



# Rapport scientifique

## 2016

*Dynamique de la fragmentation des Noyaux de  
forêt humide sur substrats ultramafiques en  
Nouvelle-Calédonie*

**RAPPORT FINAL**

**Mars 2017**

*ŒIL (Observatoire de l'Environnement – Nouvelle-Calédonie)*







## Observatoire de l'Environnement en Nouvelle Calédonie

# Projet DYNAMIC

« **DY**namique de la fragmentation des **NoyA**ux  
de forêt hu**M**ide sur substrats ultrama**fi**ques en  
**Calédonie** »

**Rapport FINAL**  
**Mars, 2017**

Ouvrage collectif coordonné par Marc DESPINOY  
(IRD – UMR ESPACE-DEV)  
pour le consortium OEIL – IAC – IRD - CIRAD

**Auteurs**

Marc DESPINOY  
Morgan MANGEAS  
Philippe BIRNBAUM

## CITATION DU DOCUMENT

**Mots clés :** Télédétection, modélisation, Dynamique de la Fragmentation, Connectivité

**En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :**

Despinoy, M., Mangeas, M., Lhuilliez, L., Birnbaum, P. (2017). Dynamique de la fragmentation des Noyaux de forêt humide sur substrats ultramafiques en Nouvelle-Calédonie, Projet ŒIL (Observatoire de l'environnement Nouvelle-Calédonie) DYNAMIC, 60 pages.

## TABLE DES MATIERES

<b>INTRODUCTION.....</b>	<b>9</b>
<b>RAPPEL DES OBJECTIFS DU PROJET.....</b>	<b>14</b>
<b>SITE D'ETUDE.....</b>	<b>15</b>
<b>DONNEES SPATIALES.....</b>	<b>16</b>
<b>METHODOLOGIE.....</b>	<b>19</b>
<b>RESULTATS.....</b>	<b>28</b>
<b>CONCLUSIONS.....</b>	<b>43</b>
<b>PERSPECTIVES &amp; RECOMMANDATIONS.....</b>	<b>46</b>
<b>BIBLIOGRAPHIE.....</b>	<b>47</b>
<b>ANNEXES.....</b>	<b>50</b>
1. Quick-Look des images satellitaires.....	50
2. Bilans météorologiques pour le mois de juillet de 2012 et 2014.....	51
3. Combinaisons des variables d'entrée.....	52
4. Carte des critères probabilisé Forêt/Non Forêt.....	53
5. Carte des différences de gradients.....	55
6. Schémas des connectivités pour les trois images.....	56
7. Protocole / specifications.....	59

## LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES

<i>Tableau 1 : Calendrier des tâches et des livrables prévus et réalisés.....</i>	<i>14</i>
<i>Tableau 2 : Caractéristiques techniques des images acquises.....</i>	<i>16</i>
<i>Tableau 3 : Erreurs de décalage planimétriques.....</i>	<i>17</i>
<i>Tableau 4 : Différences de positionnement en distance (en mètres) par rapport aux orthophotographies pour les 3 images satellitaires.....</i>	<i>18</i>
<i>Tableau 5 : Descripteurs utilisés (indices, filtres) et leur caractérisation (dimensions et orientations).....</i>	<i>22</i>
<i>Tableau 6 : Résultats des différents modèles implémentés et testés.....</i>	<i>29</i>
<i>Tableau 7 : Codification de la cinétique des fragments forestiers.....</i>	<i>37</i>
<i>Tableau 8 : Calculs des cinétiques des fragments forestiers.....</i>	<i>38</i>
<i>Figure 1: Zone d'étude (image Quickbird de 2004).....</i>	<i>15</i>
<i>Figure 2 : Caractéristiques spectrales des images.....</i>	<i>16</i>
<i>Figure 3 : Diagramme des tâches.....</i>	<i>20</i>
<i>Figure 4 : Courbe de ROC théorique et AUC.....</i>	<i>23</i>
<i>Figure 5 : Observation de terrain sur la zone de la Kwé (transects en rouge et points en jaune).....</i>	<i>26</i>
<i>Figure 6 : Histogrammes des images (gauche) et résultats sur les images (droite) après normalisation.....</i>	<i>28</i>
<i>Figure 7 : Graphique en 2D (gauche) montrant les contributions jointes des deux indicateurs implémentés dans le modèle – Courbe ROC à droite.....</i>	<i>30</i>
<i>Figure 8 : Cartographie du critère probabilisé pour l'image entière de 2014 avec en rouge la zone de la forêt de la Kwé.....</i>	<i>31</i>
<i>Figure 9 : Cartographie du critère probabilisé pour une extraction de l'image 2014 (zone de la forêt de la Kwé).....</i>	<i>32</i>
<i>Figure 10 : Cartographie du critère probabilisé pour l'image de 2004.....</i>	<i>33</i>
<i>Figure 11 : Cartographie du critère probabilisé pour l'image de 2012.....</i>	<i>33</i>
<i>Figure 12 : Distribution des valeurs de 2012 dans les cas de progression (à gauche) et de régression (à droite) de la forêt.....</i>	<i>34</i>
<i>Figure 13 : Carte du critère probabilisé après application des seuils (image de 2014).....</i>	<i>36</i>
<i>Figure 14 : Différences de gradient Forêt (2004 à 2014).....</i>	<i>37</i>
<i>Figure 15 : Différences de gradient Forêt (2012 à 2014).....</i>	<i>38</i>
<i>Figure 18 : Schéma de connectivité sur le site de Vale-NC pour un seuil de distance de 400m (respectivement de haut en bas : 2004, 2012 et 2014).....</i>	<i>40</i>
<i>Figure 21 : Nombre de patchs par image.....</i>	<i>41</i>
<i>Figure 23 : Nombre de groupe de patchs en fonction de la distance entre patchs pour les 3 images.....</i>	<i>42</i>
<i>Figure 24 : Cartographie du critère probabilisé pour l'image 2004 (après application des seuils).....</i>	<i>53</i>
<i>Figure 25 : Cartographie du critère probabilisé pour l'image 2012 (après application des seuils).....</i>	<i>54</i>
<i>Figure 26 : Différences de gradient Forêt (2004 à 2012).....</i>	<i>55</i>
<i>Figure 29 : Carte de connexions optimisées pour 2004 (en rouge). Les patchs sont en vert.....</i>	<i>56</i>
<i>Figure 30 : Carte de connexions optimisées pour 2012 (en rouge). Les patchs sont en vert.....</i>	<i>57</i>
<i>Figure 31 : Carte de connexions optimisées pour 2014 (en rouge). Les patchs sont en vert.....</i>	<i>58</i>

## LISTE DES SIGNES & ABREVIATIONS

<b>AAP</b>	<b>Appel à Projet</b>
<b>CNRT</b>	<b>Centre National de Recherche Technologique</b>
<b>CIPAC</b>	<b>Fourniture d'équipement et de solutions technologiques pour le Pacifique Sud</b>
<b>CIRAD</b>	<b>Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement</b>
<b>CoRiFor</b>	<b>Corridors entre les ilots forestiers</b>
<b>DYNAMIC</b>	<b>DYnamique de la fragmentation des NoyAux de forêt huMide sur substrats ultramafiques en Calédonie</b>
<b>IAC</b>	<b>Institut Agronomique néo-Calédonien</b>
<b>IRD</b>	<b>Institut de Recherche pour le Développement</b>



## INTRODUCTION

Ce projet fait suite à un appel à proposition de l'Observatoire de l'Œil concernant une étude sur l'impact des activités humaines, et en particulier de l'activité minière, sur le milieu forestier dans le sud de la Grande Terre de Nouvelle-Calédonie. Des incidents et observations ont été rapportés dans cette région par l'Œil sur la dégradation des forêts. L'IRD, le CIRAD et l'IAC ont proposé de réaliser une étude sur la fragmentation forestière dans la zone d'activité minière de Vale-NC dans la continuité des travaux réalisés dans le cadre d'un projet traitant des corridors de diversité végétale (projet CORIFOR - CNRT - AAP 2012, Birnbaum *et al.*, 2016). Le contexte du projet, les objectifs, les méthodologies et les résultats sont présentés dans ce document.

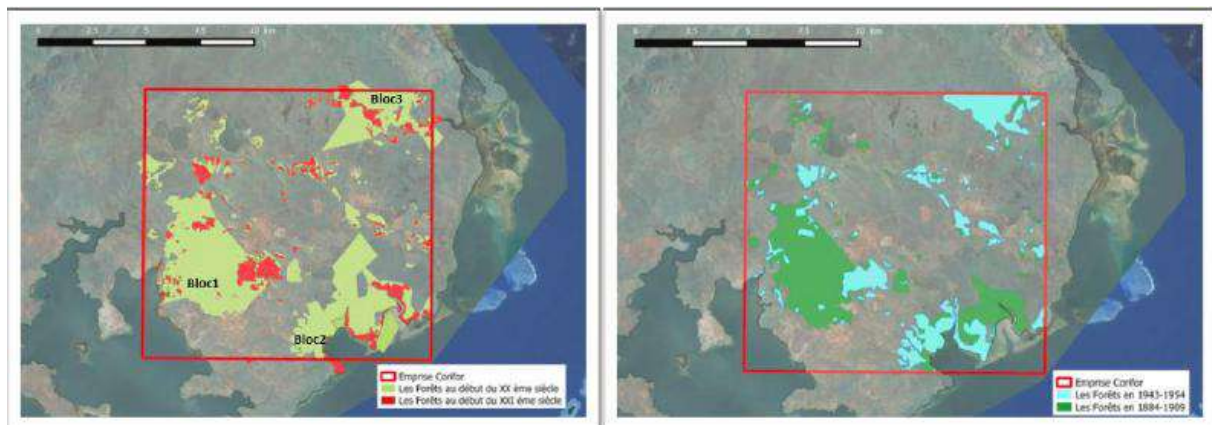
### Contexte et positionnement du projet

Les forêts tropicales humides sur roches ultramafiques regroupent environ 1380 espèces de plantes vasculaires dont 82% sont endémiques de la Nouvelle-Calédonie (Jaffré *et al.*, 2009). Bien que leur étendue exacte avant l'arrivée de l'homme reste inconnue, il est probable qu'elles formaient un ensemble continu recouvrant les substrats ultramafiques. La conjugaison des exploitations forestières et minières et des feux a considérablement fragmenté et réduit la surface originellement occupée par cet écosystème. Aujourd'hui, ces forêts ne subsistent que sous la forme de multiples fragments, parfois d'une taille inférieure à 1ha, qui sont localisés dans les secteurs les plus protégés des feux ou des voies d'accès, comme par exemple les fonds de talweg. Les surfaces occupées par ces fragments forestiers sont estimées à moins de 10% de la superficie de la Calédonie et sont pour la plupart dans un état extrêmement fragmentées. Dans l'emprise de la concession Vale-NC, d'une superficie estimée à environ 1100 ha, la superficie des forêts couvrait en 2004, environ 50 ha, les formations para-forestières couvraient à peine le double de cette superficie tandis que les maquis constituaient plus des 2/3 des zones végétalisées (Jaffré *et al.*, 2004). La couverture forestière actuelle reflète environ 150 ans d'activités anthropiques concentrées sur ce secteur du Grand Sud depuis la baie de Prony au Sud-Ouest jusqu'aux Mt Touaourous, au Nord de Yaté. A la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle, la description du paysage révèle l'existence d'un cordon forestier continu qui borde la côte depuis le Mt Dore jusqu'aux Mt Touaourous, à proximité de Yaté (Sebert, 1874). Ce cordon se prolonge à l'intérieur des terres par trois grands diverticules de forêt qui se rejoignent et entourent le plateau central, non végétalisé et constitué de sols ferrallitiques, initialement appelé "plateau de fer" et plus récemment "le diamant de Goro", dans lequel se concentrent les activités minières nickélicifères actuelles.

Les documents historiques témoignent d'une transformation majeure de ce paysage par l'exploitation forestière intensive initiée à la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle et qui s'est poursuivie jusqu'au début du XX<sup>ème</sup> siècle (Valette, 2006). En plus des volumes de bois directement extraits à des fins commerciales, les perturbations indirectes qui relèvent de la construction des infrastructures nécessaires à l'exploitation (chemins de débardage, construction des rails et du wharf de Prony) augmentent considérablement la surface impactée. En 1938, la chambre d'agriculture considère ainsi que pour 1m<sup>3</sup> de bois exploité, c'est environ 3m<sup>3</sup> de bois qui sont abattus pour le percement des voies d'accès et le débardage. Par ailleurs, au moins trois ouragans majeurs se superposent à cet impact anthropique de la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle et de nombreux feux de brousses, dont certains ont duré plusieurs jours. Dans le secteur de Goro, la fragmentation actuelle du paysage est le résultat majeur de cette période de surexploitation

forestière même si certaines exploitations minières (Cobalt, Fer, Chrome et Nickel) développées localement ont pu contribuer à la réduction des superficies forestières sur certaines collines surexploitées.

Au milieu du XX<sup>ème</sup> siècle, le paysage est déjà très fragmenté et relativement similaire à celui que l'on rencontre au début du XXI<sup>ème</sup> siècle, notamment le bloc 1 situé autour de la baie de Prony et dans une moindre mesure la partie Nord du bloc 2 (cf. Cartes). À cette époque, un troisième bloc (bloc 3) est peu ou pas fragmenté et ses contours se superposent à ceux mesurés au début du siècle. Durant la seconde moitié du XX<sup>ème</sup> siècle, la fragmentation s'intensifie. Les blocs 2 et 3 sont fortement morcelés et les fragments forestiers encore présents autour des chutes de la Madeleine sont supprimés du paysage. Alors qu'il y a un siècle, les forêts constituaient des ensembles continus d'environ 20-40km<sup>2</sup> dans lesquels étaient inclus des petites unités de maquis d'origine édaphique, elles ne forment plus aujourd'hui que des petits fragments, inférieurs à 2km<sup>2</sup>, inclus dans une matrice de maquis d'origine anthropique (cf. carte)



La fragmentation du Grand Sud Calédonien est donc un événement brutal et relativement récent dont l'origine anthropique ne fait aucun doute. Cette conversion du paysage végétal naturel est la somme ou le produit direct des exploitations forestières et minières en y incluant les chemins de prospection et d'exploitation mais également les effets indirects que sont les feux, les ouragans ou les dégradations de toutes natures qui interviennent dès lors que le milieu forestier est discontinu. Le paysage original, constitué de grands ensembles forestiers continus, s'est transformé en un paysage de maquis d'origine anthropique (improprement nommé maquis minier) qui n'est autre qu'une formation dégradée secondaire dans lequel il ne reste plus quelques fragments forestiers reliques.

Cette évolution se poursuit tant que la dette d'extinction n'est pas achevée. Le peu de recul dont nous disposons ne permet pas de définir ni l'ampleur, ni le temps, ni l'impact réel que cette période intensive d'exploitation aura réellement sur la végétation. Cependant, il serait illusoire de penser que les conséquences de cette fragmentation sont terminées parce que les impacts sont terminés ou encore de penser que les régressions observées aujourd'hui sont liées à des impacts et perturbations contemporaines. La végétation est un ensemble dynamique dont la cinétique de réponses s'inscrit dans un intervalle de temps qui recouvre plusieurs générations d'arbres et s'étale donc sur plusieurs siècles (Helm et al 2006; Kolk et Naaf, 2015; Vellend *et al.*, 2006). Actuellement les fragments forestiers de la zone de Vale se situent dans une phase de déstructuration de la biomasse qui s'explique par une augmentation

de la superficie relative des lisières (plus la taille est petite et la forme éloignée du cercle, plus la proportion de lisière est élevée). Ces lisières constituent des environnements instables dans lesquels les plus grands arbres ne sont pas adaptés d'un point de vue mécanique pour résister aux forts impacts latéraux du vent et des pluies (Malcolm 1994 ; Laurance *et al.*, 2000 ; Oliveira *et al.*, 2008). Nous pensons que l'interface forêt-lisière concentre aujourd'hui, la majorité des effets de la dette d'extinction. Cette transformation implique une modification de la composition floristique et entraîne la décroissance des diversités fonctionnelles et phylogénétiques (e.g. Lippok *et al.*, 2014; Lopes *et al.*, 2009; Magnago *et al.*, 2014; Matos *et al.*, 2016; Santos *et al.*, 2010; Santos *et al.*, 2008). Néanmoins, étant donné le degré élevé de la fragmentation et l'abondance relative des espèces rares dans notre inventaire (plus de 40% étaient représentés par moins de cinq arbres), nous pensons qu'au-delà de la conversion des forêts en lisières, les fragments et les espèces les plus isolés seront les plus impactés ultérieurement par la dette d'extinction. Près de notre zone d'étude, Kettle *et al.* (2007) ont montré que la fragmentation des forêts a déjà une incidence sur la population de *Araucaria nemorosa* (un conifère très menacé) au travers de la diminution de la richesse allélique et de l'augmentation de la consanguinité des juvéniles. Au fur et à mesure de la mortalité des arbres les plus âgés, ce processus va s'intensifier et augmenter d'autant leur risque d'extinction (Reed et Frankham 2003). Les espèces rares de la zone de Vale telles que *Acropyle pancheri*, *Agathis lanceolata*, *Quintinia media*, *Pandanus lacuum*, *Planchonella lathila*, *Virotia francii* ou encore *Zanthoxylum sarasinii* sont de fait des espèces menacées de disparition dans ce secteur

Les conclusions du projet Corifor considèrent que la transformation du paysage est toujours en marche et que les mesures de conservation appliquées aujourd'hui ne permettent pas de garantir ni la conservation ni l'expansion des noyaux forestiers actuels. Ainsi, il est suggéré que la réglementation de protection des forêts s'appuie dorénavant sur une stratégie d'expansion de ces zones forestières au travers de la protection de grands ensembles de végétation dont il convient de renforcer la connectivité.

---

#### P 72 du rapport CNRT CoRiFor

*Birnbaum P, Mangeas M, Maggia L, Ibanez T, Despinoy M, Marmey P, Hequet V, Gomez C, Bideau G, Chambrey C, Vandrot H, Blanchard E. (2016) - Caractérisation des connectivités structurelle et fonctionnelle des paysages fragmentés sur substrats ultramafiques. Projet CoRiFor. CNRT « Nickel & son environnement. 84 pages.*

*Telle qu'elle est exprimée dans le code de l'environnement, la définition de la forêt humide sempervirente repose sur un état statique de la végétation, une sorte d'instantané qu'il conviendrait de conserver. Pourtant les forêts sont des ensembles dynamiques. En l'absence de perturbations, la majeure partie des formations végétales de la zone de Vale et plus généralement celles du grand Sud Calédonien retournerait, à plus ou moins long terme, dans l'état de forêt humide en suivant une séquence écologique qui débute depuis le sol nu, la végétation herbacée, le maquis, la formation para-forestière jusqu'à la forêt humide haute et tridimensionnelle. Cette progression n'est pas linéaire dans le temps et le temps de conversion des formations para-forestières en forêts humides dépend principalement de l'enrichissement floristique.*

*D'un point de vue écologique, la superclasse « formation arborée », basée sur les seuls critères structure (densité et hauteur), devient la classe la plus pertinente pour délimiter l'ensemble des forêts en considérant que la variabilité floristique est i) une composante*

*intrinsèque de l'organisation des forêts calédoniennes et ii) le reflet de leur état dynamique.*

*Une formation arborée contient alors les deux classes suivantes :*

- *Les forêts denses humides du présent (e.g. la forêt humide sempervirente actuelle, c'est-à-dire les fragments appartenant au Groupe 1, cf. tâche 2)*
- *Les forêts denses humides du futur (e.g. les lisières, les formations para-forestières & secondaires, c'est-à-dire les fragments appartenant au Groupe 2, cf. tâche 2)*

*(...)*

*Outre la difficulté de délimiter objectivement la frontière entre ces classes dynamiques du fait de leur recouvrement, l'utilisation de la superclasse « formation arborée » se justifie pour protéger les forêts humides en appliquant une stratégie de conservation basée sur une volonté d'expansion et de reconstitution des forêts originelles. Dans cette perspective, il est urgent de considérer ces lisières forestières, quelle que soit leur composition floristique actuelle, comme des forêts en devenir dont il convient d'entretenir, de favoriser et d'accroître la connectivité avec le cœur forestier. Nous suggérons de ne plus distinguer ces « forêts du futur » des forêts humides sempervirentes actuelles puisqu'elles sont les garantes de leur maintien et de leur expansion.*

---

Le projet DYNAMIC a pour objectif d'apporter des précisions sur l'ampleur et la dynamique des phénomènes de dégradation des surfaces forestières et de développer des outils qui permettent de quantifier l'évolution de ces surfaces et des connectivités qui en découlent. Ce projet soulève plusieurs interrogations : La dégradation forestière est-elle toujours en cours ? Quel est le rythme de la réduction des surfaces forestières ? Le degré de la fragmentation est-il réduit, conservé ou amplifié ? Ce projet s'appuie sur l'analyse diachronique d'images acquises à différentes dates (2004, 2012 et 2014). Au-delà de mesurer une différence pixel par pixel du couvert forestier entre les différentes dates, le projet a pour ambition de définir l'évolution de la fragmentation.

Dans cette étude nous développons un modèle qui s'affranchit d'une délimitation *stricto sensu* des unités forestières, en fournissant une probabilité de présence de forêt, basé uniquement sur des caractéristiques de structure, dont les principales composantes sont, le ratio végétation/sol nu, la taille et l'hétérogénéité des houppiers ou encore la stratification, sans faire de distinction franche entre le para forestier/la lisière/la forêt secondaire et la forêt dense humide. Du fait de la superficie de la zone à étudier, la méthode exploite plusieurs images satellitaires à très haute résolution spatiale (sub-métrique). Diverses méthodes peuvent être exploitées pour caractériser la structure bidimensionnelle de la forêt calédonienne basées sur i) des approches de segmentation à partir des valeurs radiométriques des pixels (Hagner, 1990), ii) des approches qui se focalisent sur la détection de houppiers (Leckie *et al*, 2003) et iii) des méthodes qui tiennent compte des caractéristiques comme l'homogénéité de la région ciblée (Wang *et al*, 2007). Dans ce projet nous proposons une méthode qui sélectionne les paramètres les plus pertinents, en s'appuyant sur des caractéristiques texturales et des indices de végétation, et capable de comparer des images prises à différentes périodes.

Les résultats permettent *in fine* de visualiser le « gradient forestier », à partir duquel les variations temporelles sont observées, et d'analyser la dynamique de connectivité des fragments forestiers en exploitant la méthodologie utilisée dans le projet CNRT CoRiFor.

### **Une collaboration entre 3 partenaires**

L'Observatoire de l'ŒIL, l'Institut Agronomique néo-Calédonien (IAC) et l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD) se sont associés pour mettre en place ce projet et formaliser les modalités de collaborations scientifiques, techniques et financières dans le cadre d'une convention tripartite. Le CNRT a accepté de mettre à disposition gratuitement une image Pléiades de 2012, acquise dans le cadre du projet CoRiFor.

Ce rapport final prévu dans ce cadre, présente l'état des activités menées au niveau des différentes tâches et les conclusions auxquelles nous aboutissons à l'issue de ce projet.

## RAPPEL DES OBJECTIFS DU PROJET

Le projet est articulé autour d'axes de travail qui répondent chacun à l'objectif commun de caractérisation de l'état de la fragmentation structurelle et de son suivi temporel. Les grands axes de travail abordés sont :

- Étude de la connectivité structurelle (caractéristiques géométriques) qui lie les unités de paysages
- Suivi diachronique permettant de connaître l'état de la fragmentation structurelle dans le temps et ainsi mettre en évidence les évolutions dans ces unités de paysage.
- La validation par l'observation de terrain

La caractérisation de l'organisation spatiale et géographique des unités forestières est basée sur trois classes (fragment, non-fragment et interface). Cette étude de la fragmentation (limite, taille, connexité, isolement, composition, abondance, densité,...) s'appuie sur les méthodes d'analyses spatiales à partir de traitements d'images satellitaires THR et à partir de données de terrain. Ce projet s'intéresse également à la connectivité des fragments forestiers au travers d'analyse géométriques (distances inter-isolats) et paysagères (évolution des fragments). Une carte globale des gradients forêt/non forêt caractérise les milieux inter-fragment au travers de leur ressemblance à la structure forestière (0 aucune ressemblance, 1 cœur de forêt dense humide).

Ces objectifs, fixés au départ du projet, n'ont pas été modifiés. Cependant, les moyens pour y arriver ont évolués. En effet, l'obtention des résultats et l'apport de connaissances du projet précédent ont permis d'orienter DYNAMIC sur une analyse de la dynamique du continuum maquis / forêt. Ces traitements sont basés sur des approches statistiques (autocorrélation spatiales et classifieur de type SVM).

Numéro	Désignation	Durée	Taux de réalisation (%)
<b>Tâche 1</b>	Traitements et analyse de la fragmentation	3 mois	100
<b>Tâche 2</b>	Analyse temporelle <i>Livrable intermédiaire</i>	6 mois	100 <i>100</i>
<b>Tâche 3</b>	Validation par observations de terrains <i>Livrable final</i>	9 mois	100 <i>100</i>

Tableau 1 : Calendrier des tâches et des livrables prévus et réalisés

La fin du projet initialement prévue fin juillet 2016 a été décalée de quelques mois (fin novembre 2016) en accord avec l'ŒIL.

## SITE D'ETUDE

L'emprise générale du projet DYNAMIC est concentrée dans le secteur sud de la Grande-Terre (substrats ultramafiques) aux abords de la plaine des lacs (sols hydromorphes existants), entre Prony et Yaté, incluant la concession de Goro sur un secteur d'environ 180 km<sup>2</sup> couvert par les images satellitaires très haute résolution spatiale (0,5 m à 0,66 m) acquise dans le cadre de cette étude. L'emplacement de cette zone recouvre une grande quantité de fragments forestiers, sur des secteurs à la fois relativement accessibles et pour lesquels nous disposons parallèlement de données de terrains.

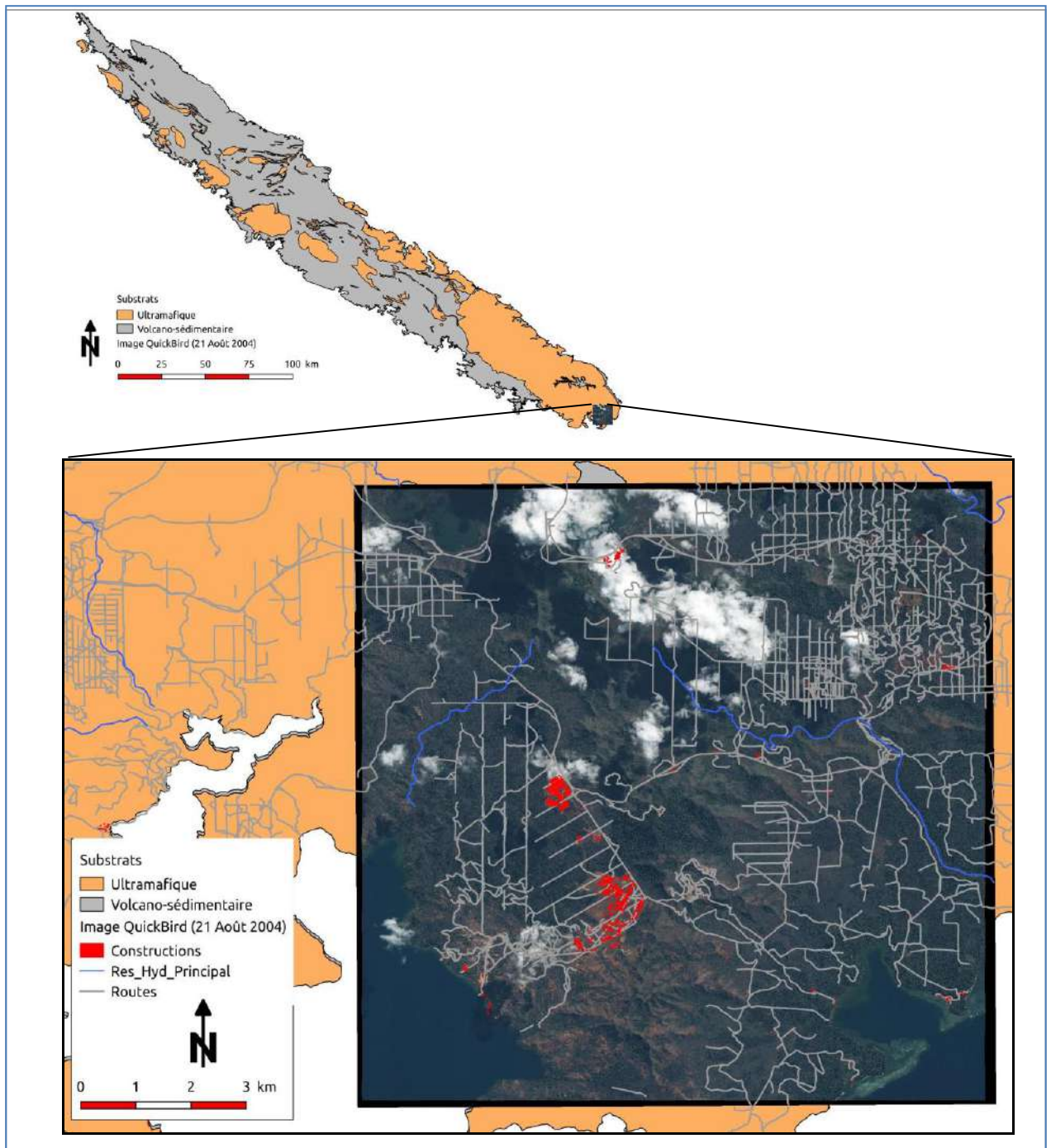


Figure 1: Zone d'étude (image Quickbird de 2004)

## DONNEES SPATIALES

Ce site d'étude possède un taux d'enneuagement annuel particulièrement élevé. La recherche d'images disponibles a donc été laborieuse. Après des allers-retours auprès de deux sociétés revendeurs d'image (CIPAC, MapMart), seules trois images sur cette décennie ont été sélectionnées (cf. Annexes de la convention décrivant le projet) pour leur qualité radiométrique (couverture nuageuse, brume/cirrus, emprise). Ces images sont visibles en annexe 1 et permettent d'appréhender le taux de couverture nuageuse.

Deux images ont été commandées et achetées auprès de fournisseurs différents (cf. Tableau 2 suivant) avec le même niveau de précision géométrique. Une troisième image (Pléiades de 2012) acquise dans le cadre du projet CoRiFor a été mise à disposition gratuitement par le CNRT.

Capteur	Réso. Spatiale (m)	Nb de canaux (spectres concernés)	Date d'acquisition	Niveau de pré-traitement	Fournisseur
QuickBird	0,6	4 (Bleu au PIR)	21/08/2004	Ortho	MapMart
Pléiades	0,5	4 (Bleu au PIR)	13/07/2012	Ortho	CNRT
Pléiades	0,5	4 (Bleu au PIR)	25/07/2014	Ortho	CIPAC

Tableau 2 : Caractéristiques techniques des images acquises

La Figure 2 suivante présente les caractéristiques spectrales pour les images QuickBird (trait pointillé) et Pléiades (trait plein). Bien que provenant de capteurs différents ces images possèdent des caractéristiques spectrales proches.

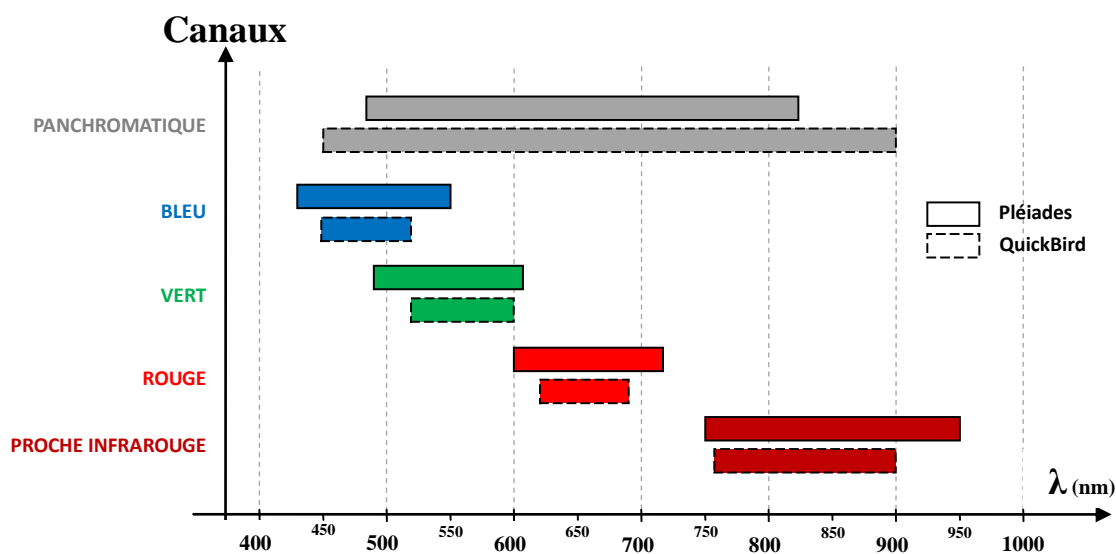


Figure 2 : Caractéristiques spectrales des images

Ces images ont été commandées avec un niveau de prétraitement avancé puisqu'elles ont été



livrées orthorectifiées à partir du MNT (résolution du MNT de 10m) du territoire (source DITTT). Ce qui indique que les images ont été corrigées des effets de capteurs, d'atmosphère et de pentes. La précision géométrique a été vérifiée à partir de 17 points répartis sur la zone d'étude (8 points concernent les zones d'altitude basses soit < 150 m ; 9 points concernent les zones d'altitude supérieures soit  $\geq 150$ m). Les coordonnées géographiques de ces points ont été comparées aux coordonnées issues des ortho-photographies de la DITTT. Le Tableau 3 ci-après présente les résultats statistiques de ces points. Les tableaux bleu (B) et rouge (C) concernent respectivement les erreurs de positionnement planimétrique des points en zone basses et en zones d'altitude.

Toutes images confondues, ces points ont en moyenne un décalage en distance de 2,7 m (2,71 m sur zones basses et 2,67 m sur les hauteurs). On enregistre cependant des maximums de 10 m sur certains points.

A	Stat Globales	X (m)	Y (m)	Distance (m)
	<b>Moy</b>	2,03	1,53	<b>2,69</b>
	<b>Min</b>	0,02	0,02	0,51
	<b>Max</b>	8,19	6,49	9,98
	<b>Ecart-type</b>	1,87	1,27	<b>2,08</b>

B	Stats zones basses (< 150m)	X	Y	Distance (m)
	<b>Moy</b>	1,81	1,80	<b>2,71</b>
	<b>Min</b>	0,02	0,02	0,51
	<b>Max</b>	7,59	6,49	9,98
	<b>Ecart-type</b>	2,03	1,49	<b>2,35</b>

C	Stat zones altitudes ( $\geq 150$ m)	X	Y	Distance (m)
	<b>Moy</b>	2,24	1,28	<b>2,67</b>
	<b>Min</b>	0,54	0,05	0,77
	<b>Max</b>	8,19	4,10	9,16
	<b>Ecart-type</b>	1,72	0,99	<b>1,86</b>

*Tableau 3 : Erreurs de décalage planimétriques*

Le Tableau 4 présente les différences de distance entre les points de chaque image et ceux des ortho-photographies aériennes du territoire. Ceci permet de constater que l'image de 2004 semblerait être la moins bien orthorectifiée avec un décalage moyen de 4,30 m (maximum à 10 m). A l'échelle des images (environ 1/2000), ces résultats peuvent engendrer des variations dans les valeurs aux lisières des classes de forêt. Toutefois, techniquement ces décalages géométriques sont expliqués et inévitables. En effet, ils sont générés par l'utilisation du MNT au pas de 10m, seule couche d'information précise disponible sur la zone d'étude du projet.

Statistiques	2004	2012	2014
<b>Moyenne</b>	<b>4,30</b>	<b>1,91</b>	<b>1,80</b>
<b>Min</b>	1,41	0,51	0,76
<b>Max</b>	9,98	3,11	2,72
<b>Ecart-type</b>	2,85	0,78	0,65

*Tableau 4 : Différences de positionnement en distance (en mètres) par rapport aux orthophotographies pour les 3 images satellitaires*

La méthodologie présentée dans le chapitre suivant, permet de répondre à l'objectif principal du projet en apportant des informations sur la structure des forêts denses humides calédoniennes et dans la compréhension de la dynamique des milieux forestiers dans un contexte environnemental où la pression anthropique est forte.

## METHODOLOGIE

La méthodologie générale est basée sur la définition d'indices radiométriques et texturales qui permettent de classer chaque pixel d'une image dans un espace de probabilité compris entre 0 (non-forêt absolue) et 1 (forêt absolue). La première étape consiste à normaliser les images utilisées (2004, 2012 & 2014) afin de s'assurer de leur correspondance radiométrique et géométrique. Ces images normalisées sont alors comparées entre-elles afin de dégager les tendances de l'évolution du paysage soit au travers d'une comparaison de pixel à pixel, soit en évaluant la connectivité entre fragments forestier

Durant cette dernière décennie, l'utilisation d'images satellitaires à très haute résolution spatiale (métrique et sub-métrique) a permis d'ouvrir le champ des connaissances sur la complexité structurale des forêts denses humides (Courteron *et al.*, 2002, Broadbent *et al.*, 2008, Sánchez-Azofeifa *et al.*, 2011, Zhou *et al.*, 2013 ; Asner *et al.*, 2014 ; Barbosa *et al.*, 2014).

La bibliographie dispose d'un nombre important de publications portant sur l'analyse texturale des forêts. Cependant, peu d'études se sont intéressées à la diversité structurale des forêts denses humides de Nouvelle-Calédonie (Blanchard *et al.*, 2015) et aucune n'exploite cette approche texturale dans le cadre d'une analyse temporelle.

Une thèse de doctorat (Blanchard, *et al.*, 2016) propose une étude basée sur l'analyse de la texture de la canopée des forêts calédoniennes par l'utilisation d'imagerie satellitaires THR (Pléiades) au travers de la méthode FOTO (FOurier-based Textural Ordination, Courteron, *et al.*, 2002). Notre projet se différencie de ce travail de cartographie automatique par la notion temporelle et l'utilisation d'indices différents (autocorrélation spatiale notamment).

La méthode mise en place au début du projet est basée sur les deux images acquises directement dans le cadre de cette étude (QuickBird de 2004 et Pléiades de 2014) et les premiers traitements (normalisation, calculs indices et apprentissage du modèle) ont été réalisés sur cette base. Cette méthode est basée sur une phase d'apprentissage réalisée sur 4 extractions correspondantes à des zones géographiques différentes en termes de structures forestières (répartitions, dimensions...) et de couverture végétale (classes végétales différentes).

L'image Pléiades 2012 sur la même zone d'étude est utilisée pour tester la robustesse du modèle développé.

Le schéma méthodologique des étapes réalisées pour l'obtention de cartes de probabilité (ou gradient) de forêt par image est présenté sur la Figure 3.

Ce diagramme peut se scinder en deux parties majeures :

- La normalisation radiométrique et géométrique des images
- L'évaluation des indices ou filtres (végétation, textures, autocorrélation spatiale) et le calibrage du modèle de probabilité de présence de forêt.

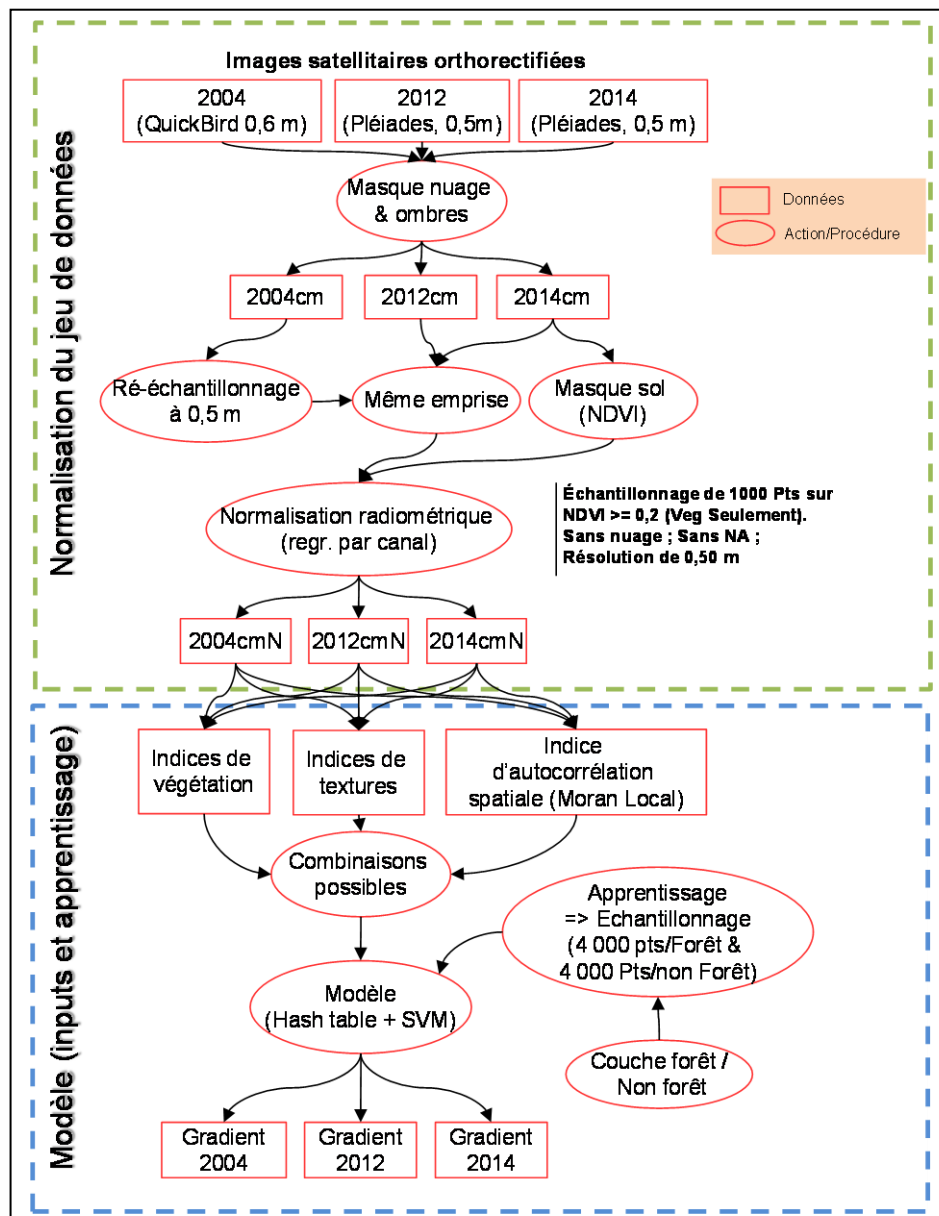


Figure 3 : Diagramme des tâches

Par la suite, une analyse des différences entre les images est réalisée et est suivie d'une analyse de la connectivité.

### Normalisation des images satellitaires

En premier lieu, les nuages et leurs ombres (informations inutiles) de chaque image ont été éliminées de toutes les images.

L'emprise des trois images a été homogénéisée. Afin de restreindre l'étude à la seule classe de végétation, un masque des sols a été généré à partir d'un seuillage de l'histogramme des NDVI réalisée sur l'image de 2014 (seuil définit à 0,2 par expertise) et appliqué aux 3 images. Les variations radiométriques qui résultent d'acquisition différentes ont été réduites lors des

prétraitements effectués par les prestataires des images (corrections atmosphériques, radiométriques et géométriques).

Dans notre étude, un mois sépare les trois images entre fin juillet et fin août (Tableau 2/ Tableau 2), ce qui est suffisamment proche pour considérer que les conditions d'enregistrement des images n'influent que très peu sur les radiométries.

Les bulletins météorologiques de Météo-France Nouvelle-Calédonie pour les mois de juillet-Août 2012 et 2014 (2004 n'existant plus), montrent des périodes de l'année fraîches et sèches (Tableau - Annexe 2) et démontrent une stabilité par rapport aux normales saisonnières.

Néanmoins, les statistiques calculées sur chacune des images (étalement d'histogramme de fréquence, minimum, maximum, moyennes, écart-type pour certaines groupes de pixels d'une même classe...), montrent que des différences radiométriques subsistent. Dans un contexte d'étude chronologique ces différences sont souvent néfastes. Une étape préliminaire s'est donc imposée : la normalisation radiométrique par égalisation d'histogramme.

Plusieurs méthodes de normalisation par étalement d'histogramme existent. Dans notre cas où les histogrammes sont quasi monomodaux, l'étalement linéaire est le plus adapté car il conserve le mieux la dynamique des valeurs radiométriques de départ. Ce procédé de normalisation est rapide, facile d'implémentation et complètement automatisé. Cette transformation radiométrique est relative, c'est à dire qu'elle s'effectue d'une image référente sur une image cible. Pour cela l'image Pléiades de 2014 a été identifiée comme image référente en raison de son « étalement radiométrique » le plus faible (différences entre les valeurs extrêmes de l'histogramme des fréquences).

Nous avons opéré une normalisation entre histogrammes (images cibles 2004 et 2012, image de référence 2014) en séparant les pixels comportant de la végétation ( $NDVI \geq 0,2$ ) des autres ( $NDVI < 0,2$ ).

### *Construction du modèle*

---

Différents descripteurs<sup>1</sup> sont utilisés pour la caractérisation des images ou la détection des objets d'une image. Les principaux sont la couleur, la texture et la forme. Parmi ces trois descripteurs la couleur est la plus souvent utilisée et donne actuellement les meilleurs résultats. La texture est également très utilisée bien qu'elle soit plus complexe à mettre en œuvre que la couleur. Les indices de formes sont plus utilisés pour détecter des objets précis sur une image et de fait ils restent très complexes à mettre en œuvre et finalement peu informatifs pour l'étude de la végétation.

Le modèle développé dans le cadre de notre étude se base sur le croisement des deux premiers indices (couleur et texture), combinant l'approche radiométrique pertinente pour détecter la végétation et l'approche structurale pertinente pour détecter la présence d'arbres. Ce paragraphe présente les étapes clefs qui permettent de construire le modèle basé sur ces deux descripteurs.

Les descripteurs utilisés fournissent des informations pour détecter et qualifier la végétation

---

<sup>1</sup> Le terme descripteur est utilisé ici pour caractériser aussi bien les « indices » (plutôt réservé aux calculs mathématiques entre canaux) que les « filtres » (plutôt employé pour la texture car issus de calculs statistiques)

(activité photosynthétique, taux de la couverture végétale, texture de la canopée). Ils se distinguent en deux catégories majeures :

- Les indices de couleurs s'appuient sur la radiométrie des images. Au-delà des valeurs brutes (issues des canaux bleu, vert, rouge et proche infrarouge), nous utilisons des combinaisons entre canaux (NDVI pour la végétation et MNDWI pour les zones hydromorphes, Xu, H., 2006) reconnus pour leur robustesse aux variations de pentes et la simplicité de leur utilisation.
- Les filtres de textures représentent l'arrangement spatial des objets dans l'image (Majdoulayne, 2009). Les filtres les plus souvent utilisés sont dérivés de la matrice de co-occurrence qui dénombre les paires de pixels jouissant d'une même propriété spectrale, d'une périodicité ainsi que d'une directivité des textures (Halarick *et al.*, 1973). Les filtres de textures utilisés dans le cadre de notre projet sont les filtres de moyenne, de variance, d'homogénéité, de contraste, de dissimilarité, d'entropie, de moment second et de corrélation (Majdoulayne, 2009).

L'application de ces descripteurs sur des images numériques se réalise via des fenêtres de dimensions variables qui doivent correspondre aux objets recherchés, dans notre cas, les couronnes d'arbres. L'intervalle 5-25m est utilisé pour détecter la couronne des arbres de forêts. Avec une résolution spatiale de 0,5 m, la plus petite fenêtre possible (9 pixels) correspond à une zone carrée au sol de 4,5m de côté tandis que la plus grande utilisée (51 pixels) correspond à une fenêtre de 25m. Entre ces deux extrêmes nous définissons des classes intermédiaires (9, 15, 31 et 51 pixels) qui permettent de définir l'organisation bidimensionnelle des houppiers. Ces filtres texturaux sont ensuite appliqués aux 3 images de façon itérative dans les 4 directions (0°, 45°, 90° et 135°) et pour chaque taille de fenêtres (Tableau 5 ci-après).

Indices (végétation)	Filtres texturaux	Orientations des calculs dans une fenêtre (rouge) appliquée à une image (bleu)	Tailles des fenêtres (pixels)
NDVI MNDWI	Moyenne Variance Homogénéité Contraste Dissimilarité Entropie Moment second Corrélation		9 15 31 51

Tableau 5 : Descripteurs utilisés (indices, filtres) et leur caractérisation (dimensions et orientations)

Ces filtres de textures mettent en évidence les périodicités et les directivités des valeurs de gris d'une image. Par contre, ils ne relèvent pas ou peu les dépendances spatiales des pixels entre eux qui permettent l'étude des changements dans la structure d'une forêt (limites des fragments, gradients entre classes intra fragments). L'approche par analyse de l'autocorrélation spatiale permet de prendre en considération ces dépendances spatiales (ou interactions spatiales), qui sont d'autant plus fortes que les localisations sont plus proches : « *everything is related to everything else, but near things are more related than distant things* » (Tobler, 1970).

Les indices les plus utilisés dans le traitement automatique de l'autocorrélation spatiale sont

l'indice de « Moran local » (le terme « local » désigne ici l'application du calcul restreint à la fenêtre définie par l'utilisateur) et de « Geary ». L'indice de Moran Local (Moran, 1950, Cliff et Ord, 1969 et 1973) permet de mesurer le niveau d'autocorrélation spatiale d'une variable et de tester sa significativité (en terme statistique). L'indice à des valeurs comprises entre -1 (indiquant une dispersion parfaite) et 1 (corrélation parfaite = valeurs semblables ou régions homogènes). Une valeur nulle signifie que la distribution spatiale de la variable étudiée est parfaitement aléatoire dans le territoire. L'indice de Moran Local s'applique à l'aide d'une fenêtre glissante de dimension choisie pour être sensible au voisinage (Oliveau, 2010).

Une autre alternative pour mesurer l'autocorrélation spatiale est l'indice de Geary (Geary, 1954) qui est également sensible à l'autocorrélation spatiale locale. L'indice de Geary varie de 0 à l'infini et vaut 1 s'il y a dépendance spatiale. Pour toute valeurs inférieures à 1, il y a une autocorrélation spatiale positive, et inversement pour des valeurs supérieures à 1.

Les deux méthodes d'application locale (Geary et Moran Local) ont été implémentées dans le modèle et les meilleurs résultats ont été obtenus pour l'indice « Moran Local ».

Dans le cadre de cette étude sur l'environnement forestier, cet indice est calculé à partir de couches d'information représentatives de la végétation (activité photosynthétique, taux de couverture végétale étroitement lié à la densité) et de ses contrastes (approche texturale). Il permet ainsi la distinction graduelle entre différentes classes de végétations tout en ayant un signal robuste et interprétable rapidement.

Le modèle choisi qui intègre tous ces indices et filtres est du type SVM (Support Vector machine) considéré comme l'un des plus performants actuellement (Vapnik, 1995 ; Burges, *et al.*, 1997) en utilisant l'option qui permet de récupérer les sorties sous forme de probabilité (valeurs continues comprises entre 0 et 1) d'appartenance à la classe forêt. La performance du modèle, évaluée au travers de la combinaison de tous les indices, est mesuré en utilisant le critère AUC (Area Under Curve) correspondant au calcul de la courbe ROC (Receiver Operation Characteristic) particulièrement bien adapté dans le cadre des problèmes de classification à deux classes (Mason *et al.*, 2002 ; Powers *et al.*, 2011).

La courbe ROC (Receiver Operating Characteristic, Figure 4 ci-après) encore appelée fonction d'efficacité du modèle (Yang *et al.*, 2015 ; Kerekes, 2008 ; Powers *et al.*, 2011) représente la sensibilité (en ordonnée) du modèle donnée par les vrais positifs (fraction des points forêt classés en forêt), et l'antispécificité (1 – spécificité) par les faux positifs (fraction des points non-forêt classés en forêt). L'AUC (Area Under Curve) représente la surface en-dessous de la courbe ROC (Mason *et al.*, 2002).

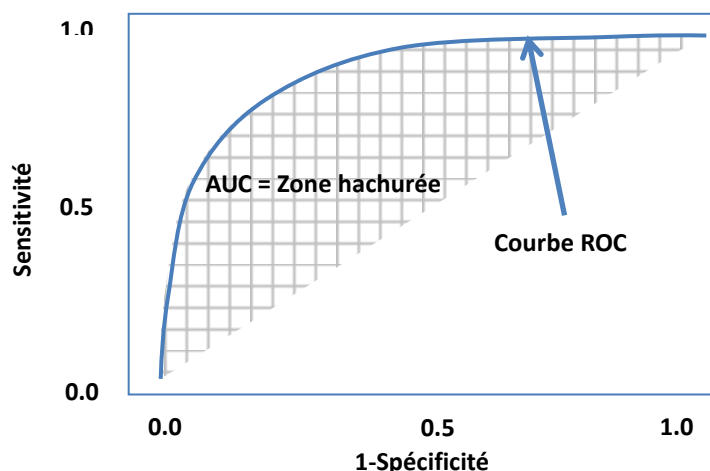


Figure 4 : Courbe de ROC théorique et AUC

La totalité des indices couplés 2 à 2 forme un peu moins d'une centaine de couche d'information (92 exactement présentés en Annexe 3).

L'application d'un modèle SVM sur les images de grandes dimensions (661 854 798 pixels par canal pour l'image de 2014 par exemple) est incompatible avec la puissance de nos calculateurs, ce qui nous oblige de partitionner les calculs. Nous avons donc utilisé des techniques basées sur les **tables de hachage** qui permettent de diminuer drastiquement les temps d'application d'un modèle non linéaire. Elles fonctionnent au travers de l'indexation de la valeur des variables entrée-sortie du modèle qui est alors appliquée à l'image entière. Cette table de hachage est fournie avec l'ensemble des livrables. Elle pourra être implémentée aisément au sein d'une chaîne de traitement avec des temps de calcul réduits.

La délimitation des zones forestières, fournie à dire d'expert, a été utilisée pour calibrer notre modèle. Cette zonation nous permet d'extraire des pixels forestiers et non-forestiers utilisés pour l'apprentissage du modèle (4 000 points en classe forêt et 4 000 points en classe non-forêt).

### Analyse des différences

Un moyen simple d'analyser les évolutions entre les différentes dates est de calculer les différences des probabilités d'appartenance à une structure forêt, pixel par pixel. Elles sont ainsi comparées deux à deux au travers des soustractions suivantes : 2014 - 2012 ; 2014 - 2004 et 2012 - 2004. Les valeurs des gradients varient entre -1 (transformation d'un état forêt à un état non forêt) et 1 (l'inverse). Une valeur proche de 0 indique qu'aucun changement n'est observé.

L'analyse des différences est également réalisée au-travers de l'étude de la connectivité sur les trois dates. L'évolution des schémas de connexion représente également un marqueur de l'évolution du paysage.

Les résultats sont présentés dans le chapitre « Résultats » ci-après.

### Analyse de la connectivité

L'isolement des fragments forestiers affecte les populations végétales en limitant les échanges de graines, de pollen ou de gènes dont les principaux vecteurs sont les animaux (Fahrig, 2003 ; Ewers *et al.*, 2006). La connectivité traduit la capacité de déplacements de ces vecteurs entre les différents fragments forestiers (Taylor *et al.*, 1993), et donc la capacité d'échange entre les populations occupant les différents fragments.

A l'échelle du paysage, la connectivité peut être mesurée d'une manière simple par le nombre de groupes de fragments forestiers directement ou indirectement interconnectés et le nombre de connexions. La connectivité étant d'autant plus élevée que ce nombre de groupe est faible et que le nombre de connexions est élevé. Cette connectivité augmente avec le seuil de distance et diminue avec le coût de déplacement dans la matrice. Celle-ci peut être améliorée par la présence de corridors écologiques.



Dans le Grand Sud néo-calédonien, les fragments forestiers sont inclus dans une matrice allant du sol à formations herbacées jusqu'à des formations arborées telles que les zones para-forestières à *Gymnostoma*. Nous pouvons émettre l'hypothèse que la connexion entre deux fragments forestiers séparés par une formation arborée est plus élevée que si ces mêmes fragments étaient séparés par une formation végétale ayant une structure plus éloignée de celle de la forêt (maquis par exemple). Si cette hypothèse est vérifiée, alors ces formations arborées constituent des corridors entre les fragments forestiers.

L'objectif de cette étude est d'analyser l'importance relative des différents fragments pour la connectivité à l'échelle paysage mais aussi en tant que réservoir de biodiversité. Ces analyses fournissent des informations indispensables aux décideurs pour identifier les principaux corridors écologiques et prioriser les enjeux de conservation des formations forestières et autres formations boisées pour le maintien ou la restauration de la connectivité à l'échelle du paysage.

Plusieurs logiciels ou modules de fonctions couplés à des logiciels (Conefor sous ArcGIS par exemple) existent pour l'étude de la connectivité. La plupart d'entre eux prennent en compte seulement les paramètres géométriques des fragments (distance bords à bords entre fragments, aire des fragments, distance entre centroïdes...) comme facteur de connectivité.

Pour mesurer l'importance des formations arbustives/arborées (autre que forêt *sensus stricto*) dans la connectivité du paysage, nous avons utilisé le package R *grainscape* (Galpern et al. 2012) qui permet de calculer des indices de connectivité en faisant varier les coûts de déplacement dans la matrice. La donnée d'entrée est un raster (images dégradées à 5 m de résolution spatiale pour des raisons d'interprétation et de temps de calcul). A partir de ce raster, les coûts de déplacement minimaux d'un fragment à un autre sont calculés en tenant compte des coûts affectés à chaque classe de végétation (forêt, formations arborées autre).

Nous avons considéré 20 niveaux différents (de 0 à 20) entre forêt et non-forêt qui sont calculés via une transformation linéaire à partir des probabilités de présence de forêt : 0 pour un déplacement aisé qui sera privilégié dans la connectivité (cœur de forêt) et 20 correspondant à un coût de déplacement très élevé (sol nu).

Ainsi, le coût de déplacement au-delà duquel deux fragments ne sont plus considérés comme connectés doit être spécifié. Les différentes analyses sont basées sur l'hypothèse que le coût de déplacement est relatif à la probabilité de présence de forêt (plus la probabilité est forte, plus le coût de déplacement est faible).

L'étude de la variabilité de la connectivité montre que les distances dans ce site d'étude (forêt humide sur substrats ultramafiques) varient de 5m à 1200m avec 95% des fragments qui restent à une distance inférieure à 500 m. Sur cette base, deux seuils de distances (300m et 500m) ont été utilisés (cf. Birnbaum *et al.*, 2016).

En fonction de ces paramètres, les scénarii sont représentés sous la forme de rasters faisant apparaître différents schémas de connectivités entre les fragments.

### *Observations de terrain*

---

Une sortie de terrain a eu lieu en février 2016 afin de récolter des informations sur la structure des zones forestières (forêt, para-forestier, maquis arborés et arbustifs). L'objectif étant de se familiariser avec la continuité du couvert végétal entre maquis et cœur de forêt, d'obtenir des références sur les frontières de bordures des fragments forestiers et des indicateurs de densité de couverture intra-fragments.

Ainsi 109 points d'observations ont été choisis via une méthode d'échantillonnage adaptée au projet et au terrain. Certains points appartenaient à des transects traversant un continuum allant du maquis au cœur de la forêt. D'autres points supplémentaires ont été acquis pour compléter les observations sur les structures forestières.

Il s'agissait de récupérer des informations sur le type de végétation (nu, maquis, para-forestier, forêt), sur la taille des arbres (hauteur, diamètre de tronc à 1m su sol, taille du houppier), sur la densité du houppier (nul, peu dense perforé ou continu) et sur la diversité floristique (mono-spécifique, intermédiaire ou ultra diversifié). Toutes ces informations sont résumées dans un tableau Excel et insérées dans les métadonnées de la couche Shape de points de terrain qui est fournie avec le rapport.

Ces informations ont permis de valider les cartes de gradients et d'observer l'évolution de la structure de la végétation le long de ce continuum.

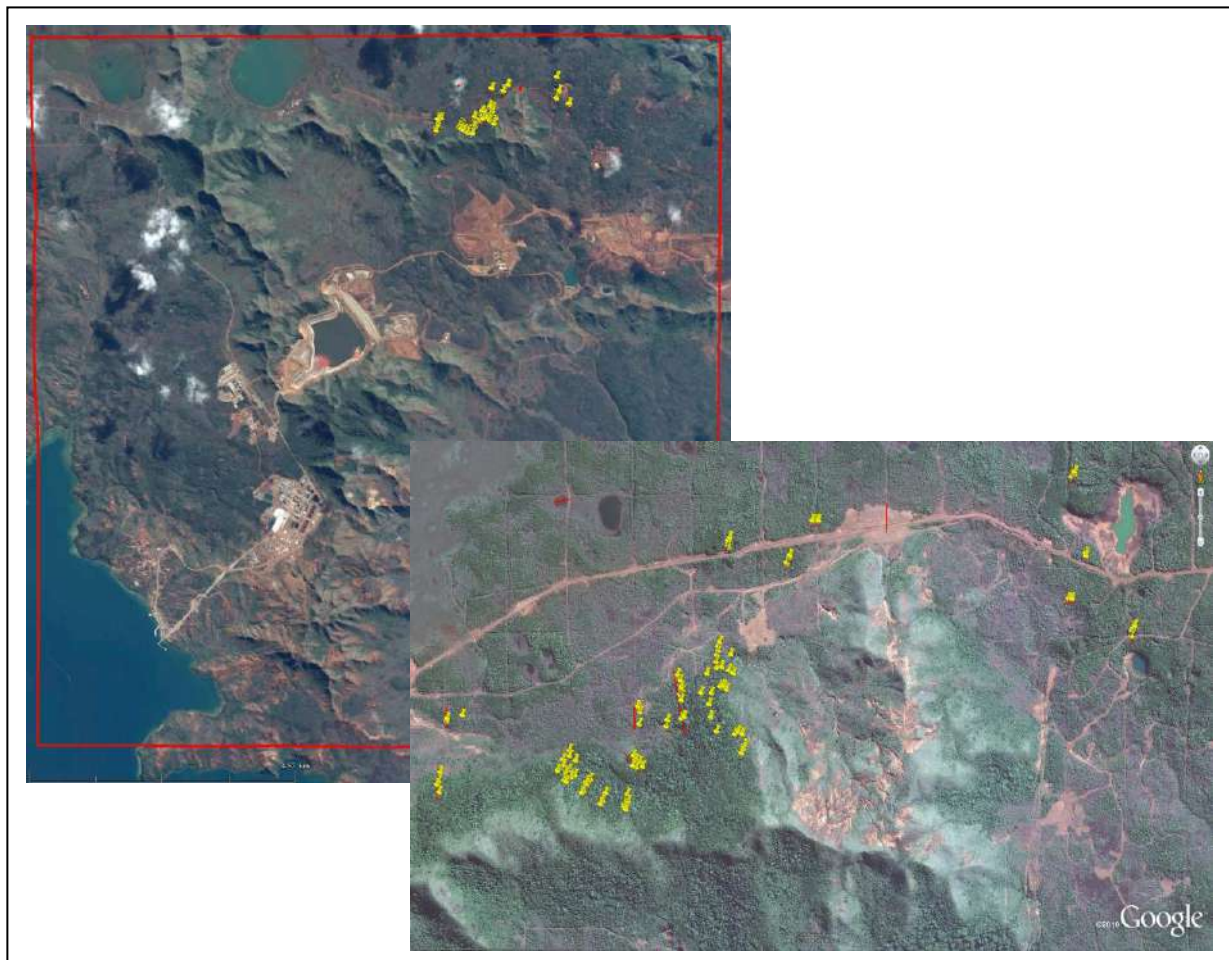


Figure 5 : Observation de terrain sur la zone de la Kwé (transects en rouge et points en jaune)

Par ailleurs, les données acquises dans le cadre du projet CoRiFor ont également été intégrées pour la validation de nos résultats.

## RESULTATS

### *Normalisation et modèle de critère probabilisé*

La normalisation radiométrique a été réalisée à partir de l'image de référence (2014) en utilisant la fonction « histmatch » du package « Landsat » du logiciel « R ». Cette fonction établit une correspondance entre les histogrammes de l'image de référence (2014) et des images cibles (2004 et 2012). Le rééchantillonnage des valeurs extrêmes de l'histogramme des images cibles est réalisé grâce à une fonction linéaire.

Les résultats sont visibles sur les histogrammes mais également sur les compositions colorées qui affichent une homogénéité dans les formes, les valeurs et la tonalité (Figure 6). Dans la figure suivante, les histogrammes et les imagerie représentent en colonne de gauche à droite les images de 2004, 2012 et 2014. En ligne sont représentés les canaux (de haut en bas : bleu, vert, rouge et proche infrarouge).

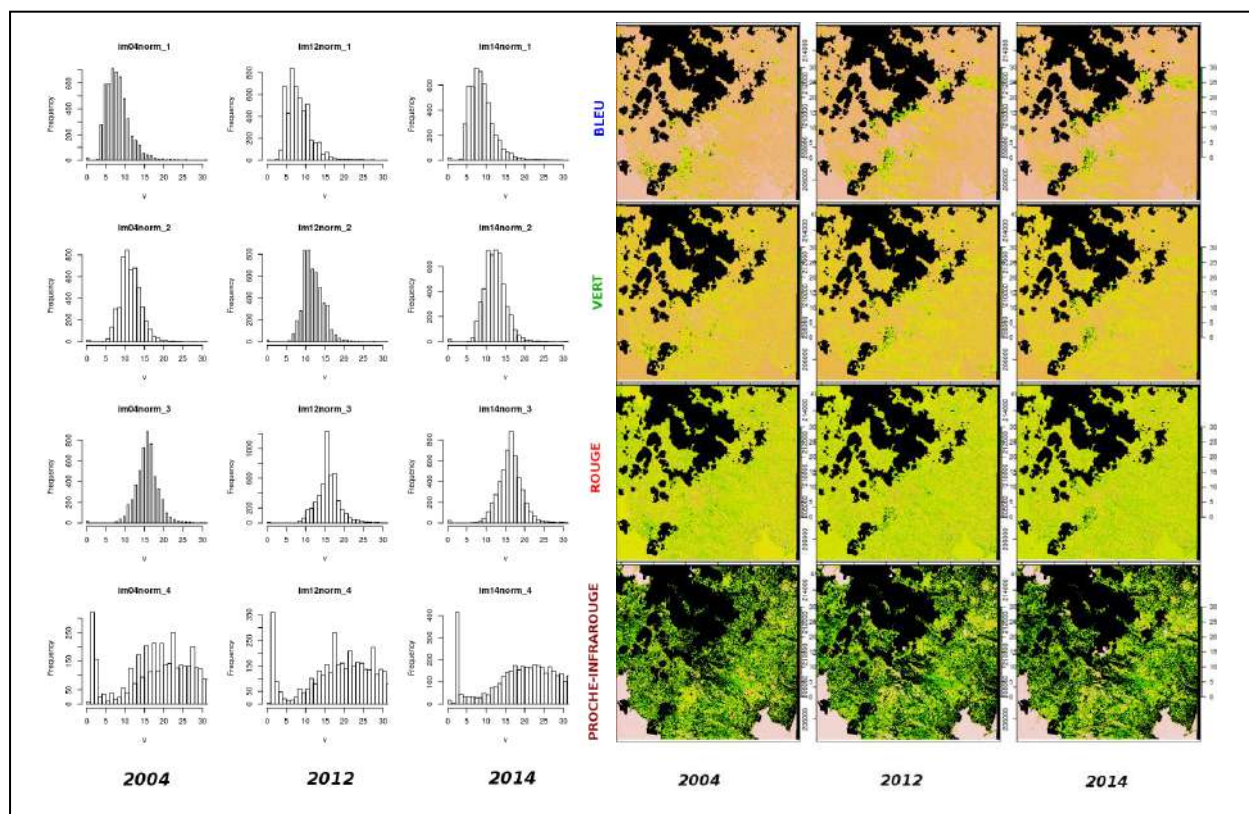


Figure 6 : Histogrammes des images (gauche) et résultats sur les images (droite) après normalisation

### *Calcul des indicateurs structuraux permettant de caractériser la forêt*

L'évaluation des changements de la structure des fragments forestiers est réalisée par l'analyse de la corrélation spatiale de ces objets (fragments). Ainsi, plusieurs indices utilisés dans le traitement automatique de l'autocorrélation spatiale ont été testés (Moran Local et Geary avec différentes tailles de fenêtres). Les résultats les plus cohérents, quant à la mise en évidence de la structure des fragments forestiers, ont été obtenus lors de l'application de l'indice de Moran local. En effet, alors que l'indice de Geary met en évidence les corrélations

spatiales d'un pixel à l'autre, permettant de mettre en évidence l'autocorrélation spatiale à l'échelle des couronnes d'arbres, l'indice de Moran Local intègre les informations à l'échelle des ensembles de végétation. Il devrait être ainsi plus robuste aux erreurs radiométriques.

Une analyse itérative a permis d'évaluer la pertinence des associations de ces indices (activité photosynthétique, texture et corrélation spatiale). Le Tableau 6 présente les résultats des itérations pour le premier modèle testé sur 2004 et 2014 (apprentissage sur quelques zones géographiques et uniquement sur 2014) et pour le dernier modèle après intégration de l'image de 2012 (apprentissage à partir de 8 000 points pour chacune des 3 images sur la totalité des images, soit 24 000 points).

MODELE	Apprentissage	ENTREES	Particularités	Meilleur Model	AUC
Modèle sans l'image de 2012	Modèle 1	2014	BI-15-Contrast-ML55 BI-15-Variance-ML55 FG_98-ML55 NDVI-ML55	NDVI-ML55 + BI-15-Contrast-ML55	0,76
	Modèle 2a	2014	BI-31-Contrast-ML31 & ML55 BI-ML31 & ML55 NDVI-ML31 & ML55	Résultats sur 2004 mauvais NDVI-ML31 + BI-ML31	0,74
	Modèle 2b	2014	BI-31-Contrast-ML31 & ML55 BI-ML31 & ML55 NDVI-ML31 & ML55	Sol nu masqué Résultats sur 2004 mauvais NDVI-ML31 + BI-ML31	0,74
	Modèle 3a	2014	MNDWI-ML31 MNDWI-15-Mean-ML31 MNDWI-45-Mean-ML31 MNDWI-45-Contrast-ML31 MNDWI-45-Dissimilarity-ML31 NDVI-ML31 NDVI-15-Mean-ML31	Sol nu masqué Résultats sur 2004 mauvais MNDWI-45-Mean-ML31 + NDVI-45-Mean-ML31	0,88
	Modèle 3b	2014	MNDWI-ML31 MNDWI-15-Mean-ML31 MNDWI-45-Mean-ML31 MNDWI-45-Contrast-ML31 MNDWI-45-Dissimilarity-ML31 NDVI-ML31 NDVI-15-Mean-ML31	Sol nu masqué Résultats sur 2004 bons MNDWI_45_Dissim_ML31 + NDVI_ML31	0.87
Avec 2012	Modèle 4	2004 2012 2014	66 entrees	Sol nu masqué MNDWI_MoranLocal_51 + NDVI_Dissimilarité_31	0.78

Tableau 6 : Résultats des différents modèles implémentés et testés

Les calculs itératifs donnent les meilleurs résultats pour le couplage des indices d'entrée suivant : MNDWI\_MoranLocal\_51 + NDVI\_Dissimilarité\_31 avec un score de 0,78% (AUC).

La Figure 7 présente à gauche un graphe en densité de probabilités (0 : non forêt ; 1 : forêt) avec les meilleurs indices sélectionnés en abscisses et ordonnées. Les probabilités les plus élevées d'obtenir de la forêt ( $\geq 0,7$ ) se situe dans la zone orangée (soit pour un indice composé du MNDWI\_MoranLocal\_51 compris entre -3 et 2 et du NDVI\_Dissimilarité\_31 compris entre 1 et 3,5).

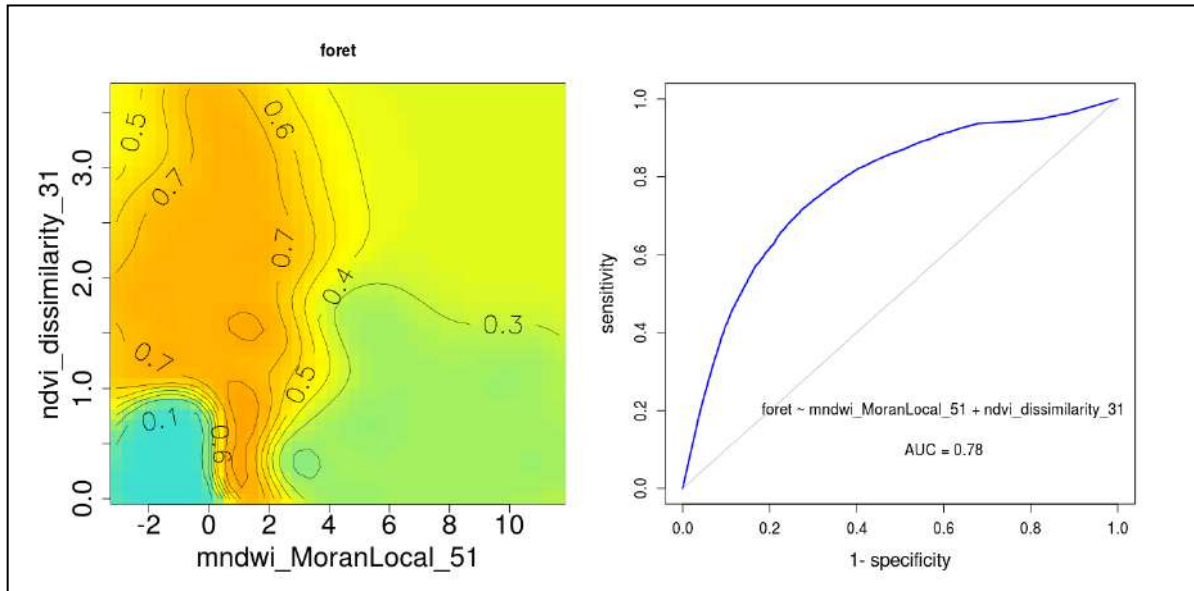


Figure 7 : Graphique en 2D (gauche) montrant les contributions jointes des deux indicateurs implémentés dans le modèle – Courbe ROC à droite

Le modèle est validé avec un score AUC de 0,78. Ainsi, plus on s'approche d'un score de 1 et plus les résultats sont corrects. Au-delà de 0,7 (ou 70%), on considère le modèle acceptable. Les modèles testés précédemment (modèles de 1 à 3b dans le Tableau 6 ci-avant) affichent des taux d'AUC supérieur (0,87 pour le modèle 3b). Ces résultats ont été obtenus avec un apprentissage réalisé à partir de 4 extractions de l'image de 2014 uniquement pour des raisons de limitation de puissance de calcul. Cet apprentissage ne prend donc pas en compte la totalité des variations structurelles forestières de l'image de 2014, d'une part, et des autres images (2004 et 2012) d'autre part. En revanche, l'apprentissage du modèle 4 est différent car il est basé sur un échantillon de 8 000 points (4 000 points forêt et 4 000 points non-forêt) pris sur chacune des trois images satellitaires. Le volume d'échantillon est ainsi beaucoup plus important (24 000 points) et également mieux réparti sur les images. Ce qui permet d'obtenir un jeu de données d'apprentissage plus représentatif des variations des structures forestières dans cette zone d'étude. La capacité de généralisation du modèle 4 est donc bien supérieure même si les performances en termes de détection sont moindres.

Nous avons ensuite appliqué ce modèle à nos images. Sur les cartes de probabilité de présence de forêt, une probabilité élevée d'appartenir à la « classe forêt » se rapprochera du vert foncé. A l'inverse, un pixel se rapprochant de la classe « non-forêt » (probabilité 0) sera coloré en blanc. Entre ces deux extrêmes, le gradient permet d'afficher les classes intermédiaires délimitant les zones de végétation arbustive (maquis arboré, para-forestier...).

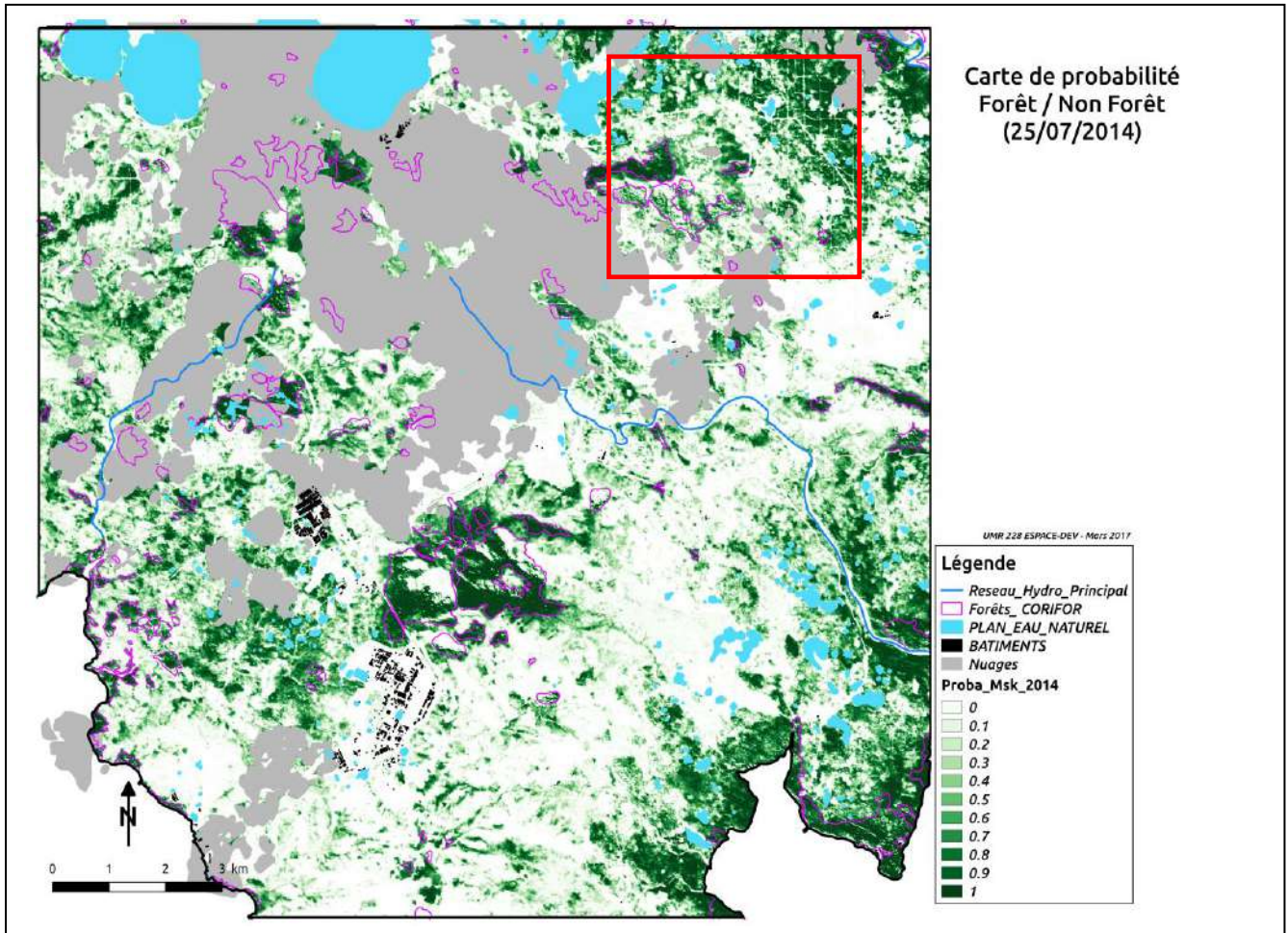


Figure 8 : Cartographie du critère probabilisé pour l'image entière de 2014 avec en rouge la zone de la forêt de la Kwé

La Figure 9 suivante est une extraction de l'image présentée ci-avant en Figure 8 autour de la zone de la forêt de la Kwé.

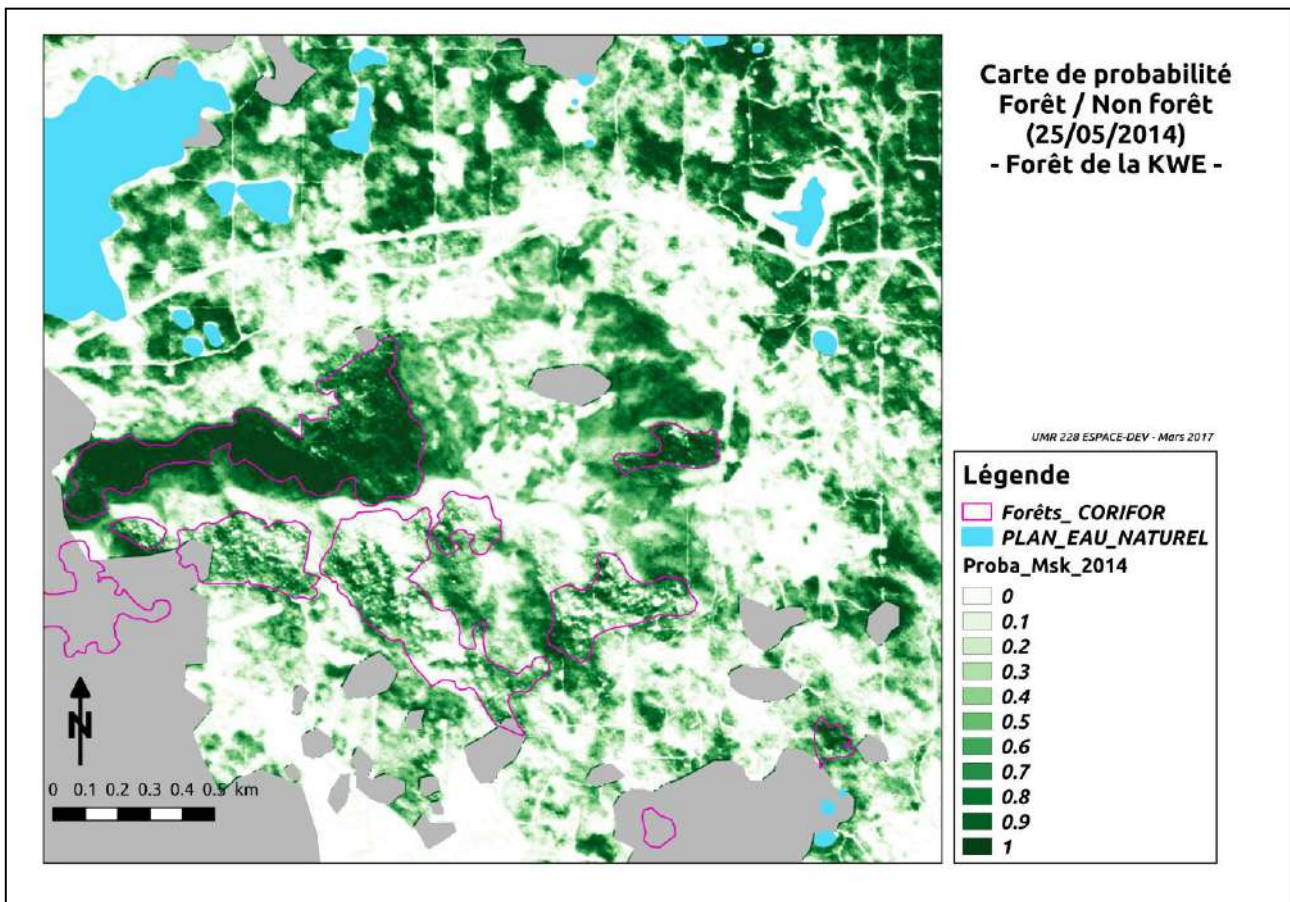


Figure 9 : Cartographie du critère probabilisé pour une extraction de l'image 2014 (zone de la forêt de la Kwé)

Les zones à fort gradient (vert foncé) correspondent aux formations forestières. On remarque cependant des différences avec la couche forêt issue du projet CoRiFor. Ces différences pourraient être issues de plusieurs facteurs :

1. Erreurs inhérentes au modèle (par exemple texture d'une forêt homogène se rapprochant d'une texture de végétation basse dense par exemple que le modèle n'arrive pas à différencier)
2. Erreurs humaines lors de la photo-interprétation (zones forestières manquées, limites des forêts incertaines...)
3. Biais inhérents aux différentes prises de vue (2004, 2012, 2014) et obtenues avec différents capteurs (Quickbird, Spot) avec des différences radiométriques et géométriques qui n'ont pas pu être corrigées par les prétraitements (normalisation radiométrique et orthorectification)

Ces erreurs sont intriquées et il n'est possible de différencier la part d'erreur correspondant à l'imprécision du modèle (a) de celles relatives aux autres facteurs (b et c). Il est à noter que les zones où les limites de l'imagerie satellitaire sont atteintes et détectées (nuages, ombres) n'ont pas été considérées dans cette étude et font partie de la classe « no data ».

Les deux images suivantes représentent les cartes du critère probabilisé pour les années 2004 et 2014. On observe une nette régression globale des zones végétalisées entre ces deux dates.



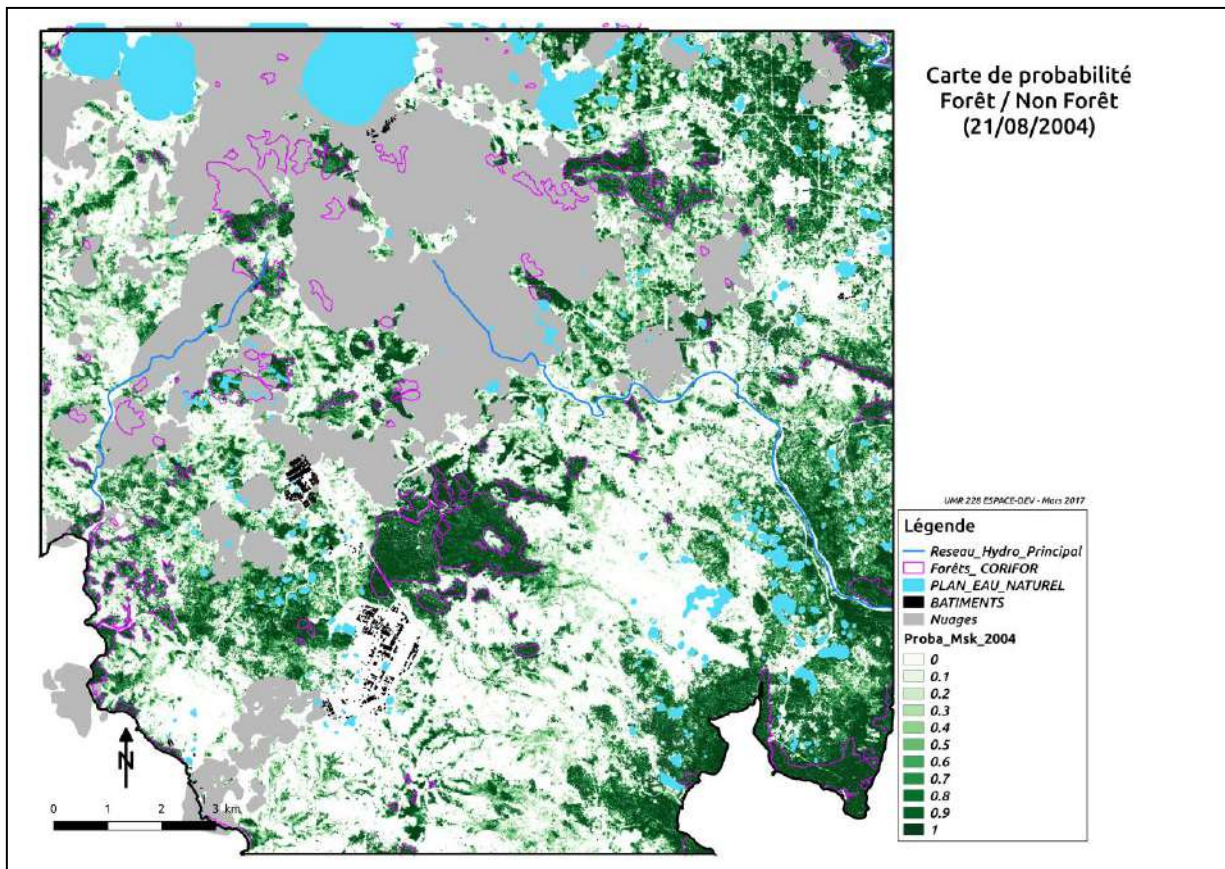


Figure 10 : Cartographie du critère probabilisé pour l'image de 2004

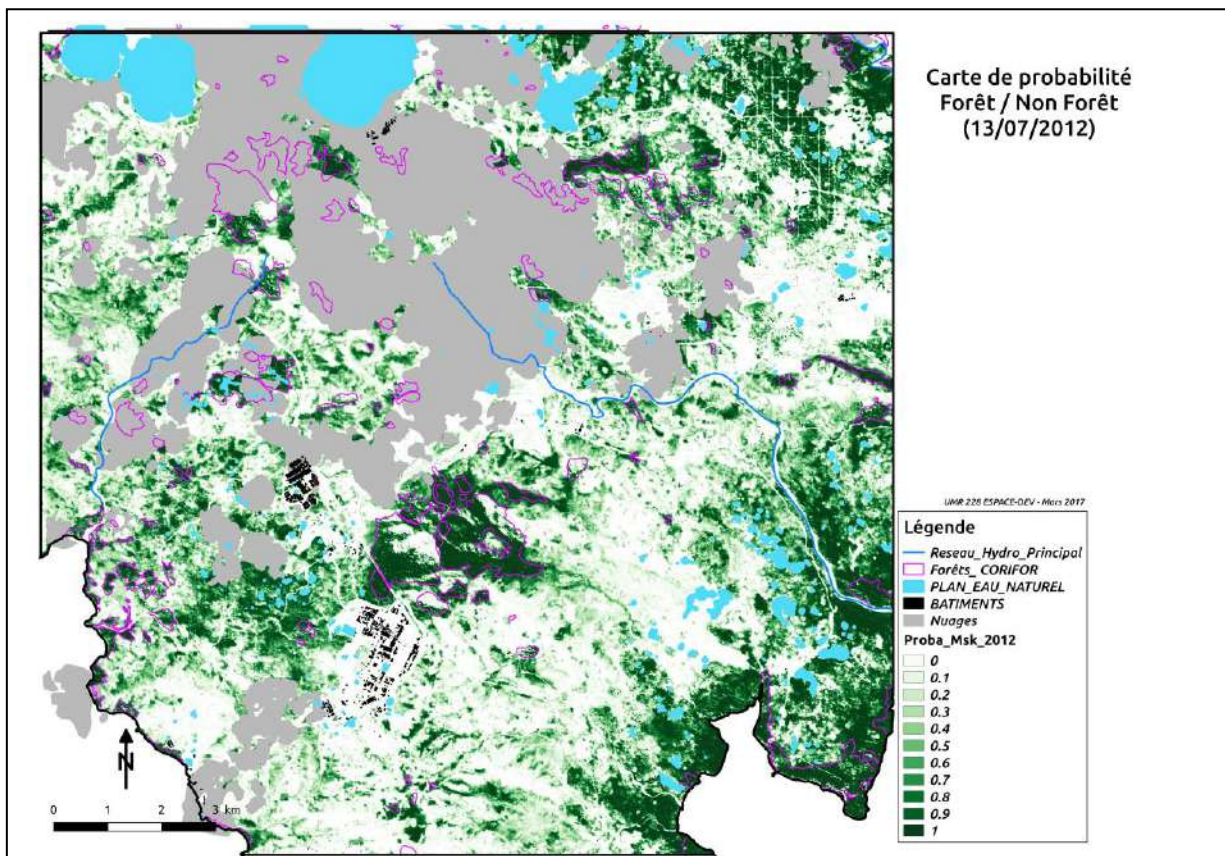


Figure 11 : Cartographie du critère probabilisé pour l'image de 2012

La Figure 12 ci-après est une représentation graphique des valeurs des pixels de forêt de l'image de 2012. Ces pixels ont été choisis avec les conditions suivantes :

- valeurs de probabilité pour 2004  $< 0,2$  (non forêt) et valeur de probabilité de forêt pour 2014  $> 0,8$  (forêt). Cette condition concerne donc des valeurs de pixels représentatifs d'une progression de la forêt (histogramme de gauche)
- valeurs de probabilité pour 2004  $> 0,8$  (forêt) et valeur de probabilité de forêt pour 2014  $< 0,2$  (non forêt). Cette condition concerne donc des valeurs de pixels représentatifs d'une régression de la forêt (histogramme de droite)

Dans le cas de la progression de la forêt (à gauche), la majorité des valeurs de 2012 est comprise entre 0,75 et 1. Les valeurs de gradient de 2012 correspondent donc à une progression de la forêt. A l'inverse (histogramme de droite), les valeurs de 2012 sont concentrés au début de l'historgramme ce qui correspond à des gradients non-forêt (régression forestière).

Cette représentation par histogramme montre la fiabilité du modèle car les résultats obtenus sur l'image de 2012 sont cohérents avec la dynamique des valeurs des deux autres images.

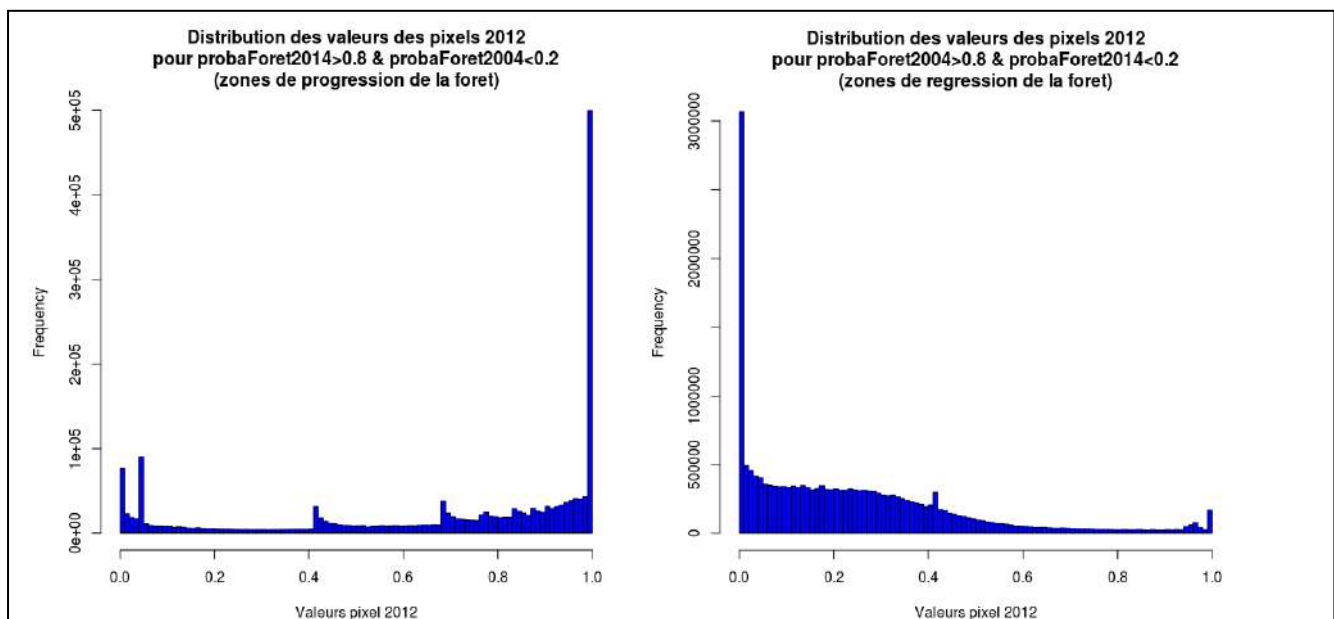


Figure 12 : Distribution des valeurs de 2012 dans les cas de progression (à gauche) et de régression (à droite) de la forêt

Sur les zones re-végétalisées par Vale-NC (plantations réalisées entre 2011 et 2014), l'évolution de la végétation est trop lente sur ces sols ultramafiques pour observer une différence sur nos résultats. Pour la suite de l'analyse, nous nous concentrons donc sur les zones de défrichement.

Concrètement, un exemple de seuillage de gradient est réalisé en respectant les hypothèses fixées suivantes :

- Les « forêts » correspondent à des valeurs de probabilité supérieures ou égales à 0,8 ;
- La classe « forêt en devenir » correspond aux valeurs de gradient comprises entre 0,5 et 0,8. Elle correspond aux formations arborées situées généralement en lisière de forêt ;
- Les pixels dont la probabilité est comprise entre 0 et 0,5 correspondent à la classe « végétation autre » incluant toutes formations végétales autres que la forêt (savane arborée, arbustive, herbeuse...) ;
- La classe « no data » incluant l'eau, les ombres, les sols nus et les bâtiments n'a pas été prise en compte dans le cadre de la modélisation ;
- Les patches dont la superficie est inférieure à 40m<sup>2</sup> n'ont pas été pris en compte dans les résultats.

Des seuils sur les valeurs des gradients ont été appliqués pour respecter les 3 premières hypothèses.

La figure 13 ci-après présente le résultat obtenu pour l'image de 2014. Les autres résultats concernant les images de 2004 et de 2012 sont en annexe 4.

Un premier filtre de fermeture a été appliqué permettant la diminution des trous à l'intérieur des patches, suivi d'un filtre « median » supprimant les patches inférieurs à 40m<sup>2</sup>.

Les fenêtres servant à appliquer les filtres sur les images ont pour dimensions 13 x 13 pixels (6,5m x 6,5 m) qui correspond à une superficie au sol de 42,25 m<sup>2</sup>.

Ceci a pour effet d'alléger la donnée et de diminuer le temps de calcul tout en gardant l'information principale.

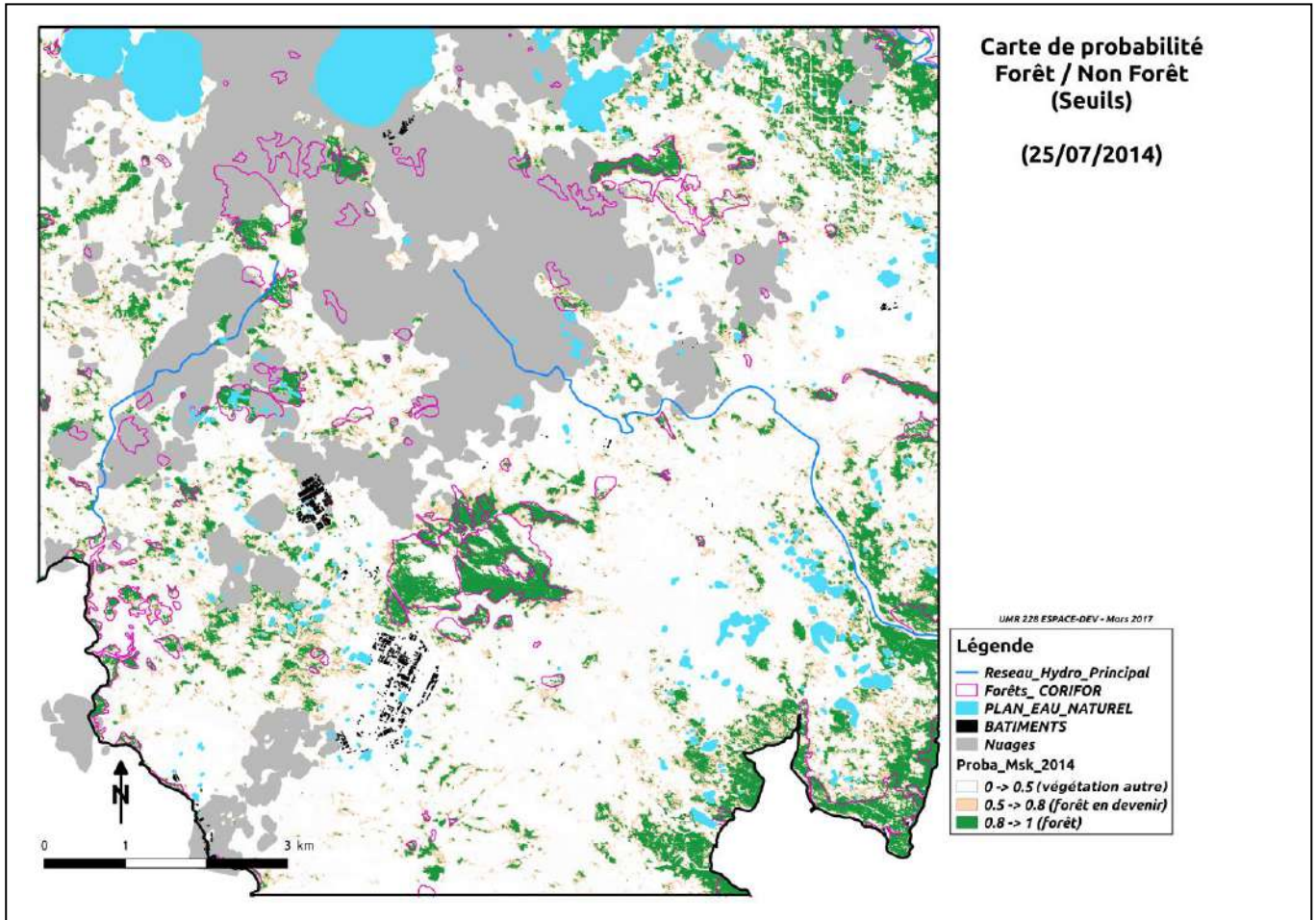


Figure 13 : Carte du critère probabilisé après application des seuils (image de 2014)

### Analyse des différences des forêts

L'analyse de la cinétique des fragments forestiers s'appuie sur la classification probabiliste réalisée préalablement. Nous conservons le seuil de 0,8 comme une forte probabilité que le pixel soit dans la classe forêt (80%) et le seuil de 0,5 (50%) comme la probabilité que le pixel soit en forêt (= non forêt). Les différences entre les images de 2004 et 2014 sont résumées dans le tableau ci-dessous.

2004	2014	Cinétique	Couleur Carte
<b>Forêt (P&gt;0.8)</b>	Forêt (P>0.8)	Neutre	Blanc
<b>Forêt (P&gt;0.8)</b>	non-Forêt (P<0.8)	Régression/Perte	Rouge
<b>Forêt (P&gt;0.8)</b>	no-data	Inconnue	Blanc
<b>no-data</b>	Forêt (P>0.8)	Inconnue	Blanc
<b>non-Forêt (P&lt;0.5)</b>	Forêt (P>0.8)	Progression/Gain	Vert
<b>non-Forêt (P&lt;0.5)</b>	no-data	Inconnue	Blanc
<b>no-data</b>	Forêt (P<0.5)	Inconnue	Blanc

Tableau 7 : Codification de la cinétique des fragments forestiers

Les cinétiques des fragments forestiers entre 2004 et 2012 et 2012 et 2014 sont spatialement représentées sur les Figure 14 et 15. La carte correspondant à la période 2004 à 2014 est présentée en annexe.

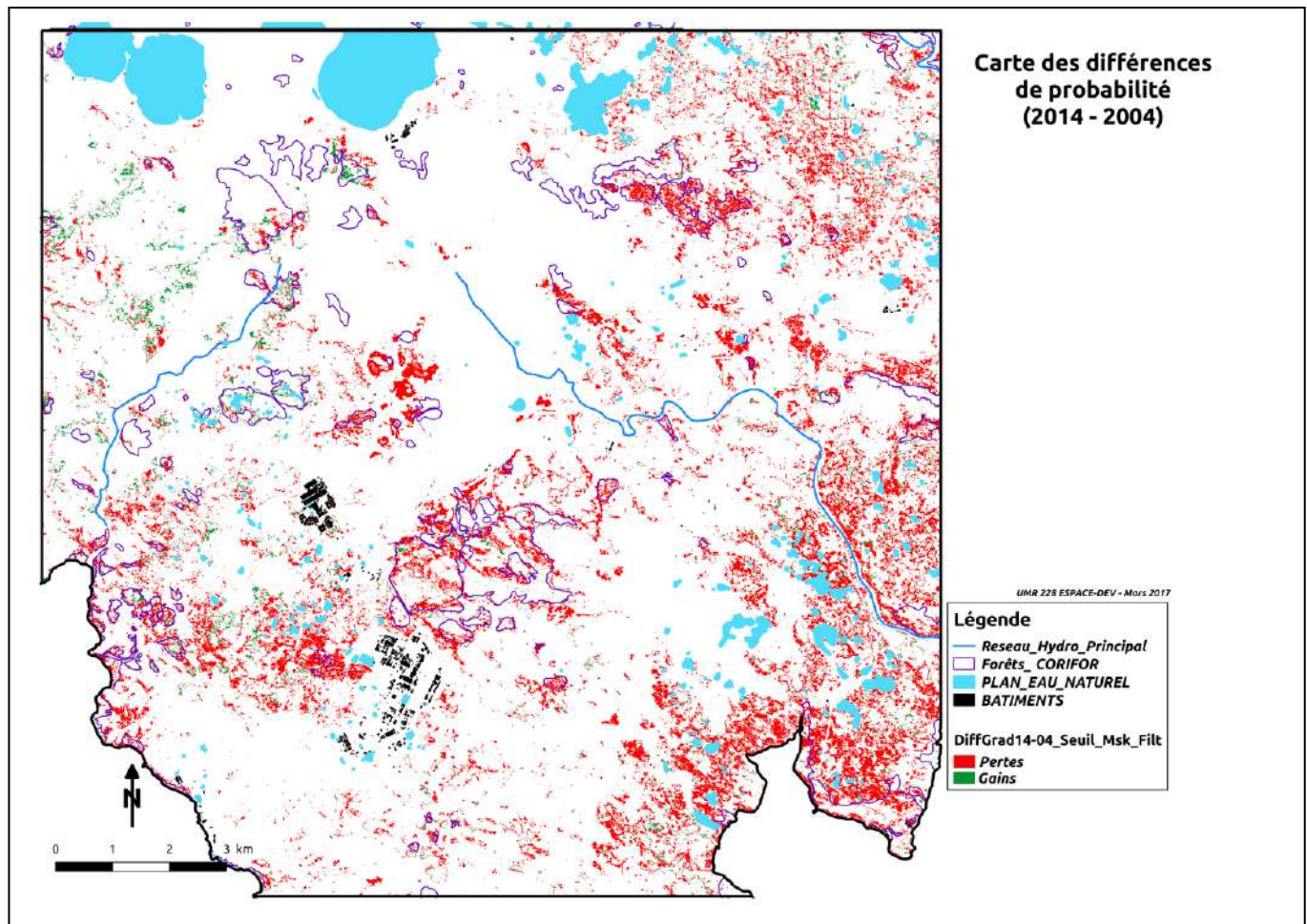


Figure 14 : Différences de gradient Forêt (2004 à 2014)

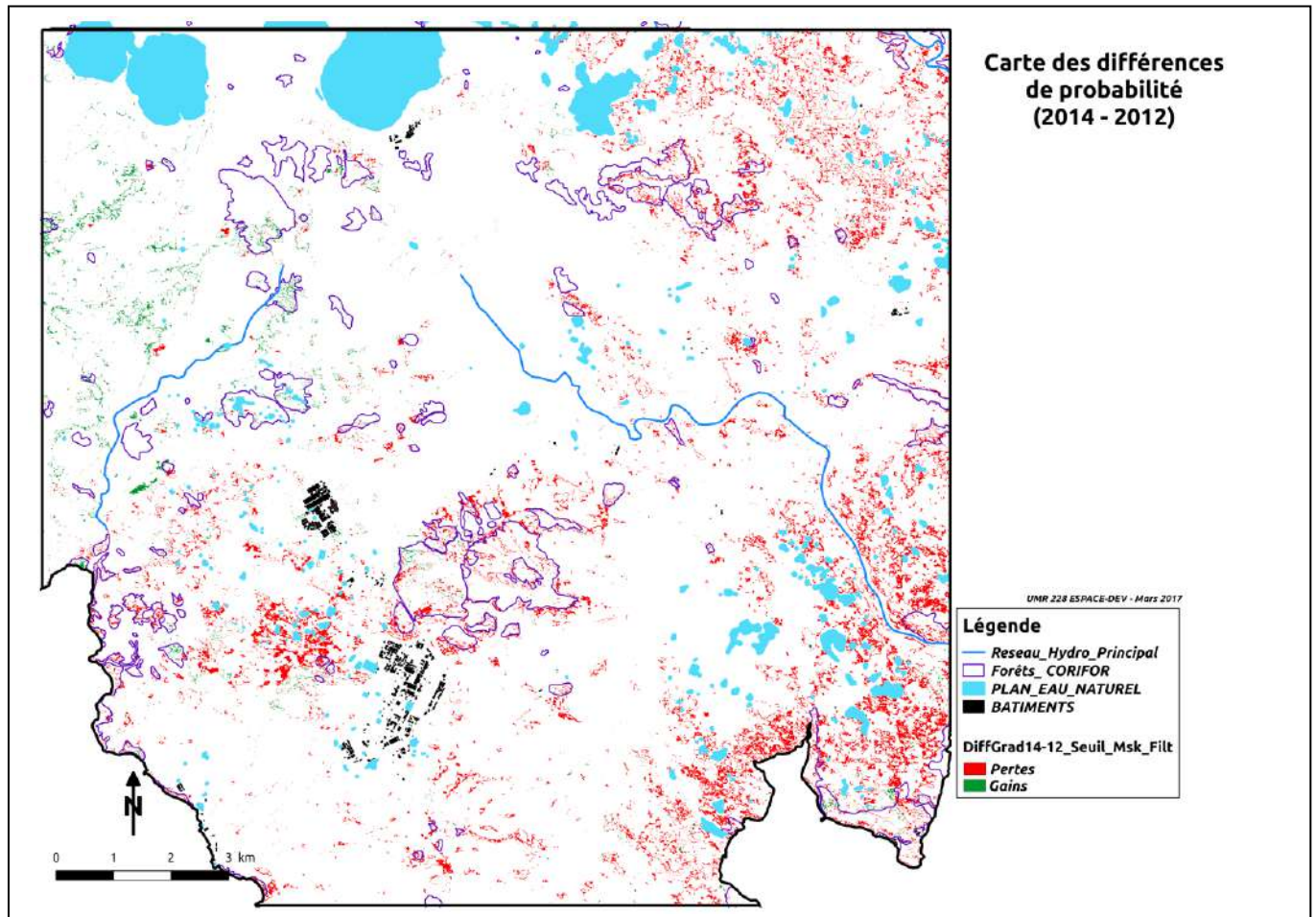


Figure 15 : Différences de gradient Forêt (2012 à 2014)

Sachant qu'un pixel correspond à 0,25m<sup>2</sup> au sol, le tableau suivant présente les cinétiques des fragments forestiers en superficie (km<sup>2</sup>) et en pourcentage (%).

	2014-2004		2014-2012		2012-2004	
	Km2	%	Km2	%	Km2	%
<b>Régressions</b>	10,65	22,24%	4,96	8,30%	8,14	16,56%
<b>Progressions</b>	1,22	2,54%	0,65	1,09%	2,67	5,43%
<b>Pas bougé</b>	36,02	75,22%	54,17	90,61%	38,32	78,01%
<b>TOTAL</b>	<b>47,89</b>		<b>59,78</b>		<b>49,13</b>	

Tableau 8 : Calculs des cinétiques des fragments forestiers

Ainsi, entre 2004 et 2014, on constate une régression de plus de 22% et une progression de 2,5% alors que les plus petits changements se remarquent logiquement pour les différences 2012-2014 (8,3% de régressions et 1,1% de progressions).

Par ailleurs, l'évolution des fragments n'est pas linéaire car la perte ramenée par an est plus importante pour la période 2012-2014 (2,5 km<sup>2</sup>/an) que pour la période 2004-2012 (1 km<sup>2</sup>/an). Alors que le phénomène de régression augmente, les progressions diminuent pour passer de 0,68 % /an entre 2004 et 2012 à 0,32%/an entre 2012 et 2014.

## *Connectivité*

---

Le degré de connectivité entre les fragments forestiers a été défini dans le projet CoRiFor par le nombre, la taille, la forme et la distribution des fragments forestiers dans le paysage ainsi que la nature de la matrice<sup>(2)</sup>. Ainsi, deux fragments sont d'autant plus connectés que la matrice qui les sépare est favorable au déplacement de l'animal considéré, c'est à dire que le coût de déplacement y est plus faible que dans le reste de la matrice.

Les deux principaux paramètres qui déterminent le degré de connectivité entre deux fragments forestiers sont :

- la distance qui les sépare de bordure à bordure,
- la nature de la matrice qui les sépare.

Notre projet permet de prendre en compte de manière directe la variabilité dans le coût de déplacement au sein même de la matrice en posant l'hypothèse que ce coût est relatif au gradient forêt/non-forêt (un animal sera plus à même de traverser un milieu proche structurellement d'une forêt qu'un milieu qui s'en éloigne). Ceci nous permet de penser que la connectivité sera plus réaliste que d'attribuer arbitrairement des coûts par type de végétation (sachant que les délimitations sont incertaines).

Les résultats fournis dans ce rapport sont des exemples de connectivité réalisés à partir des images de gradients (2004, 2012 et 2014) ré-échantillonnées à 5m. Cette dégradation de la résolution s'est avérée nécessaire pour réaliser les traitements dans des temps de calcul raisonnables. Une image à 5 m correspond à des pixels couvrant une surface au sol de 25m<sup>2</sup>. Ceci permet d'alléger le poids des images tout en respectant l'hypothèse de départ, soit : considérer les patchs d'une superficie supérieure à 40 m<sup>2</sup>.

Le code R développé peut s'appliquer potentiellement sur n'importe quelle extraction d'image et générer des cartes de connectivité selon un seuil choisi par l'utilisateur. Le site de l'usine de Vale-NC est ici présenté comme exemple afin de mieux visualiser le rendu des images de connectivité.

La Figure 16 suivante, montre un schéma de connectivité possible sur le site de Vale-NC avec un seuil de distance de 400m pour toutes les images. Les patchs sont visualisés en vert tandis que les connexions sont en rouge. L'usine de Vale-NC est grisée avec les bâtiments en noir.

---

<sup>2</sup> On définit par « matrice » l'environnement de déplacement du vecteur entre fragments forestier

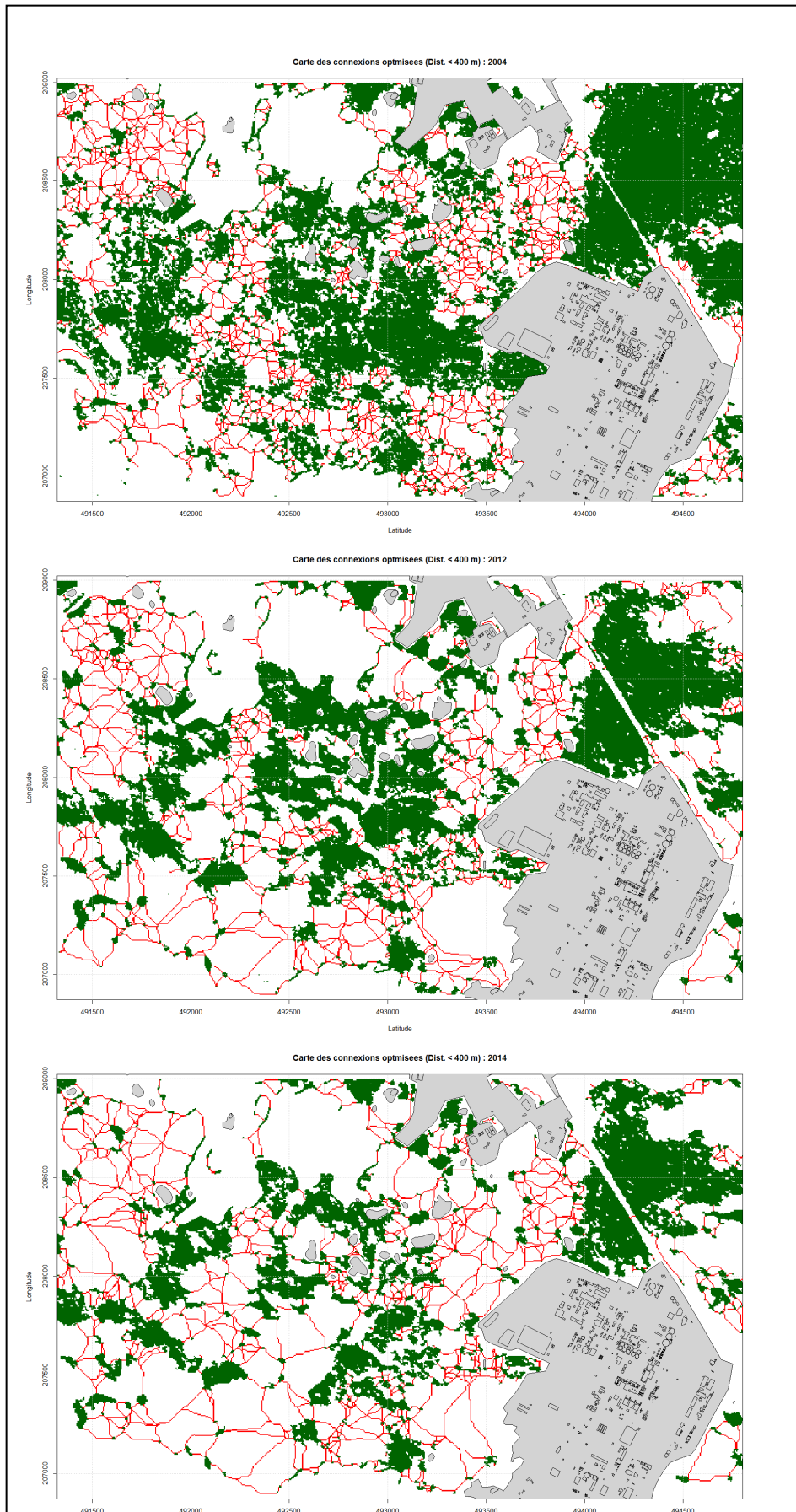


Figure 16 : Schéma de connectivité sur le site de Vale-NC pour un seuil de distance de 400m (respectivement de haut en bas : 2004, 2012 et 2014)



Cet exemple montre visuellement la diminution du nombre de patchs entraînant ainsi une diminution du nombre de connexions. Ces résultats tendent à démontrer que, dans l'emprise de notre étude, l'intensification de la fragmentation forestière est perceptible sur une période de 10 ans et confirme les résultats obtenus dans le paragraphe précédent sur la diminution des superficies forestières.

Les schémas de connectivité sur les images entières sont présentés en annexe 6. On remarque que les distances maximales rencontrées dans chacun des schémas de connectivité est en augmentation avec 550m pour 2004, 995m pour 2012 et 1132m pour 2014. Les patchs ont donc tendance à s'éloigner les uns des autres entre 2004 et 2014 ce qui indique que la fragmentation du milieu a tendance à augmenter. La diminution du nombre de patchs sur l'emprise globale passe de 12903 patchs en 2004 à 5796 patchs en 2014 (Figure 17).

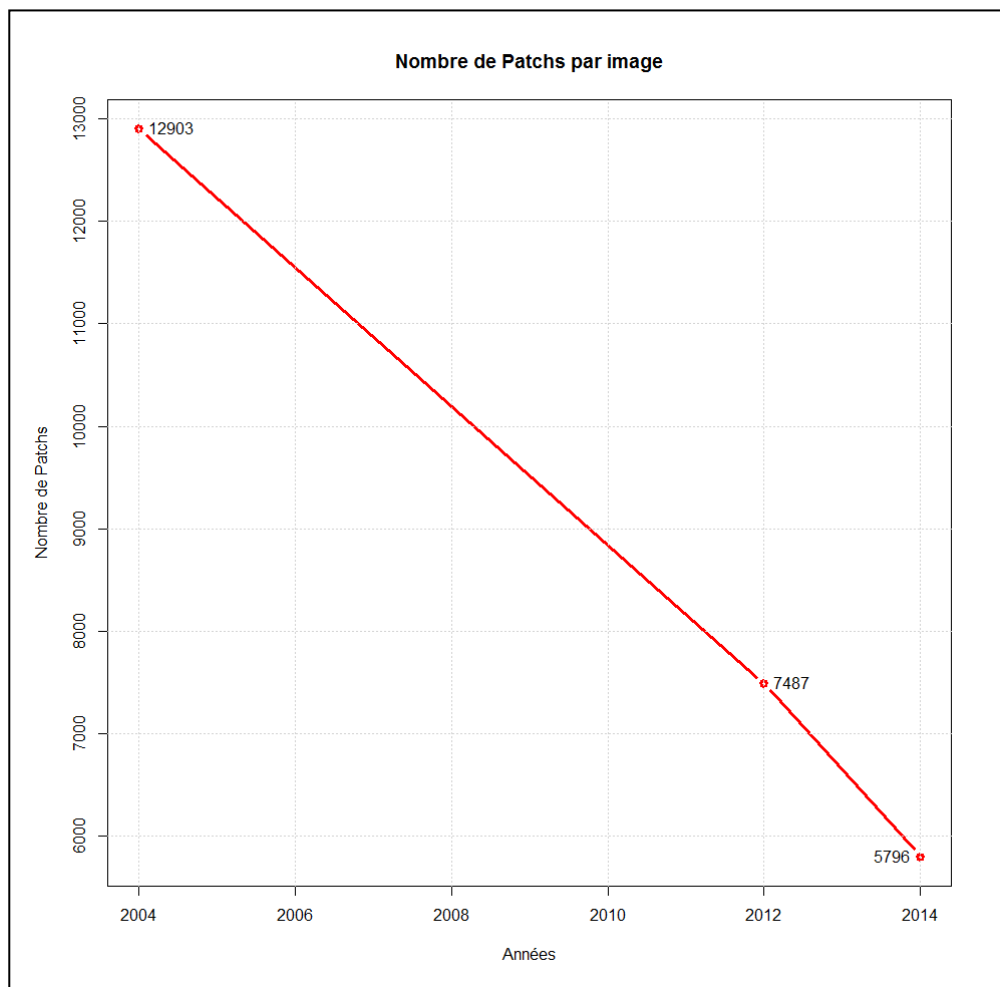


Figure 17 : Nombre de patchs par image

Cette diminution est linéaire et s'accroît légèrement entre 2012 et 2014. Au niveau de la cinétique, une diminution de 710 patchs par an est observée sur la période 2004-2014 alors que cette diminution est de 845 patchs par an sur la période 2012-2014.

Globalement, sur l'ensemble de la zone étudiée, on observe donc une accélération de la

diminution des patchs forestiers, des patchs qui ont tendance à s'éloigner de plus en plus et une accélération de la réduction de la superficie des forêts ce qui démontre une progression de la fragmentation.

L'analyse de la distribution des patchs dans l'espace étudié permet d'analyser l'impact en termes de corridors écologiques. Dans la suite, on considère, lorsque l'espace entre deux fragments forestier se situe en dessous du seuil de distance choisi, que les patchs forment un groupe (encore appelé « clique »). Le nombre de groupes tend à diminuer quand la distance entre fragments augmente.

Sur la Figure 18, la courbe du nombre de cliques en fonction des distances seuils pour 2014 (en rouge) est inférieure à 2012 (en vert) et 2004 (en bleu). Il en est de même pour la courbe de 2012 qui est en-dessous de celle de 2004. La diminution du nombre de patchs est telle qu'elle induit dans cette zone une diminution du nombre de groupes de patchs pour un seuil donnée. Par exemple, pour un seuil de 200m, il ne reste plus que 80 cliques en 2014, contre 600 cliques en 2012 et 900 cliques en 2004.

La diminution de la superficie et du nombre de patchs a donc un très fort impact en termes de corridors. L'habitat d'un animal qui ne peut pas parcourir plus de 200m hors d'une forêt, se concentre dans 80 groupes de patchs en 2014 contre 900 groupes en 2004 sur l'ensemble de la zone d'étude.

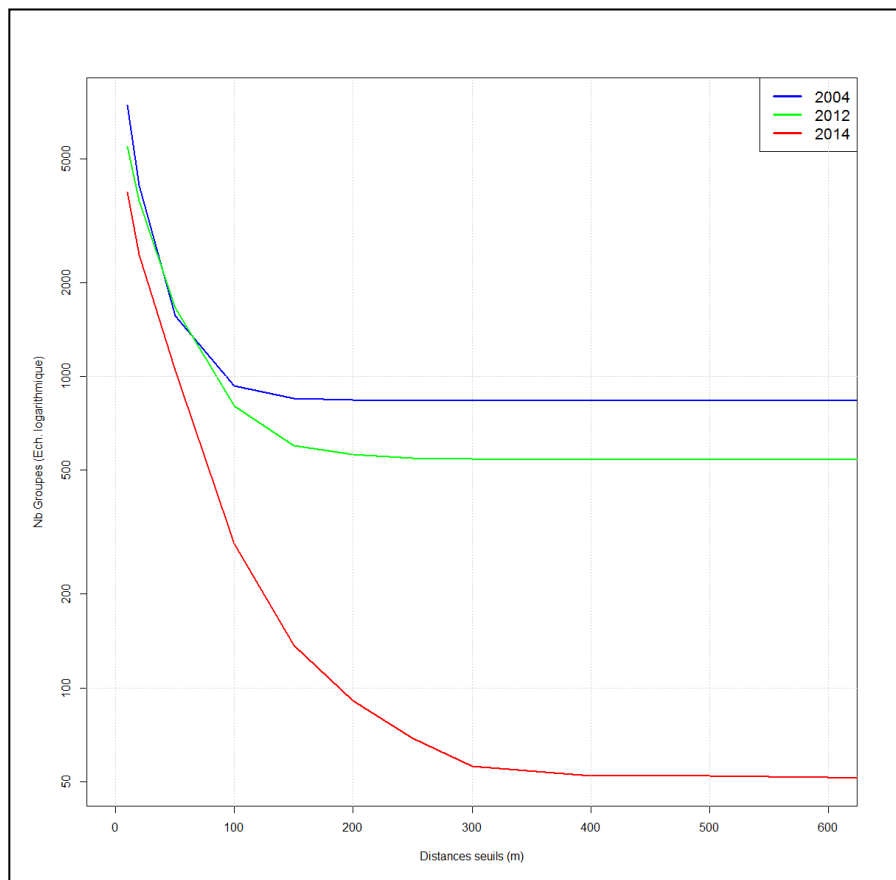


Figure 18 : Nombre de groupe de patchs en fonction de la distance entre patchs pour les 3 images

## CONCLUSIONS

Précédemment le constat a été établi que si les grandes catégories d'occupation du sol (sol nu, formations arbustives, formations arborées) se distinguent au travers des paramètres structuraux (densité, hauteur, diamètres de houppiers), les sous-unités de végétation (maquis ligno-herbacé, formations para- ou pré-forestières, forêts humides sempervirentes) dont les distinctions reposent davantage sur leurs compositions floristiques, sont difficilement discriminables par télédétection comme sur le terrain (Birnbaum et al., 2016). Cette difficulté s'explique par le fait que les transitions entre ces différentes sous-unités de végétation sont graduelles.

La mise au point d'indices qui caractérisent une probabilité que chaque pixel soit de la forêt, permet d'accorder le modèle avec la succession écologique qui s'inscrit dans un gradient continue depuis les sols nus jusqu'aux noyaux les plus forestiers. Elle donne accès à des comparaisons probabilistes plus robustes et surtout plus pertinentes.

Ce projet scientifique a permis de tester, vérifier et valider l'utilisation de certains indices radiométriques et texturaux. Leur croisement permet ainsi de définir les forêts comme des classes définies par une forte activité photosynthétique et une texture marquée par la répétition d'objets de grande taille (couronne).

Les résultats sont validés statistiquement et montrent que ce modèle est robuste au travers du traitement de trois images satellitaires à très haute résolution spatiale (0,5 m) acquises à des dates différentes sur la décennie 2004 - 2014 et qui couvrent une grande superficie (plus de 12 000 ha).

La méthodologie est à priori aisément reproductible sur d'autres zones. Elle fournit à la fois des indices les plus pertinents pour caractériser la structure forestière et un modèle permettant de calculer la probabilité, pour chaque pixel, de présence de forêt obtenu par apprentissage sur des zones connues et délimitées. Un suivi du milieu peut ensuite être opéré en intégrant de nouvelles images satellitaires préalablement normalisées au niveau radiométrie par rapport à l'image de référence.

L'originalité et la flexibilité du modèle se situe également dans la production de scénarios de connectivité réalisée à partir de données de gradients forestiers et en fonction des seuils et des zones géographiques choisis par l'utilisateur. Dans ce projet, nous avons arbitrairement choisi certaines limites et bornes mais la flexibilité du modèle permet de faire varier ces limites.

La connectivité entre les fragments dépend de la capacité de déplacement des disperseurs (animaux) dans les milieux non forestiers. En émettant l'hypothèse que le coût de déplacement est fonction de la structure du milieu (plus la probabilité que le milieu ressemble structurellement à une forêt, plus le coût de déplacement est faible), la prise en compte du gradient forêt dans l'estimation de la connectivité apporte une véritable plus-value et permet de fournir des résultats plus fiables.

Les résultats apportés par le projet Dynamic confirment les conclusions énoncées dans le cadre du projet Corifor au sujet d'une dégradation continue des formations forestières dans la zone de Goro. Le ratio entre pertes et gains des surfaces forestières représente un rapport de 1:10, ce qui signifie globalement que la végétalisation est 10 fois plus lente que la

dégradation. Même si le modèle contient des erreurs inhérentes aux décalages radiométriques ou géométriques, ce ratio de 1 :10 est suffisamment important pour confirmer que la forêt continue de se dégrader année après année. L'image intermédiaire de 2012 vient confirmer cette tendance puisque le sens de la cinétique s'inscrit entre celle des deux extrêmes que sont les images de 2004 et 2014. Néanmoins si les pertes cumulées représentent en moyenne 1km<sup>2</sup> par an sur la période 2004-2012, nous constatons que ce taux est plus intense sur la période 2012-2014, avec une réduction de l'ordre de 2,5 km<sup>2</sup> en seulement deux ans. Ces pertes sont localisées en périphérie des ensembles forestiers, notamment les grands massifs que sont la forêt Nord ou le pic du Grand Kaori. Ce morcellement s'accorde aux conclusions du projet Corifor selon lesquelles la superficie occupée par les noyaux forestiers décroît progressivement par une contraction de lisières. En revanche, plusieurs zones de dégradation apparaissent au sein de quelques grands massifs forestiers tels que la forêt Nord ou encore la Kwé ouest à partir des trouées déjà existantes en 2004, il conviendrait de vérifier l'évolution de ces trouées.

La répartition de ces dégradations n'est pas homogène sur l'emprise de l'image avec une plus forte concentration dans le Sud Est, de part et autre de la Kwé dans le triangle formé par la R.M.14, de la C.R.9 jusqu'à son embouchure et qui se prolonge le long de la baie de port-boisé. La répartition des progressions se situe dans le bord opposé de l'image, c'est-à-dire au Nord-Ouest de la baie Nord et au sud de la rivière des Kaoris. Cette hétérogénéité dans la distribution spatiale des épisodes cinétiques de la forêt suggère qu'il existe une concentration de facteurs dégradants qui surajoute, dans la partie Sud-Est, une pression supplémentaire sur la probabilité de survie de la forêt. Cette pression localisée pourrait être mise en relation avec les impacts directs des activités nickélifères et/ou indirects comme une modification du régime hydro-géologique autour de la Kwé qui pourrait venir perturber la disponibilité hydrique nécessaire au développement des arbres et des forêts. Néanmoins cette concentration locale pourrait également résulter du fait que cette partie Sud-Est est parallèlement la zone la plus récemment impactée, puisque les forêts entourant le secteur de port Boisé sont encore présentes sur les photos aériennes de 1943-1954, (cf. carte Corifor, Figure 1). La dette d'extinction qui porte préalablement sur la réduction drastique de la biomasse pourrait s'exercer majoritairement dans ce secteur récemment impacté alors qu'elle tend à se réduire dans les secteurs les plus anciennement perturbés.

Au-delà de la perte de superficie, nous constatons que la fragmentation s'est considérablement aggravée. Le nombre de fragments forestiers a diminué (passant de 12903 à 5796, soit une réduction de 55%). Ces disparitions sont telles qu'elles provoquent une augmentation du nombre de groupes de patches (ou cliques). Ainsi, pour une distance seuil de 200 m, le nombre de clique a été décuplé en 10 ans, ce qui confirme une perte progressive de connectivité entre les ensembles forestiers.

La combinaison entre la perte de surface et la perte de connectivité structurelle entre les fragments forestiers suggère que les ensembles de végétation s'isolent davantage ce qui va enclencher le deuxième effet de la dette d'extinction relatif à une perte progressive de la connectivité entre les espèces, c'est-à-dire de la perte des flux génétiques entre les individus de la même espèce. Ces résultats permettent de quantifier l'inertie des effets des perturbations qui s'exercent sur le long terme et qui se portent sur la contraction des lisières entraînant de fait un isolement progressif des fragments forestiers comme supposé dans le projet Corifor. Il est impossible de différencier les impacts qui proviennent des activités anthropiques actuelles de celles qui résultent de l'inertie de la réponse de la végétation tant la dégradation

est éparpillée dans le paysage. Les quelques noyaux forestiers qui perdurent actuellement tendent également vers un morcellement, ce qui prédit une disparition totale de la forêt durant le prochain siècle si les processus de cette cinétique de la végétation ne sont pas pris en compte. C'est ainsi que dans le même sens que les recommandations émises à la suite du projet Corifor, nous suggérons qu'il est urgent, s'il n'est pas trop tard, de contre-balancer l'effet de ces processus cinétiques en restaurant la connectivité structurelle entre les derniers noyaux forestiers. Cette approche demande de sortir d'une vision binaire forêt/non-forêt pour la conservation des écosystèmes et de considérer davantage l'organisation du paysage dans les législations de conservation. Dans ce paradigme, la valeur d'un noyau forestier, d'un maquis para-forestier, d'un maquis ligno-herbacé ou même d'un sol nu dépend d'abord de sa position dans le paysage et de sa connectivité structurelle avec les autres unités de végétation. Il est donc urgent de considérer la forêt dans une vision expansive plutôt que dans une vision de conservation.

## PERSPECTIVES & RECOMMANDATIONS

Ce projet a pour objectif principal de développer une méthodologie flexible qui permet d'évaluer les structures forestières sur une base quantitative. L'ajout de nouvelles images permettra l'observation de ces milieux d'une manière continue. Ce modèle a été testé sur les forêts du sud de la grande terre sur substrats ultramafiques.

Il serait intéressant de le tester sur des forêts à substrat volcano-sédimentaires. Un essai pourrait être réalisé en Province nord avec un autre jeu d'images satellitaires et une base de carte des fragments forestiers déjà existants.

Par ailleurs, une amélioration de la précision géographique pourrait être apportée aux images lors de l'ortho-rectification (étape réalisée par le revendeur d'image dans le cas de notre étude) par l'utilisation d'un modèle numérique de terrain (MNT) plus précis. Ce MNT peut être généré soit par Lidar (technique laser aéroportée) soit par stéréophotographie (utilisation de couples de photographies aériennes permettant l'observation de chaque point des images à des angles différents).

Les résultats de ce projet DYNAMIC apportent une image plus précise de la cinétique en cours. Ils nous incitent à tirer en urgence le signal d'alarme sur ce qui est en train de se produire dans ce secteur sous l'influence conjuguée de différents facteurs anthropiques, plus ou moins récents, qui se sont produits durant la génération actuelle des arbres. L'enjeu est suffisamment de taille pour qu'il ne soit pas utile de chercher les causes de ces dégradations mais plutôt de s'engager ensemble pour trouver des solutions.

## BIBLIOGRAPHIE

- Birnbaum P, Mangeas M, Maggia L, Ibanez T, Despinoy M, Marmey P, Hequet V, Gomez C, Bideau G, Chambrey C, Vandrot H, Blanchard E., 2016. Caractérisation des connectivités structurelle et fonctionnelle des paysages fragmentés sur sols ultramafiqes. Projet Corifor. CNRT « Nickel & son environnement. 84 pages.
- Blanchard, E., Birnbaum, P., Proisy, C., Ibanez, I., Vandrot, H., 2015. Prédire la structure des forêts tropicales humides calédoniennes : analyse texturale de la canopée sur des images pléiades. *Revue Française de Photogrammétrie et de Télédétection, Société Française de Photogrammétrie et de Télédétection*, 2015, Pléiades Days 2014 (2ème partie), pp.141-147.
- Broadbent E. N., Asner G. P., Pena-Claros M., Palace M., Soriano M., 2008. Spatial partitioning of biomass and diversity in a lowland Bolivian forest : Linking field and remote sensing measurements. *Forest Ecology and Management*, 255(7) : 2602-2616.
- Burges, C. J. C. & Scholkopf, B., 1997. Improving the accuracy and speed of support vector learning machines. In " M. Mozer, M. Jordan, & T. Petsche, (Eds.). *Advances in neural information processing systems 9* (pp. 375–381). Cambridge, MA: MIT Press.
- Cliff, A.D., Ord, K.J., (1969), « The Problem of Spatial Autocorrelation », in Scott, A.J., (ed.), *Papers in Regional Science, Volume 1, Studies in Regional Science*, Pion, London, pp. 25-55.
- Cliff A.D., Ord, K.J. 1973, *Spatial autocorrelation*. London, Pion.
- Coueron, P., 2002. Quantifying change in patterned semi-arid vegetation by Fourier analysis of digitized aerial photographs. *International Journal of Remote Sensing*, 23, 3407–3425.
- Ewers, R.M. & Didham, R.K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81(1):117-142.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- Gomez, C., Mangeas, M., Petit, M., Corbane, C., Hamon, P., Hamon, S., De Kochko, A., Le Pierres, D., Poncet, V., Despinoy, M., 2010. Use of high-resolution satellite imagery in an integrated model to predict the distribution of shade coffee tree hybrid zones, *Remote Sensing of Environment* 114 (2010), pp. 2731-2744. DOI : 10.1016/j.rse.2010.06.007. Corresponding author: M. Despinoy.
- Geary, R. C., 1954. The contiguity ratio and statistical mapping. *The incorporated statistician*, 5, pp. 115-145.
- Galpern, P., Manseau, M. & Wilson, P. 2012. Grains of connectivity: analysis at multiple spatial scales in landscape genetics. *Molecular Ecology* 21: 3996-4009.
- Geary, R. C., 1954. The contiguity ratio and statistical mapping, *The Incorporated statistician*, Vol5, n°3, 1954. Pp 115-145.
- Helm A, Hanski I, Partel M. 2006. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecological Letters*. 9(1):72-77.
- Hagner, O. 1990. Computer aided forest stand delineation and inventory based on satellite remote sensing, in Proc. From SNS/IUFRO Workshop Umeå 26–28 Feb. 1990: *The Usability Remote Sens. Forest Inventory and Planning*, pp. 94–105.
- Haralick, R. M., Shanmugam, K., Dinstein, I., 1973. Textural features for image classification. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics*, Vol. 3, N°6, Nov. 1973, pp 610-621.
- Haralick, R. M., 1979. Statistical and structural approaches to texture. *Proceedings of the IEEE*, Vol 67, N°5, may 1979, pp 786-804.
- Jaffré, T., G. Dagostini, & F. Rigault 2004. Inventaire floristique des unités de végétation de la zone

- d'implantation des infrastructures minières et industrielles de Goro-Nickel : rapport de synthèse. Nouméa, IRD: 34 p. + annexes + cartes.
- Jaffré T, Rigault F, Dagostini G, Tinel-Flambart J, Wulf A. Munzinger J. 2009. , and Input of the different vegetation units to the richness and endemism of New-Caledonia. Proceedings Pacific International Science Congress, Tahiti.
- Kerekes, J, 2008. Receiver Operating Characteristic Curve confidence intervals and regions. IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters, Vol. 5, N°. 2, April 2008, pp 251-255.
- Kettle CJ, Hollingsworth PM, Jaffre T, Moran B, Ennos RA. 2007. Identifying the early genetic consequences of habitat degradation in a highly threatened tropical conifer, *Araucaria nemorosa* Laubenfels. *Molecular Ecology* 16(17):3581-3591.
- Kolk J, Naaf T. 2015. Herb layer extinction debt in highly fragmented temperate forests -Completely paid after 160 years? *Biological Conservation* 182:164-172.
- Laurance WF, Delamonica P, Laurance SG, Vasconcelos HL, Lovejoy TE (2000) Conservation: Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature* 404(6780):836-836.
- Leckie, D.G., Gougeon, F. A., Walsworth, N. & Paradine, D. 2003. Stand delineation and composition estimation using semi-automated individual tree crown analysis. *Remote Sens. Environ.*, vol. 85, no. 3, pp. 355–369.
- Lippok D, Beck SG, Renison D, Hensen I, Apaza AE, Schleuning M (2014) Topography and edge effects are more important than elevation as drivers of vegetation patterns in a neotropical montane forest. *Journal of Vegetation Science* 25(3):724-733.
- Lopes AV, Girão LC, Santos BA, Peres CA, Tabarelli M (2009) Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. *Biol. Conserv.* 142(6):1154-1165.
- Magnago LFS, Edwards DP, Edwards FA, Magrach A, Martins SV, Laurance WF (2014) Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. *J. Ecol.* 102(2):475-485.
- Majdoulayne, H., 2009. Extraction de caractéristiques de texture pour la classification d'image satellite. Thèse de doctorat de l'Université de Toulouse soutenue le 02 novembre 2009. Discipline : Informatique et Télécommunications, 97 p.
- Mason, Simon J., Graham, Nicholas E. (2002). "Areas beneath the relative operating characteristics (ROC) and relative operating levels (ROL) curves: Statistical significance and interpretation". *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society.* 128: 2145-2166.
- Matos FAR, Magnago LFS, Gastauer M et al (2016) Effects of landscape configuration and composition on phylogenetic diversity of trees in a highly fragmented tropical forest. *J. Ecol.*:n/a-n/a.
- Moran, P. A. P., 1950. A test for serial dependence of residuals, *Biometrika*, 37, pp. 178-181.
- Powers, David M W (2011). "Evaluation: From Precision, Recall and F-Measure to ROC, Informedness, Markedness & Correlation". *Journal of Machine Learning Technologies.* 2 (1): 37-63.
- Oliveau, S., 2010. Autocorrelation spatiale : leçons du changement d'échelle. *L'Espace Géomatique*, N°1, pp 51-64.
- Oliveira MA, Santos AMM, Tabarelli M (2008) Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest. *For. Ecol. Manage.* 256(11):1910-1917.
- Reed DH, Frankham R (2003) Correlation between Fitness and Genetic Diversity. *Conserv. Biol.* 17(1):230-237.
- Sánchez-Azofeifa, A., Rivard, B., Wright, J., Feng, J-L., Li, P., Chong, M-M., Bohlman, S-A., 2011. Estimation of the Distribution of *Tabebuia guayacan* (Bignoniaceae) Using High-Resolution Remote Sensing Imagery. *Sensors* 2011, 11, 3831-3851.
- Santos BA, Arroyo-Rodríguez V, Moreno CE, Tabarelli M (2010) Edge-Related Loss of Tree Phylogenetic Diversity in the Severely Fragmented Brazilian Atlantic Forest. *PLOS ONE*



5(9):e12625.

- Santos BA, Peres CA, Oliveira MA, Grillo A, Alves-Costa CP, Tabarelli M (2008) Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biol. Conserv.* 141(1):249-260.
- Sebert, H. 1874. Notice sur les bois de la Nouvelle-Calédonie, suivi de considérations générales sur les propriétés mécaniques des bois et sur les procédés employés pour les mesurer. Arthus Bertrand, Paris.
- Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K. & Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571-573.
- Tobler, W. R., 1970. A computer movie simulating urban growth in the Detroit region. *Economic geography*, Supplement 46, 234-40.
- Valette, 2006. Chroniques des terres rouges. Le grand Sud calédonien. Alan Sutton (eds), collection passé simple, 208 p. Vapnik, V. (1995). The nature of statistical learning theory. NY: Springer.
- Vellend M, Verheyen K, Jacquemyn H., Kolb, A., van Calster H., Peterken G. & Hermy, M. 2006. Extinction debt of forest plants persists for more than a century following habitat fragmentation. *Ecology* 87(3):542-548.
- Wang, Z., & Boesch, R. 2007. Color- and Texture-Based Image Segmentation for Improved Forest Delineation, in *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, vol. 45, no. 10, pp. 3055-3062.
- Xu, H., 2006. Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. *IJRS*, Vol. 27, N°104, 20 July 2006, pp 3025-3033.
- Yang, B., Cao, C., Xing, Y., and Li, X., 2015. Automatic Classification of Remote Sensing Images Using Multiple Classifier Systems. *Mathematical Problems in Engineering*, vol. 2015, Article ID 954086, 10 pages, 2015. doi:10.1155/2015/954086.
- Zhou J., Proisy C., Descombes X., Le Maire G., Nouvellon Y., Stape J. L., Viennois G., Zerubia J., Couteron P., 2013. Mapping local density of young Eucalyptus plantations by individual tree detection in high spatial resolution satellite images. *Forest Ecology and Management*, 30 : 129-141.

## ANNEXES

### 1. Quick-Look des images satellitaires

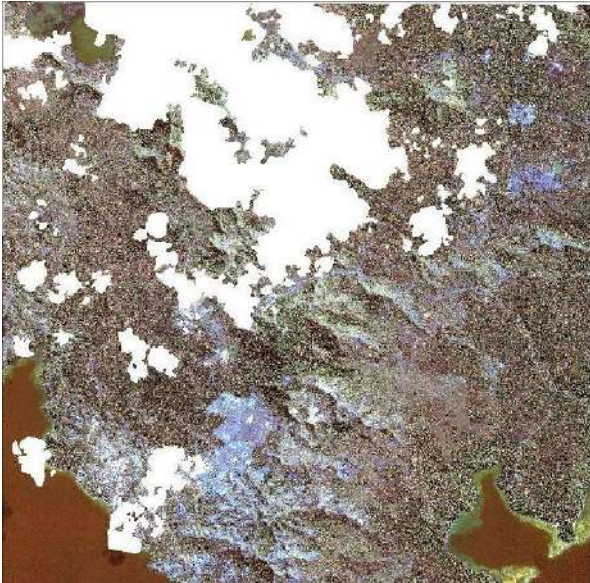


Image QuickBird de 2004

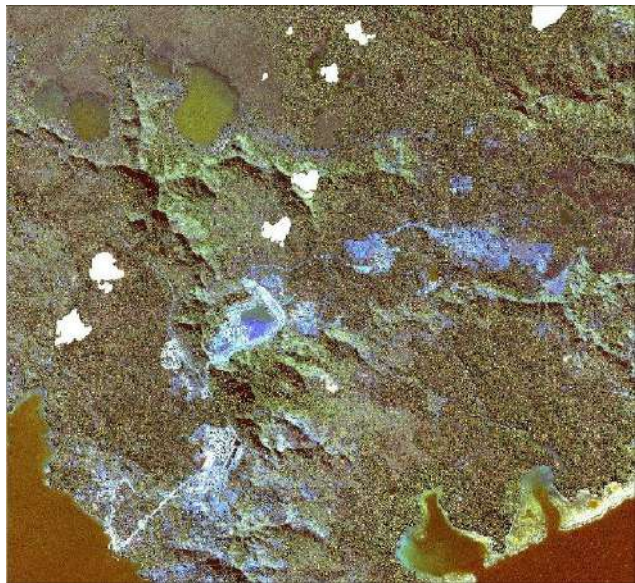


Image Pléiades de 2012



Image Pléiades de 2014

## 2. Bilans météorologiques pour le mois de juillet de 2012 et 2014

	<b>Juillet 2012</b>	<b>Juillet 2014</b>
<b>Températures</b>	Globalement, les températures moyennes ont été légèrement supérieures aux normales de saison. Pour la zone sud de la Grande Terre les moyennes sont stables	Températures normales mais fraîches pendant la dernière décade sous l'influence d'un anticyclone. Ecart à la normale pour Yaté de -1,2°C pour les minimales et de -0,2°C pour les maximales
<b>Précipitation</b>	Les précipitations accusent un déficit d'environ 50% dans la zone de Yaté	Sécheresse mais un épisode pluvieux intervenu le 07 juillet 2014 (vigilance jaune). La zone de Yaté a affiché cependant un déficit par rapport aux normales de 30% à 40%
<b>Rayonnement solaire</b>	Globalement déficitaire. Pour le 13 juillet 2012 le rayonnement solaire est légèrement au-dessus des normales de saisons pour cette partie sud	Rayonnement solaire normale pour Nouméa

### 3. Combinaisons des variables d'entrée

1 ndvi mean 9	52 mndwi entropy 31	71 ndvi mean 45
2 mndwi mean 9	53 ndvi second_moment 31	72 mndwi mean 45
3 ndvi variance 9	54 mndwi second_moment 31	73 ndvi variance 51
4 mndwi variance 9	55 ndvi correlation 31	74 mndwi variance 51
5 ndvi homogeneity 9	56 mndwi correlation 31	75 ndvi homogeneity 51
6 mndwi homogeneity 9	57 ndvi MoranLocal 31	76 mndwi homogeneity 51
7 ndvi contrast 9	58 mndwi MoranLocal 31	77 ndvi contrast 51
8 mndwi contrast 9	59 ndvi mean 31	78 mndwi contrast 51
9 ndvi dissimilarity 9	60 mndwi mean 31	79 ndvi dissimilarity 51
10 mndwi dissimilarity 9	61 ndvi mean 45	80 mndwi dissimilarity 51
11 ndvi entropy 9	62 mndwi mean 45	81 ndvi entropy 51
12 mndwi entropy 9	63 ndvi variance 45	82 mndwi entropy 51
13 ndvi second_moment 9	64 mndwi variance 45	83 ndvi second_moment 51
14 mndwi second_moment 9	65 ndvi homogeneity 45	84 mndwi second_moment 51
15 ndvi correlation 9	66 mndwi homogeneity 45	85 ndvi correlation 51
16 mndwi correlation 9	67 ndvi contrast 45	86 mndwi correlation 51
17 ndvi MoranLocal 9	68 mndwi contrast 45	87 ndvi MoranLocal 51
18 mndwi MoranLocal 9	69 ndvi dissimilarity 45	88 mndwi MoranLocal 51
19 ndvi mean 9	70 mndwi dissimilarity 45	89 ndvi mean 51
20 mndwi mean 9	39 ndvi homogeneity 31	90 mndwi mean 51
21 ndvi mean 15	40 mndwi homogeneity 31	91 ndvi brut
22 mndwi mean 15	41 ndvi contrast 31	92 mndwi brut
23 ndvi variance 15	42 mndwi contrast 31	
24 mndwi variance 15	43 ndvi dissimilarity 31	
25 ndvi homogeneity 15	44 mndwi dissimilarity 31	
26 mndwi homogeneity 15	45 ndvi entropy 31	
27 ndvi contrast 15	46 mndwi entropy 31	
28 mndwi contrast 15	47 ndvi second_moment 31	
29 ndvi dissimilarity 15	48 mndwi second_moment 31	
30 mndwi dissimilarity 15	49 ndvi correlation 31	
31 ndvi entropy 15	50 mndwi correlation 31	
32 mndwi entropy 15	51 ndvi MoranLocal 31	
33 ndvi second_moment 15	52 mndwi MoranLocal 31	
34 mndwi second_moment 15	53 ndvi mean 31	
35 ndvi correlation 15	54 mndwi mean 31	
36 mndwi correlation 15	55 ndvi variance 45	
37 ndvi MoranLocal 15	56 mndwi variance 45	
38 mndwi MoranLocal 15	57 ndvi homogeneity 45	
39 ndvi mean 15	58 mndwi homogeneity 45	
40 mndwi mean 15	59 ndvi contrast 45	
41 ndvi mean 31	60 mndwi contrast 45	
42 mndwi mean 31	61 ndvi dissimilarity 45	
43 ndvi variance 31	62 mndwi dissimilarity 45	
44 mndwi variance 31	63 ndvi entropy 45	
45 ndvi homogeneity 31	64 mndwi entropy 45	
46 mndwi homogeneity 31	65 ndvi second_moment 45	
47 ndvi contrast 31	66 mndwi second_moment 45	
48 mndwi contrast 31	67 ndvi correlation 45	
49 ndvi dissimilarity 31	68 mndwi correlation 45	
50 mndwi dissimilarity 31	69 ndvi MoranLocal 45	
51 ndvi entropy 31	70 mndwi MoranLocal 45	

#### 4. Carte des critères probabilisé Forêt/Non Forêt

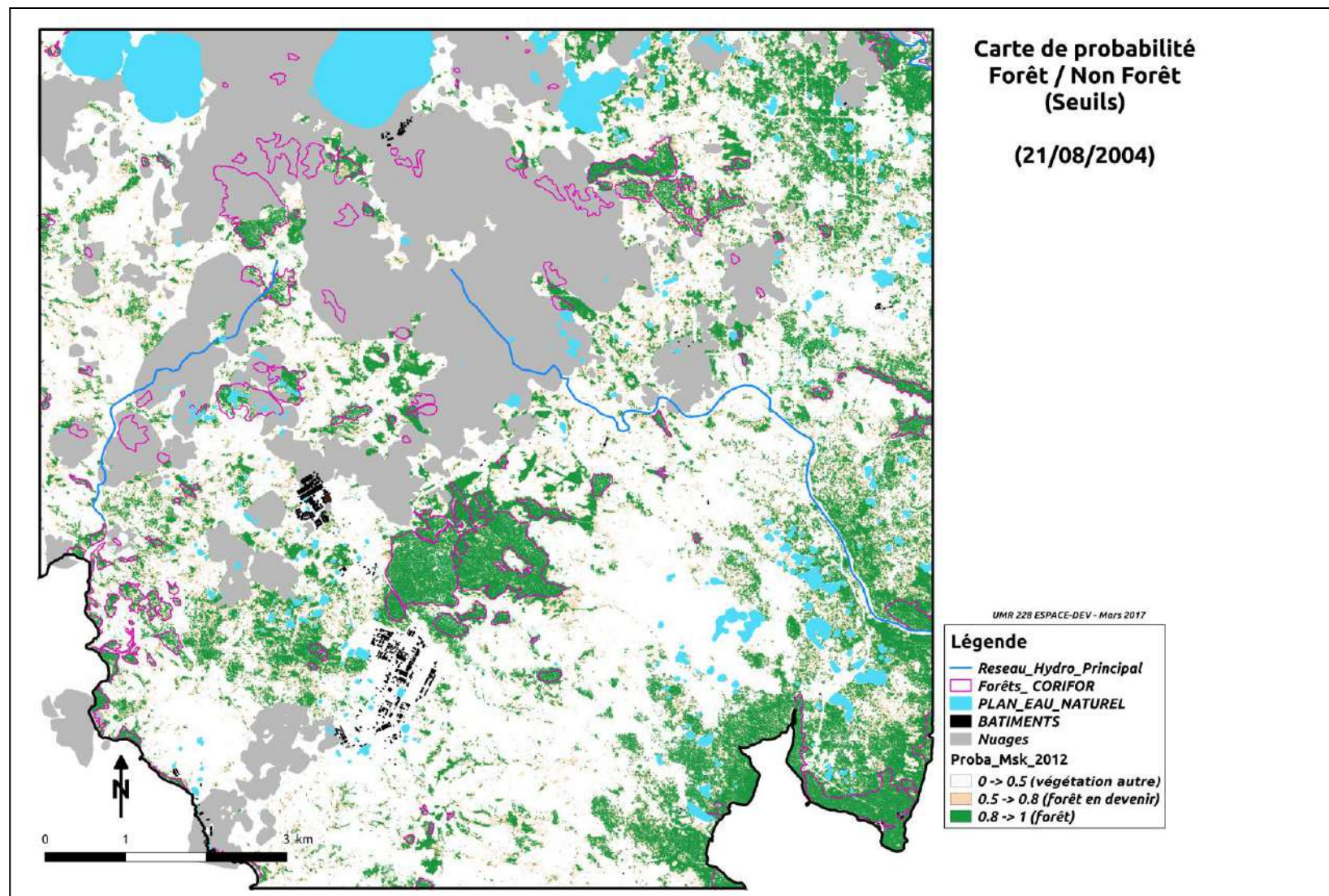


Figure 19 : Cartographie du critère probabilisé pour l'image 2004 (après application des seuils)

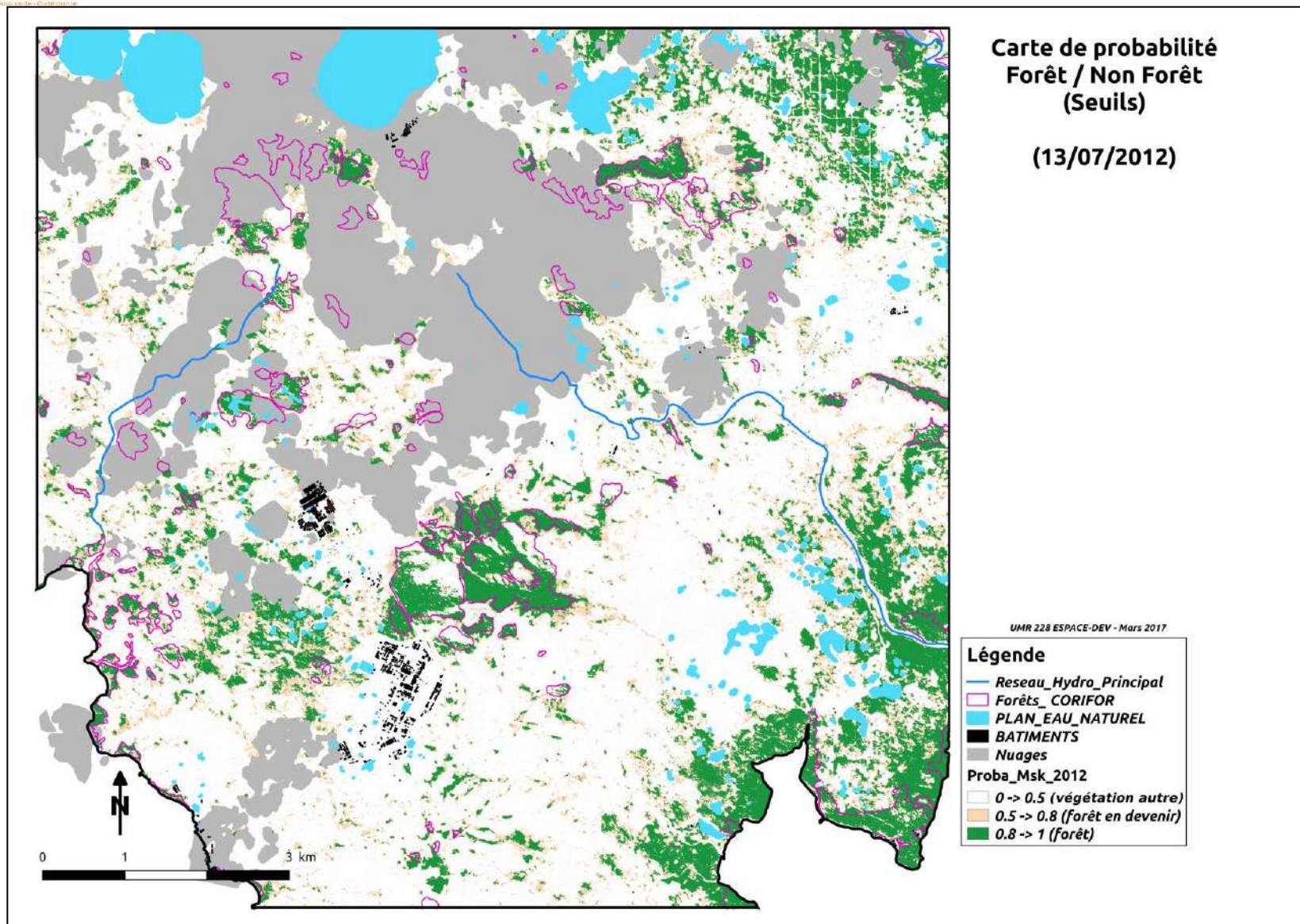


Figure 20 : Cartographie du critère probabilisé pour l'image 2012 (après application des seuils)

## 5. Carte des différences de gradients

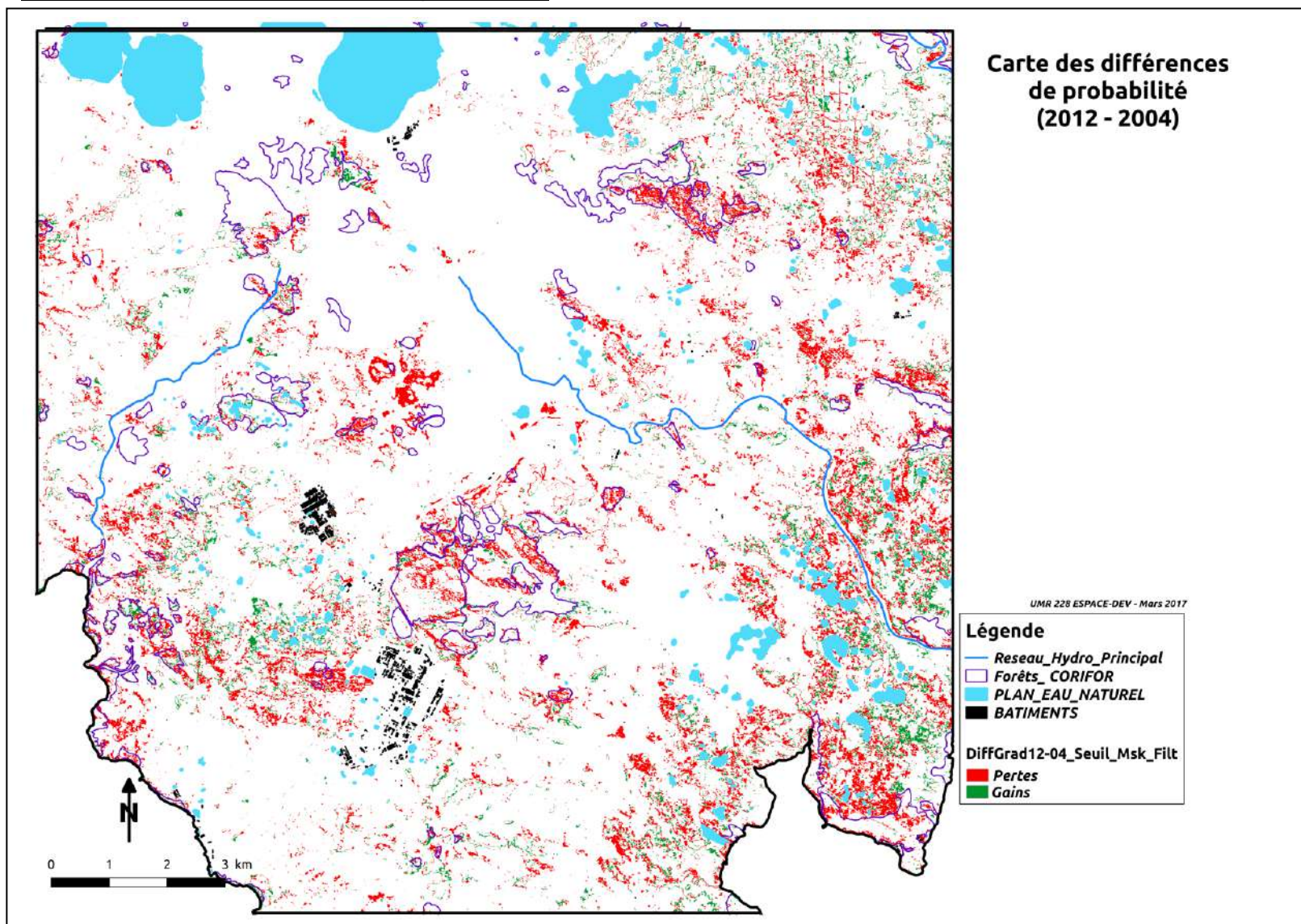
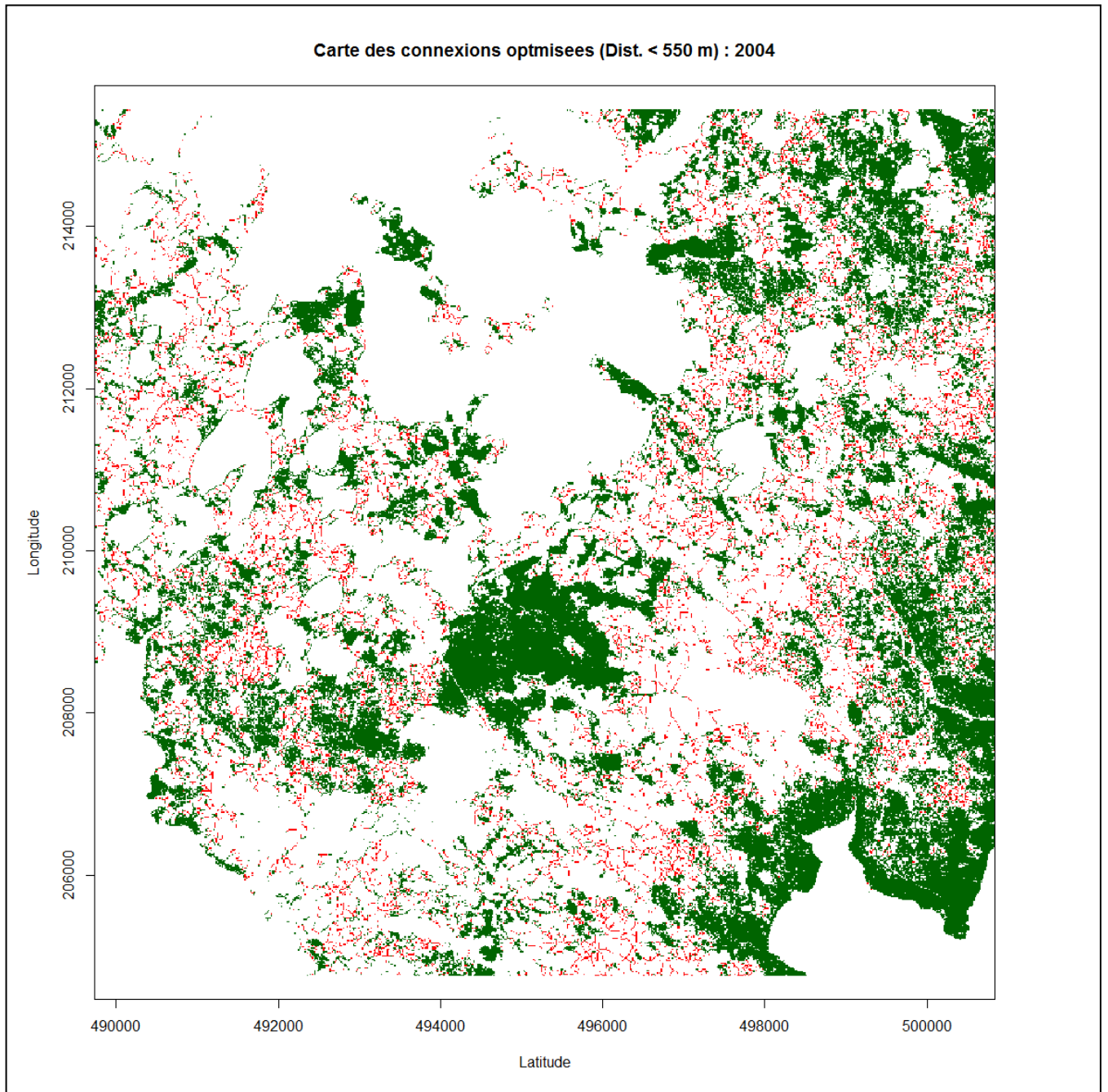


Figure 21 : Différences de gradient Forêt (2004 à 2012)

## 6. Schémas des connectivités pour les trois images

Les distances indiquées dans les titres des figures indiquent la distance maximale rencontrée dans le schéma de connectivité. En exemple, pour l'image de 2004, la distance maximale est de 550m.



*Figure 22 : Carte de connexions optimisées pour 2004 (en rouge). Les patchs sont en vert.*



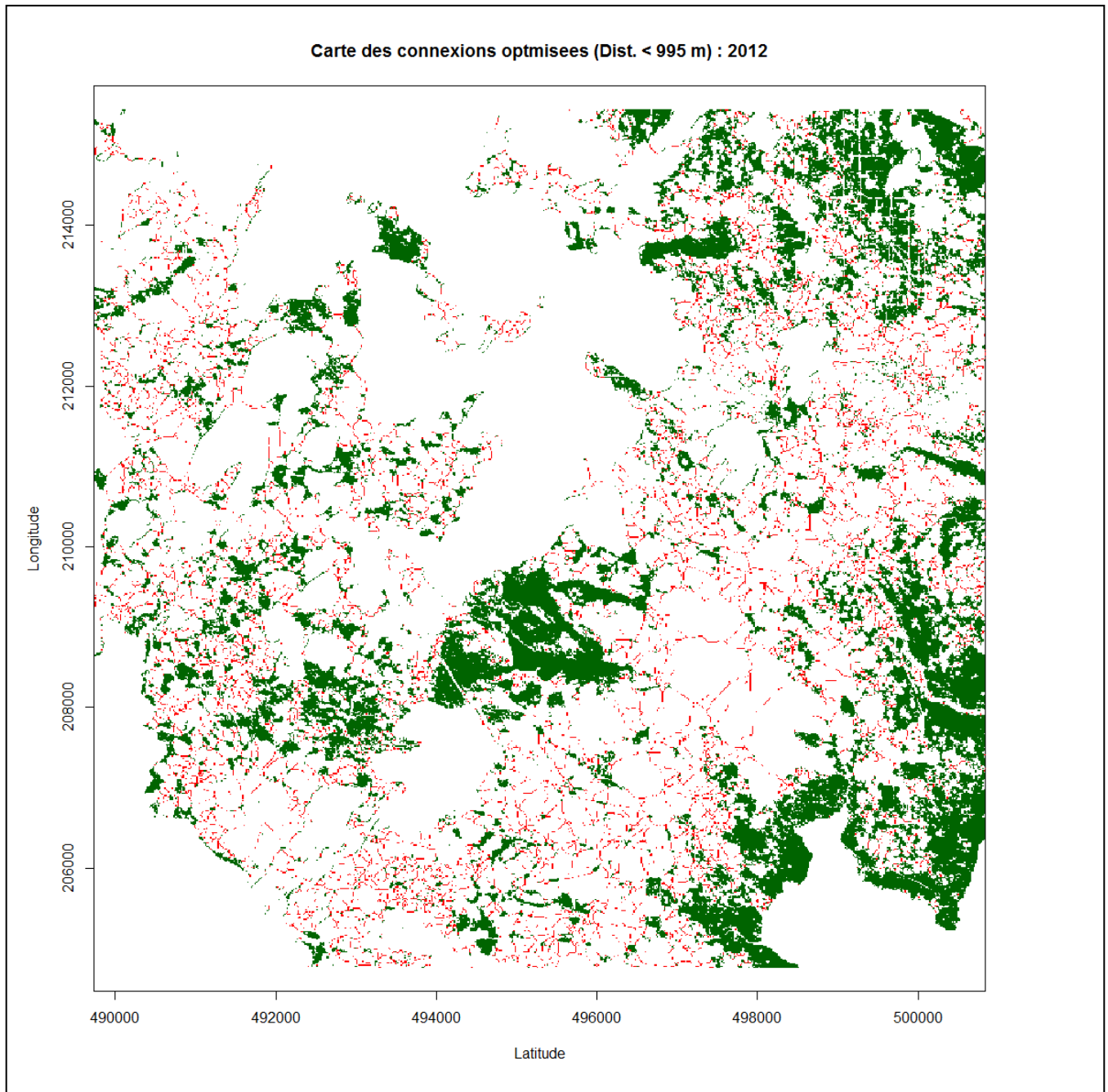


Figure 23 : Carte de connexions optimisées pour 2012 (en rouge). Les patches sont en vert.

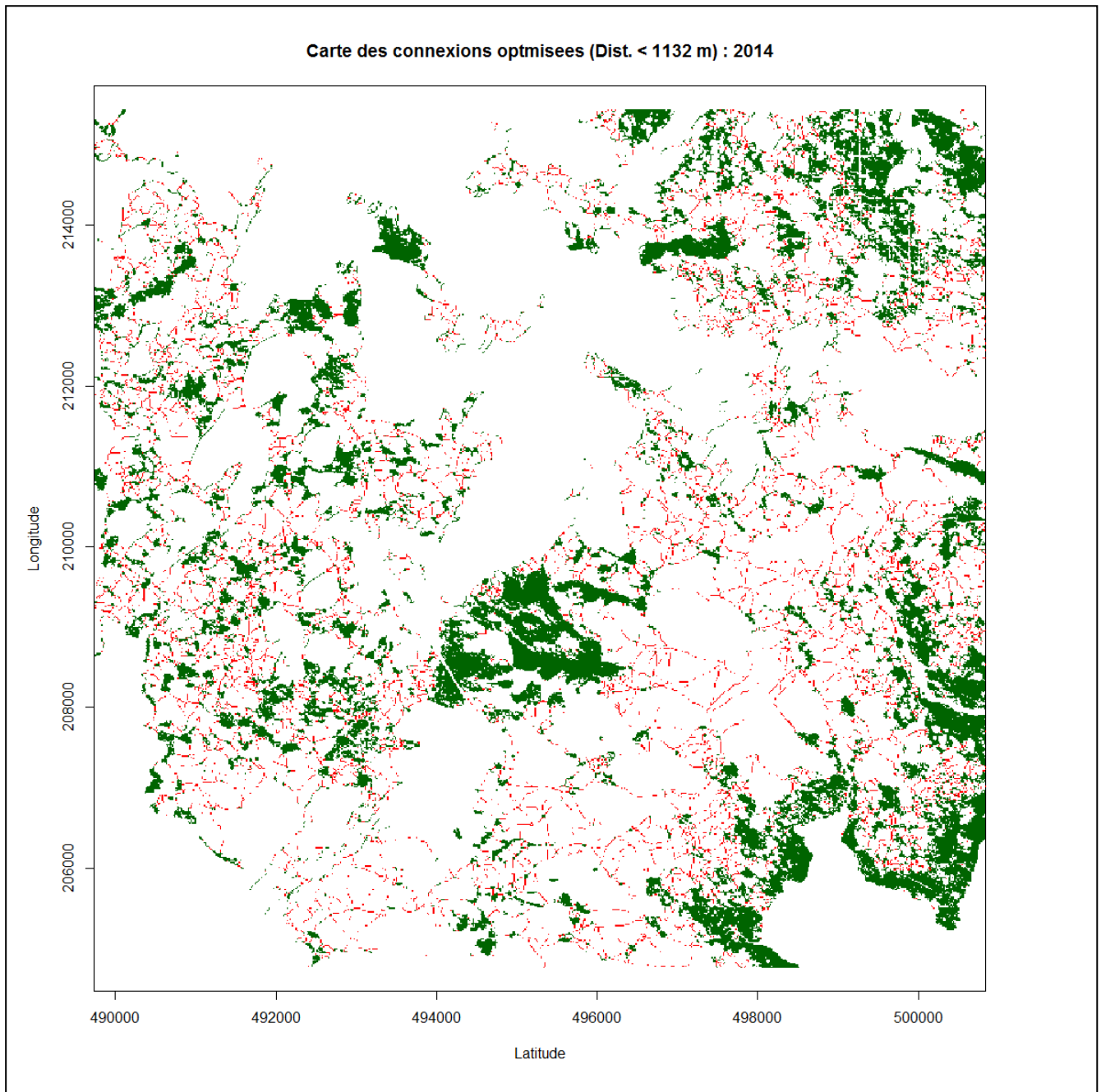


Figure 24 : Carte de connexions optimisées pour 2014 (en rouge). Les patches sont en vert.

## 7. Protocole / specifications

Numéro d'étape	Désignation de l'étape	Commentaires techniques
1	Normalisation géométrique	Même emprise entre les images Même résolution spatiale (0,5 m)
2	Normalisation radiométrique	Masquage des sols sur seuillage NDVI Choix de l'image de référence possédant l'histogramme le plus étroit. Egalisation automatique par le code développé sous R
3	Calculs des indices : NDVI, MNDWI, ML/MNDWI-31, Dissim/NDVI-51	ML = Moran Local Dissim = Indice de texture de dissimilarité basé sur la matrice de co-occurrence. Les chiffres représentent la taille des fenêtres appliquées en pixels <i>EX. : Le calcul du Moran Local réalisé sur le MNDWI avec une fenêtre de 31 pixels de côté donne ML/MNDWI-31</i>
4	Calcul de la probabilité (table de hachage)	La fonction de hachage ainsi que la table de hachage est déjà créée. Pour toute intégration de nouvelle image, son utilisation est possible et rapide.
5	Connectivité	Le code fournit permet générer automatiquement des cartes de connectivité. Les deux variables sur lesquelles l'utilisateur peut intervenir sont : - l'emprise de l'extraction (paramètre : « Emprise » dans le code) - le seuil de distance entre fragments (paramètre : « dist » dans le code)