



COGEFOR

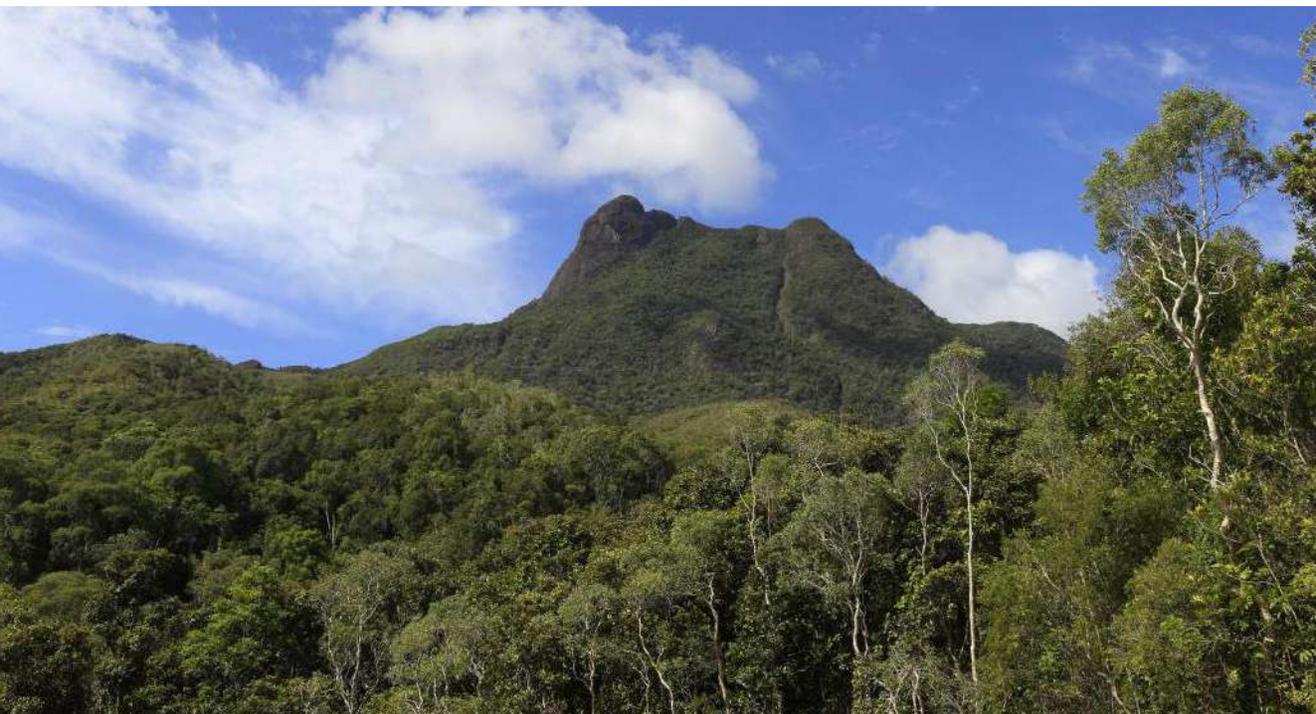
Rapport intermédiaire 2

**CONVENTION de partenariat
N°16C180**

COGEFOR

Connaissances et outils et pour la gestion conservatoire des forêts naturelles en province Nord

Octobre 2018



**Birnbaum Ph., Girardi J., Ibanez T., Vandrot H.,
Blanchard G., Justeau D. & Hequet V.**



La présente convention a pour ambition de compléter et transférer les résultats scientifiques acquis dans le cadre du partenariat Ecofor (2012-2015, conventions 12C114 & 14C396) aux gestionnaires et de les traduire en outils opérationnels dédiés à la conservation dans le cadre d'un partenariat tripartite entre la Province, l'IAC et le CIRAD. Ce partenariat s'appuie sur les acquis, les recommandations et les perspectives synthétisés dans l'ouvrage intitulé « Les Forêts de la province Nord – Synthèse des Connaissances 2012-2015 » publié aux éditions de l'IAC.

Cette nouvelle convention (COGEFOR) conduite dans le cadre d'un partenariat équivalent aura pour but la production de « **Connaissances et outils pour la gestion conservatoire des forêts naturelles en province Nord** ». Les activités permettront :

- de **poursuivre l'effort d'amélioration des connaissances** générales sur les forêts à l'échelle du territoire provincial de façon plus soutenue et durable,
- de **mettre en œuvre et de renforcer les dispositifs** permettant une meilleure compréhension des dynamiques forestières (suivi et expérimentation) notamment les placettes forestières,
- **d'assurer le renforcement et le soutien des capacités opérationnelles** des services (expertise, soutien technique, élaboration d'outil, etc.)
- globalement, d'appuyer la gestion des milieux naturels.

Le Projet COGEFOR est basé sur la caractérisation des forêts de la province Nord vis-à-vis de leurs particularités (endémisme, dynamique, diversité, adaptations) à des fins de gestion du patrimoine forestier naturel (conservation, connaissance, valorisation).



Conformément aux objectifs

du partenariat, la mise en place des nouvelles études (thèse sur l'aide à la décision, analyse des patrons de rareté et d'abondance) s'inscrit dans le renforcement global des connaissances sur les arbres et les habitats forestiers de la province Nord. L'acquisition de nouvelles données s'est ainsi combinée à la compilation de données issues de la littérature pour aborder avec plus de précisions l'origine, la distribution et l'écologie des espèces mais également l'organisation des habitats forestiers et leur intégration dans un contexte régional et mondial.

Etat d'avancement

Conformément aux recommandations émises dans l'ouvrage collectif **“Les Forêts de la province Nord – Synthèse des Connaissances 2012-2015”** (Bimbaum et al., 2015), un effort particulier est porté sur les forêts de basse altitude (hors forêts sèches) ainsi que sur les forêts sur substrats ultramafiques et calcaires, sous-représentées dans les collections et les inventaires forestiers.

Le renforcement des connaissances sur les arbres et les forêts s'est poursuivi au travers des efforts de capitalisation des données, de la mise en place de nouvelles parcelles et de la validation de la carte des forêts de la province Nord au 1:3000.

L'année 2017 a été marquée par la construction d'un nouveau sujet de doctorat et l'obtention d'un cofinancement Cirad/IAC qui vient s'ajouter au financement de Cogefor conformément à l'article 4.d de la convention. Ce doctorat a pour sujet la «*Modélisation spatiale des écosystèmes et résolution du problème de sélection de réserve : Une approche globale et flexible*». Issu de la biologie de la conservation, le problème de sélection de réserve offre une perspective méthodologique intéressante pour mieux aborder les enjeux liés à l'aménagement du territoire. Il consiste à sélectionner des zones clefs optimisées selon un (ou plusieurs) objectif(s) de conservation (e.g. maintien de la connectivité, maximisation de



la richesse spécifique, de la diversité phylogénétique) et en considérant certaines contraintes (e.g. économiques, écologiques, spatiales). Ce sujet de recherche est traité par M. Dimitri Justeau, inscrit au sein de l'école doctorale Gaia (Montpellier) et co-encadré par Ph. Birnbaum (Cirad-Amap) et X. Lorca (Ecole des mines).

Le réseau NC-PIPPN continue de s'étendre et devient de plus en plus représentatif de la diversité des forêts de la Nouvelle-Calédonie. Aujourd'hui il contient une collection d'environ 450 communautés d'arbres réunissant ainsi près de 65 000 individus-arbres géo-référencés pour plus de 950 espèces d'arbres, 275 genres et 99 familles. En plus de constituer une collection unique qui reflète la variabilité de l'assemblage des communautés d'arbres, cette collection permet de mieux cerner le profil des espèces d'arbres notamment leur rareté, notion extrêmement complexe qui combine à la fois la fréquence géographique, l'étendue de la niche écologique et la taille de la population.

En parallèle de ces parcelles, nous compilons de nombreuses sources de données provenant de la littérature, des herbiers ou encore des inventaires dont ceux mis en place sur le portail niamoto afin de capitaliser les occurrences des espèces d'arbres et ainsi de mieux cerner leur profil environnemental.

Néanmoins alors que la notion d'espèce reste un concept taxinomique flou dont les limites évoluent selon les auteurs et les méthodes, nous mettons aujourd'hui davantage l'accent sur la mesure des traits fonctionnels qui permettent d'opérer des regroupements entre différents taxons vis-à-vis des fonctions qu'ils remplissent.

Comme prévu dans la convention, nous avons analysé les données micro-climatiques issues des 40 stations déployées le long de la transversale entre Poya et Ponérihouen en passant par le sommet de l'Aoupinié. Cette série de données montre que le micro-climat évolue à la fois dans le temps et dans l'espace selon des amplitudes très élevées ce qui conditionne en partie la composition floristique des communautés d'arbres. L'utilisation des traits fonctionnels s'avère particulièrement efficace pour distinguer les groupes d'espèces selon leur sensibilité à l'aridité.





1. Les forêts de la province Nord

1.1. Carte des forêts de la province Nord

La carte des forêts repose sur des méthodes automatisées et manuelles entrecoupées de plusieurs phases de validation. Pour aboutir à une carte des formations arborées à très haute résolution (1:3000), notre travail s'est appuyé sur les données cartographiques antérieures, en intégrant la cartographie des unités de végétation effectuée par le CTFT (Cherrier, 1991), la carte d'occupation du sol réalisée par seuillage automatisé d'images satellitaires Spot (DTSI, 2009), la cartographie de la végétation des milieux ultramaïques de la Province Nord (Barrière et al., 2007, 2008) ou encore la photo-interprétation réalisée au 1:30000ème à partir des orthophotos (DITTT - Province Nord) et des emprises des images SPOT5 (DTSI) pour les zones non couvertes par les premières (Dartis 2010). La compilation de ces sources de données a permis de construire un support cartographique à partir duquel nous avons entrepris la digitalisation par photo-interprétation de chaque polygone à l'échelle de 1:3000, le contrôle de la topologie, l'uniformisation des fusions et de la fragmentation ou encore la validation de notre production.

La digitalisation s'appuie sur l'expertise écologique en faisant intervenir des concepts liés à la probabilité d'une jeune forêt de s'inscrire dans un processus de la succession forestière. Pour plus d'informations, il convient de prendre lecture des rapports précédents, notamment le livre sur les forêts humides de la province Nord (Birnbaum et al., 2015) qui détaille les principes de la délimitation des formations arborées. En résumé, nous considérons toutes les formations arborées comme des forêts quelle que soit leur composition floristique, à l'exception des formations artificielles (plantations, savanes & invasions biologiques). Vues depuis le ciel, les forêts prennent la forme d'ensembles de végétation formés d'un couvert arboré plus ou moins continu et composés d'un assemblage de couronnes d'arbres contiguës. Ces forêts présentent un grain de canopée irrégulier qui reflète à la fois l'hétérogénéité



du mélange d'arbres (constitué d'espèces différentes ayant de petites, moyennes ou grandes couronnes avec une gamme étendue de tons de vert), et celle des trouées causées par la mort (volis) ou la chute (chablis) des arbres les plus âgés. Ce grain hétérogène s'oppose nettement au grain plus lisse et homogène des formations arbustives telles que les maquis et les savanes. Si ce grain de forêt est relativement simple à délimiter, l'expertise devient délicate dès lors qu'il convient de classer une formation arborée composée d'un mélange entre un faciès naturel dégradé et une formation artificielle entretenue par l'homme telle que les savanes à niaoulis. Dans ces cas, l'expertise s'appuie sur d'autres critères tels que la distance à la forêt ou aux habitations. Dès que ces formations s'inscrivent dans une continuité de forêts non-ambigüe, par exemple dans les talwegs, elles sont incluses dans la digitalisation en les considérant comme des jeunes forêts. Au contraire, celles qui sont isolées dans le paysage, à proximité des habitations ou éloignées des forêts naturelles sont exclues de la digitalisation.

1.2. Méthodes de digitalisation

L'intégralité de l'emprise géographique de la province Nord a été balayée à l'échelle du 1:3000 dans le but de détecter les nouveaux fragments non inclus dans les anciennes cartographies et de modifier le contour des anciens fragments en conformité avec l'expertise appliquée. Le contour de tous les polygones issus des cartographies antérieures a été systématiquement redessiné même s'il se superpose fidèlement au contour actuel afin d'assurer une digitalisation homogène au 1:3000 et une fréquence régulière des points. La digitalisation a été réalisée via le logiciel Qgis (v2.8) connecté à une base de données spatiales (PostgreSQL/PostGis) sur l'OS-Linux (Ubuntu 16.04LTS) installé sur un ordinateur puissant (processeur intel i7) disposant de 16 giga de Ram, d'une carte graphique accélératrice (NDVIA), d'un écran graphique (Asus) calibré par un colorimètre (Spyder) et couvrant 100 % du gamut sRGB et d'une tablette à digitaliser (Wacom).

La digitalisation a d'abord été réalisée pour chaque massif orographique ([Chartendraul & Barré, 2005, 2006](#)). Les emprises de chacun de ces massifs ont été digitalisées par 14 opérateurs différents avant d'être réunies, fusionnées et vérifiées par l'opérateur principal en charge de la digitalisation (J. Girardi). A l'issue de la digitalisation, les erreurs de topologie (e.g. dépassement, chevauchement, entrecroisement, doublons, géométrie invalide,



polygones multi-parties, pseudo-noeud, inclusion des anneaux) ont été corrigées. Par ailleurs, la distance minimale entre tous les polygones pris deux par deux a été fixée à 10 m, ce qui signifie que les polygones forestiers séparés par un élément du paysage, qu'il soit naturel ou artificiel, d'une distance inférieure à 10 m ont été fusionnés. Le calcul de la fragmentation repose ainsi sur cette distance minimale de 10 m.

A l'issue de la digitalisation, tous les polygones ayant une superficie inférieure à 1 ha ont été vérifiés un par un afin de s'assurer que leur existence n'était pas le résultat d'une fusion ou d'un artefact de la digitalisation. Enfin la validation sémantique a fait appel à plusieurs jeux de données indépendants dans lesquels nous disposons d'une information textuelle identifiant l'habitat.

- Tout d'abord 362 polygones, identifiés comme incertains sur la digitalisation ou dont le support photographique ne permettait pas d'effectuer une distinction précise, ont été survolés par hélicoptère et validés par deux opérateurs indépendants.
- Près de 10000 spécimens d'herbiers (i.e. 9870 points) contenant dans la description de l'échantillon le terme non-ambigu de 'forêt humide' ont été projetés sur la digitalisation. Parmi les 3026 points qui n'interceptent pas les polygones de forêt, nous avons systématiquement vérifié les points collectés après la date de 2009, date postérieure à l'acquisition des orthophotos et à partir de laquelle tous les échantillons sont géo-référencés par des coordonnées GPS. Cette vérification a conduit à modifier le contour de 170 polygones.
- La distribution de 1425 points d'inventaires réalisés depuis 2009, soit en maquis soit en forêt humide, ont servi respectivement de révélateur négatif et positif. Trois points liés à la forêt et cinq points liés aux maquis ont permis de redessiner le contour des polygones de forêt.
- Enfin parmi un jeu de données transmis par la province Nord recensant 17313 points d'observations et une définition des habitats (maquis, forêt sèche, forêt littoral & forêt humide), 165 points polygones ont été redessinés.



1.3. État des forêts

En province Nord, la cartographie intègre 7168 polygones distants à minima de 10 m, les uns des autres. La superficie de ces polygones s'étale depuis moins d'un hectare jusqu'à plus de 88850 ha, les périmètres varient de 76 m à plus de 7400 km. Le ratio aire/périmètre évolue en fonction de la complexité de la forme du polygone. L'écart de la forme observée avec celle d'un cercle est calculé au travers du rapport entre le périmètre d'un cercle ayant une superficie égale à celle du polygone au périmètre réel du polygone. Plus le polygone est conforme à la forme circulaire plus ce ratio tend vers 1, c'est-à-dire qu'il représente 100 % de la forme circulaire. Globalement, les 3/4 des polygones de forêt ont une conformité au cercle supérieure à 50%. Les écarts avec la forme circulaire s'étagent ainsi entre 1,43 % pour le polygone le plus éloigné de la forme d'un cercle jusqu'à des polygones qui se rapprochent à plus de 98% de l'optimisation d'un cercle (Figure 1). Plus les polygones ont une superficie élevée plus ils s'écartent du modèle circulaire et forment des dendrites que l'on trouve généralement en forte concentration dans les talwegs.

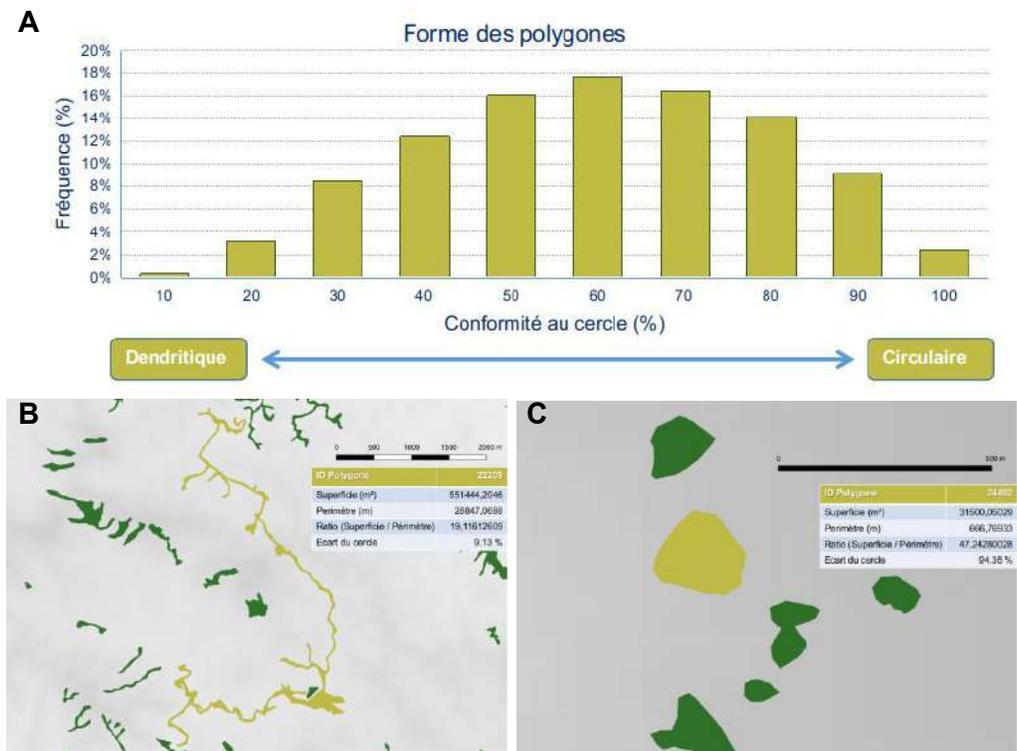


Figure 1 : A. Distribution de la forme des polygones au regard de la conformité à la forme

circulaire. Exemples contrastés de la forme des polygones, **B.** dendrite présentant une conformité à la forme circulaire de seulement 9,13 %. **C.** Polygone pseudo-circulaire se rapprochant à 94,36 % du ratio superficie:périmètre d'un cercle

Au total les formations arborées couvrent plus de 3544 km² soit environ 49% de la superficie de la province Nord. Néanmoins ces formations arborées sont fortement découpées. Plus des 2/3 des polygones ont une superficie inférieure à 5 ha et plus de 98% des polygones ne dépassent pas la superficie de 100 ha pour un total d'environ 496 km², soit un peu plus de 14 % de la superficie totale. A l'opposé, seulement 128 fragments ont une superficie supérieure à 100 ha. La distribution de la superficie des polygones témoigne de l'extrême fragmentation de ces formations, notamment à basse altitude sur la côte-ouest (Figure 2).

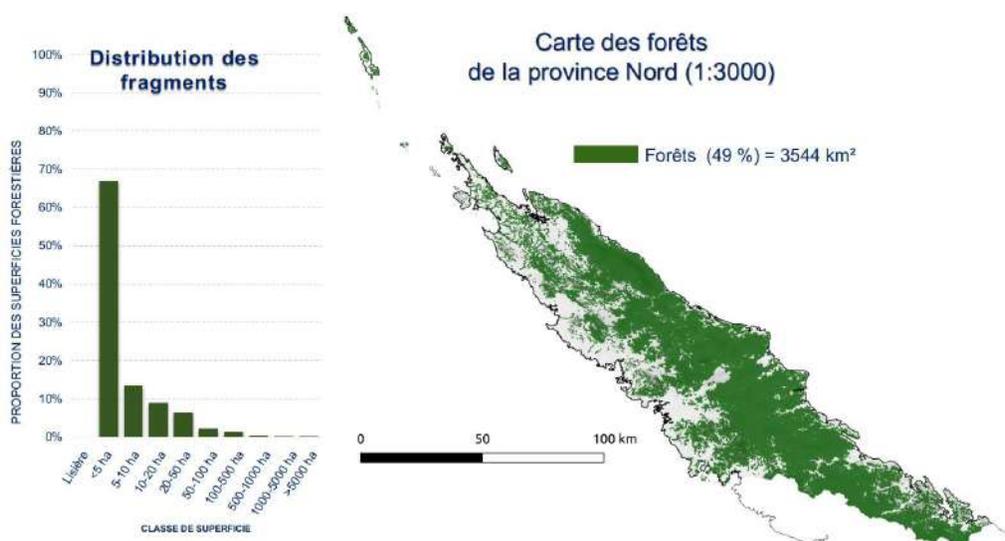


Figure 2 : Distribution des fragments forestiers en province Nord

Ce constat devient alarmant dès qu'il s'agit d'identifier la forêt de cœur ou forêt patrimoniale, c'est-à-dire les formations arborées qui sont exemptes des effets de la lisière. La lisière est une interface naturelle entre le milieu forestier et l'extérieur. Si la forêt est considérée comme une maison, alors la canopée peut être considérée comme le toit et la lisière serait le mur extérieur. Cette lisière constitue une forêt à la fois très différente de la matrice extérieure et de la forêt qui se situe au centre des fragments forestiers que l'on qualifie ainsi de «forêt de cœur». La densité, la richesse, la biomasse et la proportion des espèces/arbres zoochores (dispersés par les animaux) y sont plus faibles (Ibanez et al., 2017). Cet effet de réduction des paramètres forestiers se



propage de manière graduelle depuis la périphérie jusqu'au-delà de 100 m vers le cœur de la forêt (Figure 3). D'autres études montrent que cet effet de la lisière agit à des distances supérieures : > 200 m sur la densité, la richesse, la diversité et la biomasse des arbres dans les forêts de la Tanzanie (Kacholi, 2014), jusqu'à 300 m sur la mortalité des plus grands arbres des forêts amazoniennes (Laurance et al., 2000a), jusqu'à 500 m pour la pénétration des espèces exotiques végétales (Laurance et al., 2000b), au-delà d'1 km lorsqu'il s'agit de mesurer le degré de dessiccation de la canopée du fait des vents latéraux (Briant et al., 2010) et jusqu'à 2-5 km pour les effets indirects (Laurance et al., 2000b).

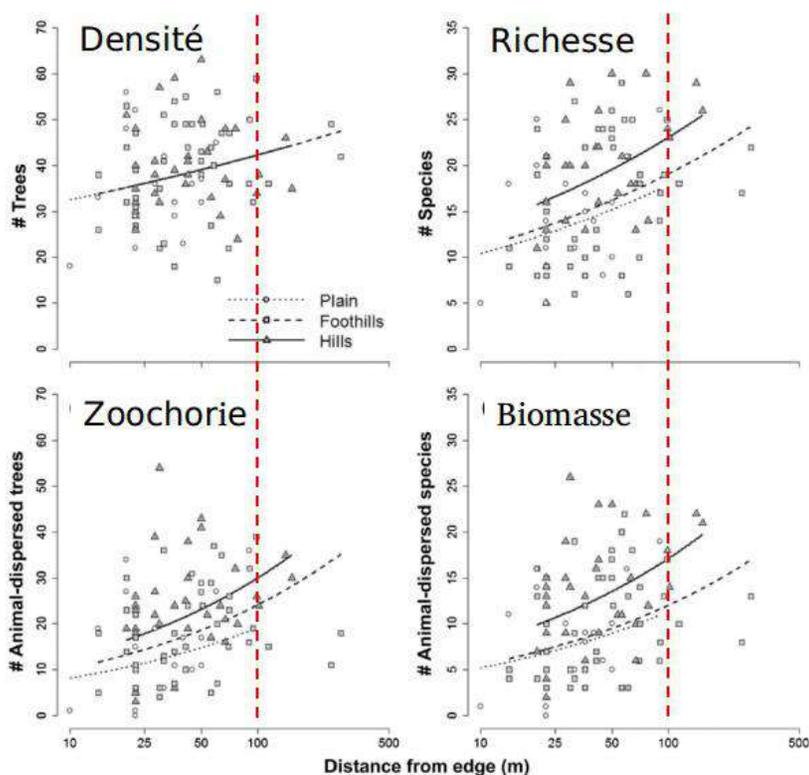


Figure 3 : Évolution de la structure et de l'assemblage des communautés d'arbres selon la distance à la lisière (Ibanez et al., 2017)

Étant donné que l'intervalle 100-300 m est communément rapporté dans la littérature, nous pouvons le considérer comme un intervalle réaliste pour mesurer l'effet de la lisière sur les forêts de la Nouvelle-Calédonie. Dans un contexte aussi fragmenté que celui des forêts de la Nouvelle-Calédonie, cet effet de la lisière borné à 100 m par un scénario "optimiste" et à 300 m par un scénario "pessimiste" produit une image bien différente de l'état de

conservation des forêts.

Alors que la digitalisation de la forêt compte 7168 fragments pour une superficie cumulée de 3544 km², l'application d'une lisière de 100 m selon le scénario optimiste ne retient plus que 979 fragments pour une surface de 1364,5 km² tandis que le scénario pessimiste (300 m) réduit ce nombre à seulement 52 fragments forestiers exempts des effets de la lisière couvrant une superficie de seulement 460,5 km². Dans ce cas la forêt est constituée à 13% par de la forêt de cœur et à 87 % par de la forêt de lisière. La part occupée par la forêt de cœur diminue à mesure que la fragmentation augmente. En effet si un fragment théorique circulaire d'un rayon de 33,587 km représente une superficie totale de 3544 km équivalente à la superficie forestière actuelle, la forêt de lisière représenterait, selon le scénario pessimiste (= lisière 300 m), seulement 63 km² tandis que la forêt de cœur couvrirait 3481 km². Dans ce cas théorique, le ratio L:C (forêt de Lisière : forêt de Cœur) serait de seulement 0,018 au lieu du ratio observé de 6,7. A elle-seule l'extrême fragmentation des forêts de la province Nord multiplie par 370, les effets de la lisière. C'est ainsi que les forêts de cœur occupent des superficies croissantes en fonction du scénario utilisé (Figure 4 & 5).

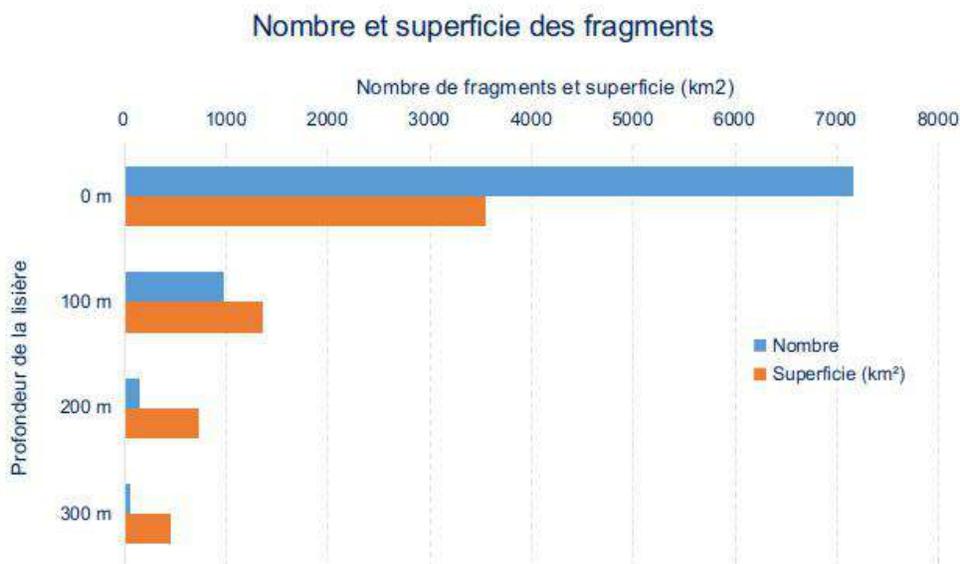
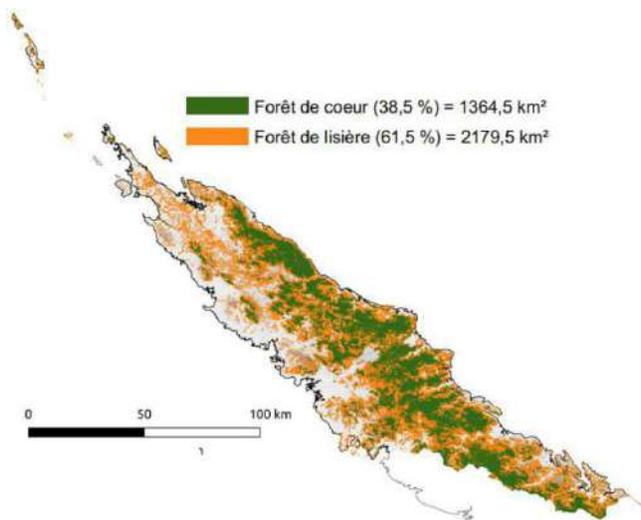


Figure 4 : Évolution du nombre et de la superficie des fragments forestiers selon la profondeur des effets de lisière

Lisière = 100 m



Lisière = 300 m

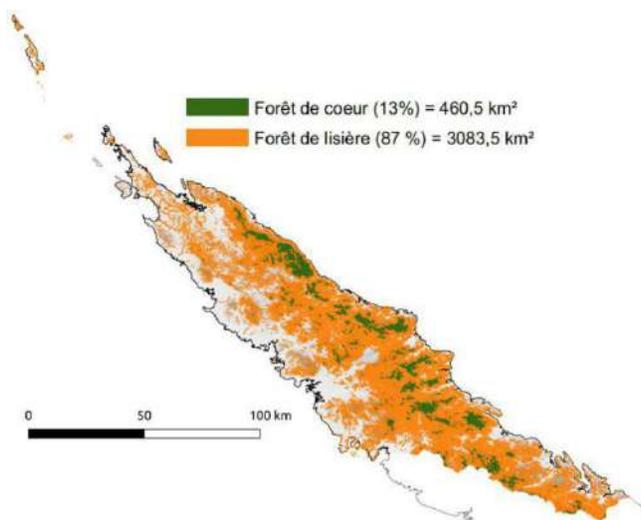
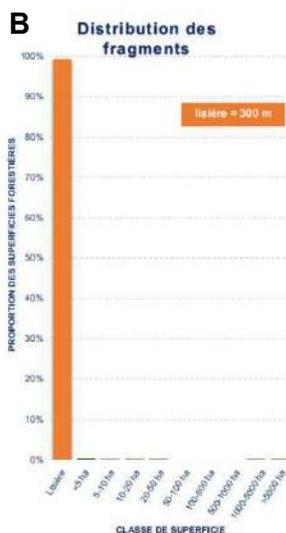


Figure 5 : Distribution des fragments forestiers selon la profondeur des effets de lisière ;
A. scénario optimiste (lisière = 100 m); B. scénario pessimiste (lisière = 300 m)

2. Le réseau des inventaires forestiers et des parcelles permanentes de Nouvelle-Calédonie (NC-PIPPN)

Le dispositif NC-PIPPN s'enrichit de 3 nouvelles parcelles : Paéoua, Arago et Kataloupaï qui viennent renforcer la représentativité du dispositif à l'échelle de la Grande Terre (Figure 6). La diversité édaphique s'étoffe puisque deux de ces parcelles sont situées sur substrat ultramafique : Kataloupaï et Paéoua. La seule parcelle située jusqu'alors sur ce type de substrat était Wékori située à 65 m d'altitude. L'amplitude altitudinale des parcelles (UM tout spécialement) s'élargit avec la parcelle de Paéoua située à 1080 m et qui surplombe celle de l'Aoupinié (893 m) jusqu'alors la plus haute (Figure 7). Arago quant à elle fait grimper la richesse spécifique maximale observée à 111 espèces devant Bouirou (103).

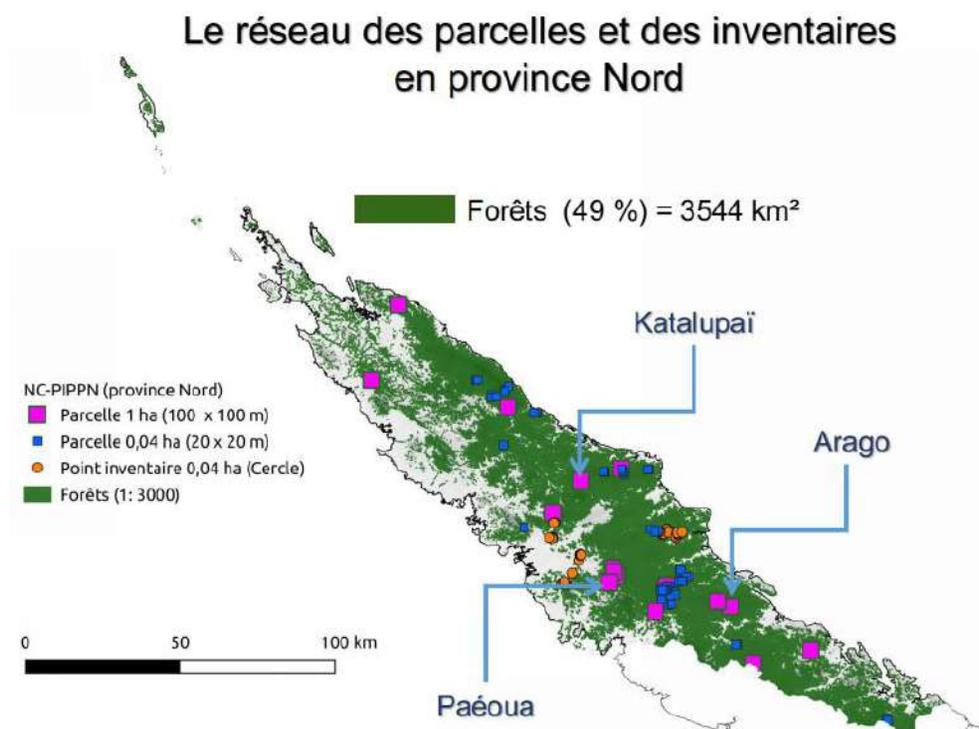


Figure 6 : Distribution des parcelles et des points d'inventaire en province Nord

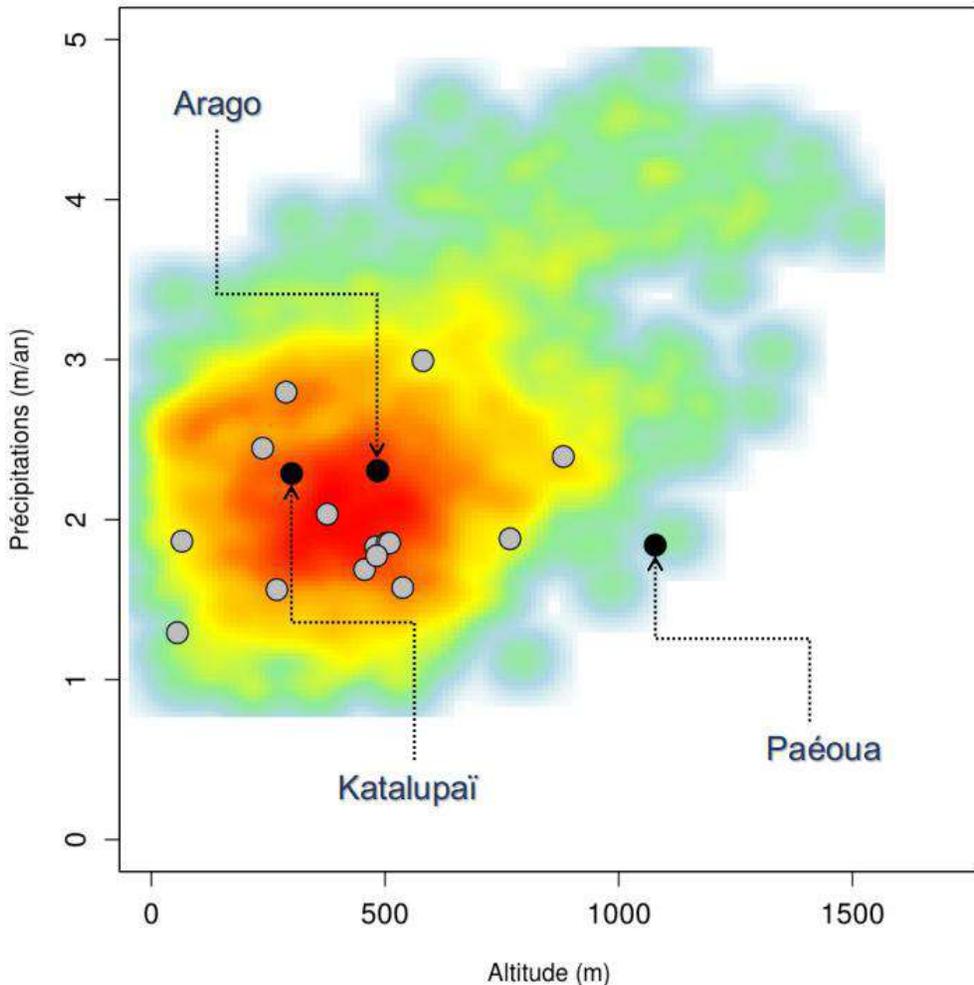


Figure 7 : Distribution environnementale des parcelles de 1 ha du réseau NC-PIPPN

2.1. Originalité taxonomique et structurale des nouvelles parcelles de 1ha

Du fait de leur distribution environnementale, ces trois nouvelles parcelles contribuent fortement au renforcement et à l'équilibrage de nos jeux de données. Chaque nouvelle entrée permet d'enrichir nos bases de données d'informations portant autant sur l'organisation de la communauté que sur le spectre de tolérance écologique des espèces d'arbres.

- **La parcelle du Paéoua** est une parcelle de forêt d'altitude (1080 m) sur substrat ultramafique (UM) située au nord des massifs du Boulinda et du

Kopeto. Elle se détache largement du jeu de donnée global. En termes de richesse spécifique, Paéoua se situe dans la tranche basse avec 42 espèces devant Gohapin (41) et Koumac (32). Par ailleurs, elle présente le plus faible taux de diversité du réseau NCPIPPN avec un indice de Shannon de 1,8 qui la place loin derrière la parcelle de Gohapin (Shannon = 2,2). Elle représente également la plus faible aire basale avec seulement 19,23 m²/ha, loin derrière Forêt Plate P17 qui présentait jusqu'alors la plus faible aire basale avec pourtant 32,4 m²/ha. Elle contient un nombre total de tiges assez élevé (1387), plutôt au-dessus de la moyenne, mais avec seulement 994 tiges vivantes, elle fait partie des 5 parcelles ayant moins de 1000 tiges vivantes recensées. Paéoua possède donc, de loin, le plus fort taux de mortalité observé jusqu'à présent (28% contre un taux compris entre 2,8 et 6,4% pour l'ensemble des autres parcelles). La canopée de cette parcelle est également la plus basse avec 7,9 m là où l'Aoupinié n'était déjà qu'à 8,8 m. La diminution de la hauteur de la canopée avec l'altitude se confirme (Blanchard, 2016); ces deux parcelles étant actuellement les plus hautes du dispositif avec 1080 m pour le Paéoua et 893 m pour Aoupinié. En termes de dbh moyen, Paéoua bat encore un record avec le plus petit diamètre moyen du dispositif (14,6 cm). La parcelle est largement dominée par *Nothofagus balansae* qui représente plus de la moitié (58%) des individus vivants recensés. Il s'agit au sens propre du terme d'une forêt mono-dominée ! Le deuxième taxon le plus abondant est *Araucaria montana* qui ne représente que 7,2% des individus recensés puis *Retrophyllum comptonii* (4,6%) et *Apiopetalum glabratum* (4,2%). Ces 4 espèces comptent pour près de 75% de l'effectif total. Il n'y a été recensé aucun palmier et seulement 10 fougères arborescentes. *Apiopetalum glabratum* est une nouvelle entrée pour l'ensemble du dispositif NC-PIPPN. C'est une espèce que l'on ne rencontre que dans la moitié nord du territoire, uniquement en altitude. Neuf autres taxons sont nouveaux pour le dispositif de parcelles de 1 ha bien que déjà recensés dans les parcelles de 20x20 m : *Araucaria montana*, *Balanops sparsiflora*, *Cunonia montana*, *Myodocarpus simplicifolius*, *Nothofagus balansae*, *Podocarpus lucienii*, *Pycnandra carinocostata*, *Retrophyllum comptonii* et *Styphelia pancheri*.

- **La parcelle Kataloupaï** est située dans l'ensemble forestier du Tonine, à 300 m d'altitude sur une zone de contact entre les substrats UM et VS. Elle présente une structure et une composition standard vis-à-vis des parcelles du réseau, que ce soit en termes de nombre de tiges (1334), en



nombre d'espèces (93) ou même en diversité (indice de Shannon 3,5). Elle se trouve dans la moitié inférieure du classement pour la surface terrière (35,2 m²/ha) et la hauteur moyenne de la canopée (12,3 m). La parcelle est largement dominée par un palmier *Burretiokentia vieillardii* qui avec 221 individus recensés représente à lui seul plus de 17% de l'effectif total. Neuf espèces représentent plus 50% de l'effectif total : *Burretiokentia vieillardii*, *Flindersia fournieri*, *Cupaniopsis macrocarpa*, *Crossostylis grandiflora*, *Acropogon macrocarpus*, *Diospyros samoensis*, *Xylopia vieillardii*, *Cupaniopsis sylvatica* et *Dysoxylum kouiriense*. Les fougères y sont bien représentées avec 38 individus recensés mais surtout les palmiers avec 221 individus ce qui en fait la 3^{ème} parcelle la plus dense en palmiers, loin toutefois derrière Atéou (476). La parcelle du Kataloupaï contribue à l'entrée de 2 taxons nouveaux pour le dispositif de parcelles de 1 ha bien que déjà présents dans les parcelles de 20x20 m : *Acropogon macrocarpus* et *Alectryon carinatum*.

- **La parcelle Arago** est située à l'ouest de Houaïlou dans l'ensemble forestier de l'Aoupinié sur substrat volcano-sédimentaire (VS) à 487 m d'altitude. Avec 111 espèces recensées, c'est la parcelle la plus riche du dispositif, devant Bouirou et Forêt Plate P12 qui dominaient jusqu'alors avec 103 espèces. Elle passe aussi en tête de classement en termes de diversité avec un indice de Shannon de 3,98 devant Tiwae (3,92) et Forêt Plate P12 (3,91). Ces chiffres confirment les résultats de précédentes études qui montraient que les forêts les plus diverses se trouvent dans les altitudes intermédiaires (Birnbaum et al., 2015). En nombre total de tiges, Arago est dans la tranche supérieure avec 1483 tiges derrière Aoupinié (1667), Col d'Amoss (1516) et La Guen (1495). Elle présente une aire basale de 47,9 m²/ha qui la situe dans la moyenne supérieure, loin derrière Atéou (74,8 m²/ha) et loin devant Paéoua (19,2 m²/ha). La hauteur de canopée moyenne est plutôt basse avec 12,3 m contre un minimum de 7,9 à Paéoua et un maximum de 18,6 à Bouirou. Elle compte peu de fougères arborescentes (30 individus) et plus de 200 palmiers ce qui la place en 4^{ème} position en densité de palmiers derrière Atéou (476), Laguen (457) et Kataloupaï (221). Les effectifs par espèce sont assez équilibrés puisqu'il faut considérer les 16 premières espèces de la liste pour atteindre 50% de l'effectif total. L'espèce dominante est le Tamanou (*Calophyllum caledonicum*) avec 82 individus soit 5,8% de l'effectif total. Viennent ensuite 3 palmiers : *Cyphokentia macrostachya*, *Burretiokentia vieillardii* et *Chambeyronia macrocarpa* qui avec des effectifs de 75, 66 et



62 individus représentent plus de 14% des effectifs. La présence de *Nothofagus aequilateralis* en 5^{ème} position avec 55 tiges est aussi à mentionner comme une originalité de la parcelle. Cette espèce est essentiellement présente dans le sud et se rencontre de manière sporadique et localisée sur quelques massifs du nord : Povila (Poindimié) et haute Néaoua (Houailou). La parcelle de Arago fait entrer 3 taxons nouveau pour le dispositif de parcelles de 1ha bien que déjà recensés dans les parcelles de 20x20 m : *Acropogon merytifolius*, *Archidendropsis fulgens* et *Oncotheca balansae*.

Paéoua

LOCALISATION

Date de mise en place	16/10/2017
Latitude	-21.16° S
Longitude	165.09° E
Altitude	1081 m
Commune	Pouembout
Substrat	Ultramafique
Précipitations	2250 mm.an-1



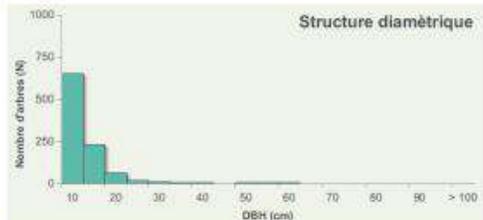
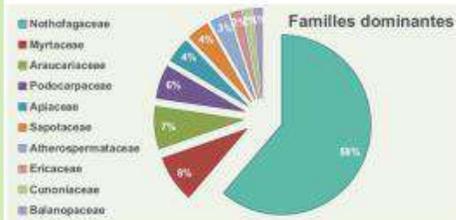
STRUCTURE

Aires basale (m ² / ha)	19,24
Hauteur moyenne canopée (m)	7,9
Densité de bois moyenne (g.cm ⁻³)	

Nombre de tiges	1387
Nombre d'arbres	984
Nombre de palmiers	0
Nombre de fougères	10
Nombre de lianes	0
Arbres morts sur pied	393

Nombre de familles	26
Nombre d'espèces	42
Indice d'équitabilité (Pielou)	0,50
Indice de diversité de Shannon	1,88
Indice de diversité de Simpson	0,64
Taux d'identification spécifique (%)	99,2

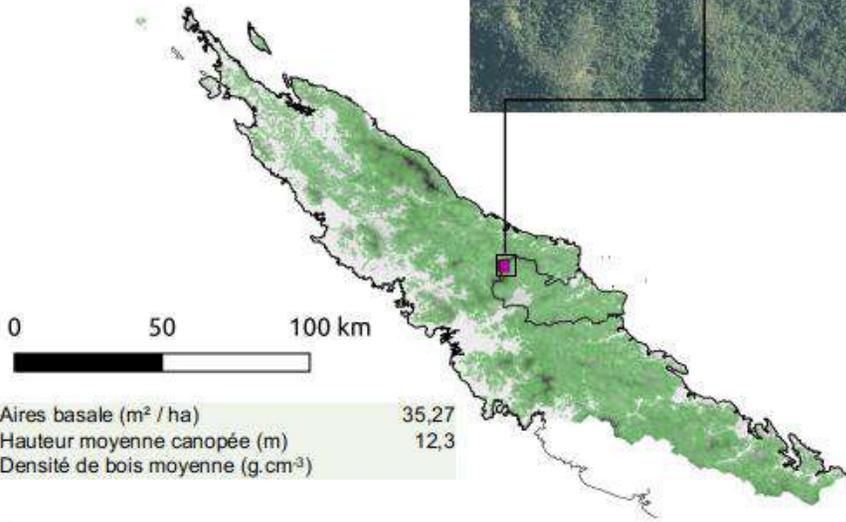
COMPOSITION



Katalupaï

LOCALISATION

Date de mise en place	03/11/2017
Latitude	-20.85° S
Longitude	165.01° E
Altitude	280 m
Commune	Poindimié
Substrat	Ultramafique
Précipitations	2412 mm.an-1



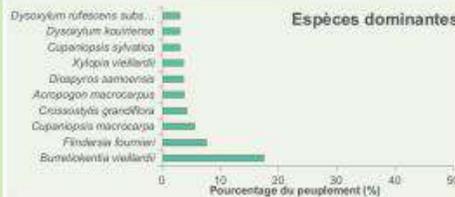
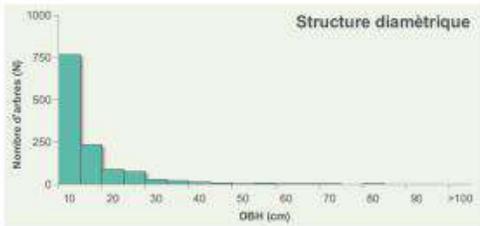
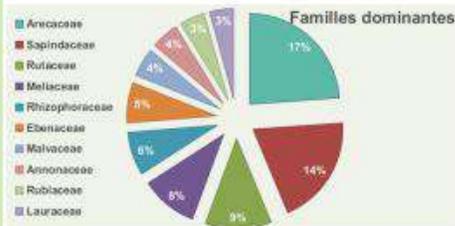
STRUCTURE

Aires basale (m ² / ha)	35,27
Hauteur moyenne canopée (m)	12,3
Densité de bois moyenne (g.cm ⁻³)	

Nombre de tiges	1334
Nombre d'arbres	1004
Nombre de palmiers	221
Nombre de fougères	38
Nombre de lianes	2
Arbres morts sur pied	69

Nombre de familles	39
Nombre d'espèces	93
Indice d'équitabilité (Pielou)	0,79
Indice de diversité de Shannon	3,59
Indice de diversité de Simpson	0,94
Taux d'identification spécifique (%)	99,9

COMPOSITION



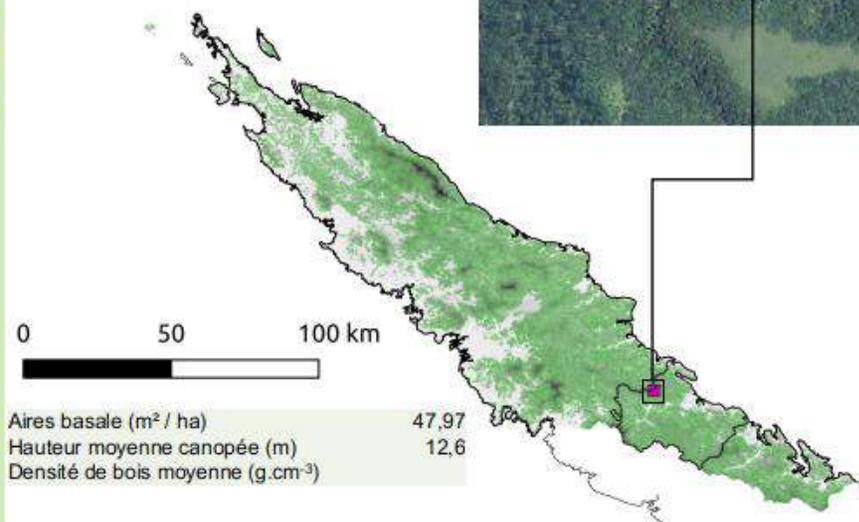
Arago

LOCALISATION

Date de mise en place	14/06/2015
Latitude	-21.24° S
Longitude	165.47° E
Altitude	487 m
Commune	Houailou
Substrat	Volcano-Sédimentaire
Précipitations	2560 mm.an-1



STRUCTURE

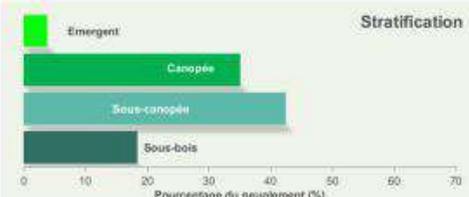
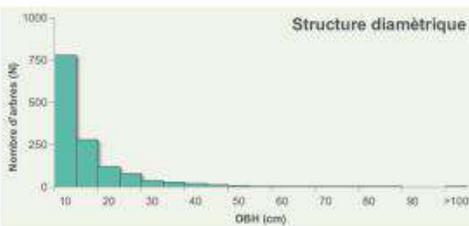
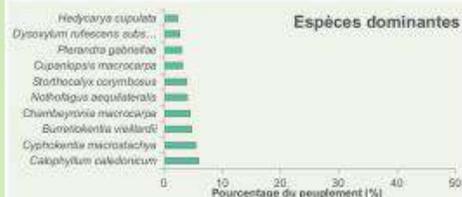
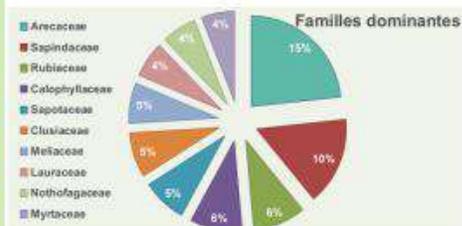


Aires basale (m ² / ha)	47,97
Hauteur moyenne canopée (m)	12,6
Densité de bois moyenne (g.cm ⁻³)	

Nombre de tiges	1483
Nombre d'arbres	1162
Nombre de palmiers	203
Nombre de fougères	30
Nombre de lianes	0
Arbres morts sur pied	88

Nombre de familles	42
Nombre d'espèces	111
Indice d'équitabilité (Pielou)	0,84
Indice de diversité de Shannon	3,98
Indice de diversité de Simpson	0,97
Taux d'identification spécifique (%)	97,9

COMPOSITION





***Apiopetalum glabratum* (Apiaceae)** est un arbuste de la famille plus communément appelée les ombellifères qui comporte aussi les carottes, le céleri et le fenouil ! C'est une famille très peu représentée en Nouvelle-Calédonie avec seulement 3 genres et 4 espèces. Le genre *Apiopetalum* est endémique et les deux seules espèces sont des arbustes de haute altitude qui sont très localement communs. Les deux autres genres présents sur le territoire (*Apium* et *Centella*) sont des herbacées des zones sèches littorales.



***Nothofagus aequilateralis* (Nothofagaceae)** est un grand arbre pouvant atteindre 2 m de circonférence et 25 m de hauteur. Les feuilles ont la nervation secondaire assez apparente et très régulière. Cette espèce est assez commune dans le sud et est présente de manière sporadique dans le centre, entre 150 et 1250 m d'altitude. Elle se présente toujours sous forme de poches, très abondante localement. On a recensé 55 individus à Arago



***Nothofagus balansae* (Nothofagaceae)** est un petit arbre de 10-12 m de haut. Les feuilles ont la marge crénelée dans la partie supérieure. L'espèce est distribuée surtout dans le centre, plus rarement dans le sud. Bien que parfois présente à basse altitude, on la rencontre surtout au-dessus de 600 m en populations localement abondantes voire dominantes. Cette espèce représente à elle seule plus la moitié (58%) des effectifs recensés à Paéoua.

2.2. Les jeux de données sur les arbres

Au-delà du réseau des parcelles qui représente une collection unique d'observations acquises sur les communautés d'arbres, nous capitalisons des données provenant d'autres sources telles que les herbiers (Nouméa & Paris), les photos géo-référencées, les observations issues de la littérature mais également grâce au module «inventaires taxonomiques» mis en place sur le serveur niamoto. Aujourd'hui le portail niamoto compte 193 inventaires taxonomiques, ce qui représente 2908 nouvelles occurrences pour un total de 685 taxons, représentant 92 familles et 256 genres (Figure 8).

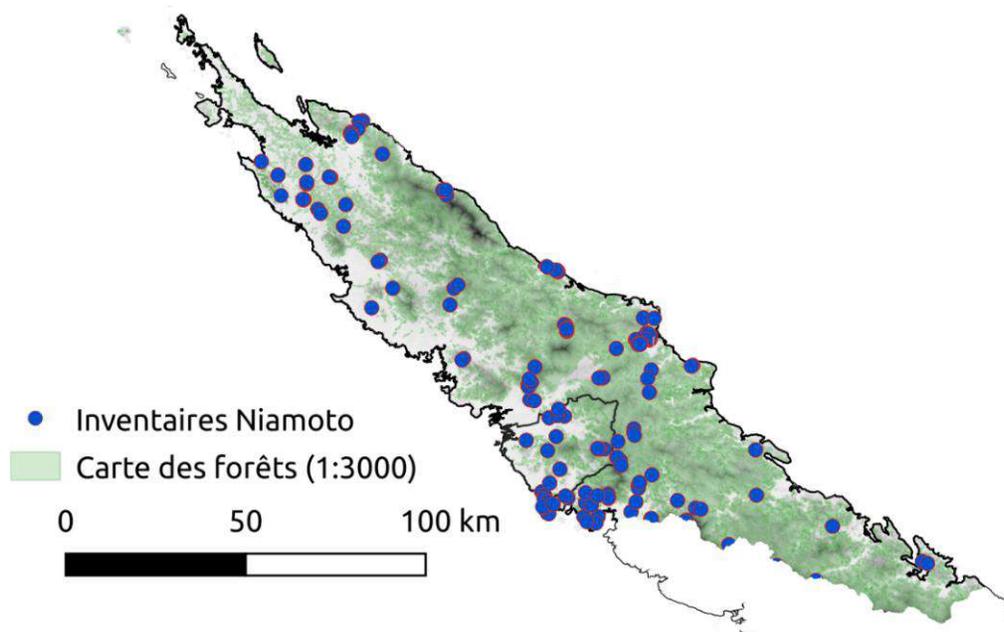


Figure 8 : Distribution des inventaires taxonomiques collectés sur le portail niamoto

Alors que les spécimens d'herbiers contiennent un biais dans la représentativité des taxons du fait de l'intérêt botanique (i.e., les espèces rares sont sur-représentées, les espèces abondantes sont sous-représentées), ces inventaires, complets ou rapides, permettent de dresser plus exactement la répartition et la fréquence géographique des taxons au travers de la Grande-Terre.

A partir de cette compilation, nous estimons qu'environ 1100 espèces sont des arbres en capacité d'atteindre le seuil de 10 cm de diamètre. Ce chiffre reste à explorer notamment au regard de la taxonomie mais les changements

seront marginaux de sorte que nous pouvons déduire qu'environ 1/3 de la flore de la Nouvelle-Calédonie est constituée par des arbres. Sans surprise, les Myrtaceae (128 espèces) et les Sapotaceae (93 espèces) sont les familles qui comportent le plus d'espèces d'arbres (DBH \geq 10 cm) mais également le plus d'espèces en capacité d'atteindre la canopée (DBH \geq 40 cm, [Blanchard 2016](#)) ([Figure 9](#)). Alors que les Rubiaceae, les Ebenaceae, les Pittosporaceae, les Paracryphiaceae ou encore les Arecaceae sont des familles bien représentées dans les classes inférieures, la fréquence de ces familles dans la canopée est très faible.

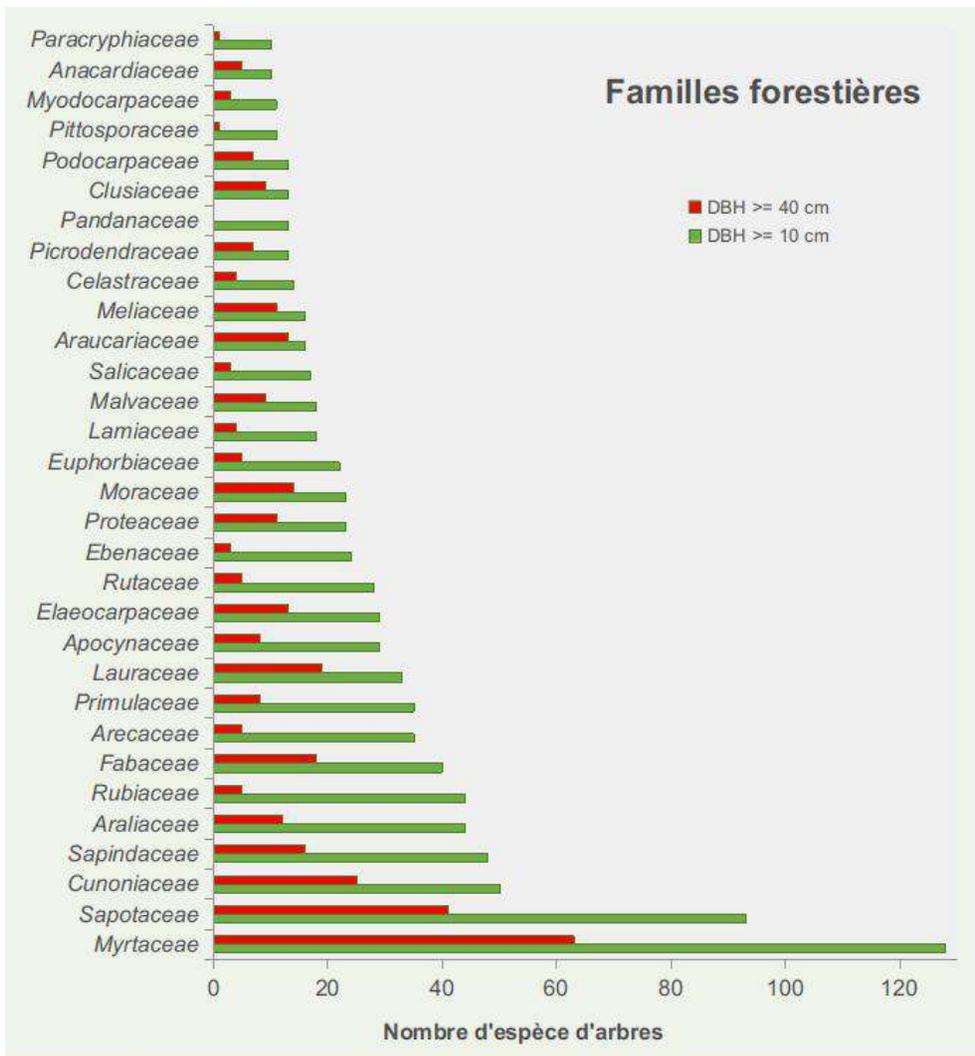


Figure 9: Les 31 familles forestières (comportant plus de 10 espèces d'arbres) parmi les 104 familles comportant au moins une espèce pouvant atteindre à minima 10 cm de DBH

2.3. Rareté et abondance des arbres

La rareté ou l'abondance d'une espèce sont des concepts plus complexes qu'ils ne paraissent car ils doivent prendre en compte plusieurs dimensions spatiales. Il n'existe pas de définition ou de mesure universelle de la rareté ni de l'abondance et ces notions sont implicitement relatives ; une espèce est plus ou moins rare qu'une autre. Une espèce est dite « rare » lorsqu'elle est représentée par peu d'individus ou présente dans une aire géographique restreinte en comparaison à d'autres espèces comparables (Reveal, 1981). Cependant, cette définition reste incomplète et quasiment impossible à évaluer concrètement. En effet qu'il s'agisse du nombre d'individus ou de l'aire géographique, il manque une dimension spatiale, c'est-à-dire une échelle d'observation. Par exemple, à l'échelle de la planète toutes les espèces endémiques de la Nouvelle-Calédonie peuvent être considérées comme des espèces rares ce qui ne prédit pas de leur abondance ou fréquence locale. A l'opposé, une espèce très commune à l'échelle de la planète comme le *Gyrocarpus americanus*, est peu représentée à l'échelle de la Nouvelle Calédonie, avec une distribution restreinte aux seuls substrats calcaires. Ce dernier exemple montre que l'échelle d'observation ne se limite pas à l'aire de distribution mais prend en compte l'étendue de la niche environnementale, dans ce cas l'aire occupée par les substrats calcaires. C'est ainsi que l'espèce *Agathis montana*, espèce endémique, rare à l'échelle de la planète et à l'échelle de la Nouvelle-Calédonie est finalement une espèce ultra-abondante si on restreint l'échelle d'observation au sommet du Mont Panié.

En Nouvelle-Calédonie, une dominance oligarchique a été reportée pour les espèces d'arbres avec moins de 20% de ces espèces qui couvrent plus de 50% des occurrences connues (Ibanez et al. 2014; Birnbaum et al., 2015) tandis qu'à l'opposé, plus de 20% de la flore vasculaire est considérée comme micro-endémique (Wulff et al., 2013). Si certaines espèces dites généralistes sont capables de se développer à travers une large gamme de conditions environnementales, d'autres dites spécialistes présentent au contraire des exigences beaucoup plus strictes. L'étendue de la niche environnementale constitue ainsi la diversité maximale d'habitats qu'une espèce peut potentiellement occuper (= niche fondamentale). Finalement la rareté des espèces est un concept qui intègre trois paramètres en partie auto-corrélés que sont : l'aire de distribution géographique, la taille de la niche climatique et environnementale ainsi que la taille de la population.

Durant l'année 2018, un sujet de master 2 a été proposé dans le but d'évaluer la rareté de 693 espèces d'arbres du réseau NCIIPPN en utilisant ces trois



dimensions.

- L'aire de distribution de chaque espèce a été évaluée en utilisant l'EOO, «*Extent of occurrence*» utilisé dans les évaluations de la liste rouge de l'IUCN (IUCN, 2012). Il s'agit, pour chaque espèce, de mesurer l'aire du polygone convexe qui relie tous les points d'occurrence (Figure 10). Sur l'ensemble du jeu de données, l'aire de distribution s'étale entre 5 km² pour *Kentiopsis magnifica* et 16 769 km² pour *Denhamia fourieri*.

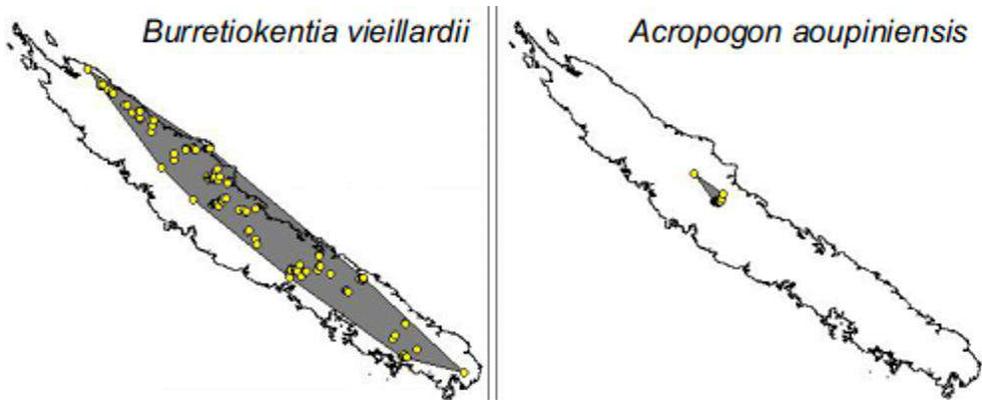


Figure 10 : L'aire de distribution géographique (EOO) de chaque espèce est calculée à partir du polygone convexe (deux exemples contrastés)

- L'étendue de la niche climatique a été calculée à partir des variables bioclimatiques issues des données CHELSA (<http://chelsa-climate.org/bioclim/>) à 1 km de résolution spatiale extraites pour chaque occurrence. La spécificité de l'habitat a été calculée à partir des paramètres environnementaux (précipitations annuelles, températures annuelles et potentiel d'évapotranspiration, Holdridge, 1967) et du substrat. La niche climatique a été calculée pour toutes les espèces ce qui permet de définir l'enveloppe environnementale des arbres du réseau NCPIPPN au travers des deux premières dimensions de l'ACP (Analyse en Composante Principale) qui expliquent plus de 75 % de la variance (Figure 11). L'étendue de la niche climatique de chaque espèce a ensuite été calculée à partir des coordonnées des deux premiers axes et évaluée de manière relative vis-à-vis de l'enveloppe cumulée. La niche climatique des espèces recouvre entre 0,6 % (*Guettarda speciosa*) et 86 % (*Dysoxylum rufescens*) de la niche cumulée de toutes les espèces d'arbres.



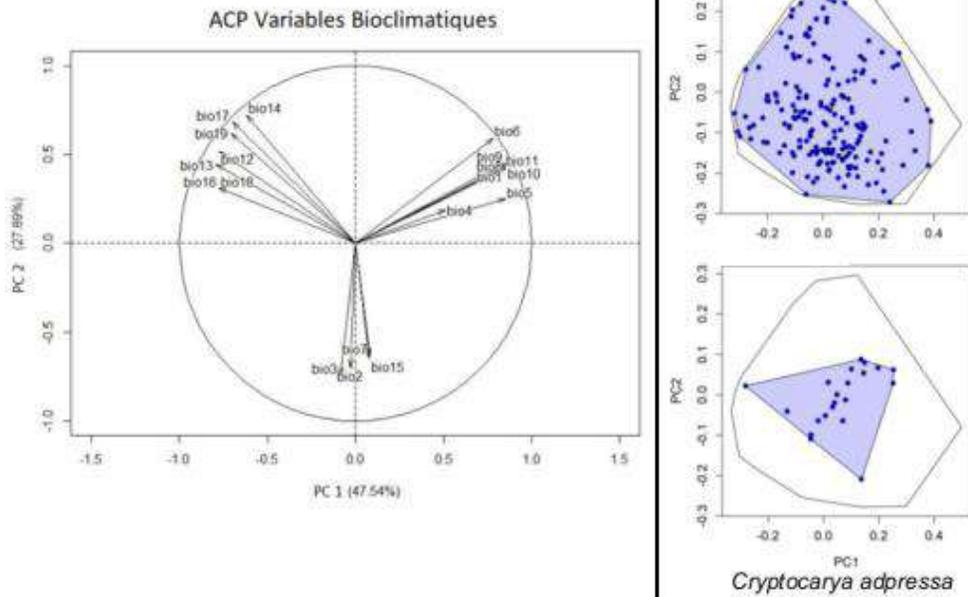


Figure 11 : Analyse en Composante Principale sur les 19 variables climatiques issues du modèle CHELSA et exemple de représentations des niches climatiques pour deux espèces d'arbres : *Myrsine asymetrica* (large niche) et *Cryptocarya adpressa* (petite niche). Les points bleus représentent les occurrences connues, le polygone bleu représente l'étendue de la niche climatique de l'espèce tandis que le polygone noir représente la niche climatique cumulée des 693 espèces d'arbres.

- La taille de la population a été calculée pour chaque espèce à partir du réseau NCIIPP. En moyenne elle est de 4,5 individus par parcelle mais elle varie considérablement (e.g. 125-580 individus/ha pour l'espèce *Nothofagus balansae*, Figure 12). Du fait de cette importante variance inter-spécifique, seule la plus grande taille de population (= abondance locale maximale) est retenue dans cette analyse.

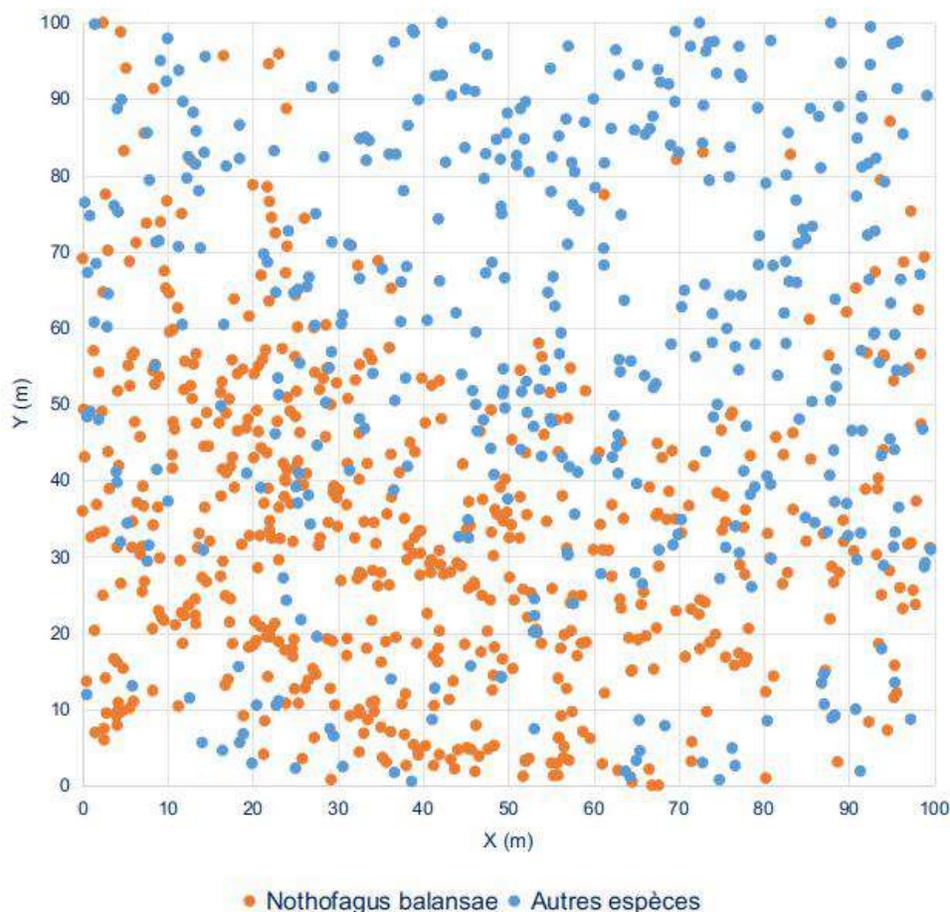


Figure 12 : Distribution des 580 individus de *Nothofagus balansae* sur la parcelle du Paéoua

La relation linéaire entre l'aire de distribution géographique et la taille de la niche climatique est significativement positive ($R^2 = 0,48$, p -value < 0,001, Figure 13). Cependant, quelques espèces sortent nettement de cette relation linéaire. Parmi ces espèces, *Drypetes deplanchei* a par exemple une aire de distribution géographique plus étendue que le modèle ne le prédit au regard de l'étendue de sa niche environnementale. A l'inverse, l'espèce *Cunonia pterophylla* a une aire de distribution géographique plus restreinte que celle prédite par le modèle linéaire.

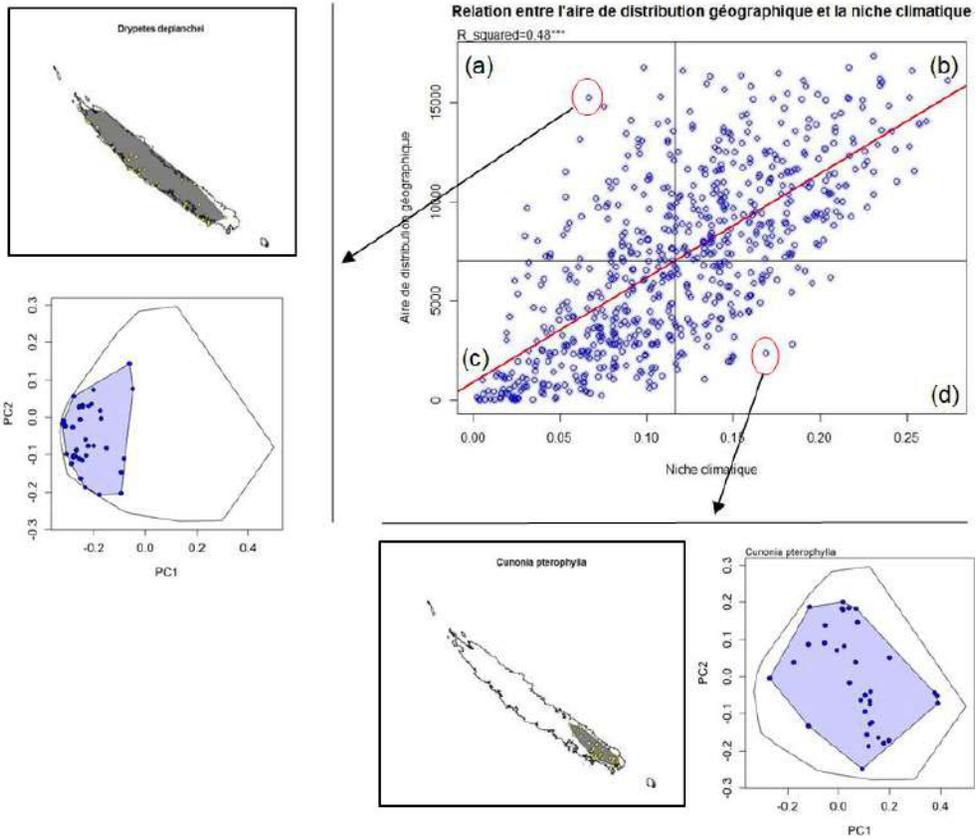


Figure 13 : Relation linéaire entre l'aire de distribution et l'étendue de la niche climatique des espèces d'arbres du réseau NC-PIPPN (Delassus, 2018)

Au contraire bien que la relation entre l'aire de distribution géographique et l'abondance maximale est statistiquement significative ($R^2 = 0,04$, $p\text{-value} < 0,001$), le modèle linéaire explique peu la variance (Figure 14) et la tendance linéaire est grandement masquée par 1) les espèces qui présentent une distribution géographique restreinte et une abondance locale très élevée telle que *Acropogon aoupiniensis* (Malvaceae), une espèce micro-endémique du sommet de l'Aoupinié qui représente l'espèce la plus abondante (env. 21%) de la parcelle d'altitude du même nom et 2) les espèces telles que *Diospyros samoensis* (Ebenaceae) qui est la 5ème espèce la plus fréquente et pourtant la 184ème espèce en terme d'abondance maximale locale.

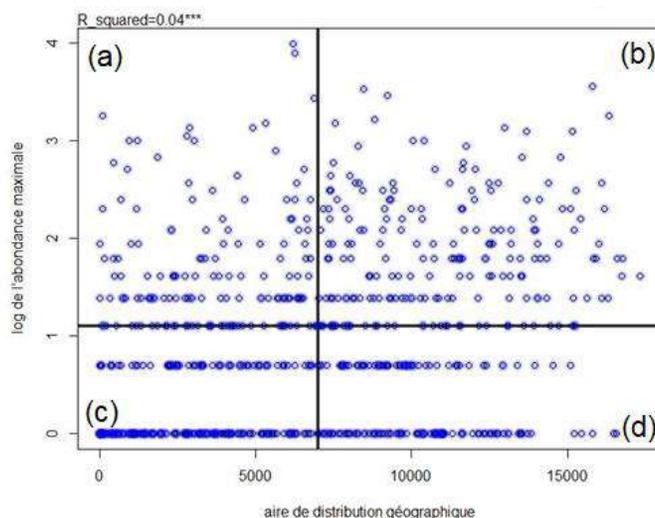


Figure 14 : Corrélation entre l'abondance maximale d'une espèce et son aire de distribution géographique. Les droites noires verticales et horizontales correspondent à la valeur médiane de chacune des variables (Delassus, 2018)

Même si nous observons des tendances linéaires entre les différents paramètres de la rareté, les espèces qui dévient de ces tendances représentent néanmoins une forme réelle de rareté. La classification proposée par Rabinowitz et al. (1986) retient ces différentes formes de rareté en proposant de distinguer sept formes de rareté basée sur la densité de population, la distribution géographique et la spécificité de l'habitat (Tableau 1).

Tableau 1 : Principe de la classification de Rabinowitz et al., 1986, en huit catégories (une catégorie commune et sept formes de rareté)

Distribution géographique	Etendue		Restreinte	
	Large	Etroite	Large	Etroite
Grande population	Commune	Forme 2	Forme 4	Forme 6
Petite population	Forme 1	Forme 3	Forme 5	Forme 7

Cette classification s'appuie sur des seuils dont les limites sont toujours délicates à identifier. En considérant le seuil de 1 000 km² pour distinguer la distribution géographique Étendue/Restreinte (EOO utilisé pour l'attribution des statuts de conservation, IUCN, 2012), le seuil de 75 % pour la spécificité Étroite/Large vis-à-vis de l'habitat (e.g. 75 % des occurrences sont localisées dans la même classe environnementale) et la limite de 1 individu par parcelle

pour distinguer la taille de la population Petite/Grande, il devient possible de dessiner une image de la distribution des formes de rareté des arbres de la Nouvelle-Calédonie (Tableau 2).

Tableau 2 : Répartition des espèces dans les différentes catégories de la classification de Rabinowitz et al., 1986, pour les seuils de 1 000 km² pour l'aire de distribution, 75 % pour la spécificité d'habitat et 1 individu/parcelle pour la taille de la population

Distribution géographique	Etendue 90.9 %		Restreinte 9.1 %	
	Large 82.2 %	Etroite 8.7 %	Large 4.3 %	Etroite 4.8 %
Grande population	57.8 % Commune	5.6 % Forme 2	2.3 % Forme 4	2 % Forme 6
Petite population	24.5 % Forme 1	3 % Forme 3	2 % Forme 5	2.8 % Forme 7

Plus de la moitié des espèces peuvent être considérées communes c'est-à-dire qu'elles présentent à la fois une distribution géographique étendue, une large spécificité d'habitats et constituent localement de grandes populations. En d'autres termes plus de la moitié des espèces présentent à la fois une capacité élevée de dispersion, une grande tolérance aux conditions de l'environnement et une forte capacité de régénération. Inversement plus de 40% des espèces d'arbres s'inscrivent dans un mode de rareté, qu'elle soit d'origine géographique (e.g. faible capacité de dispersion), environnementale (e.g. faible amplitude de tolérance aux conditions de l'environnement), ou démographique (e.g. faible capacité de régénération). La forme de rareté la plus sévère, définie par la combinaison entre une petite population, une distribution géographique restreinte et une spécificité étroite de l'habitat, représente 2,8 % des espèces d'arbres du réseau NCPIPPN.



2.4. La rareté & l'abondance sont-elles une spécificité de la Calédonie ?

La distribution de l'abondance des espèces (ou SAD pour '*species abundance distribution*') décrit la répartition des individus de chaque espèce au sein des communautés. En d'autres termes comment s'organise la rareté ou l'abondance au sein d'une forêt ?

La diversité des forêts tropicales est soutenue par un nombre important d'espèces peu abondantes, représentées par un (singleton) ou deux (doubleton) individus alors qu'à l'autre extrémité, peu d'espèces comptent un nombre important d'individus. Cela se traduit par une distribution dite en "L". Différents modèles ont été développés pour décrire les SADs (e.g. [McGill et al., 2007](#)). Le modèle alpha-gambin permet de décrire les SADs avec un seul paramètre α facile à interpréter ([Matthews et al. 2014](#)). Un faible α caractérise les communautés qui sont marquées par une forte proportion d'espèces ayant une faible abondance alors qu'un α élevé caractérise les communautés présentant une distribution plus équilibrée ou normale ([Figure 15](#)).

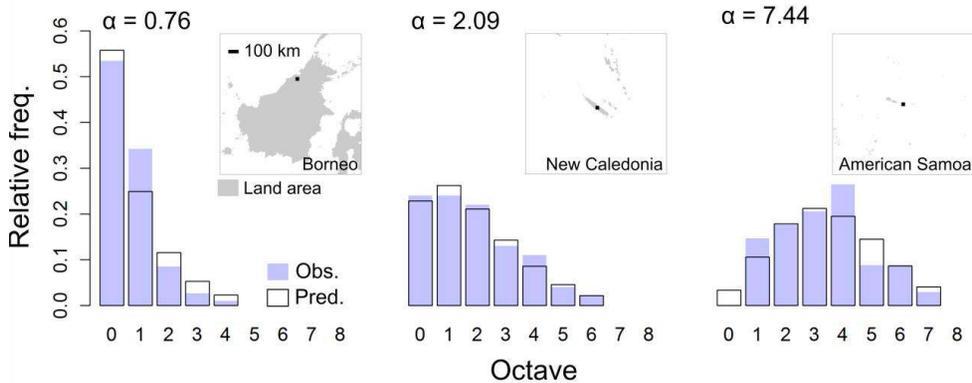


Figure 15 : Exemple de SADs avec un paramètre α de plus en plus grand (i.e. une distribution de plus en plus normale). L'abondance des espèces sur l'axe des X est classée en octaves en utilisant une transformation \log_2 (i.e. l'octave 0 représente les espèces représentées par 1 individu, l'octave 1 les espèces comptant 2-3 individus, l'octave 2 les espèces ayant 4-7 individus et ainsi de suite). L'axe des Y représente la proportion d'espèces par octave au sein d'une communauté. Les barres bleues représentent les SADs observées et les boîtes blanches les SADs prédites par les modèle alpha-gambin. Le graphique de gauche représente une parcelle de 1-ha à Brunei (Bornéo) avec 417 arbres et 187 espèces, celui du milieu une parcelle de 1-ha sur la Grande Terre (Nouvelle Calédonie) avec 923 arbres et 100 espèces et celui de droite une parcelle de 1-ha sur Tutuila (Saoma Américaines) avec 938 arbres et 34 espèces.

Alors que beaucoup de travaux ont été menés pour décrire et comprendre ces distributions, peu de travaux ont en revanche cherché à comprendre pourquoi et comment ces distributions varient dans l'espace? Nous avons analysé comment variaient les SADs (1) entre 42 parcelles d'1-ha situées dans 17 îles tropicales en fonction du climat, de la géographie et du régime de perturbation et (2) entre 14 des parcelles d'1-ha du réseau NC-PIPPN en Nouvelle-Calédonie en fonction du climat et de la fragmentation des habitats.

Entre les îles, l'intensité du régime cyclonique suivi de l'isolation et dans une moindre mesure de la taille des îles constituent les meilleurs paramètres pour prédire la forme des SADs. En effet, plus les forêts sont perturbées par les cyclones plus elles présentent une forme normale (α élevé). De l'autre côté, moins les îles sont isolées et plus elles sont grandes, plus les communautés forestières abritent un nombre important d'espèces "rares" (distribution en "L").

La Nouvelle-Calédonie présente ainsi un patron intermédiaire, avec beaucoup moins d'espèces "rares" que dans les parcelles de Bornéo. Une combinaison de processus peut expliquer ce patron. Tout d'abord, les fréquents cyclones qui parcourent la Nouvelle-Calédonie (2-3 cyclones par an en moyenne) ouvrent la canopée et favorisent le recrutement de nouveaux individus. Cela se traduit par une densité de tiges à l'hectare élevée (Ibanez et al. 2018) et une plus grande équitabilité (équilibre de la distribution des individus par espèce) dans les SADs comparé à ce que l'on observe dans des forêts moins perturbées où la compétition entre les espèces pour la lumière est plus importante. C'est ainsi que les grandes îles peu isolées peuvent abriter beaucoup d'espèces ayant des abondances locales faibles grâce à des dynamiques sources-puits (i.e. les espèces rares qui s'éteignent localement ont de fait une plus forte probabilité de re-coloniser le milieu depuis la source).

En Nouvelle-Calédonie, cet effet se retrouve à une échelle locale en utilisant la fragmentation comme un indicateur de perturbations. En effet la fragmentation de l'habitat calculé comme le pourcentage d'habitat présent dans un rayon de 200 m autour de chaque parcelle à partir de la carte des forêts au 1:3000ème (cf. plus haut), affecte significativement la structure des SADs (Figure 16). Plus la fragmentation est importante (i.e. plus la proportion de forêt est faible), plus les espèces "rares" sont déficitaires (i.e. on passe d'une distribution en "L" à une distribution normale). Ce patron serait en partie lié aux effets de lisières qui tout comme les cyclones perturbent le milieu et favorisent le recrutement d'individus appartenant à des espèces adaptées aux



milieux perturbés.

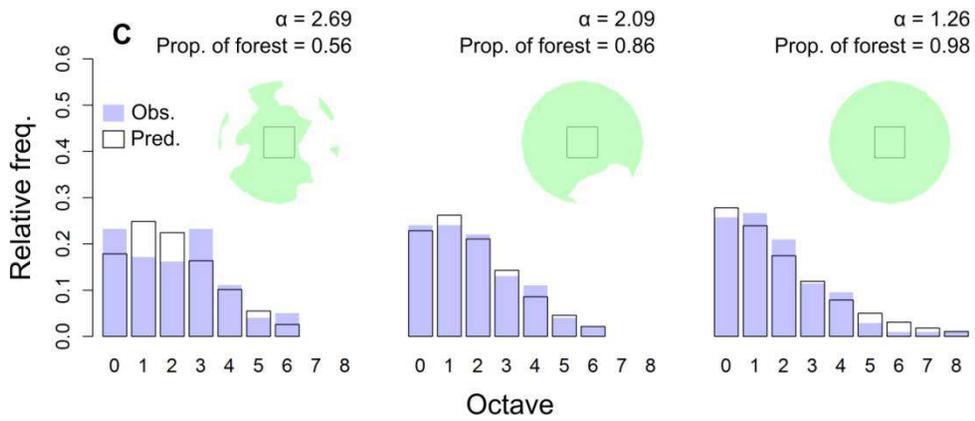


Figure 16 : Exemples de SADs pour des parcelles exposées à différents niveaux de fragmentation. Les parcelles (carrés noirs) sont représentées avec la distribution de la forêt (en vert) 200 m autour.

3. Assemblage des communautés d'arbres

La distribution des espèces est influencée par leur taux de dispersion, leur capacité de régénération ou encore leur tolérance aux conditions de l'environnement. Parmi les propriétés de l'environnement qui interagissent significativement sur la probabilité de présence d'une espèce dans une communauté, l'aridité représente un facteur limitant discriminant. Les espèces tolérantes à cette aridité sont en mesure de supporter des périodes durant lesquelles la disponibilité hydrique est inférieure aux exigences physiologiques de l'espèce. Notre focus a porté sur la variabilité locale et régionale de la disponibilité hydrique et l'influence de cette variabilité sur l'assemblage des communautés.

3.1. Variabilité du micro-climat

Notre étude a porté sur l'analyse des conditions micro-climatiques le long de la transversale entre Poya et Ponérihouen en passant par le sommet de l'Aoupinié (Figure 17). Une série de 40 stations autonomes (HOBO Pro V2) qui enregistrent à intervalle régulier (1 mesure toutes les 20 minutes), la Température (Précision $T^\circ = \pm 0.21$ °C et stabilité $<0,1^\circ\text{C}$ par an) et l'Humidité relative (Précision HR = $\pm 2.5\%$; stabilité $<1\%$ par an) a été déployée tous les 100 m d'altitude dans deux situations topographiques distinctes (talweg, crête). Les stations ont été maintenues sur place durant trois années. Néanmoins toutes les stations n'ont pas été installées au même moment et certaines stations ont connu des dysfonctionnements de sorte que nous ne disposons pas d'une série complète de trois années de mesure pour les 40 stations (Ponçon 2017).



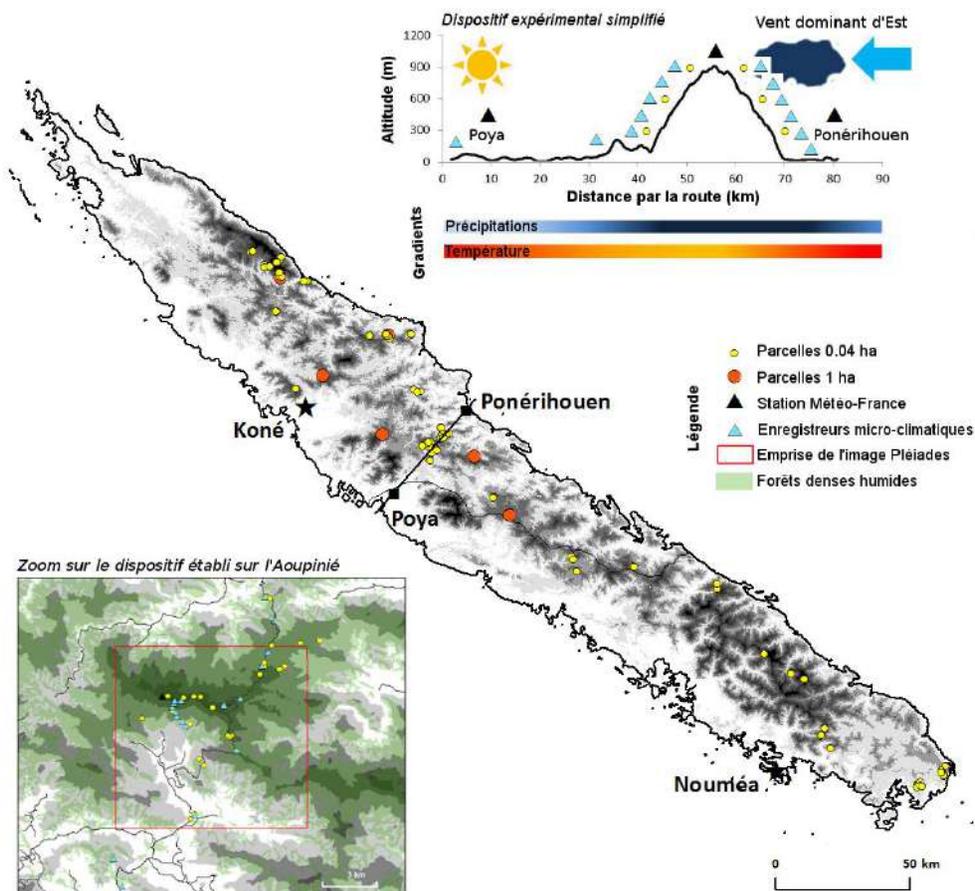


Figure 17 : Dispositif de mesure du micro-climat (Température et Humidité relative) au travers du déploiement de 40 stations HOBO le long de la transversale entre Poya et Ponérihouen en passant par le Mt Aoupinié

La combinaison entre l'humidité relative et la température définit la pression de déficit de vapeur ou VPD (Vapour deficit pressure) qui s'exprime en kilopascals (kPa). La valeur de la VPD représente la différence entre l'humidité présente dans l'air et l'humidité que l'air est en mesure d'absorber jusqu'à saturation. La valeur de la VPD augmente lorsque simultanément la température augmente et l'humidité relative décroît (Ibanez et al. 2013). Alors qu'une faible valeur de VPD reflète une situation micro-climatique idéale qui permet aux plantes de transpirer sans provoquer une perte interne d'eau, les valeurs élevées engendrent une phase de stress chez les plantes (Will et al. 2013). La valeur de la VPD dépend des conditions climatiques locales. Elle

évolue en continu selon la saison mais également selon l'heure de la journée. En Nouvelle-Calédonie, elle atteint sa valeur maximale sur la côte-ouest, à basse altitude, aux heures les plus chaudes de la saison sèche et davantage sur les crêtes que dans les talwegs (Figure 18 & Figure 19).

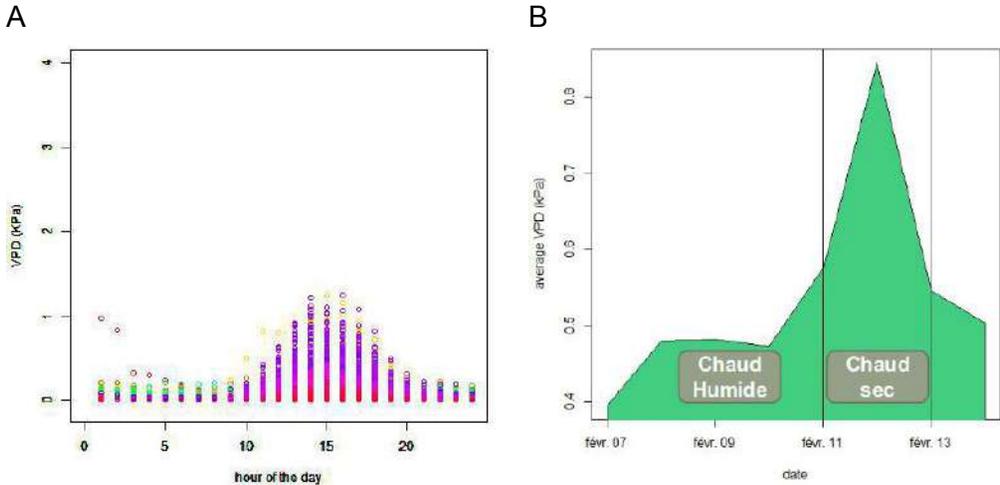


Figure 18 : La valeur de la VPD («Vapour Deficit Pressure») évolue en fonction de l'heure de la journée. **A.** cycle journalier global de la station 82, (située à 561 m d'altitude) mais également selon le type de temps, **B.** épisode chaud-sec du 11-13 février 2015)

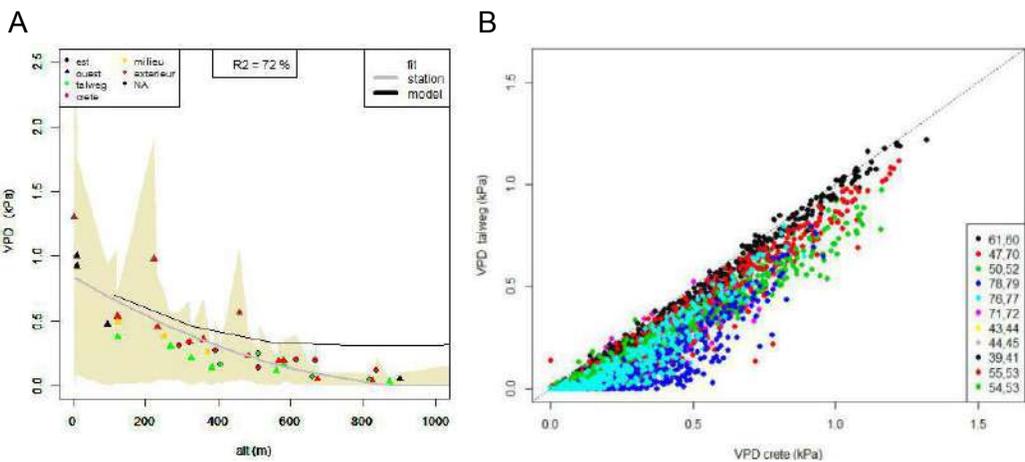


Figure 19: La valeur de la VPD («Vapour Deficit Pressure») évolue en fonction de l'altitude et de la position topographique. **A.** La VP en fonction de l'altitude, chaque point

représente une station dont la forme indique le versant (est-ouest) et la couleur indique la situation topographique (*Le fond beige indique la gamme des fluctuations des valeurs des stations*). B. valeur de la VPD dans le talweg en fonction de valeur de la VPD sur la crête pour des couples de stations situées à la même altitude

Alors que la température ne varie pas selon la situation topographique, l'humidité relative dépend fortement de la situation topographique ce qui conduit à une variabilité importante de la valeur de la VPD même sur des distances réduites (*Figure 20*).

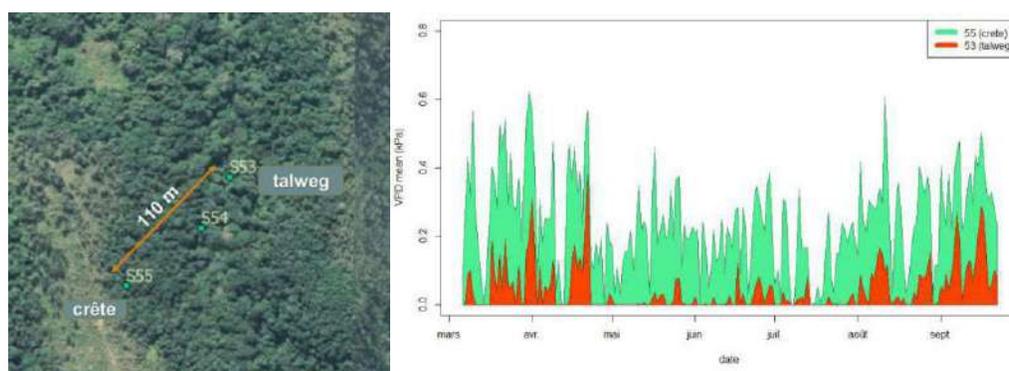


Figure 20 : Évolution à courte distance (100 m) de la valeur de la VPD («*Vapour Deficit Pressure*») selon la situation topographique (comparaison de la valeur de VPD entre la station 53 située dans un talweg à une altitude de 370 m et la station 55 située sur une crête à une altitude de 393 m)

En conclusion, cette étude montre que la température et l'humidité relative évoluent d'une manière relativement indépendante ce qui entraîne une variation très fine de la valeur de la VPD («*Vapour Deficit Pressure*») et par conséquence une variation locale des conditions biotiques.

- La température décroît de manière globale avec l'altitude selon un taux constant de $0,7^{\circ}\text{C}$ tous les 100 m alors que l'humidité relative croît de $+2\%$ tous les 100 m ce qui génère une décroissance de la VPD selon un taux moyen de $-0,1\text{kPa}$ tous les 100m.
- Le couvert forestier modifie considérablement les valeurs climatiques locales. Sa présence entraîne une diminution de température de 2°C , une augmentation de 8% de l'humidité relative ce qui conduit à une réduction de $0,35\text{ kPa}$ de la VPD. L'effet du couvert forestier sur le micro-climat équivaut ainsi à une variation altitudinale de $+350\text{ m}$.

- Par ailleurs si la température est insensible aux variations locales de la topographie, l'humidité relative augmente considérablement dans les talwegs ce qui entraîne une diminution de la VPD.
- Durant les périodes de stress climatique (fin de saison sèche), les écarts talweg-crête et forêt-milieu ouvert sont exacerbés d'autant plus que les stations se situent à basse altitude.

3.2. Le filtre environnemental de l'aridité

La variabilité du micro-climat suit ainsi une équation complexe qui fait intervenir les paramètres régionaux tels que la pluviométrie et les conditions locales, telles que la différenciation locale entre talweg et crête.

Du fait de cette interaction complexe à toutes les échelles, nous avons cherché à évaluer l'influence de l'aridité sur la composition des communautés d'arbres à l'échelle locale (topographie) et à l'échelle de l'île (pluviométrie). La métaphore du filtre environnemental est régulièrement utilisée en écologie pour définir une contrainte exercée par des facteurs environnementaux telle que l'aridité sur l'établissement et la survie des espèces ([Kraft et al. 2015](#)).

Nous avons étudié la structure des communautés d'arbres dans deux paysages soumis à des régimes de précipitations contrastés : l'un situé sur la côte-est (vallée de Tchamba, > 2400 mm/an) et l'autre sur la côte-ouest (plaine de Koné-Pouembout, < 1300 mm/an). Cette étude s'appuie sur les inventaires (arbres avec un DBH > 10 cm) de 40 parcelles circulaires de 400 m² mises en place à la fin de l'année 2017 ([Figure 21](#)).

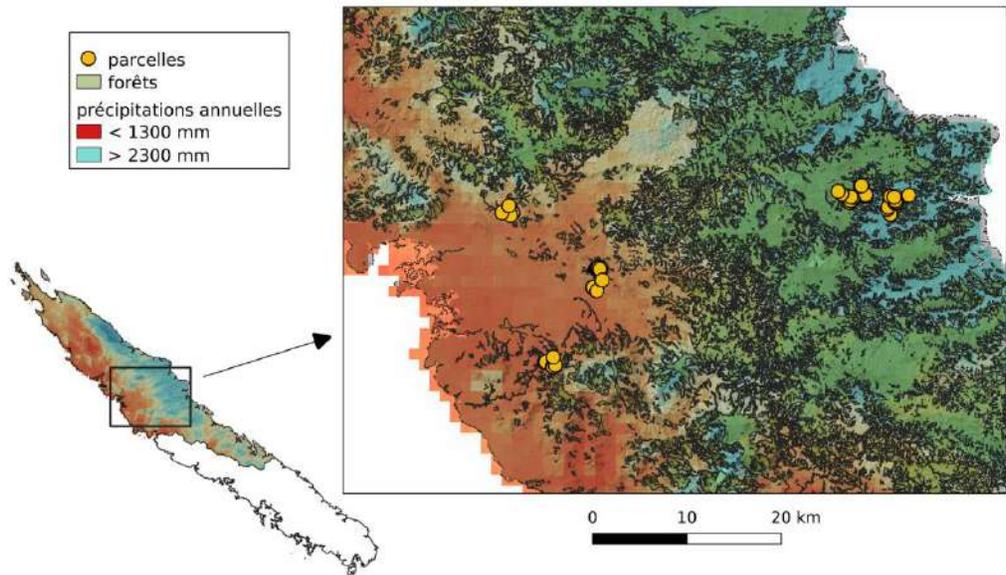


Figure 21 : Distribution des 40 parcelles (400 m²) échantillonnées pour l'étude de l'influence du filtre environnemental de l'aridité sur les communautés. Les parcelles sont équitablement réparties entre la côte-est (20 parcelles) et la côte-ouest (20 parcelles) et localement distribuées le long d'un gradient topographique (TWI).

Ces parcelles ont été équitablement réparties dans les deux paysages sélectionnés (i.e.. 20 parcelles dans la plaine de Koné-Pouembout & 20 parcelles dans la vallée de Tchamba). Dans ces deux paysages, les parcelles ont été disposées le long d'un gradient d'Indice d'Humidité Topographique (Topographic Wetness Index, TWI, Moore et al. 1991), qui représente l'influence de la topographie sur l'écoulement et l'accumulation de l'eau de pluie. Les valeurs de TWI augmentent avec l'accumulation potentielle de l'écoulement des eaux, les valeurs sont donc faibles sur les crêtes et élevées dans les fond de talwegs (Figure 22).

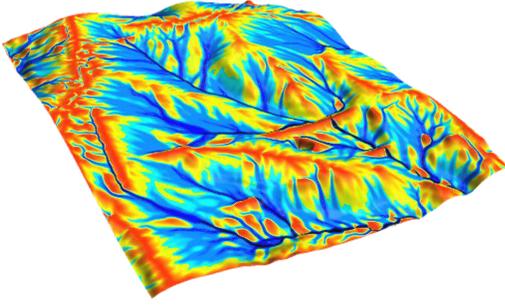


Figure 22 : Représentation de l'indice d'humidité topographique (*Topographic Wetness Index*, TWI). Les valeurs de TWI augmentent depuis les crêtes (rouge) vers les fonds des talwegs (bleu).

Un total de 1626 arbres, appartenant à 53 familles, 104 genres et 145 espèces, ont été inventoriés dans les 40 parcelles. Le nombre d'arbres par parcelle s'élève de 16 à 82, avec une moyenne de 40. Au niveau taxonomique, la composition des communautés (parcelles) est marquée par une forte divergence est-ouest avec 89% des espèces qui n'appartiennent qu'à un seul paysage (56 espèces à l'ouest et 74 espèces à l'est) et seulement 11% d'espèces ubiquistes (15 espèces présentes dans les deux paysages). Là encore, les espèces peu abondantes occupent une place importante, puisque 40% des espèces n'apparaissent qu'une fois dans les parcelles (singleton).

Ce jeu de données est représentatif de la forte diversité *beta* qui caractérise les forêts calédoniennes (Ibanez et al. 2014; Birnbaum et al. 2015). Nous avons construit notre étude en posant l'hypothèse que la capacité des espèces à subsister dans un environnement dépend de leurs propriétés fonctionnelles au travers de "traits fonctionnels". Ce type d'approche connaît un important développement en écologie forestière depuis les 15 dernières années. Puisque plusieurs espèces peuvent partager les mêmes traits, cette approche permet d'étudier les relations espèces-environnement sans se focaliser sur la taxonomie ce qui rend cette approche particulièrement pertinente dans le cas des forêts calédoniennes marquées par une diversité *beta* élevée.

Pour chacune des espèces, 5 traits fonctionnels connus pour représenter des stratégies de résistance à l'aridité et d'utilisation des ressources ont été mesurés (sur la base de 5 échantillons par espèces) pour 127 des 145 espèces au total :

- le SLA (*specific leaf area*, $m^2.kg^{-1}$) qui représente le rapport surface/poids des feuilles
- Le LA (*leaf area*, cm^2) qui représente la superficie d'une feuille

- Le LDMC (*Leaf dry-matter content, mg.g⁻¹*) qui représente le pourcentage de matière sèche contenu dans chaque feuille
- Le LT (*leaf thickness, mm*) qui représente l'épaisseur des feuilles
- Le WD (*wood density, g.cm⁻³*) qui représente la densité du bois (le rapport poids/volume d'un échantillon de bois).

La première étape a été d'évaluer les relations de corrélation existant entre ces traits, de manière à en déduire les stratégies des espèces. Les traits mesurés s'organisent selon deux axes stratégiques au sein des espèces (Figure 23).

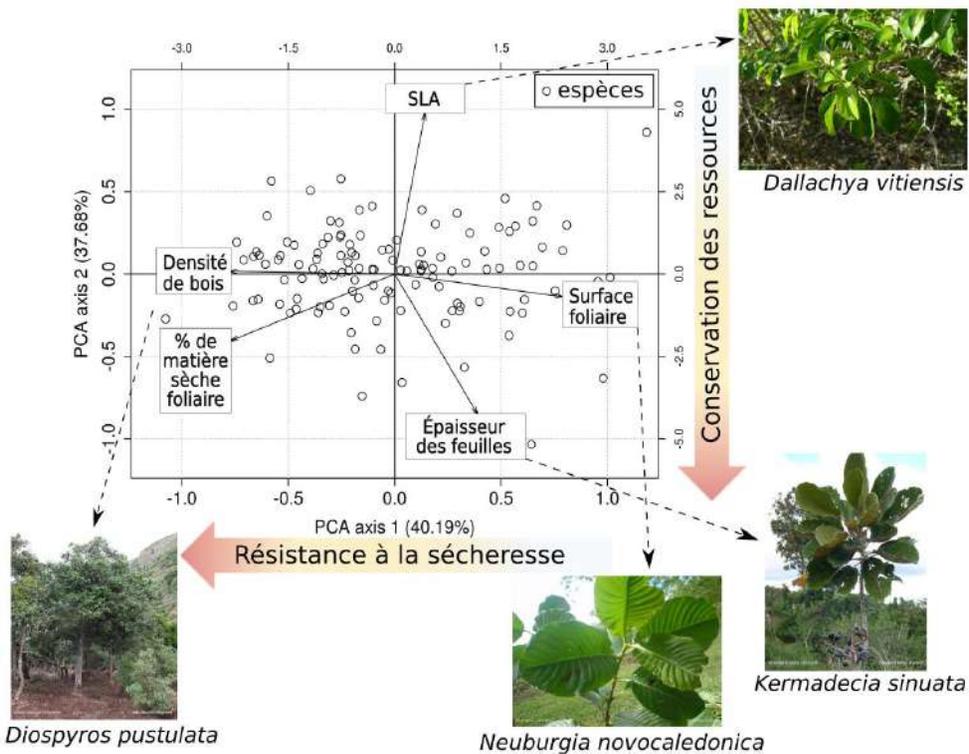


Figure 23 : Analyse en composantes principales (ACP) des valeurs de traits de 127 espèces inventoriées. Le premier axe (PCA1) représente les stratégies de résistance à l'aridité, le second axe (PCA2) représente les stratégies de conservation des ressources. Quatre espèces représentant des positions extrêmes sur les axes sont illustrées à titre d'exemple.

Un premier axe représente la capacité des espèces à résister à l'aridité au travers d'un compromis entre la densité de bois, liée à la résistance à l'embolie (i.e. obstruction d'un vaisseau par cavitation), et la taille des

feuilles, qui définit la surface d'évaporation. Par exemple, *Diospyros pustulata*, qui possède des petites feuilles d'environ 1 cm² et une densité de bois élevé d'environ 0.9 g.cm⁻³, a une bonne tolérance à l'aridité. Un second axe représente la capacité des espèces à conserver les ressources accumulées au cours de leur croissance au travers d'un compromis entre d'un côté des feuilles «dures» et épaisses et de l'autre des feuilles fines et fragiles. Par exemple, *Kermadecia sinuata* présente un SLA faible (3,5 m²/kg), ce qui traduit une longue durée de vie des feuilles pour cette espèce. Cette organisation des traits dans les forêts calédoniennes est cohérente avec ce qui a récemment été décrit dans d'autres forêts tropicales, comme en Amazonie (Baraloto et al. 2012).

Les espèces de la côte-ouest et de la côte-est se différencient effectivement dans leurs stratégies de résistance à l'aridité. En effet, environ 80% des espèces échantillonnées dans les parcelles de la plaine de Koné-Pouembout ont des valeurs de traits qui traduisent une tolérance à l'aridité (Figure 24). À l'inverse, les espèces de la côte-est ont en moyenne une densité de bois plus faible et une surface foliaire plus importante, comme le *Neuburgia novocaledonica* (densité de bois : 0.49 g.cm⁻³ ; surface foliaire : 136 cm²). Ce résultat, en venant compléter celui d'une précédente étude sur la densité de bois des forêts de la chaîne (Ibanez et al. 2017) confirme que la distribution des espèces à l'échelle de l'île est fortement influencée par un filtre environnemental de l'aridité lié au gradient de précipitation est-ouest.

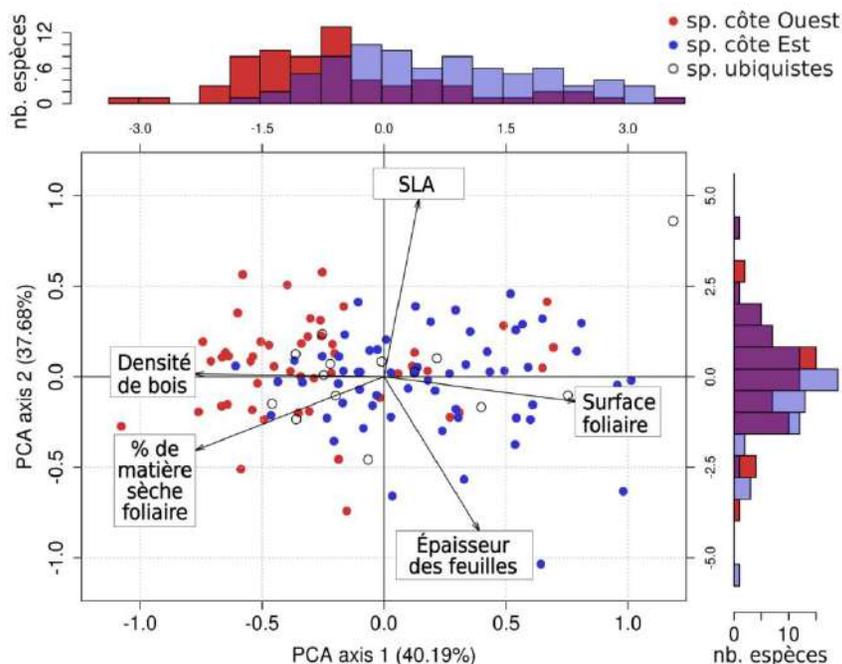


Figure 24 : Analyse en composantes principales (ACP) des valeurs de traits de 127 espèces inventoriées (se référer à la figure précédente pour la signification des axes). Les espèces de la côte ouest sont représentées en rouge et les espèces de la côte est sont représentées en bleu. Les histogrammes (en haut et à droite) représentent la distribution des espèces de la côte est et de la côte ouest sur les deux axes.

A l'échelle du paysage, les communautés d'arbres de la plaine de Koné-Pouembout se différencient dans leurs capacités de résistance à l'aridité. Les communautés situées sur les crêtes (faible TWI) ont des valeurs moyennes de traits qui traduisent une plus forte tolérance à l'aridité que les communautés situées sur les talwegs (fort TWI). De plus, les intervalles de valeurs de traits sont plus faibles dans les communautés situées sur les crêtes, ce qui montre qu'il existe un filtre environnemental fort qui ne retient que les espèces ayant des stratégies de résistance à l'aridité. À l'inverse, les communautés d'arbres situées dans les talwegs abritent des espèces moins tolérantes à l'aridité, comme le *Semecarpus atra*. Le filtre environnemental de l'aridité lié à la topographie est donc un facteur qui exerce une plus forte influence sur la composition des communautés d'arbres de la côte-ouest que sur celles de la côte-est (Figure 25). En effet sur la côte-est, le régime de précipitations plus soutenu diminue le différentiel d'aridité entre les crêtes et les talwegs (cf. plus haut l'évolution de la valeur du VPD). Cependant, les espèces des

communautés (parcelles) situées sur les crêtes de la côte-est présentent des stratégies plus axées sur la conservation des ressources (feuilles épaisses, à longue durée de vie) que les espèces des communautés de talwegs. Ce résultat suggère que l'assemblage des communautés est en partie déterminé par la disponibilité des ressources en nutriments (notamment l'azote, essentiel au développement des plantes) dans le sol. En effet, le lessivage des sols entraîné par les plus fortes précipitations de la côte-est pourrait générer une faible disponibilité en nutriments sur les crêtes et une accumulation de nutriments dans les talwegs.

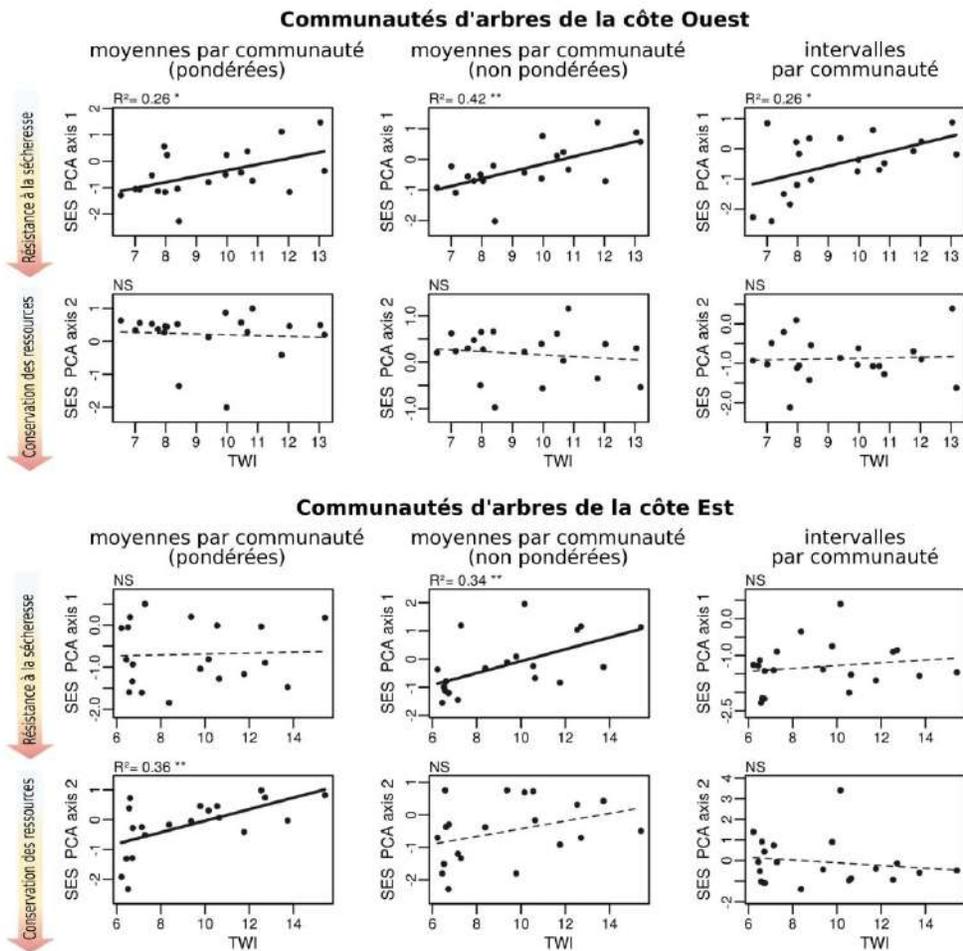


Figure 25 : Statistiques décrivant la position des espèces sur les deux axes de l'ACP (voir figures précédentes) dans chaque communauté (parcelle), pour les 20 communautés de la côte ouest (haut) et les 20 communautés de la côte est (bas). De gauche à droite : position moyenne sur les axes (pondérée par les abondances des espèces), position moyenne sur les axes (non pondérée),

intervalles (valeur maximale - valeur minimale). La signification des axes est illustrée à gauche de la figure.

Pour conclure, cette étude montre que la composition des communautés d'arbres dépend à la fois des facteurs environnementaux locaux et régionaux qui définissent l'aridité. Le filtre environnemental de l'aridité est un processus clef dans l'assemblage des communautés d'arbres des forêts calédoniennes, aussi bien à l'échelle de l'île, avec le gradient de précipitation, qu'à l'échelle locale avec la topographie. Cependant à l'échelle du paysage, ce filtre est plus fort sur la côte ouest que sur la côte est où la disponibilité en nutriments dans le sol joue également un rôle dans l'assemblage des communautés. L'interaction entre les facteurs locaux et régionaux génère donc différents filtres environnementaux, ce qui explique en partie la forte diversité des assemblages d'arbres dans les forêts calédoniennes.

4. Les modèles d'aide à la conservation

Si nous continuons à consolider nos bases de données, autant sur les occurrences que sur les traits fonctionnels des espèces, nos travaux s'orientent sur l'exploitation de ces données dans le contexte de l'aide à la décision en matière de conservation des espaces naturels. Qu'ils soient textuels ou spatiaux, ces jeux de données contiennent avant tout des données de type observation-centrées, c'est-à-dire des données collectées sur le terrain (e.g. un individu, une communauté, un fragment forestier) possédant à minima une coordonnée GPS. Dans ce type de base de données, le nom de l'espèce représente une information ajoutée à l'observation au même titre que la mesure du diamètre.

4.1. L'analyse spatiale avant tout

Jusqu'à présent, les enjeux de nos travaux ont eu pour objectif d'évaluer et comparer la sensibilité écologique de zones géographiques, que ce soient des parcelles, des classes d'altitudes, des classes de pluviométrie ou encore des types de substrat. Nous montrons ainsi que la richesse observée ou prédite évolue avec l'altitude ou encore la pluviométrie alors qu'il n'existe pas de différences précises en fonction des substrats. De la même manière nous observons un effet des filtres environnementaux sur la composition des communautés d'arbres qui agit à une échelle locale et régionale d'autant que la disponibilité hydrique est faible. Dans la même logique, nous analysons la distribution des fragments forestiers et nous constatons que la fragmentation a atteint un niveau si extrême qu'elle participe activement à l'érosion de la biodiversité en raison notamment de l'augmentation de l'effet de lisière.

Si ces chantiers sont toujours en cours, nous avons anticipé la question qui viendra après: peut-on identifier automatiquement des zones qui répondent à une problématique de conservation donnée ?

En d'autres termes nous cherchons une méthode qui permette de mixer ces informations spatiales pour permettre de mieux orienter les politiques de conservation en matière d'aménagement des espaces naturels. Si les systèmes d'information géographiques (SIG) permettent de projeter les données et variables sur un espace géographique (Figure 26), en revanche ces systèmes sont difficilement capables de dégager les relations qui existent

entre les variables, ni de caractériser l'espace géographique avec une approche globale (Cheung et al. 2014).

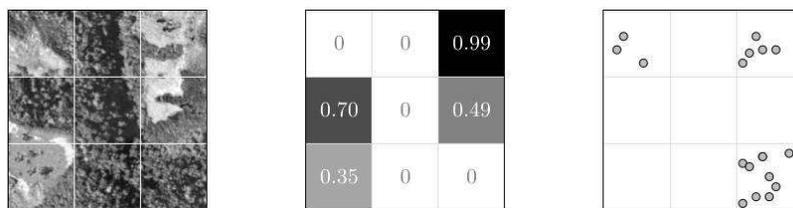


Figure 26 : Trois exemple de couches SIG, de gauche à droite: (a) abondance de forêt dense (donnée binaire), (b) SDM d'une espèce (donnée probabiliste), (c) occurrences d'une espèce (donnée quantitative).

On assiste alors souvent à une classification des enjeux de la conservation définie par un seuillage empirique de chaque couche (méthode de scoring) dont il est difficile de justifier le choix des limites. Le problème majeur des approches de scoring est qu'elles occultent la complémentarité qui peut exister entre les sites, et sont d'autant plus limitées lorsqu'il s'agit de considérer des contraintes spatiales (Cheung et al. 2014; Pressey 2002; Sarkar 2012).

Cette question est d'actualité dans le domaine de la recherche en biologie de la conservation: il s'agit du problème de sélection de réserve, qui s'inscrit dans le cadre plus général de la planification systématique de la conservation (Margules and Pressey 2000). Il consiste à sélectionner des zones clefs optimisées selon un (ou plusieurs) objectif(s) de conservation (e.g. maintien de la connectivité, maximisation de la richesse spécifique, de la diversité phylogénétique) et en considérant certaines contraintes (e.g. économiques, écologiques, spatiales). La finalité de ce problème mathématique est de pouvoir créer des partitions dans l'espace géographique en fonction de contraintes écologiques et/ou socio-économiques. Par exemple, l'aménagement d'un territoire peut conduire à une partition de l'espace afin de distinguer une zone à protéger vis-à-vis d'une zone à exploiter, chacune sera définie avec ses propres contraintes (e.g. des espèces rares et menacées dans la première, des zones exploitables dans la seconde).

Face à ce constat, différentes méthodes ont été développées, en s'appuyant sur la modélisation mathématique, l'informatique et la recherche opérationnelle (e.g. Billionnet 2011, 2012, 2015, 2016; Beier et al. 2011; Butsic et al. 2013; Jafari et al. 2013; Dilkina et al. 2016; Watts et al. 2009).

Nous avons cependant identifié un certain nombre de limites dans cet état de l'art:

- La plupart des modèles sont difficilement adaptables à une nouvelle question de conservation. En effet, ils sont soit trop spécialisés car conçus pour un cas très précis, soit trop génériques et difficilement "spécialisables".
- Si la littérature sur le sujet est très fournie, elle manque clairement d'une synthèse. De plus, les approches existantes y sont peu comparées entre elles, que ce soit en termes de fonctionnalités comme en termes de performances.

Nous pensons que ces limites constituent un gap entre la recherche et l'application, et l'objectif principal du doctorat de Dimitri Justeau-Allaire est de réduire ce gap, en s'appuyant sur le cas des forêts de Nouvelle-Calédonie. Pour arriver à ce résultat, il est nécessaire : (1) d'avoir accès à des jeux de données (observées ou prédites) sur l'ensemble du territoire considéré, (2) de définir des métriques robustes, utiles aux gestionnaires et qui s'appuient sur des données scientifiques. Les jeux de données construits dans le cadre du projet Cogefor représentent une collection unique permettant de tester ces modèles.

Les premiers travaux ont été orientés vers la conception d'une nouvelle approche pour résoudre ce problème de manière plus flexible. En se basant sur la théorie des graphes et sur la programmation par contraintes, il a été possible de définir un modèle générique dans lequel les questions de conservation sont exprimées à l'aide de contraintes (Figure 27).

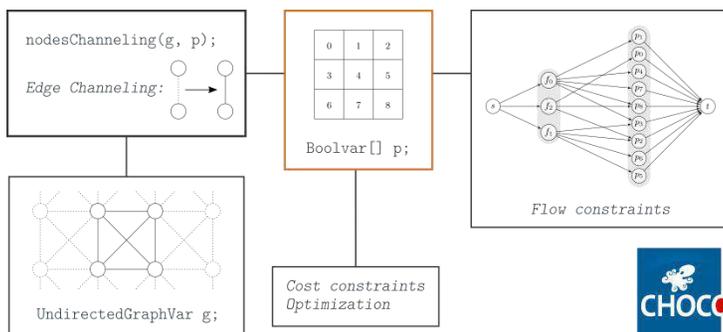


Figure 27 : Un aperçu du modèle développé dans Justeau-Allaire et. 2018, implémenté avec le solveur de programmation par contraintes Choco (cf. article pour plus de détails).

Ce modèle a été testé sur le jeu de données issu du projet CORIFOR (CNRT, [Figure 28](#)), et a été valorisé dans un article ([Justeau-Allaire et al. 2018](#)) présenté lors de la conférence CP 2018 (International Conference on Principles and Practices of Constraint Programming), à Lille.

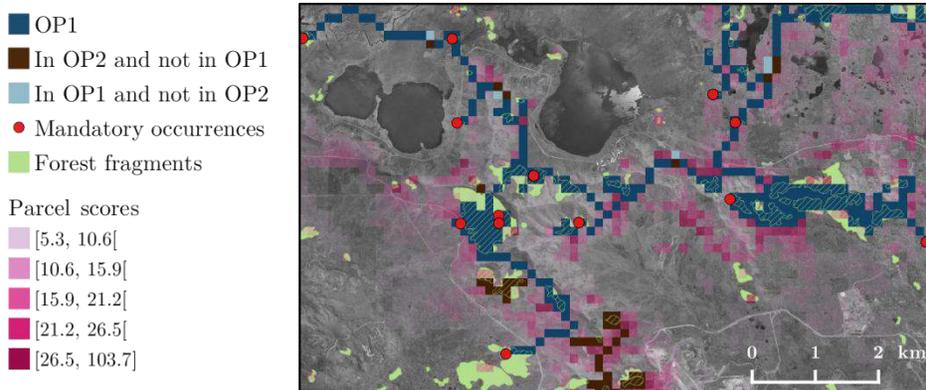


Figure 28 : Cartographie des résultats obtenus en testant le modèle sur les données du projet CORIFOR. L'objectif était, en se basant sur la digitalisation des fragments forestiers, les occurrences et les SDM, d'identifier des corridors connectés permettant de couvrir toutes les espèces de la zones, en minimisant la surface des corridors et en maximisant la surface de zones forestières (cf. [Justeau-Allaire et al. 2018](#), pour plus de détails).

Perspectives pour la suite du projet

L'année 2019 constituera la dernière année du projet Cogefor. Dans cet objectif nous projetons :

- de finaliser les travaux sur les communautés végétales en installant encore 3-4 parcelles sur les substrats ultramafiques à basse et moyenne altitude. Au final nous disposerons d'un jeu de 20 parcelles qui recouvrent les amplitudes écologiques des forêts de Nouvelle-Calédonie, en dehors des hautes altitudes (> 1000 m) ce qui nous donnera un aperçu satisfaisant de l'organisation de communautés
- De poursuivre la complétude des jeux de données afin de fournir une liste complète et vérifiée des espèces d'arbres de la Nouvelle-Calédonie (DBH ≥ 10 cm) avec, pour chaque espèce, une information précise sur les occurrences, la fréquence géographique ou encore la densité de population ce qui permettra de mieux appréhender les statuts de rareté, mais également les traits fonctionnels utiles pour comprendre la relation entre l'environnement et la composition des communautés en s'affranchissant de la forte diversité beta
- Sur le plan informatique nous avons déjà défini avec la DSI de la province Nord que le système niamoto sera intégré avec le site endemia permettant ainsi de capitaliser les données occurrences et de réunir sur un même portail web à la fois les évaluations IUCN et les analyses spatiales

Pour en savoir plus

- Baraloto, C., Timothy Paine, C. E., Poorter, L., Beauchêne, J., Bonal, D., Domenach, A.-M., ... Chave, J. 2010 - Decoupled leaf and stem economics in rain forest trees: Decoupled leaf and stem economics spectra. *Ecology Letters*, 13, 1338–1347.
- Barrière R., Dagostini G., Rigault F. & Munzinger J. 2007 - Caractérisation et cartographie de la végétation des milieux miniers de la côte nord-ouest. *Rapport de Convention IRD / DDEE Province Nord*, 62p.
- Barrière R., Nigote W., Rigault F., Dagostini G. & Munzinger J. 2008 - Caractérisation et cartographie des milieux ultramaïques de la côte nord-est de la province nord. *Rapport de Convention IRD / DDEE Province Nord*, 48p.
- Beier, P., Spencer, W., Baldwin, R.F., McRAE, B.H. 2011 - Toward Best Practices for Developing Regional Connectivity Maps. *Conservation Biology* 25: 879–892.
- Billionnet A. 2011 - Solving the probabilistic reserve selection problem. *Ecological Modelling*, 222: 546-554.
- Billionnet A. 2012 - Designing an optimal connected nature reserve. *Applied Mathematical Modelling*, 36: 2213-2223.
- Billionnet A. 2015 - Designing robust nature reserves under uncertain survival probabilities. *Environmental Modeling and Assessment*, 20: 383-397.
- Billionnet A. 2016 - Designing Connected and Compact Nature Reserves. *Environmental Modeling & Assessment*, 21: 211-219.
- Birnbaum P., Ibanez T., Vandrot H., Blanchard E., Hequet V., Chambrey C. & Pouteau R. 2015 - Les forêts humides de la province Nord, Nouvelle-Calédonie. *Synthèse des travaux de recherche 2012-2015*. Editions IAC, Nouméa, Nouvelle-Calédonie, ISBN 978-2-919253-05-0, 116p.
- Birnbaum, P., Ibanez, T., Pouteau, R., Vandrot, H., Hequet, V., Blanchard, E., & Jaffré, T. 2015 - Environmental correlates for tree occurrences, species distribution and richness on a high-elevation tropical island. *AoB Plants*, plv075.
- Blanchard E. 2016 - *Diversité structurale des forêts denses humides de la province Nord de Nouvelle-Calédonie: de l'arbre au paysage*. Thèse de doctorat ès Science de l'Université de Montpellier, Spécialité « Écologie, Evolution, Ressources Génétique, Paléobiologie », 267 p.
- Briant, G., Gond, V., & Laurance, S.G.W. 2010 - Habitat fragmentation and the desiccation of forest canopies: A case study from eastern Amazonia. *Biological Conservation* 143: 2763–2769.



- Butsic V., Lewis DJ, Radeloff VC. 2013 - Reserve selection with land market feedbacks. *Journal of Environmental Management*, 114: 276-284.
- Chartendrault V & Barré N. 2005 - Etude du statut et de la distribution des oiseaux menacés de la Province Nord de Nouvelle-Calédonie. *Rapport de convention DDEE/IAC*, 115p.
- Chartendrault V & Barré N. 2006 - Etude du statut et de la distribution des oiseaux menacés de la Province Sud de Nouvelle-Calédonie. *Rapport de convention DRN-ENV/IAC*, 75p
- Cherrier, J.-F. 1991 - *Atlas des forêts du Pacifique*. Nogent-sur-Marne, France, Cirad-CTFT, 200 p.
- Cheung AKL, O'sullivan D, Brierley G. 2014. Graph-assisted landscape monitoring. *International Journal of Geographical Information Science*, 29: 580-605.
- Dartis, C. 2010 - Cartographie des forêts denses humides sur formation volcano-sédimentaire en Province Nord. *Rapport méthodologique de production de la donnée*. Nouméa, IRD : 16p.
- Delassus, C. 2018 - *Evaluation des patrons de rareté des arbres dans les forêts de Nouvelle-Calédonie*. Master 2, spécialité écologie, Université de Toulouse III, 44p.
- Dilkina B, Houtman R, Gomes CP, Montgomery CA, McKelvey KS, Kendall K, Graves TA, Bernstein R, Schwartz MK. 2016 - Trade-offs and efficiencies in optimal budget-constrained multispecies corridor networks. *Conservation Biology*.
- DTSI / Service de la Géomatique et de la Télédétection. 2009 - *Classification de l'occupation du sol de la Nouvelle-Calédonie par approche objet*. Gouvernement de la Nouvelle-Calédonie.
- Holdridge, L.R. 1967 - *Life zone ecology*. Tropical Science Center, 206.
- Ibanez T, Chave J, Barrabé L, Blanchard E, Boutreux T, Trueba S, Vandrot H, et Birnbaum P. 2016 - Community variation in wood density along a bioclimatic gradient on a hyper-diverse tropical island. *Journal of Vegetation Science*, 27: 441-451.
- Ibanez T., Munzinger J, Dagostini G, Hequet V., Rigault F, Jaffré T and Birnbaum P. 2014 - Structural and floristic diversity of mixed tropical rain forest in New Caledonia : new data from the New Caledonian Plant Inventory and Permanent Plot Network (NC-PIPPN). *Applied Vegetation Science* 17 : 386-397.
- Ibanez, T., Blanchard, E., Hequet, V., Keppel, G., Laidlaw, M., Pouteau, R., Vandrot, H., & Birnbaum, P. 2018 - High endemism and stem density

- distinguish New Caledonian from other high-diversity rainforests in the Southwest Pacific. *Annals of Botany* 121: 25–35.
- Ibanez, T., Hély, C., Gaucherel, C., 2013 - Sharp transitions in microclimatic conditions between savanna and forest in New Caledonia: Insights into the vulnerability of forest edges to fire. *Austral Ecology* 38: 680-687.
- Ibanez, T., Hequet, V., Chambrey, C., Jaffré, T., & Birnbaum, P. 2017 - How does forest fragmentation affects tree communities? A critical case study in the biodiversity hotspot of New Caledonia. *Landscape ecology* 32: 1671–1687.
- IUCN, The World Conservation Union. 2012 - IUCN Red List of Treated Species. Available from www.redlist.org.
- Jafari, N., Nuse, B.L., Moore, C.T., Dilkina, B., Hepinstall-Cymerman, J. 2017 - Achieving full connectivity of sites in the multiperiod reserve network design problem. *Computers & Operations Research* 81: 119–127.
- Justeau-Allaire, D., Birnbaum, P., & Lorca, X. 2018 - *Unifying Reserve Design Strategies with Graph Theory and Constraint Programming*. In International Conference on Principles and Practice of Constraint Programming (pp. 507-523). Springer, Cham.
- Kacholi, D.S. 2014 - Analysis of Structure and Diversity of the Kilengwe Forest in the Morogoro Region, Tanzania. *International Journal of Biodiversity*. Article ID 516840, 8 pages.
- Kraft, Nathan J. B., Adler, P. B., Godoy, O., James, E. C., Fuller, S., & Levine, J. M. 2015 - Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Functional Ecology*, 29, 592–599.
- Laurance WF, Delamonica P, Laurance SG, Vasconcelos HL, Lovejoy TE. 2000a - Conservation: rainforest fragmentation kills big trees. *Nature* 404: 836.
- Laurance, W.F. 2000b - Do edge effects occur over large spatial scales? *Trends in Ecology & Evolution* 15: 134–135.
- Margules, C. R., & Pressey, R. L. 2000 - Systematic conservation planning. *Nature*, 405: 243.
- Matthews, T.J., Borregaard, M.K., Ugland, K.I., Borges, P.A.V., Rigal, F., Cardoso, P., & Whittaker, R.J. 2014 - The gambin model provides a superior fit to species abundance distributions with a single free parameter: evidence, implementation and interpretation. *Ecography* 37: 1002–1011.
- McGill, B.J., Etienne, R.S., Gray, J.S., Alonso, D., Anderson, M.J., Benecha, H.K., Dornelas, M., Enquist, B.J., Green, J.L., He, F., Hurlbert, A.H., Magurran, A.E., Marquet, P.A., Maurer, B.A., Ostling, A., Soykan, C.U.,



- Ugland, K.I., & White, E.P. 2007 - Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. *Ecology Letters* 10: 995–1015.
- Moore, I. D., Grayson, R. B., & Ladson, A. R. 1991 - Digital terrain modelling: A review of hydrological, geomorphological, and biological applications. *Hydrological Processes*, 5, 3–30.
- Ponçon, Y. 2017 - Etude des paramètres microclimatiques le long d'un transect est-ouest au niveau de l'aoupinié. Rapport de stage de césure ingénieur, IAC, 36p.
- Pressey, R.L., Humphries, C.J., Margules, C.R., Vane-Wright, R.I., Williams, P.H. 1993 - Beyond opportunism: Key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology & Evolution* 8:124–128.
- Rabinowitz, D., Cairns, S., & Dillon T. 1986 - *Seven forms of rarity and their frequency in the flora of British Isles*. In: Soule M. (ed.), *Conservation Biology: The science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, 1882–1204.
- Reveal, J.L. 1981 - The concepts of rarity and population threats in plant communities. *National Agriculture Library*.
- Sarkar, S. 2012 - Complementarity and the selection of nature reserves: algorithms and the origins of conservation planning, 1980–1995. *Archive for history of exact sciences*, 66: 397-426.
- Watts, M.E., Ball, I.R., Stewart, R.S., Klein, C.J., Wilson, K., Steinback, C., Lourival, R., Kircher, L., & Possingham, H.P. 2009 - Marxan with Zones: Software for optimal conservation based land- and sea-use zoning. *Environmental Modelling & Software* 24: 1513–1521.
- Will, R.E., Wilson, S.M., Zou, C.B., & Hennessey, T.C. 2013 - Increased vapor pressure deficit due to higher temperature leads to greater transpiration and faster mortality during drought for tree seedlings common to the forest–grassland ecotone. *New Phytologist* 200: 366–374.
- Wulff, A., Hollingsworth, P.M., Ahrends, A., Jaffré, T., Veillon, J-M., L'Huillier, L. & Fogliani, B. 2013 - Conservation priorities in a Biodiversity Hotspot : Analysis of Narrow Endemics Plant Species in New Caledonia. *Plos one*, 8, 2-14.