



# **Recolonisation des mares d'un fen en restauration par les araignées et les dytiques**

**Mémoire**

**André-Philippe Drapeau Picard**

**Maîtrise en biologie végétale**

Maître ès sciences (M.Sc.)

Québec, Canada

© André-Philippe Drapeau Picard, 2016

# **Recolonisation des mares d'un fen en restauration par les araignées et les dytiques**

**Mémoire**

**André-Philippe Drapeau Picard**

Sous la direction de :

Line Rochefort, directrice de recherche  
Maxim Larrivée, codirecteur de recherche

## Résumé

La technique du transfert muscinal, largement appliquée pour la restauration des tourbières perturbées par l'extraction de la tourbe en Amérique du Nord, vise le retour d'un couvert végétal dominé par des mousses accumulatrices de tourbe. Bien qu'efficace en ce sens, l'approche ne restaure pas l'hétérogénéité des habitats qui supportent la grande biodiversité des tourbières naturelles. Les mares de tourbière sont des habitats auxquels une faune et une flore caractéristiques sont associées et qui contribuent significativement à la biodiversité des tourbières. La création de mares dans les tourbières restaurées devrait y augmenter l'hétérogénéité des habitats et, ainsi, la biodiversité. Dans virtuellement tous les écosystèmes, les arthropodes sont diversifiés et abondants, et ils sont sensibles aux variations environnementales à une échelle fine, ce qui fait d'eux des indicateurs écologiques intéressants. Pour ce projet, 21 mares réparties dans deux classes de profondeur (profondes et peu profondes) et trois classes de végétation (mousses, arbustes et plantes graminoides) ont été aménagées lors de la restauration d'une tourbière minérotrophe dans la région du Bas-Saint-Laurent. Les mares de quatre tourbières des environs ont été inventoriées en tant qu'écosystème de référence. Les araignées (Araneae) et les dytiques (Coleoptera : Dytiscidae) ont été échantillonnés sur les berges et dans les mares à l'aide de pièges-fosses et de nasses, respectivement. Pour voir quelles variables environnementales ont une influence sur les assemblages d'arthropodes, ces derniers ont été comparés, à l'aide d'analyses multivariées, entre les mares du milieu restauré et celles de l'écosystème de référence. Des trois types de végétation à l'essai, les mares artificielles aménagées de plantes graminoides présentaient une arachnofaune et un microenvironnement plus similaires à l'écosystème de référence. La diversité des dytiques des mares artificielles peu profondes était similaire à celle de l'écosystème de référence. La création de mares de profondeurs variables et l'introduction d'une végétation de type graminoides sur les berges est recommandée afin d'optimiser le retour d'une biodiversité semblable à celle de l'écosystème de référence dans les fens en restauration.

## Abstract

The moss layer transfer technique, widely used for peatland restoration after peat extraction in North America, aims to facilitate plant cover re-establishment dominated by peat-accumulating mosses. Efficient in that regard, the approach fails to restore habitat heterogeneity that supports the high biodiversity of natural peatlands. Peatland pools are habitats with an associated characteristic fauna and flora, contributing significantly to peatland biodiversity. In restored peatlands, man-made pools should increase habitat heterogeneity and thus, species diversity. In virtually all ecosystems, arthropods are diverse and abundant, and they are sensitive to fine-scale environmental changes, making them relevant as ecological indicators. To assess how pools should be designed in order to facilitate arthropod recolonization, 21 pools distributed in two depth classes (deep and shallow) and three vegetation classes (mosses, shrubs and graminoid plants) were designed in a restored fen in the Bas-Saint-Laurent region. Four natural fens with pools of the same region were assessed as reference ecosystem. Spiders (Araneae) and predacious diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae) were sampled around and within pools using pitfall traps and funnel minnow traps, respectively. In order to determine how treatments and measured environmental variables influence arthropod assemblages, the later were compared, using multivariate analysis, between pools in the restored and reference ecosystems. Of the three vegetation types tested, man-made pools with graminoid plants showed an arachnofauna and a microenvironment more similar to the reference ecosystem. Dytiscid diversity of shallow man-made pools was similar to that of reference ecosystem. The creation of pools of variable depth and the introduction of graminoid-type vegetation on pool margins is recommended in restored fens in order to optimize the return of a biodiversity similar to reference ecosystems.

# Tables des matières

Résumé .....	iii
Abstract .....	iv
Tables des matières .....	v
Liste des tableaux.....	vii
Liste des figures .....	viii
Remerciements .....	ix
Introduction.....	1
Problématique .....	1
La notion d'écosystème de référence en restauration écologique .....	3
Le potentiel indicateur des arthropodes en restauration écologique .....	4
Les arthropodes des tourbières.....	6
Composition et diversité.....	7
Objectifs et hypothèses .....	16
Matériel et méthodes .....	18
Site d'étude .....	18
Dispositif expérimental .....	19
Dimensions des mares .....	20
Caractéristiques physicochimiques de l'eau des mares .....	21
Méthodes d'échantillonnage des arthropodes.....	22
Araignées : pièges-fosses.....	23
Dytiques : Nasses .....	24
Végétation.....	24
Intensité lumineuse au sol .....	25
Humidité du substrat .....	26
Identification des spécimens .....	26
Analyse des données .....	27
Assemblages d'arthropodes .....	27
Variables environnementales.....	30
Résultats.....	31
Dytiscidae.....	31
Structure des assemblages et réponse aux variables environnementales .....	31

Variables environnementales.....	35
Araneae.....	38
Structure des assemblages d'araignées et réponse aux variables environnementales.....	38
Variables environnementales.....	47
Discussion .....	50
Dytiques .....	50
Diversité spécifique.....	52
Araignées .....	53
Effet des aménagements sur les assemblages .....	53
Diversité des araignées et espèces indicatrices .....	54
Conclusion.....	58
Bibliographie.....	59
Annexes.....	72

## Liste des tableaux

Tableau 1 Caractéristiques des tourbières où les mares ont été étudiées. ....	18
Tableau 2 Combinaisons de traitements de profondeur et de revégétation des mares du fen en restauration de Bic-Saint-Fabien. ....	20
Tableau 3 Physicochimie de l'eau des mares échantillonnées.....	22
Tableau 4 Traitements utilisés pour les analyses sur les dytiques.....	27
Tableau 6 Statuts attribués aux espèces d'arthropodes selon leur association aux tourbières.....	30
Tableau 7 Abondance relative des espèces de dytiques.....	32
Tableau 8 Comparaison entre les classes de profondeur pour la richesse spécifique, l'abondance et la diversité des dytiques. ....	35
Tableau 8 Caractérisation de la structure végétale et de la morphométrie des mares des différents traitements.....	37
Tableau 9 Nombre d'espèces total et par famille d'araignées pour chaque traitement de végétation...	39
Tableau 10 Valeurs propres et pourcentage de la variance totale expliqué par les trois premiers axes de l'analyse canonique de redondance (ACR) parcimonieuse .....	42
Tableau 11 Indices IndVal significatifs et affinité écologique des espèces indicatrices pour chaque traitement de végétation. ....	44
Tableau 13 Indices IndVal significatifs des espèces d'araignées pour chaque traitement de végétation.....	45
Tableau 13 Caractérisation de la structure végétale et de la morphométrie des mares des différents traitements.....	49

## Liste des figures

Figure 1 Schéma conceptuel reliant les variables environnementales mesurées entre elles et aux taxons à l'étude. ....	17
Figure 2 Répartition des mares de la tourbière en restauration de Bic-Saint-Fabien. ....	19
Figure 3 Schéma d'échantillonnage de la végétation autour des mares artificielles de la tourbière en restauration de Bic-Saint-Fabien, pour les analyses avec les dytiques. ....	25
Figure 4 Schéma d'échantillonnage pour les mesures de luminosité au sol et d'humidité du substrat. ....	26
Figure 5 Positionnement multidimensionnel non métrique (nMDS) selon la dissimilarité de Gower des données d'abondance de dytiques soumises à la transformation de Hellinger. ....	34
Figure 6 Positionnement multidimensionnel non métrique (nMDS) selon la dissimilarité euclidienne des données environnementales standardisées. ....	36
Figure 7 Positionnement multidimensionnel non métrique (nMDS) selon la dissimilarité euclidienne des données d'abondance d'araignées soumises à la transformation de Hellinger. ....	41
Figure 8 Analyse canonique de redondance (ACR) des sites en fonction des assemblages d'araignées, incluant les variables environnementales standardisées retenues par la sélection des variables. ....	43
Figure 9 Répartition des araignées dans les différents statuts écologiques, en fonction des traitements. ....	46
Figure 10 Cadrage multidimensionnel non métrique (nMDS) selon la dissimilarité euclidienne des données environnementales standardisées. ....	48

# Remerciements

Mes premiers remerciements vont à ma directrice, Line Rochefort, et à mon codirecteur, Maxim Larrivée, qui m'ont soutenu et conseillé tout au long de ma maîtrise. J'ai beaucoup de respect pour ces deux scientifiques qui ont su donner une portée sociale à leur recherche, en invitant les citoyens à prendre part aux projets de restauration ou à contribuer à d'importantes bases de données.

C'est grâce à Line, dans le cadre d'un cours qu'elle donnait lorsque j'étais étudiant au baccalauréat, que j'ai découvert le monde fascinant des tourbières. Par sa passion pour l'écologie des sphaignes qu'elle a su arrimer à ses convictions environnementales, elle a été et sera toujours une source d'inspiration pour moi en tant que biologiste, mais aussi en tant qu'être humain.

Quant à Maxim, je lui serai à jamais reconnaissant de m'avoir ouvert la porte de l'univers de l'entomologie. C'est grâce à lui que j'ai pu avoir accès aux ressources humaines et matérielles de l'Insectarium de Montréal, du Centre sur la biodiversité et de la La Collection nationale canadienne d'insectes, d'arachnides et de nématodes, sans lesquelles mon mémoire aurait sans doute été de qualité moindre. C'est aussi en bonne partie grâce à Maxim que j'ai vu grandir en moi une passion pour les «les petites choses qui mènent le monde», comme disait E.O. Wilson. En effet, les insectes et les araignées sont devenus un objet d'intérêt non seulement professionnel, mais aussi personnel.

Je tiens aussi à remercier Kathy Pouliot, Constance Morel, Kim Charon Charbonneau, Mélina Guéné-Nanchen, Majorie Dostie, François Douville, Jean-François Rioux et Étienne Massé pour leur aide sur le terrain. Merci à toute l'équipe du Groupe de recherche en écologie des tourbières : Claire Boismenu, Marie-Claire LeBlanc, Sandrine Hogue-Hugron, Rémy Pouliot, Vicky Bérubé, Brigitte Vimard pour leur accueil, leur aide et leurs conseils. Je suis particulièrement reconnaissant envers Claire Boismenu pour la révision critique de mon mémoire.

Je remercie aussi Jean Faubert pour avoir pris le temps de me faire visiter des fens des alentours de Rimouski qui sont devenus mes sites de référence. Merci à Jean-Denis Brisson pour m'avoir donné accès à sa bibliothèque personnelle. Merci à l'Insectarium de Montréal et au Centre sur la biodiversité pour m'avoir permis d'utiliser leurs installations pour l'identification de mes spécimens. Finalement, merci aux réviseurs dont les commentaires ont contribué à l'amélioration de ce mémoire. Ce projet a été financé par le Ministère des Transports du Québec.

# Introduction

## Problématique

Les milieux humides fournissent des services écologiques nombreux et importants (de Groot *et al.* 2012). Leur grande valeur est principalement attribuable à la régulation et la filtration de l'eau, à leur rôle tampon face aux perturbations anthropiques et naturelles, à leur contribution à la biodiversité et, dans le cas particulier des tourbières, à leur capacité à séquestrer le carbone atmosphérique. Au Québec, les milieux humides couvrent 12,5 % du territoire (Poulin et Pellerin 2013). Près de 85 % de ceux-ci sont des tourbières (Rocheffort *et al.* 2011). En région boréale, on trouve deux grandes classes de tourbières : les tourbières ombrotrophes, ou « bogs », et les tourbières minérotrophes, ou « fens » (Gorham et Janssens 1992). Les bogs sont alimentés en eau et en nutriments uniquement par les précipitations, tandis que les fens sont aussi alimentés par les eaux souterraines et les eaux de ruissellement des milieux environnants. Les fens sont moins acides et plus riches en éléments minéraux (p. ex. Ca, Mg) que les bogs. Ces distinctions hydrologiques et physicochimiques se reflètent largement dans la végétation, mais aussi dans la faune. Ainsi, ces écosystèmes tourbeux contribuent à la biodiversité des paysages (Calmé *et al.* 2002; Vitt *et al.* 1995; Finnamore 1994). Cette contribution est d'autant plus importante dans le sud du Québec, où les tourbières non perturbées sont plus rares et plus isolées qu'au nord de la province (Pellerin et Poulin 2013).

Au Québec, le drainage à des fins agricoles, forestières, ou de développement urbain, ainsi que l'inondation à la suite de la construction de barrages hydroélectriques, sont des sources majeures de perte de tourbières (Pellerin et Poulin 2013; Poulin *et al.* 2004). Dans certaines régions comme le Bas-Saint-Laurent, la principale source de perturbation est l'extraction de tourbe à des fins horticoles (Pellerin et Poulin 2013; Pellerin 2003). Les tourbières, particulièrement les bogs, dont la tourbe a été extraite demeurent des étendues de tourbe nue peu propices au retour d'un couvert végétal (Poulin *et al.* 2005). La restauration écologique des tourbières permet de réduire l'impact humain sur l'environnement en favorisant un éventuel retour des fonctions et de la diversité propres à ces écosystèmes. À ce jour, le développement des techniques de restauration a surtout porté sur le retour de la végétation muscinale et de réinitier la fonction d'accumulation de tourbe.

En Amérique du Nord, la restauration des tourbières vise à rétablir l'hydrologie du site et l'accumulation de biomasse végétale sur des surfaces planes par la technique de transfert de tapis muscinal (Rocheffort *et al.* 2003). Cette technique consiste à épandre la couche de diaspores comprise dans la strate muscinale provenant de tourbières naturelles et à rehausser le niveau de la nappe phréatique en créant des andains et en bloquant les canaux de drainage (Quinty et Rocheffort 2003; Rocheffort *et al.* 2003). Le

succès de cette pratique est évalué par des relevés de végétation dans les années suivant la restauration. Si cette technique fonctionne bien pour les tourbières ombrotrophes en regard du couvert végétal (González et Rochefort 2014; Rochefort *et al.* 2013; Lucchese *et al.* 2010), elle doit être adaptée pour la restauration des tourbières minérotrophes, notamment par la réintroduction de plantes graminoides (Rochefort *et al.* 2015). De plus, à court terme, la technique ne recrée pas l'hétérogénéité des habitats nécessaire au retour des diversités végétales et animales typiques des tourbières naturelles. Le présent projet s'intéresse à la diversité des arthropodes en relation avec l'hétérogénéité des habitats spécifiques aux tourbières de l'est du Canada. Plus particulièrement, l'efficacité de différentes méthodes d'aménagement des mares visant à favoriser la recolonisation par les arthropodes typiques des tourbières sera testée.

Les mares sont des habitats fréquents des tourbières naturelles de l'est du Canada. Plusieurs espèces végétales (Fontaine *et al.* 2007) et animales (Larson et House 1990; Rosenberg et Danks 1987) leur sont associées, ce qui fait qu'elles contribuent à la biodiversité des écosystèmes tourbeux. Les mares sont aussi visitées par des oiseaux migrateurs (Desrochers 2001) et des amphibiens (Mazerolle 2005). Dans les tourbières industrielles, ces habitats sont drainés et asséchés pour permettre l'extraction de la tourbe. De plus en plus, les projets de restauration de tourbières incluent la création de mares artificielles, mais cette pratique en est encore à ses débuts. La fonctionnalité écologique des mares artificielles et leur contribution à la biodiversité des tourbières en restauration ont rarement été évaluées.

Cependant, certains aspects de l'aménagement des mares ont été étudiés, le principal aspect étant la végétation. Au Québec, Fontaine et collègues (2007) et Fontaine (2008) ont montré que les berges de mares aménagées dans un bog en restauration ne sont pas spontanément recolonisées par une végétation typique de berges de mares. Poulin et collègues (2011), qui ont testé différentes méthodes d'introduction de sphaignes et de plantes vasculaires en bordure de mares dans un bog en restauration, ont constaté que la méthode de transfert muscinal fonctionne bien pour les sphaignes, mais que le couvert plantes vasculaires demeure faible après 3 ans. Landrey et collègues (2012) recommandent la végétalisation des berges des mares en deux étapes : d'abord l'établissement d'un tapis de sphaigne ou d'hépatique (*Cladiopodiella fluitans* (Nees) Joerg.), ensuite les semis de plantes vasculaires. L'étude de Mazerolle et collègues (2006) est l'une des rares à avoir porté sur la faune associée aux mares dans une tourbière en restauration. Les auteurs ont observé que, quatre ans après leur aménagement, les mares avaient été colonisées par des amphibiens et des coléoptères aquatiques, mais l'abondance des deux taxons était différente celle observée en milieu naturel.

Au Royaume-Uni, dans un bog drainé puis remouillé, Peacock et collègues (2013) ont étudié l'influence de la profondeur de mares formées spontanément sur la végétation émergente. Ils ont observé une forte corrélation négative entre la profondeur et le couvert d'*Eriophorum* spp., et une faible corrélation positive entre la profondeur et le couvert de sphaigne (*Sphagnum cuspidatum* Ehrh. ex G. F. Hoffm.). Comme *Eriophorum* est associé aux dégagements de méthane (Mahmood et Strack 2011) et que *S. cuspidatum* vit en symbiose avec des organismes méthanotrophes (Raghoebarsing *et al.* 2005), ces auteurs recommandent l'aménagement de mares de plus de 0,5 m de profondeur pour que celles-ci constituent des puits de carbone ou du moins pour en diminuer les émissions en carbone. Dans une revue de littérature portant sur la fonctionnalité écologique des mares de bogs remouillés, Beadle et collègues (2015) recommandent deux choses. D'abord, la création de mares de différentes tailles pour répondre aux préférences écologiques d'un plus grand nombre d'espèces. Ensuite, ils soulignent que la restauration de sites près de plans d'eau devrait être priorisée pour que la colonisation soit plus rapide. À ce jour, des recherches ont été menées sur les mares artificielles de bogs restaurés (p. ex. Beadle *et al.* 2015; Laberge *et al.* 2015, 2013; Peacock *et al.* 2013; Landry *et al.* 2012; Fontaine *et al.* 2007; Mazerolle *et al.* 2006), mais aucune n'a porté sur les mares de fens restaurés. Par ailleurs, les projets de restauration de fens sont rares en Amérique du Nord (mais voir Rochefort *et al.* 2016; Schimelpfenig *et al.* 2014; Graf et Rochefort 2010, 2008) et ils le sont encore plus pour les mares dans ce type de tourbières.

La profondeur des mares et la végétation sur les berges sont des paramètres relativement faciles à contrôler lors de la création de ces habitats. Ces variables ont une influence sur les communautés d'arthropodes, comme cela ont montré dans la revue de littérature présentée ci-dessous. L'aménagement des mares artificielles créées dans les tourbières restaurées devrait favoriser le retour des espèces caractéristiques des tourbières. Dans le cadre de cette étude, l'effet de la profondeur et celui de la structure de différents assemblages végétaux sur la diversité des arthropodes ont été étudiés à l'intérieur et autour de mares artificielles. Les araignées (Aranaea) et les dytiques (Coleoptera : Dytiscidae) sont les arthropodes retenus pour l'analyse puisqu'ils sont connus pour être de rapides colonisateurs et qu'ils devraient présenter une abondance et une diversité permettant des comparaisons entre les traitements. Des comparaisons seront également faites avec un écosystème de référence régional dont le concept est expliqué dans la section suivante.

## **La notion d'écosystème de référence en restauration écologique**

La planification et l'évaluation d'un projet de restauration nécessitent l'utilisation d'un écosystème de référence (SERi 2004). Ce dernier peut prendre plusieurs formes : relevés paléoécologiques,

photographies aériennes, spécimens d'herbier, description du site à restaurer avant sa dégradation, etc. Les écosystèmes naturels présentent une variabilité temporelle dont il faut tenir compte en restauration. Ainsi, pour qu'un projet de restauration soit un succès, l'écosystème restauré n'est pas contraint de retrouver une structure et une composition semblable à un milieu naturel donné à un moment donné. Ce qui importe, c'est de retrouver une trajectoire menant à l'un ou l'autre des états de l'écosystème de référence. Pour éviter de poser un diagnostic erroné lors de l'évaluation du succès de restauration, il est donc nécessaire d'inclure plusieurs états possibles dans l'écosystème de référence. L'une des manières pour y arriver est de considérer plusieurs sites (Ruiz-Jaen et Aide 2005; SERi 2004). Comme il est impossible de mesurer toutes les variables qui composent et structurent un écosystème, on se concentre sur celles qui sont pertinentes en fonction du contexte. Il peut s'agir de variables abiotiques, comme l'humidité du sol et l'hydrologie, ou biotiques, comme la structure végétale et les communautés animales. En fonction des buts du projet de restauration, on préconisera certaines variables dans l'une de ces catégories, ou un mélange des deux.

Dans le cadre de ce projet, des analyses multivariées ont été privilégiées afin d'avoir des objectifs quantifiables nécessaires aux suivis écologiques et, le cas échéant, à l'évaluation du succès de restauration (Lindenmayer *et al.* 2008). La richesse spécifique et les indices de diversité sont les mesures les plus souvent utilisées dans ce contexte, mais ils ne sont pas toujours corrélés aux objectifs de restauration ni aux fonctions des écosystèmes (Vergnes *et al.* 2014; Déri *et al.* 2011). De plus, ces indices fournissent peu d'informations quant au type de répartition, de la succession et de la composition spécifique des communautés biologiques. Il est plus pertinent de comparer des assemblages d'espèces que des espèces individuelles, car ils distinguent les différents habitats des araignées (Turnbull 1973) et des dytiques (Larson 1985).

## **Le potentiel indicateur des arthropodes en restauration écologique**

Traditionnellement, la restauration écologique a été centrée sur la végétation, qui constitue à la fois le moyen et la fin (Fraser *et al.* 2015). En restauration des tourbières, on se préoccupe aussi de l'hydrologie et des flux de carbone, mais la faune a rarement fait l'objet de suivis dans ce contexte (voir néanmoins Grégoire Taillefer et Wheeler 2013; Andersen *et al.* 2013; Mazerolle *et al.* 2006; Desrochers *et al.* 1998). Pourtant, la restauration écologique a pour but ultime le retour d'un écosystème complet, ce qui inclut la faune (SERi 2004).

Les arthropodes sont les animaux les plus abondants et les plus diversifiés dans virtuellement tous les écosystèmes. Leur grande diversité est à la fois taxonomique et fonctionnelle. Ainsi, les arthropodes

occupent un grand nombre de niches et remplissent une multitude de rôles écologiques. Leur temps de génération relativement court et leur capacité de dispersion font qu'ils peuvent mettre en évidence des changements s'opérant à court terme dans un écosystème. Finalement, certains taxons sont sensibles aux changements environnementaux à une échelle fine. Ces caractéristiques en font des bioindicateurs avantageux (McGoech 1998; Finnamore 1996; Kremen *et al.* 1993) qui peuvent fournir des informations complémentaires à la végétation sur l'état d'un écosystème (Pétillon *et al.* 2014).

En milieu terrestre, les araignées (Araneae) sont des indicateurs reconnus et souvent utilisés pour les suivis écologiques (Pearce et Venier 2006; voir Riggins *et al.* 2009 pour l'utilisation d'autres arthropodes terrestres). Elles sont sensibles aux conditions environnementales de leur habitat (Ziesche et Roth 2008; Entling *et al.* 2007; Uetz 1979). Ce sont les prédateurs dominants dans la plupart des écosystèmes terrestres (Wise 1993), jouant un rôle important dans les réseaux trophiques (Schmitz *et al.* 2010; Lawrence et Wise 2004). Leur taxonomie est bien connue et assez stable (Paquin et Dupérré 2003; Dondale et Redner 1990). Les araignées ont des patrons de répartition à une échelle fine (Larrivée et Buddle 2010; Birkhofer *et al.* 2007). Pour ces raisons, elles sont souvent utilisées pour illustrer l'effet de perturbations naturelles et anthropiques (Haase et Balkenhol 2015; Larrivée *et al.* 2008; Pearce et Venier 2006; Schikora 1994) et évaluer le succès de restauration d'un milieu (Borchard *et al.* 2014; Pétillon *et al.* 2014; Cristofoli *et al.* 2010). Finalement, les araignées sont de rapides colonisateurs (Hodkinson *et al.* 2001), ce qui les rend pertinentes pour l'étude de milieux hautement perturbés comme les tourbières en restauration. Quelques échantillonnages ont déjà été menés dans des tourbières dont la tourbe a été extraite (Brodeur 1996; Blades et Marshall 1994; Koponen 1979). De façon générale, entre le milieu perturbé et le milieu naturel, il y a des différences dans l'abondance des espèces dominantes. Toutefois, au meilleur de mes connaissances, les araignées n'ont jamais fait l'objet d'un suivi dans une tourbière en restauration.

Les coléoptères aquatiques sont utilisés moins fréquemment que les araignées en tant qu'indicateurs, mais certains auteurs les ont recommandés à ce titre (Epele et Archangelsky 2012; Sánchez-Fernández *et al.* 2006). Les dytiques (Coleoptera : Dytiscidae) sont une famille de coléoptères aquatiques. Comme les araignées, leur taxonomie est établie et stable (Larson *et al.* 2000). Les adultes peuvent être identifiés à l'espèce relativement facilement, à l'exception de certains *Agabus*, dont les femelles ne peuvent l'être. Les dytiques habitent une grande variété d'habitats, où ils sont généralement abondants et diversifiés. Ils colonisent rapidement les plans d'eau (Mazerolle *et al.* 2006; Fairchild *et al.* 2000; Brown *et al.* 1997), ce qui en font d'intéressants sujets d'étude en milieux récemment restaurés. L'écologie des dytiques a fait l'objet de nombreuses études en Amérique du Nord et en Europe, de sorte que l'on connaît relativement bien les facteurs qui influencent les communautés de ces insectes (Yee 2014; Larson 2010;

Larson *et al.* 2000). De plus, certaines espèces sont spécialistes des tourbières (Larson 1987). Les araignées et les dytiques n'utilisent pas les mêmes niches écologiques. Leur utilisation conjointe comme indicateurs environnementaux est complémentaire en ce qu'elle renseigne sur différents aspects de l'écologie des mares et de l'efficacité des mesures de restauration.

Dans les écosystèmes en restauration, les espèces généralistes sont relativement abondantes par rapport aux écosystèmes qui n'ont pas subi de dégradation (Clavel *et al.* 2011). La comparaison de l'abondance relative des espèces généralistes et spécialistes d'un type d'écosystème peut être un indice de la progression d'un projet de restauration. La présence et l'abondance d'espèces indicatrices est aussi une approche qui pourrait permettre de mesurer le succès de restauration (González *et al.* 2014).

## Les arthropodes des tourbières

Au Québec, les tourbières couvrent une superficie de 161 000 km<sup>2</sup>, soit 10,6 % du territoire (Rochefort *et al.* 2011). Malgré l'importante superficie couverte par les tourbières dans la province et au Canada, on sait encore peu de choses sur les arthropodes qui y vivent, et ce, pour trois principales raisons : le manque de données, l'obstacle taxonomique et la méconnaissance des types de tourbières par les zoologistes.

D'abord, la rareté des inventaires exhaustifs dans la littérature contraint celui ou celle qui s'intéresse aux arthropodes des tourbières à comparer des relevés partiels obtenus à l'aide des différentes méthodes d'échantillonnage. En Europe, en raison d'une tradition naturaliste plus ancienne, les espèces et leur écologie sont mieux connues qu'en Amérique du Nord. Il existe tout de même quelques travaux nord-américains menés en ce sens et qui sont mentionnés ci-dessous.

Ensuite, l'identification des spécimens échantillonnés peut s'avérer difficile, voire impossible, en raison de l'absence de clefs taxonomiques fonctionnelles et d'autorités compétentes pour leur identification, ou simplement parce qu'il s'agit de taxons encore non décrits (Finnamore et Marshall 1994). C'est ce qu'on appelle l'obstacle taxonomique (*taxonomic impediment*). Il s'agit d'un problème récurrent dans certains domaines, dont l'entomologie. Les avancées techniques récentes en génétique pourraient permettre de surpasser en partie cet obstacle. À cet égard, le *barcoding* moléculaire est une approche prometteuse (Smith 2012). Une bibliothèque de *barcodes* a été créée (Ratnasingham et Herbert 2007) et certains taxons, comme les araignées du Canada (Blagoev *et al.* 2016), y ont été en bonne partie catalogués.

Finalement, les fiches des spécimens d'arthropodes conservés dans les collections portent rarement d'information précise sur le type de tourbière échantillonné (Rosenberg et Danks 1987). Les conditions

physicochimiques uniques des tourbières ombrotrophes et minérotrophes leur procurent une biodiversité différente. Or, les catégories de tourbières sont souvent galvaudées par les zoologistes. Par exemple, le terme « bog » est fréquemment utilisé pour désigner à la fois les tourbières minérotrophes et ombrotrophes, et même parfois les marais et les marécages. Ces milieux varient notamment en termes d'hydrologie et de structure et de composition végétales, des facteurs qui influencent les communautés d'arthropodes. Dans ces conditions, on ne peut se fier aux informations des collections entomologiques pour connaître avec précision les affinités écologiques des arthropodes des tourbières d'Amérique du Nord.

La majorité des données sur la diversité des arthropodes des tourbières canadiennes provient de projets de la Commission biologique du Canada. Les résultats ont été publiés dans Rosenberg et Danks (1987) pour les arthropodes aquatiques, et dans Finnamore et Marshall (1994) pour les arthropodes terrestres. Les recherches subséquentes ont surtout visé à identifier les facteurs qui structurent les communautés des arthropodes des tourbières.

### Composition et diversité

Au Canada, l'entomofaune connue est composée d'environ 55 000 espèces, dont 4000 sont aquatiques (Gagnon et Fitzgerald 2004; Danks & Rosenberg 1987). On y connaît plus de 11 000 espèces d'arachnides (Gagnon et Fitzgerald 2004; Mosquin *et al.* 1995), dont plus de 1400 espèces d'araignées (Paquin *et al.* 2010). Bien que peu de tourbières nord-américaines aient fait l'objet d'un échantillonnage intensif, certains relevés suggèrent que la diversité des arthropodes de ces milieux est grande.

Dans les tourbières, les études de Finnamore (1994) et de Blades et Marshall (1994) constituent certainement les inventaires canadiens les plus complets. Finnamore (1994) a dénombré plus de 2000 espèces d'arthropodes terrestres dans un seul fen d'Alberta en utilisant un piège Malaise et des pièges-fosses (*pan traps*). Utilisant seulement des pièges-fosses, Blades et Marshall (1994) ont quant eux dénombré près de 2500 espèces dans quatre tourbières du sud de l'Ontario (un fen, un fen pauvre, un bog non perturbé et un bog perturbé par l'extraction du dépôt tourbeux), avec une moyenne de 770 espèces par tourbière. Dans ces deux inventaires, les hyménoptères sont l'ordre le plus diversifié. Les insectes associés à des espèces végétales confinées aux tourbières, comme les inquilins de la Sarracénie pourpre (*Sarracenia purpurea* L.), contribuent aussi à la biodiversité particulière de ces écosystèmes (Giberson et Hardwick 1999; Hilton 1982).

Les araignées de quelques tourbières canadiennes ont été inventoriées (Aitchison-Benell 1994; Dondale et Redner 1994; Koponen 1994). Le nombre d'espèces varie considérablement entre les sites, allant de moins de 20 à près de 150. La famille des Linyphiidae, et plus particulièrement la sous-famille des

Erigoninae, présente la plus grande diversité. De par son abondance, la famille des Lycosidae est souvent dominante dans les échantillonnages faits au piège-fosse (Aitchison-Benell 1994; Dondale et Redner 1994). La majorité des espèces d'araignées trouvées dans les tourbières sont généralistes et une trentaine d'espèces canadiennes y seraient confinées ou étroitement associées.

Les arthropodes aquatiques des tourbières, qui vivent dans l'eau stagnante de mares et dans la tourbe saturée d'eau, sont moins diversifiés que les insectes terrestres. Il est probable que ce constat découle du fait que les échantillonnages terrestres contiennent davantage de spécimens d'espèces non résidentes des tourbières. De plus, l'écologie de certains taxons aquatiques est méconnue et leur identification à l'espèce peut être difficile, surtout au stade larvaire (Hilton 1987; Lewis 1987; Smith 1987). Avec les données disponibles pour les tourbières, on en dénombre un peu plus de 400 espèces. Plusieurs d'entre elles, comme les diptères, les odonates, les trichoptères et les éphéméroptères, sont semi-aquatiques, c.-à-d. qu'elles n'accomplissent que leur stade larvaire en milieu aquatique. D'autres espèces, comme celles de certaines familles d'hémiptères (Belostomatidae, Corixidae, Notonectidae) et de coléoptères (Dytiscidae, Hydrophilidae), sont complètement aquatiques.

Si certaines des espèces d'arthropodes trouvées dans les bogs semblent confinées à ces milieux, la majorité d'entre elles sont généralistes et se rencontrent aussi dans les fens et les marais (Spitzer et Danks 2006; Rosenberg et Danks 1987). Blades et Marshall (1994) ont trouvé une forte dominance d'espèces généralistes. Cette observation vaut pour les hémiptères (Scudder 1987), les odonates (Hilton 1987), les éphéméroptères et les trichoptères (Flannagan et MacDonald 1987). Néanmoins, dans une revue de littérature sur l'entomofaune des bogs, Spitzer et Danks (2006) ont identifié 50 espèces confinées aux bogs, et 338 généralistes. Smith (1987) a quant à lui répertorié 35 espèces d'acariens de tourbières, dont 18 associées aux bogs et cinq aux fens. On estime qu'environ 10 % des espèces d'arthropodes des tourbières y sont confinées ou fortement associées, ce qui représenterait un nombre élevé étant donné leur apparente diversité (Marshall *et al.* 1999). Aucune des 196 espèces canadiennes d'odonates ne semble confinée aux fens, tandis que 14 vivraient seulement ou majoritairement dans les bogs (Hilton 1987). Les études portant sur les coléoptères aquatiques n'ont pas trouvé d'espèces confinées aux tourbières, mais plutôt des assemblages caractéristiques de ces milieux (Alarie et Maire 1991; Larson 1987).

En résumé, les tourbières possèdent une diversité d'arthropodes importante, mais encore méconnue. Quelques espèces sont confinées aux tourbières, d'autres habitent préférentiellement les tourbières, mais la plupart sont généralistes. Il n'est pas possible de distinguer les types de tourbières, p. ex. ombrotrophe vs minérotrophe, sur la base des communautés d'arthropodes.

### *Rôles écologiques*

Malgré le fait que certains aspects de la taxonomie et de l'écologie des arthropodes des tourbières demeurent méconnus, on sait qu'ils jouent des rôles écologiques importants au sein de leur milieu, et même au-delà des limites de ce dernier. Les arthropodes des tourbières occupent des niveaux trophiques variés : phytophages, détritivores, prédateurs, parasitoïdes. Finnamore (1994) a observé une importante diversité de parasitoïdes. Blades et Marshall (1994) ont noté une structure trophique similaire pour les quatre tourbières qu'ils ont échantillonnées. Les parasitoïdes y représentaient aussi le plus grand nombre d'espèces, mais les prédateurs, surtout des araignées et des Carabidae, dominaient largement en abondance. Ensemble, les prédateurs et les parasitoïdes sont susceptibles d'exercer un contrôle des populations de leurs proies à l'intérieur et à l'extérieur des tourbières puisqu'ils sont généralistes (Lozan et al. 2011). Les phytophages, les omnivores et les détritivores constituaient une proportion moindre mais non négligeable de l'échantillon de Blades et Marshall (1994). La plupart des arthropodes qui consomment les macrophytes des milieux humides sont terrestres (Batzer et Wissinger 1996). Il a été montré que les phytophages peuvent influencer considérablement la productivité primaire des plantes aquatiques des mares, ce qui peut avoir des répercussions sur la structure et le fonctionnement de ces habitats (Setälä et Mäkelä 1991).

Les araignées sont des prédateurs généralistes abondants dans la plupart des écosystèmes (Wise 1993; Riechert & Harp 1987). En régulant les populations de proies (Nyffeler et Sunderland 2003; Symondson et al. 2002), elles contribuent à la stabilité des écosystèmes (Wise 1993), et induisent des cascades trophiques (Liu et al. 2015; Schmitz et al. 2010; Halaj et Wise 2001). Ces cascades peuvent modifier la diversité végétale et le fonctionnement des écosystèmes (Schmitz 2008a, b, 2006; Lawrence et Wise 2000; Kajak 1997). Les araignées sont parmi les premiers organismes à recoloniser les milieux perturbés (Mrzljak et Wiegled 2000; Crawford et al. 1995), où elles contribuent à enrichir le milieu en capturant dans leur toile des proies venant de l'extérieur (Hodkinson et al. 2001). Elles jouent un rôle de première importance dans les écosystèmes en restauration, qui ont des réseaux trophiques simples et qui sont, de ce fait, plus susceptibles à l'apparition de grandes populations d'insectes potentiellement nuisibles aux activités humaines.

L'un des rôles des arthropodes aquatiques qui a été le plus étudié est celui de maillon de la chaîne alimentaire. En effet, plusieurs familles d'insectes sont consommées par des oiseaux et des amphibiens (Calmé et al. 2002; Batzer et Wissinger 1996), ce qui fait de ces arthropodes un lien trophique important entre le milieu aquatique et le milieu terrestre. L'entomofaune aquatique des tourbières est dominée par les prédateurs et les détritivores (Rosenberg et Danks 1987). Les prédateurs sont principalement représentés par les Dytiscidae (Coleoptera), les Corixidae, les Notonectidae, les Belostomatidae

(Hemiptera) et les odonates (Odonata). Les larves de Dytiscidae sont particulièrement voraces et peuvent avoir un impact considérable sur la dynamique des écosystèmes aquatiques (Larson *et al.* 2000). Les détritivores sont quant à eux représentés par les larves de diptères et de trichoptères. Les détritivores peuvent avoir une grande influence sur la vitesse de décomposition des débris végétaux et ainsi modifier la productivité de l'écosystème (Klemmer *et al.* 2012).

L'importance des rôles écologiques joués par les arthropodes des tourbières montre qu'il est pertinent d'étudier ceux-ci et de les intégrer dans la planification et le suivi des projets de restauration. Leurs rôles dans le contexte particulier de la restauration écologique méritent d'être investigués davantage. Par exemple, il serait intéressant de quantifier l'apport en nutriments disponibles issus des captures dans les toiles d'araignées dans les tourbières récemment restaurées.

### *Facteurs déterminant la répartition des communautés d'arthropodes*

Différentes théories ont été élaborées pour expliquer les patrons de biodiversité, cette dernière étant définie ici par la répartition et l'abondance des espèces. Divers facteurs d'origine biotique et abiotique peuvent influencer les patrons de biodiversité des communautés d'arthropodes. L'importance de ceux-ci varie selon le taxon, l'échelle spatiale et le milieu à l'étude.

Selon la théorie des niches, les espèces ont des affinités écologiques différentes et sont réparties dans un environnement hétérogène selon ces affinités (Hutchinson 1957). La composition et la structure des communautés biologiques découlent de ces différences. Plus récemment, Hubbell (2001, 1997) a proposé la théorie neutre, selon laquelle toutes les espèces sont écologiquement équivalentes, leur répartition étant régie par des processus stochastiques comme l'extinction, l'immigration et la spéciation. La théorie neutre a rapidement intéressé les écologistes par la simplicité de ses prémisses et sa capacité à prédire adéquatement certains patrons dans les communautés naturelles (He 2005; Hubbell 2005; Bell 2001). Il a été proposé que la théorie neutre et celle des niches ne soient pas exclusives, mais plutôt complémentaires dans leur application, l'importance de chacune dépendant de l'échelle spatiale considérée (Gravel *et al.* 2006; Leibold *et al.* 2004). Par exemple, la théorie des métacommunautés propose quatre cadres conceptuels, qui incluent à la fois la variabilité de l'habitat et des processus stochastiques pour appréhender la dynamique des communautés (Holyoak *et al.* 2005). Tous ces mécanismes pourraient être à l'œuvre dans les communautés naturelles, mais avec une importance variant selon le contexte et les espèces (Verberk *et al.* 2010).

## Échelle spatiale

Les facteurs déterminant la diversité des araignées varient en fonction de l'échelle spatiale. À l'échelle locale, les facteurs microenvironnementaux, comme la structure de l'habitat, l'humidité, la luminosité au sol et la température, sont les plus importants (Horváth *et al.* 2015; Larrivée *et al.* 2005; DeVito *et al.* 2004; Rypstra *et al.* 1999; Wise 1993; Uetz 1979). À l'échelle régionale, le climat, la structure de la végétation et sa composition seraient les principaux facteurs (Jiménez-Valverde *et al.* 2010; Larrivée et Buddle 2010; Bowden et Buddle 2010; Schaffers *et al.* 2008; Jiménez-Valverde et Lobo 2007). À l'échelle continentale-globale, ce sont la latitude et le climat qui auraient la plus grande influence (Whitehouse *et al.* 2009; Finch *et al.* 2008). Dans une méta-analyse, Entling et collègues (2007) ont toutefois apporté des preuves substantielles témoignant de l'importance des facteurs microenvironnementaux à l'échelle continentale.

La plupart des dytiques vivent dans des mares et des étangs. La stabilité de leur habitat est un facteur déterminant pour la structure de leurs assemblages (Jeffries 2005; Lundkvist *et al.* 2001). Dans les mares permanentes, la structure physique formée par la végétation et le substrat (pierres, tourbe, feuilles) et la vitesse d'écoulement de l'eau (Cooper *et al.* 2005; Larson 1985) exercent une grande influence. D'autres auteurs ont toutefois mesuré un effet plus important de la physicochimie de l'eau (Juliano 1991).

## Facteurs biotiques

Les facteurs biotiques ayant une influence sur la répartition et l'abondance des espèces sont nombreux; pensons à toutes les interactions interspécifiques qui favorisent ou limitent la coexistence des espèces dans un milieu donné. Je me limiterai toutefois à deux d'entre eux qui sont particulièrement importants en restauration écologique : la végétation et le mode de dispersion.

### *Végétation*

La végétation, par sa structure et sa composition, influence directement et indirectement les assemblages d'arthropodes. Qu'elle soit vivante ou morte, elle procure ressources alimentaires et habitats à un grand nombre d'espèces. La composition et la structure végétales ont des effets différents, mais sont toutes deux positivement corrélées à la diversité des insectes (Kirkman *et al.* 2012; Lawton 1983) et des araignées (Ziesche et Roth 2008; Langellotto et Denno 2004; Schwab *et al.* 2002; Sunderland et Samu 2000), en milieu naturel comme en milieu restauré (Borchard *et al.* 2014). Pour les araignées, à une échelle spatiale fine, la structure a une plus grande influence que la composition (Gibson *et al.* 1992).

En milieu aquatique, les arthropodes sont influencés par la végétation aquatique (macrophytes et algues), par la végétation flottante et par celle sur les berges du plan d'eau. Tolonen et collègues (2003) ont observé une plus grande abondance d'invertébrés prédateurs à travers une dense végétation que dans les eaux libres des milieux lacustres. La structure végétale a une grande influence sur les assemblages de différents taxons d'insectes aquatiques en milieu naturel (Bloechl *et al.* 2010; de Szalay et Resh 2000), mais cette influence serait moindre en milieu restauré (Mazerolle *et al.* 2006). Plusieurs familles de coléoptères aquatiques pondent dans, sur, ou à travers la végétation des berges (Merritt *et al.* 2008). Il pourrait s'agir d'un mécanisme par lequel la structure de la végétation hors de l'eau influence les assemblages de certains arthropodes aquatiques. L'ombre causée par la végétation sur les étangs peut aussi être un facteur important pour la structure des assemblages de dytiques (Lundkvist *et al.* 2001), probablement en raison de son effet sur la température.

### *Dispersion*

Les espèces dont la dispersion se fait sur de courtes distances et à une fréquence faible sont peu susceptibles de recoloniser un écosystème en restauration. Les tourbières étant très isolées dans certaines régions du Québec (Poulin *et al.* 2002), certains arthropodes de tourbières pourraient ne pas être en mesure de recoloniser une tourbière en restauration dans l'une d'elles. La technique de transfert muscinal utilisée pour la restauration des tourbières en Amérique du Nord introduit des diaspores d'arthropodes en même temps que des diaspores végétales. Toutefois, les résultats d'un échantillonnage terrestre mené par Grégoire Taillefer et Wheeler (2013) suggèrent que cette source ne suffit pas pour retrouver une communauté d'invertébrés comparable à celle de l'écosystème de référence. Il est recommandé d'inoculer directement des invertébrés dans les milieux humides en restauration pour favoriser la recolonisation par les espèces à faible dispersion (Brady *et al.* 2002; Brown *et al.* 1997).

Pour se disperser, les araignées utilisent la voie terrestre, en marchant, et la voie aérienne, par *ballooning*. Le *ballooning* est un mode de dispersion passif qui consiste à se laisser emporter par le vent (voir Bell *et al.* 2005 pour plus de détails). Il permet de parcourir des distances considérables, jusqu'à des centaines, voire des milliers de kilomètres. Les grandes espèces d'araignées sont davantage portées à se disperser de cette manière avant d'atteindre la maturité, tandis que les petites espèces le font peu importe leur stade de vie (Larrivée et Buddle 2008). La fréquence et la distance de *ballooning* sont négativement corrélées à la spécialisation de l'habitat des espèces et à la rareté de cet habitat (Bonte *et al.* 2003; Greenstone 1982). Ce dernier constat implique que la recolonisation par les araignées spécialistes de tourbières sera plus longue dans les tourbières en restauration isolées.

La plupart des espèces de dytiques peuvent voler pour coloniser de nouveaux habitats. La capacité à voler varie entre les espèces, les populations et les saisons (Bilton 1994). Les espèces associées aux milieux stables, par exemple les mares de bogs, sont rarement observées en vol relativement aux espèces associées aux milieux instables, comme les étangs temporaires. Ceci suggère que les dytiques associés aux milieux stables volent moins fréquemment, et sont donc moins susceptibles de coloniser de nouveaux habitats (Larson *et al.* 2000). D'autres espèces se dispersent très fréquemment et sont pratiquement ubiquistes; on les trouve dans une variété de plans d'eau. Au contraire, certaines espèces semblent incapables de voler. Ces dernières doivent coloniser d'autres habitats par la voie terrestre et sont ainsi plus limitées car leurs pattes ne sont pas adaptées à la locomotion terrestre.

### Facteurs abiotiques

De nombreux facteurs abiotiques influencent les communautés d'arthropodes, car les espèces ont des exigences écologiques particulières. En plus de ces facteurs eux-mêmes, leur variabilité dans le temps et dans l'espace peut aussi être déterminante pour la structure des communautés (Kolasa et Romanuk 2005).

#### *Dimension de l'habitat*

En général, le nombre d'espèces augmente avec la dimension de l'habitat (Kruess et Tschamtkke 2000; Spencer *et al.* 1999; Ward et Blaustein 1994). Les habitats plus grands soutiennent de plus grandes populations, contiennent des microhabitats plus diversifiés et sont plus stables (Hart et Horowitz 1991; Connor et McCoy 1979). Ces caractéristiques pourraient expliquer la relation entre la dimension de l'habitat et la richesse spécifique.

Certains auteurs ont mesuré une forte corrélation positive entre la richesse spécifique des dytiques et la dimension des mares (Nilsson et Svensson 1995), tandis que d'autres n'ont trouvé aucune corrélation (Kirkman *et al.* 2012). La nature de cette relation semble largement dépendre du contexte. Toutefois, la dimension influence la composition des assemblages de dytiques. Il existe une corrélation positive entre la dimension des mares et la taille des espèces qui y vivent (Hannigan et Kelly-Quinn 2012; Foster 1995; Larson 1990, 1987). Les petites espèces, qui atteignent plus rapidement la maturité, dominent généralement les petites mares alors que les espèces plus grandes sont souvent confinées aux grandes mares où l'on retrouve de grandes quantités de proies pour les larves.

Les assemblages d'araignées sont également influencés par la dimension de l'habitat. Mader (1984) a observé une plus grande proportion d'espèces généralistes dans les plus petites parcelles d'une matrice fragmentée par des routes et des champs. Bonte et collègues (2002) ont mesuré une corrélation positive

entre la dimension de l'habitat et le nombre d'espèces d'araignées indicatrices, et une corrélation négative avec la stabilité des assemblages.

### *Hydrorégime*

L'hydrorégime comprend la profondeur du plan d'eau, l'hydropériode (durée d'immersion), le moment, la fréquence et la prédictibilité d'immersion. Ces caractéristiques d'un plan d'eau sont autant de filtres écologiques qui ont des effets différents sur les espèces qui y vivent.

Dans les étangs temporaires, la diversité et l'abondance des arthropodes est en général positivement corrélée à la longueur de l'hydropériode (Chessman et Hardwick 2014; Batzer 2013; Vanschoenwinkel *et al.* 2009). Les dytiques présentent le même patron (Lundkvist *et al.* 2001; Eyre *et al.* 1992). Cette relation s'explique par le fait qu'une hydropériode plus longue laisse plus de temps pour la colonisation par différentes espèces. De même, la prédation augmente aussi avec la durée d'immersion (Schneider et Frost 1996). L'hydrorégime a donc des effets directs et indirects.

Il existe toutefois des espèces associées aux courtes durées d'immersion (Chessman et Hardwick 2014). Certaines de ces espèces sont dépendantes de cet hydrorégime instable et tendent à disparaître si la période d'inondation se prolonge (Neckles *et al.* 1990). Ainsi, les mares temporaires contribuent à la biodiversité à différentes échelles selon le contexte (Collinson *et al.* 1995). Lors d'une sécheresse, les dytiques s'enfouissent dans les sédiments pour entrer en estivation ou se déplacent vers des milieux qui ne sont pas asséchés (Dietz-Brantley *et al.* 2002). Dans un bog bombé de Terre-Neuve, Larson et House (1990) ont noté que les dytiques associés aux petites mares demeurent sur place en cas de sécheresse, attendant les prochaines précipitations pour reprendre leur activité. Dans les tourbières naturelles, le substrat tourbeux demeure humide, protégeant les organismes de la dessiccation. Le moment d'immersion a aussi une influence sur la composition des communautés d'arthropodes, en raison de différences phénologiques entre les espèces, qui ne se dispersent pas toutes au même moment (Kneitel 2014).

Dans les tourbières restaurées, la nappe phréatique est plus variable que dans les tourbières naturelles (Malloy et Price 2014; McCarter et Price 2013). Pour persister malgré cette contrainte, les organismes vivant dans les mares qui s'assèchent peuvent se réfugier dans des mares aménagées plus profondes ou bien dans un milieu naturel adjacent, si ceux-ci sont disponibles. Dans le contexte de ce projet, cette variabilité devrait se refléter dans la dimension de l'habitat, en l'occurrence la profondeur et la superficie des mares.

### *Microclimat*

À une échelle spatiale fine, les tourbières présentent un éventail de microclimats. Ces derniers varient en termes de température, d'humidité et de luminosité. Des gradients de ces variables sont notamment dus à la microtopographie et à la végétation. Ils sont exploités par des espèces aux affinités écologiques différentes et ont donc une influence sur la composition et la structure des communautés d'arthropodes.

### *Humidité du substrat*

Dans les tourbières en restauration, la nappe phréatique est plus basse et moins stable que dans les tourbières naturelles (McCarter et Price 2013). Il en va de même pour l'humidité du substrat (Malloy et Price 2013). Les gradients d'humidité engendrent des patrons de répartition à une échelle fine chez les arthropodes (DeVito *et al.* 2004; Graham *et al.* 2003; Turnbull 1973). En effet, certaines espèces d'araignées sont associées à l'humidité, tandis que d'autres l'évitent, souvent pour des raisons comportementales. Par exemple, la lycose *Pirata piraticus* (Clerck) est connue pour préférer un niveau d'humidité plus élevé que d'autres espèces de cette famille (Nørgaard 1951).

### *Luminosité*

La luminosité influence la température et l'humidité et ces trois variables sont souvent corrélées. Certains auteurs ont mesuré une influence de la luminosité sur la structure des communautés de certains arthropodes (Buchholz 2010; Entling *et al.* 2007; Matveinen-Huju 2004). Même la pollution lumineuse causée par les installations humaines aurait une influence sur les communautés d'araignées (Meyer et Sullivan 2013). À l'échelle de l'espèce, des araignées modifient leur comportement en fonction de la luminosité pour augmenter ou diminuer leur température interne. C'est notamment le cas de certaines espèces de la famille des Araneidae, qui orientent leur corps et leur toile en fonction de l'angle d'incidence des rayons du soleil (Robinson et Robinson 1974; Krakauer 1972).

## Objectifs et hypothèses

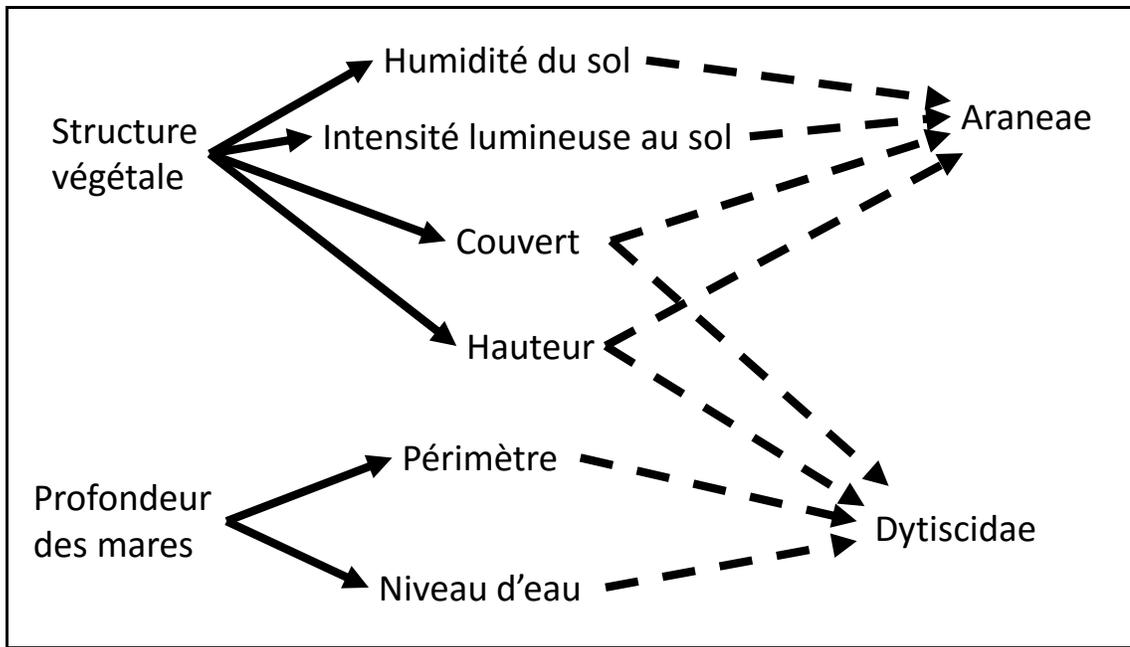
L'objectif de ce projet est de déterminer comment aménager la végétation et la profondeur des mares artificielles dans les tourbières en restauration pour favoriser une trajectoire écologique menant à des communautés d'arthropodes représentatives des écosystèmes de référence de la région. Pour y arriver, les sous-objectifs suivant ont été définis :

1. caractériser les assemblages d'araignées (ordre : Araneae) et de dytiques (famille : Dytiscidae) associés aux mares restaurées naturelles et nouvellement aménagées de tourbières minérotrophes du Bas-Saint-Laurent;
2. caractériser les mares aménagées et naturelles de tourbières restaurées et naturelles en mesurant les variables environnementales susceptibles d'influencer les assemblages de ces deux taxons.

Les hypothèses testées sont les suivantes :

1. Les assemblages de dytiques et d'araignées varient en fonction de la structure végétale et de la profondeur des mares.
  - Les mares aménagées dont la végétation sera la plus similaire à celle de l'écosystème de référence présenteront aussi les assemblages d'arthropodes les plus similaires.
  - Les assemblages de dytiques des mares profondes aménagées seront plus semblables à l'écosystème de référence car elles sont plus stables en termes de présence d'eau libre en permanence.

La Figure 1 illustre les variables à l'étude et leurs liens connus et présumés. L'influence directe de la structure végétale est déclinée en deux aspects : le couvert végétal et la hauteur des strates. L'influence indirecte est représentée par l'humidité du sol et l'intensité lumineuse. Quant à elle, l'influence de la profondeur a été étudiée sur les assemblages de dytiques seulement. L'influence de la profondeur est aussi déclinée en deux aspects : le périmètre et le niveau d'eau des mares.



**Figure 1** Schéma conceptuel reliant les variables environnementales mesurées entre elles et aux taxons à l'étude. Les flèches pleines représentent les relations connues et les flèches pointillées représentent les relations à l'étude.

# Matériel et méthodes

## Site d'étude

Le principal site d'étude est la tourbière en restauration de Bic-Saint-Fabien (BSF) située à l'ouest de Rimouski, dans la région du Bas-Saint-Laurent, au Québec. Avant qu'elle soit utilisée pour l'extraction de la tourbe, il s'agissait d'un bog bordé d'un fen et d'une pinède. La portion ombrotrophe a d'abord été exploitée entre 1946 et 1970 par la coupe par blocs (*block cut*) et ensuite par aspiration de la tourbe jusqu'en 2000. Une fois les activités de récolte terminées, la tourbe résiduelle présentait des caractéristiques minérotrophes (Vitt *et al.* 1995), avec un pH de  $6,1 \pm 0,3$  (moyenne  $\pm$  écart-type) et une conductivité corrigée de  $334 \pm 158 \mu\text{S cm}^{-1}$  (Rocheffort *et al.* 2016). Le site a été restauré en 2009 par la méthode de transfert muscinal (Rocheffort *et al.* 2003) avec du matériel végétal prélevé d'un fen avoisinant.

Quatre autres fens naturels de la même région ont été désignés comme écosystème de référence (voir Tableau 1). Ces sites ont été choisis en raison de leur proximité par rapport au site restauré et de la présence de mares naturelles. Les mares de l'écosystème de référence sont plutôt permanentes, c'est-à-dire que l'eau y est présente pendant la majorité de l'été. Les espèces végétales dominantes de ces quatre fens apparaissent dans le tableau 1. Une liste plus exhaustive de leurs communautés végétales apparaît dans le rapport de Rocheffort et collaborateurs (2015).

**Tableau 1** Caractéristiques des tourbières où les mares ont été étudiées.

État	Site	Localité	Coordonnées	Altitude (m)	N <sup>1</sup>	Espèces végétales dominantes
Naturel	Fen Frali	St-Simon	48°14'N 68°60'O	100	4	<i>Scirpus validus</i> , <i>Myrica gale</i>
Naturel	Lac Caouette	St-Simon	48°14'N 68°58'O	185	4	<i>Scirpus validus</i> , <i>Myrica gale</i> , <i>Chamaedaphnea calyculata</i> , <i>Sphagnum</i> sp.
Naturel	Lac Plourde	St-Narcisse	48°17'N 68°26'O	212	4	<i>Nuphar variegata</i> , <i>Sphagnum</i> sp.
Naturel	Lac des Iris	St-Mathieu-de-Rioux	48°13'N 68°57'O	150	4	<i>Scirpus validus</i> , <i>Scorpidium cossonii</i>
En restauration	Bic-Saint-Fabien	St-Fabien	48°19'N 68°50'O	115	21	voir Tableau 2

<sup>1</sup>Nombre de mares échantillonnées.

## Dispositif expérimental

Dans le but de vérifier l'influence de l'aménagement des mares sur les assemblages d'arthropodes, 15 mares ont été creusées au printemps 2010. Ces mares ont été creusées à l'aide d'une petite pelle mécanique dans la portion restaurée de la tourbière de BSF et leurs berges ont été revégétalisées (Figure 2). De forme carrée et de périmètre similaire, toutes présentent trois côtés abrupts et un côté dont la pente a été adoucie. Elles sont toutes adjacentes à un andain, qui a été construit en aval pour favoriser la rétention de l'eau. Les mares de BSF étaient réparties à l'intérieur d'une zone d'un peu moins de 1 km<sup>2</sup>. La distance entre les mares de BSF varie entre environ 10 m et quelques centaines de mètres. Aucune mare voisine n'avait le même traitement. Il est assumé que les araignées se déplacent rarement au-delà d'un rayon de 10 m autour de leur lieu d'éclosion (Samu *et al.* 2003). Des plantes ont été manuellement introduites sur trois des quatre côtés de leurs berges, excluant le côté de l'andain. Les mares aménagées ont une superficie moyenne approximative de 2 m<sup>2</sup> et un périmètre moyen variant entre 5 et 10 m.

Au printemps 2013, six nouvelles mares ont été creusées pour servir de témoin sans revégétalisation et cela jusqu'à 3 m des bordures de mares. Ces mares sont appelées « non revégétalisées » dans le reste du document. Contrairement aux mares revégétalisées, ces six mares ont été creusées à la main et sont donc moins creuses. Il est évident que le fait d'avoir creusé ces mares plus tard que les autres a un effet sur le temps dont les arthropodes ont disposé pour les recoloniser. Toutefois, comme ces mares s'insèrent dans une matrice en restauration, la différence de durée a été considérée comme négligeable.

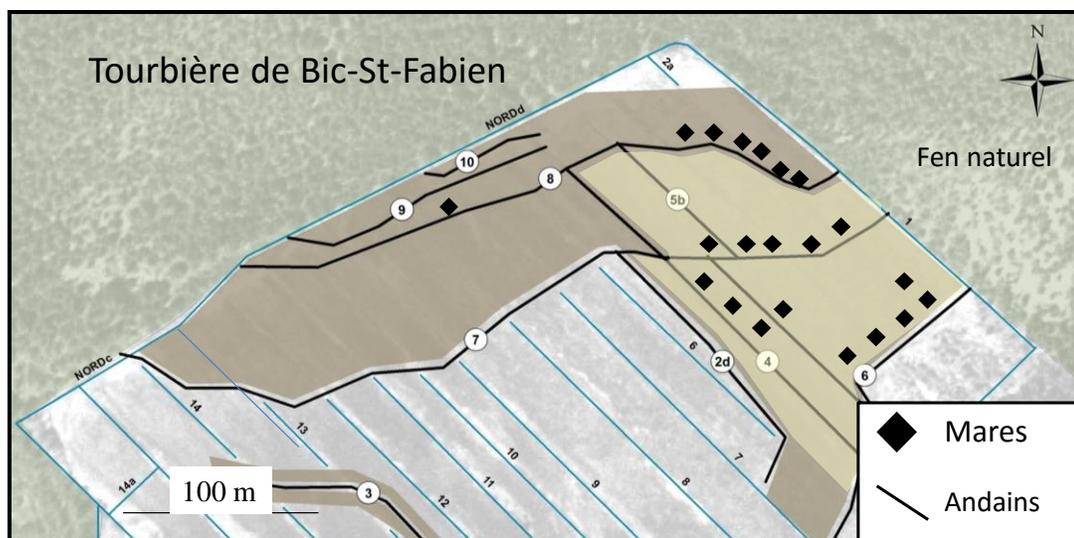


Figure 2 Répartition des mares de la tourbière en restauration de Bic-Saint-Fabien.

Les mares aménagées se répartissent en deux classes de profondeurs : profondes (20 cm d'eau en moyenne) et peu profondes (<10 cm d'eau en moyenne). Ces profondeurs correspondent sensiblement à ce qui est connu pour les mares de fens (Arlen-Pouliot 2009). Trois types de végétation structurellement différents ont été plantés : plantes graminoides, mousses et arbustes (voir Tableau 2). Une végétation de type graminoides a été aménagée autour des mares peu profondes, alors qu'une végétation arbustive a été associée aux mares profondes. Une végétation muscinale a été implantée autour des mares des deux classes de profondeur. Cette répartition est justifiée par le fait que, dans les tourbières naturelles, les mares profondes sont généralement bordées d'arbustes et de mousses, alors que les mares peu profondes sont généralement bordées d'un assemblage de mousses et de *Carex* (observations personnelles). Le Tableau 2 résume les combinaisons de végétation et de profondeur retenues. Toutes les combinaisons ont été répliquées quatre fois, sauf la combinaison « peu profonde avec mousse » qui a été répliquée trois fois, et les mares non revégétalisées qui sont au nombre de six.

Finalement, les mares des quatre tourbières naturelles composant l'écosystème de référence présentaient une profondeur ( $19 \pm 10$  cm) et une dimension ( $18 \pm 5$  m) variables. Leurs berges étaient toutes recouvertes de végétation composée d'un tapis de mousses partiellement couvert par des arbustes ou des plantes graminoides, ou un mélange des deux. Les détails de leurs caractéristiques sont présentés dans la section Résultats. L'annexe 7 présente une vue d'ensemble des quatre sites de référence.

**Tableau 2** Combinaisons de traitements de profondeur et de revégétation des mares du fen en restauration de Bic-Saint-Fabien.

Profondeur	Structure végétale	Espèces végétales introduites <sup>1</sup>	Nombre de mares
Peu profonde	Graminoïde	<i>Carex aquatilis</i> , <i>C. utriculata</i> , <i>C. lacustris</i> , <i>Scirpus validus</i>	4
Peu profonde	Mousse	<i>Campylium stellatum</i> , <i>Scorpidium cossonii</i>	3
Profonde	Arbuste	<i>Chamaedaphne calyculata</i> , <i>Aronia melanocarpa</i> , <i>Myrica gale</i> , <i>Potentilla fruticosa</i>	4
Profonde	Mousse	<i>Campylium stellatum</i> , <i>Scorpidium cossonii</i>	4
Peu profonde	Non revégétalisé	Aucune	6

<sup>1</sup>Plantées manuellement lors de la création des mares.

## Dimensions des mares

En 2014, le périmètre et la profondeur des mares aménagées et naturelles ont été mesurés à deux reprises, soit au printemps et à la fin de l'été. Le périmètre a été mesuré le long de la ligne des eaux. La profondeur a été mesurée en neuf points à l'aide d'un bâton gradué déposé au fond des mares. Un

morceau de plastique plat d'environ 15 cm<sup>2</sup> a été cloué à l'extrémité du bâton pour éviter que ce dernier ne s'enfonce dans la tourbe au fond de l'eau et fausse les données.

### Caractéristiques physicochimiques de l'eau des mares

Pour caractériser les sites d'échantillonnage, le 6 août 2013, le pH, la conductivité et la température de l'eau des mares ont été mesurés à l'aide d'un pH-mètre/conductimètre (Combo, Hanna Instruments). Des échantillons d'eau ont aussi été recueillis dans les mares de chaque site pour analyses physicochimiques en laboratoire (carbone organique dissous ou COD, P, Ca, Mg, Fe, Mn, K, Na, N/NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N/NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup>, P/PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>). Les analyses ont été faites par le laboratoire du Département des sciences du bois et de la forêt de l'Université Laval. Le jour où les échantillons d'eau ont été prélevés, certaines mares, à BSF et dans les sites de référence, étaient à sec ou trop peu remplies pour pouvoir y prélever un échantillon d'eau libre. Il n'y a donc aucune donnée physicochimique pour ces mares. Les résultats des analyses sur les échantillons d'eau sont présentés dans le Tableau 3.

**Tableau 3** Physicochimie de l'eau des mares échantillonnées. Moyenne  $\pm$  écart-type pour les différents sites.

Paramètre (mg/L)	Restauré BSF	Référence			
		Caouette	Frali	Iris	Plourde
COD	30,5 $\pm$ 6	21,3 $\pm$ 17	69,2	10,6 $\pm$ 2	24,7 $\pm$ 9
Ca	7,8 $\pm$ 2	15,1 $\pm$ 6	18,9	22,8 $\pm$ 5	27,2 $\pm$ 5
Mg	1,6 $\pm$ 0,4	1,7 $\pm$ 0,8	9,0	1,6 $\pm$ 0,4	7,0 $\pm$ 0,5
Fe	0,05 $\pm$ 0,04	0,18 $\pm$ 0,17	< D.L.	< D.L.	< D.L.
Mn	< D.L.	0,02 $\pm$ 0,01	< D.L.	0,004 $\pm$ 0,003	< D.L.
K	0,5 $\pm$ 0,2	1,3 $\pm$ 1,1	2,2	0,5 $\pm$ 0,1	0,7 $\pm$ 0,5
Na	5,4 $\pm$ 2,8	8,2 $\pm$ 9,3	13,7	3,4 $\pm$ 0,6	1,7 $\pm$ 0,6
N/NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,10 $\pm$ 0,24	0,15 $\pm$ 0,07	< D.L.	0,12 $\pm$ 0,05	0,21 $\pm$ 0,16
N/NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,007 $\pm$ 0,005	0,02 $\pm$ 0,01	0,001	0,04 $\pm$ 0,03	0,007 $\pm$ 0,007
Cl <sup>-</sup>	6,0 $\pm$ 2,4	3,1 $\pm$ 1,2	19,5	2,5 $\pm$ 0,2	2,8 $\pm$ 0,7
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0,10 $\pm$ 0,24	0,15 $\pm$ 0,7	0,019	0,12 $\pm$ 0,05	0,21 $\pm$ 0,16
P/PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	< D.L.	< D.L.	< D.L.	< D.L.	< D.L.
pH	7,5 $\pm$ 0,4	8,5 $\pm$ 0,2	9,2	8,4 $\pm$ 0,1	7,9 $\pm$ 0,6
Conductivité électrique ( $\mu$ S)	172 $\pm$ 94	184 $\pm$ 112	197	199 $\pm$ 9	279 $\pm$ 29

D.L. (seuil de détectabilité) : P = 0,0076 mg/L; Fe=0,0046 mg/L; Mn = 0,0014 mg/L; N/NH<sub>4</sub><sup>+</sup> = 0,92  $\mu$ g/L; P/PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> = 0,049 mg/L.

## Méthodes d'échantillonnage des arthropodes

Deux méthodes d'échantillonnage ont été utilisées pour capturer les arthropodes sur les berges et dans les mares : le piège-fosse pour les araignées et la nasse pour les dytiques. L'épuisette a été essayée mais n'a pas été retenue en raison de l'importante quantité de tourbe qui réduisait considérablement la détectabilité des petits dytiques dans les échantillons. Le piège-fosse et la nasse fournissent des échantillons qui témoignent de l'activité-densité des spécimens récoltés davantage que de la densité *per se* (Klecka et Boukal 2011; Maelfait et Baert 1975). Ils procurent néanmoins une bonne estimation du nombre d'espèces des communautés d'araignées associées au sol (Uetz et Unzicker 1976). De plus, ce projet visait à comparer l'effet du microhabitat sur les assemblages d'araignées, et non sur la richesse spécifique totale. Ainsi, même si la nasse et le piège-fosse tendent à sous-estimer certaines espèces, leur utilisation permet néanmoins de répondre aux objectifs de cette étude.

## Araignées : pièges-fosses

L'échantillonnage des araignées a été mené à l'aide de pièges-fosses. Les pièges utilisés consistaient en deux verres de plastique transparent (profondeur : 10,6 cm; diamètre supérieur : 7,8 cm) insérés l'un dans l'autre et placés dans le sol. Ils furent introduits dans des trous creusés à l'aide d'une tarière manuelle et enfouis de manière à ce que l'ouverture soit à ras le sol. Puisque dans les tourbières la nappe phréatique est souvent près du niveau du sol, des tiges d'acier en forme de L ont été plantées à côté des verres de façon à les empêcher d'être délogés de leur trou. Pour réduire l'accumulation d'eau des précipitations et de débris déplacés par le vent dans les pièges, l'ouverture de ceux-ci était abritée par une assiette de carton, maintenue à environ 5 cm du sol par des tiges de métal (Martin 1983). Les pièges étaient remplis au tiers d'un liquide de préservation composé de propylène glycol et d'eau, avec quelques gouttes de détergent pour briser la tension de surface. Le propylène glycol a l'avantage d'être non toxique, de s'évaporer très lentement et de préserver les spécimens qui s'y noient en inhibant la croissance des microorganismes. Lors de la récolte, seul le verre supérieur était retiré pour être vidé avant d'être remis en place. Le contenu des pièges a été filtré sur le terrain à l'aide d'un tamis dont les mailles carrées faisaient 0,841 mm de côté. Les spécimens étaient entreposés dans des pots de polyéthylène remplis d'une solution d'éthanol à 70 %, puis triés et identifiés en laboratoire. Le propylène glycol a été récupéré et déposé au garage local.

Des lignes de six pièges-fosses ont été disposées sur la rive la moins escarpée de chaque mare artificielle. Séparés les uns des autres par environ 40 cm, tous ont été posés sensiblement à environ 50 cm de la ligne des eaux. Les fens à mares composant l'écosystème de référence présentaient une végétation hétérogène. Pour s'assurer de mesurer l'effet de la structure végétale sur les assemblages d'araignées, les pièges-fosses ont été disposés en fonction des différents types de végétation et la distance entre les pièges-fosses et les mares ne dépassait pas une dizaine de mètres. Dans chacun de ces sites, quatre lignes de six pièges ont été disposées sur 2,5 m dans différents types de végétation, c.-à-d. à dominance d'arbustes, de plantes graminoides hautes, de plantes graminoides basses ou de mousses, de façon à capter la variabilité naturelle de la structure végétale.

Au cours de l'été 2013, trois échantillonnages totalisant 25 jours ont été faits avec les pièges-fosses (en juin, juillet et août) à BSF seulement. Plusieurs araignées immatures ont été récoltées en juillet et en août, ce qui est problématique car elles ne sont pas identifiables à l'espèce à ce stade. Pour cette raison, la période d'échantillonnage s'est concentrée sur le pic d'activité des araignées matures l'année suivante. Ainsi, au cours de l'été 2014, un échantillonnage continu de 28 jours a été mené entre le 20 juin et le 18 juillet dans les écosystèmes en restauration et de référence. Pendant cette période, les pièges-fosses ont été vidés à chaque semaine. Les données de 2013 pour BSF n'ont pas été comparées directement

aux données de 2014 pour l'écosystème de référence étant donné la différence dans la période d'échantillonnage. Toutefois, les données de 2013 ont été utilisées dans le calcul de l'indice IndVal.

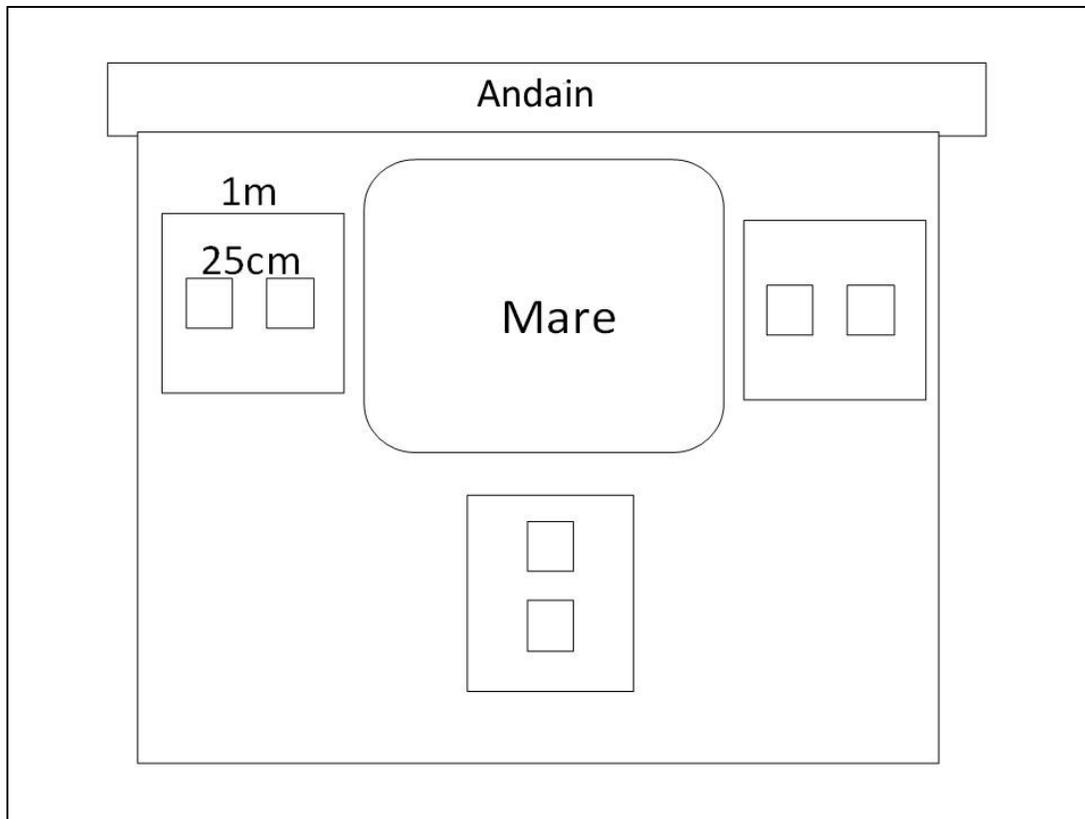
### Dytiques : Nasses

Pour l'échantillonnage des dytiques, la nasse a été choisie en raison de la simplicité de son utilisation. La nasse s'apparente au « piège d'activité » (*activity trap*) que Klecka et Boukal (2011) ont comparé à d'autres méthodes pour l'échantillonnage des coléoptères aquatiques. Ces auteurs ont constaté que le piège d'activité permet de trouver plus d'espèces que le piège lumineux, l'épuisette et le « piège boîte » (*box trap*). La nasse a déjà été utilisée pour l'échantillonnage d'insectes aquatiques dans les mares de bogs naturels et restaurés (Mazerolle *et al.* 2006). Les nasses utilisées, en forme de prisme à base carrée, faisaient 46 cm par 25 cm et comportaient deux entrées circulaires de 10 cm<sup>2</sup>. Les mailles du filet de plastique étaient de 4,8 mm<sup>2</sup>. Une bouée a été attachée à chacune d'elle à l'aide d'une longue corde pour faciliter leur repêchage. Une seule nasse a été disposée dans chaque mare, aménagée ou naturelle.

En 2013, l'échantillonnage des dytiques a commencé le 11 juin et s'est terminé le 7 août. En 2014, il s'est échelonné du 7 au 15 juillet. L'effort d'échantillonnage pour chaque mare est indiqué dans l'annexe 1. Les nasses étaient déposées au fond des mares, puis repêchées et vidées sur le terrain le lendemain ou le surlendemain. Lorsque présents, les vertébrés (amphibiens et poissons) ont été dénombrés et remis à l'eau. Le nombre d'échantillons a varié entre les mares, étant donné que le niveau d'eau dans certaines d'entre elles était parfois trop bas. Les mares dans lesquelles aucun dytique n'a été observé ont été exclues des analyses. Les invertébrés ont été entreposés dans des fioles de verre remplies d'une solution d'éthanol 70 % et ont été identifiés en laboratoire.

### Végétation

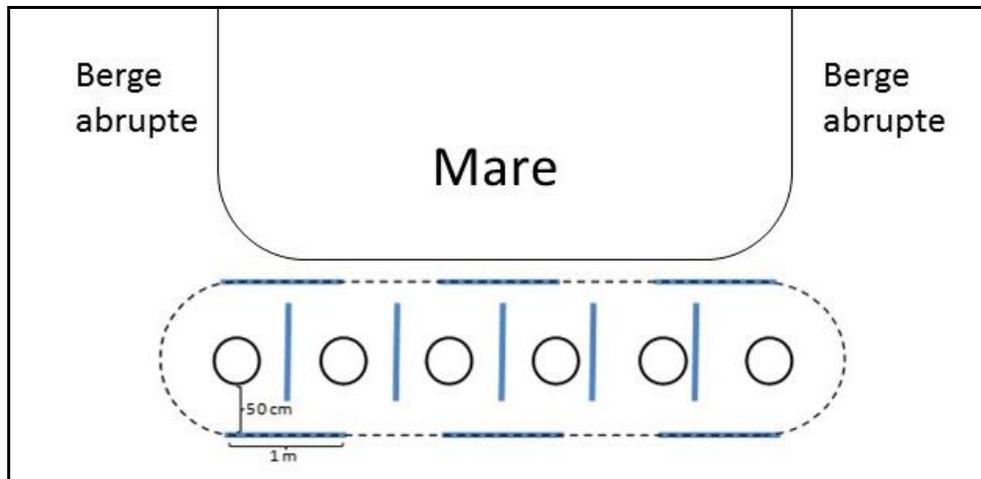
La végétation a été caractérisée en 2014 dans l'écosystème en restauration et l'écosystème de référence. Le pourcentage de recouvrement par strate a été estimé à l'intérieur de quadrats de 1 m<sup>2</sup> disposés sur les berges des mares. Des quadrats de 25 cm X 25 cm placés à l'intérieur de ceux de 1 m<sup>2</sup> ont été utilisés pour l'estimation du recouvrement des bryophytes (Figure 3). Le nombre de quadrats autour des mares de l'écosystème en restauration était fixe en raison de l'uniformité des tailles des mares artificielles (trois pour les plantes vasculaires et six pour les mousses; voir Figure 3). Comme la superficie des mares de l'écosystème de référence était très variable, des quadrats supplémentaires ont été ajoutés autour des mares les plus grandes. Des mesures de hauteur ont aussi été prises sur le terrain pour chaque espèce. Le pourcentage de recouvrement par strate (arbustive, graminioïde et muscinale) a été estimé suivant le même protocole qu'en 2013. La hauteur de la végétation a également été mesurée pour chaque strate.



**Figure 3** Schéma d'échantillonnage de la végétation autour des mares artificielles de la tourbière en restauration de Bic-Saint-Fabien, pour les analyses avec les dytiques. Les mesures de recouvrement et de hauteur de chaque strate ont été faites sur trois des quatre côtés des mares, à l'intérieur d'un quadrat de 1 m<sup>2</sup>, sauf pour la strate muscinale, dont le recouvrement a été mesuré à l'intérieur de deux quadrats de 25 cm x 25 cm.

### Intensité lumineuse au sol

En 2014, la luminosité au sol ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) a été mesurée autour des pièges-fosses à l'aide d'un système d'analyse de la canopée (SunScan, Delta-T Devices Ltd). Autour de chaque ligne de pièges-fosses, 11 mesures de luminosité ont été prises selon la disposition illustrée sur la Figure 4. Les pièges fosses ont été installés à environ 50 cm de la ligne des eaux. La sonde a été glissée sous la végétation vasculaire, c.-à-d. au niveau du tapis de bryophytes, en évitant de perturber la canopée. La luminosité au sol a été mesurée le 1<sup>er</sup> août à tous les sites, sous un ciel complètement dégagé.



**Figure 4** Schéma d'échantillonnage pour les mesures de luminosité au sol et d'humidité du substrat. Les cercles représentent les pièges-fosses, les bandes bleues les positions de la sonde pour l'intensité lumineuse, la ligne pointillée représente la zone dans laquelle l'humidité du substrat a été mesurée.

### Humidité du substrat

En 2014, à deux reprises, l'humidité du substrat (% volume) dans les dix premiers centimètres de profondeur a été mesurée à l'aide d'un senseur (WET Sensor, Delta-T Devices Ltd). Autour de chaque ligne de pièges-fosses, dix mesures d'humidité ont été prises aléatoirement dans un rayon de 50 cm (Figure 3).

### Identification des spécimens

Les dytiques ont été identifiés suivant les clefs de Larson *et al.* (2000). Il n'existe pas de clefs pour l'identification des larves à l'espèce. Ainsi, les adultes ont été identifiés à l'espèce et les larves au genre. Le genre *Agabus* pose un problème taxonomique. Les femelles de plusieurs espèces ne peuvent être distinguées avec les clefs d'identification existantes. Ces femelles et les larves n'ont pas été incluses dans les analyses.

Les araignées ont été identifiées suivant Paquin et Duperré (2003) et Dondale et Redner (1992, 1990, 1982, 1978). Comme l'identification à l'espèce se fait principalement à l'aide des parties génitales, seuls les spécimens matures ont été identifiés à l'espèce. Seules les araignées identifiées à l'espèce ont été incluses dans les analyses. Les femelles du genre *Trochosa* posent également un problème taxonomique, car il est très difficile de distinguer les deux espèces retrouvées au Québec, *T. terricola* et *T. ruricola*. Les femelles de ces deux espèces n'ont donc pas été incluses dans les analyses. Concernant les araignées juvéniles, elles ont été identifiées au genre lorsque possible.

Une collection synoptique des dytiques et des araignées recueillis dans le cadre de ce projet a été déposée à la collection scientifique de l’Insectarium de Montréal, au Centre sur la biodiversité.

## Analyse des données

### Assemblages d’arthropodes

Pour évaluer l’influence du microhabitat sur les assemblages d’arthropodes, des analyses multivariées ont été menées. Les assemblages d’araignées et de dytiques ont été analysés séparément. Seuls les individus identifiés à l’espèce ont été inclus dans les analyses. Pour éviter les problèmes de différences d’unités et d’échelle, les données environnementales ont été standardisées avant d’être analysées. Les données d’abondance ont été soumises à la transformation de Hellinger, qui donne peu de poids aux espèces rares (Legendre et Gallagher 2001). Toutes les analyses ont été faites à l’aide du logiciel R (R Core Team 2013). Le package “vegan” (Oksanen *et al.* 2015). a été utilisé pour les analyses multivariées.

### *Dytiscidae*

Pour les analyses multivariées sur les dytiques, les unités expérimentales ont été regroupées selon la végétation et la profondeur de la mare. Il en résulte six groupes, ou traitements, présentés dans le Tableau 4. Les données de chimie de l’eau ont été exclues en raison du nombre élevé de données manquantes. Les mares dans lesquelles aucun dytique n’a été trouvé ont été exclues des analyses. Il s’agit de trois mares aménagées non revégétalisées, d’une mare aménagée avec graminoides et de trois mares de l’écosystème de référence.

**Tableau 4** Traitements utilisés pour les analyses sur les dytiques. Les abréviations présentées dans ce tableau seront réutilisées dans les autres sections portant sur les dytiques. Les nombres entre parenthèse indiquent le nombre de mares incluses dans les analyses statistiques.

Abréviation	Végétation	Profondeur	n
AP	Arbustes	Profonde	4
MP	Mousses	Profonde	4
MPP	Mousses	Peu profonde	3
GPP	Graminoïdes	Peu profonde	4 (3)
NREV	Non revégétalisé		6 (3)
RÉF	Écosystème de référence		16 (13)

Pour avoir un premier aperçu de la variabilité des assemblages de dytiques entre les unités expérimentales, le cadrage multidimensionnel non métrique (*non-metric multidimensional scaling, nMDS*) a été utilisé. Cette méthode a été choisie car elle est robuste, non paramétrique et n'assume aucune linéarité dans les données (Minchin 1987). L'indice de dissimilarité a été déterminé avec la corrélation de rang entre la dissimilarité et la distance écologique (Faith *et al.* 1987). Pour éviter le confinement à un maximum local, mille départs aléatoires ont été programmés. La représentativité des ordinations ainsi obtenues a ensuite été vérifiée à l'aide de diagrammes de Shepard. Le diagramme de Shepard est un graphique qui représente les distances dans l'espace réduit en fonction des distances dans l'espace multidimensionnel. La corrélation entre les deux témoigne de la représentativité de la figure produite par le nMDS.

Pour faciliter l'interprétation du nMDS, un arbre couvrant de poids minimal (*minimum spanning tree, MST*) y a été superposé. Cette méthode a été choisie parce qu'elle contracte l'espace de partitionnement, ce qui en fait un complément intéressant aux ordinations (Legendre et Legendre 2012, Section 10.1). Des ellipses ont été tracées autour des centroïdes des unités expérimentales ayant le même traitement de végétation, avec un intervalle de confiance de 95 %.

En complément des analyses multivariées, des analyses univariées ont été menées pour comparer l'abondance, la richesse spécifique et la diversité des dytiques. Trois classes de mares ont été utilisées : les mares aménagées profondes, les mares aménagées peu profondes et les mares de l'écosystème de référence. Pour tester si les différences sont significatives, le test de Kruskal-Wallis a été utilisé, suivi d'un test de Dunn avec ajustement de Bonferroni sur les valeurs de  $p$  (Dinno 2015).

### *Araignées*

Pour les analyses sur les araignées, les unités expérimentales, correspondant aux lignes de six pièges-fosses, ont été regroupées en fonction de la végétation seulement et seule la valeur moyenne utilisée pour les analyses. Il en résulte cinq groupes, ou traitements : « arbuste » (n=4), « graminioïde » (n=4), « mousses » (n=7), « non revégétalisé » (n=6) et « référence » (n=16). Comme les pentes des bordures des mares étaient semblables entre les mares profondes et peu profondes, les différences de profondeur ont été jugées négligeables. Ce regroupement permet de mettre en évidence l'effet de la végétation.

Pour les analyses multivariées, les espèces n'ayant qu'un seul représentant dans l'ensemble des échantillons ont été exclues. Cela permet de réduire le nombre de zéros dans la matrice de données (Borcard et Legendre 1992). Comme pour les dytiques, le nMDS a d'abord été utilisé pour avoir un premier aperçu de la variabilité dans les assemblages d'araignées. Ensuite, pour identifier les variables environnementales expliquant les variations dans les assemblages d'araignées, des analyses

canoniques de redondance (ACR) ont été menées, car cette dernière donne plus de poids aux sites où plus d'individus ont été observés que l'analyse canonique de correspondance (Legendre et Gallagher 2001). La moyenne de chaque variable environnementale a été calculée pour chaque parcelle.

Pour bien identifier les variables expliquant la répartition des espèces d'araignées entre les unités expérimentales, ces variables doivent être indépendantes les unes des autres (Freedman *et al.* 1992). Ainsi, la colinéarité des variables a été vérifiée avec le facteur d'inflation de la variance (*variance inflation factor*, VIF). Les variables dont le VIF dépassait 10 ont été exclues, leur colinéarité étant jugée trop forte (ter Braak et Smilauer 2002; Neter *et al.* 1996), pour ne conserver que les variables suffisamment indépendantes pour les soumettre aux analyses subséquentes.

Une sélection des variables a ensuite été menée en utilisant conjointement les méthodes d'introduction (« *stepwise forward selection* ») et de retrait progressifs (« *stepwise backward selection* ») (Blanchet *et al.* 2008). Ces méthodes impliquent deux critères d'arrêt : un seuil défini de significativité (ici  $p < 0,05$ ), et le coefficient de détermination ajusté ( $R_a^2$ ) du modèle avec toute les variables. La significativité des modèles et des axes pour chaque ACR a été testée à l'aide d'un test de permutation avec 1000 itérations.

Pour identifier les espèces d'araignées indicatrices des différents traitements, l'indice IndVal (Dufrière et Legendre 1997) a été utilisé. Cet indice tient compte de la spécificité, c.-à-d. le degré d'association d'une espèce à un seul groupe, et de la fidélité, c.-à-d. le degré auquel une espèce est présente dans tous les sites d'un groupe. Les valeurs ont été calculées à partir des données de 2014 soumises à la transformation de Hellinger. Les unités expérimentales ont été classées selon leur traitement de végétation. La significativité des associations a été vérifiée à l'aide d'un test de permutation avec 9999 itérations. L'analyse a été menée avec et sans possibilité de groupement des traitements pour avoir une meilleure idée de l'étendue de la niche écologique des espèces indicatrices (De Cáceres et Legendre 2010). L'indice IndVal a déjà été utilisé pour évaluer le succès de projets de restauration (p. ex. González *et al.* 2014; Déri *et al.* 2011; Cristofoli *et al.* 2010).

En complément de l'indice IndVal, un statut écologique a été attribué à chaque espèce trouvée suivant les observations rapportées par Dondale et Redner (1994, 1990, 1982, 1978), Platnick et Dondale (1992), Bélanger et Hutchinson (1992) et Blades et Marshall (1994). Il s'agit d'un statut par rapport aux préférences des espèces relativement aux tourbières. La terminologie utilisée est définie dans le Tableau 5. La répartition des espèces indicatrices au sein des traitements de végétation au site restauré de BSF a été examinée sur les données de 2013 et 2014 réunies. Le nombre d'espèces et d'individus de chaque statut a été comparé entre les traitements.

**Tableau 5** Statuts attribués aux espèces d'arthropodes selon leur association aux tourbières.

<b>Statut</b>	<b>Définition</b>
Confinée	Espèce retrouvée uniquement dans les tourbières
Facultative	Espèce fréquemment retrouvée dans les tourbières, mais aussi dans d'autres milieux
Généraliste	Espèce retrouvée dans les tourbières comme ailleurs, sans préférence claire
Non résidente	Espèce qui n'est pas retrouvée dans les tourbières

### Variables environnementales

Pour savoir comment les mares se distinguent les unes des autres quant à leurs variables environnementales, des tests de comparaisons de moyenne ont été utilisés. La normalité des données et l'homogénéité de la variance ont été vérifiées. Les différences entre les variables environnementales ayant une distribution normale ont été testées avec une analyse de variance (ANOVA) suivie d'un test de Tukey. En cas de distribution non normale, le test de Kruskal-Wallis a été appliqué, suivi d'un test de Dunn avec ajustement de Bonferroni sur les valeurs de  $p$ .

# Résultats

## Dytiscidae

### Structure des assemblages et réponse aux variables environnementales

Au total, 485 dytiques ont été récoltés dans l'ensemble des sites échantillonnés, dont 406 adultes répartis en huit genres et 20 espèces. L'espèce *Colymbetes scutillis* Harris (voir Annexe 5 pour des images) dominait largement les échantillons, représentant 62,5 % de tous les individus récoltés. Il s'agit de la seule espèce à avoir été trouvée dans tous les traitements (Tableau 6**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Dix espèces ont été trouvées dans l'écosystème de référence, et 18 au site en restauration de BSF. Huit espèces ont été trouvées à la fois au site expérimental et dans l'écosystème de référence. Seules deux espèces, *Hydaticus aruspex* Clark et *Laccornis conoideus* (LeConte), n'ont été trouvées que dans l'écosystème de référence. L'abondance des dytiques était très variable entre les traitements et au sein des traitements, comme l'indiquent les écarts-types du Tableau 6**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**

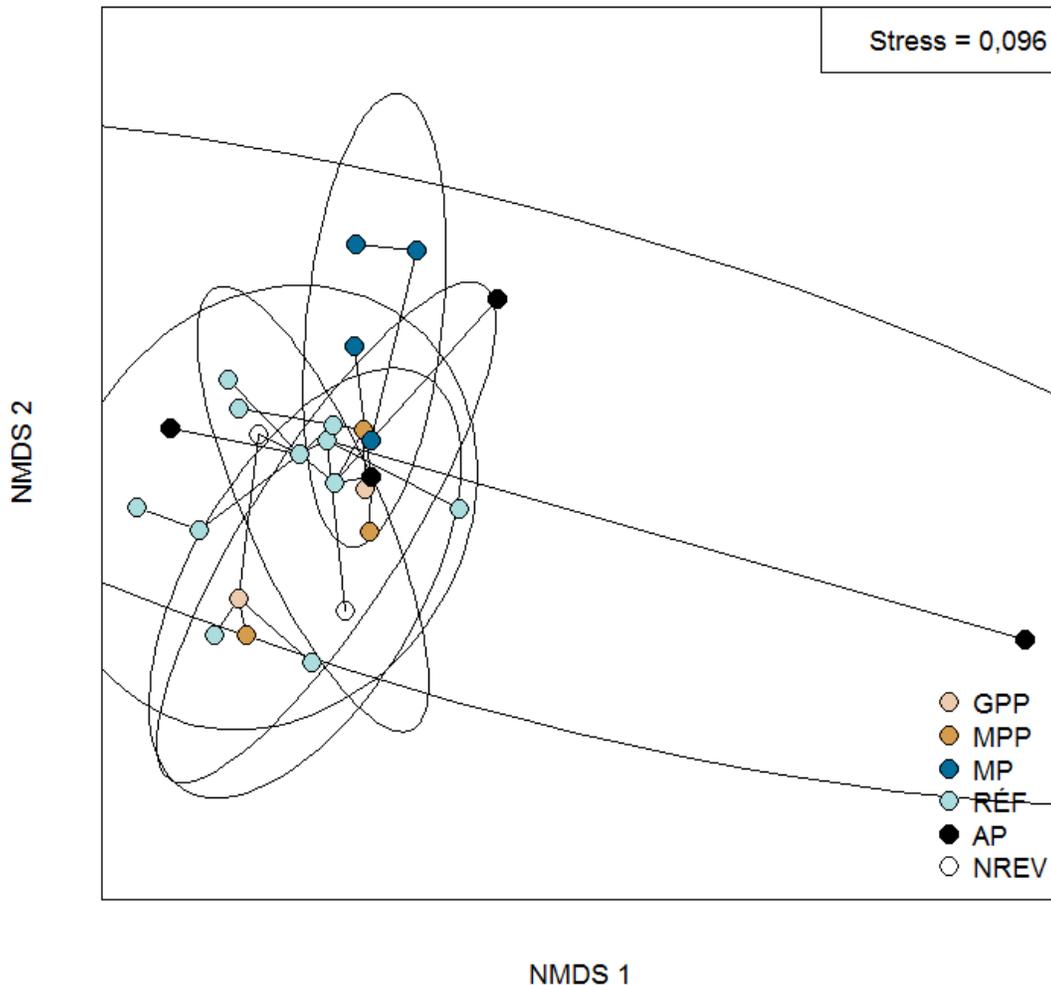
**Tableau 6** Abondance relative (% moyen  $\pm$  écart-type) des espèces de dytiques échantillonnées dans les mares du fen en restauration de Bic-Saint-Fabien et dans celles de l'écosystème de référence. Les espèces en gras sont facultatives des tourbières, et celles avec un astérisque y sont fortement associées (Larson *et al.* 2000, 1987). Les espèces sont classées en ordre alphabétique. GPP = peu profond avec graminoïdes, MPP = peu profond avec mousses, MP = profond avec mousses, AP = profond avec arbustes, NREV = non revégétalisé.

Espèces	Traitement <i>n</i> =	Bic-Saint-Fabien					Référence
		GPP 3	MPP 3	MP 4	AP 4	NREV 3	RÉF 13
<i>Acilius mediatius</i> Say		-	-	-	0,4 $\pm$ 0,9	-	1 $\pm$ 4
<i>A. semisulcatus</i> Aubé		-	-	4 $\pm$ 3	11 $\pm$ 15	11 $\pm$ 19	31 $\pm$ 38
<i>Agabus confinis</i> (Gyllenhal)		33 $\pm$ 58	-	-	45 $\pm$ 9	-	8 $\pm$ 28
<b><i>A. infuscatus</i></b> Aubé		-	-	1 $\pm$ 2	-	-	-
<b><i>Colymbetes dolabratus</i></b> (Paykull)		-	-	2 $\pm$ 3	8 $\pm$ 17	-	-
* <i>C. paykulli</i> Erichson		-	-	-	0,4 $\pm$ 0,9	-	0,6 $\pm$ 2,3
<i>C. sculptilis</i> Harris		8 $\pm$ 14	34 $\pm$ 44	66 $\pm$ 25	57 $\pm$ 21	44 $\pm$ 51	36 $\pm$ 38
<b><i>Coptotomus longulus lenticus</i></b> Hilsenhoff		-	-	-	0,4 $\pm$ 0,9	-	-
<i>Dytiscus dauricus</i> Gebler		-	-	1 $\pm$ 1	-	-	-
<b><i>D. fasciventris</i></b> Say		-	-	-	0,4 $\pm$ 0,8	-	-
<b><i>D. verticalis</i></b> Say		-	-	3 $\pm$ 3	0,8 $\pm$ 1,6	-	1 $\pm$ 5
<i>Hydaticus aruspex</i> Clark		-	-	-	-	-	1 $\pm$ 4
<b><i>Ilybius biguttulus</i></b> (Germar)		8 $\pm$ 14	27 $\pm$ 46	10 $\pm$ 14	11 $\pm$ 8	-	-
<i>I. discedens</i> Sharp		41,7 $\pm$ 52,0	-	3,2 $\pm$ 4,4	1 $\pm$ 2	11 $\pm$ 19	-
<b><i>I. incarinatus</i></b> Zimmermann		-	-	-	1 $\pm$ 2	-	-
<i>I. pleuriticus</i> (LeConte)		8 $\pm$ 14	6 $\pm$ 10	3 $\pm$ 4	1 $\pm$ 2	-	3 $\pm$ 9

Tableau 7 (suite)

Espèces	Traitement <i>n</i> =	Bic-Saint-Fabien					Référence
		GPP	MPP	MP	AP	NREV	RÉF
		3	3	4	4	3	13
<i>I. subaenus</i> (Erichson)	-	-	33 ± 58	-	0,4 ± 0,9	-	-
<i>Laccophilus maculosus</i> Say	-	-	-	1 ± 2	-	-	-
<i>Laccornis conoideus</i> (LeConte)	-	-	-	-	-	-	15 ± 38
<i>Rhantus binotatus</i> (Harris)	-	-	-	6 ± 4	3 ± 4	33 ± 58	3 ± 9

Le cadrage multidimensionnel non métrique (*non-metric multidimensional scaling, nMDS*) mené sur les données d'abondance de dytiques était représentatif de la distance observée dans les données ( $S = 0,096$ ;  $R^2 = 0,97$ ). Toutefois, aucun patron clair n'est ressorti de cette analyse (Figure 5). Le nMDS montrait qu'une mare profonde avec arbustes se distinguait nettement des autres. Cette mare était celle dans laquelle le plus grand nombre d'espèces ( $n=12$ ) a été observé. Elle présentait également les indices de Shannon et de Simpson les plus élevés (Tableau 7).



**Figure 5** Positionnement multidimensionnel non métrique (nMDS) selon la dissimilarité de Gower des données d'abondance de dytiques soumises à la transformation de Hellinger. Les points représentent les unités expérimentales et sont reliés par un arbre couvrant de poids minimal (*minimum spanning tree*). Les ellipses sont tracées autour des centroïdes formés par les traitements. Intervalle de confiance des ellipses = 95 %. Nombre de dimensions = 3. Traitements : GPP = peu profond avec graminoides; MPP = peu profond avec mousses; MP = profond avec mousses; RÉF = écosystème de référence; AP = profond avec arbustes; NREV = non revégétalisé.

Les résultats de l'analyse canonique de redondance a montré que les variables environnementales mesurées expliquaient 33,1 % de la variation des assemblages de dytiques, mais le modèle n'était pas significatif ( $R_a^2 = 0,08$ ;  $p = 0,09$ ).

Les analyses multivariées n'ont pas dévoilé de patron clair, mais des comparaisons univariées ont montré des différences d'abondance et de richesse spécifique (Tableau 7). Les différences de profondeurs mesurées justifient la création de ces classes (Tableau 8). La richesse spécifique des dytiques était significativement plus élevée dans les mares aménagées profondes (AP et MP) que dans le reste des traitements. Leur abondance était plus grande dans les mares aménagées profondes que dans les mares aménagées peu profondes (GPP et MPP) et l'écosystème de référence. Toutefois, l'abondance des dytiques des mares non revégétalisées n'était pas différentes des mares peu profondes et de l'écosystème de référence. L'indice de Simpson n'était pas significativement différent entre les traitements ( $p = 0,09$ ).

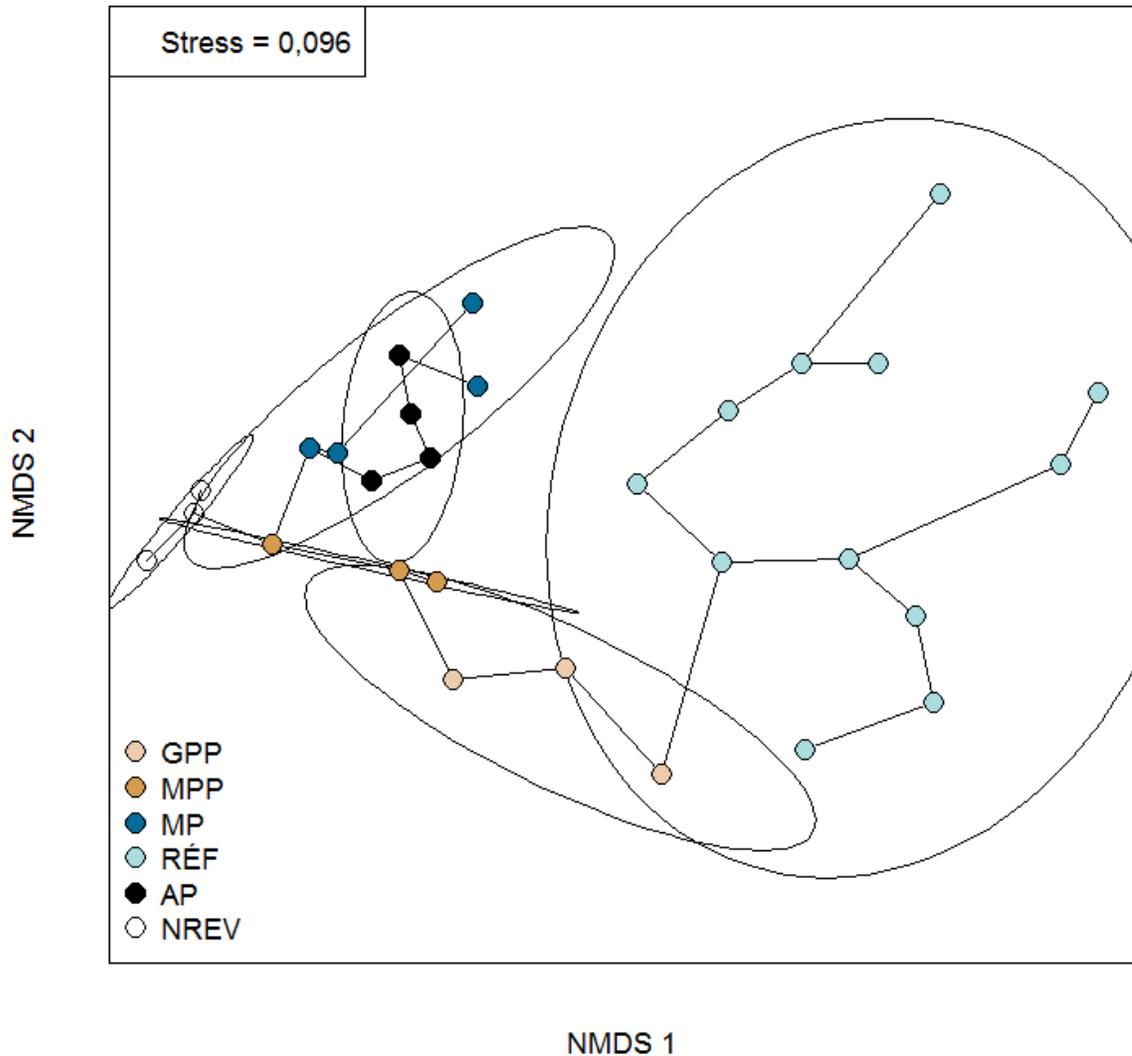
**Tableau 7** Comparaison (moyenne  $\pm$  écart-type) entre les classes de profondeur pour la richesse spécifique, l'abondance et la diversité des dytiques. Les valeurs corrigées pour l'effort d'échantillonnage sont présentées. Les valeurs corrigées correspondent aux valeurs observées divisées par le nombre de jour d'échantillonnage (voir Annexe 1). Les différences ont été vérifiées à l'aide d'un test de Kruskal-Wallis suivi d'un test de Dunn ( $\alpha = 0,05$ ). GPP = peu profond avec graminoides; MPP = peu profond avec mousses; MP = profond avec mousses; RÉF = écosystème de référence; AP = profond avec arbustes; NREV = non revégétalisé.

Classe de profondeur	AP+MP	GPP+MPP	NREV	RÉF		
n=	8	6	3	13	<i>p</i>	$\chi^2$
<b>Richesse spécifique</b>	0,53 $\pm$ 0,24 <b>a</b>	0,25 $\pm$ 0,14 <b>b</b>	0,32 $\pm$ 0,24 <b>b</b>	0,23 $\pm$ 0,10 <b>b</b>	0,03	8,81
<b>Abondance</b>	3,2 $\pm$ 2,2 <b>a</b>	0,42 $\pm$ 0,36 <b>b</b>	0,52 $\pm$ 0,59 <b>ab</b>	0,53 $\pm$ 0,39 <b>b</b>	0,03	8,97
<b>Indice de Shannon</b>	1,11 $\pm$ 0,52 <b>a</b>	0,39 $\pm$ 0,54 <b>ab</b>	0,37 $\pm$ 0,63 <b>ab</b>	0,43 $\pm$ 0,44 <b>b</b>	0,03	8,65

### Variables environnementales

Le nMDS a montré un gradient de gauche à droite avec les mares non revégétalisées à une extrémité et les mares naturelles à l'autre (Figure 6). Le faible niveau de stress ( $S = 0,096$ ) et le coefficient de détermination élevé ( $R^2 = 0,958$ ) du diagramme de Shepard indiquent que le nMDS représentait fidèlement les observations. Les mares de l'écosystème de référence présentaient une grande variabilité de conditions environnementales. Le chevauchement des ellipses du traitement « peu profond avec

graminoïdes » (APP) sur celle de l'écosystème de référence indiquait une similarité entre les deux quant à leurs variables environnementales.



**Figure 6** Positionnement multidimensionnel non métrique (nMDS) selon la dissimilarité euclidienne des données environnementales standardisées. Les ellipses sont tracées autour des centroïdes des unités expérimentales ayant le même traitement de végétation, avec un intervalle de confiance de 95 %. Nombre de dimensions = 2. Traitements : GPP = peu profond avec graminoides; MPP = peu profond avec mousses; MP = profond avec mousses; RÉF = écosystème de référence; AP = profond avec arbustes; NREV = non revégétalisé.

Le tableau 8 présente les différences entre les traitements pour chaque variable environnementale mesurée. On note des différences dans la hauteur des strates arbustives et herbacées entre les traitements. Pour la strate arbustive, les mares profondes avec mousses (MP) étaient les plus similaires aux mares de l'écosystème de référence (RÉF), avec une strate plus haute (45 à 60 cm en moyenne) que les mares profondes avec arbustes (AP) et peu profondes avec mousses (MPP) (19 à 27 cm en

moyenne). Cela s'explique par la façon dont les hauteurs de strates ont été mesurées, c.-à-d. indépendamment du couvert des strates. La strate herbacée des mares peu profondes avec graminoides (GPP) était plus haute (65 cm en moyenne) que celles des autres traitements, mais plus basse que celle de l'écosystème de référence (83 cm en moyenne).

**Tableau 8** Caractérisation de la structure végétale et de la morphométrie des mares des différents traitements (moyennes±écart-type). Ces données ont été utilisées pour les analyses sur les dytiques. Les différences entre les traitements ont été testées avec un test de Kruskal-Wallis ( $p < 0,001$  pour toutes les variables) suivi par un test de Dunn ( $\alpha = 0,05$ ). Traitements : AP = profond avec arbustes; GPP = peu profond avec graminoides; MP = profond avec mousses; MPP = peu profond avec mousses; RÉF = écosystème de référence; NREV = non revégétalisé.

Variables (unité)	Traitements					
	AP	GPP	MP	MPP	RÉF	NREV
n=	4	3	4	3	13	3
Hauteur des arbustes (cm)	27 ± 10a	36 ± 14ab	60 ± 20b	18 ± 9a	45 ± 18b	0
Hauteur des herbacées (cm)	33 ± 17a	65 ± 34b	24 ± 20a	26 ± 16a	83 ± 38c	0
Couvert arbustif (%)	15 ± 9a	4 ± 6ab	1 ± 2b	2 ± 4ab	26 ± 25a	0b
Couvert herbacé (%)	4 ± 3a	83 ± 17b	10 ± 10a	14 ± 11a	54 ± 25b	0 ± 0a
Couvert muscinal (%)	0 ± 0a	0 ± 0a	22 ± 22b	29 ± 23b	43 ± 40b	0 ± 0a
Couvert végétal total (%)	19 ± 9a	83 ± 15bc	32 ± 18a	42 ± 23ab	87 ± 16c	0 ± 0a
Périmètre moyen (m)	8 ± 2ab	5 ± 1a	9 ± 1ab	5 ± 1ab	18 ± 5b	1 ± 2a
Profondeur moyenne (cm)	19 ± 7a	6 ± 3b	21 ± 6a	7 ± 3b	19 ± 10a	7 ± 5b

Quant au couvert pour les différentes strates de végétation, les traitements se répartissaient le long d'un gradient occupé à une extrémité par l'écosystème de référence (RÉF) et par les mares non revégétalisées (NREV) de l'autre. Les mares RÉF et les mares végétalisées avec arbustes (AP) avaient des couverts arbustifs moyens de 26% et 15%, respectivement, ce qui était plus élevé que ceux des mares profondes avec mousses (MP) et des mares NREV, avec respectivement 1% et 0%. Les mares peu profondes (GPP et MPP) se situaient entre ces valeurs extrêmes et n'en différaient pas. Des différences marquées s'observaient quant au couvert de la strate herbacée. Les mares GPP et RÉF avaient des couverts moyens de 83% et 54%, respectivement, ce qui était beaucoup plus élevé que tous les autres traitements. Seules les mares aménagées avec mousses (MP et MPP) et les mares RÉF présentaient des couverts muscinaux non nuls. Finalement, en comparant les couverts totaux, les mares

GPP étaient les plus similaires à l'écosystème de référence. Les mares non revégétalisées n'avaient virtuellement aucune végétation sur leurs berges.

La création des mares à la pelle mécanique s'est faite avant le remouillage du site, ainsi il était difficile de prédire la profondeur des mares. Au final, les mares profondes (AP et MP) avaient une profondeur variant entre 10 et 28 cm tandis que les mares peu profondes (GPP et MPP) variaient de 2 à 8 cm. Les mares profondes étaient plus similaires aux mares de l'écosystème de référence, dont la profondeur variait entre 10 et 39 cm, avec une moyenne de 19 cm. Ces valeurs sont comparables à ce qu'Arlen-Pouliot (2009) a mesuré dans des fens du Nord du Québec.

Pour le périmètre, les seules différences significatives ont été observées entre les mares de l'écosystème de références, dont les berges mesuraient en moyenne 18 m, et les mares GPP et NREV, dont le périmètre moyen faisait respectivement 5 et 1 m. Les autres traitements se situaient entre ces valeurs et ne s'en différençaient pas.

## **Araneae**

Au total, pour 2013 et 2014, 6 176 araignées ont été capturées, dont 4 237 identifiables à l'espèce. Les analyses ont été menées sur les 113 espèces identifiées, de 17 familles et 52 genres (Annexes 2, 3, 4 et 5). La famille des Lycosidae dominait largement les échantillons en abondance, représentant près de 78 % des individus identifiés. Celle des Linyphiidae présentait la plus grande diversité, avec 55 espèces, soit près de la moitié des espèces trouvées. Les 10 espèces les plus abondantes représentaient 79 % des individus. Quarante espèces n'étaient représentées que par un seul individu. Trois espèces étaient présentes dans tous les traitements : *Gnaphosa parvula* Banks, *Pardosa moesta* Banks et *Trochosa ruricola* (De Geer). Comme l'écosystème de référence n'a été échantillonné qu'en 2014 et que les périodes d'échantillonnage n'étaient pas les mêmes entre 2013 et 2014, les données de 2013 n'ont pas été directement comparées à celui-ci. Les données de 2013 ont néanmoins été utilisées pour le calcul de l'indice IndVal.

## **Structure des assemblages d'araignées et réponse aux variables environnementales**

Avec une moyenne de 21 espèces d'araignées, les mares aménagées « mousse » étaient celles qui présentaient la plus grande richesse spécifique, suivies par les mares « graminioïde » (Tableau 9). Les mares non revégétalisées (NREV) présentaient la plus faible richesse spécifique, avec 13 espèces en moyenne. La famille des Linyphiidae, surtout représentée par la sous-famille des Erigoninae, était la plus diversifiée pour les mares « graminioïdes », « mousses » et dans l'écosystème de référence, tandis que

les Lycosidae étaient plus diversifiées autour des mares « arbustes » et NREV. Les Lycosidae étaient les plus abondantes pour tous les traitements, représentant 76 % de tous les individus récoltés en 2014. Les familles des Salticidae et des Tetragnathidae étaient absentes des mares NREV, mais présentes autour des autres.

Le *Pardosa moesta* était l'espèce la plus abondante autour des mares aménagées, tout échantillon confondu, suivie par *Pirata minutus* (Emerton) et *Pardosa milvina* (Hentz). Les espèces dominantes étaient différentes selon les traitements, mais appartenaient toutes à la famille des Lycosidae, soit genre *Pardosa* ou au genre *Pirata*. Cette famille est souvent dominante dans les échantillons issus de pièges-fosses. Le *Pirata minutus* dominait les berges des mares revégétalisées avec arbustes ou mousses. L'abondance de *P. minutus* est négativement corrélée au couvert muscinal, comme en témoigne sa position sur le graphique de l'analyse canonique de redondance (Figure 8). Les lycoses *Pardosa moesta* et *P. xerampelina* (Keyserling) dominaient les mares entourées de plantes graminoides » et NREV, respectivement. Le *P. xerampelina* n'a pas été observé autour des mares aménagées avec graminoides. Le *Pirata insularis* Emerton, une espèce facultative et indicatrice de l'écosystème de référence (Tableau 11), a été observée dans tous les traitements. Son abondance était plus grande autour des mares de plantes graminoides, dont la structure végétale s'apparente à celle de l'écosystème de référence.

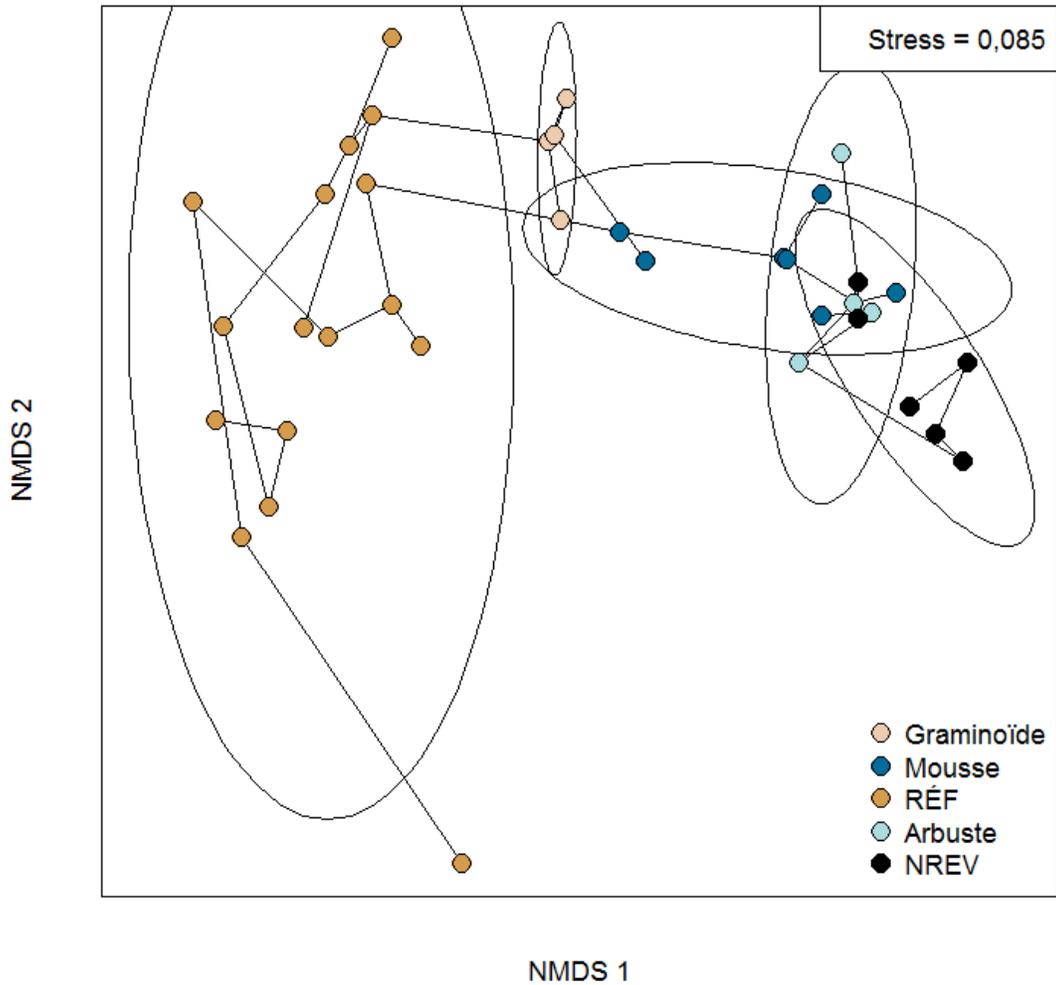
**Tableau 9** Nombre d'espèces (moyenne  $\pm$  écart-type) total et par famille d'araignées pour chaque traitement de végétation. Le nombre d'unités expérimentales incluses dans chaque calcul est indiqué sous le nom des traitements. Seules les données de 2014 sont considérées.

Famille	Arbuste n = 4	Graminoïde n = 4	Mousse n = 7	Non revégétalisé n = 6	Référence n = 16
<b>total</b>	16 $\pm$ 1,8	18,5 $\pm$ 3,9	21 $\pm$ 3,5	13 $\pm$ 3,4	16,2 $\pm$ 4,8
<b>Amaurobiidae</b>	-	-	-	-	0,1 $\pm$ 0,3
<b>Araneidae</b>	0,3 $\pm$ 0,5	-	-	-	0 $\pm$ 0
<b>Clubionidae</b>	0,8 $\pm$ 0,5	1 $\pm$ 0	0,4 $\pm$ 0,5	0,2 $\pm$ 0,4	0,3 $\pm$ 0,5
<b>Dyctinidae</b>	-	-	-	0,2 $\pm$ 0,4	0,1 $\pm$ 0,3
<b>Gnaphosidae</b>	1 $\pm$ 0	1 $\pm$ 0	1,1 $\pm$ 0,9	0,8 $\pm$ 0,4	0,8 $\pm$ 0,4
<b>Hahniidae</b>	0,3 $\pm$ 0,5	0,5 $\pm$ 0,6	0,1 $\pm$ 0,4	0,2 $\pm$ 0,4	0,2 $\pm$ 0,4
<b>Linyphiidae</b>	5,5 $\pm$ 2,1	7,5 $\pm$ 2,7	9 $\pm$ 2,1	4,2 $\pm$ 2,6	7,7 $\pm$ 4,0
<b>Erigoninae</b>	4,8 $\pm$ 1,7	6 $\pm$ 1,2	8,3 $\pm$ 1,5	3,7 $\pm$ 1,9	6,5 $\pm$ 3,7
<b>Linyphiinae</b>	0,8 $\pm$ 1,0	1,5 $\pm$ 1,7	0,7 $\pm$ 1,3	0,5 $\pm$ 0,5	1,2 $\pm$ 1,4
<b>Liocranidae</b>	-	-	-	-	0,1 $\pm$ 0,3
<b>Lycosidae</b>	7 $\pm$ 0,8	6,3 $\pm$ 1,0	6,9 $\pm$ 2,8	7 $\pm$ 1,15	5,1 $\pm$ 1,3

<b>Philodromidae</b>	0,3 ± 0,5	-	0,4 ± 0,5	-	0,1 ± 0,3
<b>Pisauridae</b>	-	-	-	-	0,3 ± 0,6
<b>Salticidae</b>	0,3 ± 0,5	1 ± 0	0,7 ± 0,8	-	0,2 ± 0,4
<b>Tetragnathidae</b>	0,3 ± 0,5	0,5 ± 0,6	0,6 ± 0,5	-	0,4 ± 0,5
<b>Theridiidae</b>	0,3 ± 0,5	0,3 ± 0,5	-	-	0,3 ± 0,5
<b>Thomisidae</b>	0,3 ± 0,5	0,5 ± 0,6	1 ± 0,8	0,5 ± 0,5	0,5 ± 0,7

La matrice de données d'abondance d'araignées utilisée pour les analyses multivariées représente 3626 individus répartis en 71 espèces. Le nMDS témoigne des différences entre les communautés d'araignées entre les mares (Figure 7). Le faible indice de stress ( $S = 0,085$ ) et la représentativité du diagramme de Shepard indiquent que l'ordination représente fidèlement la matrice de dissimilarité.

Le nMDS a mis en évidence un gradient allant de l'écosystème de référence vers les mares non revégétalisées (NREV). Les mares NREV, « arbustes », ainsi que quatre des six mares « mousse » formaient un agrégat du côté droit du graphique. Une mare RÉF se distinguait des autres sur la Figure 7. Il s'agissait de PI4, où le nombre d'espèces (10) observées était relativement petit. Le *Pirata zelotes* Wallace & Exline y était dominant. Cette espèce a été observée autour d'une seule autre mare.



**Figure 7** Positionnement multidimensionnel non métrique (nMDS) selon la dissimilarité euclidienne des données d'abondance d'araignées soumises à la transformation de Hellinger. Les points représentent les unités expérimentales et sont reliés par un arbre couvrant de poids minimal (*minimum spanning tree*). Les ellipses sont tracées autour des centroïdes des parcelles ayant le même traitement de végétation. Intervalle de confiance des ellipses = 95 %. Nombre de dimensions = 3. RÉF : écosystème de référence; NREV : non revégétalisé.

Une première analyse de redondance a été menée en incluant toutes les variables environnementales. Le modèle explique 50,7 % de la variance dans les assemblages d'araignées ( $Ra^2 = 0,366$ ;  $p < 0,001$ ). La majeure partie de la variance était expliquée par les trois premiers axes, tous trois significatifs ( $p < 0,01$ ).

L'examen des facteurs d'inflation de la variance (*variance inflation factor, VIF*), indiquait que certaines variables sont colinéaires. Le couvert végétal total, corrélé positivement au couvert des différentes strates de végétation, et l'intensité lumineuse (PAR), corrélée négativement au couvert végétal, ont ainsi été exclues des analyses subséquentes. La procédure de sélection des variables a permis d'identifier trois variables environnementales expliquant le mieux la variation des assemblages d'araignées : le couvert

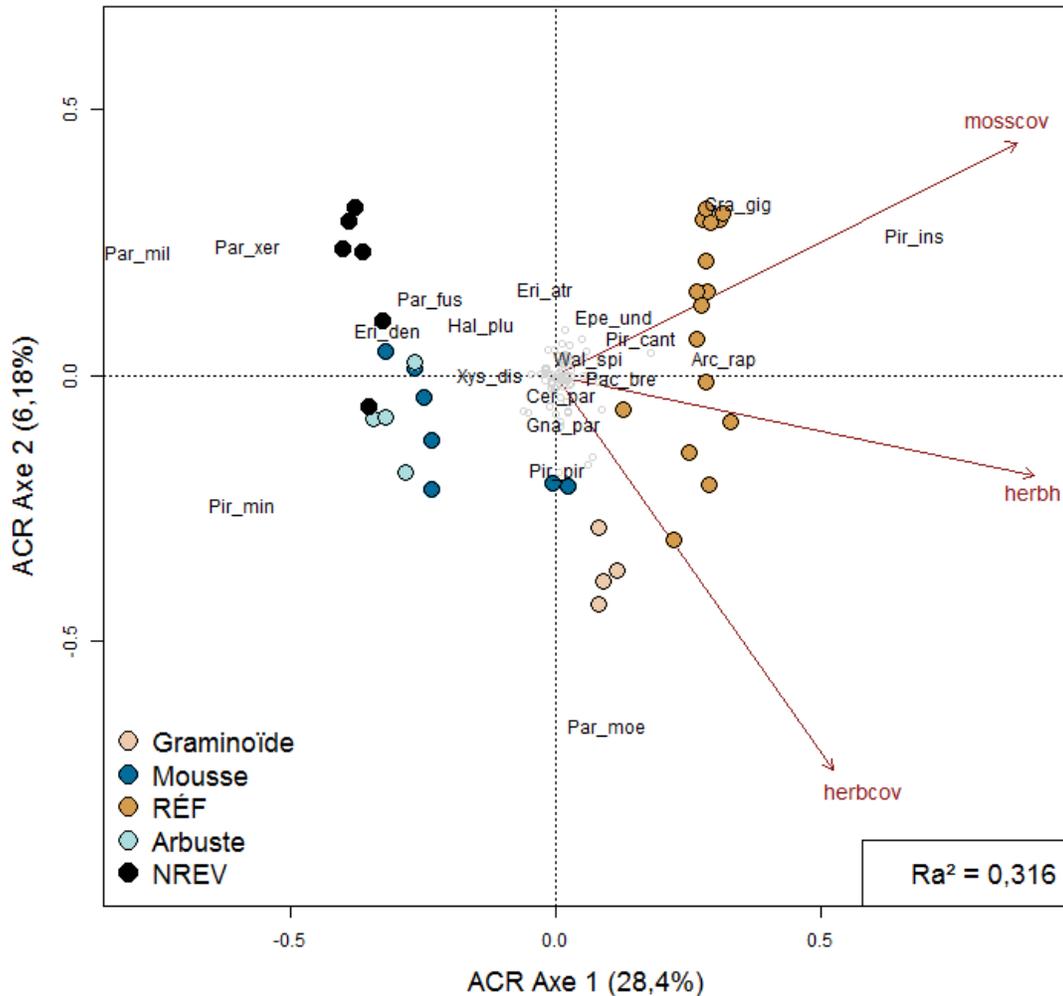
muscinale, la hauteur de la strate herbacée et le couvert herbacé. L'analyse canonique de redondance (ACR) parcimonieuse menée avec ces trois variables expliquait 37,3 % de la variance (Figure 8;  $Ra^2 = 0,331$ ;  $p < 0,001$ ). Les trois variables étaient positivement corrélées au premier axe de l'ACR, le couvert muscinale et la hauteur de la strate herbacée y étant fortement corrélées (Tableau 10). Le couvert herbacé montrait une forte corrélation négative avec le deuxième axe.

**Tableau 10** Valeurs propres et pourcentage de la variance totale expliquée par les trois premiers axes de l'analyse canonique de redondance (ACR) parcimonieuse (Figure 8) menées sur les données d'abondance des araignées après transformation de Hellinger et les variables environnementales standardisées. Valeurs de  $p$  basées sur des tests de permutation avec 1000 itérations.

	<b>Axe 1</b>	<b>Axe 2</b>	<b>Axe 3</b>
Valeur propre	0,1517	0,0331	0,0145
% de la variance totale expliquée	0,2837***	0,0618***	0,0271
Corrélation des variables retenues			
Couvert muscinale	0,8667	0,4385	0,2378
Hauteur de la strate herbacée	0,8994	-0,1871	-0,3950
Couvert herbacé	0,5213	-0,7420	0,4214

\*\*\* :  $p < 0,001$ ; \*\* :  $p < 0,01$ ; \* :  $p < 0,05$ .

Plusieurs espèces ont été observées autour de plus d'une mare et ne contribuaient pas ou peu à la variance dans les données, comme en témoignait le nombre élevé de points à l'origine du graphique de l'analyse de redondance (Figure 8).



**Figure 8** Analyse canonique de redondance (ACR) des sites en fonction des assemblages d'araignées, incluant les variables environnementales standardisées retenues par la sélection des variables. Les flèches représentent les variables environnementales; leur longueur est proportionnelle à leur influence sur les assemblages d'araignées. Les valeurs entre parenthèses indiquent la proportion de la variance expliquée par chaque axe. Cadrage = 3. RÉF : écosystème de référence; NREV : non revégétalisé; mosscov : couvert muscinal; herbh : hauteur de la strate herbacée; herbcov : couvert herbacé.

#### *Espèces indicatrices*

Le calcul de l'indice IndVal a d'abord été mené sans combiner les traitements. Quatorze espèces indicatrices ont ainsi été identifiées (Tableau 11). Parmi elles, 12 étaient généralistes, et deux étaient facultatives. Ces deux dernières, *Arctosa raptor* (Kulczyński) et *Pirata insularis*, étaient indicatrices de l'écosystème de référence. L'abondance de *P. insularis* était positivement corrélée au couvert muscinal. Le *Pardosa xerampelina* et le *P. milvina* étaient associées aux mares non revégétalisées. L'abondance de ces deux espèces était négativement corrélée à la présence de végétation.

**Tableau 11** Indices IndVal significatifs et affinité écologique des espèces indicatrices pour chaque traitement de végétation. Analyse sans combinaison des groupes.

<b>Espèces</b>	<b>Fidélité</b>	<b>Spécificité</b>	<b>IndVal (%)</b>	<b>Statut</b>
<b>Non revégétalisé</b>				
<i>Pardosa xerampelina</i> (Keyserling)	1	0,5895	76,8**	généraliste
<i>Pardosa milvina</i> (Hentz)	1	0,5261	72,5**	généraliste
<b>Graminoïde</b>				
<i>Baryphyma gowerense</i> (Locket)	0,75	0,9412	84**	généraliste
<i>Clubiona bryantae</i> Gertsch	1	0,5924	77**	généraliste
<i>Pardosa moesta</i> Banks	1	0,5464	73,9***	généraliste
<i>Sitticus striatus</i> Emerton	0,5	1	70,7*	généraliste
<b>Mousse</b>				
<i>Ceraticelus similis</i> (Banks)	0,8571	0,5475	68,5*	généraliste
<i>Xysticus discursans</i> Keyserling	0,7143	0,5977	65,3*	généraliste
<b>Référence</b>				
<i>Pirata insularis</i> Emerton	0,9375	0,7173	82**	<b>facultative</b>
<i>Arctosa raptor</i> (Kulczyński)	0,625	1	79,1**	<b>facultative</b>
<i>Oedothorax trilobatus</i> (Banks)	0,6875	0,9	78,7*	généraliste
<i>Gramonota gigas</i> (Banks)	0,8125	0,7527	78,2**	généraliste
<i>Pirata cantralli</i> Wallace & Exline	0,5	1	70,7*	généraliste
<i>Walckenaeria digitata</i> (Emerton)	0,375	1	61,2*	généraliste

\*\*\* :  $p < 0,001$ ; \*\* :  $p < 0,01$ ; \* :  $p < 0,05$ .

L'indice IndVal a ensuite été calculé en permettant les combinaisons de traitements. Cette approche permet de tenir compte de la largeur des niches écologiques des espèces (De Cáceres *et al.* 2010). Seize espèces indicatrices ont ainsi été identifiées (Tableau 12). Seuls deux traitements pris individuellement possédaient des espèces indicatrices. Il s'agit de l'écosystème de référence, auquel sont associées *Arctosa raptor* et *Pirata cantralli* Wallace & Exline, et des mares «graminoïde», auxquelles sont associées *Baryphyma gowerense* (Locket) et *Sitticus striatus* (Emerton). L'espèce facultative *A. raptor* n'a pas été trouvée autour des mares de la tourbière en restauration de BSF, mais quelques *P. cantralli* ont été récoltés autour des mares «graminoïde» et «mousse».

Plusieurs espèces étaient fortement associées à des combinaisons de traitements. L'espèce facultative *Pirata insularis* était associée à la combinaison des des mares «graminoïde», «mousse» et de l'écosystème de référence. Les mares «mousse» et «non revégétalisé» partageaient l'espèce généraliste *Xysticus discursans* Keyserling comme espèce indicatrice. Les mares «arbuste», «mousse» et NREV partageaient trois espèces indicatrices : *Pardosa milvina*, *P. xerampelina* et *Erigone*

*dentigera* O. Pickard-Cambridge, toutes trois négativement corrélées à la présence de végétation. *Pirata minutus* et *Pardosa fuscula* (Thorell) sont des espèces indicatrices pour l'ensemble des traitements de BSF.

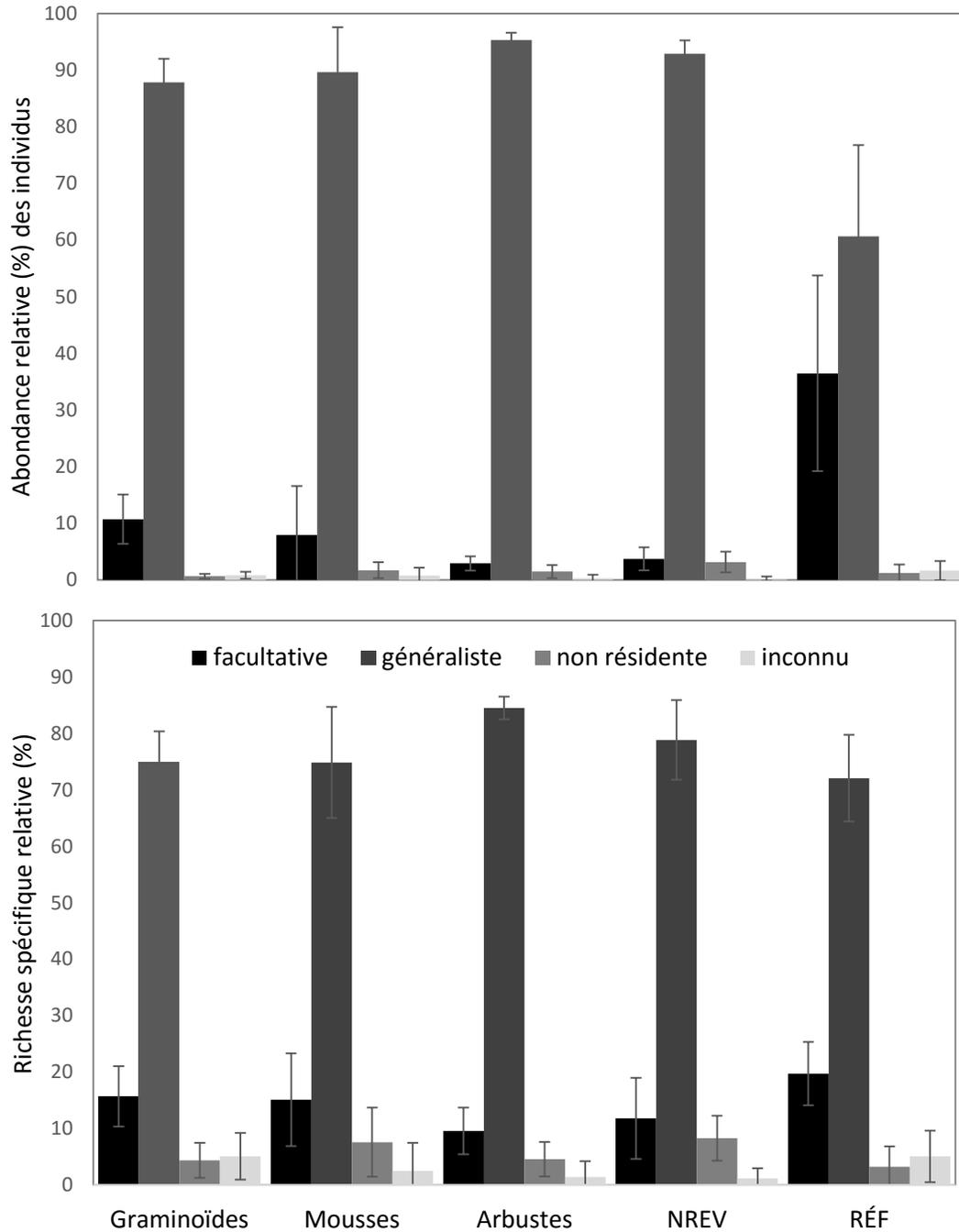
**Tableau 12** Indices IndVal significatifs des espèces d'araignées pour chaque traitement de végétation. Analyse avec combinaisons des groupes.

Espèces	Spécificité	Fidélité	IndVal (%)	Statut
<b>Référence</b>				
<i>Arctosa raptor</i> (Kulczyński)	0,625	1	0,791**	<b>facultative</b>
<i>Pirata cantralli</i> Wallace & Exline	0,5	1	0,707*	généraliste
<b>Graminoïde</b>				
<i>Baryphyma gowerense</i> (Lockett)	0,75	0,9412	0,84**	généraliste
<i>Sitticus striatus</i> (Emerton)	0,5	1	0,707*	généraliste
<b>Arbuste+Graminoïde</b>				
<i>Clubiona bryantae</i> Gertsch	0,875	0,804	0,839**	généraliste
<b>Non revégétalisé+Mousse</b>				
<i>Xysticus discursans</i> Keyserling	0,6154	0,9195	0,752**	généraliste
<b>Graminoïde+Mousse</b>				
<i>Ceraticelus similis</i> (Banks)	0,6364	0,8669	0,743**	généraliste
<i>Ceratinella bunna</i> Chamberlin	0,5455	0,8238	0,67*	<b>non résidente</b>
<b>Graminoïde+Référence</b>				
<i>Gramonota gigas</i> (Banks)	0,8	0,9785	0,885***	généraliste
<b>Arbuste+Non rev+Mousse</b>				
<i>Pardosa xerampelina</i> (Keyserling)	0,9412	0,9945	0,967***	généraliste
<i>Pardosa milvina</i> (Hentz)	0,8824	0,9953	0,937***	généraliste
<i>Erigone dentigera</i> O. Pickard-Cambridge	0,8824	0,9426	0,912***	généraliste
<b>Arbuste+Graminoïde+Mousse</b>				
<i>Baryphyma kulczynski</i> (Eskov)	0,7333	0,9586	0,838***	généraliste
<b>Graminoïde+Mousse+Référence</b>				
<i>Pirata insularis</i> Emerton	0,963	0,9863	0,975***	<b>facultative</b>
<b>Arbuste+Graminoïde+Mousse+Non rev</b>				
<i>Pirata minutus</i> Emerton	1	1	1***	généraliste
<i>Pardosa fuscula</i> (Thorell)	1	0,9156	0,957***	généraliste

\*\*\* :  $p < 0,001$ ; \*\* :  $p < 0,01$ ; \* :  $p < 0,05$ .

La comparaison des araignées identifiées dans cette étude, en fonction de leur degré d'association aux tourbières montraient des patrons semblables que l'on considère le nombre d'espèces ou l'abondance des individus de chaque catégorie (Figure 9). Les espèces généralistes étaient de loin les plus abondantes dans tous les traitements. Des espèces facultatives étaient présentes partout, mais leur abondance était particulièrement élevée dans l'écosystème de référence, tandis qu'elles étaient peu abondantes autour des mares aménagées « arbustes » et non revégétalisées (NREV). Des espèces non

résidentes des tourbières étaient présentes dans tous les traitements, et en plus grande proportion autour des mares NREV. La proportion d'espèces facultatives autour des mares NREV et « mousse » était comparable à celle de l'écosystème de référence.



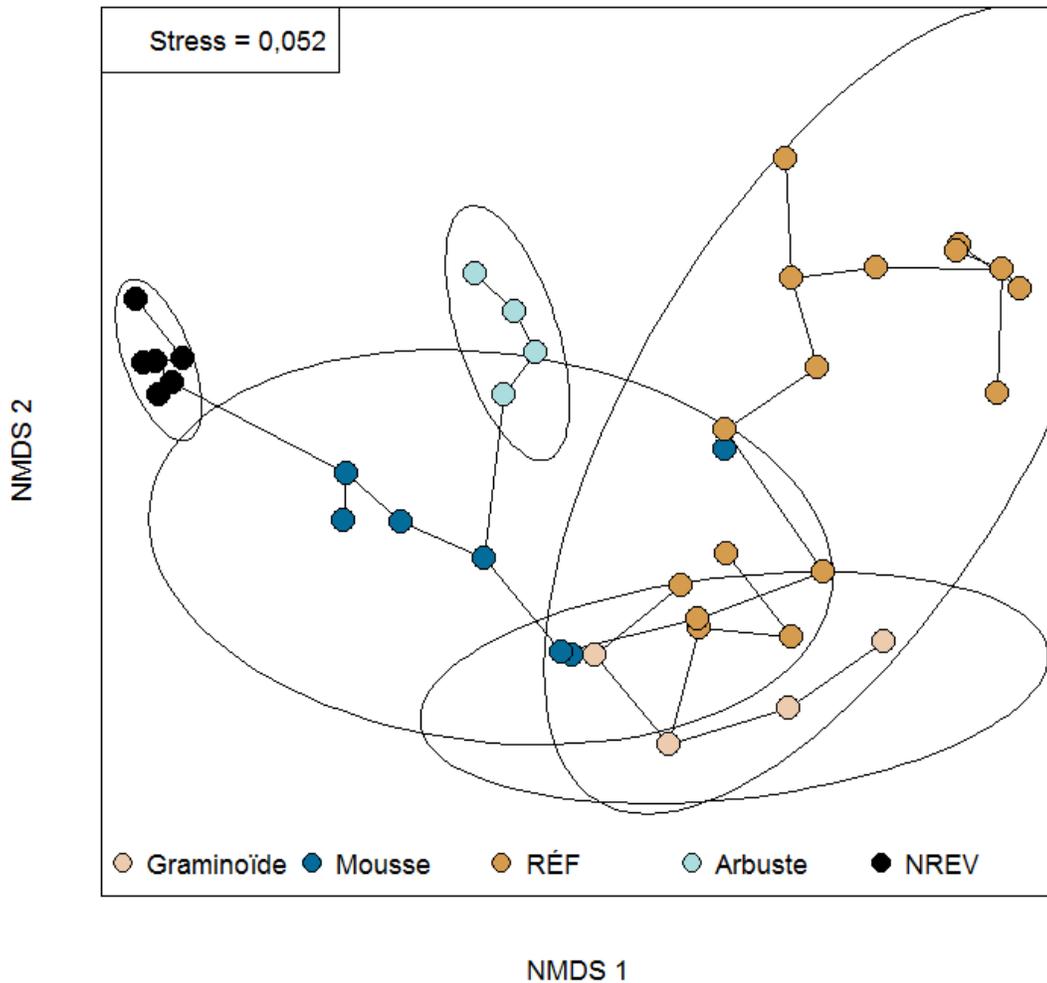
**Figure 9** Répartition des araignées dans les différents statuts écologiques, en fonction des traitements. En haut, l'abondance relative de chaque groupe (nombre moyen relatif d'individus par traitement). En

bas, richesse spécifique de chaque groupe (nombre moyen relatif d'espèces par traitement). Seules les espèces dont plus de deux individus ont été récoltés (dans l'échantillon total) ont été considérées.

### Variables environnementales

Le faible niveau de stress ( $S = 0,05$ ) et le coefficient de détermination ( $R^2 = 1,00$ ) élevé du diagramme de Shepard indiquent que le cadrage multidimensionnel non métrique (nMDS) mené sur les variables environnementales représente fidèlement les données. Il y a une nette différence entre les conditions autour des mares non revégétalisées et les autres (Figure 10). Parmi les mares revégétalisées, les mares avec arbustes forment un groupe peu variable et distinct de l'écosystème de référence. Les mares entourées de tapis muscinal sont plus variables, et l'ellipse tracée autour d'elles chevauche l'ellipse des mares de l'écosystème de référence. Ce chevauchement est attribuable à la présence d'une mare avec mousses plus similaire à l'écosystème de référence qu'aux autres mares du même traitement. Les mares avec graminoides sont celles dont les conditions environnementales sont les plus similaires aux mares de l'écosystème de référence. Elles sont toutes englobées dans l'ellipse de l'écosystème de référence.

Les mares non revégétalisées ne présentaient à toutes fins pratiques pas de végétation sur leurs berges (circa 1 %; Tableau 14). Tel qu'attendu selon les traitements mis en place, les berges des mares revégétalisées « arbuste » avaient le plus grand couvert arbustif (34%), semblable à celui de l'écosystème de référence (33%). La hauteur des arbustes n'était pas différentes entre l'écosystème de référence et les mares « arbuste » et « graminoides », soit environ 30 cm. Avec l'écosystème de référence, les mares « graminoides » présentaient les plus strates herbacées les plus hautes, variant de 65 à 70 cm. Les mares « graminoides » ont développé un couvert herbacé près de deux fois plus important (84%) que celui de l'écosystème de référence (45%). Ce sont les mares « mousse » qui se sont avérées avoir un couvert de plantes herbacées (43%) comparable à l'écosystème de référence. Les mares « mousse » présentaient le plus grand couvert muscinal des traitements (36%), mais il était moindre après 2 saisons de croissance d'établissement que l'écosystème de référence (80%). Finalement, pour le couvert végétal total, toutes strates confondues, les mares « mousse » et « graminoides » ne se distinguaient pas de l'écosystème de référence, variant de 75 à 95%, tandis que les mares arbustes ne se distinguaient pas des mares non revégétalisées. L'annexe 6 présente un aperçu des différents types d'aménagement.



**Figure 10** Cadrage multidimensionnel non métrique (nMDS) selon la dissimilarité euclidienne des données environnementales standardisées. Les ellipses sont tracées autour des centroïdes des unités expérimentales ayant le même traitement de végétation. Intervalle de confiance de des ellipses : 95%. Nombre de dimensions = 3. RÉF : écosystème de référence, NREV : non revégétalisé.

Les mares non revégétalisées sont celles dont les berges étaient les plus sèches (49% HR en moyenne) tandis que les mares revégétalisées « graminoïde » et « mousse » avaient les berges les plus humides (environ 65 % HR; Tableau 14). Les mares « arbuste » ainsi que l'écosystème de référence présentaient des valeurs intermédiaires (de 52 à 58% HR). Pour la luminosité au sol, les berges des mares non revégétalisées étaient les plus exposées au rayonnement ( $2078 \mu\text{mol}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$  de PAR), tandis que celles des mares « graminoïdes » étaient les plus ombragées. La luminosité n'était pas différente entre les mares « mousse » et « arbuste » (environ  $1400 \mu\text{mol}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ) et l'écosystème de référence ( $730 \mu\text{mol}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ) se trouvait entre elles et les mares « graminoïde » ( $310 \mu\text{mol}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ).

**Tableau 13** Caractérisation de la structure végétale et de la morphométrie des mares des différents traitements (moyenne  $\pm$  écart-type). Ces données ont été utilisées pour les analyses sur les araignées. Les différences entre les traitements ont été vérifiées avec un test de Kruskal-Wallis ( $p < 0,001$  pour toutes les variables) suivi d'un test de Dunn ( $\alpha = 0,05$ ).

Variables (unité)	Traitements					
	n=	arbuste 4	graminoïde 3	mousse 7	RÉF 16	NREV 6
Hauteur des arbustes (cm)		34 $\pm$ 15 <b>ab</b>	27 $\pm$ 17 <b>b</b>	13 $\pm$ 17 <b>c</b>	36 $\pm$ 16 <b>a</b>	0,2 $\pm$ 0,8 <b>d</b>
Hauteur des herbacées (cm)		21 $\pm$ 17 <b>b</b>	64 $\pm$ 30 <b>a</b>	26 $\pm$ 23 <b>b</b>	69 $\pm$ 33 <b>a</b>	2 $\pm$ 5 <b>c</b>
Couvert arbustif (%)		34 $\pm$ 25 <b>a</b>	7 $\pm$ 8 <b>b</b>	7 $\pm$ 12 <b>b</b>	33 $\pm$ 27 <b>a</b>	0 $\pm$ 0 <b>c</b>
Couvert herbacé (%)		10 $\pm$ 11 <b>c</b>	84 $\pm$ 15 <b>a</b>	43 $\pm$ 29 <b>b</b>	45 $\pm$ 32 <b>b</b>	2 $\pm$ 2 <b>d</b>
Couvert muscinal (%)		2 $\pm$ 4 <b>ab</b>	11 $\pm$ 20 <b>b</b>	36 $\pm$ 33 <b>c</b>	80 $\pm$ 31 <b>d</b>	0 $\pm$ 0 <b>a</b>
Couvert végétal total (%)		47 $\pm$ 17 <b>ab</b>	93 $\pm$ 10 <b>c</b>	72 $\pm$ 23 <b>bc</b>	97 $\pm$ 6 <b>c</b>	1 $\pm$ 2 <b>a</b>
Humidité du sol (%)		58 $\pm$ 9 <b>b</b>	66 $\pm$ 11 <b>a</b>	67 $\pm$ 9 <b>a</b>	52 $\pm$ 26 <b>b</b>	49 $\pm$ 10 <b>c</b>
PAR <sup>1</sup> ( $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ )		1305 $\pm$ 366 <b>b</b>	311 $\pm$ 29 <b>d</b>	1514 $\pm$ 448 <b>b</b>	729 $\pm$ 364 <b>c</b>	2078 $\pm$ 161 <b>a</b>

<sup>1</sup>Rayonnement photosynthétiquement actif (*Photosynthetically Active Radiation*).

## Discussion

Les deux taxons à l'étude ont répondu de manières complètement différentes à l'aménagement de mares d'une tourbière minérotrophe en restauration, témoignant de l'importance de considérer plusieurs taxons dans le suivi de projets de restauration, comme noté par van Duinen *et al.* (2003) dans les tourbières ombrotrophes. En effet, les assemblages de dytiques ne présentent pas de patron tandis que les assemblages d'araignées ont répondu aux traitements. La structure de la végétation a eu une influence sur la composition des assemblages d'araignées. Ainsi, la revégétalisation des mares avec des plantes de types graminoides a favorisé la recolonisation par des assemblages d'araignées plus similaires, en termes de composition spécifique, à celui de l'écosystème de référence. Cependant, les assemblages de dytiques n'ont pas été influencés par les variables environnementales, et semblent davantage dépendre de facteurs stochastiques. Néanmoins, leur abondance et leur richesse spécifique dans les mares peu profondes sont semblables à celles de l'écosystème de référence. Ces résultats montrent que l'aménagement de mares dans les projets de restauration ne doit pas être fait de manière uniforme mais plutôt refléter le plus grand éventail de microhabitats qu'on observe avec les mares de l'écosystème de référence. Si l'aménagement des mares favorise une convergence vers l'état de référence, quatre années n'ont pas été suffisantes pour atteindre celui-ci. Ce projet contribue à la compréhension des mécanismes de recolonisation des milieux restaurés et permet de faire des nouvelles recommandations pour de futurs projets de restauration.

## Dytiques

L'hypothèse selon laquelle l'aménagement des mares artificielles favorise la colonisation par des assemblages de dytiques similaires à ceux de l'écosystème de référence n'a pas été confirmée. Les traitements n'ont eu aucune influence sur la composition des assemblages de dytiques, mais la profondeur a influencé leur abondance et leur diversité. Une prédiction pour ce projet était que les assemblages de dytiques des mares profondes seraient davantage semblables à l'écosystème de référence que ceux des mares peu profondes, parce que ces dernières s'assèchent plus fréquemment. C'est plutôt le contraire qui a été observé. En effet, les dytiques étaient plus abondants et plus diversifiés dans les mares profondes, tandis que ces paramètres ne différaient pas entre les mares peu profondes et l'écosystème de référence. Toutefois, les espèces observées n'étaient pas les mêmes. Les résultats suggèrent que les dytiques auraient colonisé les mares aménagées de façon stochastique.

Cette recolonisation des mares artificielles par les dytiques qui se ferait de manière plutôt stochastique est en accord avec Mazerolle et collègues (2006), qui ont observé une influence de la structure végétale sur les coléoptères aquatiques dans les mares de tourbières naturelles, mais pas dans celles d'un bog

en restauration. Il est possible que la végétation n'ait pas eu le temps de se développer suffisamment autour des mares artificielles de ce projet et celles de Mazerolle et collègues (2006) pour influencer la structure des assemblages de dytiques. À court terme, les assemblages de dytiques pourraient dépendre de facteurs principalement stochastiques, mais seraient modelés par les facteurs environnementaux à long terme. Le rôle de la stochasticité en restauration écologique a été relevé par différents auteurs, surtout concernant la végétation (Suding et Hobbs 2009; Trowbridge 2007). Ceci dit, il ne faut pas écarter la possibilité que l'absence de patrons dans les assemblages de dytiques soit due à la proximité des mares aménagées. La théorie des métacommunautés (Liebold *et al.* 2004) apporte aussi un éclairage sur les observations de colonisation stochastique par les dytiques. Celle-ci stipule que les communautés biologiques sont régies à la fois par des mécanismes stochastiques et déterministes dont l'importance varie selon le contexte. La perspective neutre, selon laquelle toutes les espèces sont égales en regard de leurs affinités écologiques, leur compétitivité et leur dispersion, est celle qui s'applique le mieux aux résultats de ce projet. Cette interprétation expliquerait l'absence de patron dans les assemblages de milieux en restauration comme ceux étudiés ici et ceux de Mazerolle et collègues (2006), contrairement à ce que d'autres auteurs ont observé dans des mares naturelles ou créées depuis longtemps (p. ex. Mazerolle *et al.* 2006; Lundkvist *et al.* 2001; Foster 1995).

La profondeur peut avoir une influence à court terme, car la présence d'eau est critique pour la plupart des espèces de dytiques. La profondeur des mares est liée à la stabilité de l'habitat. Elle agit comme filtre écologique, ce qui expliquerait la diversité et l'abondance plus basses des mares peu profondes par rapport aux mares profondes du fen en restauration. Le fait que les individus du genre *Dysticus*, les plus grands dytiques, n'aient été trouvés que dans les mares profondes corrobore cette interprétation. Toutefois, cela n'explique pas pourquoi la diversité des dytiques de l'écosystème de référence était relativement basse. Cette contradiction pourrait s'expliquer par des différences de densité. Larson (1997, 1990) a montré que la densité des dytiques est inversement proportionnelle à la dimension des mares. Les mares de l'écosystème de référence de ce projet étaient plus grandes que celles du fen en restauration, mais le nombre de nasses par mare était le même dans les deux milieux, soit de une nasse par mare. En disposant les nasses en nombre proportionnel à la taille des mares, les mares profondes auraient peut-être été plus similaires à l'écosystème de référence.

Des espèces différentes ont été trouvées dans les mares profondes et peu profondes. Pour favoriser la diversité des dytiques, il s'avère judicieux de créer des mares de différentes profondeurs dans les tourbières en restauration. La dimension des mares est corrélée à d'autres variables comme la végétation, la température de l'eau, l'hydropériode et le gel (Vanshoenwinkel *et al.* 2009; Cooper *et al.* 2005; Nilsson et Svensson 1995; Larson et House 1990). Les grandes mares sont généralement plus

profondes et s'assèchent moins fréquemment. Vanschoenwinkel et collègues (2009) ont montré que la dimension de l'habitat et l'hydropériode ont des effets à la fois uniques et partagés sur les communautés des mares temporaires, et que l'importance de ces effets varie selon le mode de dispersion des espèces. Lors des sécheresses, les mares profondes peuvent alors servir de refuge aux espèces ne tolérant pas la dessiccation (Beadle *et al.* 2015; van Duinen *et al.* 2003). Finalement, dans les régions comme le Bas-Saint-Laurent, où les tourbières non perturbées sont devenues rares (Pellerin 2003), l'optimisation de la biodiversité au sein des tourbières en restauration devrait être priorisée.

### Diversité spécifique des dytiques

Dix-huit espèces de dytiques avaient colonisées les mares de BSF cinq ans après leur création. Des *Acilius mediatius* (Say) ont même été observés le lendemain de la création des mares non revégétalisées (obs. pers.). Huit espèces associées aux tourbières ont été trouvées à la fois dans le site en restauration et dans l'écosystème de référence, confirmant que certaines espèces de dytiques, non seulement des généralistes mais aussi des espèces associées aux tourbières, ont la capacité à coloniser rapidement de nouveaux milieux. L'espèce *Colymbetes sculptilis* dominait largement les échantillons, et a été trouvée dans tous les types de mares. Cette espèce a la plus grande aire de répartition de son genre (Larson *et al.* 2000), ce qui suggère une forte capacité de dispersion. Elle est associée aux marais (Larson 1987) et est souvent capturée dans les mares permanentes ou quasi-permanentes dominées par des plantes de type graminioïde telles *Typha* spp., *Carex* spp. et *Scirpus* spp. (Larson *et al.* 2000). Ces deux derniers genres de plantes sont présents sur les berges des mares avec une végétation de type graminioïde, mais pas sur les berges des autres. Toutefois, certaines zones de BSF temporairement inondées sont densément peuplées de *Typha latifolia* L. et de *Scirpus* spp. Il serait intéressant d'échantillonner ces zones pour savoir à quel point elles servent de sources pour la colonisation des mares par les dytiques. Toutefois, certains auteurs considèrent que *C. sculptilis* constitue en fait un complexe d'espèces qui sont très difficiles à distinguer (Larson *et al.* 2000), ce qui impose la précaution dans l'interprétation de sa biogéographie.

À certains égards, ces résultats sont comparables à ceux de Mazerolle et collègues (2006), qui ont comparé les mares créées dans un bog en restauration de la même région du Québec (Bas-St-Laurent) à celles de tourbières naturelles du Nouveau-Brunswick. Ils avaient trouvé 12 espèces de dytiques, dont neuf associées aux tourbières, cinq ans après la création des mares. Toutefois, les coléoptères aquatiques étaient considérablement moins abondants dans les mares artificielles que dans les mares naturelles, contrairement à ce qui a été observé dans ce projet.

## Araignées

### Effet des aménagements sur les assemblages

Contrairement aux dytiques, les assemblages d'araignées ont été influencés par l'aménagement des mares. Les mares améagées avec des plantes graminoides sont celles qui semblent suivre une trajectoire écologique vers l'écosystème de référence. Ces mares étaient les plus similaires à l'écosystème de référence à la fois quant à leurs variables environnementales et à leurs assemblages d'araignées. Parmi les variables mesurées, la végétation est celle qui avait la plus grande influence sur les arachnides.

Cette sensibilité à la végétation est conforme aux recherches précédentes (Ziesche et Roth 2008; Uetz 1979), les assemblages d'araignées répondent aux variations environnementales à une échelle spatiale fine. Au sein des mares revégétalisées, ceux-ci varient selon la structure végétale. Les couverts muscinal et herbacé et la hauteur de la strate herbacée sont les principaux paramètres de la structure végétale qui expliquent le gradient des mares non revégétalisées vers l'écosystème de référence. La structure végétale a une forte influence sur les araignées, qui l'utilisent pour chasser et pour s'abriter (Malumbres-Olarte *et al.* 2013; Buddle 2001; Huhta 1971). Cette influence varie selon les familles et les espèces parce que les stratégies de chasse et les types de toiles sont différents. Par exemple, les Lycosidae constituent la famille la plus diversifiées autour des mares avec des arbustes, tandis que ces sont le Linyphiidae qui présentent le plus grand nombre d'espèces autour des mares avec graminoides et avec mousses. Les Linyphiidae sont de petites araignées qui tissent des toiles délicates près du sol, alors que les Lycosidae chassent à vue. La structure très simple près du sol sous les arbustes a apparemment défavorisé les Linyphiidae et favorisé les Lycosidae. Les mares non revégétalisées présentent une richesse spécifique plus basse que les autres traitements. Deux familles, les Salticidae et les Tetragnathidae, sont absentes des berges des mares non revégétalisées, mais présentes sur les autres. Plusieurs espèces de ces deux familles d'araignées sont associées à la végétation, sur laquelle elles chassent (Salticidae) et tissent leur toile (Tetragnathidae). Cela suggère que l'introduction de végétation, indépendamment de sa structure, favorise la recolonisation par plusieurs espèces et certaines familles d'araignées. Ce constat corrobore les conclusions d'autres auteurs comme Horváth et collègues (2015), qui ont montré que l'abondance et la richesse spécifique des araignées sont corrélées négativement au pourcentage de sol nu.

La plupart des espèces échantillonnées étaient généralistes. Leur proportion dans le fen en restauration est plus grande que dans l'écosystème de référence, et *vice versa* pour les espèces facultatives des tourbières. On observe souvent ce patron dans les écosystèmes en restauration. Les espèces

spécialistes sont typiquement plus affectées par les perturbations que les espèces généralistes. À l'inverse, les espèces généralistes sont favorisées par la dégradation et la fragmentation des habitats (Marvier *et al.* 2004). À la lumière de la théorie des niches écologiques (Hutchinson 1957), cela s'explique par la largeur de la niche, qui est plus étroite chez les espèces spécialistes, donc davantage sensible aux perturbations (Clavel *et al.* 2011). Les conditions régnant dans les tourbières récemment restaurées diffèrent considérablement de celles des tourbières naturelles. Lorsque la végétation n'est pas établie, il y a peu d'endroits pour se protéger des écarts de température, du vent et des précipitations. Au site expérimental de restauration, une abondance et une diversité plus grande d'araignées facultatives des tourbières ont été observées autour des mares avec arbustes et celles avec plantes graminoides. La similarité entre la structure végétale autour de ces mares et celle de l'écosystème de référence pourrait expliquer cette observation.

### *Diversité des araignées et espèces indicatrices*

Des espèces non résidentes des tourbières ont été trouvées partout, en abondance et en diversité plus petites dans l'écosystème de référence et plus grande autour des mares non revégétalisées. L'abondance généralement très faible de ces espèces suggère que ce sont des espèces non résidentes.

Certaines espèces n'ont pas été identifiées comme généralistes mais sont associées aux mares non revégétalisées. À l'opposé, l'abondance des généralistes *Pardosa fuscula* et *Pirata minutus*, indicatrices de l'écosystème en restauration, est négativement corrélée au couvert muscinal. Dondale et Redner (1990) mentionnent qu'elles sont associées à l'humidité et sont fréquemment récoltées dans les prairies, les champs et les milieux humides. L'espèce *P. fuscula* est plus abondante autour des mares non revégétalisées. Cette espèce est réputée généraliste, voire associée aux milieux perturbés (Pinzon *et al.* 2013). De Vito et collègues (2004) ont montré que cette espèce est plus tolérante à la dessiccation et à la chaleur que deux de ses congénères. La petite *P. minutus* est l'espèce la plus abondante autour des mares avec arbustes et avec mousses, mais aucun spécimen n'a été récolté dans l'écosystème de référence. Cette espèce est aussi rencontrée en milieu forestier (Larrivée et Buddle 2009). Les espèces du genre *Pirata* sont généralement associées à l'humidité (Dondale et Redner 1990).

Les espèces généralistes étaient plus abondantes dans l'écosystème de référence qu'au site en restauration, mais le nombre d'espèces était comparable. Ce constat suggère que des espèces typiques des tourbières ont recolonisé les berges des mares aménagées, mais des facteurs limitent la croissance de leurs populations. Les espèces généralistes les plus abondantes autour des mares aménagées étaient des lycoses qui exercent probablement une pression intense sur les espèces facultatives des tourbières, soit par la compétition pour les mêmes ressources, soit pas la prédation sur d'autres

araignées (Edgar 1969). Les trois espèces facultatives les plus abondantes sont la gnaphose *Gnaphosa parvula* et les lycoses *Pirata insularis* et *Arctosa raptor*. Toutes trois chassent au sol. La grande *A. raptor* n'a été échantillonnée que dans l'écosystème de référence, mais un spécimen a été observé dans un secteur du fen en restauration où la végétation est particulièrement dense. Sytschewskaia (1935) a observé des femelles de cette espèce dans des terriers aménagés dans la sphaigne d'un bog. D'autres espèces du genre *Arctosa* sont connues pour creuser des terriers (Dolejš *et al.* 2008; Framenau *et al.* 1996). Dans les tourbières, *A. raptor* a probablement besoin d'une épaisseur de mousse plus grande que celle autour des mares de BSF pour aménager ce type de retraite. À BSF, *G. parvula* et *P. insularis* ont été trouvées en plus grande abondance autour des mares avec graminoides et avec arbustes. Les analyses ont identifié *P. insularis* comme espèce indicatrice de l'écosystème de référence et montrent qu'elle est fortement associée au couvert muscinal. Cette espèce vit dans les milieux humides et partiellement couverts (Mallis et Hurd 2005; Hurd et Fagan 1992; Dondale et Redner 1990).

Sans surprise, d'autres espèces trouvées dans le fen en restauration étaient associées aux milieux perturbés ou sont généralistes. La lycose *Pardosa milvina* et sa congénère *P. xerampelina*, qui figuraient parmi les plus abondantes du site expérimental, étaient des espèces indicatrices des mares non revégétalisées. L'analyse canonique de redondance a mis en évidence la corrélation négative entre l'abondance de ces espèces et la présence de végétation. L'espèce *P. milvina* est connue pour être trouvée en grande abondance dans certains milieux humides et ouverts, sans y être confinée (Dondale et Redner 1990). Coyle (1981) avait observé une augmentation de l'abondance de *P. milvina* en milieu forestier suite à une coupe à blanc. Mallis et Hurd (2005), qui ont comparé différents milieux représentant un gradient de succession ont observé *P. milvina* en grande abondance et confiné aux milieux ouverts. Cette espèce semble donc associée aux milieux perturbés et ouverts. Le *P. moesta* était l'espèce la plus abondante autour des mares avec plantes graminoides, dont elle est indicatrice. Graham et collègues (2003) ont mesuré une corrélation négative entre l'abondance de cette espèce et l'humidité du sol. C'est plutôt le contraire qui a été observé dans la présente étude. L'humidité mesurée par ces auteurs était toutefois de l'ordre de deux à cinq fois plus faible que celle mesurée ici. En comparant les araignées de tourbières naturelles à celles de tourbières industrielles, Brodeur (1996) avait trouvé *P. moesta* et *P. xerampelina* en abondance beaucoup plus grande dans les tourbières industrielles. En milieu forestier, Larrivée et collègues (2008) ont identifié *P. moesta* et *P. xerampelina* comme espèces indicatrices de sites où des coupes forestières ont eu lieu. Ces milieux s'apparentent aux tourbières en restauration par leur ouverture et leur structure végétale simple. Ces deux espèces semblent donc associées aux milieux perturbés et elles ont le potentiel de faire compétition aux espèces associées aux. Pour favoriser la recolonisation par des espèces associées aux tourbières, il est nécessaire de restaurer les conditions de l'écosystème de référence, ce qui implique de lever les filtres écologiques qui limitent l'établissement de

ces espèces. Un couvert végétal maximal, comprenant une certaine épaisseur de mousses et des graminoides devrait réduire l'abondance d'espèces généralistes associées aux milieux perturbés et permettre aux espèces facultatives des tourbières de s'épanouir.

Certaines observations faites dans ce projet apportent des connaissances nouvelles sur l'écologie de certaines espèces. La grande lycose *Trochosa terricola* Thorell a été trouvée autour de certaines mares de BSF, mais en faible abondance. Au contraire, sa congénère *T. ruricola* (De Geer) figure parmi les dix espèces les plus abondantes de tous les traitements, incluant l'écosystème de référence. Introduite d'Europe, *T. ruricola* fut rapportée pour la première fois au Canada par Lalongé et collègues (1997), qui ont conclu qu'elle avait déplacé *T. terricola* dans des champs agricoles au sud de Montréal. Depuis, d'autres auteurs ont noté la dominance de l'espèce introduite sur l'indigène au Québec (Royauté et Buddle 2012; Bolduc *et al.* 2005) et aux États-Unis (Steffen et Draney 2009; Prentice 2001). Les résultats de ce projet corroborent l'hypothèse du déplacement de *T. terricola* par *T. ruricola* et mettent en évidence le statut généraliste de cette dernière. Sa tolérance à un éventail de conditions environnementales, de concert avec de plus grandes portées (Edwards 1993) confèrent apparemment un avantage compétitif à *T. ruricola*. Rappelons toutefois que les femelles *Trochosa* posent un problème taxonomique; il est en fait, à toutes fins pratiques, impossible de les distinguer.

La présence du saltique *Synageles venator* (Lucas) à BSF est notable. La première mention de cette espèce en Amérique du Nord est celle de Hutchinson et Limoges (1998), dans la région de Montréal. Depuis son introduction, *S. venator* serait devenue commune dans le sud-ouest du Québec (Paquin et Duperré 2003). Elle a aussi été observée à Québec (Claude Simard 2014, comm. pers.). La mention faite ici serait la première à l'est de Québec, indiquant un élargissement de près de 300 km de l'aire de répartition connue de cette espèce vers l'est du continent américain.

L'indice IndVal a été utilisé pour identifier les espèces associées aux différents traitements. L'analyse sans groupement de traitements indique que huit espèces d'araignées sont indicatrices de l'écosystème de référence : les linyphiides *Oedothorax trilobatus* (Banks), *Gramonota gigas* (Banks) et *Walcknaeria digitata* (Emerton) et les lycoses *Pirata insularis*, *Arctosa raptor*, et *Pirata cantralli*. La présence de ces espèces dans un fen en restauration pourrait être interprétée comme un indice de succès de restauration. Le calcul d'IndVal avec possibilité de groupement ne conserve que *Arctosa raptor* et *Pirata cantralli* comme indicatrice de l'écosystème de référence, mais identifie *Gramonota gigas* comme indicatrice à la fois de ce dernier et des mares avec végétation graminoides. Les mares avec végétation graminoides sont les seules à partager une espèce indicatrice avec l'écosystème de référence, ce qui constitue un indice de plus quant à leur similarité. À l'opposé, les lycoses *Pardosa xerampelina* et *P. milvina* sont indicatrices

des mares non revégétalisées. Leur présence pourrait représenter un indice d'échec de restauration. Le potentiel indicateur de ces espèces est en partie spatialement déterminé. Dans d'autres régions, des espèces différentes sont susceptibles d'être de meilleurs indicateurs.

## Conclusion

Mes résultats montrent que l'aménagement des mares dans un contexte de restauration de tourbière a une influence sur les arthropodes, mais que cette influence varie selon les taxons. Les dytiques ont colonisé les mares de façon stochastique et ne semblent pas être influencés par les traitements. Les araignées ont surtout été influencées par la végétation autour des mares. La revégétalisation avec des plantes graminoides fournit un environnement plus similaire à l'écosystème de référence et favorise la recolonisation par des assemblages d'araignées proches de ceux des fens naturels.

Les dytiques n'ont pas été influencés par les traitements, mais des espèces associées aux tourbières ont été trouvées dans les mares aménagées du fen en restauration. Leur diversité était différente entre les mares profondes et peu profondes du milieu en restauration. Une variété de profondeurs et de formes est souhaitable en contexte de restauration de biodiversité en tourbières afin d'héberger un plus grand éventail d'espèces aux affinités écologiques différentes (Beadler *et al.* 2015; Oertli *et al.* 2002).

Les plantes graminoides sont à préconiser en raison de leur développement relativement rapide et du microenvironnement qu'elles créent et qui favorise la recolonisation par des assemblages d'araignées typiques des fens naturels. Ces espèces végétales favorisent également la régénération des mousses brunes (Graf et Rochefort 2010), ce qui contribue d'autant plus à la formation d'habitats typiques de fens et, ultimement, au succès de restauration.

Considérant que la végétation introduite autour des mares de BSF continuera de se développer avec le temps et que les assemblages d'arthropodes sont sujets à des variations interannuelles (Relys *et al.* 2002), il serait intéressant de mener des suivis comme ce projet à plus long terme pour constater la stabilité des patrons observés.

## Bibliographie

- Aitchison-Benell, C.W. 1994. Bog arachnids (Araneae, Opiliones) from Manitoba taiga. *Memoirs of the Entomological Society of Canada* **169**:21-31.
- Alarie, Y. & A. Maire. 1991. Dytiscid fauna (Coleoptera: Dytiscidae) of the Québec subarctic. *The Coleopterists Bulletin* **45**(4):350-357.
- Andersen, R., C. Wells, M. Macrae & J. Price. 2013. Nutrient mineralization and microbial functional diversity in a restored bog approach natural conditions 10 years post restoration. *Soil Biology and Biochemistry* **64**:37-47.
- Arlen-Pouliot, Yann. 2009. *Développement holocène et dynamique récente des tourbières minérotrophes structurées du haut-boréal québécois*. Thèse de doctorat. Université Laval.
- Batzer, D.P. 2013. The seemingly intractable ecological response of invertebrates in North American wetlands: a review. *Wetlands* **33**:1-15.
- Batzer, D.P. & S.A. Wissinger. 1996. Ecology of insect communities in nontidal wetlands. *Annual Review of Entomology* **41**:75-100.
- Beadle, J.M., L.E. Brown & J. Holden. 2015. Biodiversity and ecosystem functioning in natural bog pools and those created by rewetting schemes. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* **2**(2):65-84.
- Bélanger, G. & R. Hutchinson. 1992. Liste annotée des Araignées (Araneae) du Québec. *Pirata* **1**:2-119.
- Bell, G. 2001. Neutral macroecology. *Science* **293**(5539):2413-2418.
- Bell, J.R., D.A. Bohan, E.M. Shaw & G.S. Weyman. 2005. Ballooning dispersal using silk: world fauna, phylogenies, genetics and models. *Bulletin of Entomological Research* **95**:69-114.
- Bilton, D.T. 1994. The flight apparatus and flying ability of *Hydroporus glabriusculus* (Coleoptera: Dytiscidae), with a brief review of structural modifications in flightless beetles. *Entomologisk Tidskift* **115**:23-32.
- Birkhofer, K., S. Scheu & D.H. Wise. 2007. Small-scale spatial pattern of web-building spiders (Araneae) in alfalfa: relationship to disturbance from cutting, prey availability, and intraguild interactions. *Environmental Entomology* **36**:801-810.
- Blades, D.C.A. & S. Marshall. 1994. Terrestrial arthropods of Canadian peatlands: synopsis of pan trap collections at four southern Ontario peatlands. *Memoirs of the Entomological Society of Canada* **169**:221-284.
- Blagoev, G.A., J.R. Dewaard, S. Ratnasingham, S.L. Dewaard, L. Lu, J. Robertson, A.C. Telfer & P.D.N. Hebert. 2016. Untangling taxonomy: a DNA barcode reference library for Canadian spiders. *Molecular Ecology Resources* **16**(1):325-341.
- Blanchet, F. G., P. Legendre & D. Borcard. 2008. Forward selection of explanatory variables. *Ecology* **89**(9):2623-2632.
- Bloechl, A., S. Koenemann, B. Philippi & A. Melber. 2010. Abundance, diversity and succession Coleoptera and Heteroptera in a cluster of artificial ponds in the North German Lowlands. *Limnologica* **40**:215-225.
- Bolduc, É, C.M. Buddle, N.J. Bostanian & C. Vincent. 2005. Ground-dwelling spider fauna (Araneae) of two vineyards in southern Québec. *Environmental Entomology* **34**(3):635-645.
- Bonte, D., N. Vandenbroecke, L. Lens & J.-P. Maelfait. 2003. Low propensity for aerial dispersal in specialist spiders from fragmented landscapes. *Proceedings of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences* **270**:1601-1607.

- Bonte, D., L. Baert, & J.-P. Maelfait. 2002. Spider assemblage structure and stability in a heterogeneous coastal dune system (Belgium). *Journal of Arachnology* **30**(2):331-343.
- Borcard, D., & P. Legendre. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* **73**(3):1045-1055.
- Borchard, F., S. Buchholz, F. Helbing & T. Fartmann. 2014. Carabid beetles and spiders as bioindicators for the evaluation of montane heathland restoration on former spruce forests. *Biological Conservation* **178**:185-192.
- Bowden, J.J., & C.M. Buddle. 2010. Determinants of ground-dwelling spider assemblages at a region scale in the Yukon Territory, Canada. *Ecoscience* **17**(3):287-297.
- Brady, V.J., B.J. Cardinale, J.P. Gathman & T.M. Burton. 2002. Does facilitation of faunal recruitment benefit ecosystem restoration? An experimental study of invertebrate assemblages in wetland mésocosmes. *Restoration Ecology* **10**(4):617-626.
- Brodeur, J. 1996. Outils d'évaluation du succès de la restauration à l'aide des populations d'arthropodes (fourmis, carabes et araignées). Dans L. Rochefort & F. Quinty. 1996. *La restauration des tourbières exploitées: le développement d'une stratégie intégrée au Québec* (p. 56-65). Rapport final remis au Ministère de l'Environnement et de la Faune. Université Laval, Québec.
- Brown, S.C., K. Smith & D. Batzer. 1997. Macroinvertebrate responses to wetland restoration in northern New York. *Environmental Entomology* **26**(5):1016-1024.
- Buchholz, S. 2010. Ground spider assemblages as indicators for habitat structure in inland sand ecosystems. *Biodiversity and Conservation* **19**(9):2565-2595.
- Buddle, C.M. 2001. Spiders (Araneae) associated with downed woody material in a deciduous forest in central Alberta, Canada. *Agricultural and Forest Entomology* **3**:241-251.
- Calmé, S., A. Desrochers & J.-P. Savard. 2002. Regional significance of peatlands for avifaunal diversity in southern Québec. *Biological Conservation* **107**:273-281.
- Chase, J.M. 2007. Drought mediates the importance of stochastic community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **104**(44):17430-17434.
- Chessman, B.C., & L. Hardwick. 2014. Water regimes and macroinvertebrate assemblages in floodplain wetlands of the Murrumbidgee River, Australia. *Wetlands* **34**:661-672.
- Clavel, J., R. Julliard & V. Devictor. 2011. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and Environment* **9**(4):222-228.
- Collinson, N.H., J. Biggs, A. Corfield, M.J. Hodson, D. Walker, M. Whitfield & P.J. Williams. 1995. Temporary and permanent ponds: an assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biological Conservation* **74**:125-133.
- Connor, E.F. & E.D. McCoy. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. *American Naturalist* **113**:791-833.
- Cooper, A., T. McCann, R. Davidson & G.N. Foster. 2005. Vegetation, water beetles and habitat isolation in abandoned lowland bog drains and peat pits. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **15**(2):175-188.
- Crawford, R.L., P.M. Sugg, & J.S. Edwards. 1995. Spider arrival and primary establishment on terrain depopulated by volcanic-eruption at Mount St. Helens, Washington. *American Midland Naturalist* **133**:60-75.
- Cristofoli, S., G. Mahy, R. Kekenbosch & K. Lambeets. 2010. Spider communities as evaluation tools for wet heathland restoration. *Ecological Indicators* **10**:773-780.

- De Caceres, M., P. Legendre & M. Moretti. 2010. Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos* **119**:1674-1684.
- de Groot, R., L. Bander, S. van der Ploeg, R. Costanza, F. Bernard, L. Braat, M. Christie, N. Crossman, A. Ghermandi, L. Hein, S. Hussain, P. Kumar, A. McVittie, R. Portela, L.C. Rodriguez, P. ten Brink & P. van Beukering. 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services* **1**:50-61.
- de Szalay, F.A. & V.H. Resh. 2000. Factors influencing macroinvertebrates colonization of seasonal wetlands: response to emergent plant cover. *Freshwater Biology* **45**:295-308.
- Déri, E., T. Magura, R. Horváth, M. Kisfali, G. Ruff, S. Lengyel & B. Tóthmérész. 2011. Measuring the short-term success of grassland restoration: the use of habitat affinity indices in ecological restoration. *Restoration Ecology* **19**(4):520-528.
- Desrochers, A. 2001. Les oiseaux : diversité et répartition. Dans S. Payette & L. Rochefort (dir.). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador* (p. 159-173). Québec, Québec : Presses de l'Université Laval.
- Desrochers, A., L. Rochefort & J.-P. Savard. 1998. Avian recolonization of eastern Canadian bogs after peat mining. *Canadian Journal of Zoology* **76**:989-997.
- DeVito, J., J.M. Meik, M.M. Gerson & D.R. Formanowicz, Jr. 2004. Physiological tolerances of three sympatric riparian wolf spiders (Araneae: Lycosidae) correspond with microhabitat distributions. *Canadian Journal of Zoology* **82**(7):1119-1125.
- Dietz-Brantley, S.E., B.E. Taylor, D.P. Batzer & A.E. DeBiase. 2002. Invertebrates that aestivate in dry basins of Carolina Bay wetlands. *Wetlands* **22**(4):767-775.
- Dinno, A. 2015. Nonparametric pairwise multiple comparisons in independent groups using Dunn's test. *The Stata Journal* **15**(1):292-300.
- Dolejš, P., L. Kubcová & J. Buchar. 2008. Subterrestrial life of *Arctosa lutetiana* (Araneae, Lycosidae). *Journal of Arachnology* **36**(1):202-203.
- Dondale, C.D. & J.H. Redner. 1994. Spiders (Araneae) of six small peatlands in southern Ontario or southwestern Québec. *Memoirs of the Entomological Society of Canada* **169**:33-40.
- Dondale, C. & J. Redner. 1990. Part 17 The Wolf spiders, nurseryweb spiders, and lynx spiders of Canada and Alaska (Araneae: Lycosidae, Pisauridae, and Oxyopidae). *The Insects and Arachnids of Canada*. Biosystematics Research Centre, Ottawa. 297 p.
- Dondale, C. & J. Redner. 1982. Part 9 The Sac spiders of Canada and Alaska (Araneae: Clubionidae and Anyphaenidae). *The Insects and Arachnids of Canada*. Biosystematics Research Centre, Ottawa. 194 p.
- Dondale, C. & J. Redner. 1978. Part 5 The Crab spiders of Canada and Alaska (Araneae: Philodromidae and Thomisidae). *The Insects and Arachnids of Canada*. Biosystematics Research Centre, Ottawa. 225 p.
- Dufrêne, M. & P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monograph* **67**:345-366.
- Edgar, W.D. 1969. Prey and predators of the wolf spider, *Lycosa lugubris*. *Journal of Zoology* **159**:405-411.
- Edwards, R.L. 1993. New records of spiders (Araneae) from Cape Cod, Massachusetts, including two possible European immigrants. *Entomological News* **104**:79-82.

- Entling, W., M.H. Schmidt, S. Bacher, R. Brandl, W. & Nentwig. 2007. Niche properties of Central European spiders: shading, moisture and the evolution of the habitat niche. *Global Ecology and Biogeography* **16**(4), 440–448.
- Epele, L.B. & M. Archangelsky. 2012. Spatial variations in water beetle communities in arid and semi-arid patagonian wetlands and their value as environmental indicators. *Zoological Studies* **51**(8):1418-1431.
- Eyre, M.D., R. Carr, R.P. McBlane & G.N. Foster. 1992. The effects of varying site-water duration on the distribution of water beetle assemblages, adults and larvae (Coleoptera: Haliplidae, Dytiscidae, Hydrophilidae). *Archiv für Hydrobiologie*. **124**(3):281-291.
- Fairchild, G.W., A.M. Faulds & J.F. Matta. 2000. Beetle assemblages in ponds: effects of habitat and site age. *Freshwater Biology* **44**:523-534.
- Faith, D.P., P.R. Minchin & L. Belbin. 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetation* **69**(1-3):57-68.
- Finch, O.-D., T. Blick & A. Schuldt. Macroecological patterns of spider species richness across Europe. *Biodiversity Conservation* **17**(12):2849-2868.
- Finnamore, A.T. 1996. *The advantages of using arthropods in ecosystem management*. Biological Survey of Canada (Terrestrial Arthropods). Canadian Museum of Nature. Ottawa.
- Finnamore, A.T. 1994. Hymenoptera of the Wagner natural area, a boreal spring fen in central Alberta. *Memoirs of the Entomological Society of Canada* **169**:181-220.
- Finnamore, A.T. & S.A. Marshall (dir.). 1994. Terrestrial arthropods of peatlands, with particular reference to Canada. *Memoirs of the Entomological Society of Canada* **169**. 289 p.
- Flannagan, J.F. & S.R. Macdonald. 1987. Ephemeroptera and Trichoptera of peatlands and marsches in Canada. *Memoirs of the Entomological Society of Canada* **119**:47-56.
- Fontaine, N., M. Poulin & L. Rochefort. 2007. Plant diversity associated with pools in natural and restored peatlands. *Mires and Peat* **2**:1-17.
- Foster, G.N. 1995. Evidence for pH insensitivity in some insects inhabiting peat pools in the Loch Fleet catchement. *Chemistry and Ecology* **9**:297-215.
- Framenau, V., M. Reich, H. Pachter. 1996. Migration and prey of *Arctosa cinerea* (Fabricius, 1777) on a braided section of an alpine river. *Verhandlungen der Gesellschaft Für Ökologie* **26**:369-376.
- Fraser, L.H., W.L. Harrower, H.W. Garris, S.D. Davidson, P.D.N. Herbert, R. Howie, A. Moody, D. Polster, O.J. Schmitz, A.R.E. Sinclair, B.M. Starzomski, T.P. Sullivan, R. Turkington & D. Wilson. 2015. A call for applying trophic structure in ecological restoration. *Restoration Ecology* **23**(5):503-507.
- Freedman, L.S., D. Pee & D.N. Midthune. 1992. The problem of underestimating the residual error variance in forward stepwise regression. *Statistician* **41**(4):405-412.
- Gagnon, J., & G. Fitzgerald. 2004. Towards a national collection strategy: reviewing existing holdings. Dans S.J. Kned (dir.). *Museums and the Future of Collecting* (p. 215-221). Burlington, É.-U.: Ashgate.
- Giberson, D. & M.L. Hardwick. 1999. Pitcher plants (*Sarracenia purpurea*) in Eastern Canadian peatlands: ecology and conservation of the invertebrate inquilines. Dans D.P. Batzer, R.B. Rader & S.A. Wissinger (dir.). *Invertebrates in Freshwater Wetlands of North America: Ecology and Management* (p.383-400). New York, É.-U.: Wiley.
- Gibson, C.W.D., C. Hambler & V.K. Brown. 1992. Changes in spider (Araneae) assemblages in relation with succession and grazing management. *Journal of Applied Ecology* **29**:132-142.

- Glaser, P.H., & J.A. Janssens. 1986. Raised bogs in eastern North America: transitions in landforms and gross stratigraphy. *Canadian Journal of Botany* **64**:395-415.
- González, E., L. Rochefort, S. Boudreau & M. Poulin. 2014. Combining indicator species and key environmental and management factors to predict restoration success of degraded ecosystems. *Ecological Indicators* **46**:156-166.
- Gorham, E. & J.A. Janssens. 1992. Concepts of fen and bogs re-examined in relation to bryophyte cover and the acidity of surface waters. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* **61**:7-20.
- Graf, M.D., & L. Rochefort. 2010. Moss regeneration for fen restoration: field and greenhouse experiments. *Restoration Ecology* **18**(1):121-130.
- Graf, M.D., & L. Rochefort. 2008. Techniques for restoring fen vegetation on cut-away peatlands in North America. *Applied Vegetation Science* **11**(4):521-528.
- Graham, A.K., C.M. Buddle & J.R. Spence. 2003. Habitat affinities of spiders living near a freshwater pond. *Journal of Arachnology* **31**(1):78-89.
- Gravel, D., C.D. Canham, M. Beaudet & C. Messier. 2006. Reconciling niche and neutrality: the continuum hypothesis. *Ecology Letters* **9**:399-409.
- Greenstone, M.H. 1982. Ballooning frequency and habitat predictability in 2 wolf spider species (Lycosidae, *Pardosa*). *Florida Entomologist* **65**:83-89.
- Grégoire Taillefer, A. & T.A. Wheeler. 2013. Animal colonization of restored peatlands: inoculation of plant material as a source of insects. *Restoration Ecology* **21**(1):140-144.
- GRET 2014. *Protocole - Récolte, conservation, préparation et analyse des échantillons d'eau de la tourbière de Bic – Saint-Fabien (Chimie de l'eau)*. Groupe de recherche en écologie des tourbières. 8 p.
- Haase, H. & B. Balkenol. 2015. Spiders (Araneae) as subtle indicators for successional stages in peat bogs. *Wetlands Ecology and Management* **23**:453-466.
- Halaj, J., & D.H. Wise. 2001. Terrestrial trophic cascades: how much do they trickle? *The American Naturalist* **157**(3):262-281.
- Hannigan, E., & M. Kelly-Quinn. 2012. Composition and structure of macroinvertebrate communities in contrasting open-water habitats in Irish peatlands: implications for biodiversity conservation. *Hydrobiologia* **692**:19-28.
- Hart, D.D. & R.J. Horowitz. 1991. Habitat diversity and the species-area relationship: alternative models and tests. Dans S.S. Bell, E.D. McCoy & H.R. Mushinky (dir.). *Habitat Structure* (p. 47-68). Londres, Royaume-Uni: Chapman and Hall.
- He, F. 2005. Deriving a neutral model of species abundance from fundamental mechanisms of population dynamics. *Functional Ecology* **19**:187-193.
- Hilton, D.F.J. 1987. Odonata of peatlands and marshes in Canada. *Memoirs of the Entomological Society of Canada* **140**:57-63.
- Hilton, D.F.J. 1982. The biology of *Endothenia daeckeaana* (Lepidoptera: Olethreutidae), an inhabitant of the ovaries of the northern pitcher plant, *Sarracenia p. purpurea* (Sarraceniaceae). *The Canadian Entomologist* **114**(3):269-274.
- Hodkinson, I.D., S.J. Coulson, J. Harrison & N.R. Webb. 2001. What a wonderful web they weave: spiders, nutrient capture and early ecosystem development in the high Arctic - some early ecosystem development ideas on community assembly. *Oikos* **95**(2):349-352.
- Holyoak, M., M.A. Leibold & R.D. Holt (dir.) 2005. *Metacommunities: Spatial Dynamics and Ecological Communities*. Chicago, É.-U.: University of Chicago Press. 520 p.

- Horváth, R., T. Magura, C. Szinetár, J. Eichardt, É. Kovács & B. Tóthmérész. 2015. In stable, unmanaged grasslands local factors are more important than landscape-level factors in shaping spider assemblages. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **208**:106-113.
- Hubbell, S.P. 1997. A unified theory of biogeography and relative species abundance and its application to tropical rain forests and coral reefs. *Coral Reefs* **16**, suppl.:S9-S21.
- Hubbell, S.P. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press. Princeton, New Jersey.
- Hubbell, S.P. 2005. Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalence. *Functional Ecology* **19**:166-172.
- Huhta, V. 1971. Succession in the spider communities of the forest floor after clear-cutting and prescribed burning. *Annales Zoologici Fennici* **8**:483-542.
- Hutchinson, G.E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbour on Quantitative Biology* **22**:415-427.
- Hutchinson, R., & Limoges. 1998. Première mention de *Synageles venator* (Lucas) (Araneae: Salticidae) pour l'Amérique du Nord. *Faberies* **23**:10-16.
- Jeffries, M. 2005. Local-scale turnover of pond insects: Intra-pond habitat quality and inter-pond geometry are both important. *Hydrobiologia* **543**(1):207-220.
- Jeffries, M. 1989. Measuring Talling's « element of chance in pond populations ». *Freshwater Biology* **21**: 383-393.
- Jiménez-Valverde, A., A. Baselga, A. Melic & N. Txasko. 2010. Climate and regional beta-diversity gradients in spiders: dispersal capacity has nothing to say? *Insect Conservation and Diversity* **3**:51-60.
- Jiménez-Valverde, A., & J.M. Lobo. 2007. Determinants of local spider (Araneidae and Thomisidae) species richness on a regional scale: climate and altitude vs. habitat structure. *Ecological Entomology* **32**:113-122.
- Juliano, S.A. 1991. Changes in structure and composition of an assemblage of *Hydroporus* species (Coleoptera: Dytiscidae) along a pH gradient. *Freshwater Biology* **25**:367-378.
- Kajak, A. 1997. Effects of epigeic macroarthropods on grass litter decomposition in mown meadow. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **64**:53-63.
- Kirkman, L.K., L.L. Smith, P.F. Quintana-Ascencio, M.J. Kaeser, S.W. Golladay & A.L. Farmer. 2012. Is species richness congruent among taxa? Surrogacy, complementarity, and environmental correlates among three disparate taxa in geographically isolated wetlands. *Ecological Indicators* **18**:131-139.
- Klecka, J. & D.S. Boukal. 2011. Lazy ecologist's guide to water beetle diversity: Which sampling methods are the best? *Ecological Indicators* **11**:500-508.
- Klemmer, A.J., S.A. Wissinger, H.S. Greig & M.L. Ostrofsky. 2012. Nonlinear effects of consumer density on multiple ecosystem processes. *Journal of Animal Ecology* **81**(4):770-780.
- Kneitel, J. 2014. Inundation timing, more than duration, affects the community structure of California vernal pool mesocosms. *Hydrobiologia* **732**:71-83.
- Kolasa, J. & T.N. Romanuk. 2005. Assembly of unequals in the unequal world of a rock pool metacommunity. Dans M. Holyoak, M.A. Leibold & R.D. Holt (dir.). *Metacommunities: Spatial Dynamics and Ecological Communities* (p. 212-232). Chicago, É.-U.: University of Chicago Press.
- Koponen, S. 1994. Ground-living spiders, opilionids and pseudoscorpions of peatlands in Québec. *Memoirs of the Entomological Society of Canada* **169**:41-60.

- Koponen, S. 1979. Differences of spider fauna in natural and man-made habitats in a raised bog. Pages 104-108 dans: *The Use of Ecological Variables in Environmental Monitoring*. The National Swedish Protection Board, Report PM 1151.
- Krakauer, T. 1972. Thermal response of orbweaving spider *Nephila clavipes* (Araneae: Argiopidae). *The American Midland Naturalist* **88**(1):245-250.
- Kremen, C., R.K. Colwell, T.L. Erwin, D.D. Murphy, R.F. Noss & M.A. Sanjayan. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology* **7**:796-808.
- Kruess, A., & T. Tschamtker. 2000. Species-richness and parasitism in a fragmented landscape: experiments and field studies with insects on *Vicia sepium*. *Oecologia* **122**:129-137.
- Laberge, V., S. Hugron, L. Rochefort & M. Poulin. 2015. Influence of different bryophytes carpets on vascular plant establishment around pools in restored peatlands. *Land Degradation & Development* **26**:813-818.
- Laberge, V., L. Rochefort & M. Poulin. 2013. Ericaceae stabilize peat and foster *Sphagnum majus* establishment at pool margins in restored peatlands. *Aquatic Botany* **111**:1-8.
- Alongé, S., J.H. Redner & D. Coderre. 1997. First Canadian records of *Trochosa rucicola* (De Geer), *Ostearius melanopygius* (O. Pickard-Cambridge), and *Dictyna decaprini* Kaston (Araneae : Lycosidae, Linyphiidae, Dictynidae, respectively). *The Canadian Entomologist* **129**:371-372.
- Landry, T., L. Rochefort & M. Poulin. 2012. Impact of seedbed and water level on the establishment of plant species associated with bog pools. *Native Plants Journal* **13**:205-215.
- Langellotto, G.A., & R.F. Denno. 2004. Responses of invertebrate natural enemies to complex-structured habitats: a meta-analytical synthesis. *Oecologia* **139**:1-10.
- Larivée, M., & C.M. Buddle. 2010. Scale dependence of tree trunk spider diversity patterns in vertical and horizontal space. *Écoscience* **17**(4):400-410.
- Larivée, M., & C.M. Buddle. 2008. Ballooning propensity of canopy and understorey spiders in a mature temperate hardwood forest. *Ecological Entomology* **36**(2):144-151.
- Larivée, M., P. Drapeau & L. Fahrig. 2008. Edge effects created by wildfire and clear-cutting on boreal forest ground-dwelling spiders. *Forest Ecology and Management* **255**:1434-1445.
- Larivée, M., L. Fahrig & P. Drapeau. 2005. Effects of a recent wildfire and clearcuts on ground-dwelling boreal forest spider assemblages. *Canadian Journal of Forest Research* **35**:2575-2588.
- Larson, D.J. 2010. Water beetles (Coleoptera: Dytiscidae) of the Atlantic Maritime Ecozone. Dans D.F. McAlpine & I.M. Smith (dir.). *Assessment of Species Diversity in the Atlantic Maritime Ecozone* (p. 477-487). Conseil national de recherches Canada, Ottawa.
- Larson, D.J. 1997. Habitat and community patterns of tropical Australian hydraphadephagan water beetles (Coleoptera: Dytiscidae, Gyrinidae, Noteridae). *Australian Journal of Entomology* **36**:269-285.
- Larson, D.J. 1990. Odonate predation as a factor influencing dytiscid beetle distribution and community structure. *Quaestiones Entomologicae* **26**(2):151-162.
- Larson, D.J. 1987. Aquatic Coleoptera of peatlands and marshes in Canada. *Memoirs of the Entomological Society of Canada* **140**:99-132.
- Larson, D.J. 1985. Structure in Temperate Predaceous Diving Beetle Communities (Coleoptera: Dytiscidae). *Holarctic Ecology* **8**(1):18-32.
- Larson, D.J. & N.L. House. 1990. Insect communities of Newfoundland bog pools with emphasis on the Odonata. *Canadian Entomologist* **122**:469-501.

- Larson, D.J., Y. Alarie & R.E. Roughley. 2000. *Predacious diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae) of the Nearctic region, with emphasis on the fauna of Canada and Alaska*. Conseil national de recherches Canada, Ottawa. 982p.
- Lawrence, K.L. & D.H. Wise. 2004. Unexpected indirect effect of spiders on the rate of litter disappearance in a deciduous forest. *Pedobiologia* **48**:149-157.
- Lawton, J.H. 1983. Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Annual Review of Entomology* **28**:23-29.
- Legendre, P., & E. Gallagher. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* **129**:271-280.
- Legendre, P. & L. Legendre. 2012. *Numerical Ecology, Third English Version*. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier.
- Leibold, M.A., M. Holyoak, N. Mouquet, P. Amarasekare, J.M. Chase, M.F. Hoopes, R.D. Holt, J.B. Shurin, R. Law, D. Tilman, M. Loreau & A. Gonzalez. 2004. The metacommunity concept : a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* **7**:601-613.
- Lewis, D.J. 1987. Biting flies (Diptera) of peatlands and marshes in Canada. *Memoirs of the Entomological Society of Canada* **140**:130-140.
- Lindenmayer, D., R.J. Hobbs, R. Montague-Drake, J. Alexandra, A. Bennett, M. Burgman, P. Cale, A. Calhoun, V. Cramer, P. Cullen, D. Driscoll, L. Fahrig, J. Fischer, J. Franklin, Y. Haila, M. Hunter, P. Gibbons, S. Lake, G. Luck, C. MacGregor, S. McIntyre, R.M. Nally, A. Manning, J. Miller, H. Mooney, R. Noss, H. Possingham, D. Saunders, F. Schmiegelow, M. Scott, D. Simberloff, T. Sisk, G. Tabor, B. Walker, J. Wiens, J. Woinarski & E. Zavaleta. 2008. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology Letters* **11**:78-91.
- Liu, S., J. Chen, W. Gan, D. Schaefer, J. Gan & X. Yang. 2015. Spider foraging strategy affects trophic cascades under natural and drought conditions. *Scientific Reports* **5**, article no 12396.
- Lozan, A., K. Spitzer & J. Jaroš. 2011. Isolated peat bog habitats and their food connections: parasitoids (Hymenoptera: Ichneumonoidea) and their lepidopteran hosts. *Journal of Insect Conservation* **16**(3):391-397.
- Lucchese, M., J.M. Waddington, M. Poulin, R. Pouliot, L. Rochefort & M. Strack. 2010. Organic matter accumulation in a restored peatland: Evaluating restoration success. *Ecological Engineering* **36**:482-488.
- Lundkvist, E., J. Landin & P. Milberg. 2001. Diving beetle (Dytiscidae) assemblages along environmental gradients in an agricultural landscape in southwestern Sweden. *Wetlands* **21**(1):48-58.
- Mader, H.-J. 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation* **29**:81-96.
- Maelfait, J.P. & L. Baert. 1975. Contribution to the knowledge of the arachno- and entomofaune of different woodhabitat. Part I: sampled habitats, theoretical study of the pitfall method, survey of captured taxa. *Biologisch Jaarboek Dodonaea* **46**:179-196.
- Mahmood, Md.S., & M. Strack. 2011. Methane dynamics of recolonized cutover minerotrophic peatland: Implications for restoration. *Ecological Engineering* **37**:1859-1868.
- Mallis, R.E., & L.E. Hurd. 2005. Diversity among ground-dwelling spider assemblages : habitat generalists and specialists. *Journal of Arachnology* **33**(1):101-109.
- Malloy, S., & J.S. Price. 2014. Fen restoration on a bog harvested down to sedge peat: A hydrological assessment. *Ecological Engineering* **64**:151-160.

- Malumbres-Olarte, J., C.J. Vink, J.G. Ross, R.H. Cruickshank & A.M. Paterson. The role of habitat complexity on spider communities in native grasslands of New Zealand. *Insect Conservation and Diversity* **6**:124-134.
- Marshall, S.A., A.T. Fimmamore & D.C.A. Blades. 1999. Canadian peatlands: diversity and habitat specialization of the arthropod fauna. Dans D.P. Batzer, R.B. Rader & S.A. Wissinger (dir.). *Invertebrates in Freshwater Wetlands of North America: Ecology and Management* (p. 383-400). New York, É.-U.: Wiley.
- Martin, J.E.H. 1983. *Les insectes et arachnides du Canada partie 1: Récolte, préparation et conservation des insectes, des acariens et des araignées*. Institut de recherche biosystématique. Ottawa. 205 p.
- Marvier, M., P. Kareiva & M.G. Neubert. 2004. Habitat destruction, fragmentation, and disturbance promote invasion by habitat generalists in a multispecies metapopulation. *Risk Analysis* **24**(4):869-878.
- Matveinen-Huju, K. 2004. Habitat affinities of 228 boreal Finnish spiders: a literature review. *Entomologica Fennica* **15**:149-192.
- Mazerolle, M. 2005. Peatlands and green frogs: a relationship regulated by acidity? *Écoscience* **12**:60-67.
- Mazerolle, M.J., M. Poulin, C. Lavoie, L. Rochefort, A. Desrochers & B. Drolet. 2006. Animals and vegetation patterns in natural and man-made bog pools: implications for restoration. *Freshwater Biology* **51**:333-350.
- McCarter, C.P.R. & J.S. Price. 2013. The hydrology of the Bios-des-Bel bog peatland restoration: 10 years post-restoration. *Ecological Engineering* **55**:73-81.
- McGeoch, M. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* **73**:181-201.
- Merritt, R.W., Cummins, K.W. & M.B. Berg (dir.). 2008. *Introduction to the Aquatic Insects of North America*, 4<sup>e</sup> éd. Dubuque, É.-U.: Kendall/Hunt. 1158 p.
- Meyer, L.A., & S.M.P. Sullivan. 2013. Bright lights, big city: influences of ecological light pollution on reciprocal stream-riparian invertebrate fluxes. *Ecological Applications* **23**(6):1322-1330.
- Minchin, P.R. 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. *Vegetatio* **69**:89-107.
- Molnár, Á., Z. Csabai & B. Tóthmérész. 2009. Influence of flooding and vegetation patterns on aquatic beetle diversity in a constructed wetland complex. *Wetlands* **29**(4):1214-1223.
- Mosquin, T., P.G. Whiting & D.E. McAllister. 1995. *Canada's Biodiversity: the Variety of Life, its Status, Economic Benefits, Conservation Costs and Unmet Needs: The Canada Country Study of Biodiversity*. Musée canadien de la nature, Ottawa.
- Mrzljak, J. G. & Wiegleb. 2000. Spider colonization of former brown coal mining areas – time or structure dependent? *Landscape and Urban Planning* **51**:131–146.
- Neter, J., M. H. Kutner, C. J. Nachtsheim & W. Wasserman. 1996. *Applied linear statistical models*. 4e éd. Irwin, Chicago, Illinois, É.-U.
- Neckles, H.A., H.R. Murkin & J.A. Cooper. 1990. Influences of seasonal flooding on macroinvertebrate abundance in wetland habitats. *Freshwater Biology* **23**:311-322.
- Nilsson, A.N. & B.W. Svensson. 1995. Assemblages of dytiscid predators and culicid prey in relation to environmental factors in natural and clear-cut boreal swamp forest pools. *Hydrobiologia* **308**:183-196.

- Nørgaard, E. 1951. On the ecology of two lycosid spiders (*Pirata piraticus* and *Lycosa pullata*) from a Danish sphagnum bog. *Oikos* **3**:1–21.
- Nyffeler, M., & K.D. Sunderland. 2003. Composition, abundance and pest control potential of spider communities in agroecosystems: a comparison of European and US studies. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **95**:579-612.
- Oksanen, J., F.G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, P.R. Minchin, R.B. O'Hara, G.L. Simpson, P. Solymos, M. Henry, H. Stevens & H. Wagner. 2015. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.2-1. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Oertli, B., D. A. Joye, E. Castella, R. Juge, D. Cambin, J.-B. Lachavanne. 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation* **104**(1):59-70.
- Paquin, P., D.J. Buckle, N. Dupérré & C.D. Dondale. 2010. Checklist of the spiders (Araneae) of Canada and Alaska. *Zootaxa* **2461**:1-170.
- Paquin, P., & N. Dupérré. 2003. *Guide d'identification des Araignées (Araneae) du Québec*. Fabriques, Supplément 11. 251 p.
- Peacock, M., C.D. Evans, N. Fenner & C. Freeman. 2013. Natural revegetation of bog pools after peatland restoration involving ditch blocking – The influence of pool depth and implication for carbon cycling. *Ecological Engineering* **57**:297-301.
- Pearce, J.L., & L.A. Venier. 2006. The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: a review. *Ecological Indicators* **6**:780-793.
- Pellerin, S. 2003. Des tourbières et des hommes : l'utilisation des tourbières dans la région de Rivière-du-Loup – L'Isle-Verte. *Le Naturaliste canadien* **127**(1):18-23.
- Pellerin, S. & M. Poulin. 2013. *Analyse de la situation des milieux humides au Québec et recommandations à des fins de conservation et de gestion durable*. Gouvernement du Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. 104 p.
- Pétillon, J., S. Potier, A. Carpentier & Angus Garbutt. 2014. Evaluating the success of managed realignment for the restoration of salt marshes: Lessons from invertebrate communities. *Ecological Engineering* **69**:70-75.
- Peus, F. 1928. Beiträge zur Kenntnis der Tierwelt nordwestdeutscher Hochmoore. [Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere](#) **12**(3-4):533-683.
- Peus, F. 1932. *Die Tierwelt der Moore unter besonderer Berücksichtigung der europäischen Hochmoore*. Borntraeger, Berlin. 277p.
- Platnick, N.I., & C.D. Dondale. 1992. Part 19 The Ground spiders of Canada and Alaska (Araneae: Gnaphosidae). *The Insects and Arachnids of Canada*. Biosystematics Research Institute, Ottawa. 297 p.
- Poulin, M., N. Fontaine & L. Rochefort. 2011. Restoration of pool margin communities in cut-over peatlands. *Aquatic Botany* **94**:107-111.
- Poulin, M., L. Rochefort, F. Quinty & C. Lavoie. 2005. Spontaneous revegetation of mined peatlands in eastern Canada. *Canadian Journal of Botany* **83**:539-557.
- Poulin, M., L. Rochefort, S. Pellerin & J. Thibault. 2004. Threats and protection for peatlands in Eastern Canada. *Géocarrefour* **79**(4):331-344.
- Poulin, M., D. Careau, L. Rochefort & A. Desrochers. 2002. From satellite imagery to peatland vegetation diversity: how reliable are habitat maps? *Conservation Ecology* **6**(2):16.

- Quinty, F., Rochefort, L. 2003. *Guide de restauration des tourbières, 2e éd.* Association canadienne de mousse de sphaigne et Ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick. Québec, Québec. 119 p.
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Ratnasingham, S., & P.D.N. Hebert. 2007. BOLD: The Barcode of Life Data System ([www.barcodinglife.org](http://www.barcodinglife.org)). *Molecular Ecology Notes* **7**:355–364.
- Riechert, S.E., & J.M. Harp. 1987. Nutritional ecology of spiders. Dans F. Slansky & J.G. Rodriguez (dir.). *Nutritional Ecology of Insects, Mites, Spiders and Related Invertebrates* (p. 645-672). New York, É.-U: Wiley.
- Riggins, J.J., C.A. Davis & W.W. Hoback. 2009. Biodiversity of belowground invertebrates as an indicator of wet meadow restoration success (Platte River, Nebraska). *Restoration Ecology* **17**(4):495-505.
- Robinson, M.H., & M.H. Robinson. 1974. The biology of some *Argiope* species from New Guinea: predatory behaviour and stabilimentum construction (Araneae: Araneidae). *Zoological Journal of the Linnean Society* **54**(2):145-159.
- Rochefort, L., M.-C. LeBlanc, V. Bérubé, S. Hugron, S. Boudreau & R. Pouliot. 2016. Reintroduction of fen plant communities on degraded minerotrophic peatland. *Botany* DOI : 10.1139/cjb-2016-0023.
- Rochefort, L., M.-C. LeBlanc, R. Pouliot, S. Hogue-Hugron, N. D'Amour & C. Boismenu. 2015. *Restauration écologique des tourbières de Bic-Saint-Fabien et de Saint-Fabien-sur-Mer dans le Bas-Saint-Laurent*. Projet R719.1, Rapport final présenté au Ministère des Transports du Québec. Groupe de recherche en écologie des tourbières, Université Laval, Québec. 90 p. et 3 annexes. <http://www.bv.transports.gouv.qc.ca/mono/1169104.pdf>
- Rochefort, L., F. Isselin-Nondedeu, S. Boudreau & M. Poulin. 2013. Comparing survey methods for monitoring vegetation change through time in a restored peatland. *Wetlands Ecology and Management* **23**:71-85.
- Rochefort, L., A. Bazoge, M. Garneau, M. Joly, S. Jutras, S. Pellerin, M. Poulin & F. Poisson. 2011. Peatland Inventories and Conservation in Québec. *Symposium on Responsible Peatland Management and Growing Media Production*. Québec, Québec.
- Rochefort, L., F. Quinty, S. Campeau, K. Johnson & T. Malterer. 2003. North American approach to the restoration of *Sphagnum* dominated peatlands. *Wetlands Ecology and Management* **11**:3-20.
- Rosenberg, D.M. & H.V. Danks (dir.). 1987. Aquatic insects of peatlands and marshes of Canada. *Memoirs of the Entomological Society of Canada* **119** (S140). 174 p.
- Royauté, R., & C.M. Buddle. 2012. Colonization dynamics of agroecosystem spider assemblages after snow-melt in Quebec (Canada). *Journal of Arachnology* **40**(1):48-58.
- Ruiz-Jaen, M. C., & T. M. Aide. 2005. Restoration success: how is it being measured? *Restoration Ecology* **13**:569–577.
- Rypstra, A.L., P.E. Carter, R.A. Balfour, S.D. Marshall. 1999. Architectural features of agricultural habitats and their impact on the spider inhabitants. *Journal of Arachnology* **27**(1):371-377.
- Samu, F., A. Szirányi & B. Kiss. 2003. Foraging in agricultural fields: local 'sit-and-move' strategy scales up to risk-averse habitat use in a wolf spider. *Animal Behaviour* **66**:939-947.
- Sánchez-Fernández, D., P. Abellán, A. Mellado, J. Velasco & A. Millán. 2006. Are water beetles good indicators of biodiversity in Mediterranean aquatic ecosystems? The case of the Segura river basin (SE Spain). *Biodiversity and Conservation* **15**:4507-4520.

- Schaffers, A.P., I.P. Raemakers, K.V. Sýkora & C.J.F. ter Braak. 2008. Arthropod assemblages are best predicted by plant species composition. *Ecology* **89**(3):782-794.
- Schikora, H.-B. 1994. Changes in the terrestrial spider fauna (Arachnida: Araneae) of a North German raised bog disturbed by human influence. 1964-1965 and 1986-1987: A comparison. *Memoirs of the Entomological Society of Canada* **169**:61-71.
- Schimelpfenig, D.W., D.J. Cooper & R.A. Chimner. 2014. Effectiveness of ditch blockage for restoring hydrologic and soil processes in mountain peatlands. *Restoration Ecology* **22**(2):257-265.
- Schmitz, O.J., D. Hawlena & G.C. Trussell. 2010. Predator control of ecosystem nutrient dynamics. *Ecology Letters* **13**:1199-1209.
- Schmitz, O.J. 2008a. Herbivory from individuals to ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **39**(1):133-152.
- Schmitz, O.J. 2008b. Effects of predator hunting mode on grassland ecosystem function. *Science* **319**(5865):952-954.
- Schmitz, O.J. 2006. Predators have large effects on ecosystem properties by changing plant diversity, not biomass. *Ecology* **87**(6):1432-1437.
- Schneider, D.W. & T.M. Frost. 1996. Habitat duration and community structure in temporary ponds. *Journal of the North American Benthological Society* **15**(1):64-86.
- Schwab, A., D. Dubois, P.M. Fried & P.J. Edwards. 2002. Estimating the biodiversity of hay meadows in north-eastern Switzerland on the basis of vegetation structure. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **93**:197-209.
- Scudder, G.G.E. 1987. Aquatic and semiaquatic Hemiptera of peatlands and marshes in Canada. *Memoirs of the Entomological Society of Canada* **119**:65-98.
- SERi. 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. SER & Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- Setälä, H. & I. Mäkelä. 1991. *Galerucella nymphaeae* (Col., Chrysomelidae) grazing increases *Nuphar* leaf production and affects carbon and nitrogen dynamics in ponds. *Oecologia* **86**:170-176.
- Smith, M.A. 2012. Species barcoding. Dans D. Fogel, S. Fredericks, L. Harrington & I. Spellerberg (dir.), *The Encyclopedia of Sustainability: Vol. 6. Measurements, Indicators, and Research Methods for Sustainability* (p. 326–328). Great Barrington, MA: Berkshire Publishing.
- Smith, I.M. 1987. Water mites of peatlands and marshes in Canada. *Memoirs of the Entomological Society of Canada* **140**:31-46.
- Spencer, M., L. Blaustein & J.E. Cohen. 1999. Species richness and the proportion of predatory animal species in temporary pools: relationships with habitat size and permanence. *Ecology Letters* **2**:157-166.
- Spitzer, K., & H.V. Danks. 2006. Insect biodiversity of boreal peatbogs. *Annual Reviews in Entomology* **51**:137-161.
- Steffen, J.F., & M.L. Draney. 2009. Diversity and activity of ground-dwelling spiders (Araneae) in four sub-communities in a degraded oak woodland at the Chicago botanic garden, Cook County, Illinois. *Great Lakes Entomologist* **42**(3-4):185-203.
- Suding, K.N., & R.J. Hobbs. 2009. Threshold models in restoration and conservation: a developing framework. *Trends in Ecology and Evolution* **24**(5):271-279.
- Sunderland, K., & F. Samu. 2000. Effects of agricultural diversification on the abundance, distribution, and pest control potential of spiders: a review. *Entomologia Experimentalis et Applicata* **95**:1-13.

- Symondson, W.O.C., K.D. Sunderland & M.H. Greenstone. 2002. Can generalist predators be effective biocontrol agents? *Annual Review of Entomology* **47**:561-594.
- Sytschewskaia, V. I. 1935. Étude sur les araignées de la Kamtchatka. *Folia Zoologica et Hydrobiologica*, **8**:80- 103.
- ter Braak, C.J.F., & P. Smilauer. 2002. *CANOCO 4.5 Reference Manual and Conodraw for Windows User's Guide*. Ceske Budejovice. Wageningen, The Netherlands: Biometris.
- Tolonen, K.T., Hämäläinen, I.J. Holopainen, K. Mikkonen & J. Karjalainen. 2003. Body size and substrate association of littoral insects in relation to vegetation structure. *Hydrobiologia* **499**:179-190.
- Trowbridge, W.B. 2007. The role of stochasticity and priority effects in floodplain restoration. *Ecological Applications* **17**(5):1312-1324.
- Turnbull, A.L. 1973. Ecology of the true spiders (Araneomorphae). *Annual Review of Entomology* **18**(1):305-348.
- Uetz, G.W. 1979. The influence of variation in litter habitats on spider communities. *Oecologia* **40**:29-42.
- Uetz, G.W. & J.D. Unzicker. 1976. Pitfall trapping in ecological studies of wandering spiders. *Journal of Arachnology* **3**:101-111.
- van Duinen, G.-J. A., A.M.T. Brock, J.T. Kuper, R.S.E.W. Leuven, T.M.J. Peeters, J.G.M. Roelofs, G. van der Velde, W.C.E.P. Verberk & H. Esselink. 2003. Do restoration measures rehabilitate fauna diversity in raised bogs? A comparative study on aquatic macroinvertebrates. *Wetlands Ecology and Management* **11**: 447-459.
- Vanschoenwinkel, B., A. Hulsmans, E. de Roeck, C. de Vries, M. Seaman & L. Brendonck. 2009. Community structure in temporary freshwater pools: disentangling the effects of habitat size and hydroregime. *Freshwater Biology* **54**:1487-1500.
- Verberk, W.C.E.P, G. van der Velde & H. Esselink. 2010. Explaining abundance-occupancy relationships in specialists and generalists: a case study on aquatic macroinvertebrates in standing waters. *Journal of Animal Ecology* **79**(3):589-601.
- Vergnes, A., V. Pellissier, G. Lemperiere, C. Rollard & P. Clergeau. 2014. Urban densification causes the decline of ground-dwelling arthropods. *Biodiversity and Conservation* **23**:1859-1877.
- Vitt, D.H., Y. Li & R.J. Belland. 1995. Patterns of bryophyte diversity in peatlands of continental western Canada. *The Bryologist* **98**:218-227.
- Ward, D.W. & L. Blaustein. 1994. The overriding influence of flash floods on species-area curves in ephemeral Negev Desert pools: a consideration of the value of island biogeography theory. *Journal of Biogeography* **21**:595-603.
- Whitehouse, M.E.A., S. Hardwick, B.C.G. Scholz, A.J. Annells, A. Ward, P.R. Grundy & S. Harden. 2009. Evidence of a latitudinal gradient in spider diversity in Australian cotton. *Austral Ecology* **34**:10-23.
- Wise, D.H. 1993. *Spiders in ecological webs*. Cambridge University Press. Cambridge, Royaume-Uni.
- Yee, D. (dir.). 2014. *Ecology, Systematics, and the Natural History of Predaceous Diving Beetles (Coleoptera: Dytiscidae)*. Springer. 468 p.
- Ziesche, T.M. & M. Roth. 2008. Influence of environmental parameters on small-scale distribution of soil-dwelling spiders in forests: What makes the difference, tree species or microhabitat? *Forest Ecology and Management* **255**:738-752.

# Annexes

**Annexe 1** Effort d'échantillonnage (nombre de jours) par mare pour chaque méthode d'échantillonnage. Les variations pour les nasses sont dues à l'assèchement de certaines mares. Seules les mares dans lesquelles des dytiques ont été trouvés sont présentées, puisqu'elles seules ont été analysées. Les sites de référence n'ont été échantillonnés à l'aide de pièges-fosses qu'en 2014. GPP = peu profond avec graminoides, MPP = peu profond avec mousses, MP = profond avec mousses, AP = profond avec arbustes, NREV = non revégétalisé.

Mare	Nasses	Pièges-fosses
<b>BSF</b>		
<b>AP</b>		
M3	13	53
M5	12	53
M7	12	53
M10	10	53
<b>GPP</b>		
M12	8	53
M14	8	53
M20	7	53
<b>MP</b>		
M4	12	53
M6	13	53
M8	13	53
M11	12	53
<b>MPP</b>		
M13	9	53
M15	7	53
M19	5	53
<b>NREV</b>		
T4	5	53
T5	6	53
T6	5	53
<b>RÉF</b>		
<b>Lac Caouette</b>		
Ca1	12	28
Ca3	12	28
Ca4	12	28
<b>Fen Frali</b>		
Fra2	4	28
Fra4	5	28
<b>Lac des Iris</b>		
Iri1	8	28
Iri2	8	28

**Annexe 1 (suite et fin)**

<b>Mare</b>	<b>Nasses</b>	<b>Pièges-fosses</b>
Iri3	8	28
Iri4	8	28
<b>Lac Plourde</b>		
P11	8	28
P12	8	28
P13	8	28
P14	8	28

**Annexe 2** Abondance et diversité des différentes familles d'araignées récoltées à BSF et dans les sites de référence en 2013 et en 2014.

Famille	abondance		diversité	
	absolue	relative	absolue	relative
Amaurobiidae	1	0,02	1	0,88
Araneidae	1	0,02	1	0,88
Clubionidae	38	0,90	2	1,77
Dictynidae	2	0,05	1	0,88
Gnaphosidae	112	2,64	4	3,54
Hahniidae	10	0,24	3	2,65
Linyphiidae	643	15,18	55	48,67
Erigoninae	588	13,88	43	38,05
Linyphiinae	55	1,30	12	10,62
Liocranidae	3	0,07	1	0,88
Lycosidae	3295	77,77	18	15,93
Philodromidae	6	0,14	3	2,65
Pisauridae	10	0,24	2	1,77
Salticidae	23	0,54	5	4,42
Tetragnathidae	35	0,83	3	2,65
Theridiidae	8	0,19	6	5,31
Thomisidae	50	1,18	8	7,08
<b>Total</b>	<b>4237</b>	<b>100</b>	<b>113</b>	<b>100</b>

**Annexe 3** Abondance relative moyenne (%  $\pm$  écart-type) de chaque espèce trouvée dans chaque traitement de végétation, en 2013 et 2014 à BSF. Les espèces indicatrices identifiées avec l'indice IndVal, calculé à partir des données de 2014 uniquement pour inclure l'écosystème de référence, sont indiqués. Les espèces sont classées en ordre décroissant d'abondance totale. L'espèce la plus abondante pour chaque traitement apparaît en gras.

espèces	Traitements de végétation				IndVal
	arbuste	graminoïde	mousse	non restauré	
<i>Pardosa moesta</i>	12,3 $\pm$ 7,74	<b>51,2<math>\pm</math>15,7</b>	16,6 $\pm$ 9,83	6,76 $\pm$ 7,19	graminoïde
<i>Pirata minutus</i>	<b>19,9<math>\pm</math>10,2</b>	5,56 $\pm$ 4,59	<b>20,2<math>\pm</math>11,3</b>	6,94 $\pm$ 4,96	
<i>Pardosa milvina</i>	16,0 $\pm$ 5,81	0,35 $\pm$ 0,40	11,9 $\pm$ 9,42	<b>30,0<math>\pm</math>13,8</b>	non rest
<i>Pirata piraticus</i>	13,2 $\pm$ 11,6	6,75 $\pm$ 4,97	9,94 $\pm$ 11,7	3,48 $\pm$ 3,47	
<i>Pardosa fuscula</i>	9,35 $\pm$ 3,75	3,82 $\pm$ 2,78	7,70 $\pm$ 4,76	10,8 $\pm$ 6,81	
<i>Pardosa xerampelina</i>	8,86 $\pm$ 3,73	0	4,23 $\pm$ 4,70	22,4 $\pm$ 6,94	non rest
<i>Trochosa ruricola</i>	1,96 $\pm$ 0,48	4,02 $\pm$ 2,76	2,92 $\pm$ 2,36	1,79 $\pm$ 1,46	
<i>Erigone dentigera</i>	3,48 $\pm$ 2,13	0,34 $\pm$ 0,68	2,24 $\pm$ 2,28	5,13 $\pm$ 4,24	
<i>Pirata insularis</i>	0,13 $\pm$ 0,26	5,26 $\pm$ 4,21	2,49 $\pm$ 1,89	0,37 $\pm$ 0,60	référence
<i>Gnaphosa parvula</i>	1,70 $\pm$ 0,62	3,71 $\pm$ 0,87	1,62 $\pm$ 1,36	1,98 $\pm$ 1,83	
<i>Eperigone undulata</i>	1,44 $\pm$ 2,02	1,94 $\pm$ 2,29	1,54 $\pm$ 1,26	1,13 $\pm$ 1,09	
<i>Erigone atra</i>	2,09 $\pm$ 1,52	0,54 $\pm$ 0,70	1,38 $\pm$ 1,51	0,21 $\pm$ 0,52	
<i>Clubiona bryantae</i>	1,08 $\pm$ 1,09	3,00 $\pm$ 3,41	0,62 $\pm$ 0,47	0,22 $\pm$ 0,55	graminoïde
<i>Halorates plumosus</i>	0,90 $\pm$ 0,70	0,77 $\pm$ 1,14	0,46 $\pm$ 0,72	2,64 $\pm$ 2,71	
<i>Xysticus discursans</i>	0,32 $\pm$ 0,64	0	1,33 $\pm$ 1,26	1,27 $\pm$ 2,10	mousse
<i>Ceraticelus similis</i>	0,53 $\pm$ 0,63	0,68 $\pm$ 1,36	1,13 $\pm$ 0,97	0,19 $\pm$ 0,46	mousse
<i>Pachygnatha brevis</i>	0,58 $\pm$ 0,76	1,27 $\pm$ 1,50	0,62 $\pm$ 0,89	0	
<i>Baryphyma kulczynskii</i>	1,08 $\pm$ 1,29	0,50 $\pm$ 0,34	0,86 $\pm$ 0,79	0	
<i>Ceratinella parvula</i>	0,21 $\pm$ 0,42	0,91 $\pm$ 1,09	0,91 $\pm$ 0,72	0	
<i>Walckenaeria spiralis</i>	0,21 $\pm$ 0,42	0,48 $\pm$ 0,59	1,09 $\pm$ 1,81	0,34 $\pm$ 0,53	
<i>Ozyptila gertschi</i>	0	1,81 $\pm$ 3,15	0,16 $\pm$ 0,43	0	
<i>Walckenaeria fallax</i>	0	0,35 $\pm$ 0,40	0,50 $\pm$ 0,68	0,45 $\pm$ 0,76	
<i>Bathyphantes canadensis</i>	0,45 $\pm$ 0,54	0,73 $\pm$ 1,47	0,08 $\pm$ 0,21	0,17 $\pm$ 0,42	
<i>Sitticus floricola palustris</i>	0	0,15 $\pm$ 0,30	0,71 $\pm$ 0,83	0,32 $\pm$ 0,50	
<i>Ceratinella buna</i>	0	0,36 $\pm$ 0,42	0,34 $\pm$ 0,33	0,15 $\pm$ 0,38	
<i>Gramonota gigas</i>	0	1,03 $\pm$ 0,91	0,08 $\pm$ 0,21	0	référence
<i>Oreonetides rectangulatus</i>	0,13 $\pm$ 0,26	0,70 $\pm$ 0,81	0,08 $\pm$ 0,21	0,19 $\pm$ 0,46	
<i>Eperigone tridentata</i>	0,39 $\pm$ 0,45	0,17 $\pm$ 0,34	0,16 $\pm$ 0,30	0,36 $\pm$ 0,56	
<i>Islandiana longisetosa</i>	0,42 $\pm$ 0,84	-	0,19 $\pm$ 0,36	0,21 $\pm$ 0,52	
<i>Neoantistea magna</i>	0,18 $\pm$ 0,37	0,47 $\pm$ 0,58	0,19 $\pm$ 0,36	0	
<i>Agyneta fabra</i>	0	0,53 $\pm$ 0,35	0	0,21 $\pm$ 0,52	
<i>Baryphyma gowerense</i>	0	0,70 $\pm$ 0,55	0	0	graminoïde
<i>Synageles venator</i>	0,21 $\pm$ 0,42	0	0,27 $\pm$ 0,37	0	

**Annexe 3 (suite)**

espèces	Traitements de végétation				IndVal
	arbuste	graminoïde	mousse	non restauré	
<i>Bathyphantes pallidus</i>	0,21±0,42	0	0	0,38±0,93	
<i>Ceraticelus crassiceps</i>	0	0	0,18±0,50	0	
<i>Eperigone entomologica</i>	0,32±0,64	0	0,29±0,51	0	
<i>Pirata cantralli</i>		0,17±0,34	0,26±0,49		référence
<i>Sitticus striatus</i>	0	0,54±0,70	0	0	graminoïde
<i>Trochosa terricola</i>	0,21±0,42	0,18±0,36	0,08±0,21	0	
<i>Microneta varia</i>	0,42±0,84	0	0	0	
<i>Oedothorax trilobatus</i>	0,21±0,42	0,17±0,34	0	0	référence
<i>Pardosa hyperborea</i>	0	0	0,13±0,35	0,22±0,55	
<i>Thanatus striatus</i>	0,18±0,37	0	0,09±0,24	0	
<i>Tibellus maritima</i>	0	0	0,14±0,25	0	
<b><i>Walckenaeria arctica</i></b>	0	0	0,17±0,29	0	
<i>Walckenaeria castanea</i>	0,42±0,84	0	0	0	
<i>Xysticus britcheri</i>	0	0	0,09±0,24	0,15±0,38	
<i>Xysticus canadensis</i>	0	0	0,18±0,49	0	
<i>Agyneta allosubtilis</i>	0	0	0,08±0,21	0	
<i>Agyneta olivacea</i>	0	0	0,13±0,35	0	
<i>Agyneta unimaculata</i>	0	0	0,13±0,35	0	
<i>Alopecosa aculeata</i>	0	0	0,08±0,21	0	
<i>Bathyphantes brevis</i>	0	0,18±0,36	0	0	
<i>Ceraticelus atriceps</i>	0	0	0,09±0,24	0	
<i>Ceratinella brunnea</i>	0	0	0,08±0,21	0	
<i>Ceraticelus emertoni</i>	0	0	0,10±0,28	0	
<i>Ceratinopsis labradorensis</i>	0	0	0,13±0,35	0	
<i>Clubiona riparia</i>	0	0	0	0,19±0,46	
<i>Diplocephalus subrostratus</i>	0	0	0,06±0,16	0	
<i>Dolomedes triton</i>	0,13±0,26	0	0	0	
<i>Emblyna manitoba</i>	0	0	0	0,15±0,37	
<i>Erigone autumnalis</i>	0	0	0	0,15±0,37	
<i>Euryopsis argentea</i>	0,21±0,42	0	0	0	
<i>Habronatus decorus</i>	0	0,17±0,34	0	0	
<i>Halorates oxypaederotipus</i>	0	0	0,08±0,21	0	
<i>Haplodrassus hiemalis</i>	0	0	0,06±0,16	0	
<i>Islandiana flaveola</i>	0	0	0,06±0,16	0	
<i>Micaria pulicaria</i>	0	0	0,09±0,24	0	
<i>Neoantistea agilis</i>	0	0	0	0,22±0,55	
<i>Neoscona arabesca</i>	0,32±0,64	0	0	0	
<i>Pardosa concinna</i>	0	0	0	0,21±0,52	

**Annexe 3 (suite et fin)**

espèces	arbuste	Traitements de végétation			IndVal
		graminoïde	mousse	non restauré	
<i>Pardosa distincta</i>	0	0	0	0,22±0,55	
<i>Pardosa mackenziana</i>	0	0	0,06±0,16	0	
<i>Pirata zelotes</i>	0	0	0,08±0,21	0	
<i>Talavera minuta</i>	0	0	0,13±0,35	0	
<i>Tetrightha pallescens</i>	0	0	0,13±0,35	0	
<i>Thymoites minnesota</i>	0	0,17±0,34	0	0	
<i>Tibellus oblongus</i>	0	0	0,1±0,28	0	
<i>Walckenaeria atrotibialis</i>	0	0	0	0,19±0,46	
<i>Walckenaeria digitata</i>	0	0,17±0,34	0	0	référence
<i>Xysticus emertoni</i>	0	0	0,06±0,16	0	
<i>Zelotes fratris</i>	0	0	0,09±0,24	0	

**Annexe 4** Abondance absolue des espèces trouvées dans l'ensemble des sites échantillonnés. Le nombre de réplicats (*n*) et le nombre de jours d'échantillonnage sont indiqués. La tourbière restaurée a été échantillonnée en 2013 et en 2014. L'écosystème de référence a été échantillonné en 2014.

	Restauré (Bic-Saint-Fabien)					Référence				Total
	Traitements <i>n</i> = Jours	arbuste 4 53	graminoïde 4 53	mousse 7 53	témoin 6 53	Lac des Iris 4 28	Lac Plourde 4 28	Fen Frali 4 28	Lac Caouette 4 28	
<b>Espèces d'araignées</b>										
<b>Amaurobiidae</b>			1						1	2
<i>Amaurobius borealis</i> Emerton, 1909 juvénile			1						1	1
<b>Araneidae</b>	1									1
<i>Neoscona arabesca</i> (Walckenaer, 1841)	1									1
<b>Clubionidae</b>	7	23	7	5	2		9	2	55	
<i>Clubiona bryantae</i> Gertsch, 1941	5	21	6	2	1		7	1	43	
<i>C. riparia</i> L.Koch, 1866				1					1	
<i>Clubiona</i> juvénile		2					1	1	4	
juvénile	2		1	2	1		1		7	
<b>Dictynidae</b>				1		2			3	
<i>Emblyna manitoba</i> (Ivie, 1947) juvénile				1		1			2	
juvénile						1			1	
<b>Gnaphosidae</b>	17	26	24	13	3	5	10	40	138	
<i>Gnaphosa parvula</i> Banks, 1896	9	22	17	11	2	4	7	37	109	
<i>Gnaphosa</i> juvénile	8	4	3	2	1		1		17	
<i>Haplodrassus hiemalis</i> (Emerton, 1909)			1						1	
<i>Micaria pulicaria</i> (Sundevall, 1831)			1						1	
<i>Zelotes fratris</i> Chamberlin, 1920			1			1			2	
<i>Zelotes</i> juvénile			1				1	3	5	
juvénile							1		1	

Annexe 4 (suite)

	arbuste	graminoïde	mousse	témoin	Lac des Iris	Lac Plourde	Fen Frali	Lac Caouette	Total
<b>Hahniidae</b>	<b>1</b>	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>1</b>		<b>1</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>12</b>
<i>Antistea brunnea</i> (Emerton, 1990)							1		1
<i>Neoantistea agilis</i> (Keyserling, 1887)				1					1
<i>N. magna</i> (Keyserling, 1887)	1	3	2			1	1		8
juvénile		1						1	2
<b>Linyphiidae</b>	<b>120</b>	<b>78</b>	<b>182</b>	<b>96</b>	<b>57</b>	<b>49</b>	<b>113</b>	<b>160</b>	<b>855</b>
<b>Erigoninae</b>	<b>87</b>	<b>60</b>	<b>150</b>	<b>79</b>	<b>39</b>	<b>40</b>	<b>87</b>	<b>144</b>	<b>686</b>
<i>Aphileta misera</i> (O. Pickard-Cambridge, 1882)								1	1
<i>Baryphyma gowerense</i> (Locket, 1965)		4			1				5
<i>B. kulczynskii</i> (Eskov, 1979)	7	3	11					2	23
<i>Ceraticelus atriceps</i> (O. Pickard-Cambridge, 1874)			1						1
<i>C. bulbosus</i> (Emerton, 1882)		1					1		2
<i>C. crassiceps</i> Chamberlin & Ivie, 1939			3						3
<i>C. emertoni</i> (O. Pickard-Cambridge, 1873)			1						1
<i>C. fissiceps</i> (O. Pickard-Cambridge, 1874)							2		2
<i>C. similis</i> (Banks, 1892)	2	4	17	1					24
<i>Ceraticelus</i> sp.						1			1
<i>Ceratinella brunnea</i> Emerton, 1882			1				1	1	3
<i>C. buna</i> Chamberlin, 1949		2	4	1				1	8
<i>C. ornatula</i> (Crosby & Bishop, 1925)					1				1
<i>C. parvula</i> (Fox, 1891)	1	5	8			1		8	23
<i>Ceratinella</i> sp.			2						2
<i>Ceratinopsis labradorensis</i> Emerton, 1925			1						1

Annexe 4 (suite)

	arbuste	graminoïde	mousse	témoïn	Lac des Iris	Lac Plourde	Fen Frali	Lac Caouette	Total
<i>Cheniseo sphagnicultor</i> Bishop & Crosby, 1935					2		4		6
<i>Dicymbium elongatum</i> (Emerton, 1882)					1				1
<i>Diplocephalus subrostratus</i> (O. Pickard- Cambridge, 1873)			1					1	2
<i>Eperigone entomologica</i> (Emerton, 1911)	1		3		1				5
<i>E. trilobata</i> (Emerton, 1882)	2	1	2	1	1			1	8
<i>E. undulata</i> (Emerton, 1914)	11	11	17	1	6	4	3	5	58
<i>Eperigone</i> sp.		1	3					1	5
<i>Erigone atra</i> Blackwall, 1833	14	3	17	8	1	1		1	45
<i>E. autumnalis</i> Emerton, 1882				1					1
<i>E. dentigera</i> O. Pickard-Cambridge, 1874	34	3	30	38				3	108
<i>E. dentipalpis</i> (Wider, 1834)				1					1
<i>Erigone</i> sp.				1					1
<i>Floricomus rostratus</i> (Emerton, 1882)					1	1		4	6
<i>Glyphesis idahoanus</i> (Chamberlin, 1949)								2	2
<i>G. scopulifer</i> (Emerton, 1882)								6	6
<i>Grammonota gigas</i> (Banks, 1896)		6	1		9	24	13	34	87
<i>G. pallipes</i> Banks, 1895								1	1
<i>Halorates plumosus</i> (Emerton, 1882)	5	5	5	14	1			1	31
<i>Horcotes quadricristatus</i> (Emerton, 1882)					1				1
<i>Islandiana flaveola</i> (Banks, 1892)	2		1			2			5
<i>I. longisetosa</i> (Emerton, 1882)	2	1	2	2					7
<i>Kaestneria pullata</i> (O. Pickard-Cambridge, 1863)								2	2
<i>K. rufula</i> (Hickman, 1954)								1	1

Annexe 4 (suite)

	arbuste	graminoïde	mousse	témoin	Lac des Iris	Lac Plourde	Fen Frali	Lac Caouette	Total
<i>Neottiura bimaculata</i> (Linnaeus, 1767)					1				1
<i>Oedothorax trilobatus</i> (Banks, 1896)	1	1			6	2	14	50	74
<i>Walcknaeria arctica</i> Millidge, 1983	1		2	1			1	1	6
<i>W. atrotibialis</i> (O.Pickard-Cambrige, 1878)				1					1
<i>W. castanea</i> (Emerton, 1882)	2								2
<i>W. digitata</i> (Emerton, 1913)		1				1	9	3	14
<i>W. directa</i> (O. Pickard-Cambridge, 1874)						1		1	2
<i>W. fallax</i> Millidge, 1983		2	6	3			3	2	16
<i>W. pallida</i> (Emerton, 1882)						1			1
<i>W. palustris</i> Millidge, 1983							1		1
<i>W. spiralis</i> (Emerton, 1882)	1	3	8	2	2	1	33	8	58
<i>Walckenaeria</i> sp.		1						2	3
juvénile	1	1	2	3	3		1	1	12
sp1					1		1		2
sp2		1	1						2
<b>Linyphiinae</b>	<b>9</b>	<b>15</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>6</b>	<b>3</b>	<b>15</b>	<b>11</b>	<b>79</b>
<i>Agyneta allosubtilis</i> Loksa, 1965			1						1
<i>A. amersaxatilis</i> Saaristo & Koponen, 1998							2		2
<i>A. fabra</i> (Keyserling, 1886)		3		1					4
<i>A. olivacea</i> (Emerton, 1882)			1				2		3
<i>A. unimaculata</i> (Banks, 1892)			1						1
<i>Agyneta</i> sp.	1		1				1		3
<i>Bathyphantes brevis</i> (Emerton, 1911)		1				2			3
<i>B. canadensis</i> (Emerton, 1882)	3	4	1	2	1			2	13

Annexe 4 (suite)

	arbuste	graminoïde	mousse	témoïn	Lac des Iris	Lac Plourde	Fen Frali	Lac Caouette	Total
<i>B. pallidus</i> (Banks, 1892)	1			2			3	1	7
<i>Bathyphantes</i> juvénile		1							1
<i>Centromerus nr furcatus</i> (Emerton, 1882)						1			1
<i>Halorates oxypaederotipus</i> (Crosby, 1905)			1						1
<i>Kaestneria pullata</i> (O. Pickard-Cambridge, 1863)							1		1
<i>Kaestneria rufula</i> (Hackman, 1954)					1				1
<i>Microneta varia</i> (Blackwall, 1841)	2								2
<i>Oreonetides rectangulatus</i> (Emerton, 1913)	1	4	1	1			4	7	18
<i>Oreonetides</i> sp.		1							1
<i>Oreonetides</i> juvénile			1						1
juvénile	24	4	24	11	15	5	12	5	100
sp1	1				1	1	1	1	5
<b>Liocranidae</b>					<b>1</b>		<b>2</b>		<b>3</b>
<i>Phrurotimpus borealis</i> (Emerton, 1911)					1		2		3
<b>Lycosidae</b>	<b>604</b>	<b>728</b>	<b>1335</b>	<b>972</b>	<b>151</b>	<b>104</b>	<b>374</b>	<b>672</b>	<b>4940</b>
<i>Alopecosa aculeata</i> (Clerck, 1758)			1						1
<i>Arctosa raptor</i> (Kulczynski, 1885)					57	3	58		118
<i>A. rubicunda</i> (Keyserling, 1877)						3			3
<i>Arctosa</i> sp.					1				1
<i>Arctosa</i> juvénile	1				1		1		3
<i>Geolycosa</i> juvénile			1						1
<i>Pardosa concinna</i> (Thorell, 1877)				1					1
<i>P. distincta</i> (Blackwall, 1846)				1					1
<i>P. fuscula</i> (Thorell, 1875)	51	22	75	60	15	2	1	25	251

Annexe 4 (suite)

	arbuste	graminoïde	mousse	témoïn	Lac des Iris	Lac Plourde	Fen Frali	Lac Caouette	Total
<i>P. hyperborea</i> (Thorell, 1872)			1	1					2
<i>P. mackenziana</i> (Keyserling, 1877)			1						1
<i>P. milvina</i> (Hentz, 1844)	83	2	106	172					363
<i>P. moesta</i> Banks, 1892	57	333	181	42	7	15	218	59	912
<i>P. xerampelina</i> (Keyserling, 1877)	42		35	125			1	1	204
<i>Pardosa</i> sp.	2		1	2	3				8
<i>Pardosa</i> juvénile	50	37	99	60	9	2	6	19	282
<i>Pirata canadensis</i> Dondale & Redner, 1981								1	1
<i>P. cantralli</i> Wallace & Exline, 1978		1	2		18	9		2	32
<i>P. insularis</i> Emerton, 1885	2	31	27	2	22	9	78	380	551
<i>P. minutus</i> Emerton, 1885	106	38	241	42					427
<i>P. piraticus</i> (Clerck, 1758)	81	40	114	20		8	1	88	352
<i>P. zelotes</i> Wallace & Exline, 1978			1			30			31
<i>Pirata</i> sp.					2	1		1	4
<i>Pirata</i> juvénile	23	16	24	7	10	5	3	49	137
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	10	26	32	9		2	5	31	115
<i>T. terricola</i> Thorell, 1856	1	1	1		1			1	5
<i>Trochosa</i> juvénile	35	80	88	48	4	10	1	11	277
<i>Trochosa</i> sp.	5	4	17	4	1	5	1	4	41
juvénile	55	97	287	376					815
<b>Philodromidae</b>	<b>1</b>		<b>4</b>				<b>1</b>		<b>6</b>
<i>Thanatus striatus</i> C.L. Koch, 1845	1		1				1		3
<i>Tibellus maritimus</i> (Menge, 1875)			2						2
<i>T. oblongus</i> (Walckenaer, 1802)			1						1

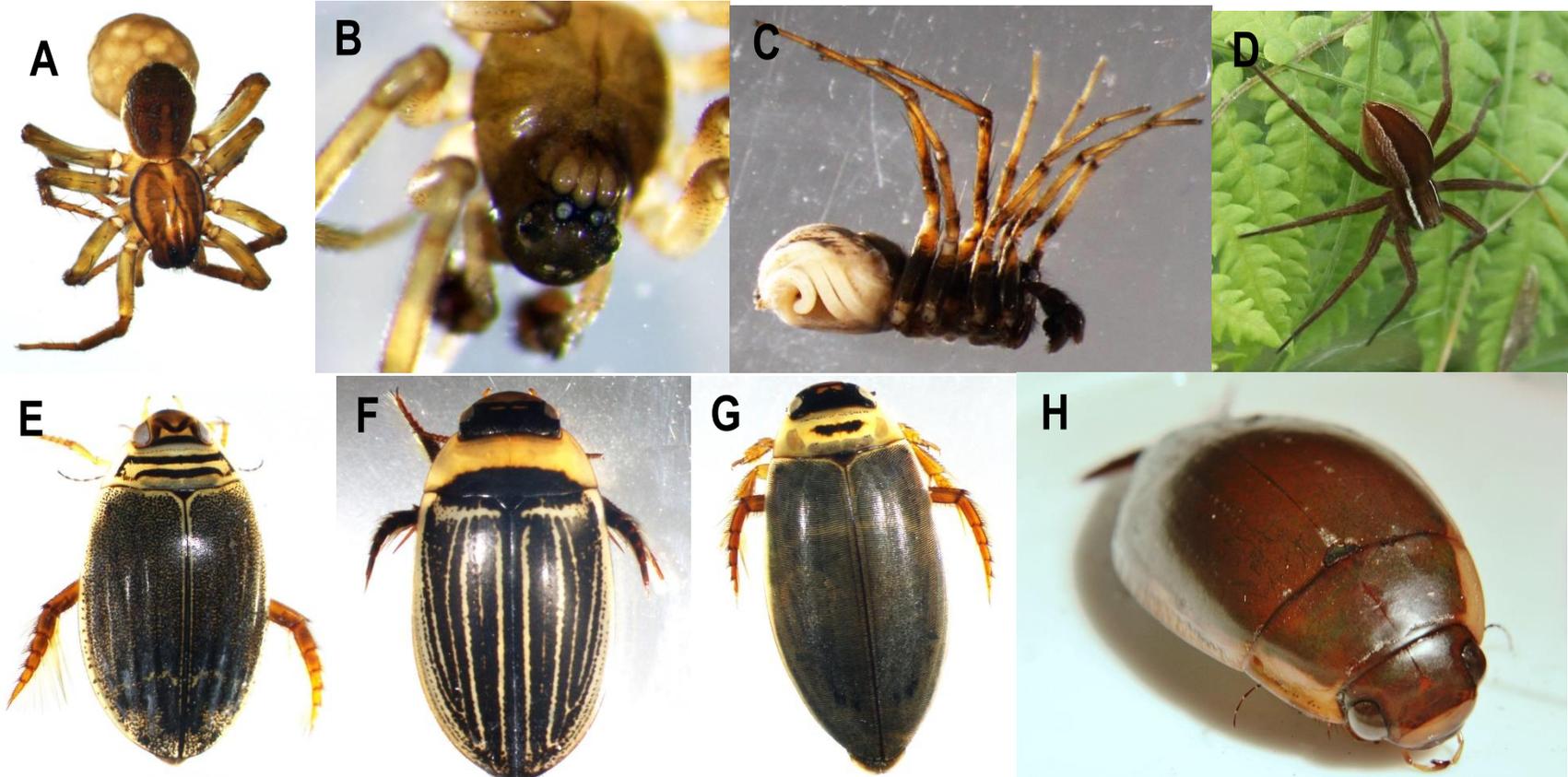
Annexe 4 (suite)

	arbuste	graminoïde	mousse	témoin	Lac des Iris	Lac Plourde	Fen Frali	Lac Caouette	Total
<b>Pisauridae</b>	<b>1</b>					<b>7</b>		<b>2</b>	<b>10</b>
<i>Dolomedes striatus</i> Giebel, 1869						2			2
<i>D. triton</i> (Walckenaer, 1837)	1					5		2	8
<b>Salticidae</b>	<b>3</b>	<b>7</b>	<b>15</b>	<b>2</b>		<b>3</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>34</b>
<i>Habronatus decorus</i> (Blackwall, 1846)		1							1
<i>Sitticus floricola palustris</i> (Peckham & Peckham, 1883)		2	8	1		2	1	1	15
<i>S. striatus</i> Emerton, 1911		3							3
<i>Sitticus</i> juvénile			3			1	1	1	6
<i>Synageles venator</i> (Lucas, 1836)	3	1	3						7
<i>Talavera minuta</i> (Banks, 1895)			1						1
juvénile				1					1
<b>Tetragnathidae</b>	<b>12</b>	<b>10</b>	<b>10</b>		<b>9</b>	<b>2</b>	<b>11</b>	<b>2</b>	<b>56</b>
<i>Pachygnatha brevis</i> Keyserling, 1884	4	7	8		9		3	2	33
<i>Pachygnatha</i> juvénile	8	3				1	8		20
<i>Tetragnatha extensa</i> (Linnaeus, 1758)						1			1
<i>T. pallescens</i> F.O. Pickard-Cambridge, 1903			1						1
juvénile			1						1
<b>Theridiidae</b>	<b>2</b>	<b>1</b>			<b>2</b>			<b>3</b>	<b>8</b>
<i>Theonoe stridula</i> Crosby, 1906					2				2
<i>Euryopsis argentea</i> Emerton, 1882	1								1
<i>Robertus banksi</i> (Kaston, 1946)								2	2
<i>R. crosbyi</i> (Kaston, 1946)								1	1
<i>Thymoites minnesota</i> Levi, 1964		1							1
juvénile	1								1

Annexe 4 (suite et fin)

	arbuste	graminoïde	mousse	témoin	Lac des Iris	Lac Plourde	Fen Frali	Lac Caouette	Total
<b>Thomisidae</b>	<b>1</b>	<b>10</b>	<b>20</b>	<b>7</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>10</b>	<b>1</b>	<b>53</b>
<i>Misumena vatia</i> (Clerck, 1758)					1				1
<i>Ozyptila distans</i> Dondale & Redner, 1975							1		1
<i>O. gertschi</i> Kurata, 1944		10	2				8		20
<i>Ozyptila</i> juvénile							1	1	2
<i>Xysticus britcheri</i> Gertsch, 1934			1	1					2
<i>X. canadensis</i> Gertsch, 1934			2						2
<i>X. discursans</i> Keyserling, 1880	1		14	6					21
<i>X. emertoni</i> Keyserling, 1880			1			1			2
<i>X. obscurus</i> Collet, 1876						1			1
juvénile					1				1
<b>Total</b>	<b>770</b>	<b>888</b>	<b>1599</b>	<b>1097</b>	<b>227</b>	<b>175</b>	<b>534</b>	<b>886</b>	<b>6176</b>

**Annexe 5** Photos d'arthropodes échantillonnés dans le cadre de ce projet. A : *Pirata zelotes* ♀ avec son sac d'œufs. Vue dorsale. B : Gros plan sur céphalothorax de *Grammonota gigas* ♂. Vue dorsale. C : *Pirata moesta* ♂ parasité par un vers dans son abdomen. Vue latérale. D : *Dolomedes striatus* ♀ protégeant ses œufs dans la végétation. Vue dorsale. E. *Acilius semisulcatus* ♀. Vue dorsale. F : *Hydaticus aruspex* ♀. Vue dorsale. G : *Colymbetes sculptilis* ♂. Vue dorsale. H : *Dytiscus verticalis* ♀. Vue dorsofrontale.



**Annexe 6** Photos de mares du milieu en restauration, le fen de Bic-Saint-Fabien. A : Exemple de mare avec arbustes. B : exemple de mare avec graminoides. C : exemple de mare avec mousses.



**Annexe 7** Photos des fens naturels composant l'écosystème de référence. A : lac Caouette. B : Lac des Iris. C : Fen près du lac Plourde. D : Frail.

