

# Étude de l'impact des herbivores introduits sur la biodiversité forestière de Saint-Pierre et Miquelon



Thibaut Vergoz

Octobre 2010

## SOMMAIRE

<b>Remerciements</b>	<b>4</b>
<b>1. Introduction et problématique</b>	<b>5</b>
1.1. Généralités	5
1.2. Contexte et problématique de l'étude	6
<b>2. Matériel et méthodes</b>	<b>8</b>
2.1. Saint-Pierre et Miquelon	8
2.1.1. Le climat	
2.1.2. La végétation	
2.1.3. L'avifaune forestière	
2.1.4. Historique et modalité des introductions de mammifères herbivores	
2.1.4.1. Le lièvre d'Amérique	
2.1.4.2. Le cerf de Virginie	
2.1.4.3. Constats sur les introductions de mammifères en forêt boréale	
2.1.4.4. Le travail déjà réalisé à Saint-Pierre et Miquelon	
2.2. Méthodes d'échantillonnage	24
2.2.1. Échantillonnage stratifié de la sapinière boréale	
2.2.2. Relevés phytosociologiques	
2.2.2.1. Mesure du niveau d'abrouissement	
2.2.3. Échantillonnage de l'avifaune forestière par points d'écoute	
2.2.4. Échantillonnage des invertébrés de la litière par pièges au sol	
2.2.4.1. Objectifs	
2.2.4.2. Méthodologie	
<b>3. Résultats et discussion</b>	<b>39</b>
3.1. Structure et composition floristique des stations	39
3.1.1. Hauteur du peuplement dominant par site	
3.1.2. Recouvrement des différentes strates par site	
3.1.3. Composition spécifique des sites d'étude	
3.1.4. Envahissement du sous-bois par les graminées et les fougères	
3.1.5. Densité de semis de sapin baumier en fonction des densités de cerfs de Virginie	
3.2. Diversité végétale en fonction des différents types de conditions stationnelles	50
3.2.1. Diversité végétale en fonction du site	
3.2.2. Diversité végétale et hauteur des boisés	
3.2.3. Diversité végétale et densités actuelles de cerfs de Virginie	
3.3. Avifaune forestière	56
3.3.1. Démarches et limites des données 2010	

3.3.2.	Mise en forme du jeu de données	
3.3.3.	Abondance et richesse spécifique des communautés de passereaux forestiers nicheurs	
3.3.4.	Composition spécifique des communautés de passereaux forestiers nicheurs	
3.4.	Essai de définition d'indicateurs de la biodiversité	66
3.4.1.	Relation diversité végétale – richesse avifaunistique	
3.4.2.	Recherche d'espèces végétales indicatrices de la biodiversité forestière	
3.4.2.1.	Sélection des variables d'environnement les plus influentes	
3.4.2.2.	Plantes associées aux plus fortes biodiversité végétales	
<b>4.</b>	<b>Bilan des résultats</b>	<b>76</b>
<b>5.</b>	<b>Limites et préconisations</b>	<b>82</b>
5.1.	Limites des données 2010	82
5.2.	Saison 2011	83
5.2.1.	Phytosociologie	
5.2.2.	Points d'écoute avifaune	
5.2.3.	Pédologie	
5.2.4.	Photographie	
5.2.5.	Analyses de données	
5.3.	Par la suite	85
5.3.1.	Végétation	
5.3.2.	Avifaune	
5.3.3.	Sites de référence	

## ANNEXES

<b>Annexe 1</b>	Littérature citée Analyses de données multivariées	88
<b>Annexe 2</b>	Descriptif des stations d'échantillonnage	93
<b>Annexe 3</b>	Liste des plantes observées	97
<b>Annexe 4</b>	Liste des oiseaux observés	99
<b>Annexe 5</b>	Fiches de terrain utilisées	101
<b>Annexe 6</b>	Piégeage de rats surmulots en Vallée du Milieu	103

## Remerciements

Je tiens à remercier tout d'abord Jean-Louis Martin, pour avoir pensé à moi pour réaliser ce travail et une fois encore pour sa grande disponibilité en toutes circonstances.

Merci également à Serge Muller, en particulier pour son aide au cours de l'élaboration du protocole d'étude.

À Saint-Pierre et Miquelon, un grand merci à toute l'équipe de l'association SPM Frag'iles, qui ne ménage pas ses efforts depuis des années pour faire bouger les choses et essayer de mieux comprendre la nature de l'archipel, et la préserver tant qu'il en est encore temps. C'est d'autant plus admirable lorsque l'on a pu apprécier le contexte social local malheureusement assez loin d'y être favorable ! Je pense bien sûr à Frank Urtizbéréa, Joël et Cathy Detcheverry, Manu et Cathy Lemallier, Roger Etcheberry, Daniel Abraham, Lise Leurot, Véronique Perrin ainsi qu'aux p'tits jeunes : Gilles « gloguiz » Gloaguen, Pierrick « Jacob » Quédinet, Tristan « Niacoué » Urtizbéréa, « Coquin-Colin » Darnis, Amaël Boudreau, Morgane Detcheverry, Axel « Peters » Hacala, Marion Claireaux, et à tous ceux qui de près ou de loin ont permis de rendre ce séjour si sympathique. Un grand merci également à Laurent Jackman pour son aide précieuse, et notamment sur le terrain. À Miquelon, je garderais bien sûr un souvenir tout particulier du motel et de ses habitués, comment imaginer un meilleur cadre de travail, grâce en particulier à Patou « maman » et Érik Lefèvre, vive le rhum chaud et les galettes. Merci enfin à Bruno Letournel pour m'avoir consacré du temps en début de mission sur le terrain.

Je remercie également Héroïse Raisin pour son aide lors de l'exploration de l'archipel pour piqueter toutes ces placettes, et pour avoir fait les premiers relevés phytosocio.

Enfin de retour à Montpellier, un grand merci à Simon Chollet pour m'avoir accueilli chez lui au retour, à bras grands ouverts.

## 1. Introduction et problématique

### 1.1. Généralités

Les invasions biologiques représentent à l'échelle globale la deuxième grande cause de diminution de la biodiversité après la dégradation des habitats par destruction et fragmentation, et la première en contexte insulaire (Courchamp *et al.*, 2003). Les îles sont particulièrement sensibles à ces perturbations en comparaison des continents du fait d'un fonctionnement écologique simplifié, de réseaux trophiques lacunaires et moins complexes, d'une biodiversité (génétique, spécifique et en habitats) inférieure et dans certains cas de forts taux d'endémisme (Mc Arthur & Wilson, 1967). De plus, les organismes s'y caractérisent fréquemment par une absence d'adaptation au stress imposé par l'arrivée d'espèces nouvelles pouvant être compétitrices, parasites, ou encore prédatrices. Les écosystèmes insulaires sont de plus sujets, dans le monde entier, à des pressions humaines importantes et anciennes. Rares, aujourd'hui, sont les îles exemptes d'espèces introduites par l'Homme au cours de l'Histoire, et ces caractéristiques écologiques particulières rendent l'impact des perturbations d'autant plus spectaculaire dans ces milieux.

L'impact de l'Homme se traduit depuis des millénaires par l'introduction volontaire comme involontaire d'espèces animales et végétales au sein d'écosystèmes où celles-ci sont naturellement absentes. On considère que dans 10 % des cas, ces espèces parviennent à se maintenir dans l'écosystème, et que 10 % de celles-ci deviennent invasives (Williamson, 1996 dans Courchamp *et al.*, 2003). Dans le cas des herbivores, les impacts sont particulièrement complexes et importants, car ces espèces sont généralement un maillon intermédiaire de la chaîne trophique (consommateurs primaires). Elles imposent donc un contrôle direct aux maillons inférieurs par le biais du broutage, du piétinement, ainsi que des effets indirects par modification des relations de compétition interspécifique et de la structure de l'habitat forestier liés à une consommation sélective (Huntly, 1991). Quant aux populations des éventuels prédateurs, elles sont également affectées par les fluctuations d'effectifs de leurs proies. Il semble donc que les herbivores aient un effet plus ou moins important sur l'ensemble de l'écosystème, par un impact direct parfois spectaculaire sur la végétation (Martin & Daufresne, 1999).

Le problème de l'introduction et/ou des surpopulations de cervidés et de lagomorphes en milieu forestier est récurrent dans le monde, et notamment dans l'hémisphère Nord, où la majeure partie des forêts tempérées sont affectées par des densités anormalement élevées de ces herbivores. Leur impact sur la végétation n'est de plus qu'insuffisamment régulé par la chasse (Allombert, 2004), et l'absence ou la rareté de leurs prédateurs laisse les populations sans contrôle réel.

Sur l'archipel de Saint-Pierre et Miquelon (carte 1), recouvert sur environ 15 % de sa surface (3000 ha) par l'unique forêt boréale du territoire français, les chasseurs ont introduit il y a près de 130 ans le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*), espèce forestière hautement envahissante et aujourd'hui présente sur l'ensemble des trois îles principales de l'archipel. En 1953, le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) était à son tour introduit dans le Sud de l'île de Langlade. Il a, en une vingtaine d'années, colonisé à son tour l'intégralité de l'ensemble Miquelon – Langlade. Contrairement au lièvre, le cerf n'a quant à lui jamais été introduit sur l'île voisine de Saint-Pierre.

Ces deux espèces, présentes sur le continent voisin, mais absentes de l'archipel de Saint-Pierre et Miquelon, arrivent alors dans une forêt vierge de tout prédateur et offrant abri et nourriture. Pendant des décennies, leur présence n'a pas semblé poser de problème particulier, à part la préoccupation de conserver des effectifs « suffisants » pour une chasse durable. Toutefois, avec l'avènement de la biologie de la conservation, et la prise progressive de conscience de l'impact dramatique des introductions d'espèces exogènes partout dans le monde, un certain nombre de naturalistes et scientifiques ont sonné l'alerte et mis en évidence le déséquilibre provoqué par ces deux espèces herbivores envahissantes. Les arbres et arbustes feuillus, les plantes à fleurs et même la régénération du sapin baumier, résineux essentiel et structurant de la forêt boréale, disparaissent aujourd'hui progressivement, au fur et à mesure de ce broutage incontrôlé.

## **1.2. Contexte et problématique de l'étude**

Au stade actuel de dégradation des boisés de l'archipel, il est indéniable que la forêt subit une pression d'herbivorie démesurée par rapport à ce qu'elle peut être en mesure de supporter par régénération naturelle. Un certain climat d'incrédulité plane toutefois encore au

sein de la population locale, même si de plus en plus d'habitants prennent aujourd'hui conscience de cette réalité. Ceci peut probablement être attribué à la lenteur relative des changements du faciès de la forêt, les rendant plus difficile à appréhender par l'observateur local. Toutefois une comparaison visuelle entre le sous-bois de l'île de Saint-Pierre en zone d'ouverture de la canopée à celui de Miquelon ou de Langlade dans des conditions similaires, apporte une preuve incontestable du problème : en broutant la végétation qui leur est directement accessible, cerfs et lièvres empêchent la forêt de se régénérer normalement, jusqu'à inhiber totalement la repousse de celle-ci là où ces herbivores sont présents en fortes densités. Sur Saint-Pierre, la présence de lièvre seul, et la plus forte présence humaine, semblent pour l'instant laisser un certain répit à la forêt, du moins dans certains secteurs où la végétation échappe encore en majorité à la dent des lièvres.

Dans ce cadre, et dans l'impossibilité actuelle de procéder à une diminution drastique des populations de cerfs et de lièvres, l'association naturaliste et d'étude de la nature de Saint-Pierre et Miquelon - SPM Frag'iles - a décidé d'initier un protocole d'étude de l'impact de ces espèces introduites sur la biodiversité de l'archipel. En effet, en détruisant progressivement la structure même d'un écosystème fonctionnant de la même manière depuis des milliers d'années, il est à craindre que le déséquilibre engendré se répercute sur l'ensemble des échelons de la biodiversité. Ainsi, la présente étude vise à déterminer l'état actuel de la biodiversité de la sapinière boréale de Saint-Pierre et Miquelon, à travers sa végétation et la faune associée à celle-ci (avifaune et entomofaune), tout en tenant compte de la variabilité des habitats au sein même de la sapinière, partie essentielle de la biodiversité. En effet, il est nécessaire de prendre en compte la capacité propre à chaque type d'habitat forestier à résister dans le temps à cette perturbation.

Concernant l'avifaune, qui a une importance d'échelle internationale (majorité d'espèces migratrices), nous avons établi un protocole de suivi standardisé, répétable et comparable dans le temps comme dans l'espace. Une première étude des communautés d'invertébrés forestiers de la litière a également été mise en place en 2010.

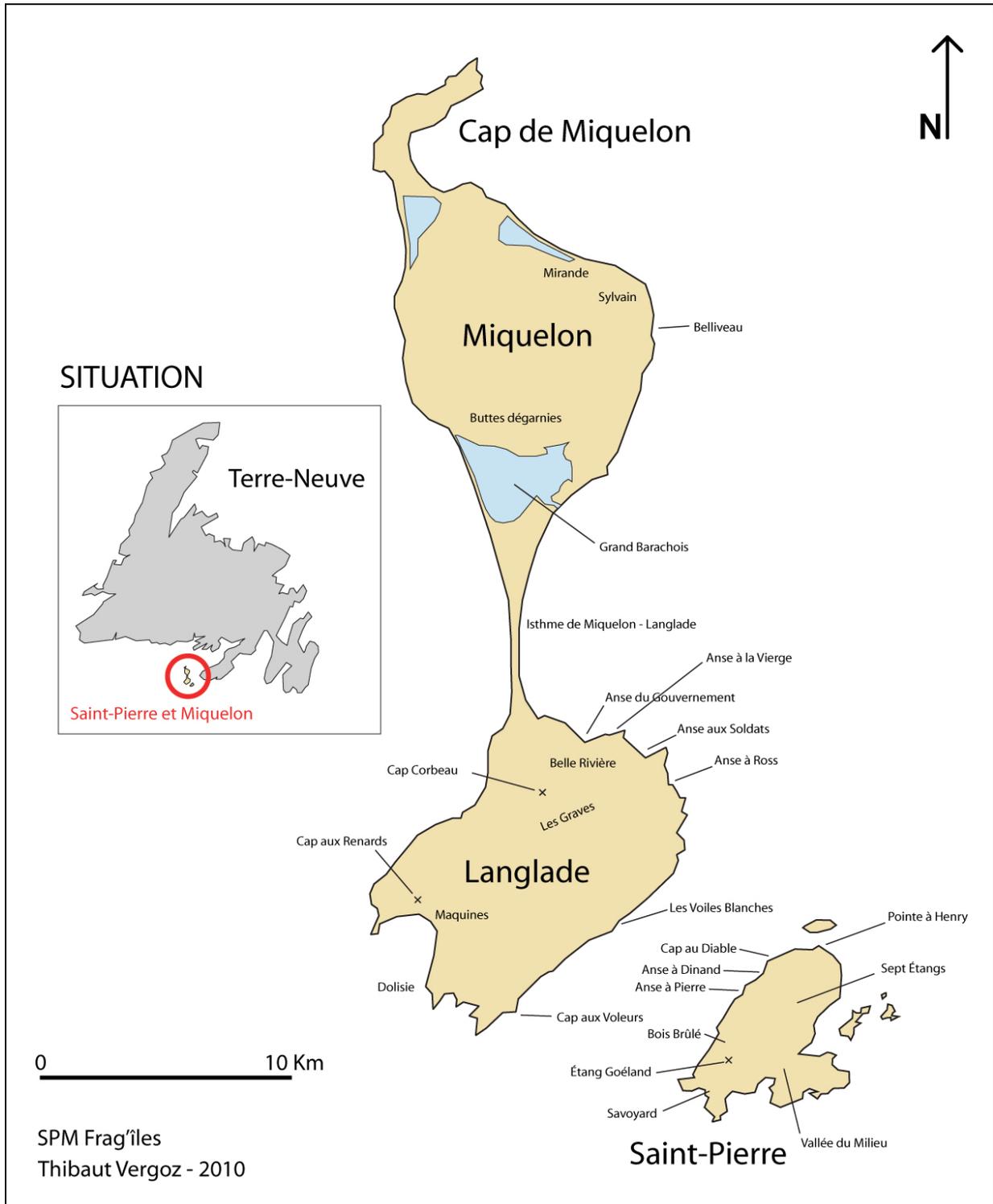
## **2. Matériel et méthodes**

### **2.1. Saint-Pierre et Miquelon**

L'archipel de Saint-Pierre et Miquelon est situé au Sud de Terre-Neuve, à une vingtaine de kilomètres au large des côtes de la péninsule de Burin (carte 1), entre 46,75 et 47,15 degrés de latitude Nord et à 56,30 degrés de longitude Ouest. Il est composé de trois îles principales, Saint-Pierre (26 km<sup>2</sup>) au Sud et Miquelon – Langlade (216 km<sup>2</sup> en tout) au Nord, reliées entre elles par un isthme sableux de 12 km dont la formation progressive a commencé vers la fin de la dernière glaciation pour se terminer au 18<sup>e</sup> siècle. Le tableau 1 en récapitule les caractéristiques écologiques essentielles.

#### **2.1.1. Le climat**

Malgré sa latitude moyenne, l'archipel de Saint-Pierre et Miquelon subit un climat de type sub-arctique océanique, du fait de la présence du courant froid du Labrador et de masses d'air polaires continentales (Valliergue, 2004). Les températures présentent une moyenne annuelle de 5,5°C, un minimum en janvier de -2,97°C, et un maximum en août de 15,7°C (moyennes sur la période 1933-1987). L'humidité est par contre particulièrement importante, avec des précipitations moyennes annuelles atteignant 1342mm, et de très fréquents et épais brouillards, notamment durant la saison de végétation. L'ensoleillement est par conséquent limité (1438h par an en moyenne). L'importance des vents, de dominante Ouest, caractérise également le climat de l'archipel.



Carte 1 : Localisation et toponymie de Saint-Pierre et Miquelon

### 2.1.2. La végétation

D'un point de vue biogéographique, on rattache l'archipel au domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau, mais sous une variante hyper-océanique (Muller, 2006).

Si les milieux de tourbières, de toundra et de marais halophiles côtiers recouvrent une surface importante de l'archipel, la sapinière boréale en représente le climax forestier dans une forme de petite taille comparée au Canada voisin. Cette forêt se caractérise par la dominance du sapin baumier (*Abies balsamea*) (Lartiges, 1997), accompagné de plusieurs essences feuillues en l'absence de perturbation particulière : le bouleau à papier (*Betula papyrifera*), l'aulne crispé (*Alnus crispa*), le sorbier d'Amérique (*Sorbus americana*), le némopanthé mucroné (*Nemopanthus mucronata*), deux amélanchiers (*Amelanchier laevis* et *A. bartramiana*), ou encore l'érable à épis (*Acer spicata*). D'après Valliergue (2004), les formations dominées presque exclusivement par le sapin baumier représentent 76 % du couvert forestier de l'archipel, et les peuplements mélangés avec des feuillus les 24 % restants. Les épinettes noire (*Picea mariana*) et blanche (*P. glauca*) sont assez peu fréquentes et ne présentent pas de formations spécifiques (0,13 % du couvert forestier selon Valliergue, 2004), restant mêlées à la sapinière. L'épinette noire se retrouve cependant plutôt dans des milieux humides et tourbeux tandis que la blanche préfère les habitats plus secs.

La forêt boréale de Saint-Pierre et Miquelon dépasse rarement les 15 mètres de hauteur, et présente le plus fréquemment une canopée haute de 2 à 8 mètres. Celle-ci se caractérise notamment par le faciès particulier de « Krummholtz » (formations très naines et denses de sapin baumier inférieures à un mètre de hauteur, dont la régénération se fait essentiellement de manière végétative par marcottage) sur les versants très exposés aux vents et aux embruns. D'une manière générale, la hauteur de la canopée actuelle de la forêt semble essentiellement déterminée par la topographie locale (exposition aux vents) et la profondeur des sols (Lartiges, 1997). La sapinière boréale est un écosystème « dynamique » fonctionnant grâce à l'occurrence de perturbations régulières telles que des invasions périodiques d'insectes comme le diprion du sapin (*Neodiprion abietis*), l'arpenteuse de la pruche (*Lambdina fiscellaria fiscellaria*) ou la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*), ou des chablis pouvant être considérables, provoqués par le vent. Il est à noter

que les incendies sont particulièrement rares dans l'archipel, et ne constituent donc pas une perturbation à prendre en compte dans la compréhension du fonctionnement de ce système.

Cette forêt est dominée par une espèce peu longévive (le sapin baumier), généralement faiblement enracinée, et donc amenée à évoluer fréquemment. Ce caractère est un avantage lorsque le système fonctionne naturellement, car le sapin baumier produit une importante banque de graines dans le sol, censée créer un important tapis de régénération à la moindre ouverture de la canopée, après parfois de nombreuses années de dormance à l'ombre. Ainsi, d'une manière cyclique, une jeune forêt remplace rapidement un vieux peuplement éliminé par une importante perturbation. Il s'agit donc d'un aspect particulièrement stratégique de cet écosystème, le rendant très résistant dans des conditions « normales », mais très sensible dans le cas de l'invasion d'un herbivore tel que le cerf de Virginie.

À l'échelle de Saint-Pierre et Miquelon on observe des disparités inter-îles dans la composition des forêts. Ces disparités s'expliquent à la fois par leurs différences de superficie, de géomorphologie (Aubert de La Rüe, 1951 ; SPM Bulletin, 1980), mais également par leur historique de perturbations (tableau 1).

### **Saint-Pierre**

Les peuplements de l'île de Saint-Pierre, la plus petite des îles principales, se caractérisent par une relative pureté avec très peu d'essences secondaires accompagnant le sapin baumier (Valliergue, 2004). Les boisés y sont généralement bas ou nains (< 3m de hauteur) et de forte densité (tableau 1). Le point le plus important à signaler est l'abondance de la régénération de sapin baumier observable dans une grande partie des boisés de l'île (présente étude). Ceci semble directement corrélé à l'absence du cerf de Virginie, jamais introduit sur cette île (Bélangier *et al.*, 2008 ; Lartiges, 1994 ; Muller, 2006 ; présente étude). Toutefois l'introduction du lièvre variable (*Lepus americanus*) a probablement un impact non négligeable sur la végétation du sous-bois forestier de Saint-Pierre (Muller, 2006 ; présente étude). Il est à noter que la proximité de l'agglomération de Saint-Pierre (5691 habitants selon le recensement INSEE de 2007) a joué un rôle important dans l'évolution des boisés de l'île, notamment du fait de la pression de coupe peu sélective imposée par le passé (Aubert De La Rüe, 1937 ; Valliergue, 2004).

## **Miquelon**

Les peuplements forestiers de Miquelon sont globalement plus mélangés qu'à Saint-Pierre, avec notamment un sous-étage parfois abondant de Sorbier d'Amérique, et d'arbustes tels que le némopanthe mucroné, les amélanchiers, la viorne cassinoïde (*Viburnum cassinoïdes*), etc. La forêt y est dans l'ensemble nettement plus haute qu'à Saint-Pierre et Langlade (tableau 1). C'est l'île présentant la plus grande diversité de boisés de l'archipel (présente étude). L'arrivée plus récente du cerf de Virginie et leur plus faible densité actuelle en comparaison avec Langlade (à l'exception de la zone du Cap Miquelon), probablement du fait d'une plus grande fréquentation humaine et d'une pression de chasse supérieure, explique certainement en partie cette caractéristique (présente étude). Toutefois, on note déjà une très forte dégradation de la régénération des essences feuillues, dont les semis deviennent très rares (Belanger *et al.*, 2008 ; Michallet *et al.*, 2009 ; présente étude).

## **Langlade**

La forêt de Langlade est composée essentiellement de peuplements bas (compris entre 4 et 7 mètres de hauteur, Valiergue, 2004), et présente une faible abondance de peuplements mélangés, exceptés dans les sites les plus fréquentés par l'Homme (tableau 1). Les boisés de Langlade semblent particulièrement souffrir de l'abroustissement des cervidés introduits, présents depuis maintenant plus de 50 ans. Du fait de la faible fréquentation humaine de la majeure partie de la surface de cette île peu habitée, les densités de cerfs et de lièvres y atteignent certainement des niveaux élevés. Toutefois, la présence d'habitations éparpillées dans différents sites côtiers plus ou moins reculés de l'île (Anse du Gouvernement, Anse aux Soldats, Petit Barachois, etc.) ainsi que la fréquentation saisonnière de certains secteurs en période de chasse entraînent une variabilité supposée des densités de cerfs, notamment, supérieure à l'île de Miquelon. C'est l'un des intérêts majeurs de ce site dans l'étude, dans la mesure où cette caractéristique rend possible la comparaison de la structure du milieu forestier en présence de différents niveaux de densités de cerfs.

Dans des sites comme les ruisseaux Maquine, Dolisie, ou encore le Cap aux Voleurs, on assiste d'ores et déjà à une nette régression de la forêt, au profit de landes herbacées et

d'un envahissement par un épais tapis de fougères empêchant toute régénération du sapin baumier et autres essences arborescentes ou arbustives. La persistance du couvert forestier dans ces secteurs est condamné à court terme. Lorsque les arbres encore sur pied disparaîtront, leur régénération ne pourra pas se faire dans l'état actuel du milieu. Ce constat a déjà été réalisé en 2004 lors de l'inventaire ONF de Valliergue, et occupe l'attention de nombreux naturalistes locaux et internationaux depuis maintenant de nombreuses années. Valliergue a également mis en évidence une augmentation proportionnelle du recouvrement de l'épinette blanche dans les boisés de Langlade, espèce peu appétante et donc à priori non consommée par le cerf, signe de cette dégradation avancée. De même, l'occurrence de plusieurs glissements de terrain dans des pentes littorales fortes comme c'est le cas à proximité du Ruisseau Clotaire, semble due à la déstabilisation des sols du fait de la perte de recouvrement par la forêt.

### **Le Cap Miquelon**

Le Cap Miquelon ne constitue pas une île en tant que telle, mais une péninsule au relief accidenté et à la géologie particulière (Aubert De La Rüe, 1937), située au Nord de l'île de Miquelon. Il s'agit également d'une réserve de chasse, où le cerf de Virginie et le lièvre d'Amérique ne sont pas chassés (depuis peu un très faible prélèvement de cerfs est toutefois autorisé, à l'arc), et où les densités de ces herbivores introduits atteignent des sommets. La densité de cerfs de Virginie en particulier, y est excessivement élevée, au point qu'il est devenu rare de parcourir le Cap à pied sans observer près d'une vingtaine de cerfs en quelques heures, sans même les chercher du regard. Le peuplement forestier est également spécifique, avec des boisés relativement purs de sapin baumier, bas ou nains et très denses à l'image de l'île de Saint-Pierre. En observant rapidement la forêt du Cap, on pourrait croire que celle-ci est relativement préservée. Toutefois, l'extrême densité de cerfs empêche toute régénération haute de sapin baumier ou de toute autre espèce consommée par ces derniers (présente étude). Il est à noter toutefois qu'on considère que l'arrivée du cerf dans ce secteur ne date que de 1985 environ.

Secteur	Superficie	Année d'introduction des herbivores forestiers		Recouvrement en sapinière boréale (absolu, relatif au recouvrement total en sapinière boréale)			
		cerf de Virginie	Lièvre d'Amérique	Sapinière naine (- de 3m)	Sapinière basse (4 à 6m)	Sapinière haute (+ de 7m)	Total sapinière
Saint-Pierre	2600 ha	<i>Absent</i>	1881	79 ha (27 %)	213 ha (73 %)	0 ha (0 %)	292 ha (100%)
Langlade	9017 ha	1953	1881	358 ha (20 %)	792 ha (44 %)	662 ha (36 %)	1812 ha (100 %)
Miquelon	9078 ha	Après 1953	1881	158 ha (15 %)	319 ha (31 %)	555 ha (54 %)	1032 ha (100 %)
Cap Miquelon *	646 ha	Vers 1985 *	1881 *				

\* Espèce non chassée dans ce secteur

**Tableau 1 :** Caractéristiques forestières générales des différents sites d'étude (Source données recouvrement forêt : ONF international, 2004). La sapinière boréale se définit ici comme la somme des peuplements de sapins et des peuplements mixtes résineux-feuillus par rapport aux données ONF international 2004. Pour des raisons pratiques les peuplements purs d'épinettes et de feuillus ont été écartés de l'étude. Ces valeurs de recouvrement n'ont qu'un intérêt informatif car elles n'ont servi qu'à nous faire une première idée des valeurs relatives par îles. En effet, la stratification de l'échantillonnage a été définie plus précisément ensuite, à partir de nos observations de terrain et de l'aide des naturalistes locaux (2.2.)

La distinction de ces quatre sites dans l'étude permet donc de comparer quatre types de situations particulières. Dans le cas de Saint-Pierre, on dispose d'un site dépourvu de cerf de Virginie, mais avec une présence relativement ancienne (plus d'un siècle) de lièvre d'Amérique. L'île de Langlade connaît la plus longue histoire de présence du cerf de Virginie (57 années en 2010), la présence ancienne de lièvre d'Amérique, et les terrains de chasse les plus reculés de l'archipel. Les difficultés d'accès de la majeure partie de l'île aux chasseurs (absence de route ou de chemins) induit une densité de gibier particulièrement élevée sur une grande partie de l'île, et notamment dans le Sud-Ouest. L'île de Miquelon, hors Cap, se trouve dans une situation intermédiaire entre Saint-Pierre et Langlade, à savoir une présence moins ancienne de cerfs, et une pression de chasse supérieure du fait de l'accès beaucoup plus facile à l'ensemble de l'île (présence de routes et de sentiers). Toutefois la présence de lièvre d'Amérique y est supposée aussi ancienne. Enfin le Cap Miquelon offre une quatrième

situation, à savoir un envahissement plus récent par le cerf de Virginie, avec des densités extrêmement élevées sur une surface réduite, et une absence de régulation par la chasse. La situation est la même pour le lièvre d'Amérique, mais sa présence est supposée aussi ancienne que dans les autres sites.

### 2.1.3. L'avifaune forestière

Un total de 337 espèces d'oiseaux fréquentent l'archipel de Saint-Pierre et Miquelon plus ou moins régulièrement (381 à Terre-Neuve) (Etcheberry, 2008), dont 67 sont nicheuses (140 à Terre-Neuve), et 21 résidentes (46 à Terre-Neuve) (Etcheberry et Borotra, 1982). Si l'on tient compte de la petitesse du territoire de Saint-Pierre et Miquelon en comparaison de Terre-Neuve (460 fois plus grand), ces chiffres sont particulièrement élevés et témoignent de l'intérêt de l'archipel en termes de biodiversité avienne. En plus de la superficie, l'absence de certains types d'habitats, la variation importante de latitude entre le Nord de Terre-Neuve et Saint-Pierre et Miquelon, ainsi que la proximité directe de Terre-Neuve avec les côtes de l'Amérique du Nord, expliquent probablement en grande partie cette différence en nombres d'espèces.

L'avifaune forestière de l'archipel comporte une trentaine d'espèces de passereaux nicheurs réguliers, et une espèce de pic nicheuse commune (Pic flamboyant *Colaptes auratus*) (Etcheberry, 2008 ; obs. pers.). Toutefois, il semble que l'abondance respective des différentes espèces nicheuses soit très variable d'une année sur l'autre. Il apparaît que le bruant fauve (*Passerella iliaca*), la paruline des ruisseaux (*Seiurus noveboracensis*) sont les espèces forestières les plus abondantes actuellement (présente étude), suivis par la mésange à tête brune (*Pæcile hudsonica*), et d'espèces plus ubiquistes comme le merle d'Amérique (*Turdus migratorius*).

Jusqu'à présent, l'absence de suivi standardisé des populations d'oiseaux forestiers de l'archipel ne permet pas de tirer de conclusions certaines sur l'état et les tendances démographiques des différents groupes et espèces. Toutefois, les observations réalisées depuis plusieurs dizaines d'années par les naturalistes locaux, et notamment par Roger Etcheberry qui se charge de les compiler annuellement, tendent à montrer une diminution générale de l'abondance des espèces nicheuses, et particulièrement des insectivores (parulines, notamment). Ces tendances doivent être notamment comparées aux résultats obtenus par le

Breeding Bird Survey (BBS) canadien au niveau de la région de Terre-Neuve. Ceci devrait aider à déterminer si les tendances observées à Saint-Pierre et Miquelon dépendent de facteurs extérieurs d'échelle plus large, ou de facteurs locaux comme par exemple la modification des habitats forestiers de l'archipel.

#### 2.1.4. Historique et modalité des introductions de mammifères herbivores

Douze espèces de mammifères ont été introduites à Saint-Pierre et Miquelon au cours des derniers siècles. Deux d'entre elles sont strictement forestières, le cerf de Virginie et le lièvre d'Amérique. Introduites pour être chassées, ces deux espèces sont rapidement devenues envahissantes.

##### *2.1.4.1. Le lièvre d'Amérique*

Le lièvre d'Amérique (ou lièvre variable) a été introduit en 1881 à partir d'individus prélevés en Terre-Neuve. L'espèce a ensuite colonisé l'ensemble de Saint-Pierre et Miquelon. Il s'agit d'un gibier très apprécié des chasseurs de l'archipel, et la population de Saint-Pierre, intensément chassée, est régulièrement renforcée à l'aide d'individus prélevés dans la réserve de chasse du Cap Aux Voleurs dans le Sud de l'île de Langlade et par le passé dans le Cap de Miquelon. Ses fluctuations d'abondance sont très importantes et cycliques (source ONCFS), fait fréquemment observé chez les populations de lagomorphes introduits ou non. Chaque printemps l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS) effectue un suivi de l'abondance à l'aide de comptages de crottins sur un ensemble de placettes disposées dans différents habitats forestiers des îles Miquelon et Langlade. À cela s'ajoutent les résultats de la saison de chasse précédente, dont la proportion de jeunes individus chassés renseigne sur la structure d'âges de la population. Ces deux critères (abondance-densité et structure d'âges) servent ensuite à déterminer le nombre de têtes à abattre par chasseur lors de la saison de chasse suivante.

D'après les observations réalisées localement, les plantes recherchées par le lièvre d'Amérique pour s'alimenter sont essentiellement les jeunes pousses de bouleau à papier et

des buissons comme le bleuet (ou airelle à feuilles étroites *Vaccinium angustifolium*) ou le Myrique baumier (*Myrica gale*), qui constituent la majeure partie de son régime alimentaire lorsque ces espèces sont disponibles à sa consommation. Toutefois dans l'état actuel des boisés de l'archipel, on suspecte un changement de régime alimentaire en direction d'espèces non préférées comme les repousses de sapin baumier ou l'aulne crispé (Bélanger *et al.*, 2008). Ces observations sont particulièrement inquiétantes car elles suggèrent une disparition d'ores et déjà avancée des espèces feuillues appréciées par le lièvre d'Amérique.

#### 2.1.4.2. *Le cerf de Virginie*

L'introduction du cerf de Virginie, dans un but cynégétique, remonte à 1953. Six couples furent probablement déposés au Sud de Langlade, puis en grandissant la population de l'espèce se propagea en quelques années sur l'ensemble de Langlade et Miquelon, avant d'atteindre le Cap de Miquelon vers 1985. La présence de l'ongulé au Cap est donc nettement plus récente qu'à Langlade (environ deux fois plus en 2010), mais elle n'y est toutefois pas chassée du fait du statut de réserve du Cap, ce qui complique l'interprétation des observations faites sur le terrain. Le cerf de Virginie est par contre totalement absent de l'île de Saint-Pierre depuis toujours.

Une fois la taille atteinte par la population jugée « suffisante » par les chasseurs, la chasse au cerf commence en 1964. Elle est soumise à un plan de contrôle des prélèvements à partir de 1993, l'effectif de cerfs ayant trop diminué aux yeux des gestionnaires. Aujourd'hui, la taille de la population de cerfs de Virginie de Miquelon – Langlade n'est pas connue. Seuls des indices d'abondance sont mesurés annuellement depuis des points d'observation fixes, mais semblent aboutir à une évaluation d'effectif très inférieure à la réalité d'après les naturalistes de l'archipel et certains spécialistes (entre autres S. Muller (U. Metz), JP. Tremblay (U. Laval), S. Saïd (ONCFS)). Le nombre de prélèvements autorisés par la chasse en 2009 était d'une tête par chasseur, et le nombre de permis de chasse délivrés de 440 la même année. En tenant compte de la probable importante sous-estimation de l'effectif réel de cerfs, ce prélèvement (maximum autorisé = 440 ; prélèvement réel = 362) peut être considéré comme largement insuffisant, compte tenu de la productivité élevée de l'espèce (JP tremblay, CSTPN SPM, 2009). De ce fait, la chasse au cerf à Saint-Pierre et Miquelon, comme gérée

actuellement, n'impose probablement qu'un très faible contrôle sur la démographie de la population de l'archipel.

Les espèces les plus recherchées par le cerf de Virginie pour s'alimenter sont les plantes à fleurs, et les jeunes pousses et branches basses d'arbres feuillus comme les sorbiers (*Sorbus* sp.), viornes (*Viburnum* sp.), némopanthes (*Nemopanthus* sp.), amélanchiers (*Amelanchier* sp.), etc. Comme dans le cas du lièvre d'Amérique, l'aulne crispé semble être consommé en dernier (Bélanger *et al.*, 2008), lorsqu'aucune espèce recherchée n'est plus disponible en quantité suffisante. L'observation d'aulnes abrutis doit donc être considérée comme préoccupante et indicatrice d'un état avancé de dégradation du sous-bois forestier. Le sapin baumier n'est pas non plus recherché en priorité par le cerf, mais cette espèce persistante représente une importante source de nourriture hivernale pour ces ongulés (Bélanger *et al.*, 2008), lorsque les essences décidues et plantes annuelles n'offrent aucun intérêt alimentaire. Les épinettes noires et blanches étant nettement moins appétantes pour le cerf, elles ne sont par contre pas consommées, même l'hiver (Bélanger *et al.*, 2008). En période d'activité végétative, les pousses annuelles de sapin baumier accessibles au cerf (c'est à dire jusqu'à environ deux mètres de hauteur, voire plus en présence d'une couche de neige) sont également consommées. La régénération de sapin baumier est donc potentiellement fortement perturbée en présence de fortes densités de cerfs.

Le cerf de Virginie est une espèce extrêmement plastique d'un point de vue écologique, capable de s'adapter à de nombreuses perturbations, et notamment à des changements drastiques dans la composition floristique de son habitat. Ceci a particulièrement bien été mis en évidence sur l'île d'Anticosti, dans le Golfe du Saint Laurent (voir notamment les travaux de S. Côté et JP. Tremblay à ce sujet). Son régime alimentaire s'adapte donc facilement à l'évolution de la végétation forestière. La plasticité écologique de cette espèce et sa grande productivité en jeunes en fait une espèce fréquemment envahissante lorsqu'elle est introduite dans un écosystème, et qu'aucun prédateur naturel ne peut en réguler l'effectif (voir les travaux de JL. Martin (Research Group on Introduced Species RGIS) aux îles de la Reine Charlotte au sujet du cerf à queue noire, ainsi que les études menées par S. Côté et JP. Tremblay à Anticosti). Dans ces conditions, une fois installé, le cerf de Virginie devient extrêmement difficile à éradiquer.

À Miquelon - Langlade, le suivi de la population de cerfs de Virginie est effectué par l'ONCFS à l'aide de deux méthodes complémentaires : un comptage annuel effectué du haut

de points d'observations identiques d'une année sur l'autre depuis 1989, et à partir de l'analyse du tableau de chasse de l'année passée, qui informe sur la proportion de jeunes, le sex-ratio, ainsi que sur la condition physique de la population (pesée et mesure de la patte arrière d'un échantillon des bêtes prélevées).

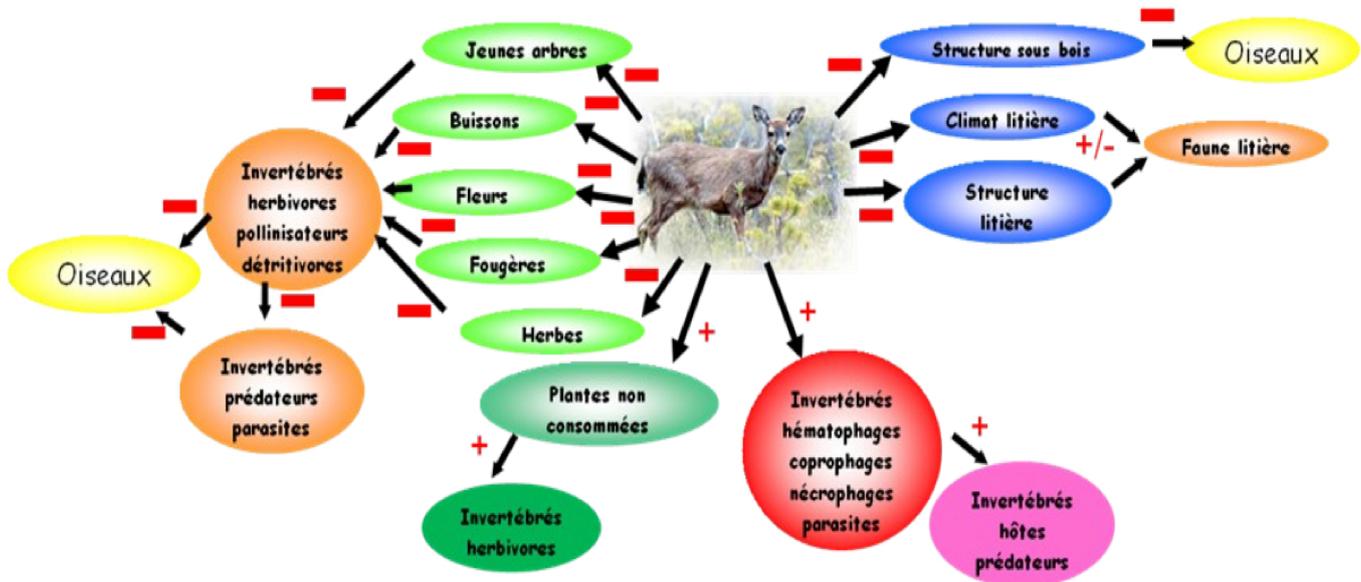
#### 2.1.4.3. *Constats sur les introductions de mammifères herbivores en forêt boréale*

L'impact des cerfs introduits dans une forêt boréale où ils sont naturellement absents, et particulièrement en contexte insulaire, a été beaucoup étudié ces dernières années au Canada. C'est le cas notamment aux Îles de la Reine Charlotte et d'Anticosti, où les cervidés (cerf à queue noire de Sitka *Odocoileus hemionus sitkensis* aux îles de la Reine Charlotte et cerf de Virginie à Anticosti) ont été introduits à la fin du 19<sup>e</sup> siècle, et ont depuis plus d'un siècle maintenant, proliféré et envahi la quasi totalité de ces écosystèmes. Dans les deux cas, leur impact direct sur la végétation par broutage est considérable et très préoccupant. Cela a été abondamment documenté (Martin & Daufresne, 1999 ; Martin & Baltzinger, 2002 ; Rooney & Waller, 2002 ; Vila *et al.*, 2004 ; Stockton *et al.*, 2004 ; Stroh *et al.*, 2008 ; Potvin & Poirier, 2004 ; Viera, 2004 ; Tremblay *et al.*, 2006...) et dans tous les cas, il ressort des études que la végétation de sous-bois, et notamment les plantes à fleurs et la régénération des arbres et arbustes feuillus souffre d'un abrutissement élevé, qui entraîne à terme une baisse de la régénération, devenant alors très anormalement limitée. La diminution de l'abondance des espèces végétales recherchées par les cervidés contraint alors ces derniers à chercher une ressource alimentaire alternative. Dans le cas d'Anticosti, dont la forêt est très semblable à celle de Saint-Pierre et Miquelon, c'est le sapin baumier, essence principale de la sapinière boréale et qui structure l'écosystème forestier local, qui souffre directement d'un abrutissement systématique des jeunes pousses. Dans ces conditions, la régénération de la forêt n'est simplement plus assurée, aboutissant à une régression problématique du couvert forestier (cas d'Anticosti en particulier) et à l'envahissement des zones ouvertes par des landes à fougères et graminées résistantes à l'abrutissement, empêchant définitivement toute régénération des espèces d'arbres originellement présentes.

Rapidement s'est alors posée la question des effets secondaires indirects d'une telle perturbation aux autres niveaux trophiques du système forestier, et particulièrement sur la faune dépendant de ces milieux en termes d'habitat et d'alimentation. Ceci a fait l'objet de plusieurs études aux îles de la Reine Charlotte (Allombert *et al.*, 2005a ; Martin *et al.*, 2010,

résultats et mécanismes observés synthétisés dans la figure 1), et montre une diminution de l'abondance et de la diversité des communautés de passereaux du sous-bois forestier, et particulièrement des espèces inféodées aux arbustes pour nidifier et s'alimenter. Il est par contre observé que l'abondance d'oiseaux de la canopée comme le roitelet à couronne dorée (*Regulus satrapa*) ou la paruline de Townsend (*Dendroica townsendi*) n'est à priori pas affectée par la présence du cerf. Toutefois la très grande hauteur et la longévité des arbres dans les forêts de Colombie Britannique, même insulaires, rend les cycles de succession et de régénération beaucoup plus longs et place la canopée très loin de l'impact du cerf sur la végétation, ce qui n'est pas le cas dans la forêt très basse des archipels de la côte Est, et notamment à Saint-Pierre et Miquelon. Dans une certaine mesure l'impact du cerf sur ces grandes forêts y est encore latent.

À un niveau trophique qui peut être intermédiaire entre la végétation et les oiseaux, la question de l'impact de la dégradation du milieu sur les communautés d'invertébrés forestiers se pose également. En tant que source de nourriture directe pour une partie des passereaux, la diminution de l'abondance et de la diversité de la faune invertébrée est sans aucun doute préjudiciable à ces prédateurs (figure 1). D'autre part, dans le cas où l'entomofaune de la litière et du sol subit les conséquences d'une modification de la structure de la forêt, des mécanismes encore mal perçus sont susceptibles de s'enclencher et de s'enchaîner également, rajoutant un paramètre supplémentaire à l'évolution de l'écosystème. Parallèlement, il est à prévoir que certains taxons, au contraire, puissent bénéficier de ces changements d'habitat, et au contraire augmenter en abondance. Ce phénomène de réaction inattendue a notamment été observé aux îles de la Reine Charlotte (Allombert *et al.* 2005b) et en Fennoscandinavie (Suominen *et al.* 1999), avec dans le premier cas une augmentation de l'abondance de certains myriapodes et coléoptères en milieu fortement perturbé par les cervidés introduits. Ainsi il semble que la réponse de la faune du sol à l'abrutissement soit plus complexe et ne suive pas une stricte tendance négative comme la plupart des autres taxons.



**Figure 1 :** Impacts du cerf à queue noire sur la flore et la faune d'après les travaux effectués en Colombie Britannique (Stockton *et al.* 2004 ; Allombert *et al.* 2005 ; Martin *et al.* 2010). En vert clair les effets fortement négatifs sur la végétation du sous bois (élimination ou réduction de plus de 80 % du couvert) ; verts foncés effets légèrement positifs sur de rares plantes peu ou pas consommées (essentiellement deux espèces introduites) ; en rouge et rose effets positifs possibles sur certains invertébrés pouvant « exploiter » le cerf ; en bleu effets surtout négatifs sur la structure du sous bois et de la litière ; en brun effets le plus souvent très fortement négatifs sur différents groupes d'invertébrés (avec des réductions atteignant souvent plus de 80 %), en jaune effets fortement négatifs sur les oiseaux forestiers. *Il est à noter que ces données s'appliquent particulièrement à l'archipel d'Haïda Gwaii, et donc que certains éléments peuvent se révéler inexacts à Saint-Pierre et Miquelon.* Source RGIS.

Cette modification de la végétation, associée à des changements potentiellement importants dans la faune associée, sont susceptibles de générer mécaniquement d'autres phénomènes plus ou moins difficiles à prévoir sur le fonctionnement physique et chimique du milieu forestier (Figure 1). En effet dans le cas où la faune du sol subit d'importants changements dans sa composition spécifique et son abondance, les cycles chimiques du recyclage de la matière organique en seront forcément modifiés. De même, la modification de la couverture végétale et de la faune du sol entraîne forcément une évolution de la structure physique de ce dernier (compacité, aération, résistance, etc.). Il est à craindre que l'enracinement des arbres, ainsi que la capacité d'un sol très perturbé à assurer la croissance d'une forêt, par exemple, en souffre fortement à terme.

Concernant le lièvre, son impact en forêt boréale est moins connu. Toutefois son abrutissement des plantes à fleurs, des buissons et des jeunes pousses d'arbres et d'arbustes jusqu'à une hauteur dépassant fréquemment le mètre dans les régions à couverture neigeuse hivernale (obs. pers.), ainsi que son extrême capacité à se multiplier dans un environnement dépourvu de prédateur naturel, en fait une menace également très préoccupante dans un écosystème forestier envahi. Il suffit pour cela d'observer l'impact massif que peut avoir le lapin de garenne (*Oryctolagus cuniculus*), espèce à l'écologie proche du lièvre d'Amérique, sur la végétation d'une île pour s'en convaincre. On observe par exemple aux îles Kerguelen (Terres Australes et Antarctiques Françaises TAAF), archipel toutefois non forestier, une diminution dramatique de la diversité végétale depuis l'introduction de cette espèce extrêmement envahissante au 19<sup>e</sup> siècle (Frénot *et al.* 2001 ; Chapuis *et al.* 2004).

Lorsqu'une forêt comporte plusieurs espèces herbivores introduites, comme c'est le cas à Saint-Pierre et Miquelon, il convient dans l'analyse de tenir compte de leur impact propre comme combiné.

#### 2.1.4.4. *Le travail déjà réalisé à Saint-Pierre et Miquelon*

La flore de Saint Pierre et Miquelon est décrite et étudiée depuis maintenant près de deux siècles. Plusieurs botanistes ont participé à explorer et identifier progressivement l'ensemble des cortèges floristiques. C'est le cas de Bachelot de La Pylaie, Bonnet, Arsène, Gauthier, Delamarre, Aubert de La Rüe, Le Hors, et d'autres. Aujourd'hui et ce depuis une trentaine d'années, R. Etcheberry et D. Abraham, natifs de Saint-Pierre et Miquelon, continuent ce travail d'observation et de compilation de données. La description de la végétation de l'archipel, et notamment la typologie des différents habitats et leur évolution actuelle fait de plus partie du travail de S. Muller.

La première description des oiseaux de l'archipel se fait attendre jusqu'à la moitié du 20<sup>e</sup> siècle. Les premières études sont publiées par Peters & Burleigh (1951), Cameron (1967), Borotra & Tuck (1972). Là encore, c'est R. Etcheberry qui a par la suite assuré l'essentiel de la mise en forme des données récoltées par lui et les autres observateurs locaux. Mais il manquait jusqu'à cette année un protocole d'étude standardisé de l'avifaune forestière de l'archipel, qui permettrait de réaliser des comparaisons statistiquement robustes des

communautés d'une année sur l'autre, notamment en contexte de forte dégradation de la forêt de l'archipel. C'est l'un des objets de cette étude.

L'essentiel de l'inventaire des invertébrés de Saint-Pierre et Miquelon a été réalisé par D. Abraham, travail toujours en cours. Cette année, les échantillons prélevés par piégeage au sol de la faune de litière ont été analysés par ce dernier.

Depuis une quinzaine d'année, la forêt de Saint-Pierre et Miquelon a fait l'objet de plusieurs études essentiellement motivées par le contexte cynégétique et par les premiers soupçons d'une dégradation plus qu'amorcée des boisés de l'archipel.

En 1997, A. Lartiges de l'Office National de la Chasse (ONC, devenu depuis Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage ONCFS) instaure un protocole d'étude de la pression des herbivores introduits sur la flore de Saint-Pierre et Miquelon, qui met en évidence le problème de l'abrutissement incontrôlé et du recul amorcé du couvert forestier.

En 2004 L. Valliergue, de l'Office National des Forêts International (ONFI), réalise un inventaire forestier détaillé et constate que l'abrutissement des herbivores introduits pose un gros problème de régénération de l'écosystème sur l'archipel, et notamment à Miquelon – Langlade (et encore plus particulièrement à Langlade) où le cerf est présent en plus du lièvre d'Amérique.

Depuis 2006, S. Muller, professeur à l'université Paul Verlaine (Metz), en tant que président du Conseil Scientifique Territorial de Protection de la Nature (CSTPN) de Saint-Pierre et Miquelon, supervise l'étude de cette problématique (voir les rapports de missions et comptes-rendus annuels du CSTPN : Muller 2006, 2008, 2009, 2010, Hindermeier *et al.*, 2007).

En 2008, une mission d'expertise internationale (Bélangier *et al.*, 2008), composée de chercheurs et universitaires venus spécialement du Canada et de France, met clairement en évidence la pression trop forte et les conséquences à terme de l'absence de maîtrise de la gestion de cerfs de Virginie. Dès lors la disparition annoncée de la seule forêt boréale de France figure dans un rapport d'expertise. Cette mission a notamment permis de définir un « gradient d'altération de la régénération des arbres suite à la pression d'abrutissement chronique imposé par les herbivores vertébrés », utilisé par la présente étude (voir tableau 2).

Toujours en 2008, une étude comparative de la Direction de l'Agriculture et de la Forêt de Saint-Pierre et Miquelon (DAF SPM), basée sur des photographies aériennes de l'Institut Géographique National (IGN) de 1952 et 2005, confirme les conclusions de Lartiges, et démontre un recul de 35 % du couvert forestier à l'échelle de l'archipel sur les soixante dernières années (donc depuis l'introduction du cerf de Virginie sur Miquelon – Langlade).

En 2009, l'ONCFS met en place un protocole d'étude du taux d'abrouissement des cerfs et des lièvres sur la forêt de Miquelon – Langlade, et réalise une première année de relevés (Michallet *et al.*, 2009). Ce protocole a été reconduit en 2010. Au moment de la rédaction de ce rapport, aucun résultat n'est disponible concernant cette étude.

Enfin, en 2009 a également été menée une étude phytosociologique sommaire de la forêt de Saint-Pierre et Miquelon (Gloaguen *et al.*, 2009). Celle-ci met en évidence la plus grande diversité spécifique des boisés de Miquelon – Langlade en comparaison à ceux de Saint-Pierre. Elle note également que l'abondante régénération haute de sapin baumier observée à Saint-Pierre (île dépourvue de cerf) est devenue presque inexistante à Miquelon – Langlade. Enfin elle pointe également du doigt l'impact potentiel de cette dégradation à d'autres niveaux trophiques de l'écosystème (avifaune). La présente étude s'inscrit dans la continuité de cette première approche menée par l'association SPM Frag'iles.

## **2.2. Méthodes d'échantillonnage**

### **2.2.1. Échantillonnage stratifié de la sapinière boréale**

Vingt-cinq stations par île ont été positionnées (soit un total de 75 stations sur l'archipel) en cherchant à représenter le mieux possible les différents types de sapinières dans l'échantillonnage et à disperser les stations dans l'ensemble des boisés d'une manière relativement homogène (cartes 2, 3, 4). Il a été décidé de se concentrer sur la sapinière boréale et les boisés mélangés du fait du nombre relativement faible des stations, et de la problématique de l'étude, axée essentiellement sur l'état de la sapinière de Saint-Pierre et Miquelon. Chacune de ces stations sert à réaliser un ensemble d'inventaires floristiques et faunistiques permettant d'évaluer la biodiversité forestière à un instant  $t$  et son évolution dans

le temps, ainsi que d'associer l'ensemble des résultats dans une analyse plus globale à l'échelle de l'écosystème forestier.

Chaque station est un quadrat de 100m<sup>2</sup> (10m x 10m), considéré homogène en termes de topographie, de végétation, d'humidité, etc. (figure 2)

Niveau	Description
1	<p style="text-align: center;"><b>Réduction de la reproduction et disparition des plantes à fleurs</b></p> <p><i>Réversibilité</i> : dépendante de la durée de la pression d'herbivorie. Les plantes qui possèdent une banque de graines longévives dans le sol survivent mieux que les autres.</p>
2	<p style="text-align: center;"><b>Disparition de la régénération haute des arbustes et arbres feuillus</b></p> <p><i>Réversibilité</i> : à ce stade, les feuillus peuvent se maintenir grâce à leur capacité à compenser l'abroustissement hivernal et à conserver une banque de graines dans le sol. Une fois celle-ci épuisée, le rétablissement de ces essences est compromis.</p>
3	<p style="text-align: center;"><b>Disparition de la régénération haute de sapin baumier</b></p> <p><i>Réversibilité</i> : si la pression d'herbivorie est contrôlée rapidement après l'ouverture de la canopée, donc avant l'envahissement par les graminées et fougères, la banque de graines du sol peut permettre une reprise de la régénération de sapin. Dans le cas inverse, le milieu devient impropre à la régénération du sapin, la banque de graines meure, et la sapinière ne peut plus se régénérer.</p>
4	<p style="text-align: center;"><b>Conversion en pessières blanches ouvertes par broutement sélectif</b></p> <p><i>Réversibilité</i> : à ce stade la régénération de la sapinière est compromise par le recouvrement en graminées et fougères qui empêchent la germination des graines de sapins comme d'épinette blanche.</p>
5	<p style="text-align: center;"><b>Conversion en landes herbacées</b></p> <p><i>Réversibilité</i> : même une réduction drastique de la densité de cerfs et de lièvres ne permet plus à la forêt de se régénérer. Des aménagements et réhabilitation de sols, combinés à des plantations ligneuses et à une réduction et un contrôle permanent des populations de cerfs et lièvres sont nécessaires.</p>

**Tableau 2** : Gradient d'altération de la régénération des arbres suite à la pression d'abroustissement chronique imposé par les herbivores vertébrés, d'après Bélanger *et al.* 2008

Les stations ont été piquetées à l'aide de cinq piquets Ringots® jaunes à étiquette (un dans chaque coin et un au centre) (photo 1). Un morceau de ruban (rose ou orange) s'ajoute à chaque piquet, noué à une branche ou à un tronc d'arbre, afin de rendre la surface quadrat mieux visible à l'observateur sur le terrain. La localisation de chaque placette a été mesurée au GPS avec une précision d'environ 5 mètres.

Les principaux critères pris en compte dans le choix des stations d'étude ont été (tableau 5) (avec \*\* = critères de base) :

- Le type de formation forestière en fonction de la hauteur du peuplement dominant \*\* (la proportion estimée sur le terrain de sapinière haute / basse / naine par île a déterminé le nombre de stations par île dans chacune de ces catégories) (tableau 3).
- La densité et la hauteur de la régénération de sapin baumier (à Saint Pierre essentiellement)
- La présence ou non d'un sous-étage d'arbres feuillus (à Miquelon – Langlade)
- La topographie (pente)
- La densité supposée de cerfs \*\* (à Miquelon – Langlade), en fonction de l'accessibilité des différents secteurs aux promeneurs et chasseurs, et du statut de réserve de chasse pour le Cap de Miquelon
- La localisation géographique, afin de répartir de manière relativement homogène les stations dans la surface boisée de chaque île

Voir la description des variables écologiques utilisées et leurs classes de valeurs dans le tableau 5.

Type de formation	Saint Pierre	Miquelon	Langlade
Sapinière haute (>7m)	9	16	10
Sapinière basse (4-6m)	8	6	10
Sapinière naine (1-3m)	8	3	5

**Tableau 3** : Nombre de stations dans les différentes hauteurs de sapinières par île

Les stations sont destinées à permettre : un relevé phytosociologique, des points d'écoute pour échantillonner l'avifaune autour du centre du quadrat, et pour une sélection d'entre elles (n=20), un échantillonnage des invertébrés de la litière par pièges au sol.

### 2.2.2. Relevés phytosociologiques

Sur chacune des stations est réalisé un relevé phytosociologique durant la période la plus adaptée de la saison. Le quadrat de 10 mètres x 10 mètres matérialise la surface à inventorier.

La surface employée (100m<sup>2</sup>) (figure 2) est légèrement inférieure à l'aire minimale phytosociologique généralement employée en milieu forestier. Toutefois dans le cas de Saint-Pierre et Miquelon, il nous a semblé justifié d'utiliser cette surface relativement réduite, compte tenu de la spécificité des boisés et de la très grande hétérogénéité locale de ceux-ci. Cette surface a fait l'objet d'une validation sur le terrain après calibrage

Le relevé phytosociologique prend en compte la distinction des différentes strates forestières (muscinale : <5 cm, herbacée : 5 à 50 cm, arbustive : 50 cm à 3 m, arborescente : >3 m). Le choix de qualifier d'« arborescente » la strate de plus de 3 mètres de hauteur est un choix inhabituel lié à la faible hauteur des boisés de l'archipel. L'inventaire exhaustif des espèces végétales présentes est réalisé (en séparant les arbres matures des repousses), à l'exception des graminées et des mousses, qui n'ont pas été identifiées à l'espèce en 2010. Un coefficient d'abondance-dominance de Braun-Blanquet est attribué au sein de chaque strate à chaque espèce (Noël Walter, 2006) (tableau 4). Un pourcentage de recouvrement total de chacune des strates est également mesuré.

Différents descripteurs écologiques supplémentaires sont mesurés sur chaque station : altitude (à l'aide d'un récepteur GPS Garmin etrex Vista Hcx), hauteur précise du peuplement dominant (en plus de la catégorie de hauteur « naine », « basse » ou « haute » détaillée dans les tableaux 1 ; 3 ; 5), pH du sol (cf. annexe 2) et niveau d'humidité général de la station (tableau 5).

Ces relevés phytosociologiques devraient être réalisés si possible tous les trois ans, afin d'obtenir des données sur l'évolution de la forêt. La période la plus adaptée à ces relevés à Saint-Pierre et Miquelon commence aux environs de la fin juin, lorsque la plupart des plantes fleurissent et commencent à fructifier. Ceci permet une identification plus aisée et plus fiable des différentes espèces présentes, ainsi qu'une estimation pertinente de leur niveau de recouvrement respectif.

En 2010, l'essentiel des relevés phytosociologiques a été effectué par H. Raisin (HR, n=73), les autres ayant été réalisés par T. Vergoz (TV, n=2).

r	un individu
+	éléments peu ou très peu abondants, recouvrement inférieur à 5% de la surface
1	éléments assez abondants, recouvrement inférieur à 5% de la surface
2	éléments très abondants, recouvrement inférieur à 25% de la surface
3	recouvrement compris entre 25 et 50% de la surface, abondance quelconque
4	recouvrement compris entre 50 et 75% de la surface, abondance quelconque
5	recouvrement supérieur à 75% de la surface, abondance quelconque

**Tableau 4 :** détail du coefficient d'abondance-dominance de Braun-Blanquet



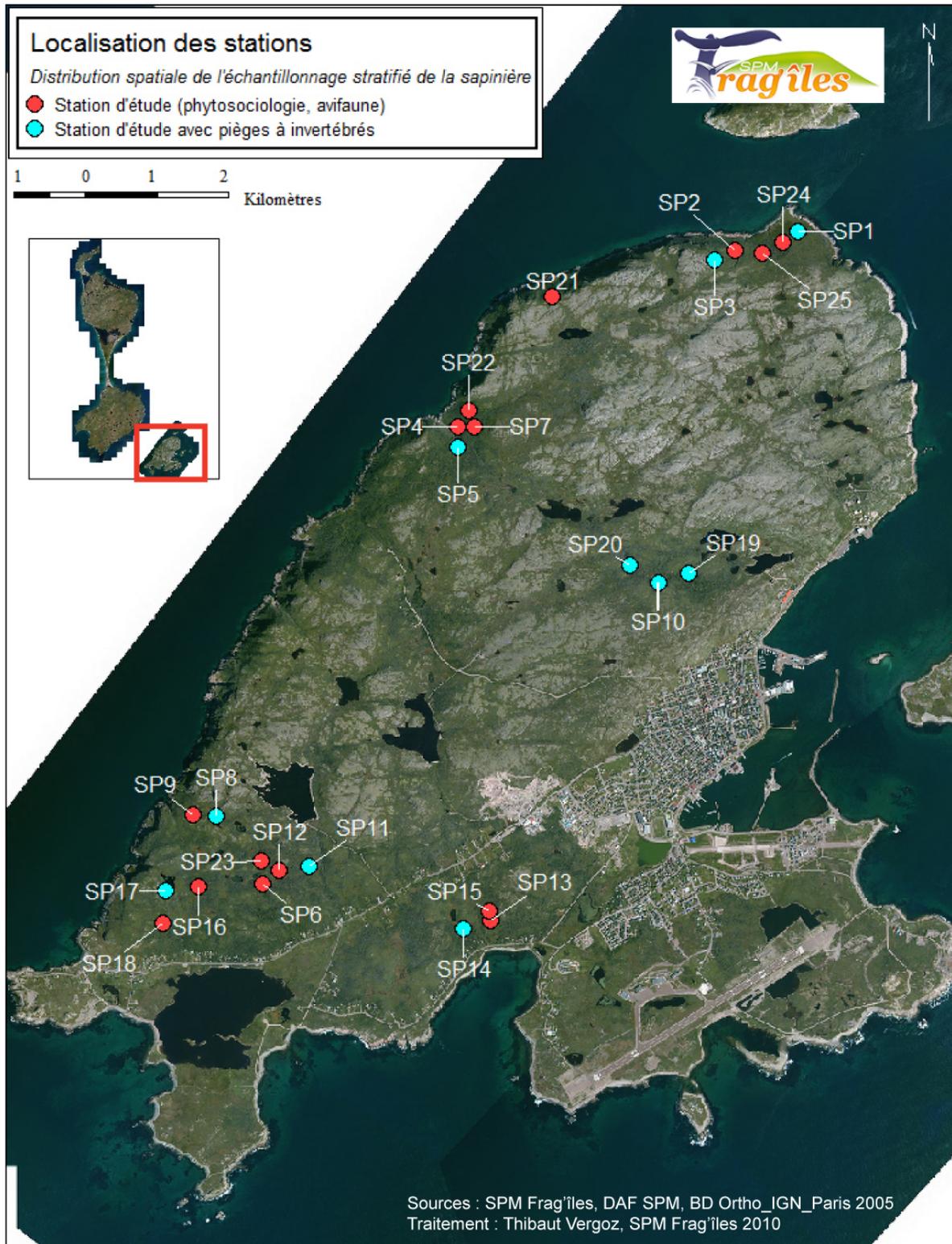
**Photo 1 :** réalisation d'un relevé phytosociologique sur la station n°23 de l'île de Langlade (Cap aux Voleurs). Marquage par piquets Ringots. © T. Vergoz

Les analyses de données multivariées ont été réalisées à l'aide du logiciel R 2.8.1 et du package de fonctions ade4.

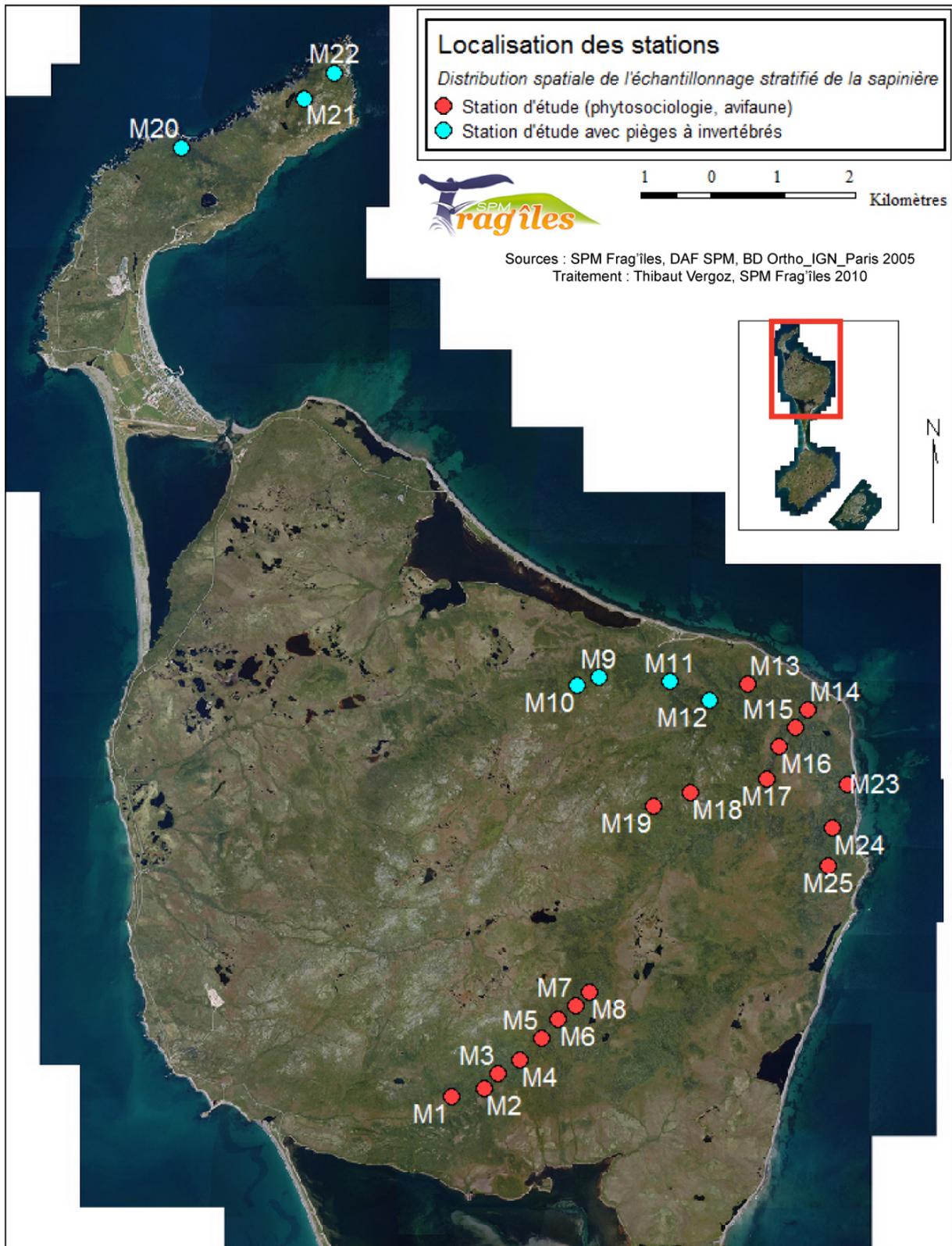
#### *2.2.2.1. Mesure du niveau d'abrouissement*

Sur chaque station est mesuré un indice d'abrouissement (ou non) de chaque espèce végétale, en séparant à chaque fois l'abrouissement par le cerf de celui du lièvre. Cet indice est basé sur la consommation ou non des espèces recherchées et non recherchées par les deux espèces. Cet indice et ses critères d'évaluation sont détaillés dans le tableau 5.

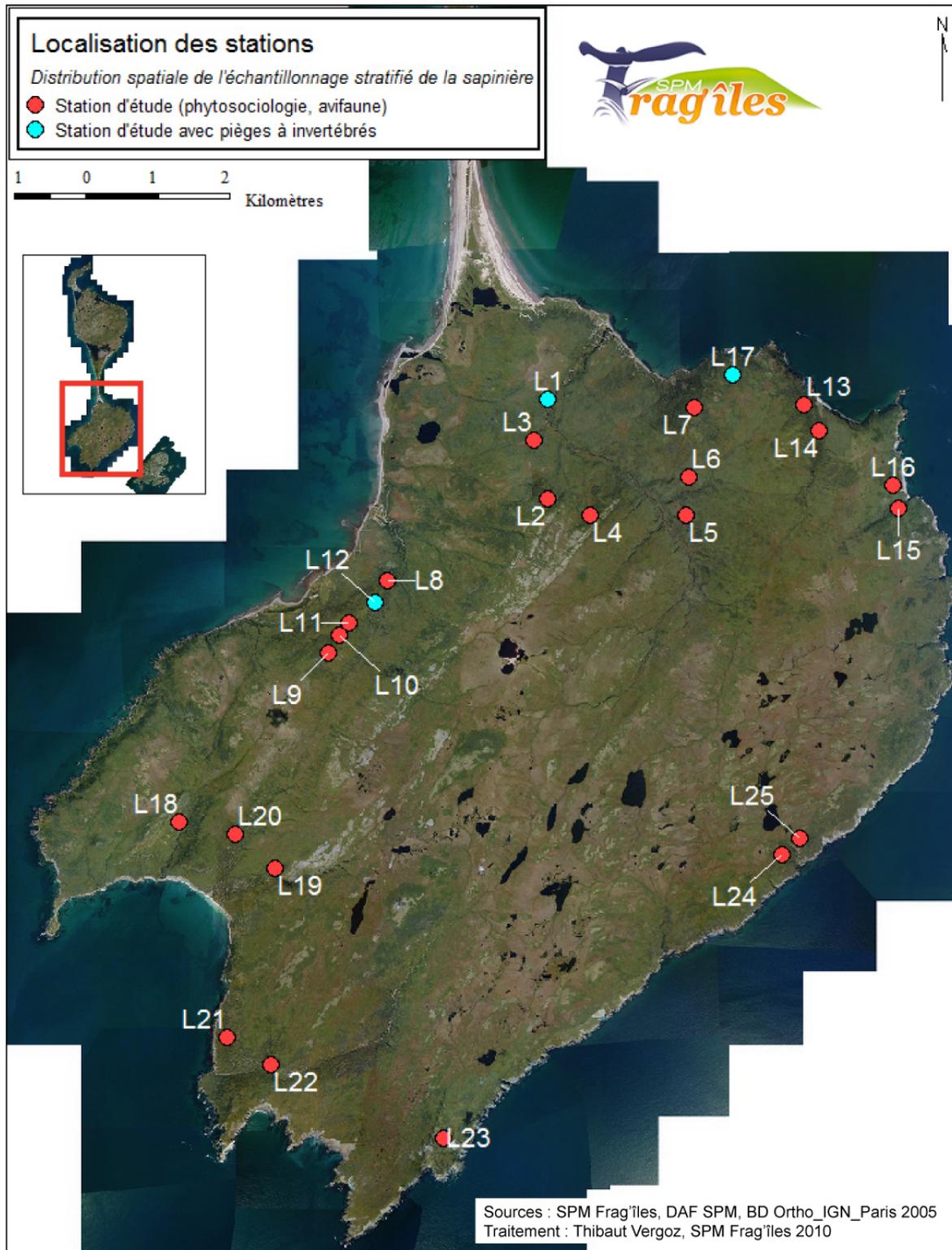
Ces relevés, effectués sur les mêmes stations que la phytosociologie, doivent toutefois être réalisés un peu plus tôt dans la saison, juste *avant* la reprise de l'activité végétative (afin de pouvoir observer de manière fiable les traces d'abrouissement sans inclure un biais lié à la repousse annuelle). À Saint Pierre et Miquelon, il semble que la période la plus adaptée soit le mois de mai (date légèrement variable selon l'année).



**Carte 2 :** Localisation des stations d'étude sur l'île de Saint-Pierre



**Carte 3** : Localisation des stations d'étude sur l'île de Miquelon et au Cap Miquelon



**Carte 4** : Localisation des stations d'étude sur l'île de Langlade

Catégorie	Classes	Valeurs	Nature
<b>Piégeage Invertébrés</b>	0	non	<b>invertébrés</b>
	1	oui	
<b>Pente</b>	0	nulle	<b>Topographie</b>
	1	faible	
	2	moyenne	
	3	forte	
<b>Humidité</b>	1	Plutôt sec	<b>Sol</b>
	2	plutôt humide	
	3	Hydromorphe	
<b>pH</b>	/	niveau de pH	
<b>Type de formation forestière</b>	1	Sapinière haute (>7m)	<b>Végétation</b>
	2	Sapinière basse (4-6m)	
	3	Sapinière naine (<3m)	
<b>Densité de régénération de SAB (semis / végétatif)</b>	0	Nulle	<b>Végétation</b>
	1	Faible	
	2	Moyenne	
	3	Forte	
<b>Niveau de dégradation du milieu (tableau 2)</b>	1	Réduction de la reproduction et disparition des plantes à fleurs	<b>Perturbations</b>
	2	Disparition de la régénération haute des arbustes et arbres feuillus	
	3	Disparition de la régénération haute du sapin	
	4	Conversion en formations ouvertes d'épinettes blanches	
	5	Conversion en landes herbacées	
<b>Présence de cerf</b>	0	non	<b>Perturbations</b>
	1	oui	
<b>Densité supposée de cerfs / de lièvres</b>	0	nulle	<b>Perturbations</b>
	1	faible	
	2	forte	
<b>Indice d'Abrouissement (IA) par le cerf / par le lièvre</b>	0	Aucune trace d'abrouissement	<b>Perturbations</b>
	1	Traces d'abrouissement sur les espèces préférées	
	2	Espèces préférées fortement abrouties	
	3	Traces évidentes d'abrouit. sur les Espèces non préférées	
	4	Traces évidentes d'abrouissement sur l'aulne	

**Tableau 5** : légende des variables écologiques caractérisant les stations

### 2.2.3. Échantillonnage de l'avifaune forestière par points d'écoute

L'échantillonnage des oiseaux nicheurs des environs de la station se fait par un protocole directement dérivé des Indices Ponctuels d'Abondance (IPA) (Blondel *et al.*, 1970).

L'observateur réalise son relevé seul, sur l'ensemble des stations du protocole (n=75). Dix minutes d'attente au minimum sont nécessaires pour laisser les oiseaux reprendre leur activité normale.

Durant 15 minutes (durée optimale à Saint-Pierre et Miquelon, calibrée sur le terrain en 2010), l'observateur relève l'ensemble des espèces d'oiseaux entendues et vues, en distinguant celles évoluant dans un rayon de 50m autour du centre de la station, des autres. Toutes les cinq minutes il repart de zéro, comme s'il réalisait trois petits points d'écoute indépendants durant les quinze minutes. Il note également le nombre d'individus entendus par espèce au sein du cercle de 50m. Au delà de 50m, seul le nom des espèces entendues ou vues est noté (figure 2).

Lors de chaque relevé, l'observateur relève plusieurs informations utiles à l'interprétation des résultats obtenus (annexe 5) :

- l'identifiant de la station
- le numéro de la répétition de ce point d'écoute dans la saison
- la date du relevé
- l'heure de début et de fin du relevé
- la force du vent (échelle de Beaufort)
- la nébulosité (en % de couverture nuageuse)
- la présence ou non de précipitations (0=pas de précipitations, 1=pluie légère)
- toutes les observations supplémentaires pouvant permettre une meilleure interprétation des résultats du point d'écoute (perturbation éventuelle, changement de météo, présence d'un nid ou de juvéniles, etc.)

Les points d'écoute doivent être réalisés au moment de la journée où l'activité vocale des passereaux est maximale (Robbins, 1981 dans Bibby, 1992), c'est à dire tôt le matin, du lever du soleil jusqu'aux environs de 10h. À Saint-Pierre et Miquelon, il semble que la

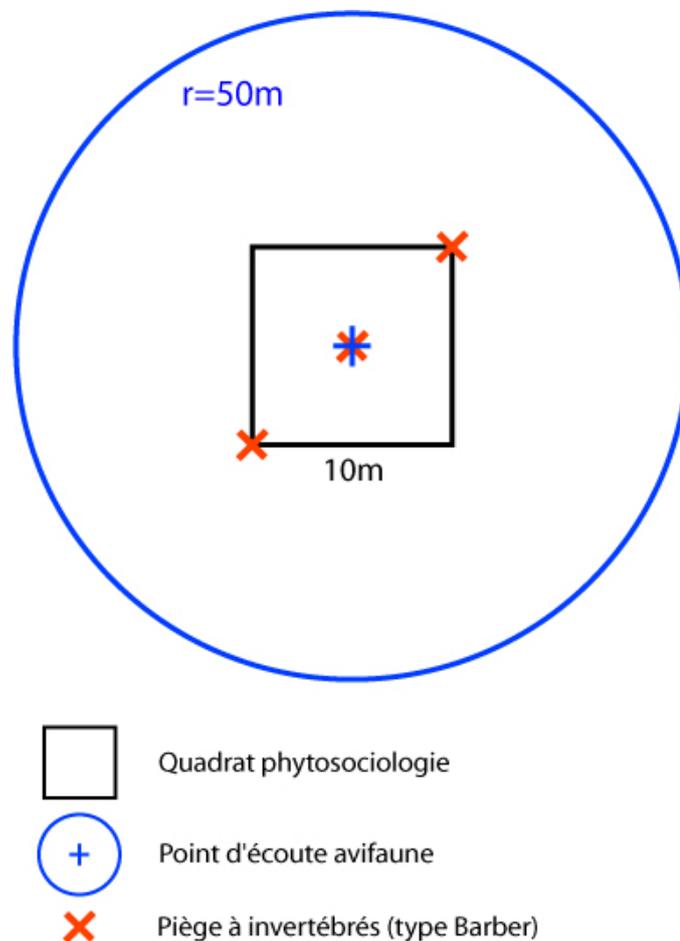
période la plus favorable aux points d'écoute s'étire de 6h00 à 10h00 du matin au 21 juin (obs. pers.). En quatre heures, l'observateur peut espérer réaliser en moyenne jusqu'à cinq points d'écoute, variable de trois à six en fonction de la distance et du terrain séparant chacune des stations. De même, les conditions météorologiques ne doivent pas perturber l'écoute de l'observateur (vent nul ou faible, pluie nulle ou légère).

C'est pourquoi dans un environnement au climat rude et instable comme Saint-Pierre et Miquelon, l'idéal est que les points d'écoute soient réalisés par deux observateurs travaillant en simultané en deux endroits différents de l'archipel. Ceci permet de réaliser les relevés deux fois plus rapidement, et rend ainsi possibles une ou plusieurs répétitions (dans l'idéal, au moins trois passages au total) de ces derniers au cours de la saison favorable à l'échantillonnage des passereaux forestiers nicheurs, c'est à dire de début mai à mi-juillet environ, là encore variable selon les années. Les deux observateurs doivent cependant s'assurer de la reproductibilité de leurs relevés respectifs (compétence identique à repérer et identifier les espèces présentes, même évaluation des distances, etc.), et effectuer quelques relevés ensemble afin de le vérifier en début de saison. De même, d'une année sur l'autre, il convient de s'assurer que les observateurs recrutés disposent tous d'une compétence similaire. Ces précautions permettent de limiter l'importance de l'inévitable biais observateur intra et inter-annuel existant dans les résultats lorsque différentes personnes se partagent des relevés de données.

La répétition des points d'écoute au cours de la saison de reproduction des passereaux forestiers est une nécessité imposée par le protocole IPA, et elle est particulièrement importante à Saint-Pierre et Miquelon pour « gommer » du mieux possible le biais lié aux conditions météorologiques. De plus, répéter dans le temps permet de prendre en compte dans les relevés l'ensemble des espèces nicheuses, dont l'arrivée par migration se fait plus ou moins tard dans la saison (espèces précoces et tardives).

Il est à noter qu'en 2010, le début tardif des relevés (fin juin), la présence d'un seul observateur (TV) en charge de réaliser l'intégralité des points d'écoute (n=75 à répéter plusieurs fois en temps normal), et les conditions météorologiques particulièrement mauvaises de juillet, n'ont permis de réaliser qu'un seul passage sur l'ensemble des points d'écoute.

L'absence de répétition nécessite donc une certaine prudence dans l'interprétation des résultats d'inventaire de l'avifaune.



**Figure 2** : croquis schématisant l'une des stations du protocole. Il est à noter que seules 20 stations sur les 75 au total, comportent des pièges à invertébrés

## 2.2.4. Échantillonnage des invertébrés de la litière par pièges au sol

### 2.2.4.1. Objectifs

Il s'agit d'une première étude de l'impact de la pression d'herbivorie des mammifères introduits sur la faune du sol à Saint-Pierre et Miquelon. Le protocole de 2010 est

volontairement assez léger afin de tester une première fois l'intérêt de ce travail, qui pourra le cas échéant être approfondi par la suite.

Pour cette première étude, il fallait donc choisir un type particulier d'habitat à échantillonner, étant donné le nombre réduit de stations sélectionnées (n=20 sur l'ensemble de l'archipel). La régénération de sapin baumier a été sélectionnée. Très perturbée à Miquelon et Langlade du fait de la présence du cerf de Virginie et du lièvre d'Amérique en fortes densités, elle est fonctionnelle à Saint-Pierre. Ceci permet une première estimation de l'impact de cette perte d'habitat sur la faune du sol (et donc indirectement sur le sol en lui même), en terme d'abondance, de diversité, de richesse et de composition des communautés d'invertébrés, par comparaison des résultats obtenus à Saint-Pierre et à Miquelon – Langlade.

Il s'agit de plus d'un habitat – la litière – n'ayant pas encore été inventorié en détail sur l'archipel. Les échantillons récoltés permettront ainsi d'approfondir de la connaissance de l'entomofaune de Saint-Pierre et Miquelon, compartiment essentiel de la biodiversité.

#### *2.2.4.2. Méthodologie*

Dix stations sur Saint Pierre, et dix sur Miquelon – Langlade ont été équipées de 3 pièges « Barbers » (pots-pièges fichés dans le sol) destinés à recueillir un échantillon de la faune invertébrée de la litière. Les pièges sont disposés en diagonale (un dans un coin de la station, un au centre, et un troisième dans le coin opposé).

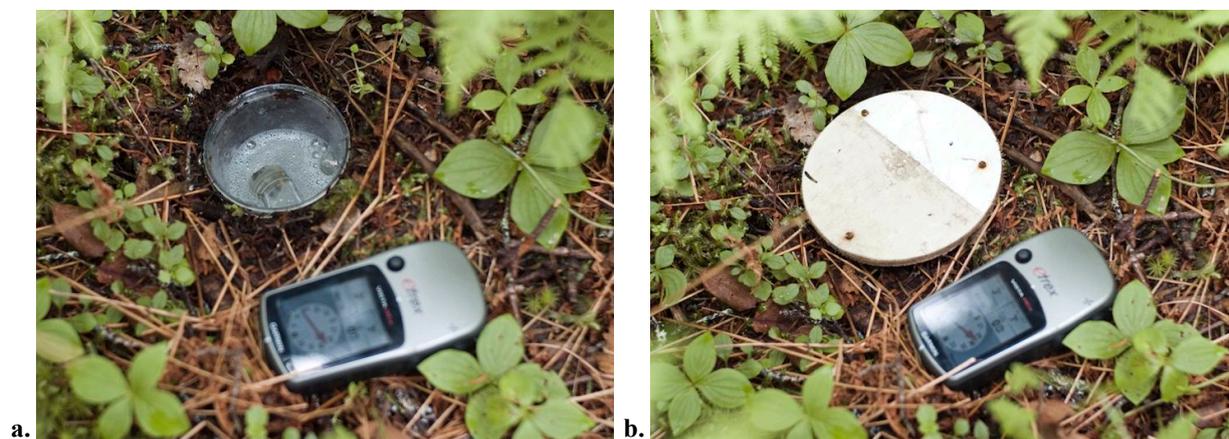
À Saint-Pierre ont été choisies des stations à forte régénération de sapin baumier, alors qu'à Miquelon – Langlade, ont été retenues des stations présentant une très faible, ou une absence totale de régénération du sapin baumier. L'accessibilité des stations a également été prise en compte afin de faciliter le relevé des pièges.

Des gobelets plastiques sont employés comme pièges (photos 2a ; 2b). Deux gobelets sont systématiquement emboîtés l'un dans l'autre pour permettre le retrait facile du gobelet supérieur contenant l'échantillon. Les pièges sont remplis d'un liquide permettant la noyade rapide des animaux capturés (et éviter la destruction de l'échantillon lors de la capture d'un prédateur), et la conservation des individus capturés. Ce liquide se compose de 75 % d'eau, 20

% de vinaigre blanc, et les 5 % restants de liquide vaisselle et de sel. Les pièges sont fichés dans le sol en perturbant au minimum le milieu environnant afin de ne pas induire de biais. Chaque piège est recouvert d'un couvercle surélevé d'environ un centimètre (cercle de bois soutenu par trois clous fins) afin d'éviter qu'il ne se remplisse d'eau en cas de pluie, mais laissant tout de même circuler la faune de la litière.

Le contenu de chaque piège est récolté toutes les trois semaines. L'échantillon est ensuite transféré dans l'alcool à 70° et stocké à température ambiante en vue de son analyse ultérieure. L'ensemble du travail d'analyse des échantillons récoltés en 2010 a été réalisé par D. Abraham.

En 2010, il n'a pas été possible de commencer à piéger avant la fin du mois de juin (21/06 à Miquelon - Langlade, 25/06 à Saint-Pierre), du fait du temps nécessaire à la mise en place du protocole d'étude. Il manquera donc dans les résultats certains groupes d'espèces plus précoces dans la saison. D'après les naturalistes locaux, la période la plus appropriée à Saint-Pierre et Miquelon pour piéger les invertébrés de la litière s'étire de début juin à fin septembre.



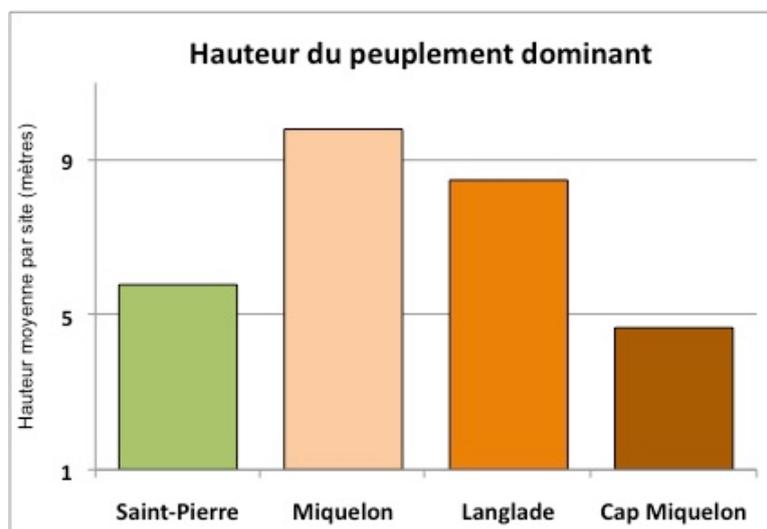
**Photos 2 :** détail d'un piège type « Barber » destiné à échantillonner les invertébrés de la litière, **a.** sans et **b.** avec son couvercle de protection contre la pluie

### 3. Résultats et discussion

#### 3.1. Structure et composition floristique des stations

##### 3.1.1. Hauteur du peuplement dominant par site

Le calcul de la hauteur moyenne du peuplement dominant des boisés sur chaque site, effectué à partir des résultats obtenus sur les différentes stations établies selon le protocole de cette étude phytosociologique, permet de vérifier la qualité de la stratification de l'échantillonnage du point de vue de la structure des boisés. En effet, la hauteur du peuplement dominant faisait dès le départ partie des variables de base prises en compte dans la détermination de l'emplacement des stations d'étude (2.2.1.), et a déjà fait l'objet de mesures par le passé (ONF International, 2004). La comparaison des caractéristiques de notre échantillonnage avec les résultats précédemment obtenus confirme que la hauteur des boisés est correctement représentée (fig. 3) dans cette étude.



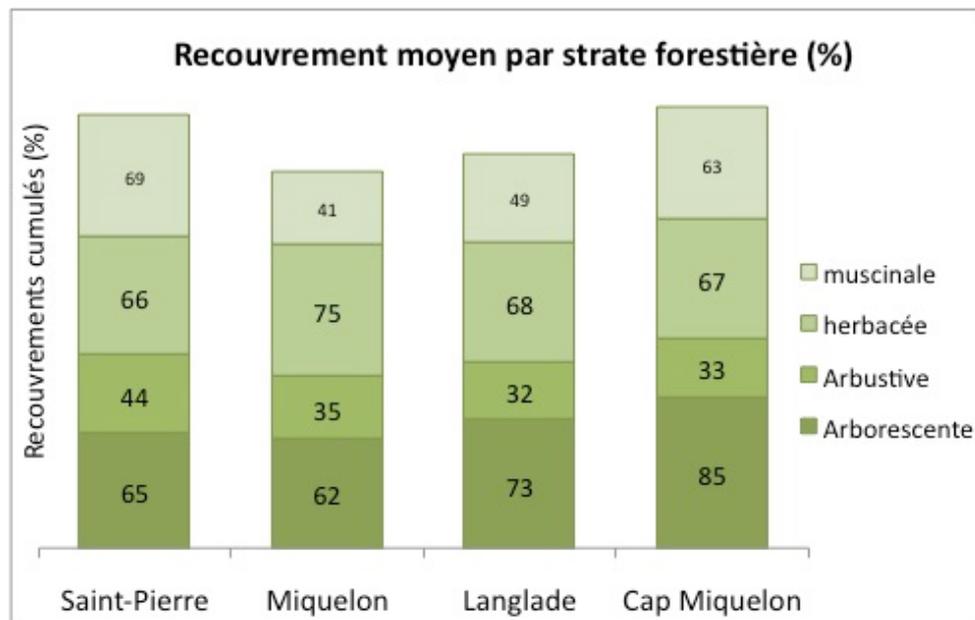
**Fig. 3 :** Hauteur moyenne du peuplement forestier dominant des stations par site d'étude.

On observe donc que le site au peuplement forestier moyen le plus élevé est Miquelon, dont les stations atteignent la hauteur moyenne de 9,78 mètres (n=22), contre 8,48 mètres à Langlade (n=25), déjà décrite auparavant comme comportant plus de peuplements bas. Ceci

est donc confirmé par nos observations et ressort nettement dans le plan d'échantillonnage. Le Cap de Miquelon et Saint-Pierre diffèrent beaucoup de ces deux premiers sites, avec des peuplements forestiers nettement moins hauts, à dominante bas (4-6 mètres de hauteur) et nains (<3 mètres). Toutefois Saint-Pierre présente une hauteur moyenne plus élevée que le Cap dans notre échantillon de stations avec 5,78 mètres (n=25), contre 4,67 mètres (n=3).

### 3.1.2. Recouvrement des différentes strates par site

En détaillant le recouvrement moyen des différentes strates de chaque site sur les stations d'échantillonnage (fig. 4), il est intéressant de constater que leur variation est peu marquée d'un site à l'autre, malgré un faciès global souvent assez différent d'après l'œil de l'observateur. Dans les graphiques suivants, les sites sont représentés selon un gradient de pression de chasse au cerf, dans l'ordre Saint-Pierre (pas de cerf), Miquelon (forte pression de chasse), Langlade (pression de chasse forte à moyenne), Cap Miquelon (pression de chasse quasi-nulle). Ceci permet de visualiser plus facilement la relation qu'il peut exister entre pression de chasse et résultats obtenus.



**Fig. 4** : recouvrement moyen des différentes strates forestières mesurées sur les stations d'échantillonnage (n=75)

Cependant, au sein des strates, on constate une variation relativement importante du recouvrement moyen, avec un recouvrement de la strate arbustive toujours inférieur aux autres, quelque soit le site. On remarque également que ce taux de recouvrement moyen de la strate arbustive est relativement comparable, autour de 33 %, dans les trois sites où le cerf de Virginie est présent, alors qu'il atteint 44 % à Saint-Pierre, où le cerf est absent.

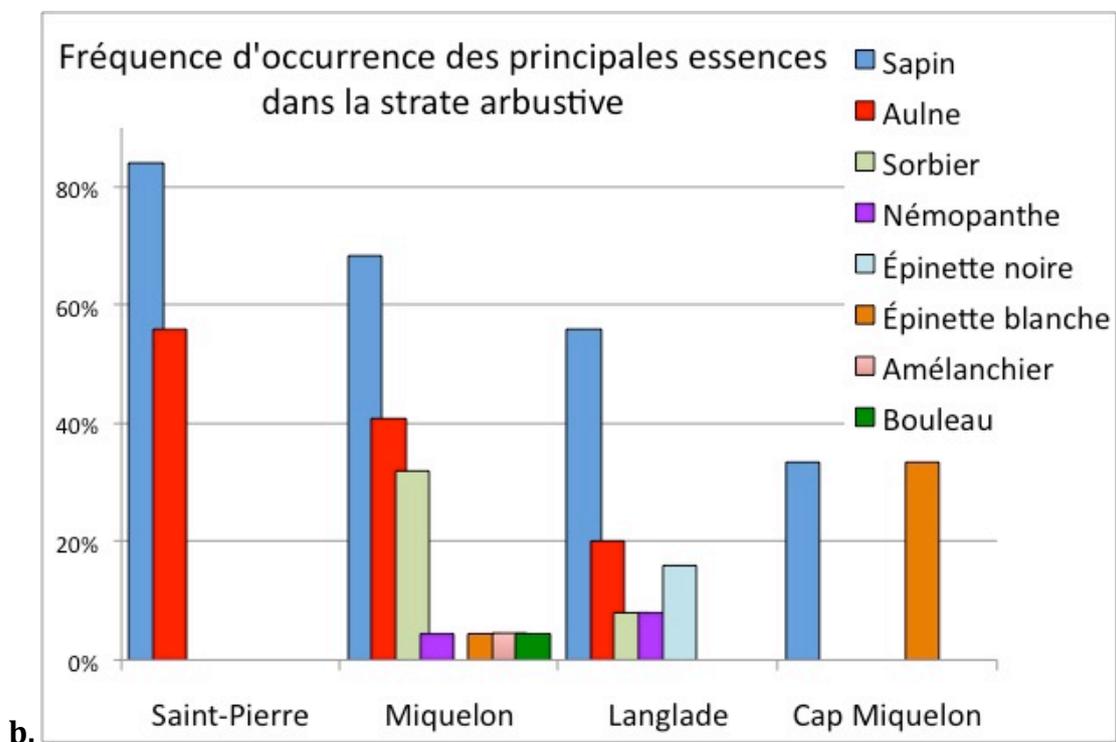
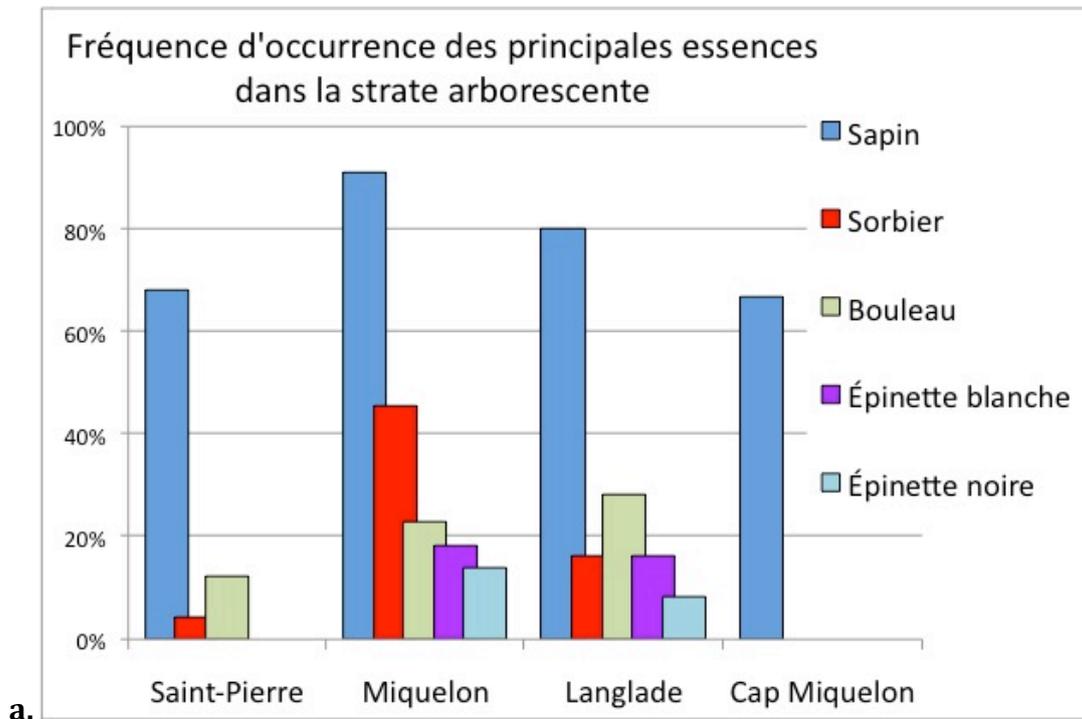
Le recouvrement moyen particulièrement élevé de la strate arborescente du Cap Miquelon ne semble pas correspondre à une réalité particulière, mais plus à un biais lié au faible nombre de stations présentes dans ce site de superficie réduite (n=3).

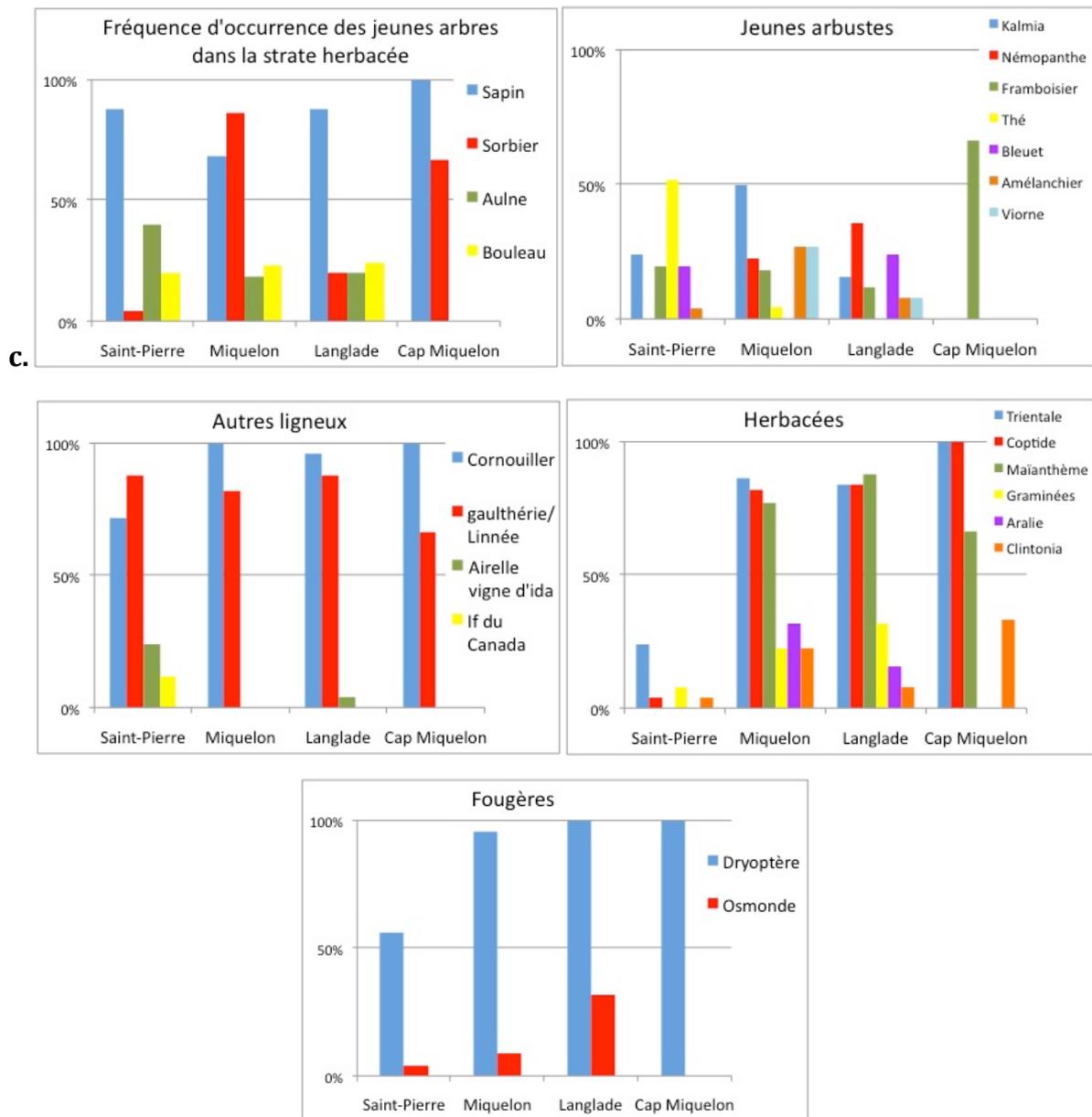
### 3.1.3. Composition spécifique des sites d'étude

D'un site à l'autre, et donc globalement d'une île à l'autre, la composition spécifique des différentes strates forestières diffère grandement, comme le montrent les figures 5a à 5d, qui présentent la fréquence d'occurrence des espèces les plus fréquemment observées sur les stations (présentes dans plus de 10 % des cas) dans les strates arborescente, arbustive et herbacée.

Dans la strate arborescente (> 3 mètres de hauteur), le sapin baumier domine logiquement dans tous les sites. Au Cap de Miquelon, il est même l'unique espèce recensée à cette hauteur sur les deux placettes étudiées mesurant plus de 3 mètres de haut. À Saint-Pierre, où 17 placettes de plus de 3 mètres de haut sont inventoriées, on ne relève la présence d'une autre espèce composant la canopée que dans moins de 20 % des cas, et uniquement du bouleau à papier et/ou du sorbier d'Amérique. Langlade et Miquelon présentent une richesse spécifique plus élevée dans cette strate, avec une plus grande fréquence relative d'espèces secondaires dans la canopée, et deux autres essences résineuses, l'épinette noire et l'épinette blanche, qui sont particulièrement rares à Saint-Pierre. On note que 45 % des stations de Miquelon présentent du sorbier d'Amérique dans la strate arborescente, contre seulement 16 % à Langlade. Par opposition, le bouleau à papier est un peu plus fréquent dans la canopée de Langlade (28 %) que dans celle de Miquelon (23 %). Dans les deux cas, la présence

d'épinette aux côtés du sapin baumier à plus de 3 mètres de haut est relativement rare, et encore plus pour l'épinette blanche, présente dans seulement 8 % des stations de Langlade.





**Fig. 5 :** Fréquence d'occurrence des espèces végétales les plus souvent observées dans les différentes strates de chacun des sites d'étude. **a.** Strate arborescente ; **b.** strate arbustive ; **c.** strate herbacée.

La composition spécifique de la strate arbustive diffère également beaucoup d'un site à l'autre. On note la présence d'un gradient assez net dans la fréquence d'occurrence des espèces les plus communes en fonction de l'impact supposé des herbivores introduits sur le sous-bois forestier. En effet, on trouve dans la strate arbustive (c'est à dire entre 50 cm et 3 mètres de hauteur) la régénération haute des arbres (ainsi que arbres matures dans les peuplements nains, en minorité toutefois dans cette étude), ce qui en fait un compartiment clé

de la capacité de la forêt boréale à récupérer à la suite d'une perturbation majeure. Les trois arbres et arbustes les plus communs dans cette strate sur l'archipel, à savoir le sapin baumier, l'aulne crispé et le sorbier d'Amérique (rare toutefois à St-Pierre, absent de la strate arbustive de nos stations) sont de moins en moins fréquents dans le sous-bois (ou dans la « canopée » de stations naines) si l'on suit l'ordre Saint-Pierre – Miquelon – Langlade – Cap Miquelon, qui d'après notre hypothèse de départ se caractérise par un impact croissant de l'abrutissement des cerfs et lièvres sur la végétation de sous-bois. On note la faible richesse du sous-bois de Saint-Pierre, composé uniquement de deux espèces, le sapin baumier et l'aulne crispé. Toutefois, leur grande fréquence sur les stations (respectivement 84 % et 56 %), et notamment celle du sapin baumier, source de nourriture hivernale importante du cerf de Virginie sur Miquelon – Langlade, met en évidence la meilleure santé du sous-bois de cette île par comparaison avec les autres sites. Les deux grandes îles Miquelon et Langlade se distinguent par une plus grande richesse floristique dans la strate arbustive, avec sept espèces pour Miquelon et cinq pour Langlade. 41 % des stations de Miquelon comportent de l'aulne crispé entre 50 cm et 3 mètres de hauteur (20 % à Langlade), et 32 % du sorbier d'Amérique (seulement 8 % à Langlade). Le sous-bois de Miquelon est caractérisé par la présence (sporadique mais relativement établie car présente dans nos stations) d'épinette blanche, d'amélanchier et de bouleau à papier (espèces observées chacune dans la strate arbustive d'une seule station). Le Cap Miquelon se distingue là encore par une richesse spécifique faible (aucun sous-bois observé dans les deux stations de forêt basse inventoriées), l'occurrence de sapin baumier et d'épinette blanche apparaissant dans le graphique étant uniquement liée à la présence de ces deux essences en tant qu'arbres matures dans la station de forêt naine M22. On remarque donc l'absence mesurée d'arbres et arbustes feuillus au dessus de 50 cm de hauteur dans nos stations du Cap de Miquelon. L'aulne crispé est toutefois présent sur le site sous forme d'arbuste, mais il s'agit de la seule espèce feuillue recensée. L'extrême densité de la population de cerfs présente explique probablement cette observation, en plus de la superficie réduite du site. Le cerf de Virginie et le lièvre variable ne consommant l'aulne crispé qu'en dernier recours, lorsque plus aucune autre source de nourriture préférée n'est disponible, on comprend que cet arbuste puisse être la dernière espèce feuillue à subsister (provisoirement ?) en présence de très fortes densités de ces herbivores envahissants.

La strate herbacée (fig. 5c et 5d) a fait l'objet de relevés peu approfondis cette année, ce qui rend l'interprétation des résultats délicate. Toutefois, on note déjà une différence assez marquée entre Saint-Pierre et Miquelon – Langlade, notamment en termes de plantes herbacées et de fougères. Ces dernières apparaissent nettement moins diversifiées à Saint-Pierre que sur le reste de l'archipel, probablement du fait de la surface plus réduite de cette île, facteur de simplification des communautés végétales. De même, l'absence du cerf de Virginie favorise certainement cette différence, en permettant un recouvrement supérieur de régénération des espèces d'arbres et d'arbustes. Les fougères, dryoptère spinuleuse (*Dryopteris spinulosa*) et osmonde cannelle (*Osmunda cinnamomea*), ne sont ainsi présentes que dans (respectivement) 56 % et 4 % des placettes de Saint-Pierre, alors que la dryoptère est présente dans 95 % des stations de Miquelon, et dans toutes celles de Langlade et du Cap. Relativement rare à Miquelon (9 % de stations), et absente dans nos stations du Cap, l'osmonde cannelle se retrouve dans 32 % des placettes de Langlade. L'envahissement de la strate herbacée par les fougères (tolérantes à l'abrutissement et probablement peu appétantes) pouvant être considéré comme caractéristique des forêts fortement abruties, cette observation peut-être soulignée comme un autre signal du niveau avancé de dégradation de la forêt de Langlade (et de celle de Miquelon) par l'action des herbivores introduits (3.1.4). Les graminées n'ont pas été déterminées à l'espèce cette année. Toutefois on note leur présence dans tous les sites à l'exception du Cap Miquelon, avec une fréquence d'occurrence croissant avec l'ancienneté de présence du cerf (8 % des stations concernées à Saint-Pierre, 22,7 % à Miquelon, et 32 % à Langlade).

En ce qui concerne les espèces ligneuses de la strate herbacée (fig. 5c), on constate que le cornouiller du Canada (*Cornus canadensis*) est présent presque partout, accompagné d'autres espèces très communes comme la linnée boréale (*Linnea borealis*) et la gaulthérie hispidule (*Gaultheria hispidula*). Saint-Pierre se distingue par la présence fréquente de thé du Labrador (*Ledum groenlandicum*), rare à Miquelon – Langlade (uniquement présent dans une seule station à Miquelon). On note la présence relativement homogène à l'échelle de l'archipel de jeunes semis d'arbres et d'arbustes feuillus dans la strate herbacée. Le sorbier d'Amérique, peu abondant à Saint-Pierre (observé dans une seule placette à l'état de semis, peu surprenant étant donné la faible proportion de peuplements mixtes de cette île) a été observé dans 86 % des stations de Miquelon, dans 67 % de celles du Cap, et dans 16 % de

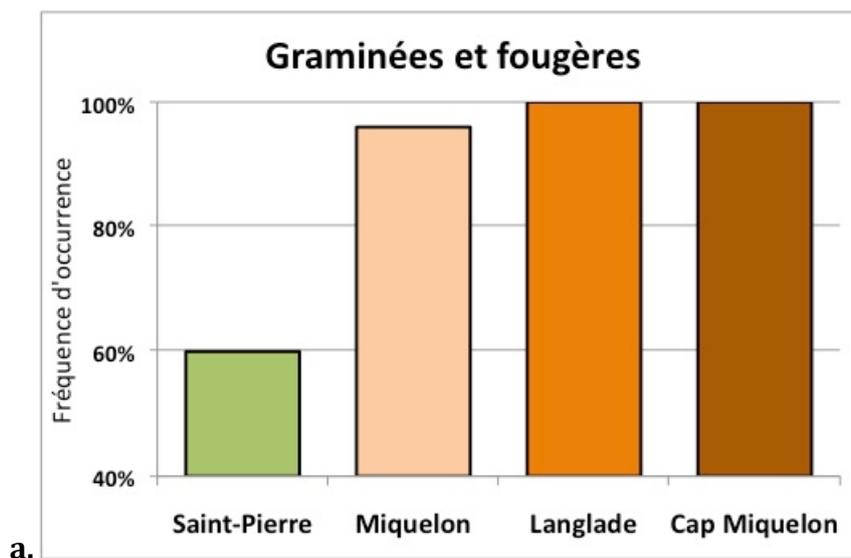
celles de Langlade. Particulièrement appréciée par le cerf de Virginie, cette espèce suit cette même tendance dans toutes les strates de la forêt. Le bouleau à papier est quant à lui présent de manière plutôt régulière dans les relevés des trois sites principaux (fréquence d'occurrence comprise entre 20 et 36 %), mais pas du tout dans le Cap de Miquelon, où cette espèce ne semble pas du tout représentée (également absente des strates arborescente et arbustive). On observe des jeunes semis d'amélanchiers à Saint-Pierre (4 % d'occurrence), Miquelon (27 %, assez commun) et Langlade (8 %), mais comme le bouleau, cette espèce apparaît absente du Cap. Absent dans la strate arbustive de nos stations de Miquelon, on y observe cependant des jeunes semis de némopanthé mucroné (dans 18 % des placettes), ainsi qu'à Langlade (36 % des stations). Alors que la viorne cassinoïde s'observe dans environ un quart de nos stations de Miquelon, elle est rare à Langlade (présent dans une seule station), absente des stations du Cap, et présente beaucoup de traces d'abrutissement. À l'opposé, on observe l'if du Canada (*Taxus canadensis*) seulement à Saint-Pierre (trois stations), son absence du reste de l'archipel étant attribuée par les naturalistes locaux à sa consommation par les mammifères introduits (cette espèce est en effet mentionnée comme commune dans les bois de Langlade et rare à Saint-Pierre par Louis-Arsène et Le Hors). Il est important de souligner que l'on trouve du sapin baumier dans l'ensemble des strates de toutes les stations d'étude. De jeunes semis sont même fréquemment observés un peu partout dans la strate herbacée. Cependant, sur les 50 stations où le cerf de Virginie est présent, 24 présentent des traces d'abrutissement de cette espèce sur le sapin baumier, et sur l'ensemble de l'archipel, 22 des 75 placettes présentent des traces de consommation du sapin par le lièvre. Ces constats apparaissent particulièrement alarmants dans la mesure où le sapin baumier est ordinairement considéré comme une espèce peu apétante pour ces herbivores.

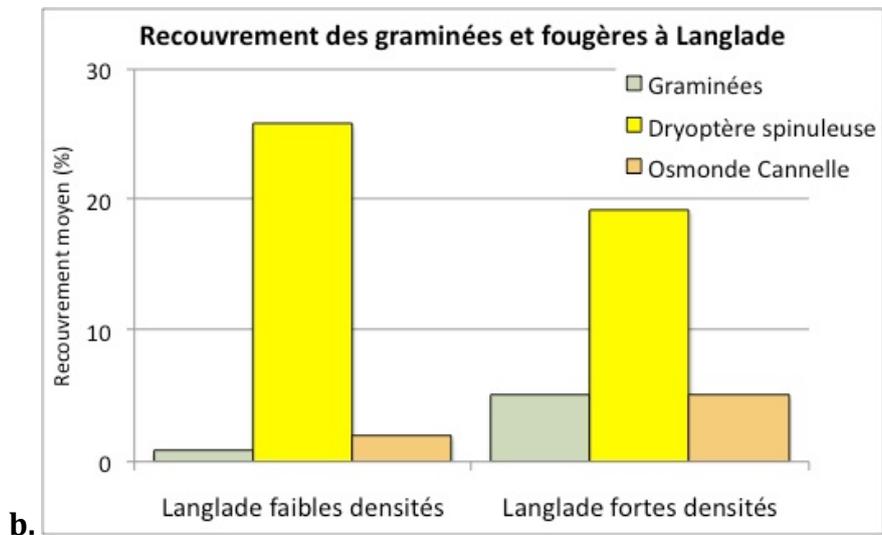
Ces observations semblent suggérer la présence d'une banque de graines de qualité et d'importance encore suffisante dans une partie des sites pour assurer la régénération de la forêt en cas de diminution de la pression d'herbivorie des cerfs et lièvres. Cependant, la présence de ces jeunes semis (taille inférieure à 50cm) sur Miquelon – Langlade ne permet en aucun cas à l'heure actuelle d'assurer la régénération des boisés, car ces derniers sont systématiquement consommés dès l'instant qu'ils deviennent visibles et accessibles aux herbivores. Leurs pousses annuelles étant donc broutées au fur et à mesure, la croissance s'en

trouve irrémédiablement entravée, ils se transforment progressivement en bonsaïs et finissent par mourir sur pied.

#### 3.1.4. Envahissement du sous-bois par les graminées et les fougères

Les graminées et les fougères sont respectivement résistantes et tolérantes à l'abroustissement par le cerf de Virginie et le lièvre variable. Par compétition avec les autres plantes du sous-bois, ces espèces profitent donc de la surabondance de ces mammifères et prolifèrent au détriment de la végétation naturellement présente en l'absence d'herbivores introduits. La densité de leurs tiges et de leur feuillage maintient au sol un microclimat ombragé et frais durant la saison de végétation, perturbant fortement la germination des graines des autres espèces. On considère donc que dans un secteur où les graminées et fougères recouvrent le sol, rien ou presque rien d'autre n'arrive à repousser. La figure 6a. montre que la totalité des stations de Langlade et du Cap Miquelon, donc des sites considérés les plus impactés par les herbivores introduits du fait de l'ancienneté de leur présence (Langlade) et de leurs densités (Cap Miquelon et Langlade), comportent des graminées et des fougères dans leur sous-bois. On en retrouve également dans la quasi totalité des stations de Miquelon. Par contre à Saint-Pierre, d'où le cerf est absent, seules un peu plus de la moitié (60 %) des stations comportent des graminées et/ou des fougères.





**Fig. 6 :** a. Fréquence d'occurrence des graminées et fougères dans les différents sites d'étude ;  
b. Recouvrement des fougères et des graminées en fonction de la densité de cerfs à Langlade (pourcentages déduits des coefficients de Braun-Blanquet)

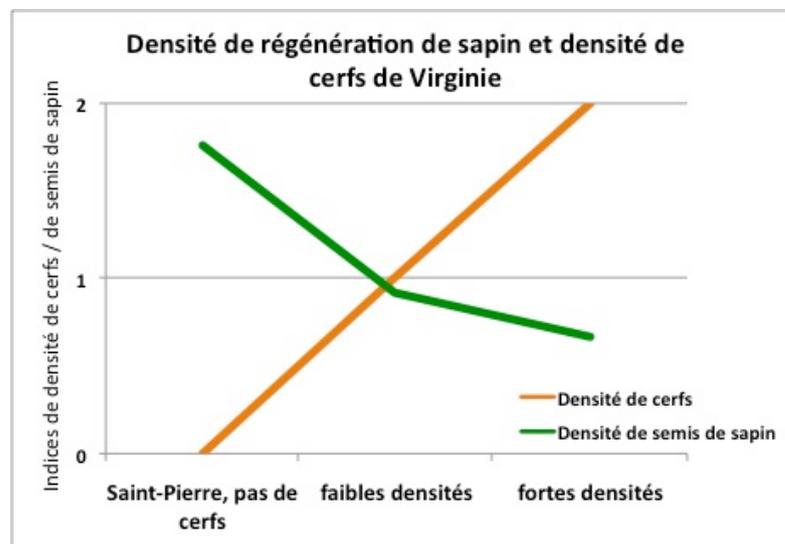
Lorsqu'on analyse le recouvrement des graminées et des fougères dans les stations de Langlade, où l'on peut distinguer deux niveaux de densité de cerfs, on constate que le recouvrement moyen de ces plantes n'augmente pas ou très peu dans les secteurs à forte densités (29 % contre 28 % en présence de plus faibles densités). Cependant, dans le détail on remarque que le recouvrement moyen des graminées est plus important dans les secteurs à forte densité de cerfs (essentiellement la moitié Sud de l'île, n=12 stations), où il atteint 5 %, contre moins d'1 % en présence de faibles densités (n=13) (fig. 6b). De même si l'on distingue les deux espèces de fougères présentes dans les relevés, leur réponse est très différente. Alors que l'osmonde cannelle tend à augmenter en recouvrement, et donc en abondance, dans les secteurs à fortes densités de cerfs (5 % contre 1,9 % en présence de faibles densités), la dryoptère spinuleuse tend par contre à devenir moins abondante, avec un recouvrement moyen de 25,8 % dans les stations à forte densité de cerfs, contre 19,2 % là où les cerfs sont plus rares.

Il semble donc que l'osmonde cannelle profite particulièrement des perturbations liées au cerf de Virginie, ce qui ne serait pas le cas de la dryoptère spinuleuse. Plus héliophile que cette dernière, l'osmonde cannelle profite donc plus de l'ouverture du peuplement forestier

provoquée par l'élimination des arbustes et de la régénération ligneuse. Concernant les graminées, même si leur recouvrement global semble augmenter en présence de fortes densités de cerfs, il est nécessaire à l'avenir de distinguer les différentes espèces afin d'apprécier leur réponse respective aux surdensités de cerfs.

### 3.1.5. Densité de semis de sapin baumier en fonction des densités de cerfs de Virginie

Il est possible d'analyser comment évolue la densité de semis de sapin baumier mesurée sur les stations par rapport à la valeur de l'indice de densité de cerfs de Virginie sur les mêmes stations. On obtient la figure 7, qui met en évidence une diminution très nette de la valeur de l'indice moyen de densité de semis avec l'augmentation de l'indice de densité de cerfs. Sans prouver que le cerf de Virginie est la cause essentielle de dégradation de la régénération naturelle de la forêt boréale de Saint-Pierre et Miquelon, on peut dans tous les cas constater que cette tendance est bien réelle.



**Fig. 7 :** indice moyen de densité de semis de sapin baumier en fonction de la valeur de l'indice de densité de cerfs

## 3.2. Diversité végétale en fonction des différents types de conditions stationnelles

### 3.2.1. Diversité végétale en fonction du site

La diversité végétale a été mesurée à l'aide de l'indice de Shannon-Weaver, calculé à partir du recouvrement total par espèce, toutes strates forestières confondues. Du fait du manque de précision des relevés phytosociologiques effectués cette année, les indices calculés sur les données 2010 ne prennent en compte ni les graminées, ni les carex, ni les mousses.

En calculant les indices de diversité végétale pour l'ensemble des stations de chaque site étudié, on constate une différence importante entre Saint-Pierre et le reste de l'archipel (fig. 8).

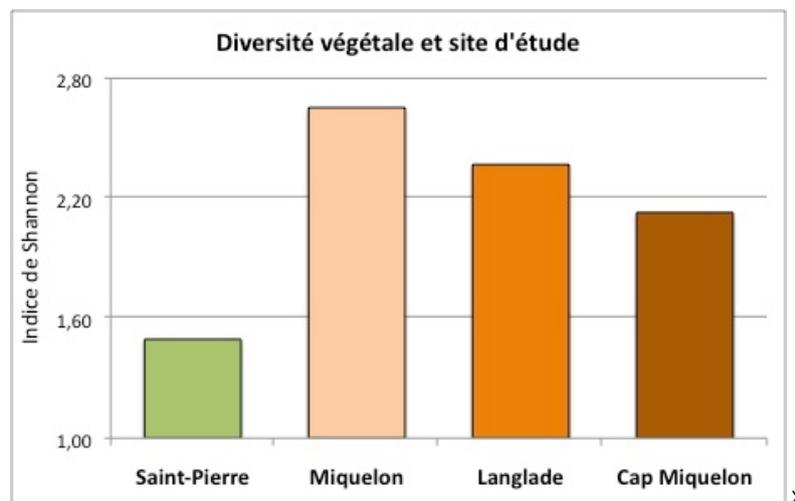


Fig. 8 : Diversité végétale forestière des différents sites d'étude

L'île de Saint-Pierre, avec sa sapinière particulièrement basse, ses peuplements très monospécifiques de sapin baumier, et surtout sa superficie nettement inférieure aux deux autres îles de l'archipel, offre une diversité d'habitats très inférieure, ce qui se traduit par une diversité spécifique également moins importante. Cette caractéristique essentielle en fait un site peu comparable aux autres dans la recherche d'un effet des herbivores introduits sur l'écosystème forestier de l'archipel. Il est donc nécessaire d'effectuer les comparaisons avec

un autre site dépourvu de ces espèces, dont la superficie, paramètre probablement très important, est plus grande et se rapproche autant que possible de celle de Miquelon – Langlade.

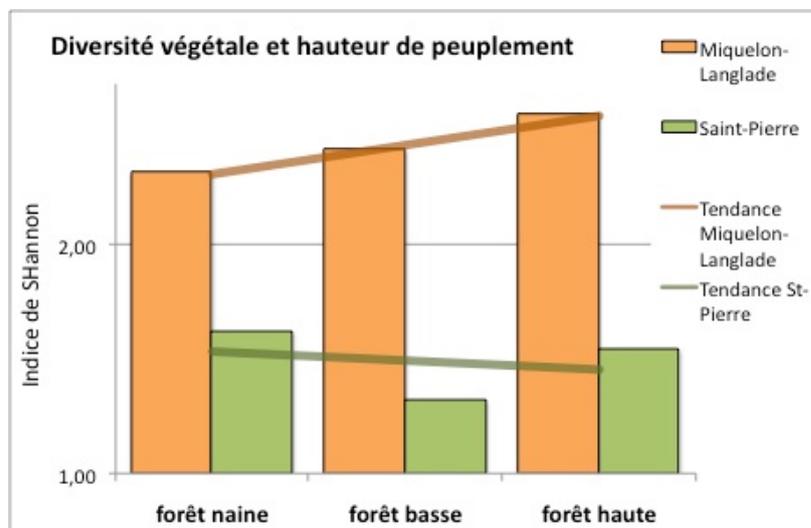
La diversité végétale forestière de Miquelon est la plus importante. Les nombreux peuplements mélangés de cette île, associés à un impact moins important et plus récent du cerf de Virginie expliquent certainement ce constat. La plus forte fréquentation humaine participe certainement à diminuer la densité de cerfs par rapport à Langlade. Toutefois l'écart de l'indice de diversité entre ces deux îles est très faible, ce qui suggère des différences et des mécanismes écologiques en action plus subtiles.

Le Cap de Miquelon affiche un indice de diversité intermédiaire. Ce site est particulier : de superficie réduite, doté de peuplements forestiers bas et peu étendus, il abrite une population de cerfs de Virginie relativement importante et non chassée. Ceci explique sa diversité végétale moins importante que le reste de l'île de Miquelon. Toutefois celle-ci reste importante comparativement à Saint-Pierre. Ce phénomène s'explique probablement par la proximité et la connexion directe avec le reste de Miquelon, facilitant grandement les flux écologiques par rapport au site plus isolé de Saint-Pierre.

D'autres paramètres naturels pourraient entrer en ligne de compte pour expliquer les constats ci-dessus, comme par exemple la géologie locale, très diversifiée et spécifique à chaque site d'étude (ce qui est également vrai pour le Cap par rapport au reste de l'île de Miquelon), ainsi que la pédologie. Ces aspects devraient être analysés par la suite pour affiner l'interprétation de ces résultats.

### 3.2.2. Diversité végétale et hauteur des boisés

Lorsque l'on mesure la diversité végétale des différentes classes de hauteur de la forêt (haute, basse, naine), on note que celle-ci a tendance à augmenter sur Miquelon – Langlade avec la hauteur de la canopée, mais que l'inverse se produit à Saint-Pierre (fig. 9).



**Fig. 9** : Indices de diversité végétale aux différentes catégories de hauteur des boisés, comparant les indices de Saint-Pierre à ceux de Miquelon – Langlade

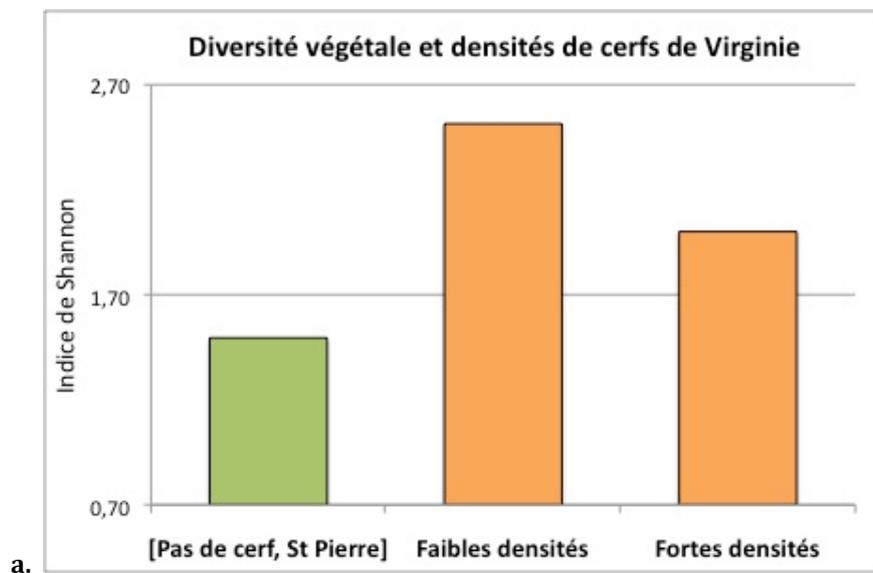
La sapinière haute (7 mètres et plus) de Miquelon – Langlade est la plus diversifiée de l'archipel. C'est également le type de milieu qui semble le plus souffrir de l'impact du cerf, du fait notamment d'une régénération basée essentiellement sur le semis, contrairement aux boisés plus bas et nains, dont la régénération en grande partie végétative les rend beaucoup plus résistants. En contrepartie de cette relative fragilité, les boisés hauts sont associés à une richesse en espèces nettement supérieure. Leur sous-bois souvent plus ouvert permet le développement d'une strate arbustive et herbacée plus abondante et diversifiée. Les cerfs et lièvres y trouvent donc une nourriture de meilleure qualité, et s'y attaquent donc probablement en priorité.

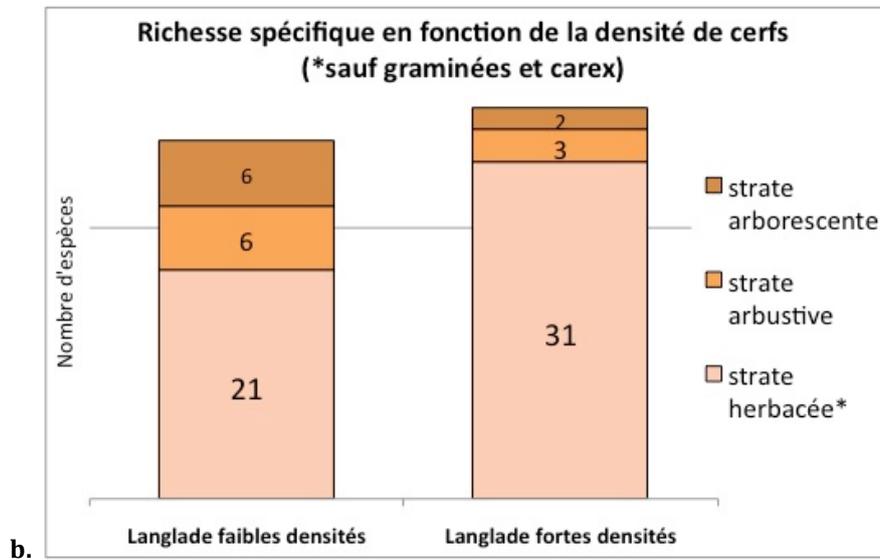
En comparaison la sapinière de Saint-Pierre possède une diversité végétale beaucoup plus faible, et ce quelque soit la hauteur des stations. On note également que le gradient observé à Miquelon – Langlade a tendance à s'inverser, même si cela reste peu évident, et que la forêt basse (entre 4 et 6 mètres de haut) affiche les indices de diversité les plus faibles. Étant donné la faible différence existant entre la valeur des indices, il est délicat d'avancer des conclusions. De plus la différence entre les indices de diversité associés à la sapinière naine et haute est infime.

### 3.2.3. Diversité végétale et densités actuelles de cerfs de Virginie

Pour mesurer l'impact de la densité de cerfs de Virginie sur la diversité végétale forestière à Saint-Pierre et Miquelon, il est impossible d'utiliser l'île de Saint-Pierre comme modèle de référence sans cerf, comme le montre la figure 10a. En effet comme constaté plus haut, cette île possède une diversité végétale beaucoup plus faible que les autres grandes îles de l'archipel, ce qui biaise forcément toute comparaison.

Il est par contre possible de mesurer la différence existant entre les (relativement) faibles et fortes densités de cerfs à l'échelle de Miquelon – Langlade, et plus particulièrement encore à l'échelle de l'île de Langlade. La figure 10a met en évidence la diversité nettement supérieure des stations situées dans des secteurs où la densité de cerfs est relativement faible (l'île de Miquelon et les zones situées à proximité d'habitations à Langlade).





**Fig. 10 :** a. Diversité végétale en fonction du niveau de densité de cerf de Virginie ; b. Nombre d'espèces végétales observées dans les différentes strates forestières de Langlade, en fonction de la densité de cerfs de Virginie (\* graminées et carex exclus du calcul de la richesse spécifique car non déterminés à l'espèce)

Cependant, en comparant plus en détail les communautés végétales de ces stations à Langlade (fig. 10b), on remarque un phénomène inattendu, à savoir que la richesse spécifique totale augmente en présence de fortes densités de cerfs, ceci lié uniquement à une forte augmentation de la richesse de la strate herbacée car les strates arborescente et arbustives connaissent quant à elles une baisse de richesse spécifique en présence de fortes densités. En effet le sorbier d'Amérique, le bouleau à papier et le bouleau jaune n'ont été observés que dans la strate arborescente des stations à faible densité de cerfs à Langlade, de même que le némopanthe mucroné et l'épinette noire dans la strate arbustive. Toutefois, le sorbier d'Amérique reste présent dans la strate herbacée des deux types de stations, et un bouleau jaune y a été observé uniquement dans une station de forêt haute à forte densité de cerfs (premier ruisseau Maquine).

En présence de fortes densités de cerfs, la strate herbacée de Langlade s'enrichit donc de nouvelles espèces : framboisier (*Rubus sp.*), clintonie boréale (*Clintonia borealis*), viorne cassinoïde (*Viburnum cassinoides*), Airelle Vigne d'Ida (*Vaccinium vitis-idaea*), joncs (*Juncus spp.*), sanguisorbe du Canada (*Sanguisorba canadensis*), gadelier glanduleux (*Ribes*

*glandulosum*), Andromède (*Andromeda glaucophylla*), Verge d'or à grandes feuilles (*Solidago macrophylla*), prêles (*Equisetum sp.*), oxalide de montagne (*Oxalis montana*), lycopode innovant (*Lycopodium annotinum*), pyrole à une fleur (*Moneses uniflora*). On note toutefois que deux espèces n'ont par contre été observées dans la strate herbacée qu'en présence de faibles densités de cerfs : le bouleau jaune (semis) et le cassandre caliculé (*Chamaedaphne calyculata*), qui est plutôt une espèce de tourbières.

Cependant cette modification de la richesse spécifique de la strate herbacée semble devoir être attribuée davantage à une modification des conditions d'habitat induite par l'abrutissement des herbivores introduits, plutôt qu'à un impact direct par consommation sélective. En effet, ce phénomène de diversification de la strate herbacée a également été constaté dans d'autres régions soumises à la surabondance d'ongulés forestiers, notamment en France métropolitaine (Boulanger, 2010) et sur des îles des grands lacs américains (Risenhoover & Maas, 1987 ; Judziewicz & Koch, 1993). Dans tous les cas, d'après l'hypothèse des perturbations intermédiaires appliquée aux relations plantes – herbivores (Olf & Ritchie, 1998) il semble que la consommation modérée (dans le temps et en intensité) des plantes du sous-bois par les cerfs augmente la quantité de lumière atteignant la strate herbacée en modifiant directement (broutement des arbustes) et indirectement (broutement des jeunes semis) la structure de la strate arbustive. À cela s'ajoute une perturbation non négligeable liée au piétinement. Dans un premier temps donc, une perturbation modérée semblerait augmenter la richesse spécifique de la strate herbacée en accroissant la diversité de l'habitat et la lumière disponible. D'autre part, Boulanger a montré dans sa thèse (2010), que cet apport accru en lumière tendait à renforcer le caractère héliophile de la flore composant la strate herbacée, ce qui contribue aussi à en modifier la composition et la richesse spécifique, en complexifiant encore les relations de compétition interspécifique.

Cependant, il a été montré dans des milieux de prairie (Olf & Ritchie, 1998) que lorsque la perturbation liée aux herbivores surabondants devenait plus importante, l'effet « positif » sur la richesse spécifique des herbacées tendait à s'inverser. En effet, une consommation massive des espèces dominantes et / ou préférées entraîne inévitablement une forte diminution de leur abondance, obligeant l'herbivore à changer son régime alimentaire au profit d'espèces non préférées, d'où à plus long terme un impact généralisé sur la flore du sous-bois. Des mécanismes de ce type sont probablement à l'œuvre à Saint-Pierre et

Miquelon, et la diversité des situations auxquelles nous avons accès sur l'archipel (site sans cerf mais à la forêt simplifiée (Saint-Pierre), site anciennement impacté et déjà fortement dégradé (Sud de Langlade), sites plus récemment colonisés et moins dégradés (Miquelon), etc.) devrait permettre de mieux les comprendre après plusieurs années de suivis.

### **3.3. Avifaune forestière**

#### **3.3.1. Démarches et limites des données 2010**

Parmi les variables d'environnement mesurées sur les stations d'étude, plusieurs sont susceptibles d'avoir une influence directe sur la composition, la richesse et la diversité spécifique des communautés de passereaux forestiers nicheurs de Saint-Pierre et Miquelon :

- Environnement abiotique :
  - o la hauteur du peuplement forestier
  - o l'altitude
- Environnement biotique :
  - o Présence – absence de certaines espèces de plantes
  - o Le niveau de diversité végétale
  - o Le recouvrement des différentes strates forestières
  - o Présence – absence de certaines espèces d'invertébrés

S'ajoutent à ces éléments des facteurs supplémentaires à impact indirect potentiel sur les communautés d'oiseaux :

- la densité locale de cerfs de Virginie
- l'ancienneté de présence des cerfs

Toutefois, il est important de noter un certain nombre de limites importantes concernant les données récoltées en 2010 :

- i. Pour les raisons évoquées précédemment, les points d'écoute réalisés en 2010 n'ont pu être répétés, et ont été étalés sur plus de deux mois au total (du 26 juin au 1<sup>er</sup> août), ce qui pose quelques problèmes essentiels :
  - a. L'activité vocale des différentes espèces étudiées varie beaucoup sur l'ensemble de la période, ce qui biaise probablement l'appréciation de l'abondance, et même de la présence ou de l'absence de telle ou telle espèce à différents moments de la saison
  - b. Il est donc très délicat statistiquement de comparer un relevé effectué fin juin, à un autre réalisé fin juillet ou début août.
  - c. Durant la deuxième quinzaine de juillet, il a été constaté que l'activité vocale de tous les adultes nicheurs diminuait fortement voire s'arrêtait complètement. Dans ces conditions, le relevé est basé en grande partie sur l'observation et non plus sur l'écoute, ce qui rend le protocole IPA inadapté.
  - d. La grande quantité de juvéniles présents sur la fin de la saison (deuxième moitié de juillet essentiellement) brouille parfois beaucoup le relevé.
- ii. Le grand nombre de relevés à effectuer par un seul observateur a imposé d'en effectuer certains par des conditions météo peu appropriées (très forte humidité ambiante, brouillard épais, vent relativement fort, etc.), ce qui biaise aussi potentiellement les résultats d'un certain nombre de points d'écoute.

Bien entendu toutes ces limites peuvent être évitées en démarrant les relevés plus tôt dans la saison, et en confiant leur réalisation à deux (voire plus) observateurs travaillant simultanément.

Compte tenu de ces remarques, il n'est pas possible à l'heure actuelle de procéder à des analyses approfondies des données récoltées cette année, car elles n'auraient aucune valeur d'un point de vue statistique. Toutefois, il est possible d'effectuer quelques premières analyses simples sur des lots de données suffisamment importants pour que les résultats obtenus aient du sens. De ce fait, il est par exemple possible d'effectuer des comparaisons de richesse ou de composition spécifique entre sites, et donc comparer les effets de l'ancienneté de présence des cerfs, notamment. Les comparaisons de résultats par rapport à la hauteur des boisés, ou encore par rapport aux densités actuelles de cerfs, doivent par contre être

interprétées avec la plus grande prudence, la taille des jeux de données comparés étant insuffisante pour affirmer quoi que ce soit.

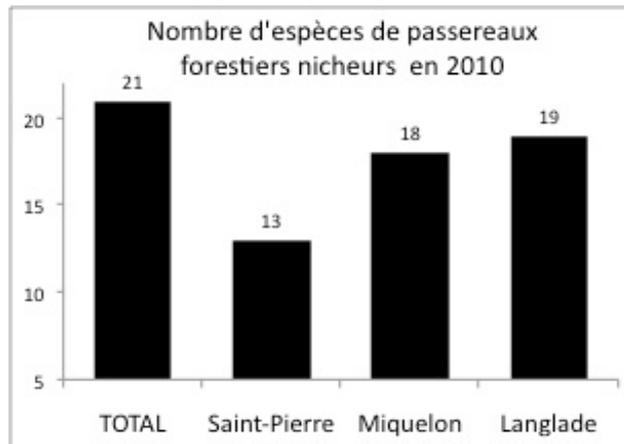
Réaliser des analyses plus détaillées, ou encore parler de diversité spécifique à partir du calcul d'indices de Shannon n'a pour l'instant pas de sens.

### 3.3.2. Mise en forme du jeu de données

Un certain nombre de modifications ont été réalisées pour rendre exploitables les données brutes :

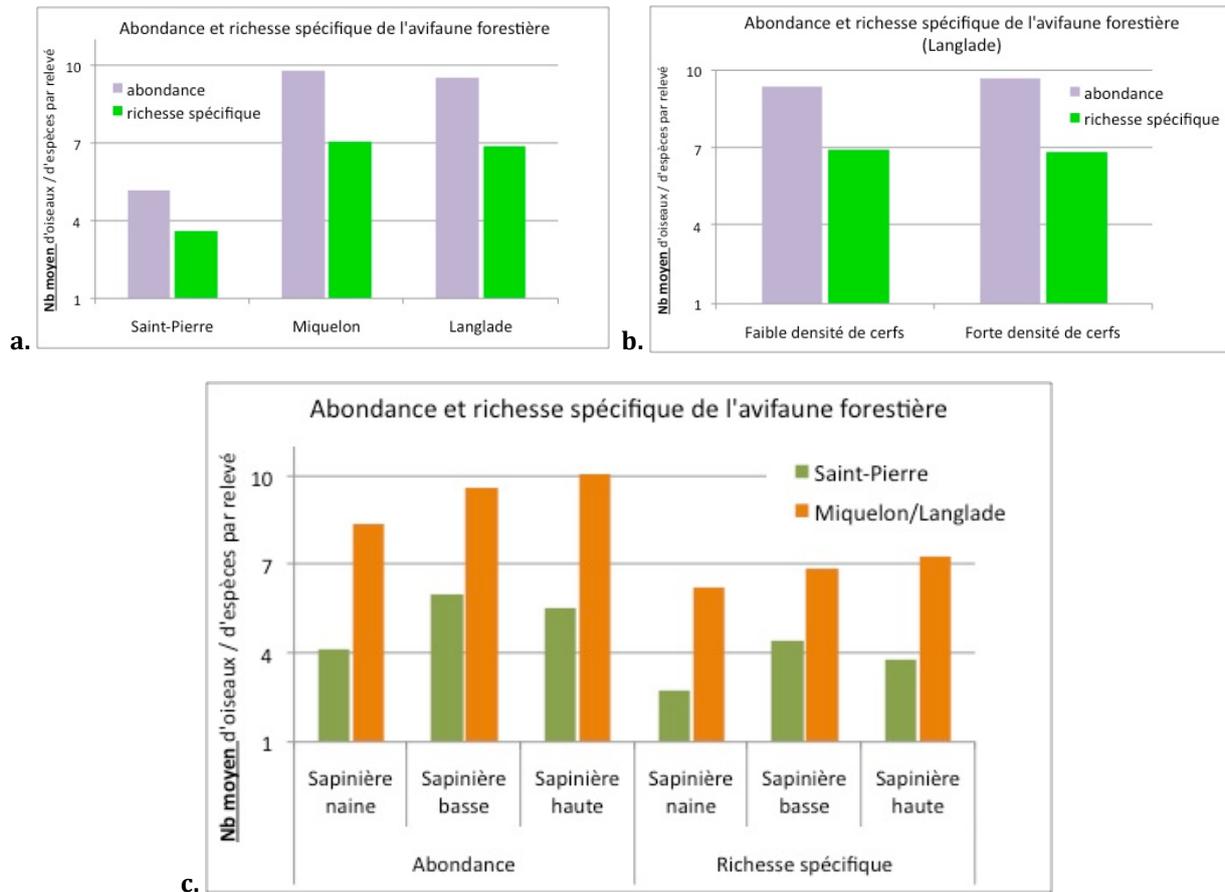
- les jeunes de l'année ont tous été supprimés des résultats, car les compter biaise totalement l'abondance des différentes espèces
- les données concernant les espèces suivantes ont été retirées de l'analyse, car trop aléatoires :
  - o Corvidés
  - o Rapaces
  - o Espèces erratiques, éruptives
  - o Espèces non nicheuses
  - o Espèces non forestières occasionnellement présentes dans le rayon de 50m, mais dont la présence est indépendante des boisés
  - o Espèces rares dont la présence réelle est soumise au doute
- Seule la plus forte valeur d'abondance notée durant les sous-répétitions de 5 minutes pour chaque espèce, dans le rayon de 50 mètres, a été conservée
- Les relevés du Cap Miquelon ont été intégrés à ceux du reste de l'île de Miquelon, le faible nombre de stations (n=3) rendant impossible toute comparaison avec les autres sites d'étude.

### 3.3.3. Abondance et richesse spécifique des communautés de passereaux forestiers nicheurs



**Fig. 11** : nombre d'espèces de passereaux forestiers nicheurs sur chacune des 3 grandes îles de Saint-Pierre et Miquelon

Il ressort globalement que les passereaux forestiers sont à la fois plus abondants et plus diversifiés à Miquelon – Langlade qu'à Saint-Pierre (fig. 11 ; 12). Sur un total de 21 espèces nicheuses sur l'ensemble de l'archipel, 13 ont été observées dans les points d'écoutes de Saint-Pierre, 18 à Miquelon, et 19 à Langlade. On constate que le niveau de dégradation plus avancée de la forêt de l'île de Langlade ne l'empêche pas de présenter le plus grand nombre d'espèces nicheuses potentielles. Toutefois, il convient d'être prudent avec cette affirmation, compte tenu des limites précédemment énoncées. La plus faible richesse en espèces, ainsi que l'abondance inférieure des oiseaux à Saint-Pierre, fait déjà constaté pour la végétation, provient là encore probablement de la superficie plus réduite de cette île, qui par définition limite la diversité en habitats, et donc en espèces.



**Fig. 12 :** Abondance et richesse spécifique des communautés de passereaux forestiers selon **a.** le site ; **b.** la densité de cerfs de Virginie (Langlade seulement) ; **c.** la hauteur de la sapinière

On observe que les communautés de passereaux forestiers des îles de Miquelon et Langlade semblent très similaires en termes d'abondance comme de richesse spécifique, avec en moyenne une dizaine d'oiseaux par relevé, de 7 espèces différentes (fig. 12a). La composition en espèces est détaillée plus loin (3.3.4.). Saint-Pierre présente par contre des communautés simplifiées, avec environ deux fois moins d'oiseaux par relevé en moyenne (moyenne=5,2), et également deux fois moins d'espèces différentes par rapport à Miquelon et Langlade (moyenne=3,64).

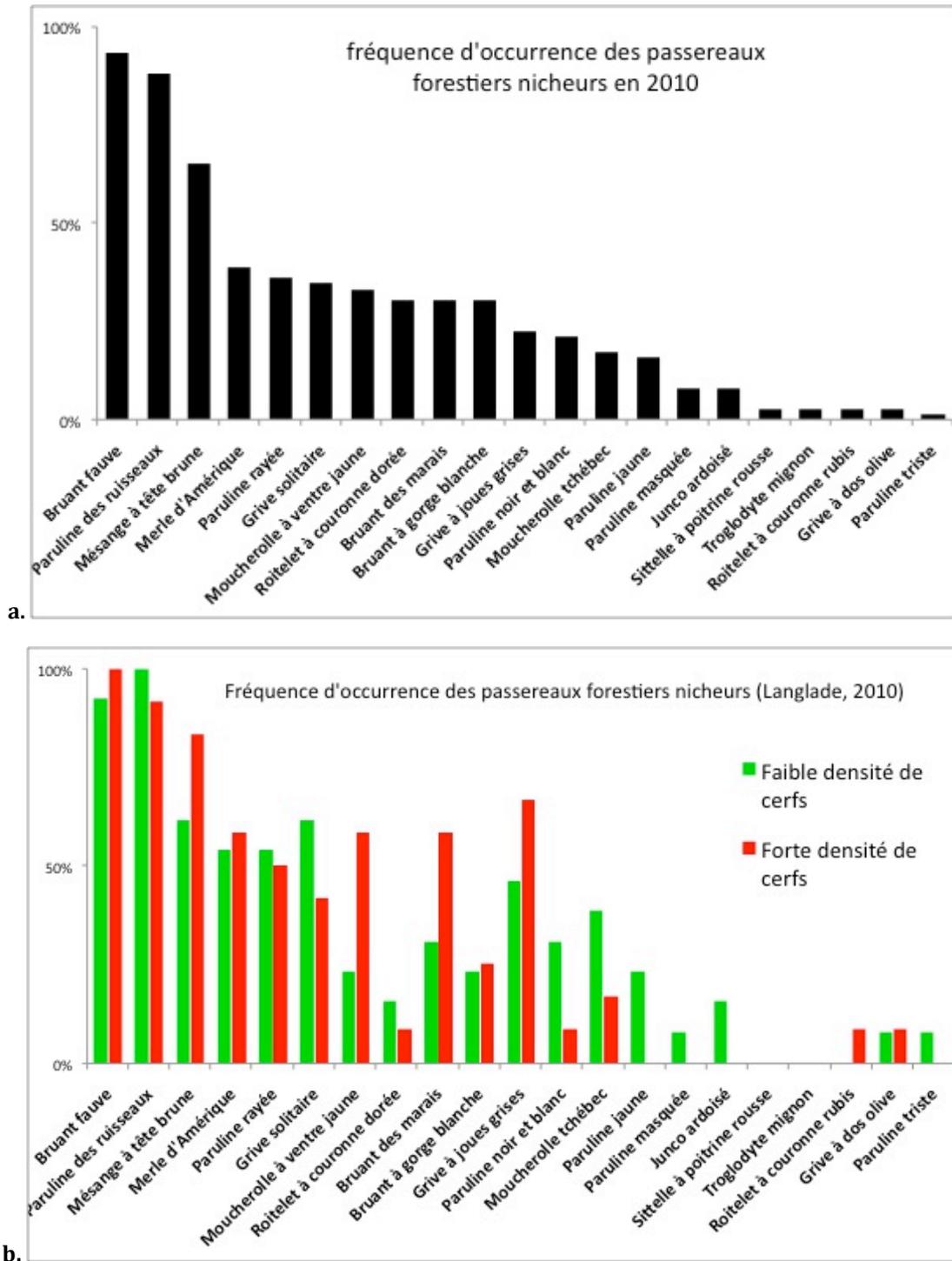
En comparant les résultats obtenus dans les stations à forte densité de cerfs et celles à faible densité de cerfs de Langlade (fig. 12b), en tenant compte des limites énoncées précédemment, on constate qu'aucune différence ne se dessine clairement dans la richesse spécifique et l'abondance de l'avifaune forestière associée. À première vue il semble donc

que la densité de cerfs n'influe pas sur ces paramètres des communautés d'oiseaux. Là encore il faut donc étudier dans le détail à l'échelle des espèces présentes ou absentes (3.3.4.).

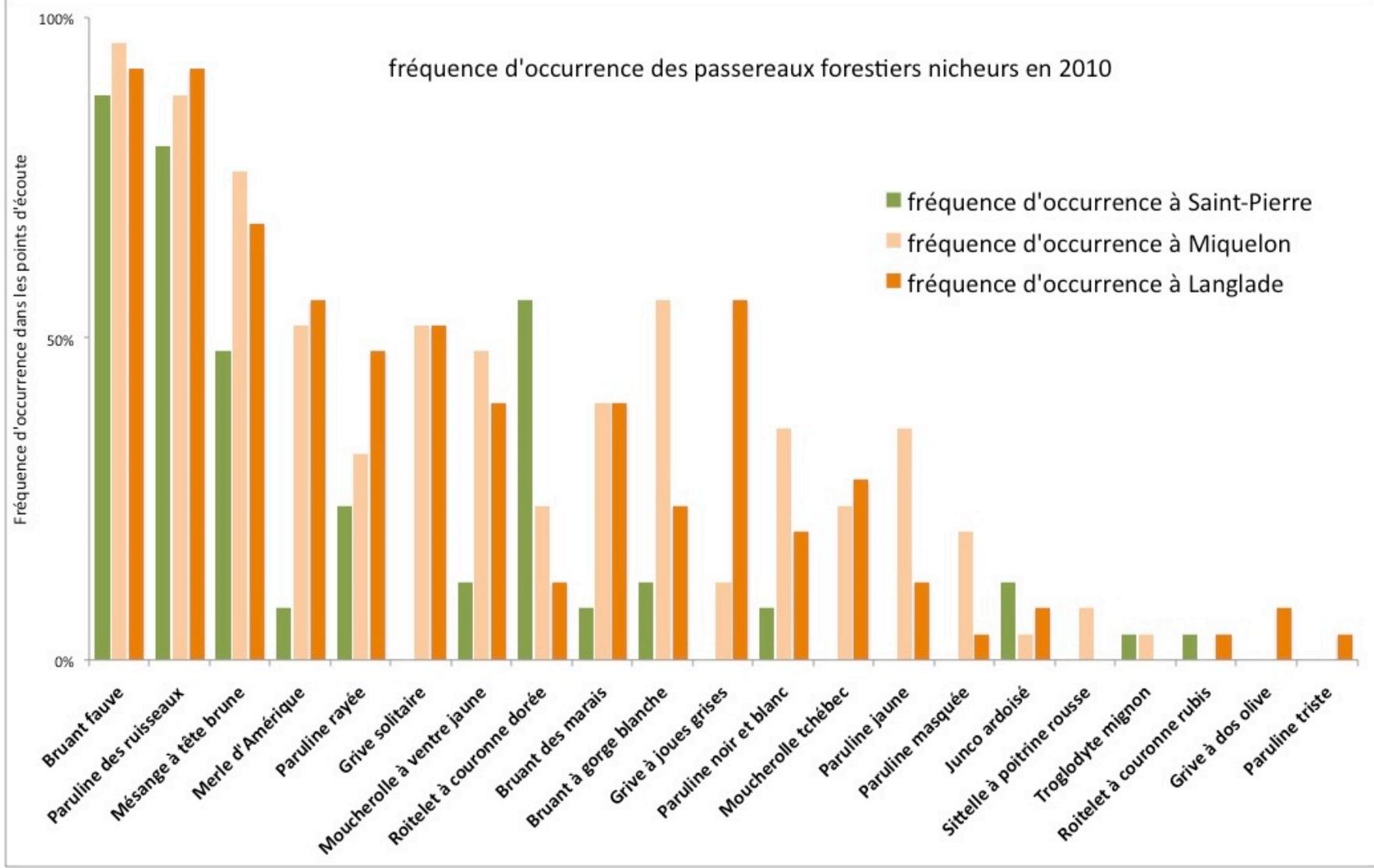
La hauteur des boisés semble influencer positivement sur l'abondance et la richesse spécifique des communautés d'oiseaux à Miquelon – Langlade (fig. 12c). Malgré la taille insuffisante des jeux de données pour affirmer l'existence de cette tendance, on observe ici une augmentation du nombre d'individus et d'espèces différentes contactées lorsque la hauteur des boisés augmente sur les deux grandes îles : en moyenne une espèce et 1,5 individu supplémentaire en forêt haute par rapport à la forêt naine. Cette tendance ne semble pas vraie à Saint-Pierre, où la forêt basse accueille en moyenne le plus d'oiseaux et le plus d'espèces différentes, suivi par la sapinière haute puis la naine. Ceci est surprenant dans la mesure où l'on constate la tendance inverse du point de vue de la diversité végétale (Fig. 9) à Saint-Pierre, tandis que sur Miquelon et Langlade les résultats suivent un schéma similaire.

Il est intéressant de constater que dans tous les cas de figures étudiés ici, l'abondance et la richesse spécifique des passereaux forestiers nicheurs suivent pour chaque modalité et selon le site, des tendances similaires (avec un facteur à peu près constant de 1,4 entre la richesse spécifique et l'abondance des oiseaux pour une même modalité). Ceci semble suggérer une certaine homogénéité dans la réponse des différentes espèces aux descripteurs d'environnement. Une forte variabilité inter-espèces à ce niveau se traduirait par un dissymétrie d'importance variable entre richesse spécifique et abondance. Cependant, ceci nécessite également de rentrer dans le détail des espèces présentes (3.3.4.).

#### 3.3.4. Composition spécifique des communautés de passereaux forestiers nicheurs



**Fig. 13 :** fréquence d'occurrence des 21 espèces de passereaux forestiers nicheurs **a.** à l'échelle de l'archipel de Saint-Pierre et Miquelon, tous sites confondus ; **b.** à Langlade, en fonction de la densité de cerfs de Virginie ; **c.** en distinguant les trois sites principaux.



Les deux passereaux forestiers nicheurs les plus abondants à Saint-Pierre et Miquelon sont le bruant fauve et la paruline des ruisseaux, avec un léger avantage au premier (fig. 13a). Ces deux espèces sont respectivement présentes dans 93 % et 88 % des relevés effectués en 2010. Vient ensuite la mésange à tête brune (65 % des relevés). Ces trois premières espèces sont de très loin les plus communes, les 18 autres espèces étant présentes ensuite dans moins de la moitié des relevés. On observe aussi quelques espèces plus occasionnelles, telles que la sittelle à poitrine rousse (*Sitta canadensis*) dont l'abondance est très variable d'une année à l'autre (Etcheberry, com. pers.), le troglodyte mignon (*Troglodytes troglodytes*), le roitelet à couronne rubis (*Regulus calendula*), la grive à dos olive (*Catharus ustulatus*) et la paruline triste (*Oporornis philadelphia*), présentes dans 2 relevés ou moins à l'échelle de l'archipel.

En distinguant les différents sites d'étude (fig. 13c), on remarque cependant d'importantes dissemblances dans la composition spécifique des communautés. Si les deux espèces dominantes restent le bruant fauve et la paruline des ruisseaux sur les 3 îles, on constate que le roitelet à couronne dorée (*Regulus satrapa*) présente une fréquence d'occurrence légèrement supérieure à celle de la mésange à tête brune à Saint-Pierre (présent dans 56 % des relevés), alors que cette espèce est peu abondante à Miquelon et Langlade. Inversement, le merle d'Amérique est présent dans un peu plus de la moitié des relevés à Miquelon et Langlade, alors qu'il est rarement observé en forêt à Saint-Pierre. La grive solitaire (*Catharus guttatus*) et la grive à joues grises (*Catharus minimus*) n'ont quant à elles pas été observées lors des points d'écoute à Saint-Pierre en 2010 (bien que présente, obs. pers.), alors qu'elles sont présentes elles aussi dans plus de la moitié des relevés de Miquelon et de Langlade pour la grive solitaire, de Langlade seulement pour la grive à joue grise, peu fréquente à Miquelon. Le moucherolle à ventre jaune (*Empidonax flaviventris*) et le bruant des marais (*Melospiza georgiana*), assez fréquemment observés à Miquelon et Langlade, le sont aussi beaucoup plus rarement à Saint-Pierre. La paruline rayée semble moyennement abondante dans les trois sites, bien qu'elle soit le plus fréquemment observée à Miquelon, dans près de la moitié des points d'écoute. Le bruant à gorge blanche (*Zonotrichia albicollis*) est également particulièrement fréquent à Miquelon (présent dans un peu plus de la moitié des relevés), environ deux fois plus qu'à Langlade, et presque cinq fois plus qu'à Saint-Pierre.

Les autres espèces présentes n'ont jamais été observées dans plus de la moitié des relevés sur chaque site. La paruline noir et blanc (*Mniotilta varia*) et le junco ardoisé (*Junco*

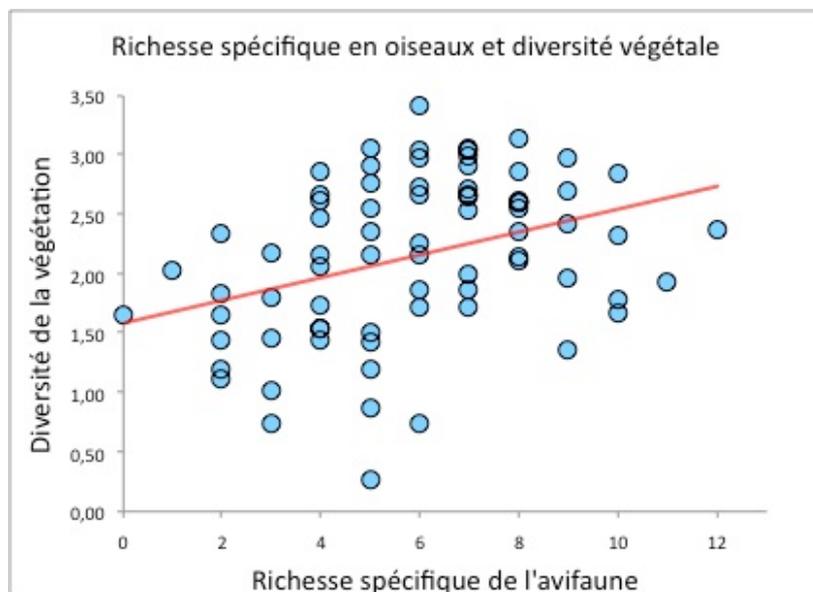
*hyemalis*) sont les seules espèces d'oiseaux à avoir été observées sur les trois sites. Toutefois, il convient de préciser qu'à l'exception de la sittelle à poitrine rousse, de la grive à dos olive, et de la paruline triste, toutes ont été observées à Saint-Pierre en dehors des relevés. La paruline jaune (*Dendroica petechia*) semble particulièrement fréquente dans la forêt de Miquelon. Les autres espèces sont très occasionnelles. La répétition des points d'écoute aurait peut-être permis de les détecter plus souvent, voire de détecter la présence d'espèces nicheuses supplémentaires.

Essayer de mesurer l'impact de la densité de cerfs sur la fréquence d'occurrence des différentes espèces de passereaux forestiers nicheurs à partir des données de 2010 est une opération un peu hasardeuse au regard des limites citées plus haut. Toutefois, le graphique (fig. 13b) permet une première approche, à interpréter avec prudence, donc. On constate que la fréquence d'occurrence des espèces les plus fréquemment observées varie peu en fonction du niveau de densité de cerfs. Seule la mésange à tête brune voit sa fréquence d'occurrence augmenter d'environ un tiers en présence de fortes densités de cerfs. Le moucherolle à ventre jaune et le bruant des marais connaissent également une augmentation de leur fréquence d'occurrence dans les stations présentant de fortes densités de cerfs. Ces deux espèces sont aussi nettement plus fréquentes à Miquelon-Langlade qu'à Saint-Pierre, site dépourvu de cerf. À première vue, on pourrait donc suspecter que ces deux espèces profitent de l'impact du cerf de Virginie sur la forêt. Cette hypothèse est cependant impossible à valider pour l'instant. On constate par contre que la paruline noir et blanc, le moucherolle tchébec (*Empidonax minimus*) ou encore la paruline jaune, espèces relativement fréquentes à Langlade, sont nettement moins fréquentes en présence de fortes densités de cerfs. Ces trois espèces sont également plus fréquentes à Miquelon – Langlade qu'à Saint-Pierre, ce qui contrairement au bruant des marais et au moucherolle à ventre jaune, ne confirme pas l'hypothèse d'un impact indirect du cerf. Il est à noter que ces fréquences d'occurrence relativement élevées de moucherolle tchébec sont surprenantes, l'espèce n'ayant jamais été observée nicheuse auparavant, et considérée d'installation récente dans l'archipel (Etcheberry, com. pers.)

### 3.4. Essai de définition d'indicateurs de la biodiversité

#### 3.4.1. Relation biodiversité végétale – richesse avifaunistique

Nous nous sommes tout d'abord intéressés à la relation existant entre la diversité des communautés végétales forestières et celle des communautés d'oiseaux associés, à travers la richesse spécifique de celles-ci. La figure 14 illustre cette question.



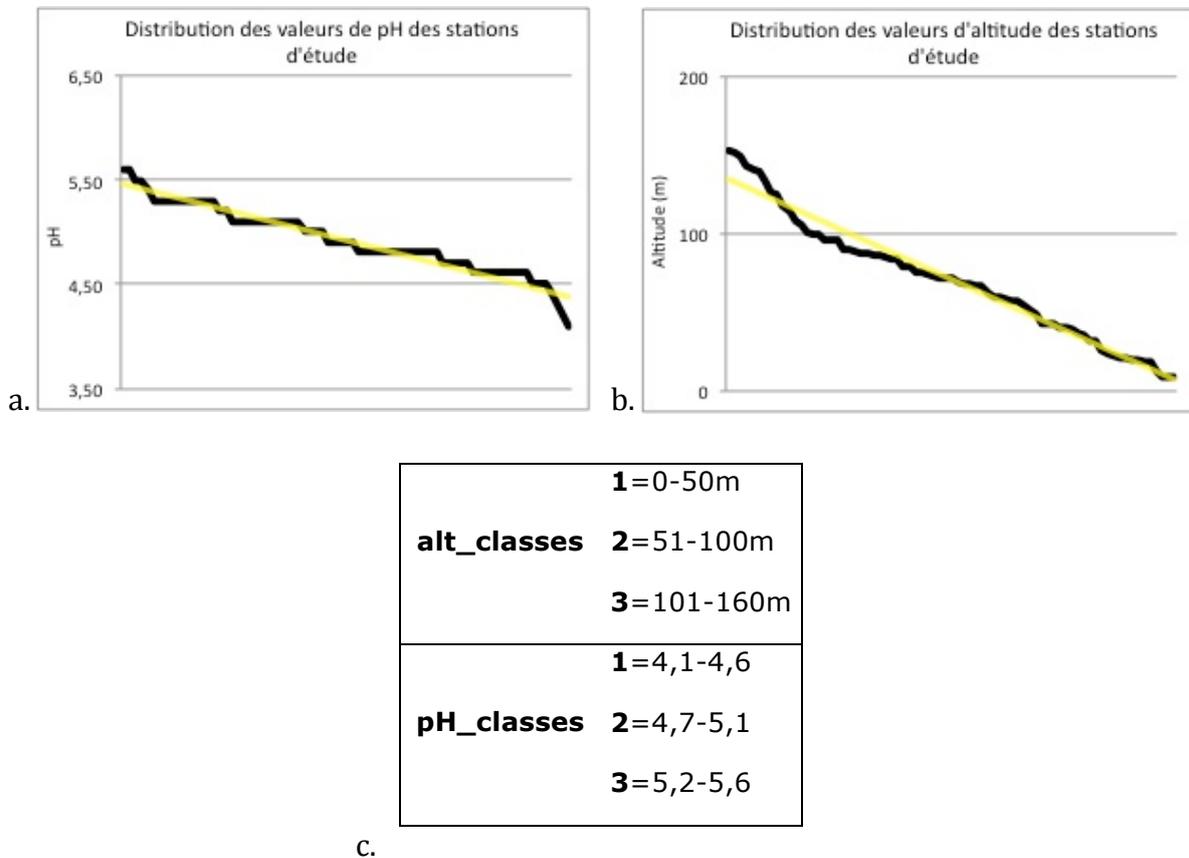
**Fig. 14 :** Mise en relation de la richesse spécifique de l'avifaune forestière avec la diversité végétale des stations (indices de Shannon). En rouge la droite de régression du nuage de points.

On constate que même si la tendance générale à l'échelle de tout l'archipel est à l'augmentation de la richesse en espèces d'oiseaux avec l'accroissement de la diversité végétale (et inversement), comme le montre la droite de régression du nuage de points sur la figure 14, il reste impossible d'identifier une corrélation quelconque entre ces deux variables, en tout cas sur 75 stations, et une seule série de relevés. En effet en l'état on ne peut « prédire » la présence de beaucoup d'espèces d'oiseaux dans une station forestière à la végétation fortement diversifiée, même si on peut la suspecter étant donnée la tendance

générale observée. De même on ne peut affirmer pour l'instant qu'un milieu à la végétation pauvre le sera aussi en termes d'avifaune.

### 3.4.2. Recherche d'espèces végétales indicatrices de la biodiversité forestière

Afin de rechercher les espèces végétales dont la présence ou l'absence dans un milieu permettent de renseigner sur la « qualité » de ce dernier en termes de biodiversité, et donc sur l'importance relative de ce type de milieu en termes de conservation, nous avons identifié dans un premier temps les variables d'environnement influant le plus sur le niveau de diversité, afin de simplifier l'analyse en ne gardant que les facteurs essentiels. Pour cela il a fallu séparer l'analyse des données de Saint-Pierre de celles de Miquelon – Langlade, d'une part à cause de l'absence de cerfs de Virginie (qui, comme montré précédemment, influence la biodiversité stationnelle), et d'autre part à cause là encore de la plus faible diversité végétale et animale de ce site, qui brouille l'interprétation des résultats d'analyses multivariées. Les facteurs d'environnement ont été sélectionnés à l'aide d'Analyses en Composantes Principales (ACP) après avoir discrétisé les variables continues, à savoir l'altitude et le pH du sol (fig. 15c). Cette opération n'a nécessité aucune transformation préalable de ces données, compte tenu de leur distribution d'origine linéaire (fig. 15a et 15b).



**Fig. 15 :** **a.** Distribution homogène des valeurs de pH ; **b.** Distribution homogène des valeurs d'altitude ; **c.** Classes de valeurs des variables de milieu altitude et pH utilisées dans les ACP et ACC

Les facteurs environnementaux sélectionnés ont ensuite été corrélés à la présence des différentes espèces végétales observées sur le terrain, afin de déterminer leur corrélation respective avec le niveau de biodiversité. Pour cela les données milieu et espèces ont fait l'objet d'Analyses Canoniques des Correspondances (ACC), en ne tenant compte que de la présence – absence des espèces végétales pour deux raisons :

- i. le manque de précision des relevés phytosociologiques 2010, qui rendent l'interprétation des coefficients d'abondance – dominance hasardeuse ;
- ii. la meilleure discrimination des données sur les axes factoriels de l'ACC avec des données discrètes plutôt que continues

Les espèces végétales très communes (présentes dans plus de 80 % des relevés) et très rares (présentes dans moins de 10 % des relevés) ont été retirées de l'analyse afin de la

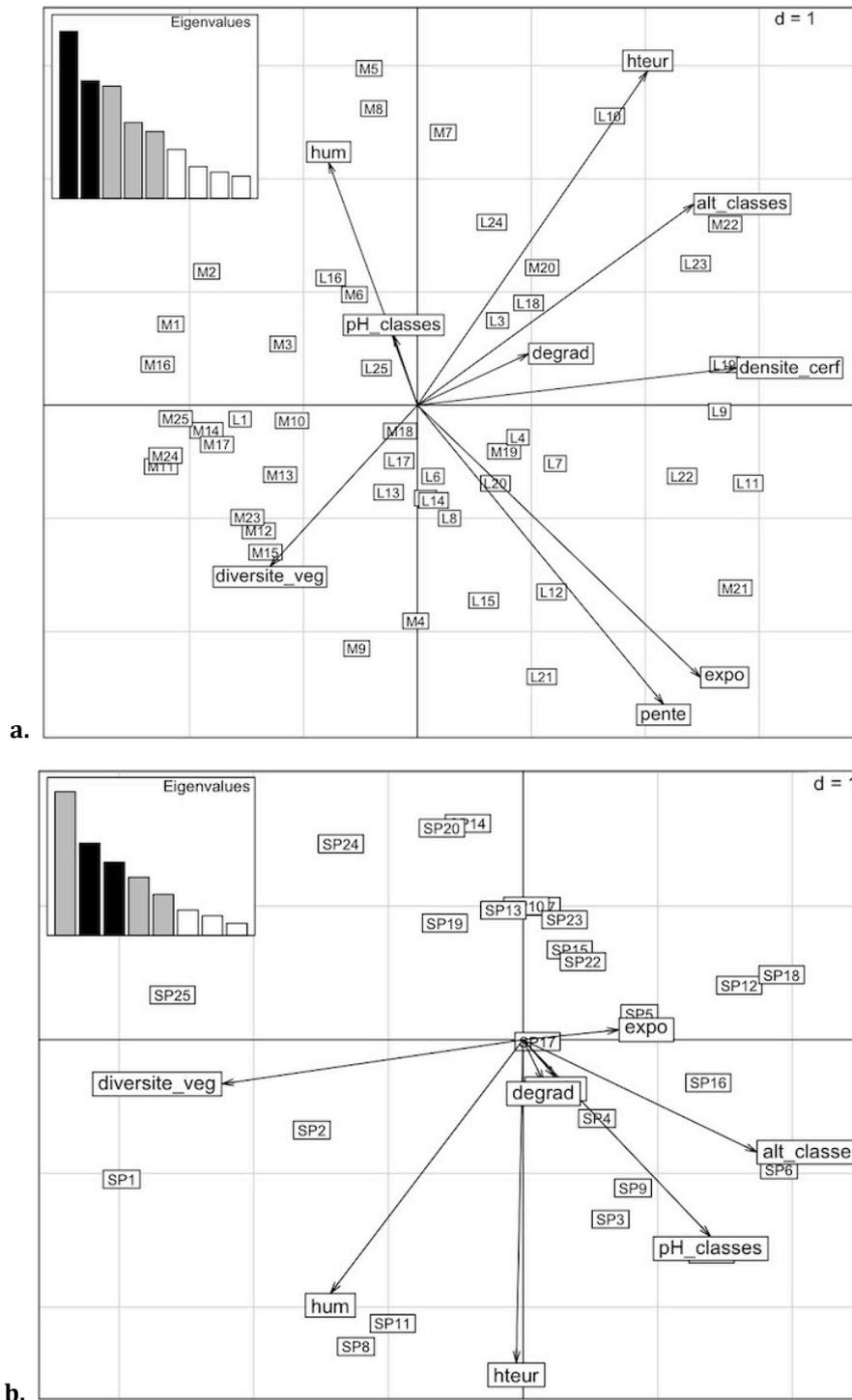
simplifier, leur intérêt en tant qu'espèces bioindicatrices étant de toutes façons très limité ou inexistant. Les espèces conservées sont listées dans le tableau 6.

Strate	Saint-Pierre	Miquelon - Langlade
<b>Arborescente</b>	Sapin baumier Bouleau à papier	Sorbier d'Amérique Bouleau à papier Epinette blanche Epinette noire
<b>Arbustive</b>	Sapin baumier Aulne crispé	Sapin baumier Aulne crispé Sorbier d'Amérique
<b>Herbacée</b>	Cornouiller du Canada Dryoptère spinuleuse Sapin baumier Trientale boréale Kalmia à feuilles étroites Aulne crispé Bouleau à papier Framboisier sp. Thé du Labrador Bleuet (airelle à feuilles étroites) Airelle vigne d'ida If du Canada	Sapin baumier Maïanthème du Canada Sorbier d'Amérique Kalmia à feuilles étroites Aulne crispé Bouleau à papier Graminées Némopanthé mucroné Framboisier sp. Aralie à tige nue Bleuet (airelle à feuilles étroites) Osmonde cannelle Aster Amélanchier sp. Clintonie boréale Viorne cassinoïde Prénanthe trifoliolé

**Tableau 6 :** Espèces végétales ni trop abondantes, ni trop rares, conservées pour l'Analyse Canonique des Correspondances (ACC)

#### 3.4.2.1. Sélection des variables d'environnement les plus influentes

La figure 16 présente les ACP qui ont servi à sélectionner les variables de milieu les plus influentes sur la diversité végétale forestière.



**Fig. 16 :** Analyses en composantes principales (ACP) permettant de mettre en évidence la répartition des stations d'étude en fonction de la valeur des descripteurs de milieu, et d'étudier la corrélation de ces derniers avec l'indice de diversité végétale. **a.** Miquelon – Langlade ; **b.** Saint-Pierre. Hum = niveau d'humidité de la station ; degrad = niveau de dégradation de la station (Bélanger

et al, 2008) ; expo = orientation de l'exposition de la station ; hteur = catégorie de hauteur des boisés de la station (attention le sens de la flèche indique les plus faibles valeurs de hauteur)

Dans le cas de Saint-Pierre (fig. 16b), on constate que la pente et l'exposition des stations forestières semblent indépendantes du niveau de diversité végétale. Toutefois ceci n'est pas clairement visible sur cette projection du nuage factoriel (le plan formé par les composantes 2 et 3 est représenté ici car plus parlant au niveau des autres variables), par laquelle les variables pente et exposition sont mal représentées (tableau 7)

	Comp1	Comp2	Comp3	Comp4	Comp5
alt_classes	6.32	<b>23.97</b>	5.61	13.38	19.45
pente	<b>23.89</b>	0.47	0.62	14.40	16.40
expo	<b>25.40</b>	4.03	0.04	6.81	2.34
hum	1.80	16.23	<b>28.56</b>	9.93	26.82
pH_classes	4.11	15.40	17.19	<b>34.79</b>	0.21
hteur	0.64	0.02	<b>46.33</b>	14.98	34.60
degrad	<b>30.55</b>	0.18	0.78	5.03	0.18
diversite_veg	7.29	<b>39.70</b>	0.87	0.69	0.00

**Tableau 7 :** Inertie des descripteurs sur les 5 premières composantes principales de l'ACP des variables de milieu de Saint-Pierre. En gras la meilleure de valeur de représentation de chaque descripteur

Par opposition, on observe que l'altitude des stations et leur valeur de pH (annexe 2) sont négativement corrélées avec la diversité végétale. La qualité de la représentation sur les axes 2 et 3 n'est pas élevée (tableau 7), mais en analysant les résultats d'autres projections, cette corrélation se confirme. Si ce résultat concernant l'altitude apparaît logique, c'est moins le cas pour pH. Dans le cas de Saint-Pierre, le niveau de diversité végétale paraît augmenter lorsque le pH de la station tend à diminuer.

On note une corrélation positive assez nette de la diversité végétale avec le niveau d'humidité des stations. Près de 30 % de la variance de ce descripteur sont représentés sur la troisième composante principale, visible sur la figure 16b.

Enfin l'analyse approfondie du nuage de points dans différentes dimensions laisse apparaître une corrélation légèrement négative entre la hauteur des boisés et la diversité végétale, résultat déjà mis en évidence plus haut (fig. 9). Bien représenté sur la troisième composante principale (46 % de la variance), la figure 16b fait ressortir cette tendance.

À Miquelon – Langlade, on observe comme à Saint-Pierre que la pente et l'exposition des stations sont indépendantes du niveau de diversité végétale. La représentation correcte de ces deux variables sur la première composante principale (tableau 8) rend ce résultat bien visible sur la figure 16a.

	Comp1	Comp2	Comp3	Comp4	Comp5
pente	14.61	<b>21.85</b>	2.13	2.50	2.00
expo	<b>19.33</b>	18.10	0.22	7.21	0.69
hum	1.90	14.39	11.68	<b>24.29</b>	2.46
alt_classes	<b>18.42</b>	9.88	11.00	0.51	2.37
pH_classes	0.14	1.19	<b>37.20</b>	3.27	29.48
hteur	12.78	<b>27.26</b>	0.06	8.50	0.00
degrad	2.99	0.65	20.31	<b>37.30</b>	15.72
densite_cerf	<b>24.60</b>	0.34	13.17	1.35	0.90
diversite_veg	5.25	6.35	4.23	15.06	<b>46.37</b>

**Tableau 8 :** Inertie des descripteurs sur les 5 premières composantes principales de l'ACP des variables de milieu de Miquelon - Langlade. En gras la meilleure de valeur de représentation de chaque descripteur

Même constat pour le niveau d'humidité des stations qui, contrairement à Saint-Pierre, ne semble pas influencer suffisamment sur le niveau de diversité végétale pour justifier de conserver cette variable.

Comme à Saint-Pierre, on constate que l'augmentation de l'altitude et du pH (annexe 2) influent négativement sur la diversité végétale. La variance du pH étant très mal représentée sur la figure 16a (tableau 8), il faut représenter la troisième composante principale pour mettre en évidence cette corrélation négative.

De même, il apparaît que la densité de cerfs influe négativement sur la diversité végétale, tendance bien visible sur le graphique, cette variable étant relativement bien représentée sur la première composante principale. Ceci va dans le sens de ce qui a été montré précédemment (fig. 10a). Toutefois, il convient d'être prudent dans l'interprétation de ce résultat car nous avons également montré que d'importantes densités de cerfs avaient par contre tendance à accroître la richesse spécifique de la strate herbacée (fig. 10b).

Enfin, il est très net à Miquelon – Langlade que la hauteur des boisés est corrélée positivement avec la diversité végétale forestière, tendance là aussi mise en évidence

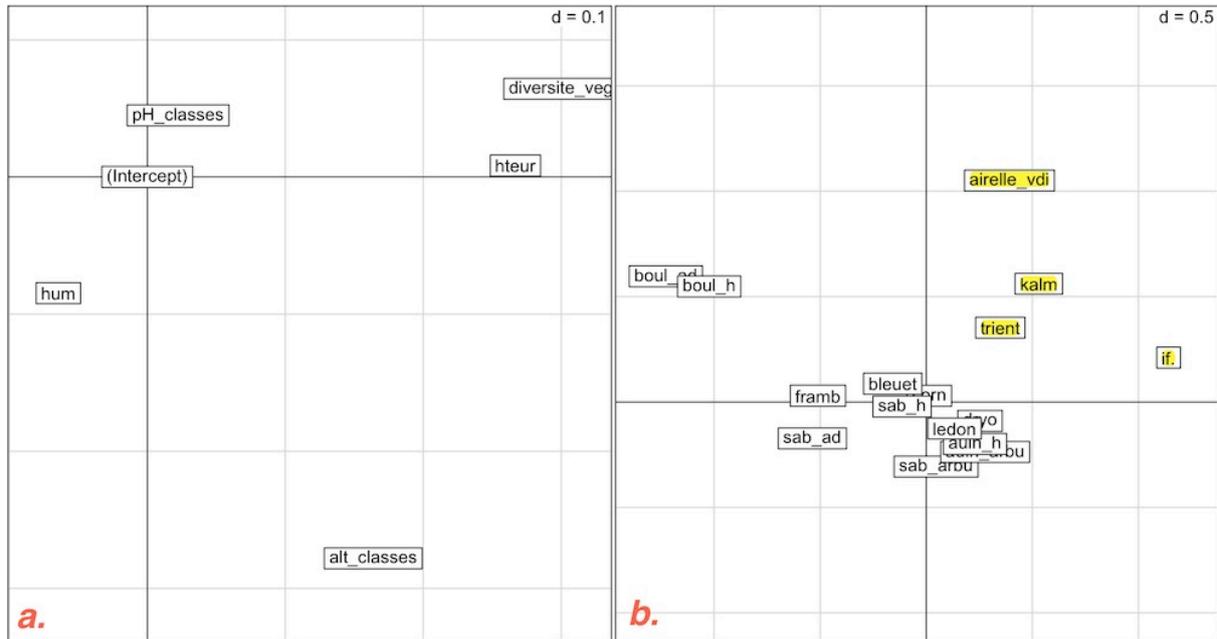
précédemment (fig. 9) (attention le sens de la flèche dans les graphiques d'ACP indique les plus faibles hauteurs de forêt).

Ces éléments permettent donc de mettre en évidence que les milieux forestiers les plus diversifiés d'un point de vue végétal se situent plutôt à basse altitude, sur des sols relativement acides, situés dans des zones à faible densité de cerfs de Virginie, et dans des boisés haut à Miquelon – Langlade, mais plutôt nains (ou alors particulièrement hauts) à Saint-Pierre.

Il semble que l'inclinaison de la pente, ainsi que l'orientation de l'exposition n'aient que peu ou pas d'influence sur la diversité végétale forestière.

#### *3.4.2.2. Plantes associées aux plus fortes biodiversités végétales*

La sélection des espèces végétales indicatrices (phyto-indicateurs) des milieux les plus diversifiés a été réalisée à l'aide d'Analyses Canoniques des Correspondances (ACC), permettant d'« expliquer » une communauté par un ensemble de paramètres écologiques. Ces derniers sont les descripteurs de milieu sélectionnés précédemment dans les ACP (3.4.2.1.), ainsi que le niveau des indices de Shannon (diversité végétale). Nous n'avons tenu compte que des espèces à l'abondance intermédiaire (cf. 3.4.2.), et recherché en particulier des espèces dans la strate herbacée, voire arbustive, en évitant la strate arborescente. En effet, cette dernière présentant à Saint-Pierre et Miquelon une diversité de faciès très limitée (très forte dominance de sapin baumier, parfois mélangé à quelques essences feuillues et / ou épinettes noires ou blanches), il est inutile de chercher à corréliser la présence de telle ou telle espèce avec un niveau de diversité en particulier. Par opposition, la diversité des faciès (et combinaisons d'espèces) potentiels des strates arbustives et herbacées, liée à leur plus grand nombre d'espèces, les rend beaucoup plus adaptés à cette problématique. Pour ces raisons, c'est donc prioritairement dans la strate herbacée, et éventuellement dans la strate arbustive, qu'il semble nécessaire de rechercher des espèces phyto-indicatrices .

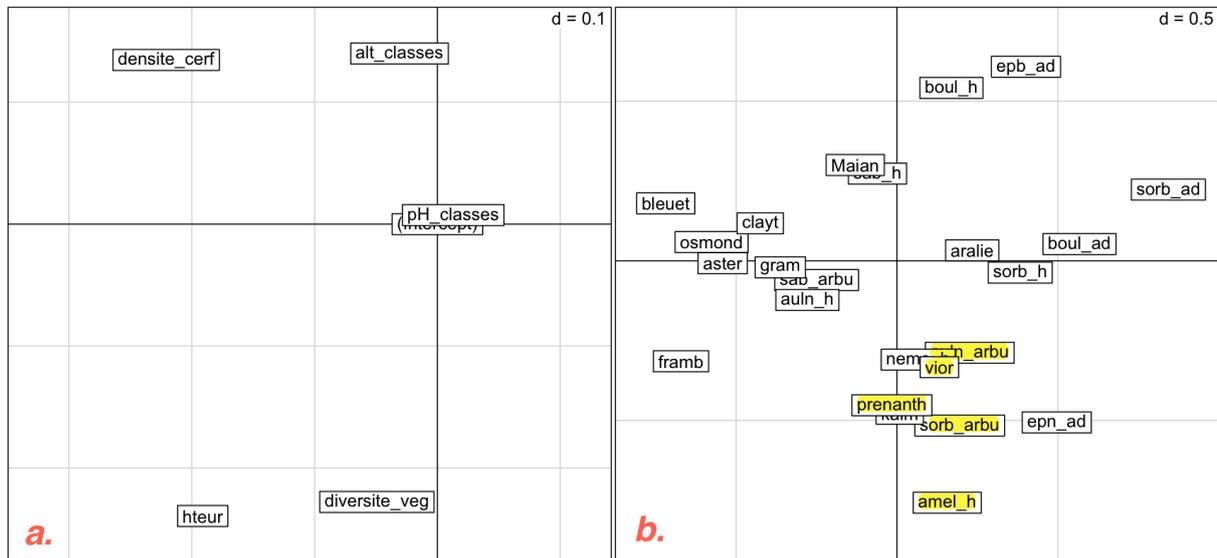


**Fig. 17 :** Analyse Canonique des Correspondances confrontant les espèces présentes sur les stations de Saint-Pierre aux variables de milieu explicatives. **a.** Corrélation des variables de milieu ; **b.** projection du tableau espèces sous contrainte des variables de milieu. Plan factoriel représenté :  $X = 1$  ;  $Y = 2$  (Inertie cumulée = 47,2 %). En jaune les espèces considérées indicatrices de milieux les plus diversifiés. Cf. annexe 3 pour les abréviations des noms d'espèces (attention le sens de la flèche indique les plus faibles valeurs de hauteur).

D'après l'ACC réalisée sur les données de Saint-Pierre (fig. 17), il a été possible d'identifier 4 espèces indiquant des milieux à diversité relativement élevée. Il s'agit uniquement d'espèces de la strate herbacée : l'airelle vigne d'ida (*Vaccinium vitis idaea*), la trientale boréale (*Trientalis borealis*), le kalmia à feuilles étroites (*Kalmia angustifolia*), et l'If du Canada. En représentant l'ACC sur les deux premières directions principales, on observe que ces quatre espèces se détachent très nettement du reste du nuage, et que la corrélation avec la diversité végétale, ainsi que les boisés de faible hauteur (caractéristique des milieux forestiers les plus diversifiés de Saint-Pierre, cf. 3.4.2.1.), est claire.

L'ACC des données de Miquelon – Langlade (fig. 18) permet d'identifier 5 autres espèces indiquant des milieux forestiers diversifiés. Trois espèces de la strate herbacée ont été sélectionnées : les semis d'amélanchier, le prénanthe trifoliolé (*Prenanthes trifoliolata*), la

viorne cassinoïde (individus de moins de 50cm de haut), et deux dans la strate arbustive : les jeunes sorbiers d'Amérique et l'aulne crispé (individus de moins de 3 mètres de haut).



**Fig. 18** : Analyse Canonique des Correspondances confrontant les espèces présentes sur les stations de Miquelon - Langlade aux variables de milieu explicatives. **a.** Corrélations des variables de milieu ; **b.** projection du tableau espèces sous contrainte des variables de milieu. Plan factoriel représenté : X = 1 ; Y = 2 (Inertie cumulée = 56,2 %). En jaune les espèces considérées indicatrices des milieux les plus diversifiés. Cf. annexe 3 pour les abréviations des noms d'espèces (attention le sens de la flèche indique les plus faibles valeurs de hauteur).

On constate que les espèces sélectionnées dans les deux sites, de manière totalement théorique donc, ne sont pas les mêmes. D'un côté cela peut paraître logique, étant donné la différence importante existant entre les forêts de Saint-Pierre et de Miquelon – Langlade. Toutefois, déterminer des phyto-indicateurs de forte biodiversité efficaces sur tout l'archipel permettrait d'appréhender plus simplement la situation, ce que cette méthode ne semble pas permettre.

La présence de l'airelle vigne d'ida et de l'if du Canada dans les espèces phyto-indicatrices à Saint-Pierre met en cause l'effet du cerf à Miquelon – Langlade, car ces deux plantes sont appréciées par ces herbivores, et sont devenues rares sur les îles envahies (fig. 5c). De même, les semis d'amélanchier, les jeunes sorbiers, viornes et le prénanthe trifoliolé

sont des espèces correspondant tout à fait au régime alimentaire du cerf de Virginie. Le fait de les retrouver en tant que phyto-indicateurs de forte biodiversité végétale à Miquelon – Langlade suggère deux idées importantes :

- i. ces plantes recherchées par le cerf de Virginie sont associées à des milieux forestiers à forte diversité, ce qui signifie que ces derniers, très importants d'un point de vue écologique et de conservation, sont menacés sur l'archipel par l'abrutissement de cette espèce envahissante ;
- ii. la rareté voire l'absence à Miquelon – Langlade de certaines espèces phyto-indicatrices à Saint-Pierre laisse supposer que ces dernières pourraient indiquer la présence de milieux à diversité encore supérieure, mais d'ores et déjà disparus de Miquelon – Langlade suite à l'impact des mammifères introduits.

D'autre part, il convient de tenir compte de l'ancienneté de la présence des herbivores introduits sur l'archipel : plus d'un siècle pour le lièvre variable, presque 60 ans pour le cerf de Virginie dans une grande partie de Miquelon – Langlade. Il est donc tout à fait possible qu'une partie plus ou moins importante des milieux les plus diversifiés, qui semblent associés à certaines plantes recherchées dans le régime alimentaire de ces mammifères, aient déjà disparus. Dans ce cas, la recherche de bioindicateurs des milieux diversifiés se trouverait biaisée par le fait que les milieux actuellement les plus diversifiés ne sont que ceux qui « restent » après dégradation par les mammifères introduits.

Une approche historique, comme celle actuellement entreprise par Martin Lavoie de l'université de Laval (carottages de tourbières pour études paléopalynologiques), pourrait permettre d'apporter des réponses sur ce point, et ainsi de réorienter si nécessaire cette étude, pour en affiner les résultats.

#### **4. Bilan des résultats**

Cette étude montre que l'île de Saint-Pierre ne constitue pas un site témoin adapté pour mesurer l'impact du cerf de Virginie sur la forêt de Miquelon et Langlade, essentiellement à cause d'une diversité forestière végétale et animale très inférieure à celle des deux grandes îles, et ce malgré l'absence du cerf. Cette île présente toutefois une forêt

simplifiée, mais dont l'écosystème semble fonctionnel et sain, comparativement au reste de l'archipel (photos 2).

L'île de Miquelon apparaît pour l'instant moins lourdement impactée par l'introduction des herbivores introduits que Langlade. La diversité végétale du sous-bois et l'abondance des espèces feuillues y sont supérieures.

Le Cap de Miquelon présente quant à lui une richesse et une diversité végétale forestières particulièrement faibles, la très forte densité de cerfs de Virginie ne pouvant y être étrangère.

D'après les résultats de cette année, il semble que les milieux forestiers les plus diversifiés de l'archipel se situent plutôt à basse altitude, sur des sols relativement acides (annexe 2), dans des secteurs à faible densité de cerfs de Virginie, et dans des boisés hauts à Miquelon – Langlade, mais plutôt nains à Saint-Pierre. La diversité végétale semble diminuer avec l'altitude. Par contre, il ressort que la diversité végétale est indépendante de la force de la pente et de l'orientation de l'exposition.

Les boisés hauts (particulièrement vrai à Miquelon – Langlade) sont donc à la fois les plus riches, les plus diversifiés, et les plus fragiles de l'archipel face aux perturbations actuelles des mammifères envahissants. En effet leur mode de régénération par semis les rend moins résistants à un abrutissement important et prolongé, et leur sous-bois plus dégagé, et donc plus riche que les boisés de plus faible hauteur, les rend nettement plus attractifs pour les cerfs, notamment. Ils sont donc à court terme les milieux les plus menacés par les herbivores introduits.

Le niveau de densité du cerf de Virginie présente des effets complexes sur l'écosystème forestier. On constate d'une part une baisse de la diversité végétale en présence de fortes densités de cerfs, mais parallèlement à cela une augmentation de la richesse spécifique de la strate herbacée, alors que les strates arborescente et arbustives voient également leur richesse spécifique diminuer (photos 3). Si l'on ajoute à cela un envahissement flagrant de la strate herbacée de Langlade par les fougères (photos 3) et les graminées, il est indéniable que cette île est soumise à un stade avancé de dégradation de la forêt, en relation directe avec l'introduction du cerf de Virginie il y a une soixantaine d'années. Comme

constaté ailleurs (voir plus haut), cette hausse de la richesse spécifique de la strate herbacée semble n'être qu'un phénomène transitoire, une sorte de « signal » d'un avancement problématique de l'effet de l'abrutissement sur la strate arbustive de la forêt. En modifiant la structure de cette strate (impact direct par broutage des arbustes, ou indirect par broutage des semis), les herbivores transforment les conditions d'éclairement du sol, et donc la composition spécifique de la strate herbacée. Dans ce cadre il semblerait d'ailleurs pertinent d'étudier l'éventuelle « héliophilisation » de cette strate en présence de fortes densités de cerfs. Ce phénomène a notamment été soulevé dans sa thèse par Boulanger, 2010.

Mais à long terme, il a été montré que cette tendance à la hausse de la richesse floristique de la strate herbacée s'inversait, aboutissant à une diminution drastique de la biodiversité forestière. Par l'effet combiné d'un abrutissement forcément moins sélectif, et d'un envahissement inévitable par les fougères et les graminées, la strate herbacée finit par « étouffer », ce qui compromet fortement la régénération de la forêt, même en cas d'arrêt total de l'abrutissement. Il semble aujourd'hui qu'une grande partie de l'île de Langlade soit déjà concernée par ce problème.

On remarque d'autre part la présence dans la plupart des stations, tous sites confondus, de jeunes semis d'arbres et arbustes (feuillus et résineux). Même si ces derniers montrent, dans près de la moitié des cas, des traces d'abrutissement par les herbivores introduits, ils ont au moins le mérite d'être présents, ce qui sous-entend la présence d'une banque de graines viable dans le sol. Toutefois, en l'absence d'individus capables de produire des graines dans certains secteurs, il est probable que cette banque de graines soit très inégale d'un point à l'autre de l'archipel, aussi bien en termes d'abondance que de composition spécifique. De même, en relation avec l'accroissement observé de la richesse spécifique de la strate herbacée en présence de fortes densités de cerfs, il serait intéressant de savoir si ce phénomène est « écologiquement » fonctionnel, c'est à dire s'il s'accompagne ou non d'une production de semences viable. Ce point mériterait d'être étudié en détail par la suite, car il s'avère certainement crucial pour apprécier la capacité de régénération des différents secteurs boisés de Saint-Pierre et Miquelon en cas de gestion des populations des herbivores introduits.

Comme observé au niveau de la végétation, les oiseaux forestiers à Saint-Pierre sont à la fois moins abondants et moins diversifiés qu'à Miquelon – Langlade. Même si les données

2010 concernant l'avifaune ne permettent pas d'effectuer des analyses détaillées, il apparaît que la diversité des communautés d'oiseaux forestiers de l'archipel soit légèrement et positivement corrélée avec la diversité de la végétation. La densité de cerfs ne semble quant à elle pas avoir d'impact actuellement sur la richesse et l'abondance des communautés d'oiseaux forestiers. Toutefois il est impossible de l'affirmer pour l'instant. Ceci nécessitera plusieurs années de relevés.

D'autre part concernant l'avifaune, il semble important de tenir compte dans la suite de l'étude des données accumulées par le Breeding Birds Survey effectué au Canada, et notamment des données recueillies à Terre-Neuve. En effet, étant donnée la surface réduite de l'archipel, et sa localisation particulière vis-à-vis des migrations (étape importante), il est important de prendre du recul par rapport aux observations effectuées localement (notamment sur les dynamiques démographiques). Pour cela il convient de les replacer dans un contexte régional plus vaste, qui pourrait permettre de définir si l'évolution de l'abondance, mais aussi de la reproduction des différentes espèces forestières de l'archipel est liée à des facteurs locaux, comme la dégradation du milieu forestier, ou à des facteurs extérieurs et / ou plus globaux, notamment si les dynamiques observées à Saint-Pierre et Miquelon coïncident avec celles observées à Terre-Neuve.

Pour finir, il faut signaler que la régression actuelle des surfaces boisées, qui semble donc devoir être mise en relation directe avec l'impact des herbivores introduits, pourrait faciliter la propagation d'autres espèces exotiques envahissantes, végétales cette fois, comme notamment *Senecio jacobaea*, qui prolifère actuellement sur l'archipel dans tous les secteurs fortement anthropisés, et qui a récemment été observé dans le Sud-Ouest de l'île de Langlade (F. Urtizbéréa, com . pers.), dans un secteur anciennement boisé et aujourd'hui en train de se convertir en lande herbacée.



**Photos 2** : régénération de sapin baumier sur l'île de Saint-Pierre, en haut sur la station SP17 (hauteurs de Savoyard), en bas sur SP14 (entre la Vallée du Milieu et le Cap aux Basques). © T. Vergoz



**Photos 3** : Sous-bois de l'île de Langlade, en haut sur la station L12 (pente Nord-Est de Cuquemel), envahie par les fougères, et dont l'ouverture de la canopée n'entraîne aucune régénération

des arbres, et en bas la station L21 (Dolisie) au Sud de l'île, dont la strate herbacée présente une diversité végétale particulièrement élevée. © T. Vergoz

## 5. Limites et préconisations

### 5.1. Limites des données 2010

Nous ne reviendrons pas en détail sur les limites des données récoltées sur la végétation et l'avifaune en 2010, qui ont déjà été amplement développées plus haut. Par contre il est nécessaire d'apporter une critique à d'autres relevés effectués cette année, qui pour une raison ou une autre, ne sont pas optimaux.

Un des paramètres essentiels de la structuration de la végétation d'un milieu est le facteur édaphique. L'étude des sols des stations réalisée en 2010 est très succincte, et ne permet pas une analyse efficace. Les valeurs de pH mesurées (annexe 2) sont délicates à utiliser seules pour caractériser le sol d'une station. La tentative d'évaluer la qualité du drainage et de l'aération des sols par qualification de la texture s'est révélée inadaptée. Il est donc nécessaire dans la suite de cette étude d'approfondir cet aspect, qui semble particulièrement important (cf. 5.2.).

Ce type d'étude demande un travail de terrain assez exigeant en temps, et s'effectue la plupart du temps dans un environnement difficile car très humide et accidenté. Cette année l'investissement des différents observateurs a été très inégal, ce qui se ressent dans les données et donc dans les résultats. Il est important de pouvoir compter sur des opérateurs de terrain autonomes et rigoureux, la qualité des données étant fondamentale pour produire une étude solide. Les données de phytosociologie récoltées en 2010 manquent probablement d'exhaustivité (notamment dans la strate herbacée), de précision, et d'homogénéité spatiale au niveau de l'effort d'échantillonnage fourni. C'est pourquoi il semble nécessaire de reproduire ces relevés dès l'an prochain.

Les indices d'abrouissement ont été mesurés beaucoup trop tard dans la saison (fin juin – juillet), alors qu'il devraient être faits courant mai, afin d'éviter le biais lié à la repousse de la végétation. Ces données n'étaient donc pas vraiment exploitables cette année.

Pour étudier l'impact des mammifères introduits sur l'écosystème forestier de l'archipel, il est très important de connaître avec la meilleure précision possible leur abondance relative dans différents secteurs géographiques, afin d'effectuer des comparaisons. Aucune donnée chiffrée précise n'a été obtenue cette année à ce sujet, mais il est probable que des données fiables n'existent pas actuellement. Les densités locales de lièvre variable ont été estimées sur chaque station à partir de la densité de crottins observés, mais la fiabilité de ces données est très contestable, notamment car aucun protocole précis n'a été suivi. Ces données n'ont donc pas été analysées dans ce rapport, car probablement fausses en grande partie. Les densités locales de cerfs de Virginie ont été estimées par rapport à l'éloignement des zones fréquentées, de l'intensité (connue) de la chasse, et de l'ancienneté de la colonisation. Il semble que cette estimation soit relativement proche de la réalité. Toutefois elle demeure probablement très imprécise, et requiert d'être améliorée pour approfondir l'analyse.

Enfin, concernant l'avifaune, le problème principal est l'absence de répétition des mesures, et l'étalement sur une durée beaucoup trop longue de la période de relevés de 2010, faussant certainement une bonne partie des résultats.

## **5.2. Saison 2011**

### **5.2.1. Phytosociologie**

Il faudrait reconduire les relevés phytosociologiques sur les mêmes placettes. L'idéal étant de confier le travail à un botaniste pouvant continuer par la suite, ou de former un naturaliste local, bien entendu. La période la plus adéquate semble démarrer vers la mi-juin. La mesure d'abroussement doit par contre être réalisée dès fin avril ou mai.

Sur cette opération, une seule personne suffit, l'ensemble des relevés pouvant être effectué par tous les temps, en moins d'un mois. Compter environ une heure par station pour quelqu'un qui connaît toutes les espèces.

### 5.2.2. Points d'écoute avifaune

Il est nécessaire également de réaliser plusieurs séries de points d'écoute en 2011, en faisant dans l'idéal trois passages. Pour cela il faut au moins deux personnes travaillant simultanément en deux endroits différents de l'archipel pour exploiter au mieux les fenêtres météo favorables. En 2010, la période idéale s'est étalée de mi-mai à mi-juillet.

Les opérateurs devront bien connaître les chants des espèces nicheuses avant de devoir commencer les points d'écoute, et être formés au protocole IPA. Il faut également s'assurer que le biais observateur, inévitable, soit le plus limité possible. Pour cela il conviendrait de faire plusieurs points d'écoutes simultanés (par exemple avant le début des relevés, ou au début de la période de migration), et d'en comparer les résultats. De même, l'estimation de la taille du rayon de 50m doit être homogénéisée entre les observateurs. Vérifier également que les opérateurs entendent tous bien l'ensemble des fréquences sonores, et notamment les plus aiguës et légères, car dans le cas contraire, de nombreuses omissions voire confusions peuvent avoir lieu.

### 5.2.3. Pédologie

Il faudrait mettre en place un protocole d'étude détaillée des sols des stations utilisées pour la phytosociologie et les points d'écoutes. Il s'agit certainement de l'un des facteurs écologiques les plus importants avec l'impact des mammifères introduits pour expliquer la structuration de la végétation forestière. L'un des paramètres essentiels à mesurer en plus des caractéristiques habituelles des sols semble être la banque de graines présente, notamment sa viabilité, ainsi que son abondance et sa composition spécifique. Ceci devrait permettre de savoir si l'augmentation de l'abondance et de la diversité de certaines communautés végétales s'accompagne ou non d'une production de graines proportionnelle. En effet il a par exemple été constaté à Haida Gwaii que ce n'était pas le cas, et que la diversification du milieu associée aux perturbations imposées par les cerfs n'engendrait pas forcément un système « écologiquement fonctionnel » (JL Martin, com. pers.). Cette mesure de la banque de graines pourrait aussi permettre d'avoir une meilleure idée des dynamiques de germinations

(échelonnées, subites, etc.) et donc de la tolérance de celle-ci à l'abroustissement répété des jeunes semis. Enfin, étudier les sols plus en détail est un moyen supplémentaire d'estimer la résistance d'un peuplement aux perturbations en cours, mais aussi d'estimer sa capacité à « récupérer » en cas de gestion efficace des populations d'herbivores introduits.

#### 5.2.4. Photographie

Il pourrait être efficace et « visuel » vis-à-vis du public, de commencer à photographier certains secteurs boisés en pleine évolution, annuellement et d'une manière standardisée (emplacement précis, lumière, focale, cadrage) à la même saison, afin de mettre en évidence le phénomène, mais aussi apprécier la reprise en cas de diminution de la pression d'herbivorie.

#### 5.2.5. Analyses de données

Trouver de nouveaux moyens d'exploiter les données recueillies, éventuellement optimiser le protocole en place, développer des collaborations, et chercher à publier les résultats, pourrait faire l'objet du travail d'un étudiant en écologie (stagiaire de master par exemple).

### 5.3. Par la suite

#### 5.3.1. Végétation

Reconduire les relevés de végétation tous les trois ans semble suffisant, mais cela reste à préciser par la suite. Dans tous les cas le faire plus souvent ne servirait probablement à rien, et encore plus si un observateur différent s'en charge à chaque fois. Dans ce cas, l'erreur induite par le biais observateur pourrait être supérieure à l'évolution réelle de la végétation.

### 5.3.2. Avifaune

Il est important de reconduire les points d'écoute quelques années de suite dans un premier temps, afin de déterminer un « état zéro » robuste, et d'obtenir une idée des fluctuations interannuelles des populations. Ensuite il devrait être possible d'attendre plusieurs années avant de réitérer l'opération, par exemple 5 ans, et mesurer ainsi des évolutions assez nettes.

Dans les analyses, il faudrait étudier plus en détail l'impact de la dégradation des milieux sur les différentes espèces en tenant compte de l'écologie particulière de chacune. De même, à partir du moment où le jeu de données sera suffisamment important, réaliser des analyses de correspondances entre les variables d'environnement mesurées à chaque point d'écoute (nébulosité, vent, précipitations, heure de début du relevé) et les résultats de ceux-ci permettrait de mieux connaître l'impact de ces éléments sur les comptages, et peut-être optimiser le choix des matinées favorables. Estimer aussi le taux d'humidité ambiante semblerait également pertinent.

### 5.3.3. Sites de référence

Il a été constaté que Saint-Pierre ne représentait pas un site de référence satisfaisant pour apprécier l'impact du cerf de Virginie sur la forêt de Miquelon – Langlade, du fait d'un écosystème à la base trop différent. Il paraît donc nécessaire de comparer nos résultats avec ceux obtenus dans d'autres sites dépourvus de cerfs. Pour cela il faudrait établir un nombre « suffisant » de placettes (nombre à déterminer en fonction des analyses prévues, mais au moins une dizaine semble nécessaire) sur une ou plusieurs autres îles de superficie également « suffisante », au moins vierges de cerfs. Une sélection de quelques sites d'apparence favorables est répertoriée dans le tableau 9. Toutefois il faut tenir compte dans ce cas de l'augmentation de la charge de travail de terrain à fournir (exploration, trajets, installation des placettes, relevés botaniques, points d'écoute et répétition de ceux-ci).

île	lieu	groupe	Dist. de SPM	Herbivores introduits	Notes
<b>Bell Island</b>	Sud Terre-Neuve	Conception Bay	270Km	Lièvre variable, ... ?	
<b>Merashen Island</b>	Sud Terre-Neuve	Placentia Bay	180Km	Caribou, Lièvre variable	
<b>Long Island</b>	Sud Terre-Neuve	Placentia Bay	180Km	Lièvre variable, ... ?	
<b>Red Island</b>	Sud Terre-Neuve	Placentia Bay	180Km	Lièvre variable, ... ?	
<b>Ramea Islands</b>	Sud Terre-Neuve		100Km	Lièvre variable, ... ?	
<b>Brunette Island</b>	Sud Terre-Neuve		40Km	Orignal, Caribou, Lièvre arctique	Accessible par nos propres moyens. Mais la présence de l'orignal diminue fortement l'intérêt du site
<b>Brion Island</b>	îles Madeleine		500Km		En réserve, bien préservé, climat plus rude que SPM. Seuls mammifères introduits souris et renard roux
<b>St Paul Island</b>	Cap Breton		290Km	?	

**Tableau 9:** îles potentiellement adaptées comme sites de référence, dont la forêt dépourvue de cerfs pourrait servir de point de comparaison avec celle de Saint-Pierre et Miquelon

## ANNEXE 1

### Littérature citée

Allombert, S. (2004), Effets des cervidés sur les communautés animales en forêt tempérée: interactions complexes dans une expérience naturelle. Thèse, Université Montpellier II, 332p.

Allombert S. Gaston A.J. Martin J.L. (2005a), A natural experiment on the impact of overabundant deer on songbird populations. *Biol Conserv* 126, 1–13

Allombert S. Stockton S.A. Martin J.L. (2005b), A natural experiment on the impact of overabundant deer on forest invertebrates. *Conserv Biol*, 19, 1917–1929

Aubert de La Rüe E. (1937), Le Territoire de Saint-Pierre et Miquelon. *Journal de la Société des Américanistes*. 29-2, 239-372

Aubert de La Rüe E. (1951), Recherches géologiques et minières aux îles de Saint-Pierre et Miquelon. Office de la Recherche française Outre-Mer

Bélanger L. Martin J.L. Michallet J. Saïd S. Tremblay J.L. (2008), Rapport de mission sur l'état des bois de l'archipel de Saint-Pierre et Miquelon. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, Chaire de recherche industrielle produits forestiers d'Anticosti, Université Laval

Bibby C.J. (1992), *Bird Census Techniques*. Academic Press Limited, London.

Blondel J. Ferry C. Frochot B. (1970), La méthode des Indices Ponctuels d'Abondance (I.P.A.) ou des relevés d'avifaune par « stations d'écoutes ». *Alauda*. 38. 55-71

Boulanger V. (2010), Pression d'herbivorie et dynamique des communautés végétales : influence à court et moyen termes des populations de cervidés sur la diversité des communautés végétales en forêt. Thèse de doctorat, Université Nancy – Henri Poincaré



- Chapuis J.L. Frenot Y. Lebouvier M. (2004), Recovery of native plant communities after eradication of rabbits from the subantarctic Kerguelen Islands, and influence of climate change. *Biological Conservation*, 117, 167-179
- Courchamp F. Chapuis J. L. Pascal M. (2003), Mammal invaders on islands, impact, control, and control impact. *Biological Reviews*, 78, 347-383
- DAF SPM, Duroure V. (2008), Comparaison des ortho photos 1952 - 2005
- Etcheberry R. Borotra M. (1982), Les oiseaux de Saint-Pierre et Miquelon. Office National de la Chasse
- Etcheberry R. (2008), Liste comparative des oiseaux de Saint-Pierre et Miquelon et de Terre-Neuve.
- Frenot Y. Gloaguen J.C. Massé L. Lebouvier M. (2001), Human activities, ecosystem disturbance and plant invasions in subantarctic Crozet, Kerguelen and Amsterdam Islands. *Biological Conservation*, 101, 33-50
- Gloaguen G. Zellhuber J. Boudreau A. (2009), Étude préalable à la définition d'indicateurs de suivi de la biodiversité de la forêt. Association SPM Frag'iles
- Hindermeyer X. Muller S. Sibley J.P. Horellou A. Clair M. (2007), Rapport de mission Saint-Pierre et Miquelon 21 - 31 juillet 2007. Ministère de l'écologie, du développement et de l'aménagement durables, Muséum National d'Histoire Naturelle
- Huntly, N. (1991), Herbivores and the dynamics of communities and ecosystems. *Annual Reviews Ecol. Syst.*, 22, 477-503. Martin et Daufresne, 1999
- Judziewicz E.J. Koch R.G. (1993), Flora and vegetation of the Apostle Islands National Lakeshore and Madeline Island, Ashland and Bayfield counties, Wisconsin. *The Michigan Botanist*, 32, 43-189
- Martin J. L. Baltzinger C. (2002), Interaction among deer browsing, hunting, and tree regeneration. *Canadian Journal of Forest Research*, 32, 1254-1264.



Martin J.L. Stockton S.A. Allombert S. Gaston A.J. (2010), Top-down and bottom-up consequences of unchecked ungulate browsing on plant and animal diversity in temperate forests: lessons from a deer introduction. *Biol Invasions*, 12, 353-371

Michallet J. Letournel B. Jouglet M. (2009), Analyse des données « relation faune-flore » relevées sur les îles de Miquelon et de Langlade. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, CNERA cervidés Sanglier, Direction régionale Outre Mer

Muller S. (2006), Conservation de la biodiversité à Saint-Pierre et Miquelon, Rapport de mission dans l'archipel du 15 au 29 juillet 2006. Ministère de l'écologie et du développement durable, Université Paul Verlaine, Metz

Muller S. Sibley J.P. Horellou A. Simian G. (2008), Rapport de mission « biodiversité » Saint-Pierre et Miquelon 3 – 14 juin 2008. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire, Muséum National d'Histoire Naturelle, Université Paul Verlaine - Metz

Muller S. (2009), Rapport de mission « biodiversité » à Saint-Pierre et Miquelon du 25 août au 6 septembre 2009. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer, Conseil National de Protection de la Nature

Noël Walter J.L. (2006), Méthodes d'étude de la végétation. Université Louis Pasteur Strasbourg

Olf H. Ritchie M.E. (1998), Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Tree*, 13, 261-265

Potvin F. Poirier S. (2004), L'île d'Anticosti, un paradis ? L'influence du cerf de Virginie sur la végétation des sapinières. *Le Naturaliste Canadien*, 128, 52-60

Risenhoover K.L. Maass S.A. (1987), The influence of moose on the composition and structure of isle royale forests. *Canadian journal of forest research* 17-5, 357-364

Rooney T.P. Waller D.M. (2002), Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems, *Forest Ecology And Management*, 181, 165-176



SPM Bulletin (1980), Géomorphologie des îles Saint-Pierre et Miquelon. 29-41

Stockton S. A. Allombert S. Gaston A. J. et Martin J. L. (2004), A natural experiment on the effects of high deer densities on the native flora of coastal temperate rain forests. *Biological Conservation*, 126, 118-128

Stroh N. Baltzinger C. Martin J.L. (2008), Deer prevent western redcedar (*Thuja plicata*) regeneration in old-growth forests of Haida Gwaii: is there a potential for recovery? *Ecol Manag*, 255, 3973–3979

Suominen O. Danell K. Bergstrom R. (1999), Moose, trees, and ground-living invertebrates : indirect interactions in Swedish pine forests. *Oikos*, 84, 215-226

Tremblay J.P. Huot J. Potvin F. (2006), Divergent nonlinear responses of the boreal forest field layer along an experimental gradient of deer densities. *Oecologia*, 150, 78-88

Valliergue L. (2004), Exploitation des cartes IGN de la série bleue (1:25000) de Miquelon révisées en 1986. ONF international

Viera V. (2003), Effets à long terme du cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) sur les communautés végétales d'Anticosti. Mémoire de Recherche, Université de Laval, Québec

Vila B. Guibal F. Torre F. et Martin J. L. (2004), Assessing spatial variation in browsing history by means of fraying scars, *Journal of Biogeography*, 31, pp. 987-995

Williamson M. ( 1996 ), *Biological Invasion*. Chapman and Hall.



## Analyses de données multivariées :

R Development Core Team (2008). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.

Dray, S. and Dufour, A.B. (2007): The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software*. 22(4): 1-20.

Chessel, D. and Dufour, A.B. and Thioulouse, J. (2004): The ade4 package-I- One-table methods. *R News*. 4: 5-10.

Dray, S. and Dufour, A.B. and Chessel, D. (2007): The ade4 package-II: Two-table and K-table methods. *R News*. 7(2): 47-52.



SPM Frag'iles association agréée au titre de l'environnement  
BP 4421 97500 Saint Pierre et Miquelon, [spm.fragile@yahoo.fr](mailto:spm.fragile@yahoo.fr)

## ANNEXE 2

Descriptif des stations d'échantillonnage (pages suivantes)

Stations de Saint-Pierre

STATION (SAINT-PIERRE)		SP1	SP2	SP3	SP4	SP5	SP6	SP7	SP8	SP9	SP10	SP11	SP12	SP13	SP14	SP15	SP16	SP17	SP18	SP19	SP20	SP21	SP22	SP23	SP24	SP25	
Invertébrés	Piégeage (0-1)	1	0	1	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
	Altitude (m)	10	41	86	58	72	90	59	97	84	88	69	79	4<0	43	50	76	88	68	72	70	100	60	87	20	20	
Topographie	Pente (0-3)	1	3	2	1	2	0	1	1	0	1	1	1	1	1	2	1	3	2	0	1	3	3	1	1	1	
	Exposition (NSEO)	NE	NO	E	O	E	O	O	N	/	N	SE	NE	S	E	NO	SO	NE	S	/	E	O	O	NE	O	N	
	Humidité (1-3)	2	1	1	1	1	1	1	2	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Sol	pH	4,8	5	5,3(	5	4,7	5,6	5,1	4,8	5,3	5,1	5,6	5,1	5,5	4,7	5,3	5,2	4,9	5,3	4,4	4,1	5,3	4,8	4,6	5,1	4,6	
	Type de formation (1-3)	2	3	3	3	2	3	1	3	3	1	2	2	1	1	1	2	2	1	2	1	3	1	2	1	3	
Végétation	Densité de régénération de sapin (semis) (0-	3	1	3	1	3	1	3	2	1	3	2	1	1	3	1	2	2	1	2	3	1	1	1	1	1	
	Densité de régénération de sapin (végétatif)	0	2	1	1	0	3	0	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	
	Altération du milieu (1-5)	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2*	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	3	3	2	2	2	
	Présence de cerf (0-1)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cerf/lièvre	Densité supposée de cerf (0-2)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Densité supposée de lièvre (0-2)	1	1	2	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	2	1	
	IA cerf (1-4)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	IA lièvre (1-4)	4	0	4	4	4	2	4	0	4	4	4	4	0	4	2	3	4	4	4	4	0	4	4	4	4	4

Stations de Miquelon

STATION		M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11	M12	M13	M14	M15	M16	M17	M18	M19	M20	M21	M22	M23	M24	M25	
Invertébrés	Piégeage (0-1)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	
Topographie	Altitude (m)	36	43	58	80	101	115	109	118	69	84	38	22	19	9	22	13	23	125	126	63	90	152	9	19	33	
	Pente (0-3)	0	0	0	2	0	0	0	0	1	2	0	1	2	0	2	0	0	2	2	2	3	1	1	0	0	
	Exposition (NSEO)	/	/	/	SO	/	/	/	/	NO	N	/	N	NE	/	N	/	/	N	SE	N	NO	E	N	/	/	
Sol	Humidité (1-3)	2	2	1	1	2	1	1	2	1	2	1	1	2	1	1	2	1	1	1	2	1	1	1	1	1	
	pH	5,1	4,5	5,3	4,9	5,3	4,8	5,3	4,9	4,7	4,8	4,5	4,2	4,6	4,8	4,8	4,6	4,6	5	4,7	4,8	4,6	4,5	5,1	5,1	5,2	
Végétation	Type de formation (1-3)	1	2	1	1	3	1	3	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	3	1	1	1	
	Densité de régénération de sapin (semis) (0-3)	0	0	0	0	0*	0	0	0	2	1	1	1	3	0	3	1	0	1	0	1	1	1	1	1	3	
	Densité de régénération de sapin (végétatif) (0-3)	0	1	0	1	2	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	2	0	
	Altération du milieu (1-5)	3	2	3	2	2	2	2	2	2	1	2	1	3	2	3	1	3	3	1	2	3	3	3	3	2	2
Cerf/lièvre	Présence de cerf (0-1)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	Densité supposée de cerf (0-2)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	1	1	1	
	Densité supposée de lièvre (0-2)	2	1	1	1	1	1	2	1	2	1	1	2	1	2	2	1	2	2	1	1	1	2	1	1	1	
	IA cerf (1-4)	1	4	1	4	4	3	0	4	3	3	3	3	3	3	2	4	3	3	4	4	0	4	0	2	4	4
	IA lièvre (1-4)	0	2	0	4	2	3	2	0	3	3	3	3	1	3	4	4	2	0	4	4	2	0	3	4	4	4

Stations de Langlade

STATION		L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8	L9	L10	L11	L12	L13	L14	L15	L16	L17	L18	L19	L20	L21	L22	L23	L24	L25
Invertébrés	Piégeage (0-1)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Altitude (m)	27	41	141	134	75	87	143	60	153	149	140	68	74	24	33	76	96	52	89	55	43	72	106	100	97
Topographie	Pente (0-3)	0	0	1	2	1	1	3	3	3	0	2	3	2	3	2	0	2	1	2	2	2	2	1	0	0
	Exposition (NSEO)	/	/	E	E	S	S	SE	E	E	/	NO	E	NE	NE	NO	/	NE	SE	SO	N	NO	SO	O	/	/
Sol	Humidité (1-3)	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	2	1	1
	pH	4,6	4,9	5,5	4,8	4,8	4,6	5,4	5,3	4,9	4,8	4,6	5,1	5,3	5,1	5,1	4,8	5,3	5	4,7	5,1	4,8	4,3	4,6	5,1	4,8
Végétation	Type de formation (1-3)	1	3	2	1	1	2	2	2	2	3	2	1	1	2	1	2	1	2	3	1	1	2	3	3	1
	Densité de régénération de sapin (semis) (0-3)	0	1	1	1	1	0	1	2	1	0	2	1	1	0	3	2	1	0	1	0	1	1	0	0	0
	Densité de régénération de sapin (végétatif) (0-3)	1	2	1	0	1	1	2	0	0	0	0	0	0	2	0	1	1	0	1	0	0	1	1	0	1
	Altération du milieu (1-5)	3	2	3	3	3	2	2	2	3	3	2	3	3	2	2	2	2	3	2	3	3	3	3	3	2
Cerf/lièvre	Présence de cerf (0-1)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Densité supposée de cerf (0-2)	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2
	Densité supposée de lièvre (0-2)	1	1	1	1	2	2	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	2	2	2	2	2
	IA cerf (1-4)	4	0	0	0	0	0	3	2	0	0	3	3	3	0	2	4	2	0	0	3	3	3	3	4	4
	IA lièvre (1-4)	4	0	3	0	2	3	0	3	0	0	3	3	0	0	2	4	0	3	3	0	2	3	3	4	4

## ANNEXE 3

### Liste des plantes observées (ordre alphabétique)

Nom Commun	Nom latin	Abbréviation
Airelle à feuilles étroites (bleuet)	<i>Vaccinium angustifolia</i>	bleuet
Airelle vigne d'ida	<i>Vaccinium vitis idaea</i>	airelle_vdi
Amélanchier sp.	<i>Amelanchier sp.</i>	Amel
Andromède sp.	<i>Andromeda glaucophylla</i>	-
Aralie à tige nue	<i>Aralia nudicaullis</i>	aralie
Aster	<i>Aster sp.</i>	Aster
Aulne crispé	<i>Alnus crispa</i>	auln
Bouleau à papier	<i>Betula papyrifera</i>	boul
Bouleau jaune	<i>Betula alleghaniensis</i>	-
Bouleau nain	<i>Betula pumila</i>	-
Camarine noire	<i>Empetrum nigrum</i>	-
Carex sp.	<i>Carex sp.</i>	-
Cassandre caliculé	<i>Chamaedaphne calyculata</i>	-
Cerisier de Virginie	<i>Prunus virginiana</i>	-
Clintonie boréale	<i>Clintonia borealis</i>	Clayt
Coptide du Groënland	<i>Coptis trifolia</i>	-
Cornouiller du Canada	<i>Cornus canadensis</i>	corn
Dryoptère spinuleuse	<i>Dryopteris spinulosa</i>	dryo
Épinette blanche	<i>Picea glauca</i>	epb
Épinette noire	<i>Picea mariana</i>	epn
Érable à épis	<i>Acer spicatum</i>	-
Framboisier sp.	<i>Rubus sp.</i>	Framb



Gadelier glanduleux	<i>Ribes glandulosum</i>	-
Gaulthérie hispidule	<i>Gaultheria hispidula</i>	-
Graminées	-	gram
If du Canada	<i>Taxus canadensis</i>	-
Iris versicolore	<i>Iris versicolor</i>	-
Jonc	<i>Juncus effusus</i>	-
Kalmia à feuilles étroites	<i>Kalmia angustifolia</i>	kalm
Linnée boréale	<i>Linnea borealis</i>	-
Lycopode innovant	<i>Lycopodium annotinum</i>	-
Maianthème du Canada	<i>Maianthum canadense</i>	maian
Myrique baumier	<i>Myrica gale</i>	-
Némopanthe muconé	<i>Nemopanthus mucronata</i>	nemo
Osmonde cannelle	<i>Osmunda cinnamomea</i>	osmond
Oxalide de montagne	<i>Oxalis montana</i>	-
Prêle sp.	<i>Equisetum</i>	-
Préanthe trifoliolé	<i>Prenanthes trifoliolata</i>	preanth
Pyrole à une fleur	<i>Moneses uniflora</i>	-
Sanguisorbe du Canada	<i>Sanguisorba canadensis</i>	-
Sapin Baumier	<i>Abies Balsamea</i>	sab
Sorbier d'Amérique	<i>Sorbus americana</i>	sorb
Thé du Labrador	<i>Ledum groenlandicum</i>	ledon
Trientale boréale	<i>Trientalis borealis</i>	trient
Verge d'or à grande feuilles	<i>Solidago macrophylla</i>	-
Violette sp.	<i>Viola sp.</i>	-
Viorne cassinoïde	<i>Viburnum cassinoides</i>	vior

## ANNEXE 4

### Liste des oiseaux observés

Nom français	Nom latin
<i>Dans le rayon de 50 mètres</i>	
Moucherolle à ventre jaune	<i>Empidonax flaviventris</i>
Moucherolle tchébec	<i>Empidonax minimus</i>
Geai bleu	<i>Cyanocitta cristata</i>
Cornelle d'Amérique	<i>Corvus brachyrhynchos</i>
Grand corbeau	<i>Corvus corax</i>
Mésange à tête brune	<i>Poecile hudsonicus</i>
Sitelle à poitrine rousse	<i>Sitta canadensis</i>
Troglodyte mignon	<i>Troglodytes troglodytes</i>
Roitelet à couronne dorée	<i>Regulus satrapa</i>
Roitelet à couronne rubis	<i>Regulus calendula</i>
Grive à joues grises	<i>Catharus minimus</i>
Grive à dos olive	<i>Catharus ustulatus</i>
Grive solitaire	<i>Catharus guttatus</i>
Merle d'Amérique	<i>Turdus migratorius</i>
Paruline jaune	<i>Dendroica petechia</i>
Paruline à couronne rousse	<i>Dendroica palmarum</i>
Paruline rayée	<i>Dendroica striata</i>
Paruline noir et blanc	<i>Mniotilta varia</i>
Paruline des ruisseaux	<i>Seiurus noveboracensis</i>
Paruline triste	<i>Oporornis philadelphia</i>
Paruline masquée	<i>Geothlypis trichas</i>



SPM Frag'iles association agréée au titre de l'environnement  
BP 4421 97500 Saint Pierre et Miquelon, [spm.fragile@yahoo.fr](mailto:spm.fragile@yahoo.fr)

Bruant des prés	<i>Passerculus sandwichensis</i>
Bruant fauve	<i>Passerella iliaca</i>
Bruant des marais	<i>Melospiza georgiana</i>
Bruant à gorge blanche	<i>Zonotrichia albicollis</i>
Junco ardoisé	<i>Junco hyemalis</i>
Durbec des sapins	<i>Pinicola enucleator</i>

***Au delà de 50 mètres (espèces supplémentaires)***

Pic à dos noir	<i>Picoides arcticus</i>
Pic flamboyant	<i>Colaptes auratus</i>

## ANNEXE 5

### Fiches de terrain utilisées

RELEVÉ PHYTOSOCIOLOGIQUE		SPM 2010			
Île :	SOL	Niveau d'abrouit. :	Hauteur du peuplement dominant (m) :	Espèce abrouitée ? (0 - C - L - CL)	Coeff Braun-Blanquet
Station :	Texture :				
Date :	pH :				
Observateur :					
<b>Strate arborescente ( &gt;3m )</b>					total strate (%)
<i>Ligneux adultes</i>					
<b>Strate arbustive (50cm à 3m)</b>					total strate (%)
<i>Ligneux adultes d'app qui ne dépassent pas 3m, jeunes arbres en croissance, ligneux abrouités...</i>					
<b>Strate herbacée (5-50cm)</b>					total strate (%)
<i>Fougères, graminées, fougères, fleurs, semis, ligneux abrouités...</i>					
<b>Strate muscinale</b>					total strate (%)
<i>Mousses, hépatiques, Tourbe</i>					



## ANNEXE 6

# Étude préliminaire au suivi de l'impact du rat surmulot (*Rattus norvegicus*) sur les populations d'oiseaux nicheuses de la Vallée du Milieu (Saint-Pierre)

### *Objectifs de l'étude*

La Vallée du Milieu est une zone humide d'environ 10,5 hectares parsemée d'étangs et de patches de sapinières basses et naines, située à proximité de la ville de Saint-Pierre. Elle comporte une diversité d'habitats humides remarquables qui attirent une avifaune particulièrement variée. C'est un secteur peu bâti, mais la proximité des habitations et la présence d'enclos à chevaux favorise la fréquentation humaine (promenade), et la présence de prédateurs envahissants tels que le rat surmulot (*Rattus norvegicus*). Ces derniers sont connus pour prédater les œufs d'oiseaux mais également les adultes, même si cela est particulièrement connu chez les oiseaux marins (Courchamp *et al.*, 2003 ; Bourgeois, 2004). Le but de ce travail préliminaire était d'obtenir de premières informations sur l'existence ou non d'un impact préjudiciable des rats sur les oiseaux nichant dans ce secteur particulièrement riche de Saint-Pierre. En fonction de ces premiers résultats, il pourra être décidé d'approfondir ce travail (notamment en appliquant une plus forte pression de capture et des réplicats dans l'espace), et / ou de prendre les éventuelles mesures de gestion nécessaires pour contrôler la population de rats dans ce secteur, si l'impact est jugé important.

### *Méthodologie*

Le piégeage de rats surmulots (*Rattus norvegicus*) est réalisé à l'aide d'un quadrat de 100 mètres par 100 mètres (1ha), composé de 20 tapettes espacées de 20 mètres les unes des autres (coordonnées GPS dans le tableau 1). L'emploi de tapettes se justifie par

la nécessité de récupérer les contenus stomacaux des individus capturés, les tuer permettant de stopper leur digestion. L'appât employé est le beurre d'arachide, particulièrement attractif (odorant) et résistant aux intempéries.

Le quadrat, fixe, est déposé pour cinq nuits par session de piégeage dans la zone d'étude. La superficie (100m<sup>2</sup>) a été définie dans le but d'optimiser l'efficacité du piégeage et la rigueur statistique de l'échantillonnage, à partir du nombre de tapettes disponibles, et des caractéristiques de la Vallée du Milieu en termes de couverture végétale, et d'utilisation humaine de l'espace. En effet, une partie importante de la superficie de la Vallée du Milieu est recouverte d'étangs, d'enclos à chevaux, et de chemins de promenade. Afin d'éviter tout dérangement de l'opération par les passants, il a été nécessaire de définir une surface dépourvue de fréquentation, et suffisamment étendue pour pouvoir y placer un quadrat de 100m x 100m composé de 20 tapettes, ce qui représente une précision d'échantillonnage statistiquement valable (D. Lacoste et L. Ruffino, com. pers.). D'après ces conditions, une parcelle a été sélectionnée (figure 1), recouverte pour moitié de sapinière basse, et de tourbières. Elle est composée d'habitats favorables à la nidification des espèces d'oiseaux potentiellement vulnérables à la prédation par les rats, c'est à dire les espèces nichant au sol ou à proximité du sol. La surface occupée par le quadrat est considérée représentative de l'ensemble de la zone d'étude.

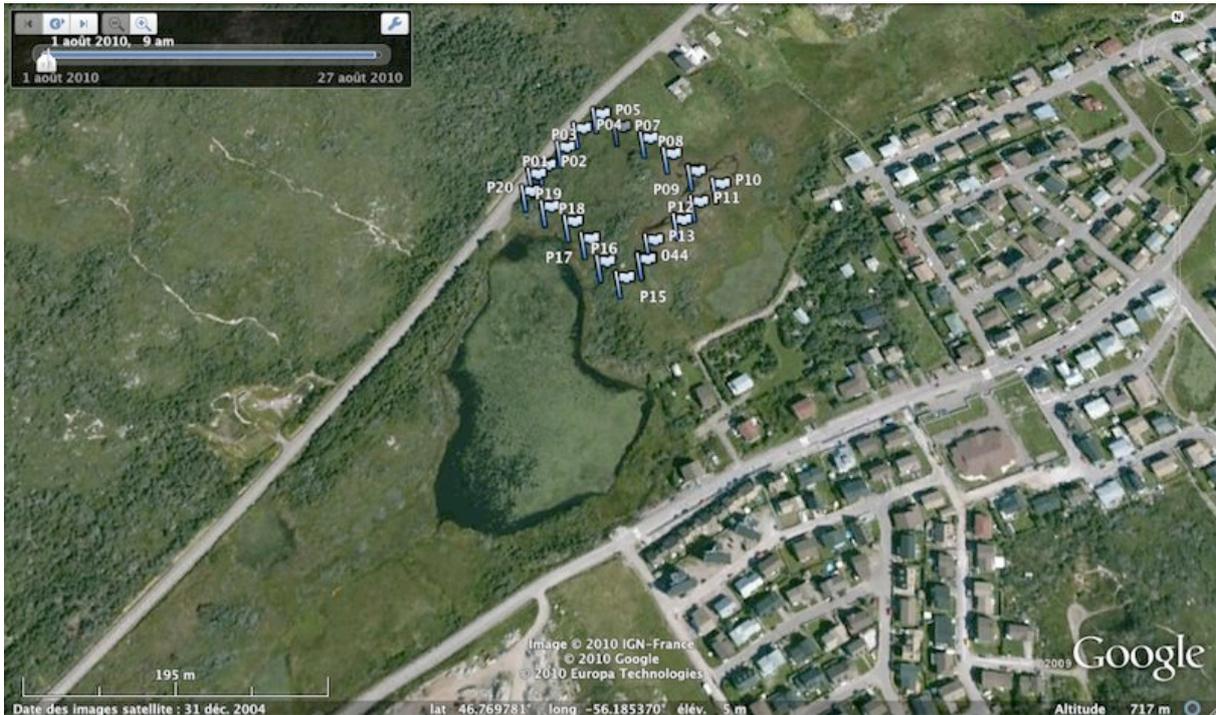
Les pièges sont relevés deux fois par jour (matin et soir), mais réarmés et réappâtés chaque soir uniquement, l'essentiel des captures se faisant la nuit (D. Lacoste et L. Ruffino, com. pers.). Le passage du matin sert seulement à récupérer les rats capturés et ainsi éviter leur destruction par un prédateur, ou la perturbation de l'opération par un passant par exemple.

Chaque jour, le nombre de captures et le nombre de pièges non fonctionnels est relevé.

Coordonnées GPS pièges	
Latitude Nord	Longitude Ouest
46,77094	56,18612
46,77101	56,18602
46,77115	56,18584
46,77129	56,18568
46,77141	56,18549
46,77131	56,18528
46,77122	56,18501
46,77111	56,18478
46,77098	56,18455
46,77088	56,18431
46,77074	56,18453
46,77061	56,1847
46,77046	56,18497
46,77033	56,18504
46,77019	56,18526
46,77031	56,18544
46,77047	56,18559
46,77059	56,18575
46,7707	56,18598
46,77081	56,18617

**Tableau 1 :** Coordonnées GPS (WGS 84) des pièges utilisés pour le quadrat en Vallée du Milieu

Dans l'idéal, ce protocole de piégeage devrait être répété plusieurs fois dans la saison, afin de lisser la variabilité des résultats imposée par un éventuel biais météorologique, notamment. De même répéter ce quadrat dans l'espace, en piégeant simultanément en différents endroits de la zone d'étude, permet de diminuer encore la marge d'erreur. Dans ce cas, il faut s'assurer que les quadrats sont bien indépendants les uns des autres (c'est à dire que les rats ne peuvent pas circuler d'un quadrat à l'autre). Toutefois cette année, le peu de personnel disponible (une personne), et le manque de temps à consacrer à cette opération n'ont permis la réalisation que d'une seule session en un seul emplacement, soit 5 nuits de piégeage du 28 juin au 2 juillet 2010.



**Figure 1** : localisation du quadrat de capture en Vallée du Milieu.

### *Analyse du régime alimentaire*

Le contenu stomacal de chaque rat capturé est analysé, à la recherche de traces de prédation d'oiseaux (plumes, coquilles d'œufs, os).

Toutefois, il est important de noter que le contenu stomacal d'un rat ne contient que les restes non digérés de la nourriture consommée quelques heures précédant la capture (L. Ruffino, com. pers.), et ne permet pas de définir si les éventuels restes d'oiseaux trouvés proviennent d'une prédation ou d'un comportement charognard. Dans ce dernier cas, l'impact sur l'avifaune est bien entendu nul. Les résultats concernant la prédation et l'impact potentiel sur les oiseaux nicheurs doivent donc être interprétés avec prudence, en tenant compte de ces limites.

Les espèces d'oiseaux dont les nichées sont à priori vulnérables à une prédation par les rats en Vallée du Milieu sont celles nichant au sol ou à proximité de celui-ci (buissons, branches basses). On peut notamment citer des espèces de passereaux très



abondantes comme le bruant fauve (*Passerella iliaca*), le bruant des prés (*Passerculus sandwichensis*), le bruant à gorge blanche (*Zonotrichia albicollis*), la paruline jaune (*Dendroica petechia*), le merle d'Amérique (*Turdus migratorius*), le quiscale bronzé (*Quiscalus quiscula*), mais aussi des limicoles comme la bécassine de Wilson (*Gallinago delicata*) ou le plus rare bécasseau minuscule (*Calidris minutilla*).

### *Estimation de l'abondance*

Le piégeage par quadrat de tapettes permet ensuite de calculer un indice d'abondance à partir des captures effectuées. Il s'agit d'une valeur relative, comparable dans le temps sur le même quadrat répété au cours de la saison, ou entre plusieurs stations si la pression de piégeage est identique.

La formule permettant le calcul de l'Indice d'Abondance (IA) est la suivante (Nelson & Clark, 1973) :

$$\mathbf{IA = 100 \times Nb\_Captures / (TU - S/2)}$$

Avec :

- $TU = P \times N$  (nombre de nuits – pièges, soit la pression de piégeage)
- $P$  = nombre de nuits de piégeage
- $N$  = nombre de pièges posés dans le quadrat
- $S$  = nombre total de pièges non fonctionnels (qui corrige donc la pression de piégeage  $TU$ )

Il convient de noter que l'espace vital des rats capturés dépasse les limites du quadrat de 100m x 100m. C'est pourquoi il est peu rigoureux d'estimer une densité en rapportant le nombre de captures à la surface de piégeage. Toutefois, cette donnée,

restant relative, peut servir à comparer les résultats dans le temps, et dans l'espace si par la suite d'autres sessions de piégeage sont réalisées dans d'autres habitats.

## **Résultats**

Seulement 6 rats surmulots ont été capturés sur les 5 nuits de piégeage. Sur l'ensemble de la session de capture, on obtient donc 1,2 rat capturé par nuit, et une moyenne de 1,2 captures théoriquement manquées par nuit (piège déclenché / appât consommé, mais pas de rat capturé). Toutefois on ne peut omettre le déclenchement éventuel du piège et / ou la consommation de l'appât par un autre animal. Il est à noter que le beurre d'arachide semble attirer très fortement les limaces, à tel point qu'environ la moitié des appâts en était partiellement ou totalement recouverts à chaque passage de l'observateur. Sur les 5 nuits de piégeage, 2 pièges ont été retrouvés renversés, un appât a été entièrement consommé par des limaces, un piège a été retrouvé flottant dans une flaque après une forte pluie, un piège a été déclenché par un oiseau (fort probablement un corvidé d'après une plume trouvée à proximité), un piège a été avec certitude déclenché par un rat mais sans aboutir à sa capture (présence de sang en abondance). Ces éléments permettront par la suite si l'opération est reconduite, de placer dans la mesure du possible les pièges de façon à éviter ces biais et optimiser les chances de capture.

Les rats capturés (1 femelle, 5 mâles) mesurent de 17 à 25 cm (moy=20cm), et pèsent de 200 à 400g (moy=262g). La femelle présentait 13 embryons.

L'analyse du contenu stomacal des rats capturés n'a pas permis de mettre en évidence de consommation d'oiseaux (photos 1). La matrice des échantillons récoltés (n=6) était composée majoritairement d'un mélange de beurre d'arachide (appât) et d'une chair blanchâtre et fibreuse rappelant celle de crustacés, ce qui laisse à penser que ces rats s'alimentent à partir de déchets rejetés à proximité. Il semble également que ces rats disposent d'un domaine vital très étendu dépassant les limites de la Vallée du Milieu, car aucune zone de rejets de ce type de déchets n'a pu être localisée dans la zone d'étude.





**Photos 1 :** Contenus stomacaux de 4 des rats capturés en Vallée du Milieu. L'appât (beurre d'arachide) apparaît en orangé.

Les restes de matière végétale retrouvés dans les échantillons de contenus stomacaux sont très rares, ce qui laisse également à penser que ces rats trouvent une abondante source d'alimentation d'origine animale hors oiseaux.

D'après la formule de Nelson & Clark, on obtient un taux de capture corrigé (indice d'abondance IA) de 5,43 %. Ce taux représente la valeur comparable dans le temps sur ce même quadrat, et permet donc de suivre l'évolution de la densité de rats sur ce secteur en comparant les différentes valeurs d'indice obtenues. Pour cet indice 2010, il faut tenir compte du fait que la mesure n'a pas été répétée dans la saison.

Obtenir des données sur la densité de rats en Vallée du Milieu n'est pas possible à partir de captures par tapettes, car cette méthode implique le retrait des individus capturés du milieu. Ce type d'analyse doit se faire à partir de données de capture – marquage – recapture. Des modèles existent afin d'extrapoler les données de densité obtenues à la taille réelle estimée de la population. Réaliser en parallèle un suivi du succès reproducteur des espèces d'oiseaux potentiellement prédatées dans des secteurs avec et des secteurs sans rats permettrait d'estimer l'impact de ces derniers sur l'avifaune. Il convient néanmoins de tenir compte du biais important qui peut être lié à une prédation des nichées par d'autres animaux (corvidés notamment).

### **Références :**

**Lacoste D.** (IMEP-CNRS), communication personnelle

**Ruffino L.** (IMEP-CNRS), communication personnelle

**Bourgeois K.** (2004), Ecologie et conservation d'un oiseau marin endémique de Méditerranée *Puffinus yelkouan*. Diplôme d'Etudes Supérieures. Université d'Aix-Marseille III

**Courchamp F. Chapuis J.L. Pascal M.** (2003), Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Review*, 78, 347–383

**Nelson L. Clark F.W.** (1973), Correction for sprung traps in catch-effort calculations of trapping results. *Journal of Mammalogy*, 54, 295-298