ont pu être influencés et plus particulièrement les vers de terre. En effet, lors d'une contrainte de sécheresse, les vers adultes s'enfoncent profondément dans le sol et ne peuvent pas être récupérés par la méthode utilisée. Enfin, pour l'étude des données, les résultats obtenus ont été influencés par le faible nombre d'individus trouvés. On le remarque sur les valeurs de l'évenness des vers de terre.

III. C.5. Conclusion.

Cette étude a permis de montrer que les zones alluviales, déconnectées de la Seine, amènent à une perte de leurs richesses spécifiques ainsi qu'une perte de leurs hétérogénéités spatiales. Cet isolement influencerait en particulier les lombricidés avec une perte de la richesse spécifique. Une remontée de la nappe alluviale plus importante permettrait de se rapprocher d'une connexion au fleuve. La disparition de digue dans des zones spécifiques permettrait de revenir à une hétérogénéité spatiale, à une richesse plus importante de la macrofaune. On retrouverait ainsi des fonctions qui sont spécifiques à ce milieu.

III. D - Contribution de l'approche pédologique : étude de la morphologie et des caractéristiques physico-chimiques des sols

III.D.1. Introduction

On considère couramment que les zones humides de l'estuaire de Seine comprennent des prairies humides (marais de la Risle), des prairies marécageuses de bas marais alcalin (marais Vernier), des roselières (marais du Hode), des vasières intertidales et des tourbières (Heurteauville, Grand-Mare). Alard et al. (2002) considèrent ainsi qu'elles forment une mosaïque de milieux aux caractéristiques biologiques et physico-chimiques différentes mais d'une richesse écologique très forte. A cette description, il faut ajouter l'ensemble des écosystèmes rivulaires qui, de par la présence d'eau en surface ou dans la zone racinaire de façon permanente ou temporaire, constituent également des zones humides que l'on peut qualifier de riveraines. Cependant, il faut bien reconnaître que ces écosystèmes rivulaires ont suscité jusqu'à présent, en basse vallée de Seine, peu d'intérêts d'un point de vue scientifique. Cette situation est liée au fait que les aménagements menés sur l'estuaire de Seine, depuis le milieu du 19ème siècle, ont marqué les écosystèmes rivulaires en les déconnectant souvent du fleuve. Ils sont donc considérés comme fortement dégradés et, corrélativement, à faible richesse biologique et ce, malgré leurs fonctions écologiques reconnues d'écotone et de corridor évoquées précédemment.

Au sein de ces écosystèmes rivulaires, le compartiment sol joue ainsi un rôle important dans la régulation des échanges d'eau et de matières de par sa position d'interface entre milieu aquatique et terrestre (Pinay et al, 1990 ; Guenat et al., 2003). Il intervient ainsi dans la régulation des flux de matière (source et puits de matière organique) mais aussi dans la régulation des pollutions diffuses par l'azote ou le phosphore (Pinay & Labroue, 1986; Sanchez Pérez et al., 1991 a) et influencent corrélativement la qualité des eaux de la nappe phréatique (Sanchez Pérez et al., 1991 b). En effet, ces sols sont capables de réduire significativement les concentrations en nitrates des eaux qui les traversent grâce au prélèvement par la végétation (effet filtre biologique) mais aussi au processus de dénitrification assuré par certains microorganismes du sol (rôle épurateur des sols) suite aux conditions d'engorgement en eau temporaire (Haycock et al., 1993). Ces sols sont aussi capables d'assurer une rétention du phosphore et un stockage efficace de carbone toujours grâce aux conditions d'engorgement en eau. Ces fonctions liés aux cycles biogéochimiques, combinés à leur fonction de support de la production végétale, placent les sols des écosystèmes rivulaires et plus largement la couverture pédologique des vallées alluviales au centre des questionnements actuels sur le déterminisme de la biodiversité (Chabrierie et al., 2001) et sur les capacités de ces écosystèmes à remplir leurs fonctions écologiques, supports de services écosystémiques. Il est donc aujourd'hui admis que la gestion et la conservation

des écosystèmes rivulaires passent nécessairement par le maintien ou la restauration de leur biodiversité et des services qu'ils assurent. Parmi ces derniers, le stockage du carbone et l'épuration de l'eau sont assurés par le compartiment sol et directement liés à son régime d'engorgement en eau.

Cette partie du projet REBEBAS s'intéresse donc aux **sols des écosystèmes rivulaires** et a pour objectif de **combinaison une approche typologique et une approche fonctionnelle des sols**. L'**approche typologique** vise à caractériser les sols des 7 sites représentatifs sélectionnés (tableau 1) en combinant la description de propriétés morphologiques sur le terrain et la détermination des propriétés physico-chimiques courantes en laboratoire. Cette approche permet d'appréhender la diversité des types de sol rencontrés sur la base des descripteurs morphologiques et physico-chimiques courants. L'**approche fonctionnelle** vise à analyser le fonctionnement actuel de sols en combinant la quantification des stocks totaux de matière organique des sols avec des mesures saisonnières *in situ* (respirométrie, minéralisation C et N, dénitrification), des mesures potentielles en conditions contrôlées au laboratoire (C et N facilement minéralisables, dénitrification) et une expérimentation en cosmes permettant de tester l'effet sur le comportement des sols en cas d'engorgement en eau. L'approche fonctionnelle est réalisée sur les sols de 4 sites « pilotes » montrant une forte hétérogénéité de formations végétales en lien avec un gradient de connexion/déconnexion au régime hydrologique de l'estuaire. Il s'agit donc de répondre à la **question** suivante : **la déconnexion au fleuve a-t-elle une influence sur la morphologie des sols et modifie-t-elle leur fonctionnement** ? On pose l'hypothèse que, compte tenu de la forte anthropisation de l'estuaire de Seine, l'état écologique des écosystèmes rivulaires est fortement dégradé et que la morphologie de leurs sols ainsi que les fonctions écologiques qui leurs sont habituellement associées sont altérées et ne sont préservées que sur des sites toujours connectés au fleuve.

Il est important de noter que tous les résultats ne sont pas traités au moment de la rédaction de ce rapport. En effet, l'approche fonctionnelle a été réalisée dans le cadre de la thèse de C. Mchergui, cofinancée par le GIP SA, qui a débuté en 2010 et doit se terminer fin 2012. Les suivis saisonniers viennent de se terminer et la phase d'analyse des données va donc suivre. Dans ce rapport, seuls les résultats de l'approche typologie des sols sont par conséquent présentés.

III.D.2. Matériel & Méthode

Descriptions et prélèvements des sols.

Dans chacune des formations végétales identifiées sur les 7 sites sélectionnés (tableau 1 et figure 9), une description morphologique des sols est réalisée à l'aide de sondages à la tarière (tarière de type Edelman, 6 cm de diam.). En pratique, 3 à 5 sondages à la tarière minimum sont réalisés par formation végétale homogène. Les horizons pédologiques sont

décrits sur le sondage le plus représentatif à l'aide des paramètres morphologiques suivants: profondeur, épaisseur, effervescence HCl, couleur, teneur en matière organique, pourcentage d'élément grossier (> 2 mm), signes d'hydromorphie et texture (test tactile). Cette description du sondage moyen est consignée sur les fiches présentées en annexe X. Chaque horizon est prélevé et mise en sachets plastiques pour le transport au laboratoire ; pour un horizon donnée, chaque échantillon correspond au mélange de 3 à 5 réplicats (i.e. échantillons « poolés » correspondant aux 3 à 5 sondages à la tarière) afin de gommer l'hétérogénéité locale. Au laboratoire, les échantillons destinés à la caractérisation physico-chimique sont mis à séchés à l'air puis tamisés à 2mm avant analyse, ceux destinés à l'approche fonctionnelle sont stockés à 4°C avant analyse.

Caractérisation physico-chimiques des sols.

Une caractérisation physico-chimique des profils moyens pour chaque description de sol est effectuée par le Laboratoire d'Analyses des Sols de l'INRA d'Arras (INRA-LAS) et comprend les mesures suivantes :

- pH à l'eau (NF ISO10390) ;
- Granulométrie en 5 fractions sans décarbonatation préalable de l'échantillon (NF X 31-107) ;
- Calcaire total au calcimètre de Bernard (NF ISO 10693) ;
- Teneurs en C et N total par analyse élémentaire CHN (NF ISO 10694 et NF ISO 13878) avec correction calcaire pour la détermination de la teneur en C organique;
- Phosphore assimilable : méthodes Joret-Hébert (NF X 31-161) et Olsen ;
- Capacité d'Echange Cationique (CEC) à la cobaltihexamine (NF X 31-130) ;
- Cations échangeables à la cobaltihexamine : Ca, Mg, K, Na, Fe, Mn, Al et H⁺ (NF X 31-130) ;
- Formes du fer : fer amorphe (méthode Tamm à l'obscurité), fer « libre » (méthode Mehra-Jackson) et fer total (NF EN ISO 11885).

L'association des descriptions terrain et de la caractérisation physico-chimique des horizons prélevés permet de déterminer quels sont les types de sols présents sur les différents sites. Les sols sont dénommés selon le Référentiel Pédologique 2008 (AFES, 2009).

III.D.3. Résultats.

Rappel préalable sur les types de sols couramment rencontrés dans les plaines alluviales.

Les sols des plaines alluviales sont caractérisés par le lien qu'ils entretiennent avec le régime hydrologique (régimes de crues et fluctuations de la nappe alluviale) et l'hydrodynamisme du fleuve (processus d'érosion et/ou de sédimentation). En milieu tempéré, Guenat et al. (2003) distinguent les sols alluviaux faiblement influencés par le régime hydrologique, des sols hydromorphes dont la morphologie et le fonctionnement sont liés à un engorgement en

eau plus ou moins long. Le Référentiel Pédologique 2008 (AFES, 2009) distingue ainsi les FLUVIOSOLS (sols alluviaux), des REDUCTISOLS (sols minéraux à caractère hydromorphe) et des HISTOSOLS (sols organiques hydromorphes correspondant aux tourbes).

Les FLUVIOSOLS sont issus de l'altération d'alluvions fluviales. Ils sont caractérisés par une nappe circulante bien pourvue en oxygène dissous et à fortes oscillations, qui n'a donc pas une incidence marquée sur leur morphologie. Les REDUCTISOLS ont des caractéristiques d'avantage marquées par un excès d'eau plus ou moins permanent. Dans ce cas, le déficit en oxygène est à l'origine du processus d'oxydo-réduction. Ce mécanisme se traduit par une redistribution des éléments dans le sol et notamment une mobilisation/redistribution du fer. L'anaérobiose provoque également une modification de l'activité biologique des sols qui entraîne notamment un ralentissement de la décomposition de la matière organique qui, par conséquent, s'accumule dans le sol (Alard, 2002). Les sols hydromorphes sont de deux types :

- Les REDUCTISOLS, présentant des traits d'hydromorphie rédoxiques ou réductiques débutant à moins de 50 cm de la surface du sol. Ils subissent des fluctuations de nappe et sont caractérisés par la présence d'horizons marqués par la redistribution du fer : rédoxique Go (zone de battement de la nappe où le fer est réoxydé et donne naissance à des tâches rouille) et réductique Gr (zone constamment engorgée où le fer est sous sa forme réduite et donne une coloration gris-bleue au sol) et parfois par un épisolum humifère épais et foncé.
- Les HISTOSOLS marqués par un engorgement permanent ou quasi permanent provoquant l'accumulation de matières organiques peu ou pas décomposées. Ils sont caractérisés par la présence en surface d'horizons histiques tourbeux (H) issus du ralentissement de la décomposition de la matière organique.

En général, les FLUVIOSOLS, les REDUCTISOLS et les HISTOSOLS coexistent dans les plaines alluviales (Guenat et al., 2003).

Dans les systèmes fluviaux et leur plaine d'inondation, la morphologie et le fonctionnement des sols sont donc liés, en partie ou totalement, à un engorgement en eau plus ou moins long. Leurs caractéristiques morphologiques sont donc sous la dépendance de la profondeur de la nappe, de l'amplitude et de la périodicité de ses battements qui conditionnent l'intensité des processus d'oxydo-réduction (Amoros et Petts, 1993 ; Guenat et al., 2003). Dans les systèmes estuariens, le régime des marées constitue un facteur supplémentaire qui règle l'amplitude et la périodicité des battements de la nappe alluviale et des inondations.

Diversité morphologique des sols.

Les fiches descriptives complètes des sols comprenant les descriptions terrain ainsi que les analyses physico-chimiques sont disponibles les annexes X-1 à X-22. **L'approche typologique a permis d'identifier 3 types de sol** (tableau 13) : (1) des **REDUCTISOLS fluviques carbonatés**, (2) des **FLUVIOSOLS carbonatés** et (3) des **ANTHROPOSOLS carbonatés**. Les

REDUCTISOLS et les FLUVIOSOLS se développent à partir d'alluviaux fluviaux carbonatés et sont donc caractérisés par un fort taux de carbonates de calcium (CaCO_3), d'où l'indice « ca » appliqué à la totalité des horizons et qui ne sera plus précisé dans le reste du texte afin de simplifier la lecture. Les ANTHROPOSOLS sont eux aussi carbonatés mais se développent à partir de sédiment de dragages ou d'autres types de matériaux d'origine géologique mis en place suite à des activités humaines.

Les REDUCTISOLS sont caractérisés par la présence des horizons minéraux Go et Gr. Les horizons Go correspondent à la zone de battement de la nappe et sont alternativement en conditions anaérobie (réductrice) et aérobie (oxydante). Cette alternance conduit à l'apparition de tâches d'hydromorphie de couleur rouille correspondant à des précipitations de fer ferrique créées en conditions oxydantes. Les horizons Gr, eux, sont constamment immergés et donc en conditions réductrices. Ils se caractérisent par la présence de fer sous sa forme réduite (fer ferreux) ce qui donne à ces horizons une couleur gris-bleuâtre relativement uniforme pouvant tendre vers le gris-noir en conditions réductrices importantes. La présence de signes réductiques débutant à moins de 50 cm de profondeur constitue le critère permettant de rattacher ces sols à une référence de REDUCTISOL. Ces sols sont développés à partir de matériaux alluviaux fluviaux d'où le qualificatif de « fluvique » attribué à l'ensemble de ces REDUCTISOLS. Néanmoins, malgré ces points communs, les REDUCTISOLS présentent des particularités morphologiques variées dans les sites étudiés.

Le REDUCTISOL de la peupleraie du site de Petitville (annexe X-5) présente un horizon de surface organo-minéral A relativement bien développé en terme de structure (structure biomacrostructurée). Sous l'horizon A, on observe des couches d'aspects et de granulométries parfois différentes. Ces différences texturales traduisent des phases d'alluvionnement distinctes (i.e. polyphasage) au sein du profil. La présence de tâches d'hydromorphie permet de distinguer un horizon Go entre 40 et 140 cm. Cet horizon a été subdivisé en deux parties à cause d'une différence importante dans leurs textures : la partie de 40 à 80 cm (Go1) présente une texture plus fine argilo-limoneuse alors que les sédiments limoneux dominent de 80 à 140 cm (Go2). Ce sol est le plus éloigné du cours, probablement moins atteint par les crues ce qui permet le développement de la structure de l'horizon A et son enrichissement en matière organique. Le sol de la prairie humide de Petitville (annexe X-6) présente des caractéristiques proches en terme de structuration de l'horizon A et de polyphasage mais est moins riche en matière organique en surface.

Les REDUCTISOLS de la phragmitaie et de la saulaie à Phragmites de Petitville (annexe X-2 et X-3) sont très proches morphologiquement. Ils se distinguent des autres REDUCTISOLS par la présence d'un horizon Js qui correspond à un horizon organo-minéral jeune de surface. Cet horizon ne montre aucune structure et ne peut donc pas être considéré comme un horizon A. L'absence d'horizon organo-minéral structuré fait que nous pouvons considérer ce sol comme un REDUCTISOL jeune en voie de différenciation. Un autre sol sous saulaie (annexe

X-4) a reçu récemment des sédiments minéraux enfouissant l'horizon Js : il s'agit d'un processus de réalluvionnement qui montre que ce sol a été récemment submergé par les eaux de la Seine chargées en alluvions, alluvions qui se déposés sur le profil (ralentissement du courant par les saules et dépôts des fines).

Les REDUCTISOLS du Trou buquet (annexes X-7 et X-8) se différencient du REDUCTISOL « typique » par une couche de matière organique peu décomposée en surface ainsi que par une morphologie plus complexe et une texture très fine en surface. Dans la saulaie à mégaphorbaie, sous l'horizon A relativement bien structuré et riche en matière organique, on observe une succession de couches d'aspects et de granulométries différentes. Ces différences texturales marquées traduisent des phases d'alluvionnement distinctes au sein du profil général A/Go/Gr. Ce polyphasage est aussi détecté dans la cariçaie. Cependant, la présence de tâches d'hydromorphie est détectée dès la surface dans la cariçaie mais seulement à partir de 10 cm dans la saulaie à mégaphorbaie traduisant des conditions d'engorgement différentes en liaison avec la topographie : la cariçaie est probablement inondée plus régulièrement et plus longuement.

Le REDUCTISOL de la phalariçaie du trou deshaye (annexe X-9) présentent des similitudes avec ceux du trou buquet : richesse en matière organique de l'horizon A et polyphasage (texture très fine en surface puis très sableuse dès 35 cm de profondeur). Pour le sol de la prairie exondée (annexe X-11), un double rattachement est diagnostiqué : REDUCTISOL FLUVIOSOL carbonaté. En effet, dans ce cas, les signes d'hydromorphie (tâches rouille) ne semblent pas être dus à des engorgements liés à des remontées de nappe actuelle mais plutôt à une situation passée. L'hydromorphie bien que encore marquée ne serait donc plus le critère de différenciation principale de ce profil. Cette spécificité s'explique par la position topographique haute de la prairie par rapport à la Phalariçaie.

Le REDUCTISOL du plan d'eau artificiel du site de Grande vase – Petite vase (annexe X-12) présente une morphologie assez particulière du fait de son remaniement récent lors de la création du plan d'eau. En surface, on retrouve un horizon organo-minéral jeune Js présentant des tâches d'hydromorphie caractéristiques d'un horizon Go. C'est pourquoi ce premier horizon a été qualifié de JsGo. Un horizon de transition est distingué de 25 à 50 cm. En effet, bien que des tâches d'hydromorphie, propres à un horizon Go, soient présentes, certaines caractéristiques d'un horizon Gr (couleur tirant sur le gris-vert) ressortent. De ce fait, il a été nommé GoGr. Un horizon Gr est distingué de 50 à 100 cm. Ce système étant totalement reconstitué, le REDUCTISOL peut être qualifié de « remanié ».

Les REDUCTISOLS sous saulaies du bras mort de Saint Etienne du Rouvray (annexes X-18 et X-19) présentent une texture très fine associée à une bonne richesse en matière organique en surface. L'un des profils (annexe X-19) présente des signes de polyphasage. On retrouve des caractéristiques proches pour le REDUCTISOL sous saulaie situé dans une dépression de l'île du Bras Fallais (annexe X-21).


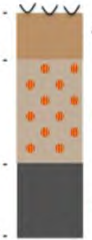


Des FLUVIOSOLS sont décrits sur le site de Bardouville (annexes X-14 à X-16) et sur l'île du Bars Fallais (annexe X-22). Le site de Bardouville se caractérise par une forte érosion et présente des sols sableux que l'on peut rattacher aux FLUVIOSOL BRUT carbonaté (profil de type M). La nature grossière des alluvions constitutives et leur caractère carbonaté associés une faible teneur en fer et à des engorgements liée à des masses d'eau circulante empêchent que les signes d'hydromorphie se différencient clairement, bien que ces sols soient situés dans le chenal principal et régulièrement submergés. Le FLUVIOSOL de l'île du Bras Fallais sous forêt alluviale mixte est un FLUVIOSOL BRUNIFIE carbonaté qui présente un horizon structural en plus de l'horizon A macrostructuré indiquant des processus de différenciation pédogénétique certes récents mais bien marqués (profil de type ASM). Ce sol possède par ailleurs une texture très fine et une bonne richesse en matière organique et correspond à un FLUVIOSOL typique sans signe d'hydromorphie visible sur les 95 cm du sondage.

Des ANTHROPOSOLS sont décrits sur les sites de Grande vase – Petite vase (annexe X-13) et du bras mort de Saint Etienne du Rouvray (annexe X-20). La forêt mixte à dominante de saules sur la chambre de dépôt du site de Grande vase – Petite vase est caractérisée par un ANTHROPOSOL RECONSTITUE carbonaté provenant de sédiment de dragage. (cf. chambre de dépôt). Ce sol présente un horizon organo-minéral AZ mal structuré de 0 à 8 cm et une couche MZ de 45 à 70 cm constituant une discontinuité physique à la base de ce solum. Ce sol présente un horizon de transition AZMZ de 8 à 45 cm. La texture de ce sol est très sableuse. La position exhaussée par rapport à la Seine et un matériel alluvial pauvre en fer et de granulométrie très grossière filtrante, font que les engorgements ne s'expriment pas par des signes d'hydromorphie classiques rédoxique ou réductique. L'autre ANTHROPOSOL diagnostiqué sur le site du bras mort de Saint Etienne du Rouvray correspond à un sol situé à proximité de la digue et semble développé à partir de matériaux terreux remaniés mais aussi de gravats.

Diagnostic « zone humide » sur la base de la morphologie des sols.

La caractérisation pédologique des sols permet d'établir un diagnostic « zone humide ». En effet, l'**arrêté du 1er octobre 2009** précise les **critères de définition et surtout de délimitation des zones humides**. Il affirme que **l'un ou l'autre des critères pédologiques ou floristiques suffit à reconnaître une zone humide**. Dès lors, un seul critère pédologique, effectué sur le terrain selon la directive, suffira à reconnaître une zone humide et à en définir le périmètre. Ainsi nous pouvons déterminer si les zones choisies dans le cadre de cette étude sont bien définies en tant que zone humide (tableau 13).

Tableau 13 : Diversité des types de sols sur les 7 sites sélectionnés. Les zones sont présentées en fonction de leur degré de connectivité au fleuve. Les types de sol sont dénommés selon le Référentiel pédologique 2008 (AFES, 2009). Le diagnostic « zone humide » est établie selon l'arrêté du 1er octobre 2009.

	SITE	ZONE (FORMATIONS VEGETALES)	PROFIL	APPARITION HYDRO- MORPHIE (CM)	TYPE DE SOL	DIAGNOS- TIQUE
CONNEXION DIRECTE AU FLEUVE	Petiville	Vasière (T3)	0 -  20 - Grca	0 cm (surface)	REDUCTISOL fluviq carbonaté	Zone humide
	Petiville	Phragmitaie (T3)	0 -  25 - Jscg 80 - Gocg 120 - Grca	25 cm	REDUCTISOL fluviq carbonaté	Zone humide
	Petiville	Saulaie / Phragmitaie (T3)	0 -  20 - Jscg 75 - Gocg 100 - Grca	20 cm	REDUCTISOL fluviq carbonaté	Zone humide
	Petiville	Prairie humide (T2)	0 -  30 - Agca 70 - Goca1 100 - Goca2	Entre 0 et 30 cm	REDUCTISOL fluviq carbonaté (polyphasé)	Zone humide

CONNEXION
DIRECTE AU
FLEUVE

Petiville	Saulaie (T1)		2-5 cm	REDUCTISOL fluviq carbonaté réalluvionné	Zone humide
Petiville	Peupleraie (T1)		20 cm	REDUCTISOL fluviq carbonaté polyphasé	Zone humide
Bras mort de St Etienne	Vasière		0 cm (surface)	REDUCTISOL fluviq carbonaté	Zone humide
Bras mort de St Etienne	Saulaie		10 cm	REDUCTISOL fluviq carbonaté (polyphasé)	Zone humide
Berges de Bardou- ville	Sédiment nue Phalariçaie Saulaie		Absence de tâches	FLUVIOSOL BRUT carbonaté redoxique	Zone humide (?)
Ile du Bras Fallais	Saulaie		0 cm (surface)	REDUCTISOL fluviq carbonaté (polyphasé)	Zone humide

CONNEXION ARTIFICIELLE AU FLEUVE	Grande vase Petite vase	Plan d'eau artificiel connecté		0 cm (surface)	REDUCTISOL fluviq carbonaté remanié	Zone humide
CONNEXION PAR LA NAPPE ALLUVIALE	Trou buquet	Saulaie à mégaphorbiaie		10 cm	REDUCTISOL fluviq carbonaté polyphasé	Zone humide
	Trou buquet	Saulaie à Carex		0 cm (surface)	REDUCTISOL fluviq carbonaté polyphasé	Zone humide
	Trou Deshaye	Phalariçaie		6 cm	REDUCTISOL fluviq carbonaté (polyphasé)	Zone humide
DECONNEXION PAR EXHAUS- SEMENT	Trou Deshaye	Prairie		25 cm	REDUCTISOLF LUVIOSOL carbonaté	Zone humide

Ile du Bras Fallais	Forêt mixte alluviale		Absence de tâches	FLUVIOSOL brunifié carbonaté	Zone NON humide
Bras mort de St Etienne	Liseré boisé à brassicacées		Absence de tâches	ANTHRO- POSOL/ FLUVIOSOL carbonaté	Zone NON humide
Grande vase Petite vase	Forêt mixte à dominante de Saules sur chambre de dépôt		Absence de tâches	ANTHRO- POSOL RECONSTITUE carbonaté provenant de sédiments de dragage	Zone NON humide

Selon Cizel (2010), il résulte de la définition qu'un gradient d'humidité minimale ou périodique est exigé. L'humidité est la caractéristique centrale des zones humides. Il faut que les terrains en question soient en contact avec l'eau : rentrent ainsi dans la définition selon l'article 2 de la loi du 3 janvier 1992, les terrains « habituellement inondés ou gorgés d'eau (...) de façon permanente ou temporaire ». Le critère retenu est celui de la morphologie des sols liée à la présence prolongée d'eau d'origine naturelle. L'arrêté précise qu'il faut prendre en compte les sols correspondant à un ou plusieurs types pédologiques parmi ceux énumérés dans une liste de sols humides. **Un sol peut être qualifié d'humide lorsque des traces d'humidité ou d'oxydation (horizons histiques (tourbeux), traits réductiques et rédoxiques) sont repérables à 50 cm, au plus, sous la surface du sol.** La circulaire donne un tableau récapitulatif des caractéristiques des sols de zones humides, soit les types de sols IVb à H (figure 42).

L'ensemble des caractéristiques précédentes est retrouvé dans 16 des 22 sols de cette étude. En effet, seuls les FLUVIOSOLS et les ANTHROPOSOLS décrits ne présentent aucun signe d'hydromorphie à moins de 50 cm de profondeur. Le tableau 13 résume la diversité des sols rencontrés sur les sites permettant de les diagnostiquer en tant que zones humides. La figure 42 classe de façon relative les différents sols selon leur hydromorphie et leur régime supposé. Le critère de délimitation des zones humides développé précédemment s'appuie notamment sur cette classification.

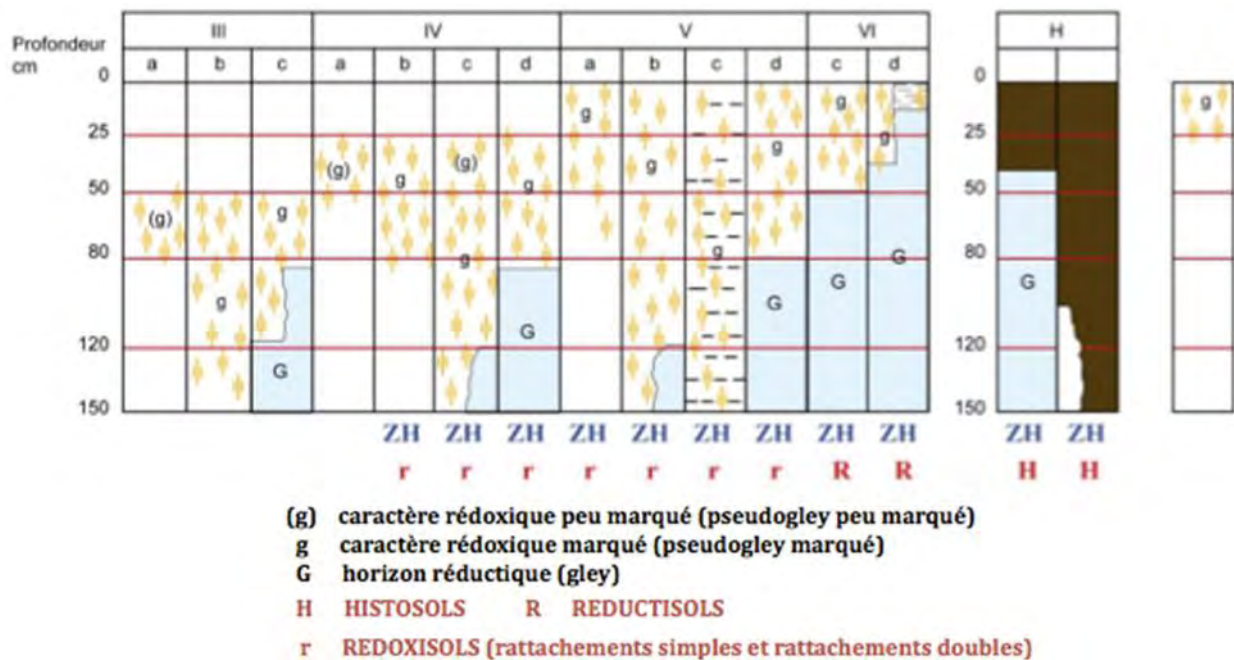


Figure 42 : Morphologie des sols correspondant à des zones humides (ZH) (d'après Classes d'hydromorphie du Groupe d'Etude des Problèmes de Pédologie Appliquée, GEPPA 1981).

Diversité physico-chimiques des sols

Tous les sols décrits présentent une forte teneur en carbonate de calcium (CaCO_3) variant de 20 à 36 % et corrélativement un pH variant de 7,7 à 8,2. Des **différences de texture marquées** sont observées entre les sols des différents sites. Le sol de la Cariçaie du Trou Buquet est marqué par un horizon de surface très argileux et des horizons de profondeur plutôt limono-sableux-argileux. De même, tous les REDUCTISOLS fluviatiques carbonatés du site de Petiville présentent une texture limono-sableuse-argileuse. Le plan d'eau du site de Grande vase – Petite vase présente des horizons limono-argileux. Les sols du Bras mort de Saint Etienne ainsi que les sols de l'île du Bras Fallais présentent des sols très argileux. Ainsi, il existe une grande variabilité de texture entre ces sols. Ces différences de textures observées entre les sites de prospection sont principalement dues à des apports de différents types d'alluvions. Cette variabilité de granulométrie retrouvée le long des berges de la Seine est caractéristique des sols de zone alluviale.

Une autre distinction nette s'observe pour la teneur en carbone organique des horizons de surface. En effet, les REDUCTISOLS directement connecté au fleuve présentent des valeurs variant de 13,3 g/kg sous la saulaie jeune réalluvionnée de Petiville à 62 et 69 g/kg respectivement sous les saulaies du Bras mort de Saint Etienne et de l'île du Bras Fallais. Ces deux derniers sites se situent dans des positions topographiques basses régulièrement inondés qui permettent une accumulation de matière organique, l'engorgement favorisant une décomposition lente. Les sites connectés seulement par la nappe (trou buquet et trou

deshaye) présentent des valeurs variant de 21 g/kg (cariçaie du Trou buquet) à 110 g/kg (saulaie du trou buquet et phalariçaie du trou deshaye). Ces sites sont des dépressions situées derrière une digue : la litière peut donc s'accumuler sans risque d'être emportée par les crues et l'engorgement favorise, là encore, une décomposition lente et au final, un stockage de matière organique. Les sites déconnectés par exhaussement (position topographique haute) ont des teneurs en carbone organique variant de 43 g/kg (REDUCTISOL de la prairie du trou deshaye) à 71 g/kg (ANTHROPOSOL de Grande vase Petite vase) en passant par 54 g/kg dans le FLUVIOSOL de la forêt alluviale mixte du Bras Fallais. Ceci peut s'expliquer en partie par la stabilisation de ce groupe de sols qui ne sont pas atteints par les crues à faible temps de retour et ne sont donc pas régulièrement rajeuni, permettant un enrichissement en carbone organique des horizons de surface et une décomposition plus rapide en conditions aérobie.

III.D.4. Discussion

Les REDUCTISOLS sont les sols les plus représentés spatialement sur l'ensemble des sites prospectés. Dans la partie « active » de la plaine, leur morphologie est conditionnée par l'engorgement en eau et en raison d'une position topographique plus basse que le FLUVIOSOL. Les distinctions de morphologies observées entre les horizons de surface des REDUCTISOLS peuvent être mises en relation avec leur position vis-à-vis de la Seine. Ainsi, la phragmitaie et la saulaie à Phragmites du site de Petiville et le plan d'eau artificiel connecté du site de Grande vase – Petite vase présentent tous un horizon Js en surface. La présence de cet horizon Js peu épais dans ces REDUCTISOLS témoigne des fréquentes perturbations qu'ils subissent de par la proximité et la connexion directe avec le fleuve. Ces fréquentes perturbations ralentissent voire empêchent la formation d'un horizon A structuré typique. Plus éloigné du fleuve, les REDUCTISOLS de la prairie humide et de la peupleraie de Petiville sont moins perturbés ce qui laisse le temps à un horizon A typique de se développer (structuration et enrichissement en matière organique par rapport au Js). Au-delà des caractéristiques pédologiques, le temps de différenciation des sols des sites semble être un facteur discriminant important à prendre en compte.

Les REDUCTISOLS de la saulaie et de la cariçaie du site du Trou Buquet ainsi que ceux de la phalariçaie du trou deshaye se situent dans la partie « inactive » de la plaine. Dans cette zone protégée par les endiguements, les REDUCTISOLS ne sont plus atteints par les eaux de débordement (régime de perturbation) mais reste soumis à des périodes d'engorgement plus ou moins prolongées causées par les remontées de la nappe alluviale (régime de contraintes). Par conséquent, leur morphologie est conditionnée par les processus d'oxydo-réduction. Ce milieu étant moins perturbé, cela permet le développement d'un horizon A typique (structuration et enrichissement en matière organique par rapport au Js). La présence de la digue et d'une légère dépression, peut également expliquer la forte richesse en matière organique à la surface du REDUCTISOL. Ce positionnement induit des conditions

d'engorgement en eau favorisant l'accumulation de matière organique en ralentissant la décomposition de la litière. Les FLUVIOSOLS et ANTHROPOSOL carbonaté, localisés en position topographique haute, ne sont plus atteints par les eaux de débordement du fleuve durant les périodes de hautes eaux et sont donc, par conséquent, complètement exondée. Leur morphologie est plus influencée par le développement de processus pédologiques aérobie que par les processus d'oxydo-réduction dus à des périodes d'engorgement. Dans le cas de l'ANTHROPOSOL, la mise en place des sédiments de draguage gravolo-sableux dans la chambre de dépôt a simulé une phase de sédimentation importante qui a conduit à l'exhaussement du sol. Ce processus d'exhaussement semble plus naturel dans le cas du REDUCTISOL FLUVIOSOL de la prairie du Trou deshayes et du FLUVIOSOL BRUNIFIE de la forêt mixte de l'île du Bras Fallais.

D'importantes différences de textures d'un profil à l'autre peuvent être observées. Les REDUCTISOLS ont une texture plutôt fine limono-argileuse à argilo-limoneuse et présente souvent un polyphasage. La texture des FLUVIOSOLS est plus variable allant d'une texture très grossière sur le site de Bardouville à une texture très argileuse sur l'île du Bras Fallais. Ces différences de textures sont à relier à la variabilité des conditions de sédimentation et sont l'une des caractéristiques importantes à prendre en compte pour appréhender le fonctionnement de ces sols. En effet, la texture est un facteur pouvant influencer fortement la minéralisation car elle joue un rôle dans la disponibilité de la matière organique.

III.D.5. Conclusion

L'hypothèse de départ selon laquelle la morphologie des sols est altérée par la déconnexion au fleuve et n'est préservée que sur des sites toujours connectés au fleuve n'est pas réellement validée par les résultats de l'approche typologique. En effet, la majorité des sols rencontrés sur les berges de la Seine appartiennent à la catégorie des REDUCTISOLS fluviatiques. Ces sols sont les plus représentés spatialement sur l'ensemble des sites prospectés et sont conditionnés par une durée plus ou moins prolongée d'engorgement en eau.

Cependant, dans le cas des sols seulement connectés par la nappe ou dans celui des sols déconnectés par exhaussement, on peut se poser la question de savoir si ces sols subissent actuellement des régimes de contraintes et de perturbations qui leur permettent de remplir avec un niveau suffisant les fonctions écologiques qui sont habituellement attribuées au compartiment sol des écosystèmes rivulaires. Les REDUCTISOLS fluviatiques seulement connectés par la nappe et protégés derrière des digues (sols du trou buquet et du trou deshayes) présentent souvent un polyphasage traduisant différentes phases de sédimentation alors qu'ils ne sont plus actuellement atteignables par les crues du fleuve à l'origine de ces phases d'alluvionnement. Ces sols ont donc actuellement perdu la dynamique de rajeunissement liée aux crues mais peuvent présenter, du coup, des caractéristiques intéressantes en termes de stockage de carbone par exemple (accumulation

de matière organique qui se décompose lentement compte tenu des conditions d'engorgement liée à la nappe). De même, si les sols déconnectés par exhaussement ne sont plus atteignables par les crues, ils peuvent conserver assez longtemps certains signes d'hydromorphie comme le REDUCTISOL de la prairie exondée du trou deshayé. Dans le cas précis de ce site, l'intérêt écologique est bien ici d'avoir à proximité des sols régulièrement inondés de la dépression, des sols exondés afin de maintenir une diversité de situation favorable à l'expression de la biodiversité. En effet, une grande diversité de sols en termes de physico-chimie et de fonctionnement est l'une des premières sources de biodiversité. Pour cette même raison, l'existence de FLUVIOSOLS BRUTS et de FLUVIOSOLS BRUNIFIE qui traduisent des stades d'évolution différents d'un point vu pédologique est également à prendre en compte. L'exhaussement permet une stabilisation des sols et l'expression de processus pédologiques (enrichissement en matière organique et humification par exemple) qui ne peuvent s'exprimer complètement si le sol subit des rajeunissements liés aux crues ou des engorgements liés aux remontées de nappe récurrents.

On voit bien que les descripteurs morphologiques et physico-chimiques habituels ne sont pas suffisants pour évaluer le fonctionnement actuel des sols des écosystèmes rivulaires et corrélativement, les fonctions écologiques spécifiques associées à ces sols. Une approche complémentaire basée sur des descripteurs fonctionnels relatifs au rôle épurateur des sols et à la dynamique de la matière organique sont nécessaires. L'analyse du fonctionnement des sols via l'approche fonctionnelle prévue devrait permettre de comprendre dans quelle mesure l'état actuel de ces écosystèmes rivulaires est affecté par une déconnexion au fleuve et, corrélativement de définir les possibilités de restauration.

IV - Retombées opérationnelles directes et/ou indirectes du projet ;

Cette étude préliminaire est avant tout une étude descriptive permettant d'acquérir des connaissances au niveau des compartiments biologiques et édaphiques de différents milieux alluvionnaires. Ces milieux s'inscrivent sur un gradient de connexion : d'une connexion directe au fleuve à une déconnexion totale du système hydrique de la vallée de la Seine en passant par une connexion à la nappe alluviale. Les questions associées à cette étude étaient les suivantes :

1. Quel est l'état écologique actuel des berges de la basse vallée de Seine dans ce contexte fortement anthropisé ?

On suppose que, compte tenu du degré d'anthropisation de la basse vallée de Seine, l'état écologique des écosystèmes rivulaires est fortement dégradé.

2. Peut-on considérer que les écosystèmes rivulaires de la basse vallée de Seine remplissent actuellement les fonctionnalités liées à leur statut reconnu d'écotone (par exemple : forte production de biomasse, effet filtre, rôle épurateur, etc ...) ?

On suppose que, compte tenu de l'impact des aménagements du chenal de la Seine sur les écosystèmes rivulaires, les fonctionnalités liées à leur statut d'écotone ne peuvent exister et se maintenir que localement sur des sites toujours en liaison avec le fleuve.

3. Est-ce que les descripteurs typologiques habituels utilisés (flore, sol, hydrologie) pour décrire les milieux humides sont suffisants pour appréhender les fonctionnalités spécifiques des écosystèmes rivulaires (écotones et corridors) ?

Les descripteurs typologiques habituels ne seraient pas suffisants pour appréhender les fonctionnalités spécifiques des écosystèmes rivulaires, une approche complémentaire basée sur des descripteurs fonctionnels est nécessaire.

Le choix des sites et leur description a permis d'identifier des sites potentiels pour mener une restauration écologique pour retrouver notamment des fonctions écologiques associées : richesse floristiques, rôle épurateur de la végétation, rôle des communautés bactériennes dans le stockage du C et le cycle du N.

L'étude de la banque de semences du sol et de la végétation en place est essentielle dans le cadre de projet de restauration écologique de milieux alluviaux. En effet, la banque de semences du sol est un compartiment pouvant influencer la structuration des communautés végétales et la répartition spatiale des espèces en réponse à l'hétérogénéité de l'environnement (PETERSON et BALDWIN, 2004). Toutefois cette relation n'est pas toujours évidente à montrer et la composition floristique des sols n'est pas forcément le reflet de la végétation exprimée. Plus précisément, dans les milieux alluviaux fortement contraints et soumis à l'action du fleuve, la composition floristique peut être influencée par les mécanismes de dispersion. Pour compléter cette étude il serait donc intéressant de mettre en place des systèmes de pièges au niveau des flux hydriques de surface afin de vérifier l'apport de semences et de propagules végétatives par ce type de corridor.

Les aménagements induisent une modification de la connexion des sites au système fluvial mais également au système alluvial. Cette modification entraîne des déconnexions partielles ou totales des zones rivulaires. Cependant, même si certains sites sont caractérisés par une diminution de la richesse floristique, d'autres totalement déconnectés présentent des richesses spécifiques importantes mais généralement associées à une flore plus banale à

affinité nitratophile. Cette dégradation des zones humides alluviales engendre donc une banalisation de leur composition floristique pouvant évoluer vers un climax forestier.

A partir de ces différents constats, il est donc possible de décrire l'état floristique actuel des différents systèmes alluviaux du projet REBEBAS à l'aide de la caractérisation floristique, et notamment grâce à l'étude de la végétation exprimée in situ et de la végétation potentielle issue de la banque de semences du sol.

A partir des études biologiques que nous avons réalisées, les conclusions suivantes sont proposées :

Dans les cas des sites connectés au fleuve :

- Le site de Petiville est un site très peu dégradé en termes d'activité anthropique mais dont la surface est réduite en termes d'expansion. Ce site constitue un site de référence en raison de la présence d'un gradient de milieux bien visible au niveau végétation et de la mésofaune. Toutefois pour que ce gradient soit complet au niveau des formations de végétation, les stades matures de forêt mixte ou de vieille saulaie devraient faire suite aux Saulaies. En termes de restauration, et pour favoriser la mise en place de ces stades matures, le site devrait être étendu spatialement vers la plaine alluviale, permettant ainsi de créer une zone inondable atteinte uniquement lors des crues centennales.

- Le site de l'île du bras Fallais est un site intéressant dans le sens où il est très peu dégradé et présente une mosaïque de formations végétales illustrant une dynamique certainement liée à l'historique d'occupation de l'île. C'est le seul site présentant un gradient typique de sols de milieux humides (réductisol) à des sols alluviaux (fluviosols) dans lesquels le caractère d'engorgement reste secondaire. L'intérêt de ce site réside dans l'existence d'un complexe de système connecté et déconnecté ce qui est favorable à l'expression de la dynamique naturelle d'écosystèmes alluviaux.

- Le site de Bardouville représente un site dégradé d'un point de vue sédimentaire. Le niveau d'érosion sédimentaire est trop important pour permettre une structuration spatiale des communautés. Seules les espèces fortement adaptées (système racinaire profond) arrivent à se maintenir. Sur ce site une restauration permettant la réduction de l'érosion peut être envisagée.

- Le site du bras mort de Saint Etienne du Rouvray correspond à un site dégradé par l'activité anthropique. Ce site présente une forte pollution par macrodéchets et probablement chimique. Les formations végétales associées ne présentent pas un grand intérêt pour les milieux terrestres connexes.

Dans le cas des sites connectés à la nappe :

- Les sites des trous Deshaies et Buquet représentent un intérêt en termes de formations de végétation et de flore mais sont susceptibles de s'eutrophiser en raison de l'absence de rajeunissement des systèmes par l'action hydrodynamique du fleuve. Ces sites ne nécessitent donc pas forcément une restauration mais plutôt d'une gestion sur le long terme pour éviter une perte de cohérence écologique.

Dans le cas des sites déconnectés :

- La déconnection au fleuve par exhaussement amène à une modification d'usage des surfaces concernées (ex : prairie de fauche du trou Deshaies). Dans le cas des chambres de dépôts, l'exhaussement est totalement artificiel et provoque un isolement des sites du régime d'inondation. Ces conditions favorisent la colonisation et la fermeture forestière accompagnées d'une flore banale à affinité nitratophile. Dans certains contextes, cette fermeture s'accompagne de l'arrivée d'espèces invasives telles que le Budléia ou la Renouée du Japon. A ces sites, le type de sol associé correspond au fluviosol reconstitués. Une attention doit donc être portée à ces sites pour tenter d'enrayer l'extension des espèces invasives.

- Pour l'île du bras Fallais, l'exhaussement est naturel et permet d'une part la colonisation par des écosystèmes forestiers allant jusqu'à la forêt mixte plus mature que les forêts des Petiville et d'autre part l'utilisation de ces milieux en prairie de fauche avec une richesse biologique associée intéressante.

- Le site du plan d'eau de Grande Vase Petite Vase illustre un cas d'aménagement possible permettant l'ouverture du milieu et une connexion artificielle au fleuve. Cette recreation récente illustre la phase de colonisation pionnière d'un sol mis à nu qui correspond morphologiquement à un sol de zone humide. Cette colonisation correspond à l'expression de la banque de semences et se traduit par une richesse floristique très élevée mais très éphémère dans le processus de succession.

Les variations topographiques comme les variations d'inondation est un facteur essentiel à la mise en place et à la différenciation au cours du temps de formations représentant la dynamique des milieux alluviaux. La mise en commun entre les caractérisations floristique et pédologique permettra d'apporter des informations supplémentaires sur le fonctionnement écologique, biologique et chimique de ces milieux si particuliers.

V- Conclusion présentant notamment les perspectives de poursuite et/ou les questionnements nouveaux

En parallèle des mesures de protection et face à la proportion croissante de milieux naturels dégradés, endommagés, transformés voire détruits par les activités humaines, des opérations de restauration se sont peu à peu développées sur ces écosystèmes plus ou moins modifiés par l'action de l'homme. Dans le cas particulier des écosystèmes riverains des cours d'eau, les tentatives de restauration sont de plus en plus fréquentes dans l'espoir d'annuler ou de réduire les dommages causés par les aménagements d'un chenal et l'altération de l'hydrologie des rivières (Bernhardt et al., 2007, Palmer et al., 2005, 2007 in Van der Valk, 2009). Selon la SER, la restauration écologique se définit comme « le procédé par lequel on accompagne le rétablissement d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit ». A travers la notion de « rétablissement » on sous-entend ainsi le retour d'un écosystème à sa « trajectoire historique », trajectoire évolutive qu'il ne pouvait plus suivre compte tenu des modifications subies, affectant au choix sa composition et/ou sa structure et/ou son fonctionnement.

La notion primordiale en écologie de la restauration est celle de l'état de référence, qui se confond avec l'objectif de la restauration (Cristofoli et Mahy, 2010). L'état de référence se définit en théorie comme l'état de l'écosystème concerné avant les modifications ayant conduit à son état actuel, donc un écosystème normalement sain dans ses attributs et son fonctionnement. L'état de référence est défini idéalement par la description écologique précise de la situation antérieure du site à restaurer, par des vestiges de cet état ayant résisté aux dégradations, ou encore par rapport à d'autres écosystèmes similaires non impactés. Les recherches historiques jouent souvent un rôle important dans la définition de l'état de référence, et la précision de la description écologique est primordiale pour la rédaction des objectifs et le suivi ultérieur du projet (SER, 2004).

Ces initiatives sont souvent motivées par des buts précis au-delà d'un souhait de retrouver un système naturel : retour à des habitats de valeur patrimoniale, ou abritant des espèces considérées comme telles, « remise en service » de processus ou fonctions écologiques qui ne sont plus assurés par l'écosystème dégradé, remise en état de milieux à fort caractère culturel ou récréatif. Aronson et al. (2003) distinguent d'une part la restauration au sens strict, qui a pour but le retour complet à l'écosystème de référence précisément déterminé, d'autre part la restauration au sens large qui peut s'appuyer sur un modèle simplifié de l'écosystème à atteindre, et la réhabilitation qui vise à rétablir les fonctions d'un écosystème avec pour objectif premier une notion de productivité de l'écosystème et de service rendu.

Ainsi, dans le cas d'écosystèmes peu dégradés, le retour vers l'écosystème préexistant est possible. Les travaux de restauration visent, dans ce cas, à retrouver la structure, le fonctionnement, la diversité et la dynamique de l'écosystème initial. Dans le cas d'écosystèmes gravement dégradés, pour lesquels le seuil d'irréversibilité est atteint, le retour vers l'écosystème préexistant n'est plus réalisable. A ce niveau de dégradation, la restauration peut conduire au retour vers un état stable alternatif proche de l'écosystème préexistant (réhabilitation) ou vers un nouvel écosystème (régénération ou réaffectation).

Les différences culturelles entre les sociétés ont une influence forte, par exemple, sur la définition des objectifs à atteindre : tandis qu'en Amérique du Nord le but est souvent de

restaurer des paysages totalement naturels, un tel objectif en Europe est plus ou moins inatteignable étant donné la forte prévalence des paysages anthropisés « culturels » comme les paysages pâturés par exemple (SER, 2004). On pourra différencier ainsi un état de référence « naturel » et un état de référence « historique » qui se distingue de la situation originelle du site concerné.

L'étude que nous venons de présenter permet de prendre en considération une importante gamme de sites rivulaires alluviaux. Toutefois ces sites sont pour la plupart éloignés les uns des autres ce qui ne permet pas d'estimer un fonctionnement global. Se pose alors la question du fonctionnement de l'estuaire dans sa globalité. La vision par site est certes réductrice mais nécessaire pour envisager les possibilités de restauration à l'échelle de l'estuaire en visant (1) soit la gestion de site intéressant (voire une amélioration des connaissances sur leur fonctionnement), (2) soit la restauration de sites dégradés soit la recréation complète de sites incluant la reconstitution des sols. Les sites retenus sont maintenant bien décrits et un certain nombre de paramètres et variables sont mesurés et quantifiés. Certains sites présentent des fonctions intéressantes du point de vue de la biodiversité (végétale, méso- et macrofaune) et de la morphologie des sols.

Pour aller plus loin, il est maintenant nécessaire de passer à l'expérimentation *in situ* avec une mise en place de systèmes d'acquisition de données sur des paramètres fins comme les piézomètres, les systèmes de mesure d'inondation, des mesures fines de topographie. Une approche expérimentale *ex situ* a été menée au cours de l'année 2011 afin de tester les temps d'inondation sur les propriétés des sols. Une expérimentation complémentaire avec un effet végétation rajoutée est actuellement en cours pour tester le rôle de la végétation (une espèce pour l'instant) sur le fonctionnement du sol en fonction de différents temps d'inondation. Les résultats qui seront obtenus, seront comparés à un effet sol seul.

Le constat final que nous pouvons faire à partir de l'étude est que seuls les sites de Petiville et de l'île du bras Fallais présentent une hétérogénéité de milieux traduisant des conditions dynamiques. Le site de Petiville est cependant tronqué dans le sens où le gradient des formations végétales n'est pas total : les formations correspondant aux forêts stables et matures sont manquantes. En comparaison, les autres sites sont relativement figés à l'échelle humaine et ne montrent plus de dynamique. Pour récupérer des milieux hétérogènes et fonctionnels, il est donc nécessaire de recréer de la dynamique en réintégrant dans ces milieux les variations liées à l'hydrodynamisme (variations des niveaux d'eau en lien avec les effets de crues et la contrainte des marées) et des variations topographiques. Cependant, dans les formations les plus stables, une attention devra être portée aux risques d'eutrophisation qui peuvent amener à l'installation d'espèces invasives comme *Fallopia japonica* que l'on retrouve dans les formations vieillissantes des chambres de dépôts et sous les peupleraies de Petiville.

Dans le cas où le site est trop dégradé pour une restauration, il est alors nécessaire d'envisager une recréation de sites ou de milieux allant jusqu'à la recréation des sols. Ce type d'action a notamment été mené dans la boucle d'Anneville/Ambourville, avec la recréation d'une prairie humide après destruction totale du milieu préexistant. Ce projet de restauration de prairie humide alluviale a permis de suivre et de quantifier des indicateurs de restauration des milieux alluviaux. Ces indicateurs, comme pour le projet REBEBAS, sont des indicateurs de richesse et de composition floristique, de faune du sol, de

fonctionnement du sol. Ces suivis parallèles sont facilement remobilisables et peuvent permettre d'appréhender le fonctionnement des zones alluvionnaires en intégrant la plaine alluviale et non pas uniquement les zones de bord de Seine plus ou moins connectées au fleuve.

Suite à cette première étude, il est envisagé, dans un prochain projet, de mettre au point un indice d'alluvialité sur la base des paramètres décrits dans ce projet. La validité de cet indice devra ensuite être testée sur un pool de 3 à 5 sites différents de ceux testés dans cette première phase. Parallèlement, des essais ou expérimentations de restauration en modifiant le régime d'inondation (permettant de réintroduire des régimes de perturbation et de contraintes permettant la sélection de l'ensemble des communautés biologique de ces milieux alluviaux) et des recreations complètes de milieu pourraient être proposées.

VI- Liste des communications et/ou publications publiés et/ou soumises par l'ensemble des équipes du projet.

- M. Chauvat, C. Mchergui, F. Bureau & Estelle Langlois 2012 "Soil biota and ecological processes in riparian habitats along the Seine-River, France" Communication orale – EUROSIL 2012 Italie
- E. Langlois & F. Bureau. 2010 Restauration Ecologique des Berges de la Basse Vallée de Seine – Colloque national REVER 2 Océanopolis Brest, France – Poster
- E. Langlois & F. Bureau 2009 Restauration Ecologique des Berges de la Basse Vallée de Seine REBEBAS séminaire Seine Aval sept 2009 Rouen
- E. Langlois & F. Bureau 2010 Projet REBEBAS Restauration Ecologique des Berges de la Basse Vallée de Seine Séminaire de restitution Seine Aval IV sept 2010.

VII - Bibliographie

- ADAMS, V., MARSH, D., KNOX, J. 2005. Importance of the seed bank for population viability and population monitoring in a threatened wetland herb. *Biological Conservation*, Vol. 124. 425–436.
- ASSOCIATION FRANÇAISE POUR L'ÉTUDE DES SOLS (AFES), 2009. Référentiel Pédologique 2008, Editions Quae, Versailles, 405p.
- ALARD, D., BOURCIER, A., BUREAU, F., LEFEVRE, D., MESNAGE, V., POUDEVIGNE, I. 2002. Zones humides de la basse vallée de Seine. Programme Seine-Aval.
- AMOROS, C. et PETTS, G.E. 1993. Hydrosystèmes fluviaux. Collection Écologie n°24, Masson, Paris.
- ARONSON, J., FLORET, C., LE FLOC'H, E., OVALLE, C., PONTANIER, R. 1993. Restoration and Rehabilitation of Degraded Ecosystems in Arid and Semi-Arid Lands. I. A View from the South. *Restoration Ecology*.
- BARNAUD, G., FUSTEC, E. 2007. Conserver les zones humides : Pourquoi ? Comment ? Quae Editions, Educagri Editions.
- BAZIN P., 1990. Note de réflexion. Projet de programme de préservation des zones humides, Secrétariat d'Etat à l'environnement, DPN, 11p.
- BRINSON M.M., KRUCZYNSKI W., LEE L.C., NUTTER W.L., SMITH R.D., WHIGHAM D.F., 1994. Developing an approach for assessing the functions of wetlands, in Mitsch W. J. ed., *Global Wetlands : old world and new*, Amsterdam: Elsevier, 615-624.
- BRINSON, M.M., 1990. « Riverines Wetlands ». *Ecosystems of the world. Forested wetlands*, Elsevier, New York, pp. 87-142.
- CATTEAU, E., DUHAMEL, F., BALIGA, M.F., BASSO, F., BEDOUET, F., CORNIER, T., MULLIE, B., MORA, F., TOUSSAINT, B., VALENTIN, B. 2009. Guide des végétations des zones humides de la région Nord-Pas de Calais. Centre Régional de Phytosociologie, Conservatoire Botanique National de Bailleul.
- CHABRERIE O., POUDEVIGNE I., BUREAU F., VINCESLAS-AKPA M., BOURCIER A., ALARD D., 2001. Biodiversity and ecosystem functions in wetlands: a case study in the estuary of the Seine river, France. *Estuaries*, 24, 1088-1096.
- CHERRY, J., GOUGH, L. 2006. Temporary floating island formation maintains wetland plant species richness: The role of the seed bank. *Aquatic Botany*, Vol. 85. 29–36.
- Fjellberg A. (2007) -Collembola of Fennoscandia and Denmark – Part II : Entomobryomorpha and Symphypleona.
- FREMONT, A. 1977. Atlas et géographie de la France moderne, La Normandie. Flammarion et Edition Famot.
- FUSTEC, E., LEFEUVRE, J.C. et coll. 2000. Fonctions et valeurs des zones humides. Industries Techniques. Editions DUNOD.
- GIP SEINE AVAL. 2007. Fiche projet de synthèse et d'engagement. Rapport GIP Seine Aval.

GIP SEINE AVAL. Edition Avril 2010. Restauration environnementale de l'estuaire de la Seine. Inventaire des sites et de leurs pistes potentielles de restauration. Rapport GIP Seine Aval.

GISIN H. (1960), Collembolenfauna Europas.

GOBAT J. M., ARAGNO M., MATTHEY W., 1998. Le sol vivant: bases de pédologie, biologie des sols. Presses polytechniques et universitaires romandes.

GUENAT C., BUREAU F., CHARNET F. 2003. "Genèse, diversité et fonctionnement des sols sous la dépendance d'un cours d'eau." pp 46-71. Dans H. Piégay, G. Pautou, & C. Ruffinoni, "Les forêts riveraines des cours d'eau – Ecologie, fonctions et gestion", Institut pour le Développement Forestier, 464 p.

HERTZBERG K., LEINAAS H.P., 1998. Drought stress as a mortality factor in two pairs of sympatric species of Collembola at Spitsbergen, Svalbard - Polar Biology , 19 : 302-306.

HOLLAND, M.M. 1988. « SCOPE/MAB technical consultations on landscape boundaries : report of a SCOPE/MAB workshop on ecotones », Biology International, Vol. 17. 47-106

HOPKIN S. P., 1997. Biology of the Springtails (Insecta : Collembola) - Oxford University Press.

IRMLER U. - Long-term fluctuation of the soil fauna (Collembola and Oribatida) at groundwater-near sites in an alder wood - Pedobiologia 48 : 349-363.

LANGLOIS E., BONIS A., BOUZILLE J.B., 2003. Sediment and plant dynamics in salt marshes pioneer zone: Puccinellia maritima as a key species? Estuarine, Coastal and Shelf Science, 56.

LEVEQUE, C., 2001. Ecologie : de l'écosystème à la biosphère. Dunod (UnivSciences), Paris. 502 p.

LINDBERG N., BENGTSSON J. (2005) - Population responses of oribatid mites and collembolans after drought - Applied Soil Ecology 28 : 163–174.

LIU, W., ZHANG, Q. LIU, G. 2009. Seed banks of a river–reservoir wetland system and their implications for vegetation development. Aquatic Botanic, Vol. 90. 7-12.

MAHY G., 2010. Restauration écologique : contexte, contraintes et indicateurs de suivi. Biotechnol. Agron. Soc. Environ.- 14 : 203-211.

MEYBECK, M. DE MARSILY, G., FUSTEC, E. 1998. La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé. UMR Sisyphe CNRS/Université Paris VI. Editions scientifiques et médicales Elsevier.

MITSCH, W.J. et GOSSELING, J.-G., 1993. Wetlands, 2nd ed., Van Nostrand Reinhold Company, New York, 722p.

NAIMAN, R.J. et DECAMPS, H., 1990. The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones, MAB-UNESCO, vol.4, The Parthenon Publishing Group, Paris, 316p.

NEILL, C., BEZERRA, M., MCHORNEY, R., O'DEA, C. 2009. Distribution, species composition and management implications of seed banks in southern New England coastal plain ponds. Biological Conservation, Vol. 142. 1350–1361.

PAUTOU, G., GIREL, J. 1994. Interventions humaines et changements de la végétation alluviale dans la vallée de l'Isère (de Montmélian au Port de St-Gervais). Revue de géographie alpine. Vol. 82. 127-146.

PAUTOU, G., PIEGAY, H. RUFFINONI. 2003. Forêts riveraines, ripisylves ou forêts alluviales : un compartiment complexe de l'hydrosystème, in Les forêts riveraines des cours d'eau : écologie, fonctions et gestion. Institut pour le développement forestier, Paris.

Petersen H. (2002) – General aspects of collembolan ecology at the turn of the millennium – *Pedobiologia* 46 : 256–260.

PETERSON, J., BALDWIN, A. 2004. Seedling emergence from seed banks of tidal freshwater wetlands: response to inundation and sedimentation. *Aquatic Botanic*, Vol. 78. 243-254.

PIEGAY H., PAUTOU G., RUFFINONI C., 2003. Les forêts riveraines des cours d'eau : écologie, fonctions et gestion. Institut pour le développement forestier, 464 p.

PINAY G. & LABROUE L., 1986. Une station d'épuration naturelle des nitrates transportés par les nappes alluviales: l'aulnaie glutineuse. *C. R. Acad. Sci. Paris*, 302 (17) : 629-632.

PINAY G., DECAMPS H., CHAUVET E., FUSTEC E., 1990. Functions of ecotones in fluvial systems. In: The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones. Naiman R.J., Décamps H. (eds). Parthenon Publ. Group, 141-169.

PROGRAMME SCIENTIFIQUE SEINE-AVAL (2002): #15 Zones humides de la basse vallée de Seine.

RICKLEFS & MILLER – Ecologie - édition : de boeck.

RUFFINONI.C. Contribution des ripisylves au contrôle des flux d'azote en milieu fluvial. Recherche systèmes agraires développés. Vol. 29. 115-137.

RUSSELL D. J., HAUTH A., FOX O., 2004. Community dynamics of soil Collembola in floodplains of the Upper Rhine Valley – *Pedobiologia* 48 : 527-536.

RUSSELL D.J., GRIEGEL A., 2006. Influence of variable inundation regimes on soil collembolan. *Pedobiologia*-50 :165-175.

SABAIS A.CW, SCHEU S. , EISENHAUER N., 2011. Plant species richness drives the density and diversity of Collembola in temperate grassland. *Acta Oecologica* 37: 197-202.

SANCHEZ-PEREZ J.-M., TREMOLIERES M. & CARBIENER R., 1991a. Une station d'épuration naturelle des phosphates et nitrates apportés par les eaux de débordement du Rhin : la forêt alluviale à frêne et à orme. *C. R. Acad. Sci. Paris*, 312 (8) : 395-402.

SANCHEZ-PEREZ J.-M., TREMOLIERES M., SCHNITZLER A. & CARBIENER R., 1991b. Evolution de la qualité physico-chimique des eaux de la frange superficielle de la nappe phréatique en fonction du cycle saisonnier et des stades de succession des forêts alluviales rhénanes (*Querco-Ulmetum minoris* Issl. 24). *Acta Oecologica*, 12 (5) : 581-601.

SCHNITZLER-LENOBLE A., 2007. Forêts alluviales d'Europe : écologie, biogéographie, valeur intrinsèque. Collection Tec&Doc, Lavoisier, 387 p.

SCHNITZLER, A. 1997. River dynamics as a forest process interaction between fluvial system and alluvial forests in large European river plains. *The Botanical Review*. Vol. 63. 40-64.

TURNER R.K., 1992. Défaillances des politiques dans la gestion des zones humides. In : Les défaillances du marché et des gouvernements dans la gestion de l'environnement. Les zones humides et les forêts, OCDE, Paris, pp. 9-47.

WASSON J.G., MALAVOI J.R., MARIDET L., SOUCHON Y., PAULIN L. Impacts écologiques de la chenalisation des rivières – Rapport Final

<http://seine-aval.crihan.fr/web/projetSc.jsp?currentPubId=8975>

<http://www.universalis.fr/encyclopedie/collembole/>

<http://www.legifrance.gouv.fr> pour l'arrêté du 1^{er} Octobre 2009

<http://www.ramsar.org/>

<http://www.tela-botanica.org>

<http://www.zones-humides.eaufrance.fr/Cristofoli>

VIII - OBJECTIFS NON REALISES

Afin de réaliser l'évaluation scientifique du projet, il est demandé de fournir un document, hors rapport scientifique (qui ne sera donc pas diffusé), qui explique, si des objectifs initiaux du projet n'ont pas été atteints ou si des tâches prévues n'ont pas été réalisées, les raisons de cette « non-réalisation ».

Annexe 0 : Liste des sites visités lors de la phase de prospection :

1. Visite par bateau des sites entre la cale de l'île La Croix et la confluence de l'Eure et de la Seine : suite à cette sortie, ne sera retenue que l'île du Bras Fallais en raison de l'hétérogénéité des formations qu'elle propose. Toutefois, la difficulté d'accès de cette île nous a obligés à attendre 2011 pour réaliser les prospections.
2. Site de Bardouville : site retenu
3. Site de Petiville : site retenu
4. Site de Grande Vase- Petite Vase : chambre de dépôt non connectée : site retenu
5. Plan d'eau du site de Grande Vase-Petite Vase : réaménagement réalisé au cours du projet (hiver 2010 2011). Ce plan d'eau initialement non retenu, à été reconnecté à la Seine de façon artificielle. Cette particularité de connexion nous a paru intéressante à suivre étant donné que le site était mis à nu et offrait les conditions d'une colonisation qualifiée de pionnière pour la végétation : site retenu
6. Site du Trou Buquet : site retenu
7. Site du trou Deshaies : site retenu
8. Site du Bras Fallais : site retenu
9. site du Trait : ce site a fait l'objet de deux déplacements. En raison d'une importante accumulation de macrodéchet sur la zone connectée avec le fleuve nous n'avons pas retenu ce site
10. Visite avec le GIP : Visite de la Darse : site non retenu
11. Visites de sites potentiels à proximité du pont de Tancarville : sites non retenus
12. Visite de site en face du lieu-dit de la Fontaine (rive gauche) : site non retenu
13. Visite de site sur la commune de la Bouille (plan d'eau) : site non retenu

Annexe I : Localisation des sites retenus pour l'étude et description sommaire des faciès de végétation échantillonnés.

Sites	n° inventaire Seine-Aval	Point kilométrique	Commune	Rive	Domianialité/ Propriétaire	Gestionnaire	Gestionnaire des berges	Faciès de végétation
Les Ecores de Petiville	27	323-328	PETIVILLE	Droite	Domaine de l'État, terrains privés et Domaine Public Fluvial	Grand Port Maritime de Rouen pour les terrains de l'État, la partie fluviale et la majorité des berges, Conseil Général 76 pour l'extrémité amont des berges, acteurs privés	Grand Port Maritime de Rouen, Conseil Général de Seine-Maritime	Sédiment nu : Vase Roselières à Phragmites Prairie humide Saulaie à mégaphorbiaie Peupleraie
Trou Buquet	1	285,5	YVILLE-SUR-SEINE	Gauche	Domaine de l'État	Grand Port Maritime de Rouen	Conseil Général de Seine-Maritime	Saulaie à Mégaphorbiaie Saulaie à Carex
Trou Deshayes	80	281	ANNEVILLE-AMBOURVILLE	Gauche	Grand Port Maritime de Rouen (à confirmer)	Grand Port Maritime de Rouen (à confirmer)	Grand Port Maritime de Rouen (à confirmer)	Sédiment nu : Vase Roselière à Phalaris Roselière fauchée Prairie exondée (sous peupliers)
Grande vase - Petite Vase	44	267	QUEVILLON	Droite	Grand Port Maritime de Rouen	Grand Port Maritime de Rouen	Grand Port Maritime de Rouen	Sol à proximité du plan d'eau artificiel connecté : Végétation en cours de colonisation Saulaie sur chambre de dépôt
Berges de Bardouville	43	267-270	BARDOUVILLE	Gauche	Domaine de l'État et acteurs privés	Grand Port Maritime de Rouen, acteurs privés et communaux	Grand Port Maritime de Rouen (pour la majorité des berges), Conseil Général 76 (berges au droit)	Sédiment nu : sable Roselière à Phalaris Saulaie
Bras mort de St Etienne du Rouvray	65	233,5	SAINT-ETIENNE-DU-ROUVRAY	Gauche	Domaine Public Fluvial	Voies Navigables de France	Voies Navigables de France	Sédiment nu : Vase Saulaie à Impatiens Saulaie à Ficaies
Ile du Bras-Fallais	47	234	GOUY, TOURVILLE-LA-RIVIERE	Ile	Domaine Privé de l'État, acteurs privés	Voies Navigables de France, acteurs privés	Voies Navigables de France	Sédiment nu : Vase Roselière à Phragmites Saulaie Forêt alluviale mixte Prairie

Annexe II : Fiche de relevés floristiques utilisée dans le cadre de la caractérisation floristique des sites d'études.

Fiche relevé floristique																
Date																
Site																
Taux de fermeture de la canopée																
Recouvrement total (%)																
Observations																
Réplicat	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Recouvrement (%)																
Hauteur de végétation																
Espèces	Coefficient d'abondance-dominance															

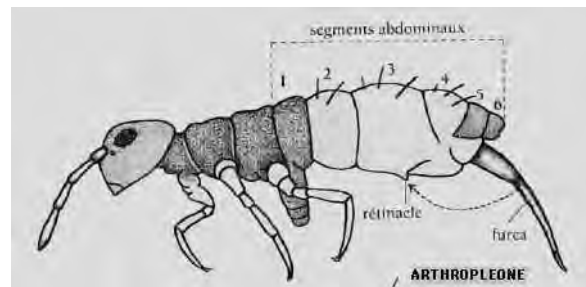
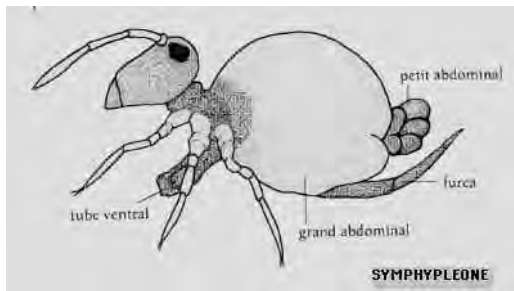
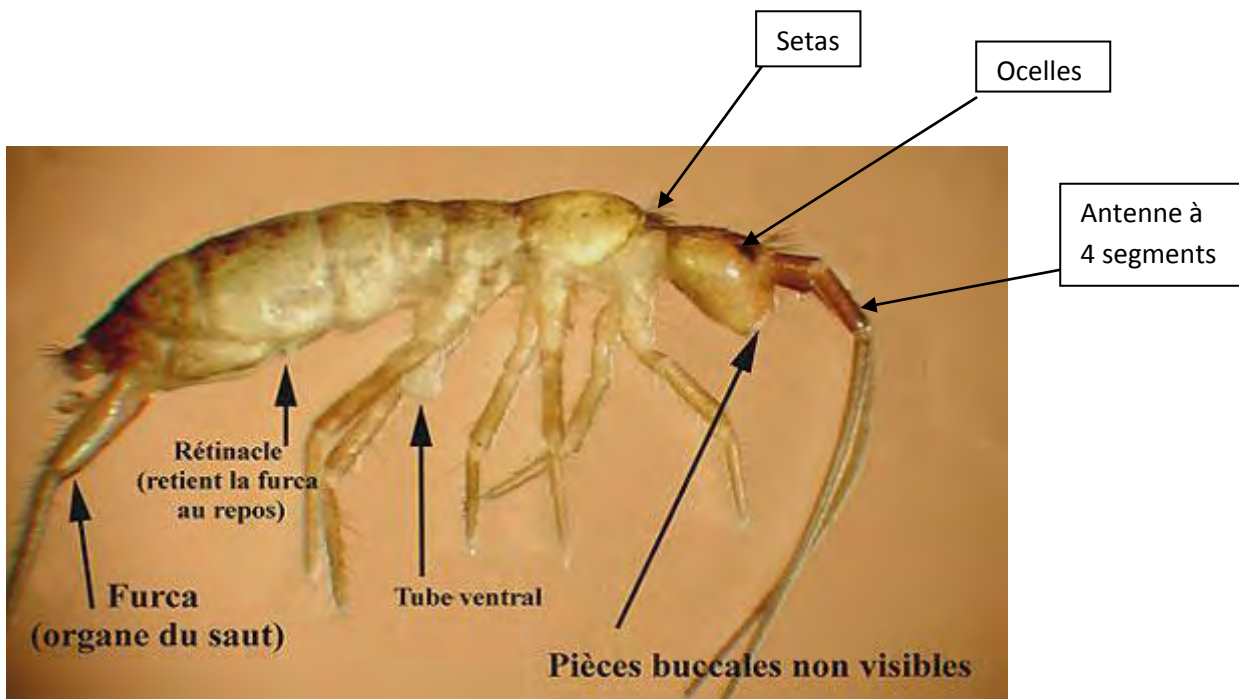
**Annexe III : Liste exhaustive des espèces (111 au total) identifiées sur l'ensemble des sites d'étude.
Rmq : certaines espèces (18) n'ont pu être identifiées à l'espèce en raison de leur état de développement trop précoce**

Code	Nom latin
Aceneg	<i>Acer negundo</i>
Acepse	<i>Acer pseudoplatanus</i>
Agralb	<i>Agrostis alba</i>
Allpet	<i>Alliaria petiolata M.Bieb</i>
Amaransp	<i>Amaranthus sp.</i>
Angsyl	<i>Angelica sylvestris</i>
Antsyl	<i>Anthiscus sylvestris</i>
Apinod	<i>Apium nodiflorum</i>
Arclap	<i>Arctium lappa L.</i>
Arrela	<i>Arrhenatherum elatius</i>
Aster1	<i>Aster 1</i>
Broere	<i>Bromus erectus</i>
Bromsp	<i>Bromus sp.</i>
Calamsp	<i>Calamintha sp.</i>
Callisp	<i>Callitriche sp.</i>
Calpal	<i>Caltha palustris L.</i>
Calsep	<i>Calystegia sepium</i>
Carces	<i>Carex cespitosa</i>
Cardhi	<i>Cardamine hirta</i>
Cardim	<i>Cardamine impatiens</i>
Cardsp	<i>Cardamine sp.</i>
Carpan	<i>Carex paniculata</i>
Carpen	<i>Carex pendula</i>
Carpra	<i>Cardamine pratensis</i>
Carrem	<i>Carex remota</i>
Carrip	<i>Carex riparia Curtis</i>
Cennig	<i>Centaurea nigra</i>
Chensp	<i>Chenopodium sp.</i>
Cirarv	<i>Cirsium arvense</i>
Cirlut	<i>Circea lutetiana L.</i>
Clevit	<i>Clematis vitalba</i>
Conarv	<i>Convolvulus arvensis</i>
Cormas	<i>Cornus mas L.</i>
Dacglo	<i>Dactylis glomerata</i>
Dipful	<i>Dipsacus fullonum</i>
Elepal	<i>Eleocharis palustris L.</i>
Epihel	<i>Epipactis helleborine L.</i>
Epihir	<i>Epilobium hirsutum L.</i>
Epilat	<i>Epilobium latifolium</i>
Epilsp	<i>Epilobium sp.</i>
Equarv	<i>Equisetum arvense L.</i>
Eupcan	<i>Eupatorium cannabinum</i>
Ficran	<i>Ficaria ranunculoides</i>
Fraexc	<i>Fraxinus excelsior</i>
Galapa	<i>Galium aparine</i>
Galsp	<i>Galium sp</i>
Gerdis	<i>Geranium dissectum</i>
Gerrob	<i>Geranium robertianum L.</i>

Geurb	<i>Geum urbanum L.</i>
Glehed	<i>Glechoma hederacea L.</i>
Graminée 1	<i>Graminée 1</i>
Graminée 2	<i>Graminée 2</i>
Graminée 3	<i>Graminée 3</i>
Hedhel	<i>Hedera helix L.</i>
Hersph	<i>Heracleum sphondylium L.</i>
Hollan	<i>Holcus lanatus</i>
Humlup	<i>Humulus lupulus</i>
Impant	<i>Impatiens</i>
Impnol	<i>Impatiens noli-tangere</i>
Inconnue1	<i>Inconnue 1</i>
Iripse	<i>Iris pseudacorus L.</i>
Junmar	<i>Juncus maritimus</i>
Lamiacee1	<i>Lamiacée 1</i>
Lyceur	<i>Lycopus europaeus</i>
Lysnum	<i>Lysimachia nummularia L.</i>
Lysvul	<i>Lysimachia vulgaris</i>
Lytsal	<i>Lythrum salicaria</i>
Meloff	<i>Melilotus officinalis</i>
Menaqu	<i>Mentha aquatica L.</i>
Myoces	<i>Myosotis cespitosa</i>
Myopal	<i>Myosotis palustris</i>
Myososp	<i>Myosotis sp.</i>
Myosyl	<i>Myosotis sylvatica Hoffm.</i>
Oencro	<i>Oenanthe crocata L.</i>
Phaaru	<i>Phalaris arundinacea L.</i>
Phlpra	<i>Phleum pratense</i>
Phraus	<i>Phragmites australis Cav.</i>
Plamaj	<i>Plantago major</i>
Poatri	<i>Poa trivialis</i>
Polavi	<i>Polygonum aviculare</i>
Polper	<i>Polygonum persicaria</i>
Polpol	<i>Polygonum polystachium C.F.W.Meissn.</i>
Polysp	<i>Polygonum sp.</i>
Poptre	<i>Populus tremula L.</i>
Potans	<i>Potentilla anserina</i>
Pulvul	<i>Pulicaria vulgaris</i>
Ranrep	<i>Ranunculus repens</i>
Roramp	<i>Rorippa amphibia L.</i>
Rubfru	<i>Rubus fruticosus L.</i>
Rumacu	<i>Rumex acuta</i>
Rumcri	<i>Rumex crispus</i>
Rumobt	<i>Rumex obtusifolius L.</i>
Rumxsp	<i>Rumex sp.</i>
Salixsp	<i>Salix sp.</i>
Salxrg	
Samnig	<i>Sambucus nigra L.</i>
Scimar	<i>Scirpus maritimus L.</i>
Scitri	<i>Scirpus triqueter L.</i>
Soldul	<i>Solanum dulcamara</i>
Staoff	<i>Stachys officinalis L.</i>

Stemed	<i>Stellaria media</i>
Symoff	<i>Symphytum officinale L.</i>
Tarasp	<i>Taraxacum sp</i>
Teucha	<i>Teucrium chamaedris</i>
Thafla	<i>Thalictrum flavum L.</i>
Trifsp	<i>Trifolium sp.</i>
Trirep	<i>Trifolium repens</i>
Typlat	<i>Typha latifolia L.</i>
Urtdio	<i>Urtica dioica</i>
Valoff	<i>Valeriana officinalis L.</i>
Verana	<i>Veronica anagalis-aquatica</i>
Vicsat	<i>Vicia sativa</i>

Annexe IV : description des parties morphologiques d'un collembole



ANNEXE V : Principaux taxa dominants sur le site de Petiville ; F1 : vasière nue, F2 : phalaridaie, F3 : mégaphorbiaie sous une saulaie jeune, F4 : mégaphorbiaie sous une saulaie âgée, F5 et T1 :peupleraie.

	F1	F2	F3	F4	F5	T1
<i>Folsomia quadrioculata</i>	100%	80%	57%	45%	37%	16%
<i>Xenyllodes armatus</i>	N/A	7%	N/A	N/A	N/A	N/A
<i>Pseudosinella alta</i>	N/A	N/A	11%	N/A	N/A	N/A
<i>Parisotoma notabilis</i>	N/A	N/A	3%	23%	37%	16%
<i>Isotomiella minor</i>	N/A	3%	N/A	N/A	12%	8%
<i>Protaphorura sp.</i>	N/A	N/A	4%	4%	6%	19%

ANNEXE VI : Principaux taxa dominants sur le site de Trou-Buquet. TBS : saulaie, TBC : carissaie.

	TBS	TBC
<i>Isotomiella minor</i>	27,9 %	65,7 %
<i>Protaphorura sp.</i>	23,2 %	2 %
<i>Mesaphorura sp1</i>	11,6 %	0,95 %
<i>Anurida sp.</i>	N/A	7,6 %
<i>Willemia sp.</i>	N/A	7,6%

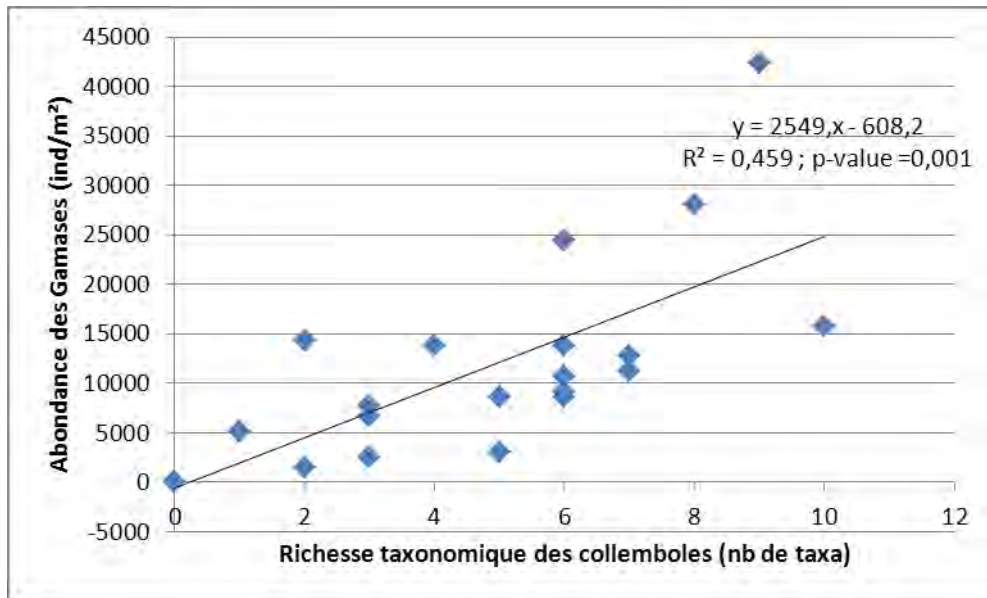
ANNEXE VII : Abondance moyenne, totale et richesse spécifique des différents taxa de collemboles répertoriés dans les sites de Petiville (F1 : vasière nue, F2 : phalaridaie, F3 : mégaphorbiaie sous une saulaie jeune, F4 : mégaphorbiaie sous une saulaie âgée, F5 et T1 : peupleraie) et Trou-Buquet (TBS : saulaie, TBC : carissaie).

	F1	F2	F3	F4	F5	T1	TBS	TBC
espèces								
<i>Folsomia quadrioculata</i>	2	24	49	10	6	6	0	1
<i>Xenyllodes armatus</i>	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Anurida granaria</i>	0	1	8	2	0	0	1	0
<i>Anurida</i> sp.	0	1	1	0	0	0	0	8
<i>Protaphorura</i> sp.	0	1	4	1	1	7	10	2
<i>Isotomiella minor</i>	0	1	0	0	2	3	12	69
<i>Isotoma violacea</i>	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Isotoma</i> sp. (violet)	0	0	1	1	0	0	0	1
<i>Parisotoma notabilis</i>	0	0	3	5	6	6	0	0
<i>Cerataphysella</i> sp.	0	0	1	0	0	1	0	0
<i>Cyphoderus</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Mesaphorura</i> sp1	0	0	4	1	1	1	5	1
<i>Sminturinus aureus</i>	0	0	1	0	0	2	1	0
<i>Isotoma palustris</i>	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Isotomurus plumosus</i>	0	0	0	2	0	0	1	3
<i>Folsomia</i> sp2	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Neanura muscorum</i>	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Isotoma riparia</i>	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Isotoma</i> sp1 (mauve)	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Isotomidae</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Isotoma viridis</i> complex	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Megalothorax minimus</i>	0	0	0	0	0	4	1	0
<i>Isotoma palustris</i> complex	0	0	0	0	0	1	3	0
<i>Lepidocyrtus curvicolis</i>	0	0	0	0	0	0	1	6
<i>Isotoma</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Dicyrtomina minuta</i>	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Isotoma</i> sp2 (jaune)	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Symphy</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Stenaphorura denisi</i>	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Sminthurinus</i> sp.	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Pseudosinella alta</i>	0	0	10	0	0	0	0	0
<i>Willemia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	8
Abondance totale	2	30	86	22	16	37	43	105
richesse spécifique	1	6	13	7	5	12	17	15
ind/m ²	255	3822	10956	2803	2039	4714	5478	13376

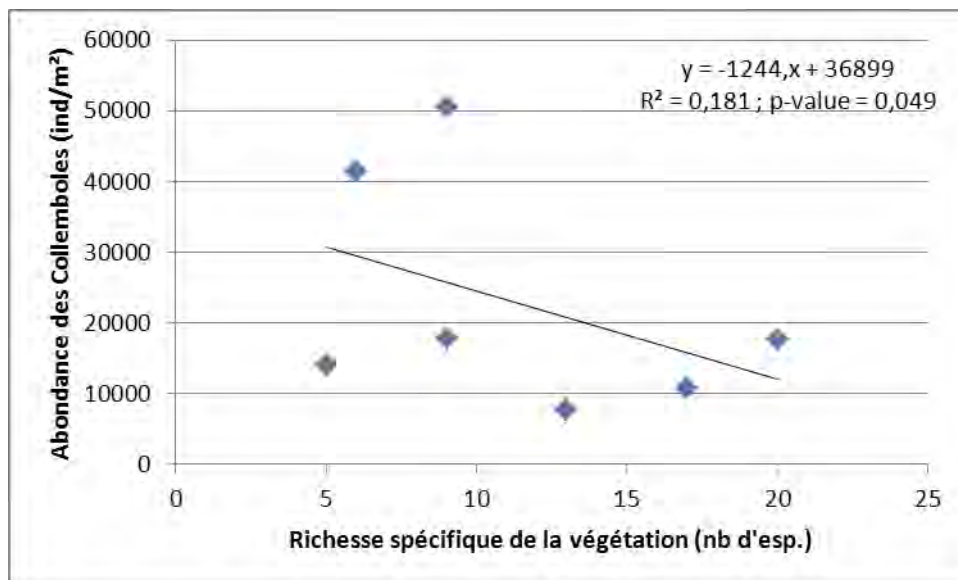
ANNEXE VIII : Fréquence des différents taxa de collemboles répertoriés dans les sites de Petiville (F1 : vasière nue, F2 : phalaridaie, F3 : mégaphorbiaie sous une saulaie jeune, F4 : mégaphorbiaie sous une saulaie âgée, F5 et T1 :peupleraie) et Trou-Buquet (TBS : saulaie, TBC : carissaie).

	F1	F2	F3	F4	F5	T1	TBS	TBC
espèces								
<i>Folsomia quadrioculata</i>	1	0,8	0,57	0,45	0,37	0,16	0	0,009
<i>Xenyllodes armatus</i>	0	0,07	0	0	0	0	0	0
<i>Anurida granaria</i>	0	0,03	0,09	0,09	0	0	0,02	0
<i>Anurida sp.</i>	0	0,03	0,01	0	0	0	0	0,07
<i>Protaphorura sp.</i>	0	0,03	0,04	0,04	0,06	0,19	0,23	0
<i>Isotomiella minor</i>	0	0,03	0	0	0,12	0,08	0,28	0,66
<i>Isotoma violacea</i>	0	0	0,01	0	0	0	0,02	0
<i>Isotoma sp. (violet)</i>	0	0	0,01	0,04	0	0	0	0,009
<i>Parisotoma notabilis</i>	0	0	0,03	0,23	0,37	0,16	0	0
<i>Cerataphysella sp.</i>	0	0	0,01	0	0	0,03	0	0
<i>Cyphoderus sp.</i>	0	0	0,01	0	0	0	0	0
<i>Mesaphorura sp1</i>	0	0	0,04	0,04	0,06	0,03	0,12	0,009
<i>Sminturinus aureus</i>	0	0	0,01	0	0	0,05	0,02	0
<i>Isotoma palustris</i>	0	0	0,02	0	0	0	0	0
<i>Isotomurus plumosus</i>	0	0	0	0,09	0	0	0,02	0,03
<i>Folsomia sp2</i>	0	0	0	0	0	0	0,02	0
<i>Neanura muscorum</i>	0	0	0	0	0	0	0,02	0,009
<i>Isotoma riparia</i>	0	0	0	0	0	0	0,02	0,009
<i>Isotoma sp1 (mauve)</i>	0	0	0	0	0	0	0,02	0
<i>Isotomidae sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0,02	0
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i>	0	0	0	0	0	0	0,02	0
<i>Isotoma viridis complex</i>	0	0	0	0	0	0	0,02	0
<i>Megalothorax minimus</i>	0	0	0	0	0	0,1	0,02	0
<i>Isotoma palustris complex</i>	0	0	0	0	0	0,03	0,07	0
<i>Lepidocyrtus curvicollis</i>	0	0	0	0	0	0	0,02	0,06
<i>Isotoma sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,009
<i>Dicyrtomina minuta</i>	0	0	0	0	0	0,03	0	0,009
<i>Isotoma sp2 (jaune)</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,009
<i>Symphy</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,009
<i>Stenaphorurella denisi</i>	0	0	0	0	0	0,08	0	0
<i>Sminthurinus sp.</i>	0	0	0	0	0	0,05	0	0
<i>Pseudosinella alba</i>	0	0	0,11	0	0	0	0	0
<i>Willemia sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,07

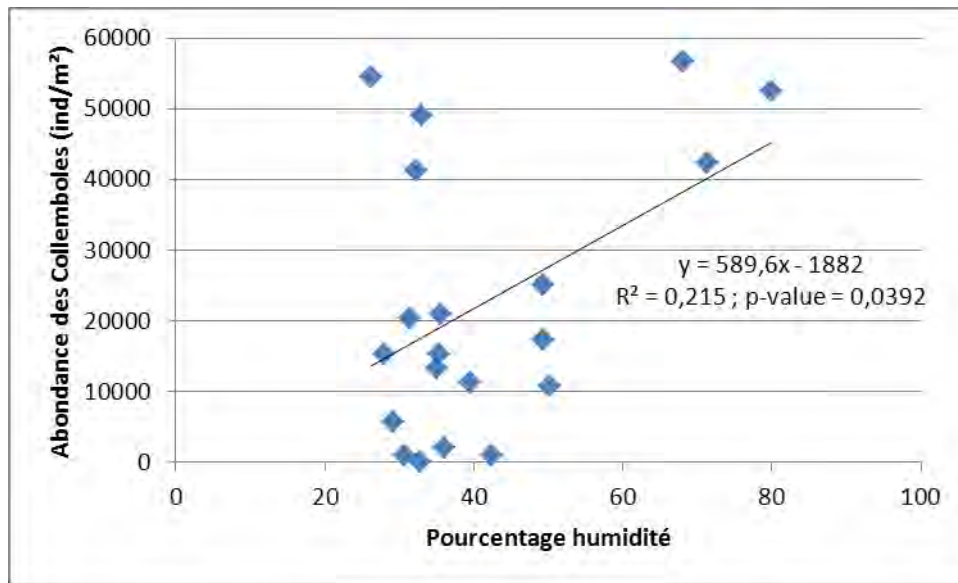
ANNEXE IX : Représentation graphique de l'ensemble des corrélations testées sur la mésofaune



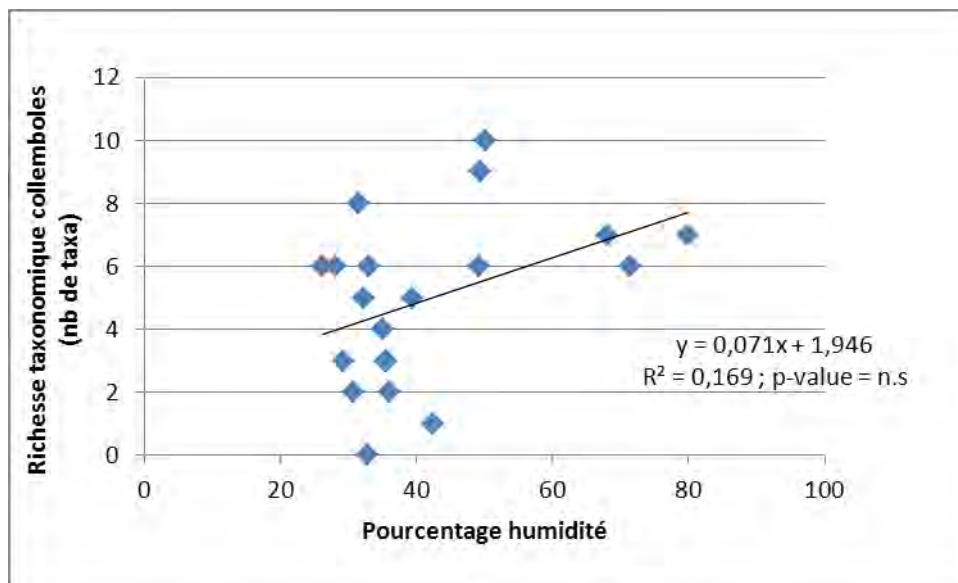
Relation entre les abondances des gamasés et la richesse taxonomique des collemboles sur l'ensemble des échantillons collectés sur les sites de Petiville et Trou-Buquet, France (en nb. d'ind./m²)



Corrélation entre la richesse spécifique de la flore et l'abondance des collemboles sur les différentes formations étudiés à Petiville et Trou-Buquet.



Relation entre l'abondance des collemboles et le pourcentage d'humidité des différentes formations étudiés à Petiville et Trou-Buquet.



Relation entre la richesse taxonomique des collemboles et le pourcentage d'humidité des différentes formations étudiés à Petiville et Trou-Buquet.

ANNEXE X :

Ensemble des fiches de sondage pédologiques et des analyses physico-chimiques des sols

(voir fichier Excel joint)

Crédit photo couverture : Univ. de Rouen, Ecodiv, F. Bureau & E. Langlois
Pour tout renseignement, veuillez contacter la coordination scientifique : cdegremont@seine-aval.fr

Le GIP Seine-Aval ne saurait être tenu responsable d'évènements pouvant résulter de l'utilisation et de l'interprétation des informations mises à disposition.

Le GIP Seine-Aval est financé par :

