Table des matières

Résumé 19
Abstract 20
Liste des sigles et abréviation 21
Introduction générale 25
1. Un enjeu économique et social 27
2. Un enjeu environnemental 27
3. Des écosystèmes menacés par la déforestation et la dégradation 28
4. Déforestation et dégradation en Amazonie 30
5. Objectifs 33
6. Choix méthodologiques 34
7. Plan de la thèse 35
Chapitre 1. La dégradation forestière, définitions et état de l'art sur son évaluation 39
1.1. Les perturbations à l'origine de la dégradation 42
1.2. Conséquences et devenir des forêts dégradées 44
1.3. Ampleur du phénomène 47
1.4. Besoin d'indicateur 48
1.5. Evaluation de la dégradation forestière par télédétection 49
1.5.1. Les approches indirectes 52
1.5.2. Méthode Barbier d'identification de l'ouverture du couvert forestier 52
1.5.3. Les approches directes 53
1.5.3.1. Les approches ponctuelles 53
1.5.3.1.1. CLASlite 53
1.5.3.1.2. La méthode de NDFI (Normalized Difference Fraction Index) 55
1.5.3.1.3. Les méthodes de classification 56
1.5.3.1.4. Création d'une structure tridimensionnelle grâce au Lidar 56
1.5.3.1.5. DETER et DEGRAD 57
1.5.3.2. Les approches temporelles 58
1.5.3.2.1. BFAST (Breaks For Additive Seasonal and Trend) 59
1.5.3.2.2. BFAST Monitor 62
1.5.3.2.3. Greenbrown (land surface phenology and trend analysis) 62
1.5.2.2.4 LandTrendr (Landsat-based detection of Trends in Disturbance and Recovery) 64
1.5.4. Combinaisons d'approches ponctuelles et temporelles 65
Chapitre 2. Paragominas, un ancien front pionnier consolidé 69
2.1. Paragominas, un ancien front pionnier consolidé 71

2.2. Paragominas « Municipalité Verte » 74
2.3. Contexte naturel 77
2.3.1. Climat 77
2.3.2. Géologie et géomorphologie 79
2.3.3. Sol 82
2.3.4. Hydrographie 82
2.4. La situation des forêts à Paragominas 83
2.4.1. Les différentes perturbations sur les écosystèmes forestiers 84
2.4.1.1. L'exploitation sélective avec plans d'aménagement forestier 84
2.4.1.2. L'exploitation forestière illégale 87
2.4.1.3. L'extraction de charbon de bois à Paragominas 89
2.4.1.4. Les feux 89
2.4.2. Les conséquences des perturbations sur le peuplement résiduel 89
2.4.3. L'état actuel du couvert forestier 90
2.5. Conclusion 91
Chapitre 3. Analyse des perturbations et de la dégradation avec CLASLITE 93
3.1. Introduction 95
3.2. Données 95
3.2.1. Identification des types de perturbation forestière 95
3.2.2. Les images Landsat 98
3.3. Le progiciel CLASlite 98
3.4. Méthodologie 101
3.4.1. Calibrage radiométrique 102
3.4.2. Identification des nuages et remplacement par des données de la même année 103
3.4.3. Calcul de la carte de couverture fractionnelle 104
3.5. Masque des forêts primaires 109
3.5.1. Création du masque de forêts primaires avec CLASlite 109
3.5.2. Création du masque avec PALSAR-2 / PALSAR 110
3.5.3. Comparaison entre les deux masques 111
3.6. Evaluation des perturbations du couvert forestier à Paragominas avec le progiciel CLASlite en mode automatique 113
3.7. Variance pluriannuelle de la couverture fractionnelle NPV 115
3.8. Résultats 115
3.8.1. Masque des nuages 115
3.8.2. Masque Landsat – CLASlite des forêts primaires 116
3.8.3. Cartes de couverture fractionnelle annuelle 116

3.8.4. Trajectoires de dégradation des forêts 118
3.8.5. Indicateur d'agrégation pluriannuelle des perturbations : variance de NPV 121
3.8.5.1. Validation de l'indicateur d'agrégation pluriannuelle par des observations de terrain 121
3.8.5.2. L'organisation spatiale des types de perturbation 122
3.8.5.3. L'indice de fraction de différence normalisé (NDFI) 124
3.8.5.4. Distribution de la dégradation forestière à l'échelle municipale 125
3.8.5.5. Evolution de la perturbation du couvert forestier à l'échelle municipale 127
3.9. Discussion 128
3.10. Conclusion 132
Chapitre 4. La sensibilité à la sécheresse de la forêt comme indicateur spatialisé de dégradation ... 133
Introduction 135
4.1. Les données 139
4.1.1. Points d'observation du niveau de dégradation sur le terrain 139
4.1.2. Le choix de la période d'étude en saison sèche 143
4.1.3. Les données d'activité photosynthétique et pluviométriques 143
4.2. Analyse 144
4.2.1. Traitements 144
4.3. Résultats 146
4.3.1. Validation du coefficient avec les points d'observation 146
4.3.2. Cartographie à l'échelle de la municipalité 150
4.4. Discussion 152
4.5. Conclusion 154
Chapitre 5. Analyse territoriale de la dégradation des forêts à Paragominas 155
5.1. Convergence des résultats des deux indicateurs à l'échelle municipale 157
5.2. Facteurs explicatifs de la distribution territoriale de la dégradation des forêts 162
5.2.1. Relation entre la dégradation et la taille des propriétés 162
5.2.2. Relation entre la dégradation et la distance aux routes principales 165
5.2.3. Relation entre la dégradation et la distance aux villes et aux villages 167
5.3. Conclusion 170
Conclusion Générale 173
Bibliographie 178
Annexes 211

Table des Figures

Figure 1. Evolution des surfaces en forêt par pays au cours de la période 1990–2015 (en milliers d'hectare/année) (FAO 2015) 29

Figure 2 *Les surfaces déforestées en Amazonie légale* (sources des données :* (INPE 2018b)..... 31

Figure 3. Répartition spatiale des émissions liées à la dégradation des forêts (en million $MgCO_2e.an^{-1}$) en Amérique latine (T. R. H. Pearson et al. 2017)..... 44

Figure 4. Exemple d'un cycle de dégradation et de régénération. 46

Figure 5. L'état des forêts dans le monde (Atlas of forest 2018) 47

Figure 6. Les méthodes de télédétection pour mesurer la dégradation forestière 51

Figure 7. Indice d'ouverture de la canopée en utilisant l'identification du sol nu avec l'imagerie LANDSAT ; cette méthodologie fournie des estimations de l'ouverture de la canopée avec un ratio de sol nu de 0 à 100% (Bourbier et al. 2013). 52

Figure 8. Exemple de sortie de traitement CLASlite identifiant la couverture fractionnaire (Paragominas) 54

Figure 9. Exemple de processus de dégradation des forêts détecté par l'indicateur NDFI (C. M. Souza, Roberts, et Cochrane 2005)..... 55

Figure 10. Mesure de structure forestière en 3D en utilisant la technologie du Lidar, image issue de (Gavin et Binder 2016)..... 57

Figure 11. Les surfaces de la dégradation forestière en Amazonie légale (km²) de 2007 à 2016, estimées par DEGRAD (INPE 2018a)...... 58

*Figure 12. Décomposition à l'aide de BFAST d'une série temporelle NDVI en trois composantes : saisonnière, tendance et aléatoire. Les données proviennent d'images MODIS (MOD13Q1) à 250 mètres sur des intervalles de 16 jours. Avec : data = données originales ; seasonal = composante saisonnière ajustée ; trend = tendances avec points de rupture ; et remainder = résidu (bruit estimé)*60

Figure 13. Graphe BFAST d'analyse d'une série temporelle NDVI sur un pixel à Paragominas. L'outil estime les tendances de croissance, de baisse de l'activité végétale et les ruptures (les ruptures maximales sont indiquées en violet) 61

Figure 14. Détection de l'amplitude du changement maximal par BFAST sur une série temporelle d'images MODIS (EVI) (2000-2015) à Paragominas. Les zones rouges sont les zones affectées par une rupture forte pouvant être assimilée à une pratique de dégradation rapide, les zones vertes sont les espaces à forte reprise de végétation 61

Figure 15. La série chronologique de données de MODIS NDVI traitées avec BFAST Monitor, pour modéliser la variation normale de données (ligne pointillée bleue) et détecter une perturbation (ligne verticale verte) (Verbesselt, Zeileis, et Herold 2012b) 62
Figure 16. Analyse des données MODIS (EVI) 2000-2015 à Paragominas avec le package Greenbrown : en haut à gauche la méthode de Tendance STM, en haut à droite, la méthode de Tendance AAT, en bas les résultats cartographiques de Greenbrown : longueur du segment n de la série temporelle (LengthSEGn), Breakpoints (BPn), pente de la tendance de chaque segment n (SlopeSEGn), p-value de la tendance de chaque segment n (PvalSEGn) 63
Figure 17. Processus de segmentation avec LandTrendr : (a) Suppression des pics éphémères (bruit) ; (b) identification des sommets potentiels en utilisant la déviation d'une régression linéaire simple ; (c) suppression de l'excès de sommets en comparant les angles ; (d) détermination de la meilleure succession de segments (e) suppression successive de segments pour créer des modèles simplifiés de trajectoire ; (f) Choix du modèle le plus ajusté. 65
Figure 18. Dégradation forestière et estimation de la biomasse par la méthode Random forest, effectuée par (Bourgoin et al. 2018b), municipalité de Paragominas 67
Figure 19. Localisation de la municipalité de Paragominas dans l'état du Pará (Brésil)..... 71
Figure 20 Production de bois à Paragominas, estimée par l'Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE 2018) 73
Figure 21 : La municipalité de Paragominas, éléments structurants 76
Figure 22. Diagramme des précipitations mensuelles moyennes à Paragominas (CLIMATE-DATA.ORG 2018)..... 78
Figure 23. Précipitations mensuelles moyennes de 2000 à 2015, issues des données Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) (1 pour janvier… 12 pour décembre) 78
Figure 24. Températures mensuelles moyennes à Paragominas (CLIMATE-DATA.ORG 2018)..... 79
Figure 25. Contexte géologique régional, d'après (Kotschoubey et al. 2005) (In (Laurent, Poccard-Chapuis, et al. 2017) 80
Figure 26. Phases géologiques ayant construit la morphologie de la région de Paragominas d'après (Kotschoubey et al. 2005) In (Laurent, Poccard-Chapuis, et al. 2017) 80
Figure 27. Schéma topographique régional le long de la route BR-010 d'après (Kotschoubey et al. 2005)..... 81
Figure 28. La classification des forêts à Paragominas selon leur position topographique : forêt dense submontana (1), forêt dense de terres basses (2) et forêt dense alluviale, distribuée principalement à proximité des rivières (3) 83
Figure 29. Extraits d'images Google Earth sur la municipalité de Paragominas montrant une forêt non dégradée et les impacts de quatre perturbations forestières 86

Figure 30. Images Landsat montrant les impacts de l'exploitation forestière en 1999, 2000, 2009 et 2015 sur la période 1999 – 2015 dans le Sud-Ouest de la municipalité de Paragominas (coordonnées du polygone : latitude -3.62.84 / -3.53.19, longitude -48.25.89 / -48.37.86) 88
Figure 31. Points d'observation des niveaux de dégradation et parcelles de référence 97
Figure 32. Fauchées d'images Landsat nécessaires pour couvrir la totalité de la zone d'étude 98
Figure 33. Les étapes du traitement avec CLASlite : 1) calibration des images brutes en fonction des métadonnées, avec correction atmosphérique et masquage des nuages et de l'eau ; 2) Analyse du mélange spectral pour construire les trois bandes de la couverture fractionnelle : le sol nu, la végétation photosynthétique et la végétation non-photosynthétique 101
Figure 34. Méthodologie pour évaluer les perturbations annuelles 102
Figure 35. Identification des nuages et de leur ombre (en noir) et artefacts subsistant après calibration et démixage spectral dans CLASlite..... 104
Figure 36. Les étapes de traitement de démixage automatique de Monte Carlo (AutoMCU) dans CLASlite (Gregory P. Asner 2009). 106
Figure 37. Le résultat de couverture fractionnelle de CLASlite, en couleur composite des bandes 1-2-3 dans une visionneuse d'image d'ENVI. La bande 1 (S) est affichée en rouge, la bande 2 (PV) est affichée en vert, et la bande 3 (NPV) est affichée en bleu...... 108
Figure 38. Mosaïque globale PALSAR-2 / PALSAR / JERS-1 constituant le masque des forêts en 2015 (JAXA 2018)..... 111
Figure 39. Comparaison de l'image Esri "World Imagery" (en haut) avec le masque pluriannuel PALSAR/PALSAR-2 (en bas à gauche et le masque pluriannuel de forêt primaire résultant de la classification orientée objet CLASlite (en bas à droite). Les rectangles orange représentent les zones de pâturages dégradés ou les zones de forêts secondaires visibles avec ESRI "World Imagery", non masquées par PALSAR / PALSAR-2 mais masquées avec la classification CLASlite...... 112
Figure 40. Comparaison entre les masques de CLASlite et de PALSAR / PALSAR-2 pour des zones forêts primaires. La couleur verte représente les zones qui sont classées comme des forêts primaires avec les deux masques; la couleur rouge représente les zones qui sont classées comme des forêts primaires avec le masque de PALSAR / PALSAR-2, et qui sont classées comme d'autres occupations du sol par le masque de CLASlite 112
Figure 41. Estimation de la perturbation des forêts à Paragominas à partir d'une série temporelle Landsat par traitement automatique avec le progiciel CLASlite 114
Figure 42. Taux de couverture nuageuse résiduelle sur les forêts dans les cartes issues de CLASlite . 116
Figure 43. Exemples de quatre années issues de la série temporelle des masques annuels de forêt primaires réalisés à partir des couvertures fractionnelles de CLASlite 117

Rapport-Gratuit.com

Figure 44. Couverture fractionnelle (en %) et perturbation de la forêt à l'échelle du pixel dans un espace objet d'une coupe sélective (au centre de la fenêtre de 3x3) 118
Figure 45. Moyennes annuelles de NPV calculées pour chacune des 5 parcelles et pour chaque type de perturbation et pour la forêt non perturbée 120
Figure 46. Variance des NPV en haut et S en bas, calculée pour chaque pixel sur la période 2000-2015 pour chaque type de perturbation 122
Figure 47. Organisation spatiale de deux types de perturbation visibles sur des images ESRI World Imagery. (A) : Dégradation zonale causée par la collecte de charbon de bois ; (B) coupe sélective avec un réseau de routes et des clairières régulières dans les parcelles. Calcul de la couverture fractionnelle en 2010 (A) et 2006 (B) et de la vriance de NPV et de sol sur la période 2000-2015. 123
Figure 48. Distribution de l'indice NDFI en relation avec le type de perturbation observé dans les 25 parcelles..... 125
Figure 49. *Variance de NPV sur la période 2000-2015* 126
Figure 50. Pourcentage de pixels de couverture forestière dans 5 classes de NPV dans la municipalité de Paragominas ; la distribution est présentée annuellement sur la période 2000 à 2015 127
Figure 51. Évaluation de la surface perturbée dans les forêts à Paragominas selon la méthode DEGRAD - INPE et la méthode NPV (avec un seuil NPV annuel > 20%) 130
Figure 52. Valeur moyenne de la couverture fractionnelle annuelle NPV (en %) à l'intérieur et à l'extérieur des polygones de perturbation issus de DEGRAD – INPE 130
Figure 53. Profondeur maximale d'enracinement (en m) ; à Paragominas, la profondeur des racines est estimée entre 10 et 20 m (Fan et al. 2017) 136
Figure 54. La distribution spatiale des contrôles climatiques sur la croissance des forêts tropicales d'Amérique du Sud en début de saison sèche (Wagner et al. 2017) 137
Figure 55 : Relations hypothétiques entre le fonctionnement des forêts dégradées ou non et la pluie lors des quatre premiers mois de saison sèche (de juin à septembre) pour les forêts tropicales humides 139
Figure 56. Les cinq niveaux de dégradation des forêts. 141
Figure 57. Diagramme des précipitations mensuelles moyennes à Paragominas (CLIMATE-DATA.ORG 2018)..... 143
Figure 58. Etapes de la méthodologie pour l'indicateur coefficient de régression linéaire EVI/TRMM 145
Figure 59. Relation temporelle entre EVI et TRMM pour l'ensemble des points d'observation de deux niveaux de dégradation : forêt primaire fortement dégradée (F5, 21 points) et l'autre en forêt primaire non dégradée (F1, 20 points) 146

Figure 60. Régression linéaire entre les valeurs mensuelles d'EVI en début de saison sèche (juin à septembre) et de TRMM pour chaque niveau de dégradation (F1 à F5) sur la période 2000 à 2015. Chaque niveau de dégradation est illustré par une photo illustrant le profil de dégradation des forêts. 147
Figure 61. Régression linéaire entre les valeurs mensuelles d'EVI en saison sèche (juin à septembre) et de TRMM pour les cinq types de perturbation des 25 parcelles d'observation 149
Figure 62. Coefficient de régression linéaire entre EVI-MODIS et TRMM pour la période 2000-2015 au début de la saison sèche (juin à septembre). Les valeurs négatives élevées de couleur vert foncé représentent une forêt peu ou non dégradée, les valeurs positives en couleur rouge représentent les forêts les plus dégradées selon cet indicateur. 151
Figure 63. Relation entre le déficit total en saison sèche et la capacité de stockage de l'eau dans les forêts tropicales à feuilles persistantes (Guan et al. 2015) 152
Figure 64. Corrélation : à gauche le coefficient de corrélation de Pearson (0,5) et à droite le coefficient de détermination (0,25) ; p = 0,0001 158
Figure 65. Nuage des points de la matrice de corrélation de Pearson entre la variance de NPV et le coefficient de régression linéaire EVI/TRMM. Le modèle est la droite de régression entre les deux indicateurs (variance de NPV et coefficient de régression linéaire EVI/TRMM) 159
Figure 66. Corrélation de Pearson entre la variance de NPV et le coefficient de régression linéaire EVI/TRMM 161
Figure 67 : Limites des propriétés issues du CAR (SEMA, Estado do Pará) 162
Figure 68. Relation entre la taille de la propriété et la variance de NPV 163
Figure 69. Relation entre le coefficient de régression linéaire EVI/TRMM et la taille des propriétés . 164
Figure 70 : Routes principales traversant Paragominas 165
Figure 71. Relation entre la variance de NPV et la distance aux routes principales 166
Figure 72. Relation entre le coefficient de régression linéaire EVI/TRMM et la distance aux routes principales 167
Figure 73 : Villes et villages pris en compte dans l'analyse 168
Figure 74. Relation entre la variance de NPV et la distance aux zones urbaines 169
Figure 75. Relation entre le coefficient de régression linéaire EVI/TRMM et la distance aux zones urbaines 169

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Liste des tableaux

Table 1 *Changement de la superficie forestière mondiale,1990-2015* (FAO 2016) 29
Table 2 *Importance relative des perturbations forestières en Amérique latine et dans le monde, données nationales des 46 pays tropicaux et subtropicaux (en 2000–2010)* (Hosonuma et al. 2012b) 43
Table 3 *Surface des forêts, des forêts dégradées et déboisées en 2015 (en km²), pour toute la municipalité de Paragominas, le niveau de dégradation est fonction du seuil* 132
Table 4 *Indicateurs d'observation visuelle du profil forestier afin d'estimer le niveau de dégradation des forêts*.....141

Résumé

La dégradation de la forêt est un changement de sa structure et de la composition floristique et faunistique, ce qui conduit à une perte de biodiversité, de production de biens et de services et à un accroissement de la vulnérabilité aux aléas climatiques et aux incendies. Elle concerne de vastes espaces en zone tropicale particulièrement dans les régions de fronts pionniers plus ou moins consolidés où la forêt primaire est soumise à l'extraction de bois, aux incendies et à la fragmentation. Pour évaluer son ampleur et son intensité, il est nécessaire de recourir à la télédétection. Mais les méthodologies disponibles restent encore insuffisantes. L'enjeu scientifique est de développer des méthodes adaptées à de grandes surfaces afin d'analyser l'effet de différentes perturbations sur les trajectoires suivies par le couvert forestier. Il s'agit également de distinguer différentes intensités de dégradation suite à l'accumulation de perturbations. C'est un préalable indispensable pour définir et mettre en œuvre des plans de gestion adaptés. Le premier axe de ce travail a pour objectif de cartographier annuellement l'ampleur des perturbations, d'identifier les principaux types de perturbations et de caractériser la trajectoire de restauration de l'activité photosynthétique. Il est réalisé à partir de séries temporelles d'images Landsat traitées au moyen du progiciel CLASlite. L'agrégation des couvertures annuelles résultant des traitements avec CLASlite a également permis de constituer un indicateur de dégradation résultant du cumul de processus de perturbations sur plusieurs années. Le deuxième axe a pour objectif d'évaluer l'évolution de la sensibilité des forêts à la sécheresse en fonction de leur dégradation et de construire un indicateur de dégradation. L'approche utilise des images MODIS et des données de précipitations TRMM. Ce travail s'est déroulé dans la municipalité de Paragominas (état du Pará, Brésil) en Amazonie orientale.

Abstract

The forest degradation is a change of the structure and the composition of flora and fauna, which leads to a loss of biodiversity, of production of goods and services and an increased vulnerability to weather hazards and fires. This process concerns large areas in the tropics, particularly in agricultural frontier where primary forest is subject to timber extraction, fire and fragmentation. Remote sensing is used to assess the magnitude and the extent of forest degradation. However, the methodologies available are still insufficient. The scientific challenge is to develop methods adapted to large areas to analyze the effect of different disturbances on the trajectories followed by the forest cover. It is also to identify different intensities of degradation following disturbances events. This is a prerequisite for defining and implementing appropriate management plans. The first axis of this work aims to map annually the extent of the disturbances, to identify the main types of disturbances and to characterize the restoration trajectory of the photosynthetic activity. This work is based on time series of Landsat images processed using CLASlite software. The aggregation of the annual coverages resulting from treatments with CLASlite also made it possible to constitute an indicator of degradation resulting from the accumulation of disturbance processes over several years. The second axis aims to evaluate the evolution of the forest sensitivity to drought as a function of its degradation and to build a degradation indicator. The approach uses MODIS images and TRMM precipitation data. This work is implemented in the municipality of Paragominas (state of Pará, Brazil) in the eastern Amazon.

Liste des sigles et abréviation

A

AGB Above Ground Biomass

ALI Advanced Land Imager

ALOS Advanced Land Observing Satellite

AOT Aerosol Optical Thickness

ASTER Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer

AutoMCU Automated Monte Carlo Unmixing

AVHRR Advanced Very High-Resolution Radiometer

AWIFS Advanced Wide Field Sensor

B

BFAST Breaks For Additive Season and Trend

C

CCNUCC Convention-Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques

CIFOR Center for International Forestry Research

CLASlite Le système d'analyse Landsat Carnegie – Lite

CWD Coarse Woody Debris

D

DEGRAD Mapeamento da Degradação Florestal na Amazônia Brasileira

DETER Real Time System for Detection of Deforestation

E

ECOTERA Eco-efficiences et développement Territorial durable en Amazonie Brésilienne

ET	Evapotranspiration
EVI	Enhanced Vegetation Index

F

FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FNF	Forest and Non-Forest

G

GES	Gaz à effet de serre
GFCL	Gross Forest Cover Loss
GNFT	Le groupe national sur les forêts tropicales
GPS	Global Positioning System

I

IBGE	Institut brésilien de géographie et de statistiques
INPE	Institut National de Recherche Spatiale (Brésil)
ITTO	Organisation Internationale pour les Bois Tropicaux

L

LAI	Leaf Area Index
LIDAR	Light detection and ranging or Laser detection and ranging
LTS	Landsat time series

M

MAP	Mean annual precipitation
MODIS	Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer

N

NASA	National Aeronautics and Space Administration
NDFI	Normalized Difference Fraction Index

NOAA National Oceanic and Atmospheric Administration

NPV Non-Photosynthetic Vegetation

O

OLI Operational Land Imager

OIBT Organisation Internationale pour les Bois Tropicaux

P

PALSAR Phased Array type L-band Synthetic Aperture Radar

PIB Produit intérieur brut

PPCA La perte de couvert arboré

PRODES Programa de Cálculo do Desflorestamento da Amazônia PV

R Photosynthetic Vegetation

RMS Mean Square Error

RMSE Root mean squared error

S

S Bare Substrate

SAR Synthetic Aperture Radar

SMA Spectral mixture analysis

SVM Support Vector Machine

T

Terra SAR-X Satellite radar d'observation de la Terre

TAGC Total Aboveground Carbon Stocks

TM Thematic Mapper

TM+ Enhanced Thematic Mapper Plus

TIRS Thermal Infrared Sensor

Rapport-Gratuit.com

TRMM Tropical Rainfall Measuring Mission

V

VHR Earth observation satellites for very-high-resolution

U

UN FAO Food and Agriculture Organization of the United Nations

6S Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Introduction générale

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Avec une couverture à l'échelle de la planète estimée à 1 343 millions d'hectares soit un tiers du couvert forestier mondial, les forêts tropicales offrent de nombreux produits, services et aménités à l'humanité, les élevant au rang de « bien public mondial » (Karsenty et Pirard 2007). Mais, elles sont aussi l'un des espaces naturels les plus transformés par l'activité humaine au cours de ces dernières décennies (Lamb, Erskine, et Parrotta 2005).

1. Un enjeu économique et social

Les forêts tropicales contiennent une ressource ligneuse fortement utilisée. Cette ressource renouvelable représente un secteur important de l'économie des pays tropicaux. Le secteur forestier contribue annuellement à hauteur de 600 milliards de dollars soit pratiquement 1 % du produit intérieur brut (PIB) mondial. 279 millions d'hectares de forêts sont exploités principalement pour produire de la matière ligneuse et 124 millions d'hectares sont affectés à une multiplicité d'usages (estimation établie en 2011 par (FAO 2011a; Blaser et al. 2011)). La fonction de production affecte 30 % de la superficie totale des forêts tropicales. A partir des années 2000, la surface de production décroit légèrement sur l'ensemble des forêts tropicales dans le monde mais elle double au Brésil (en passant de 15 à 34 millions d'ha) entre les deux dernières décennies. La récolte de bois dans l'ensemble des forêts tropicales est estimée à 700 millions de m^3 par an, soit 21 % des prélèvements mondiaux (FAO 2011a; OIBT 2011). La production de bois d'œuvre tropicaux, issus de forêts naturelles et de plantations, ne représente qu'un tiers de cette production, les deux tiers restants étant des combustibles ligneux. Cette économie est souvent basée sur une exploitation « minière » de la forêt sans souci de renouvellement ou de protection.

60 millions de personnes environ vivent au sein des forêts tropicales humides (GNFT 2012) et 1,6 milliard de personnes ont une activité qui en dépend à des degrés divers à travers la vente de bois d'œuvre, de bois de chauffe, de plantes médicinales et de cueillette de denrées comestibles.

2. Un enjeu environnemental

Parmi l'ensemble des services écosystémiques rendus par les forêts tropicales, les rôles qu'elles jouent dans le maintien de la biodiversité et dans le cycle du carbone sont fondamentaux.

Les forêts tropicales constituent avec les récifs coralliens les milieux les plus riches en biodiversité de la planète. La biodiversité est une des caractéristiques fondamentales et emblématiques des forêts tropicales humides. Les forêts tropicales regroupent près de 50 % des espèces sur seulement 7 % de la surface du globe. Sur

la base des données disponibles, les forêts les plus riches en espèces d'arbres se trouvent dans l'archipel indonésien et au sein du bassin amazonien. A l'échelle de ces régions (Steege et al. 2013) comme à l'échelle locale, la richesse spécifique atteint des niveaux remarquables, comme dans les forêts amazoniennes d'Equateur avec 250 espèces d'arbres à l'hectare (Valencia et al. 2004).

La richesse spécifique élevée en arbres est fortement liée à la grande complexité des forêts : elle est à la fois cause et conséquence, par l'intermédiaire des nombreuses interactions entre le peuplement arborescent et toutes les autres composantes de l'écosystème (flore, faune, microorganismes et champignons). Mais, le grand nombre d'espèces rares (Steege et al. 2013) pose d'épineux problèmes de conservation.

Les forêts tropicales jouent également un rôle primordial dans la régulation du climat, elles emmagasinent de vastes quantités de carbone, tout en produisant une quantité significative d'oxygène. Elles stockent près de la moitié de la biomasse terrestre (Houghton 2005) et sont responsables de plus du tiers de la productivité primaire de la planète (Pan et al. 2011).

3. Des écosystèmes menacés par la déforestation et la dégradation

Les zones tropicales sont les espaces les plus atteints par la déforestation ces dernières décennies (Figure 1). Elles laissent la place à l'agriculture, à des infrastructures (barrages, voies de communication etc.), à des mines et à l'urbanisation.

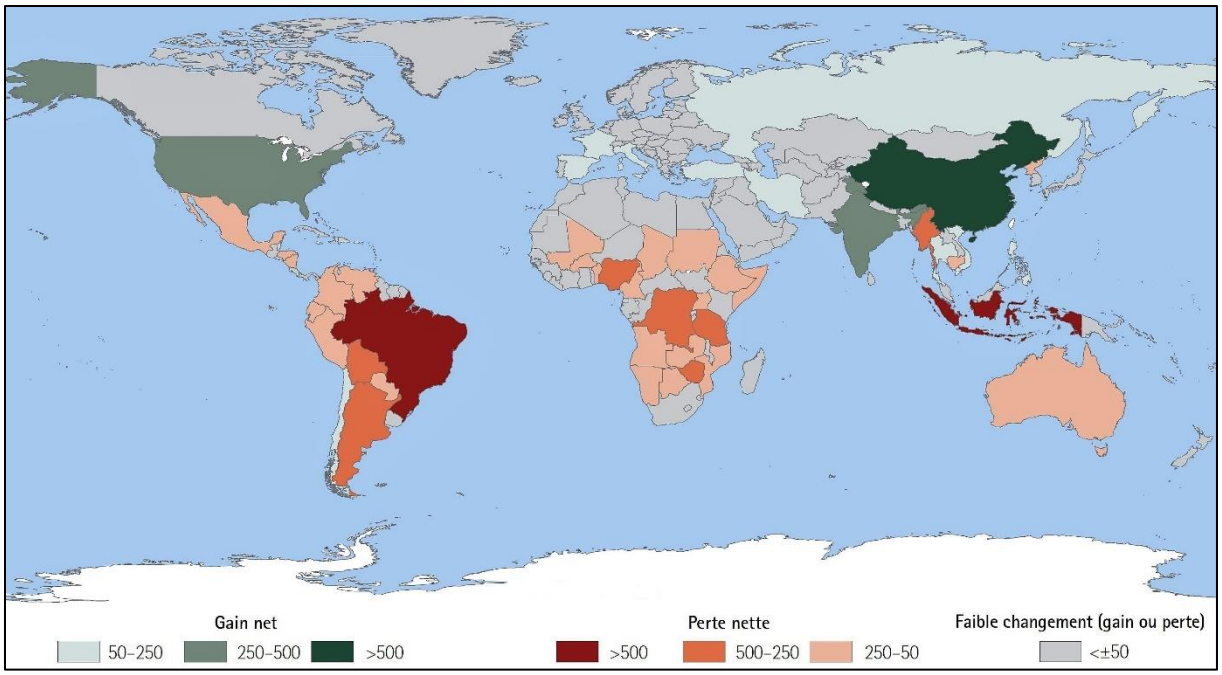


Figure 1. Evolution des surfaces en forêt par pays au cours de la période 1990–2015 (en milliers d'hectare/année) (FAO 2015)

La déforestation a été rapide et de grande ampleur dans le monde durant la fin du 20ème siècle. La perte de forêt s'est ralentie durant la période 2010-2015 à un taux annuel de 0,08 % après avoir été de 0,18 % durant la décennie 1990 (FAO 2016) (Table 1).

Période	Surface en forêt en fin de période (milliers ha)	Evolution de la surface pendant la période (milliers ha)	Evolution annuelle moyenne %
1990–2000	4 055 602	-7 267	-0.18
2000–2005	4 032 743	-4 572	-0.11
2005–2010	4 015 673	-3 414	-0.08
2010–2015	3 999 134	-3 308	-0.08

Table 1 *Changement de la superficie forestière mondiale,1990-2015* (FAO 2016)

La déforestation entraîne de multiples conséquences néfastes pour la société : une perte de biodiversité, des émissions de gaz à effet de serre, le développement de maladies, le changement du climat local et régional et affecte également la qualité du sol et de l'eau.

La déforestation sous les tropiques est la principale source de carbone atmosphérique parmi celles regroupées sous le terme de changement d'usage des terres qui représente 11% des émissions mondiales de carbone (François, Jan, et Eric 2013; Solomon et al. 2007). Les estimations d'émissions annuelles de carbone issues de la déforestation sont assez variables : de 0,8 $PgC.an^{-1}$ (Harris et al. 2012) à 2,2 $PgC.an^{-1}$ (Houghton 2003). (Pan et al. 2011) estiment cette valeur à une moyenne de 1,3 Pg $C.an^{-1}$ sur la période 1990-2007 avec une tendance à la diminution entre 1990-2000 et 2000-2007. Ils soulignent cependant les grandes incertitudes sur les atteintes faites aux forêts tropicales et le rôle potentiellement important des forêts secondaires comme puits de carbone.

Mais, les forêts tropicales ne sont pas seulement menacées par la déforestation, elles le sont également par la dégradation. La dégradation de la forêt est un changement de ses qualités en matière de structure et de composition, ce qui conduit à une perte de biodiversité, de production de biens et de services écosystémiques et à un accroissement de la vulnérabilité aux aléas climatiques et aux incendies.

Selon (OIBT 2002a), la dégradation des forêts affectait environ 500 millions d'hectares de forêts primaires et secondaires dans 77 pays tropicaux en 2000. En Afrique, le taux annuel de dégradation des forêts est équivalent à près de la moitié du taux annuel de déforestation (Lambin, Geist, et Lepers 2003). Dans le bassin du Congo, la dégradation des forêts a fortement progressé au fil du temps, elle est passée de 0,01 % en moyenne par an entre 1990 et 2000 à 0,09 % en moyenne par an entre 2000 et 2005 (Tchatchou, Sonwa, et Tiani 2015).

4. Déforestation et dégradation en Amazonie

Le biome amazonien constitue un enjeu majeur pour la conservation des forêts. Cette région est la plus grande forêt tropicale au monde (le quart de la surface mondiale en forêt tropicale, soit 5,5 millions de km² sur un total mondial de 20 millions de km²) mais elle est soumise depuis plusieurs décennies à de profondes transformations. Depuis les années 1960, l'Amazonie brésilienne a subi une déforestation à grande échelle pour l'élevage bovin, l'agriculture, les mines et

l'urbanisation (Ewers et Laurance 2006; Garcia, Soares-Filho, et Sawyer 2007; Velasco Gomez et al. 2015).

La déforestation a lieu principalement le long des marges orientales et méridionales de la forêt amazonienne, appelées fronts pionniers, frontières agricoles ou arc de déforestation (A. S. L. Rodrigues et al. 2009). Le processus de déforestation s'est ralenti depuis peu (Figure 2) grâce à un renforcement des politiques publiques et à l'engagement des filières du soja et de viande bovine sous la pression des organisations internationales et du gouvernement. Depuis 2004, année de pic de déforestation, le taux de déforestation a été fortement réduit (Drigo 2013; H. K. Gibbs et al. 2015; Holly K. Gibbs et al. 2016; D. Nepstad et al. 2014; Tritsch et Arvor 2016) bien que la reprise de la déforestation en 2015 et 2016 (Fearnside 2017; Daugeard et Letourneau 2018) soulève des inquiétudes avec un possible recul de la volonté de l'état brésilien à protéger les forêts.

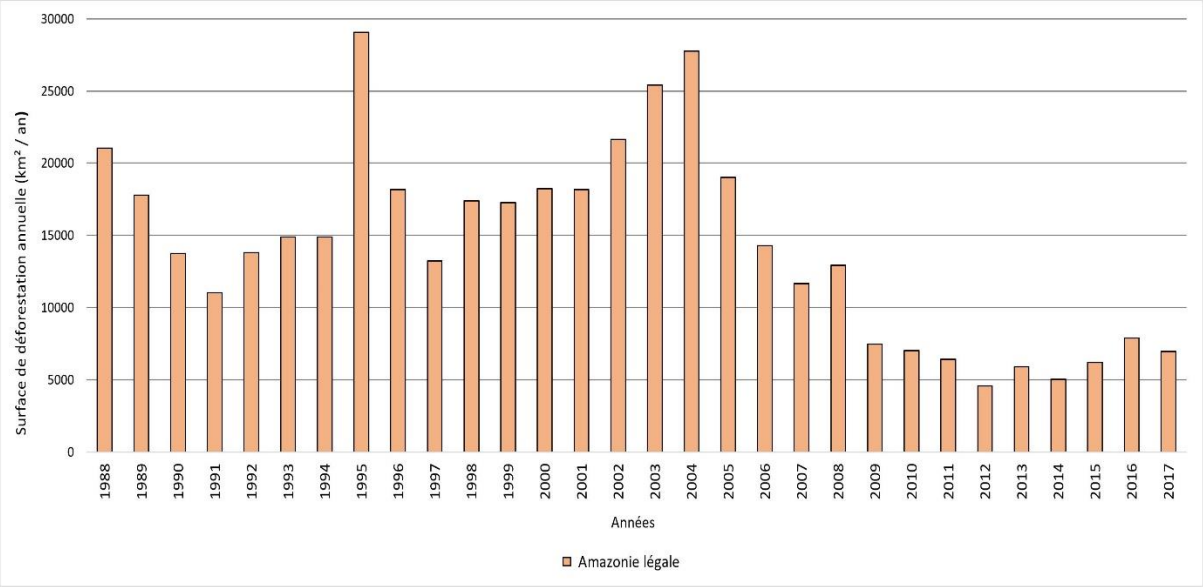


Figure 2 *Les surfaces déforestées en Amazonie légale* (sources des données :* (INPE 2018b)

** L'Amazonie « légale » représente les états de l'Acre, l'Amapá, l'Amazonas, le Pará, le Rondônia et le Roraima dans leur intégralité, et la partie nord des états du Mato Grosso et du Goias, elle n'épouse pas les frontières du biome amazonien qui comprend des forêts à l'extérieur du Brésil, et elle inclue en revanche des espaces non-forestiers.*

Bien que difficile à évaluer, la dégradation de la forêt amazonienne brésilienne est estimée responsable de 20 % des émissions totales de gaz à effet de serre (GES) de cette région (Gregory P. Asner et al. 2005a). Or, comme le montrent (J. Souza et al. 2013), malgré la diminution de la déforestation en Amazonie brésilienne, la dégradation y a augmenté entre 2000 et 2010 (bases de données PRODES et DEGRAD, INPE).

Paragominas, un territoire amazonien emblématique d'un front pionnier consolidé

La municipalité de Paragominas constitue notre espace d'étude. Elle couvre 19 342 km² en Amazonie orientale. Il s'agit d'un front pionnier consolidé où le devenir des parcelles de forêt est particulièrement crucial pour la gestion durable de ce type de territoire. En effet, la déforestation y a été fortement ralentie, mais les forêts qui y subsistent sont fortement dégradées et les services écosystémiques qu'elles produisent en sont menacés.

Après une phase de déforestation incontrôlée des années 1960 aux années 2000 (Bendahan et al. 2013; M. G. Piketty et al. 2015), qui a conduit l'Etat fédéral à inscrire la municipalité sur une liste noire, les décideurs locaux avec la majeure partie des agriculteurs ont décidé de s'engager dans le respect des lois environnementales et de modifier le modèle de développement du territoire. En 2008, Paragominas a lancé son label de « Município Verde », pionnier dans l'Etat du Pará. Il s'agit de stopper la déforestation et de cadastrer les propriétés agricoles en respect du zonage imposé par le Code Forestier (Réserve Légale et APP – Aires de Protection Permanente). Les résultats rapidement obtenus dans ces deux domaines ont permis à la municipalité d'être considérée comme un modèle en Amazonie, d'autant que la réduction de la déforestation n'a pas réduit pour autant la croissance de la production agricole (Laurent, Arvor, et al. 2017a; Plassin et al. 2017).

Le paysage de la municipalité est une mosaïque de forêts primaires dégradées, de forêts secondaires, de plantations sylvicoles, de pâturages et de parcelles agricoles. Les grands producteurs qui occupent la plus grande partie du territoire ont transformé depuis les années 2000 une partie de leur espace de pâturages en cultures annuelles commerciales (soja et maïs essentiellement) et en plantations sylvicoles de monoculture à cycle court de 6 à 12 ans (eucalyptus principalement). La recherche des meilleures terres situées sur les plateaux et

proches des routes pour ces activités exerce une pression importante sur les espaces forestiers. D'autre part, les zones d'agriculture familiale fondées sur des cultures de subsistance, l'élevage bovin extensif et des cultures commerciales comme le poivre, sont affectées par des incendies fréquents en saison sèche qui, au-delà des dégâts sur les productions, affecte la mosaïque forestière.

A Paragominas, les forêts qui couvrent selon les sources (comme nous le montreront plus bas) entre 55 et 65 % du territoire, sont à un niveau de dégradation considéré comme élevé mais sans évaluation à l'échelle de l'ensemble de la municipalité (Pinto, Amaral, Souza Jr., et al. 2009). L'état de ces forêts et leur évolution face aux pressions persistantes (incendies et besoin d'espaces agricoles) constituent des questions cruciales pour leur gestion future.

5. Objectifs

La lutte contre la dégradation des forêts implique comme préalable l'évaluation de ce processus sur de grandes surfaces et sur une durée de plusieurs années (Lamb et Gilmour 2003), le phénomène s'inscrivant dans le temps puisqu'il résulte des dégâts causés par des perturbations anthropiques. L'évaluation de la dégradation sur de grands espaces par télédétection reste encore insuffisante en termes méthodologiques, ce qui a motivé ce travail de thèse. L'enjeu scientifique est de développer des méthodes de suivi de l'état de dégradation des forêts adaptées à de grandes surfaces et d'analyser les causes des dégradations forestières, que nous nommerons par la suite « perturbations ». La définition et la validation d'indicateurs pourra permettre en aval d'accompagner des stratégies de restauration et d'aménagement forestier durable.

Pour atteindre notre objectif, nous avons cherché à répondre plus spécifiquement aux questions suivantes :

- Comment identifier les perturbations du couvert forestier à l'échelle annuelle en différenciant les types d'activité humaine qui en sont à l'origine ?
- Les parcelles forestières suivent-elles des trajectoires de dégradation / restauration différentes selon le type d'activité anthropique ?

Rapport-Gratuit.com

- Comment agréger les perturbations subies par la forêt sur un pas de temps plus long qui dépasse la décennie, afin de caractériser l'état de dégradation forestière qui en résulte ?
- La dégradation de la forêt entraîne-t-elle une plus forte sensibilité à la sécheresse ? Si cela est vérifié, en quoi cette relation peut-elle constituer un indicateur de dégradation généralisable sur de grandes étendues ?

6. Choix méthodologiques

Ce travail est fondé principalement sur l'analyse d'images satellites. Les méthodes proposées sont mises en œuvre sur la municipalité de Paragominas, afin de valider leur pertinence et de mettre en évidence leurs limites. Différents capteurs sont utiles pour évaluer les perturbations du couvert forestier, sa structure voire sa phénologie. Certains ont la capacité de pénétrer la canopée et les nuages qui posent problème une grande partie de l'année en zone tropicale humide, grâce aux grandes longueurs d'onde comme la Radar. Mais nous avons écarté ces données car elles ne sont pas adaptées au suivi fréquent de grandes surfaces et leur disponibilité est limitée par leur coût d'achat (Mitchell, Rosenqvist, et Mora 2017a). Notre travail s'est appuyé sur des données gratuites, aisément disponibles, offrant des séries temporelles le plus continues possibles. Nous avons ainsi retenu les capteurs Landsat et MODIS et avons réalisé des traitements sur la période 2000-2015 sur l'ensemble de la municipalité de Paragominas.

Landsat est certes sensible à la couverture nuageuse, mais l'existence d'une saison sèche bien marquée en Amazonie orientale et dans l'aire d'étude en particulier, permet d'obtenir une cartographie annuelle d'une surface étendue de plusieurs milliers de km². Sa résolution spatiale à 30 m permet d'identifier des perturbations issues de coupes sélectives ainsi que d'autres types de perturbation sur de petites surfaces. Les images traitées au moyen de la plateforme CLASlite nous ont servi à cartographier annuellement l'ampleur des perturbations, à identifier les principaux types de perturbation et, en les associant sur des séries temporelles, à caractériser la trajectoire des parcelles en matière de restauration de l'activité photosynthétique. L'agrégation des cartes annuelles nous a également permis de

constituer un indicateur de dégradation résultant du cumul de processus de perturbations sur plusieurs années.

MODIS offre une haute fréquence temporelle utile à la détection d'évènements perturbant le couvert forestier. Sa fréquence élevée et son mode de pré-traitement permettent de disposer d'images tout au long de l'année malgré le couvert nuageux. Mais la résolution spatiale est limitée à 250 m, ce qui permet difficilement d'identifier des phénomènes d'entendue restreinte, hormis indirectement en évaluant leurs effets sur la réponse globale du pixel. En retenant l'avantage d'une fréquence élevée, nous avons utilisé des séries temporelles de ce capteur en les couplant à des données de précipitation pour évaluer l'évolution de la sensibilité des forêts à la sécheresse en fonction de leur état de dégradation et en retour nous avons estimé la capacité de cette sensibilité à constituer un indicateur de dégradation.

Les traitements issus de la télédétection ont été confrontés à des données d'observation de terrain issues d'une analyse visuelle de profils forestiers s'appuyant sur des critères de densité d'arbres dominants, de rugosité de la canopée, du nombre de strates et de hauteur de la canopée. Les points d'observation permettent de qualifier un état de dégradation résultant de plusieurs années d'actions anthropiques et servent ainsi à valider les classements issus de télédétection sur une dégradation cumulée. La photo-interprétation d'images *Google Earth* et de *World Imagery* d'ArcGIS est également employée pour caractériser les types de perturbation du couvert végétal à l'échelle de parcelles forestières.

7. Plan de la thèse

La thèse est composée de cinq chapitres.

Le premier chapitre porte sur le concept de dégradation forestière, ses différentes dimensions et les enjeux socio-économiques et environnementaux qui lui sont liés. Il détaille le phénomène, ses causes et ses conséquences, ainsi que son évolution ces dernières années en Amazonie. Une synthèse des méthodes actuellement disponibles d'évaluation de la dégradation forestière est réalisée en s'attachant aux échelles d'analyse, aux données et aux traitements mis en œuvre ainsi qu'aux résultats obtenus vis-à-vis des objectifs fixés précédemment.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Le second chapitre décrit la zone d'étude, la municipalité de Paragominas, en Amazonie orientale. Il s'agit d'abord de présenter ses caractéristiques naturelles qui conditionnent la vulnérabilité des forêts à la dégradation. L'histoire récente de la municipalité est ensuite développée avec les différentes phases de colonisation depuis les années 1960, avant d'aborder l'activité économique actuelle du secteur primaire. Ce chapitre s'achève sur les enjeux scientifiques et de gestion qui dépendent de l'évaluation des phénomènes de dégradation forestière dans la municipalité.

Le troisième chapitre traite de l'approche suivie pour détecter les formes de perturbation à un pas de temps annuel au moyen d'un traitement d'images Landsat par le progiciel CLASlite. Cet outil permet d'extraire différentes bandes à partir d'une image satellite avec notamment la végétation non photosynthétique et le sol nu, données a priori pertinentes pour identifier et suivre des perturbations du couvert forestier. Nous décrivons dans un premier temps, la série temporelle d'images utilisée pour couvrir la zone d'étude sur la durée d'analyse (2000-2015). La méthode de construction des cartes de couverture fractionnelle par démixage spectral (Automatised Monte Carlo Unmixing) y est ensuite explicitée en insistant sur les étapes clefs de calibrage radiométrique, de correction atmosphérique, de masque de la couverture nuageuse, de masque des espaces qui ne sont pas en forêt primaire avant de parvenir à la carte des bandes de couverture fractionnelle. Il s'agit d'évaluer la pertinence de ces différentes bandes à identifier des phénomènes de perturbation. Ceci est réalisé à l'échelle du pixel et de parcelles forestières homogènes en utilisant des interprétations d'images *Google Earth* et *World Imagery* d'ArcGIS, où sont distingués différents types d'activités perturbant le couvert forestier. Des trajectoires d'évolution sont construites afin d'identifier les dynamiques de perturbation et de restauration dans la durée. Les résultats annuels sont par ailleurs agrégés sur l'ensemble de la période d'étude afin d'en déduire un indice de dégradation qui est confronté à des observations de terrain caractérisant l'état de dégradation en fin de période.

Le quatrième chapitre présente une méthode d'évaluation de la dégradation fondée sur la sensibilité de l'activité végétale à la sécheresse. Les données spatialisées concernant les pluies proviennent de la Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM), elles sont combinées à un pas de temps mensuel, à l'Enhanced

Vegetation Index (EVI) des images MODIS, à une résolution de 250 mètres, afin de calculer le coefficient de régression linéaire de l'indice de végétation en fonction des pluies de début de saison sèche, sur une durée de 15 ans. La pertinence du coefficient de régression linéaire entre les pluies et l'activité végétale à constituer un indice de dégradation est ensuite évaluée en confrontant les valeurs aux observations de terrain ou à des interprétations d'images à plus fine résolution.

Le cinquième chapitre concerne le croisement des résultats obtenus à l'échelle municipale entre les deux indices précédemment étudiés. Bien que mesurant des phénomènes différents, ils estiment tous deux une dégradation résultant de perturbations occasionnées sur plusieurs années, la convergence de leur distribution spatiale est étudiée. Dans ce chapitre, des relations spatiales sont mises en évidence entre les deux indicateurs de dégradation et plusieurs facteurs explicatifs liés à l'organisation du territoire.

Chapitre 1. La dégradation forestière, définitions et état de l'art sur son évaluation

La dégradation de la forêt est un concept qui comporte plusieurs dimensions et qui fait l'objet de diverses définitions. Dans ce chapitre, nous en reprendrons certaines pour préciser le phénomène sur lequel porte notre analyse. Nous verrons également quel est l'état de dégradation des forêts tropicales, sachant que les évaluations divergent fortement selon les auteurs et les méthodes qu'ils emploient. Nous préciserons justement ensuite les méthodes développées dans la littérature scientifique pour mesurer la dégradation des forêts tropicales, et les indicateurs qu'elles visent à obtenir.

La définition de la dégradation des forêts fait encore l'objet de débats. Il est difficile de choisir une définition spécifique de la dégradation des forêts puisqu'elle dépend des différences de perspectives et des objectifs de gestion des acteurs (Morales-Barquero et al. 2014). L'élaboration de la Convention-Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques (CCNUCC) en 2003 sur la réduction des émissions résultant du déboisement et de la dégradation des forêts a ainsi été accompagnée d'une controverse sur la définition de la dégradation (FAO 2011a; Penman et al. 2003; Putz et Redford 2010; GOFC-GOLD 2009). Les critères eux-mêmes sont l'objet de discussions entre la qualité des forêts (état de la forêt), la densité du couvert végétal (biomasse), les services écosystémiques, la diversité biologique et la fourniture de biens et services marchands. (Lund 2009) a ainsi recensé plus de 50 définitions de la dégradation des forêts.

La dégradation des forêts est un processus temporaire ou permanent conduisant à la réduction de la densité, à un changement de la structure du couvert végétal ou de la composition de ses espèces (Grainger 1993). C'est un changement dans les attributs de la forêt qui conduit à une réduction de la capacité de production de bois à valeur économique pendant plusieurs années à quelques décennies (Lambin 1999; Khuc et al. 2018). Pour d'autres auteurs, la dégradation des forêts est plus globalement la réduction de la capacité d'une forêt à fournir des biens et des services (Puustjärvi et Simula 2002; Sasaki et Putz 2009). Nous retenons pour notre part la définition suivante : la dégradation des forêts est une diminution de la densité du couvert forestier entraînant un changement dans la structure forestière, avec pertes de fonctions, de biodiversité et de biomasse, normalement associées à la forêt primaire, sans qu'il y ait de changement de l'affectation des terres (OIBT 2002b).

1.1. Les perturbations à l'origine de la dégradation

La dégradation forestière résulte d'un ou plusieurs évènements de perturbations sur une période donnée. Ces perturbations peuvent être de natures diverses : exploitation forestière, prélèvements de produits ligneux ou non-ligneux issus de la forêt, chasse, feux, changements des conditions environnementales (suite à la fragmentation forestière par exemple), etc. Ces perturbations varient en intensité et en fréquence. Elles peuvent être ponctuelles (exploitation forestière) ou quasi-permanentes (changements des conditions environnementales ou chasse).

En Amazonie brésilienne, les feux de forêt, la fragmentation due à l'ouverture de terres agricoles, l'exploitation sélective du bois d'œuvre, la collecte de bois de feu pour la production de charbon de bois et le pâturage sous couvert forestier sont les principales perturbations responsables de la dégradation des forêts (de Faria et al. 2014; Hosonuma et al. 2012a; Matricardi et al. 2005, 2010; Pinheiro et al. 2016). Les feux, même de faible intensité, modifient la composition et la structure de la forêt (Xaud, Martins, et Santos 2013).

L'exploitation sélective conduit également à des transformations du couvert forestier, elle créée des trouées d'exploitation et des pistes de débardage et de débusquage. L'exploitation blesse des arbres ce qui entraîne une hausse de la mortalité des individus restants et contribue de manière significative aux pertes de biomasse (Sist et al. 2014). Des plans de gestion durable des forêts sont imposés par la loi dans certains pays comme le Brésil, limitant la densité et la fréquence de coupe de façon à permettre la régénération, mais la plus grande partie des coupes sélectives ne suivent pas de plan de gestion et se font dans l'illégalité (Richardson et Peres 2016).

Régions		Catégorie				
Proportion en Amérique latine (en %) attribuable à chaque facteur	Phase de transition forestière	Expansion urbaine	Coupe sélective	Collecte de bois énergie	Feux	Pâturage de bétail sous couvert forestier
	Pré-transition	0	44	34	16	6
	Transition précoce	0	47	31	22	0
	Transition tardive	13	45	17	22	17
	Post-transition	17	67	19	3	11
Proportion dans le monde (en %) attribuable à chaque facteur		1	52	31	9	7

Table 2 *Importance relative des perturbations forestières en Amérique latine et dans le monde, données nationales des 46 pays tropicaux et subtropicaux (en 2000–2010)* (Hosonuma et al. 2012b)

Les perturbations présentées ci-dessus (Table 2) montrent une évolution durant l'ouverture puis la consolidation du front de déforestation en Amérique latine. L'urbanisation avec le réseau routier et les autres infrastructures qui l'accompagnent, négligeables au début, prennent ensuite de l'ampleur. De même, la coupe sélective s'intensifie au cours du temps pour devenir la principale perturbation en phase de post-transition. La collecte de bois énergie forte au début décline ensuite. Les incendies augmentent puis se réduisent lorsque le front est consolidé. Le pâturage du bétail s'amplifie notamment du fait de la fragmentation des forêts au milieu de prairies qui entraîne des intrusions volontaires ou non. Dans le monde, la coupe sélective est responsable de la moitié de la dégradation des forêts tropicales, la collecte de bois énergie est responsable du tiers. Ces facteurs directs dépendent eux-mêmes de facteurs plus en amont, dont l'influence est plus difficile à évaluer tels que les marchés internationaux, les politiques commerciales et de protection de

Rapport-Gratuit.com

l'environnement, les changements technologiques et la croissance démographique (Achard et al. 2011).

1.2. Conséquences et devenir des forêts dégradées

La dégradation réduit la capacité d'une forêt à fournir des biens et services (FAO 2002), y compris pour l'atténuation du changement climatique (Baccini et al. 2017; Bustamante et al. 2016; Thompson et al. 2013). Le prélèvement du stock de carbone forestier accompagné de combustion et de minéralisation de la matière organique, entraînent au contraire des émissions de CO_2 (Matthews et al. 2014).

Sur la période de 2001 à 2010, les émissions résultant de la dégradation des forêts représenteraient le quart de celles dues à la déforestation (Federici et al. 2015). Mais une étude récente suggère que la dégradation y contribuerait beaucoup plus fortement avec plus des deux tiers de toutes les émissions de gaz à effet de serre provenant des forêts tropicales (Gerhard 2018; Baccini et al. 2017). Les émissions de CO_2 dues à la dégradation des forêts sont estimées équivalentes à 1,1 Gt de CO_2 par an en 2011-2015 (FAO 2017).

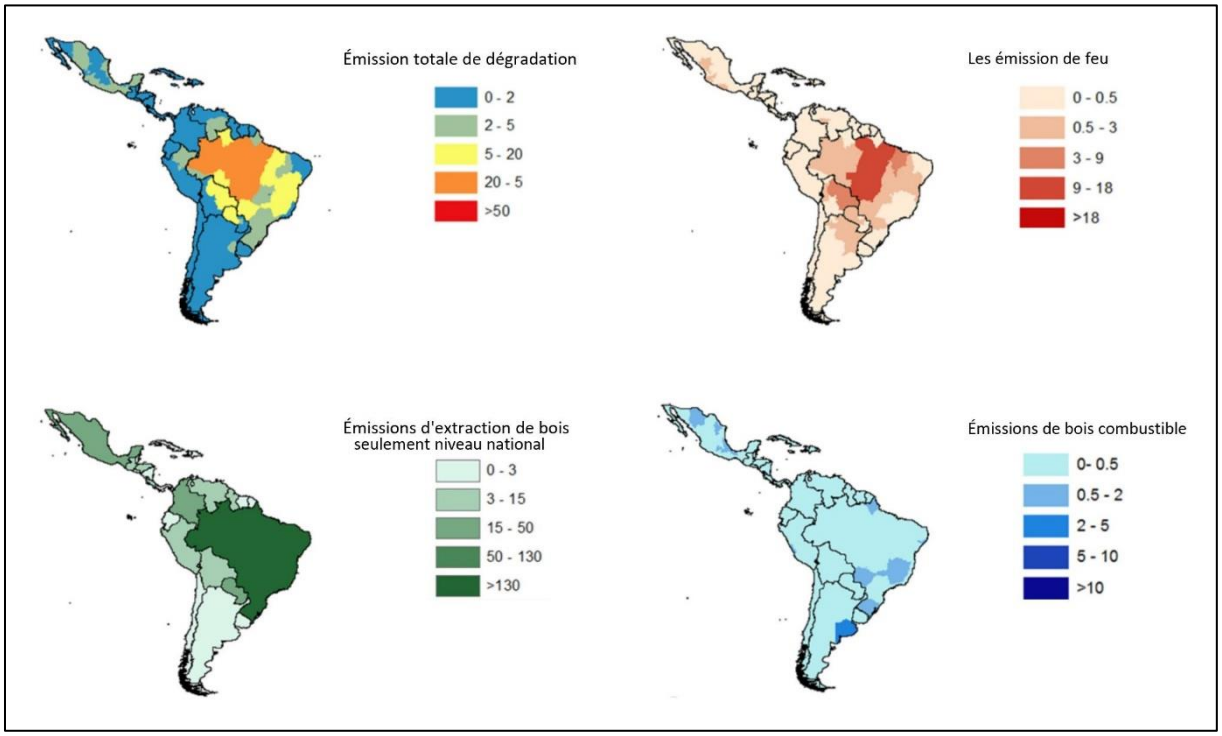


Figure 3. Répartition spatiale des émissions liées à la dégradation des forêts (en million $MgCO_2e.an^{-1}$) en Amérique latine (T. R. H. Pearson et al. 2017)

La cartographie réalisée à l'échelle de l'Amérique latine par (Pearson et al. 2017) montre que c'est le bassin amazonien et ses bordures qui émettent le plus d'équivalent CO_2 du fait de la dégradation (Figure 3). La portion brésilienne est la plus émettrice. Les émissions plus spécifiquement dues aux incendies sont plus importantes sur la marge orientale du bassin (états du Pará et du Mato Grosso). En ce qui concerne l'extraction de bois, les auteurs n'ont disposé que de données nationales, elles mettent en évidence l'importance du Brésil dans l'ensemble latino-américain concernant cette source d'émissions. Enfin, les émissions liées à l'exploitation de bois comme combustible (charbon de bois ou bois de feu) sont peu élevées en Amazonie.

La perte de grands arbres est un élément important qui affecte la structure forestière et crée de nouvelles ouvertures dans la canopée (Saatchi et al. 2013). Les changements dans la structure de la forêt ont des impacts préjudiciables sur la biodiversité (Parrotta, Wildburger, et Mansourian 2012). Bien que les zones perturbées par l'action humaine soient refermées par une végétation secondaire après la récolte de bois ou après des incendies, cette végétation n'a pas les mêmes caractéristiques que la végétation originelle et nécessite des décennies voire des siècles pour se rapprocher de la végétation « climacique » (Gregory P. Asner et al. 2005a; Gerwing 2002; FAO 1992).

La dégradation forestière entraîne des effets en cascade, notamment une augmentation de l'inflammabilité et par conséquent une augmentation de la superficie brûlée, un changement du bilan radiatif et du bilan hydrique ce qui a des effets sur le climat, la fragilisation des arbres et les épidémies (van Lierop et al. 2015).

La dégradation forestière est souvent un précurseur de la conversion des forêts, car la dégradation fragilise la forêt face au feu et à la sécheresse et qu'elle réduit son intérêt socio-économique par la raréfaction des biens ligneux et non-ligneux qu'elle renferme (Mollicone et al. 2007; Gregory P. Asner et al. 2005a).

Mais la forêt a des aptitudes à se régénérer à long terme pour retrouver un état d'équilibre, même si cela peut se chiffrer en siècles (Chazdon et al. 2016). Des facteurs propres au site affectent la capacité de régénération de la forêt : le climat (la pluviométrie et sa répartition annuelle, l'évapotranspiration potentielle,

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

l'ensoleillement), la pente et l'orientation des versants, le type et la profondeur de sol etc. (Holl 2002). Ces facteurs varient dans l'espace à différentes échelles. La régénération n'est pas simplement l'inverse de la dégradation, car elle peut suivre une trajectoire différente (Haapalehto et al. 2017) (Figure 4). Les forêts dégradées représentent ainsi un état transitoire. Elles vont soit de régénérer (pour retrouver les caractéristiques d'une forêt mature) soit se dégrader davantage et éventuellement disparaître (la dégradation précède alors la déforestation). En fait, ces trajectoires restent mal connues.

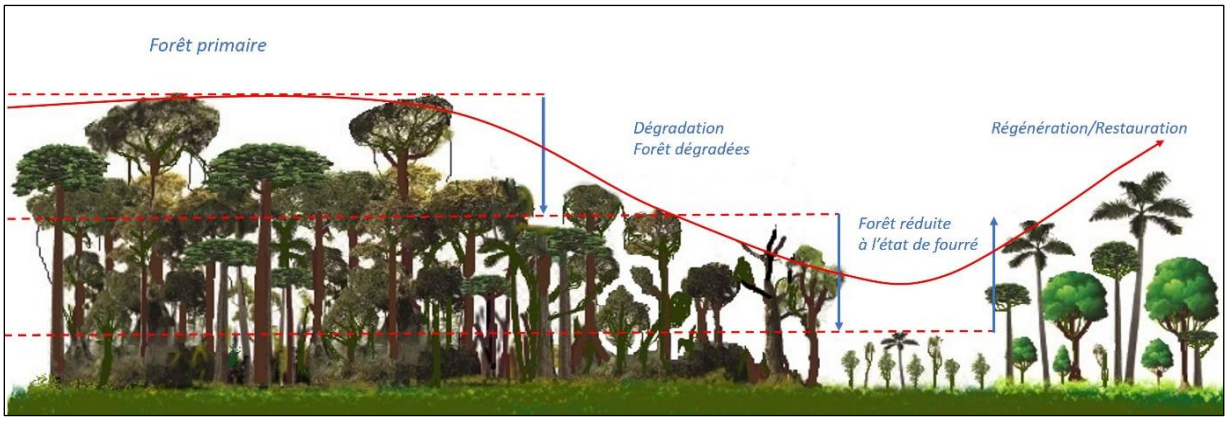


Figure 4. Exemple d'un cycle de dégradation et de régénération.

Les effets des perturbations humaines sur la forêt varient très fortement en intensité, en étendue et en fréquence. Ils sont le produit de transitions complexes (Baker et al. 2010), elles-mêmes dépendantes de facteurs bio-physiques propres au site (climat, sol, relief, espèces concernées, etc.). Au-delà de cette complexité, il est important de hiérarchiser l'ampleur des perturbations sur plusieurs années, en définissant des niveaux de dégradation afin d'établir un diagnostic de l'état des forêts et orienter des plans de protection ou de restauration.

Les niveaux de dégradation n'ont de sens que s'ils sont relatifs à un état de référence local de dégradation faible ou nulle, partageant les principales caractéristiques biophysiques de l'aire d'étude. La dégradation est ainsi évaluée comme une perte relative à ce que serait la forêt sans intervention humaine (Morales-Barquero et al. 2014, 2015 ; Thompson et al. 2013 ; Rakotondrasoa et al. 2013).

1.3. Ampleur du phénomène

De vastes zones de forêts humides dans le monde sont concernées par la dégradation des forêts (Gregory P. Asner et al. 2009). La FAO a réalisé la première évaluation mondiale des ressources forestières en 1946, et depuis lors, elle continue à suivre l'état des forêts du monde en réalisant un bilan tous les 5 à 10 ans (FAO 2017), mais les indicateurs de dégradation restent à consolider. En Amazonie brésilienne, l'INPE a évalué à environ 103 000 km² la surface en forêts dégradées en raison d'une exploitation sélective illégale et d'incendies entre 2007 et 2013, ce qui représente presque le double de la déforestation sur la même période (Aguiar et al. 2016).

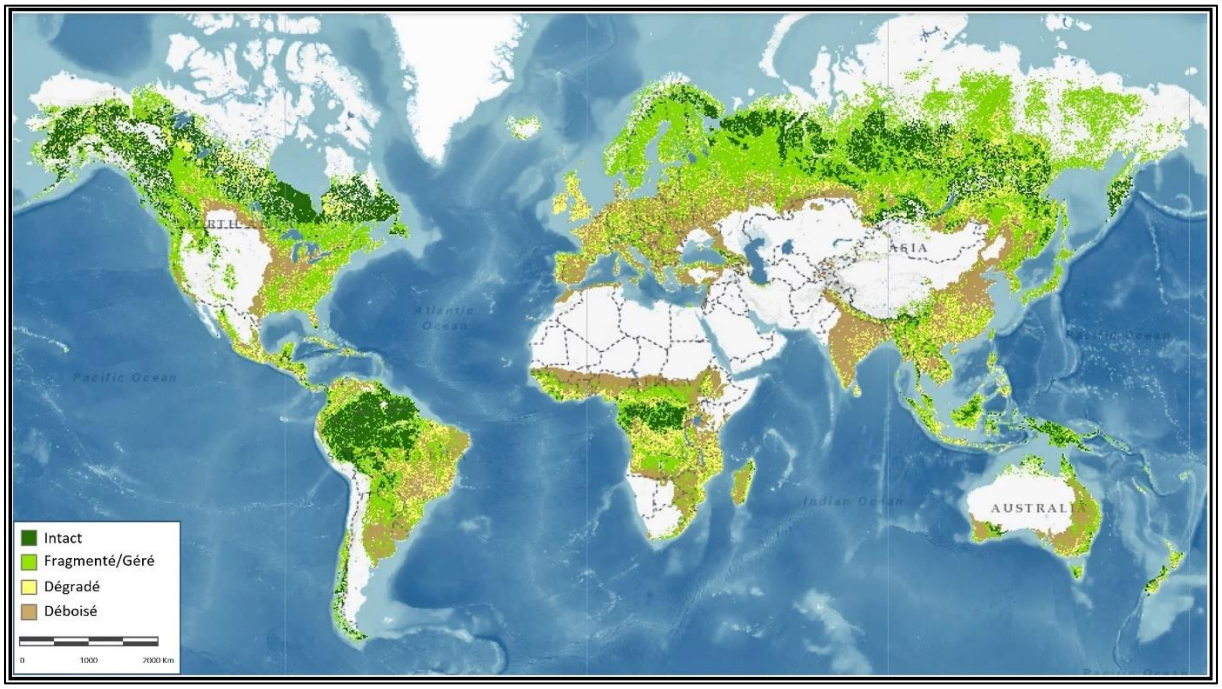


Figure 5. L'état des forêts dans le monde (Atlas of forest 2018)

La (Figure 5) représente à l'échelle mondiale la perte historique de forêt et la dégradation. Cette carte est classée forêt en quatre catégories de base en fonction de leur état :

- Les forêts intactes sont des forêts natives qui n'ont pas été dégradées, elles se concentrent dans la zone équatoriale et sous les hautes latitudes.
- Les forêts fragmentées/gérées sont des forêts natives qui ont connu un certain niveau d'extraction de bois ou sont gérés comme des plantations. Elles se développent des régions moyennement peuplées.

- Les forêts dégradées ont subi une réduction du volume de couverture de la canopée et de la biodiversité. Elles se concentrent au sein ou en bordure des forêts intactes.
- Déboisé : les anciennes zones forestières qui ont été converties en d'autres utilisations des terres non forestières (Atlas of forest 2018). Elles sont à proximité des zones d'origine non forestières et dans les régions densément et anciennement peuplées.

1.4. Besoin d'indicateur

Des travaux basés sur des approches de terrain, à la parcelle, ont mis en évidence dans la littérature l'ampleur et le type de dégradation. (Thompson et al. 2013) ont ainsi défini cinq objectifs que devraient couvrir les indicateurs de dégradation : la productivité, la diversité biologique, les perturbations inhabituelles, le stockage du carbone et les fonctions de protection. Ainsi, (Ghazoul et al. 2015; M. L. Wilkie et Heymell 2009; Rakotondrasoa et al. 2013) ont mesuré les variables suivantes : la densité des arbres, leur hauteur moyenne, leur diamètre moyen, la surface terrière et la densité de la régénération du sous-bois. Des variables telles que la densité des arbres, la surface terrière, les débris de bois grossier (MDC) et le stock total de carbone en surface (TAGC) ont été mesurés dans des forêts primaires non-perturbées et comparées à celles de forêts dégradées pour étudier les impacts de la dégradation sur les changements de structure de la couverture végétal et les stocks de carbone (Berenguer et al. 2015; Bin Tangki 2014).

Plusieurs études se sont concentrées sur les altérations des composants individuels des stocks forestiers totaux (par exemple, les grands arbres, le bois mort) (Feldpausch et al. 2005 ; Barlow et al. 2003 ; de Paula, Costa, et Tabarelli 2011). Des études de terrain sur les parcelles forestières mettent en évidence les effets des perturbations telles que la coupe sélective, le feu et la fragmentation, sur le sol, le bois mort, la litière et le carbone dans son ensemble (Berenguer et al. 2014). Plus spécifiquement, (Silva et al. 2018) ont étudié la dynamique de la biomasse forestière post-incendie et évalué le temps requis pour la récupération des forêts touchées par le feu. Mais ces indicateurs évalués par des mesures de terrain ne peuvent être

suivis que dans des zones relativement petites et en mobilisant des ressources techniques et financières importantes.

Des approches indirectes fournissent des proxys locaux ou nationaux de la dégradation via des données forestière commerciales lorsqu'elles sont recensées (concessions forestières sélectives avec déclaration de la récolte), ainsi que les données de proxy provenant des marchés domestiques (charbon de bois, bois de feu) ou la production de bois estimée à partir de scieries, et les statistiques d'exportation (D. C. Nepstad et al. 1999; D. Wilkie et al. 2000). Mais ces approches sont limitées dans des régions où les recensements ne sont pas fiables, où toute la production n'est pas déclarée et n'entre pas dans des circuits de distribution légaux. Ces approches excluent par ailleurs toute évaluation des conséquences sur la biomasse et la dynamique forestière et leur spatialisation.

1.5. Evaluation de la dégradation forestière par télédétection

La télédétection est employée pour évaluer la dégradation des forêts et identifier les causes de dégradation sur de grandes surfaces afin d'améliorer la gestion des forêts, établir des priorités et mettre en œuvre des actions pour stopper et inverser le processus de dégradation (Gregory P. Asner 2009; FAO 2011a). Elle s'appuie sur la détection d'attributs biophysiques et sur leur évolution temporelle. Cependant, l'identification et la caractérisation de la dégradation forestière sont difficiles car elle est moins visible que le déboisement à grande échelle correspondant à un changement d'utilisation des terres et parce que la signature spectrale de l'exploitation forestière et des feux de forêt change rapidement au fur et à mesure que les trouées se referment, même si les dommages ont des conséquences sur la structure de la forêt pendant plusieurs années ou décennies. Les perturbations sont par ailleurs variées, parfois combinées dans le temps sur un même espace avec par exemple des coupes sélectives de bois d'œuvre suivies de l'extraction de charbon de bois ou d'incendies de forêt, ce qui est un frein au développement de méthodes d'évaluation de l'état de dégradation global résultant (Mitchell, Rosenqvist, et Mora 2017b). La forêt est également sensible à la variabilité climatique, des années sèches pouvant induire une baisse de l'activité photosynthétique qui peut se confondre avec l'effet d'une action anthropique.

Le suivi de la dégradation des forêts par télédétection est donc un travail complexe. Cela nécessite de construire des indicateurs spectraux et de les analyser dans le temps et dans l'espace tout en tenant compte des conditions spécifiques au site et de la variabilité des facteurs naturels (Lambin 1999). La dégradation des forêts est un processus à moyen ou long terme qui nécessite par conséquent de méthodes adaptées pour détecter les perturbations à un pas de temps suffisamment précis et suivre leurs effets dans la durée.

Il y a deux principaux types d'approche pour estimer la superficie touchée par la dégradation forestière, par la télédétection (Figure 6).

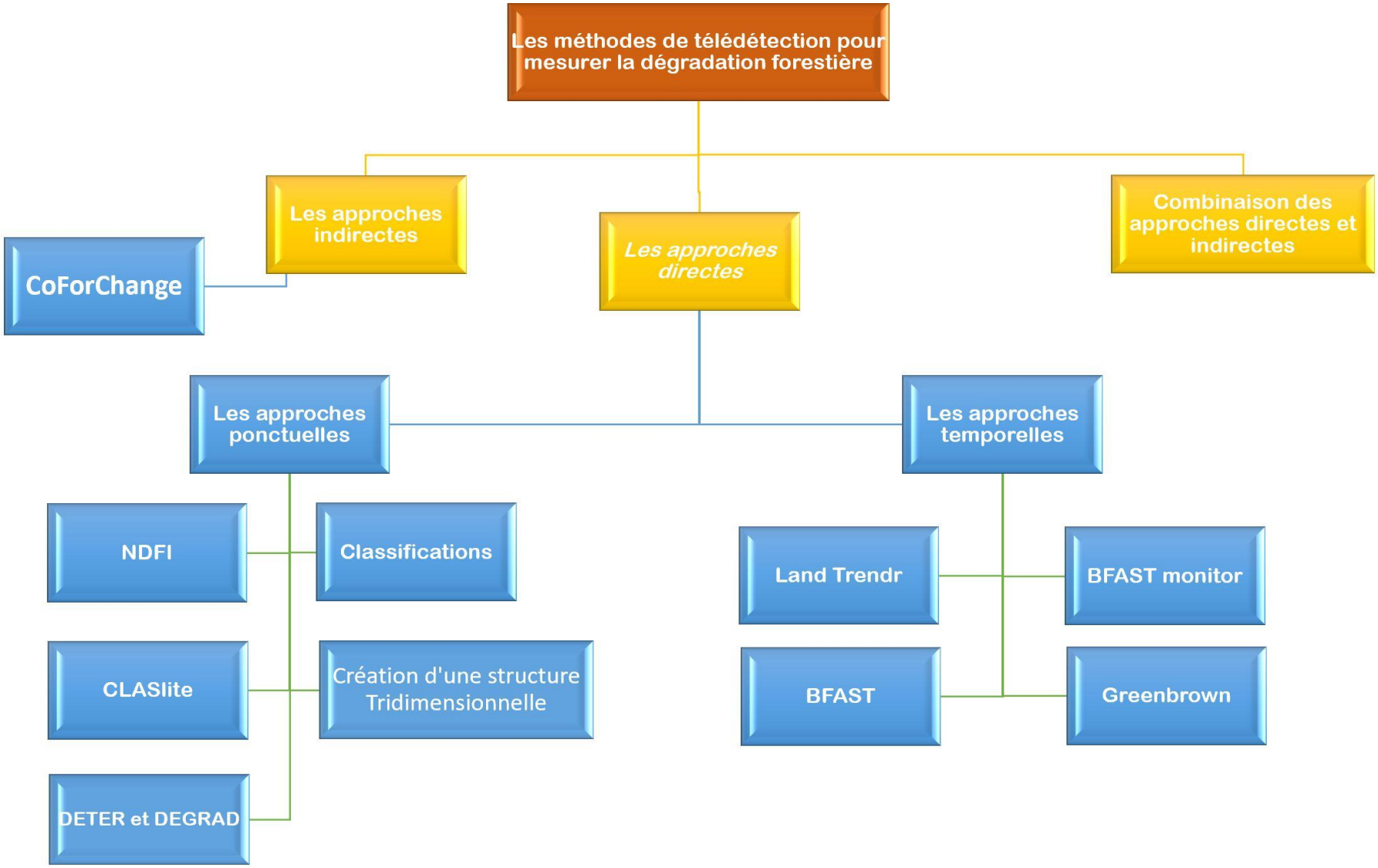


Figure 6. Les méthodes de télédétection pour mesurer la dégradation forestière

1.5.1. Les approches indirectes

Contrairement aux approches directes qui portent sur l'analyse de la dynamique de la canopée (Mikwa, Gossens, et Defourny 2016; FAO 2011b; Herold et al. 2011), les approches indirectes se concentrent sur la répartition spatiale des infrastructures humaines comme des réseaux de routes, des parcs à grumes et les zones urbaines). Ces éléments paysagers sont une preuve évidente de l'activité d'exploitation forestière. Les approches indirectes sont utiles lorsque l'intensité de dégradation est faible (faibles dommages à la canopée) (Herold et al. 2011), et que la zone concernée est vaste, lorsque la disponibilité d'images est réduite ou lorsque l'approche directe ne peut être appliquée pour toute autre raison (FAO 2011b).

1.5.2. Méthode Barbier d'identification de l'ouverture du couvert forestier

Cet outil a été développé dans le cadre du projet CoForChange dont les objectifs sont de prévoir les impacts des changements globaux sur la structure et la composition floristique des peuplements forestiers dans le Bassin du Congo (CoForChange 2009). L'outil repose sur une approche indirecte, Il met en œuvre une chaîne de traitement semi-automatisée adaptée à l'imagerie Landsat. En post-traitement, l'information portant sur l'ouverture de la canopée est extraite à l'aide d'algorithmes spécifiques (Figure 7). Un index spatial, calibré sur des données radiométriques à basse résolution, indique les taux d'ouverture passés et actuels. Ces estimations sont alors croisées avec des cartes de couverture terrestre afin de distinguer des catégories forestières actuelles (Bourbier et al. 2013).

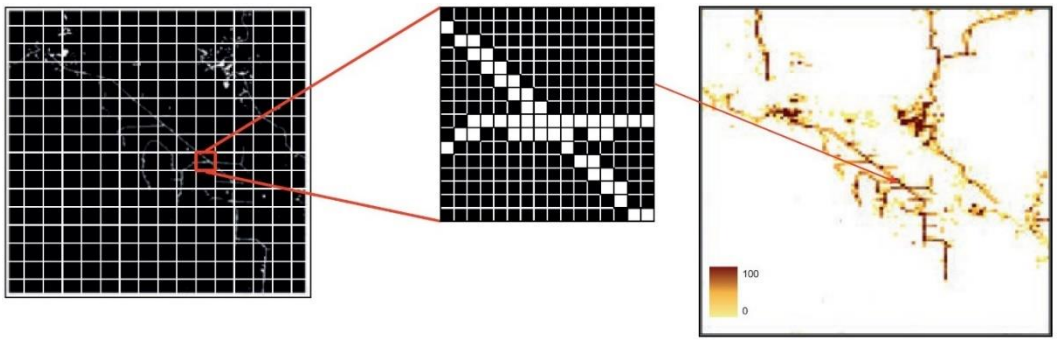


Figure 7. Indice d'ouverture de la canopée en utilisant l'identification du sol nu avec l'imagerie LANDSAT ; cette méthodologie fournie des estimations de l'ouverture de la canopée avec un ratio de sol nu de 0 à 100% (Bourbier et al. 2013).

1.5.3. Les approches directes

La détection directe des processus de perturbation conduisant à la dégradation se concentre sur l'analyse de l'état du couvert forestier via la détection des changements de dynamique de la canopée (trouées, piste d'exploitation, aire de stockage des grumes) extraite par l'imagerie satellite (Mikwa, Gossens, et Defourny 2016; FAO 2011b; Herold et al. 2011).

1.5.3.1. Les approches ponctuelles

Les approches ponctuelles sont fondées sur l'analyse d'une image à une date donnée. Il s'agit de détecter pixel par pixel les perturbations dans le couvert forestier en utilisant les signatures spectrales mesurées, où les propriétés de réflectance spectrale des forêts se différencient du fait de variations biologiques et de structures liées à la composition en espèces (J. Souza et al. 2013; C. M. Souza, Roberts, et Cochrane 2005; Gregory P. Asner 2009).

1.5.3.1.1. CLASlite

Le Carnegie Landsat Analysis System (CLASlite) est un outil basé sur un modèle de démixage spectral et une classification par arbre de décision. L'outil a été développé par Carnegie Institution. Il a été conçu pour évaluer les perturbations forestières sur de vastes zones de l'Amazonie brésilienne (Gregory P. Asner et al. 2005a; A. L. Monteiro, Jr, et Barreto 2003; Carlos Souza et al. 2003; C Souza et Barreto 2000; Yadav et al. 2016).

C'est un système de traitement automatique qui permet de convertir les images satellitaires de leur format original brut en différentes bandes par le calibrage, le prétraitement, la correction atmosphérique, le masquage des nuages et le démixage du signal spectral au moyen d'un algorithme de Monte-Carlo (AutoMCU). CLASlite permet de distinguer les fractions de la végétation photosynthétique (PV), de la végétation non photosynthétique (NPV) (matière carbonée sèche comme la végétation morte, la végétation sénescente, le bois) et du sol nu (S) (sol cultivé, rochers, bâtiments, routes, pistes, etc.). CLASlite est par ce fait capable de détecter les activités de déforestation et de dégradation des forêts, pour convertir des images satellitaires brutes en cartes détaillées représentant la déforestation et la dégradation

Rapport-Gratuit.com

des forêts, soit par l'exploitation de bois soit par des incendies (Florian Reimer, Asner, et Joseph 2015; Gregory P. Asner 2009; Haruna, Home, et Nyadawa 2014; A. Monteiro et Souza 2012; Carlos Souza et al. 2003; C. M. Souza, Roberts, et Monteiro 2005; M. A. Cochrane 1998). Il supporte de nombreux types d'images satellites.

L'analyse CLASlite est une approche de suivi de la perturbation du couvert végétal qui peut être également utilisée pour détecter l'exploitation forestière sélective en identifiant les trouées et les pistes, selon une approche indirecte (Santos D. Chicas, Omine, et Saqui 2016). Dans la (Figure 8), on voit apparaître en bleu les zones où le sol est couvert de végétation non photosyntétique, comme dans les prairies en saison sèche et les pistes et en rouge, les zones où le sol est à nu, à savoir les terres en culture annuelle. Le vert représente la végétation photosynthétique des forêts. La piste principale apparaît clairement en un linéaire bleu, les pistes secondaires de débardage sont également visibles mais plus atténuées de mélange avec le vert. Les trouées de coupe sélective apparaissent en points bleus espacés les uns des autres.

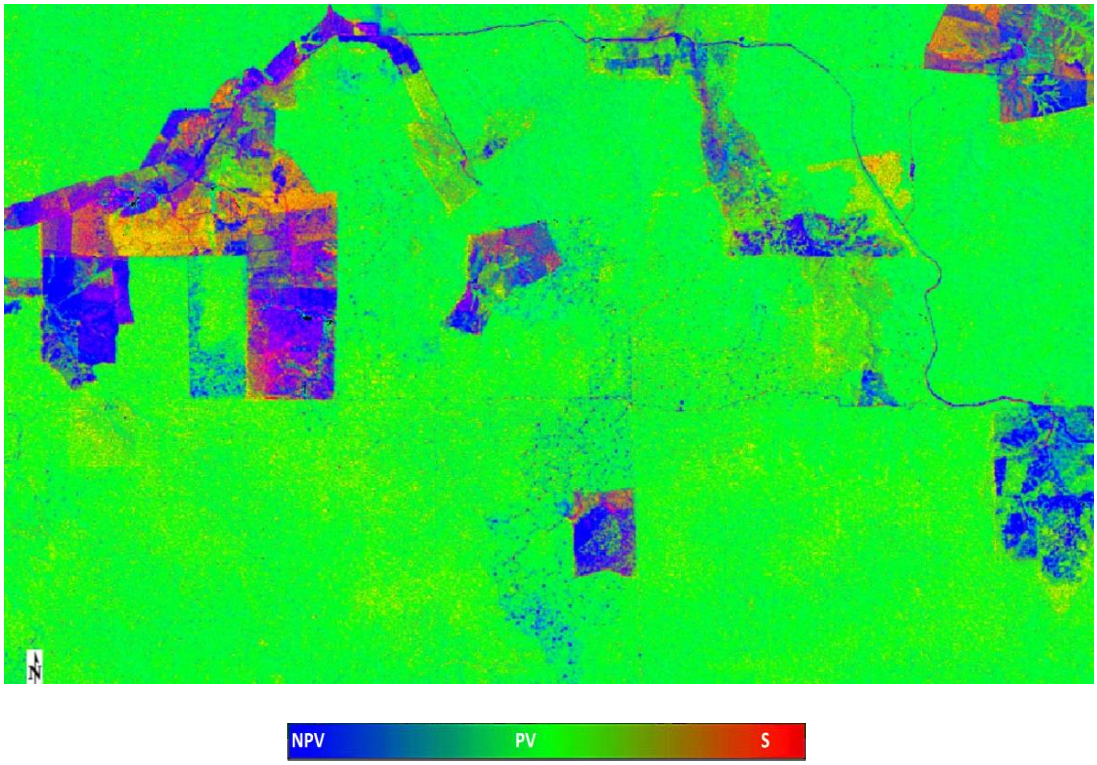


Figure 8. Exemple de sortie de traitement CLASlite identifiant la couverture fractionnaire (Paragominas)

1.5.3.1.2. La méthode de NDFI (Normalized Difference Fraction Index)

L'indice NDFI est utilisé pour détecter et cartographier la dégradation des forêts due aux coupes sélectives et aux feux de forêt. Les données de couverture fractionnaire sont utilisées pour estimer l'indice de fraction de différence normalisée (NDFI Normalized Difference Fraction Index) (Darmawan et Sofan 2012; C. M. Souza, Roberts, et Cochrane 2005). Il est déterminé en utilisant la formule suivante, à partir des résultats de CLASlite :

$$NDFI = GV_{shade} – (NPV + Soil) / GV_{shade} + NPV + Soil$$

Où GV_{shade} est la fraction de GV normalisée de l'ombre, donnée par :

$GV_{shade} = GV/100 – Shade$

Théoriquement, la valeur NDFI dans la forêt intacte est élevée (proche de 1) en raison de la combinaison de valeurs fortes pour le GV_{shade} et de valeurs faibles pour le NPV et la fraction de sol nu. À mesure que la forêt se dégrade, les fractions NPV et Sol nu vont augmenter, abaissant ainsi les valeurs de NDFI (C. M. Souza, Roberts, et Cochrane 2005).

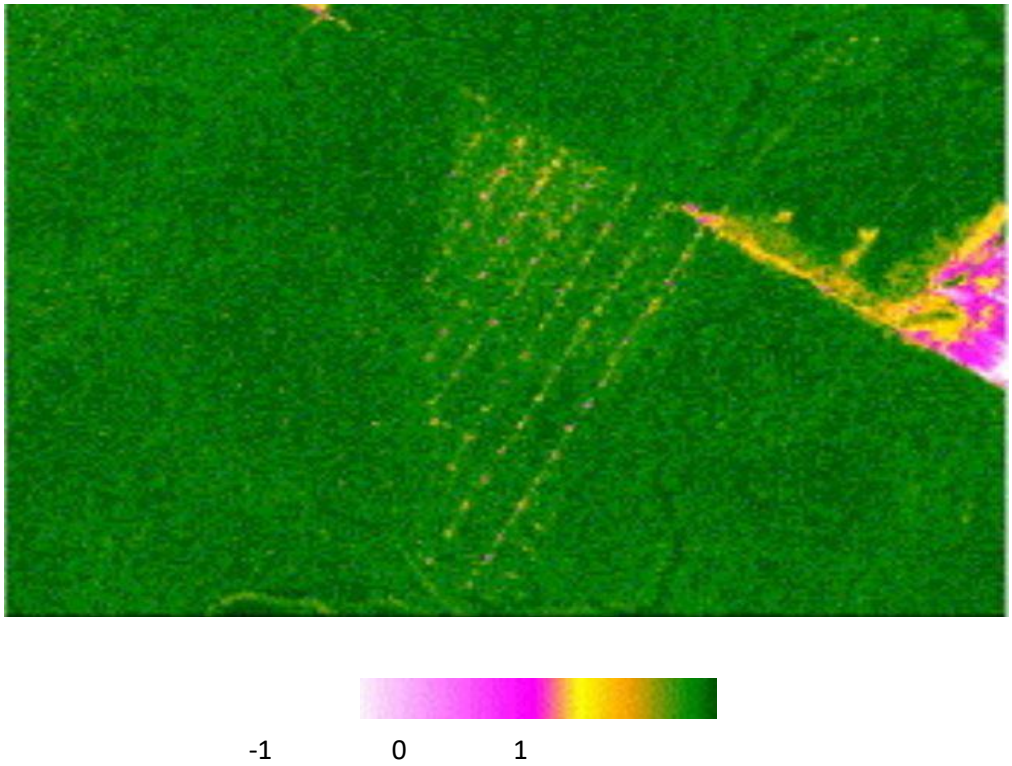


Figure 9. Exemple de processus de dégradation des forêts détecté par l'indicateur NDFI (C. M. Souza, Roberts, et Cochrane 2005)

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Dans l'image de la (Figure 9), les pistes de débardage NNE-SSO rejoignant la piste principale NOO-SEE sont bien mises en évidence.

1.5.3.1.3. Les méthodes de classification

Ces méthodes combinent les avantages de l'analyse contextuelle d'interprétation visuelle avec l'information spectrale quantitative, et en tant que telles elles sont un atout important lors de la classification du mélange complexe de couverts végétaux différents dans les zones dégradées (Rahm et al. 2013). Les cartes de dégradation des forêts peuvent être dérivées par procédures automatisées basées sur les pixels ou sur les objets. La classification des données numériques est limitée aux pixels, c'est un échantillon arbitraire qui représente la réponse spectrale moyenne pour tous les objets présents dans le pixel (Mikwa, Gossens, et Defourny 2016)

Les capteurs de résolution moyenne tels que Landsat et SPOT ainsi que des images à plus haute résolution, telles que RapidEye, QuickBird ou WorldView, sont utilisés pour cartographier directement par classification les dommages causés au couvert forestier (Desclée, Bogaert, et Defourny 2010; Margono et al. 2012).

1.5.3.1.4. Création d'une structure tridimensionnelle grâce au Lidar

La télédétection par Lidar est une nouvelle technologie pour les applications forestières. La hauteur de la canopée est calculée en soustrayant les élévations des premiers et derniers retours du signal lidar (énergie laser). Le lidar est capable de fournir des données telles que des structures forestières tridimensionnelles caractérisant les hauteurs de végétation (Figure 10), la distribution verticale des matériaux de la canopée, le volume de la couronne, la topographie sous la canopée, la biomasse, la diversité du feuillage, la hauteur de la couronne, la densité de grands arbres, l'indice de surface foliaire, la diversité physiographique (World 2009; Kelly et Di Tommaso 2015). Les métriques Lidar ont été utilisées pour estimer la hauteur de la canopée avec précision (Drakea et al. 2001). Le LIDAR a également été utilisé pour l'estimation de la biomasse (Popescu, Wynne, et Nelson 2003).

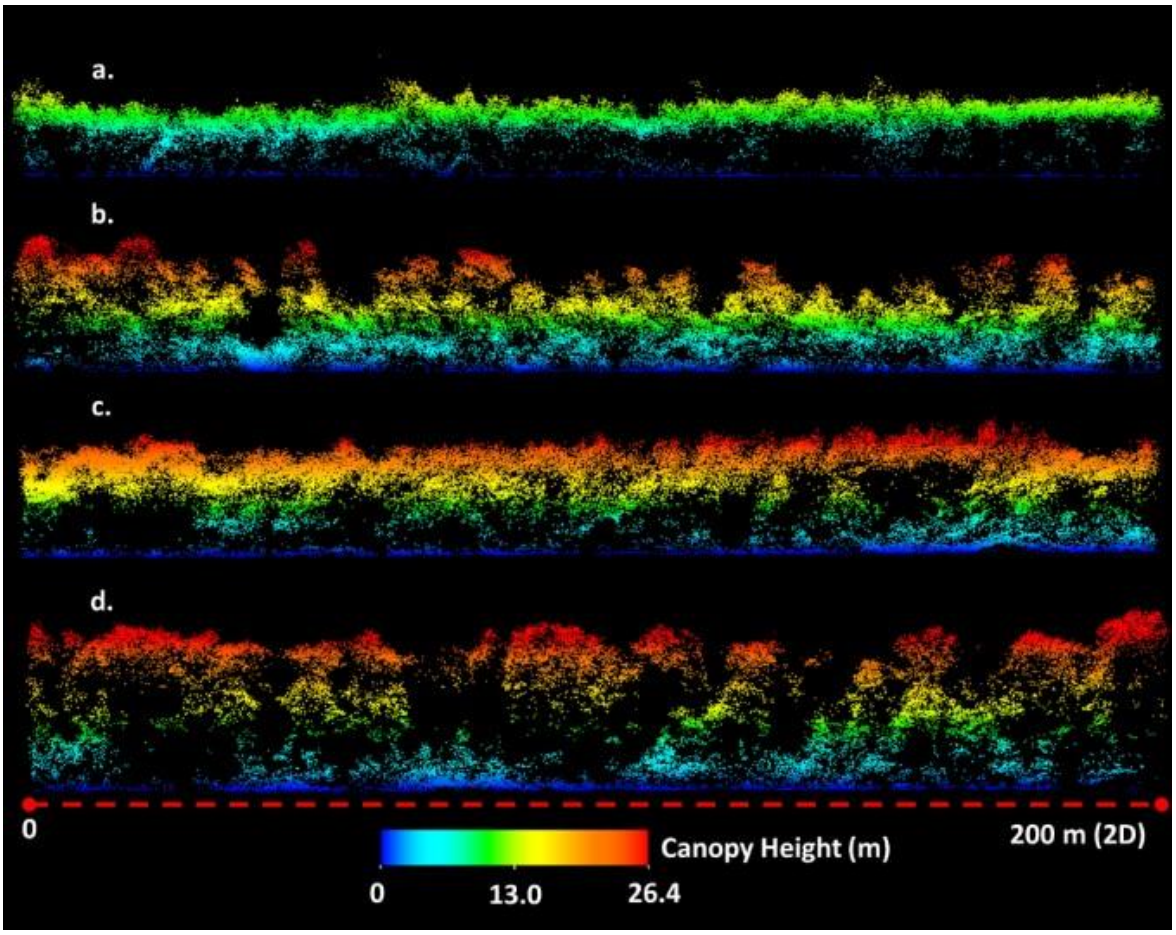


Figure 10. Mesure de structure forestière en 3D en utilisant la technologie du Lidar, image issue de (Gavin et Binder 2016)

Par ailleurs, le LiDAR a été utilisé pour estimer les changements associés à l'exploitation sélective à faible impact dans les forêts tropicales exploitées de manière sélective, avec des intensités de coupe très faibles (Andersen et al. 2014).

1.5.3.1.5. DETER et DEGRAD

A basse résolution spatiale, la haute fréquence des images MODIS permet une cartographie efficace des zones forestières brûlées, et l'ensemble de données multi-temporelles MODIS permet de différencier les processus de déforestation et de dégradation lorsqu'ils affectent de vastes zones (Shimabukuro et al. 2015). Des outils basés sur MODIS sont utilisés pour le suivi opérationnel des forêts en Amazonie brésilienne. Ainsi, DETER avec les images MODIS (250 m) et DETER-B avec les données AWIFS (56 m) sont des outils développés par l'INPE (Institut national brésilien de recherche spatiale) pour l'utilisation de capteurs à basse résolution afin

de détecter la déforestation et les grandes clairières en Amazonie brésilienne en temps quasi-réel (Diniz et al. 2015).

L'INPE a conçu une autre méthode de suivi spécifique des perturbations forestières, dénommée DEGRAD (obt.inpe.br), qui permet de détecter des perturbations affectant des superficies de plus de 6,25 ha (INPE 2008). Les résultats annuels sont disponibles depuis 2007 (Figure 11). Dans certaines zones du domaine public relevant de concessions forestières, une résolution plus précise a été traitée par l'INPE pour le projet DETEX (Selective Logging Detection Project). Il est basé sur CCD / CBERS-2. L'utilisation de capteurs à faible résolution spatiale comme MODIS limite l'identification des processus de coupe sélective, en ne détectant pas les petites aires de stockage des grumes temporaires (logs landing).

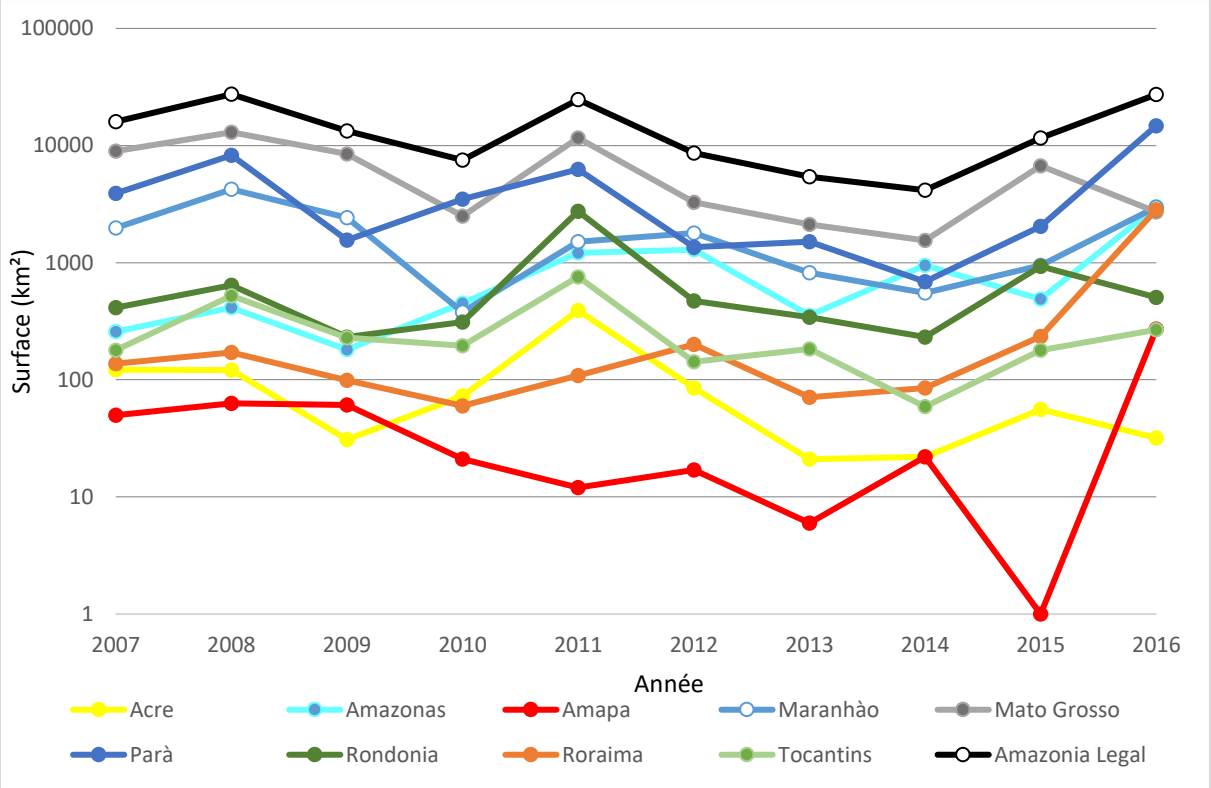


Figure 11. Les surfaces de la dégradation forestière en Amazonie légale (km²) de 2007 à 2016, estimées par DEGRAD (INPE 2018a).

1.5.3.2. Les approches temporelles

Une analyse des séries temporelles est importante pour repérer et quantifier la perturbation du couvert forestier tropical surtout lorsqu'elle est pratiquée avec des pas de temps réguliers et fréquents. La perturbation du couvert forestier est un

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

phénomène fugace difficilement détectable par une seule image satellitaire car la végétation secondaire cache les dommages plus ou moins rapidement. De plus, il est important de suivre dans le temps la recomposition d'un couvert végétal. Des séries temporelles de paramètres issus de télédétection (indices de végétation, variables biophysiques, paramètres polarimétriques etc.) permettent de caractériser les types de trajectoires de dégradation forestière. Des outils sont dédiés spécifiquement à analyser des séries temporelles pour identifier les événements affectant le couvert végétal et les tendances de restauration ou de diminution de l'activité végétale.

1.5.3.2.1. BFAST (Breaks For Additive Seasonal and Trend)

Le progiciel BFAST (Verbesselt, Zeileis, et Hyndman 2015) offre des fonctionnalités génériques pour le suivi continu des changements, afin de détecter et caractériser des changements brusques dans les composantes saisonnières (breaks) et les tendances de changement. BFAST caractérise le changement par son ampleur et sa direction (Figure 12 et Figure 13). Les résultats peuvent être cartographiés (Figure 14). Il est devenu un outil précieux pour examiner les ruptures dans une série temporelle. Il peut être appliqué à n'importe quelle série d'images satellite, par exemple MODIS, Landsat, Rapid Eye ou RADAR. BFAST est ainsi utilisé pour détecter et caractériser les changements spatiaux et temporels dans un paysage forestier avec l'utilisation d'images satellites à basse résolution (MODIS) (Verbesselt et al. 2010), dans différentes régions du monde comme par exemple pour la dynamique de la végétation au Québec (Fang et al. 2018) ou pour étudier la réponse phénologique annuelle des types de couverture végétale dominante au sud du Laos (Phompila et al. 2014). BFAST est cependant limité par la disponibilité de données pour constituer une série temporelle sans nuage et par le besoin d'une grande capacité de stockage et de mémoire pour traiter les données.

Dans l'exemple présenté en (Figure 12), trois points de rupture sont détectés dans la composante de tendance estimée (au début de 2002, de 2004 et au tiers de 2006) après avoir déduit de la réponse spectrale une composante saisonnière et un bruit aléatoire (Verbesselt et al. 2010).

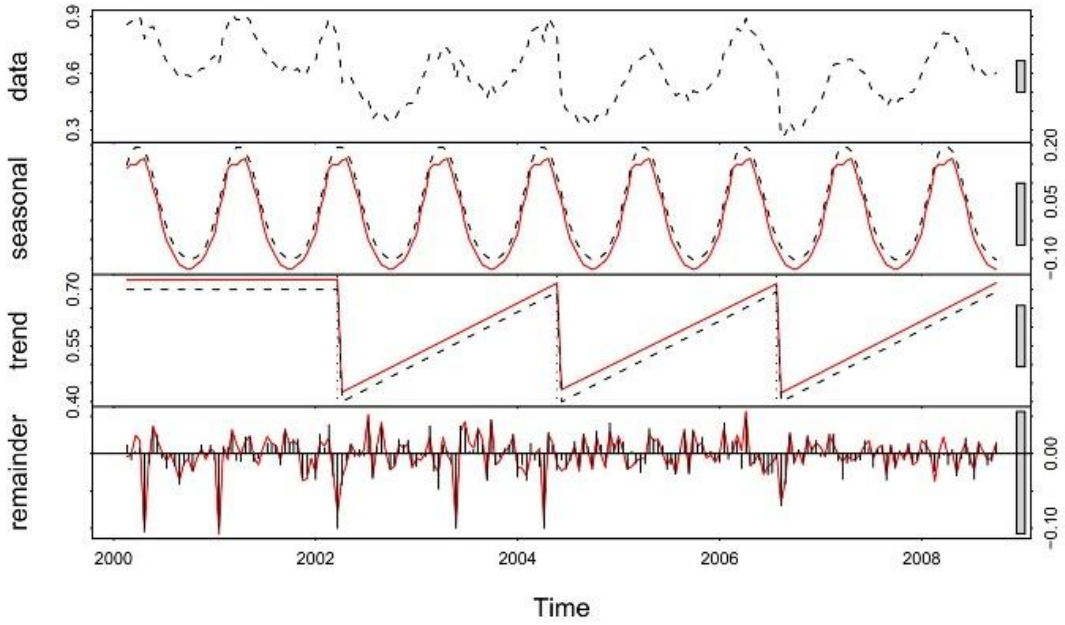


Figure 12. Décomposition à l'aide de BFAST d'une série temporelle NDVI en trois composantes : saisonnière, tendance et aléatoire. Les données proviennent d'images MODIS (MOD13Q1) à 250 mètres sur des intervalles de 16 jours. Avec : data = données originales ; seasonal = composante saisonnière ajustée ; trend = tendances avec points de rupture ; et remainder = résidu (bruit estimé)

En (Figure 13), nous montrons le résultat sur un pixel d'un calcul que nous avons réalisé avec BFAST à Paragominas. Une rupture nette est détectée au début de 2008 révélant une perturbation brutale dans l'activité photosynthétique, suivi d'une récupération assez rapide. Le résultat peut être présenté spatialement, comme dans la (Figure 14), où est mise en évidence l'amplitude du changement maximal (la rupture la plus forte) sur la période d'étude de 2000 à 2015.

Les valeurs positives correspondent à une récupération d'activité photosynthétique plus ample que la baisse maximale. Les valeurs négatives représentent les espaces les plus brutalement affectés par une baisse d'activité photosynthétique (lorsqu'elle n'est pas masquée par une forte récupération).

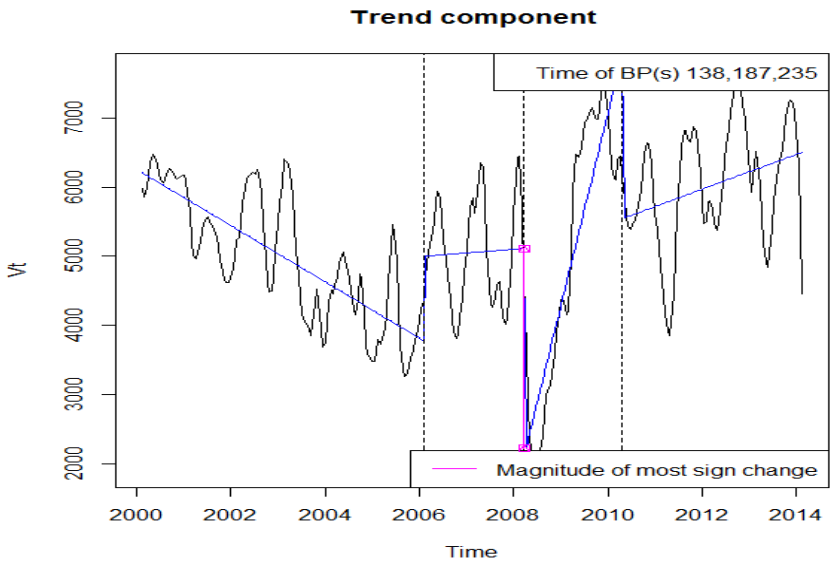


Figure 13. Graphe BFAST d'analyse d'une série temporelle NDVI sur un pixel à Paragominas. L'outil estime les tendances de croissance, de baisse de l'activité végétale et les ruptures (les ruptures maximales sont indiquées en violet)

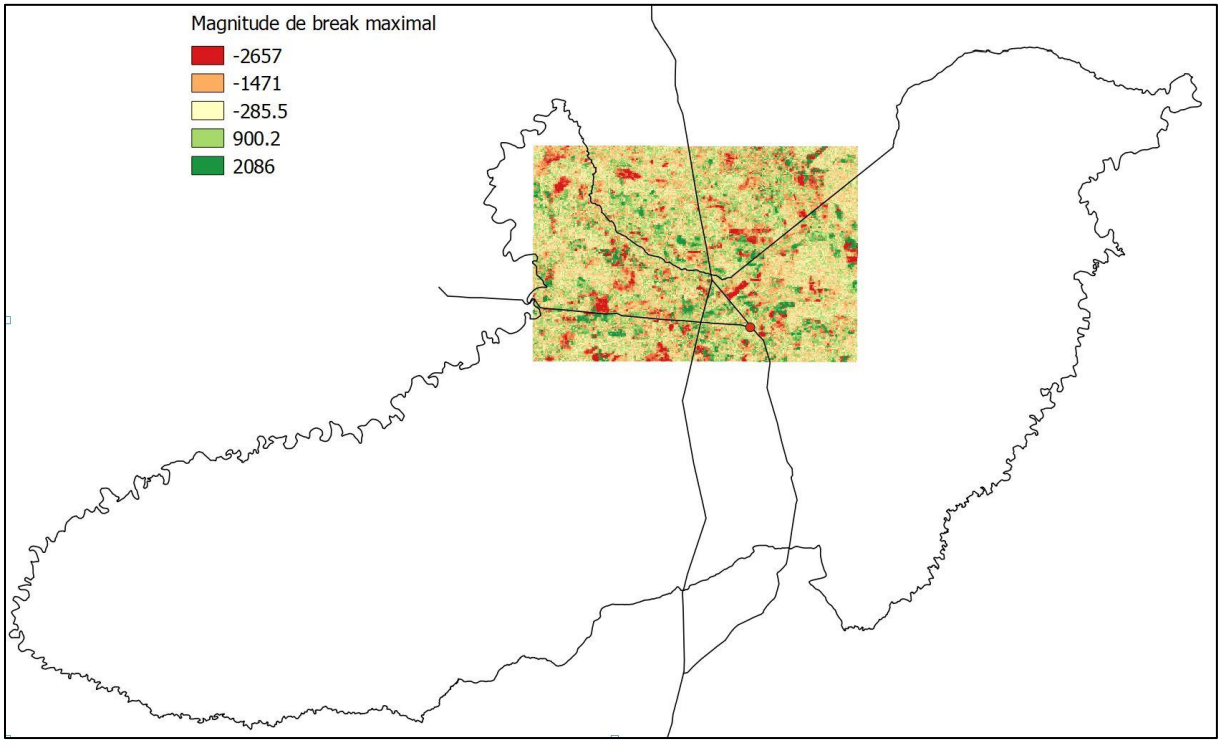


Figure 14. Détection de l'amplitude du changement maximal par BFAST sur une série temporelle d'images MODIS (EVI) (2000-2015) à Paragominas. Les zones rouges sont les zones affectées par une rupture forte pouvant être assimilée à une pratique de dégradation rapide, les zones vertes sont les espaces à forte reprise de végétation

1.5.3.2.2. BFAST Monitor

La surveillance des perturbations dans les modèles de séries chronologiques est basée sur un modèle de comportement historique stable et libre de perturbations, qui est utilisé pour modéliser le comportement attendu normal à la fin de la série chronologique (Verbesselt, Zeileis, et Herold 2012a). Les changements anormaux dans les données nouvellement acquises peuvent être ainsi détectés lorsque la courbe s'écarte d'un comportement « normal » (Figure 15).

Le programme BFAST Monitor a ainsi été conçu afin de détecter des ruptures à partir d'une série à fréquence élevée du type MODIS, ces ruptures sont identifiées même si l'ensemble du pixel n'est pas concerné par une coupe ou autre perturbation, mais si sa surface est suffisante pour donner une réponse mixte différenciée à l'échelle du pixel (Verbesselt et al. 2010). Le programme BFAST Monitor a par exemple été utilisé pour détecter des perturbations majeures liées à la sécheresse en Somalie (Verbesselt, Zeileis, et Herold 2012b).

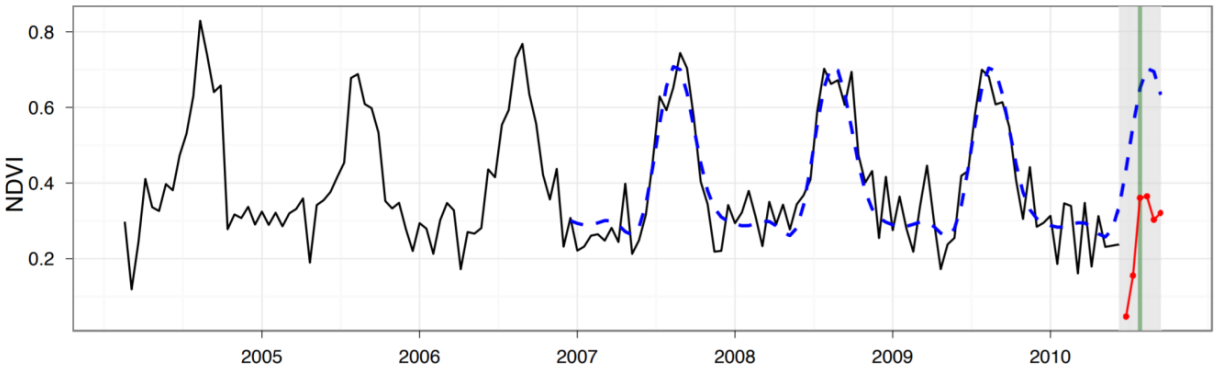


Figure 15. La série chronologique de données de MODIS NDVI traitées avec BFAST Monitor, pour modéliser la variation normale de données (ligne pointillée bleue) et détecter une perturbation (ligne verticale verte) (Verbesselt, Zeileis, et Herold 2012b)

1.5.3.2.3. Greenbrown (land surface phenology and trend analysis)

Le package Greenbrown du programme *R* est un ensemble de fonctions pour analyser les tendances, changements de tendance et événements phénologiques dans les séries chronologiques issues notamment d'observations par satellite ou de simulations de modèles climatiques. Greenbrown est capable de détecter les ruptures, l'année de rupture, la longueur des segments de séries chronologiques, la pente de la tendance de chaque segment et la p-value de la

tendance dans chaque segment (mais il ne donne pas l'amplitude maximale de la perturbation comme BFAST) (Figure 16). Greenbrown fonctionne avec deux méthodes :

- Tendance AAT : calcule les tendances par rapport au total de la série chronologique ;
- Tendance STM : calcule les tendances selon un modèle de saison (similaire à l'approche d'analyse des séries chronologiques, utilisé dans BFAST), entre chaque « break » (http://greenbrown.r-forge.r-project.org/trends.php).

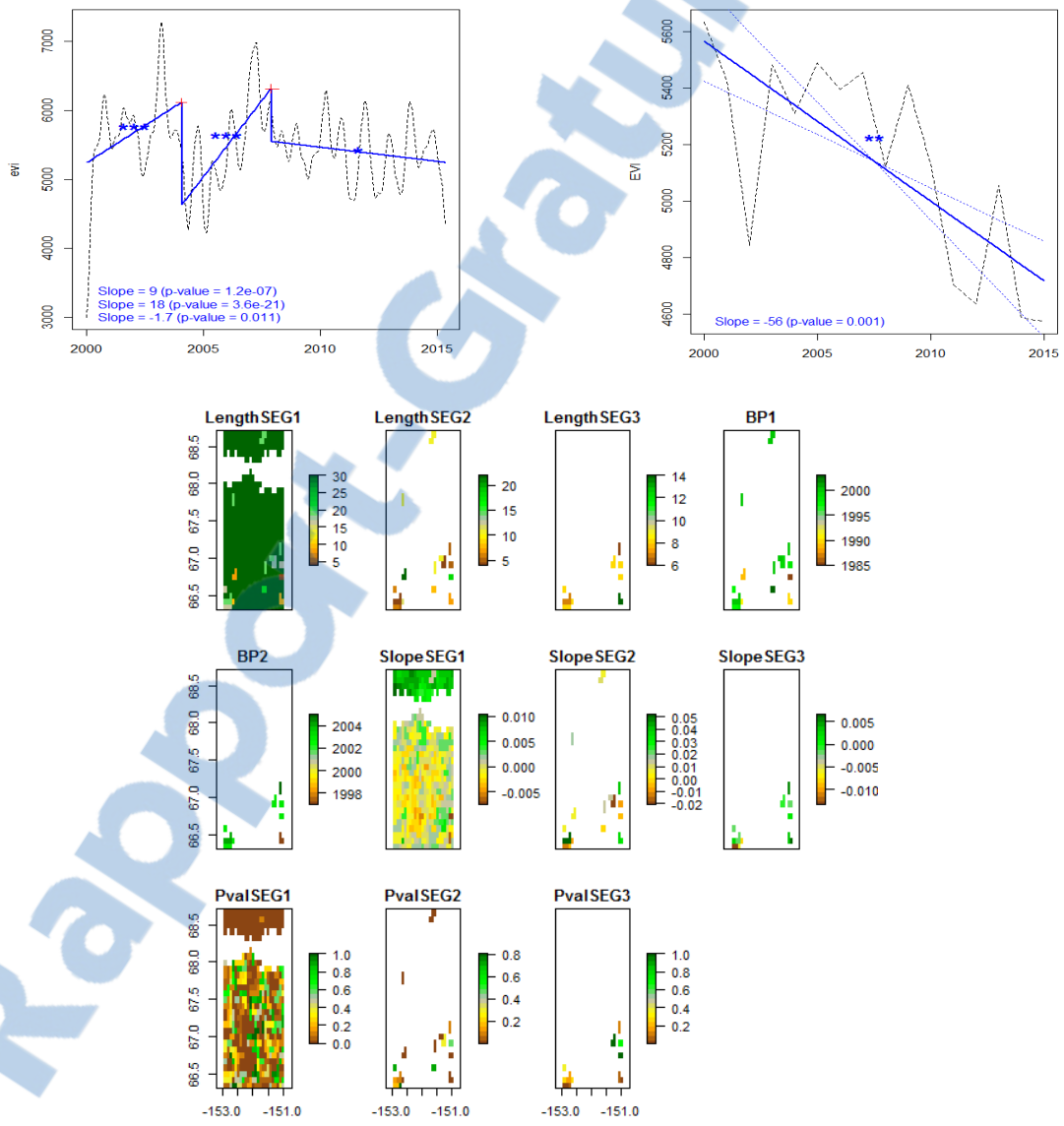


Figure 16. Analyse des données MODIS (EVI) 2000-2015 à Paragominas avec le package Greenbrown : en haut à gauche la méthode de Tendance STM, en haut à droite, la méthode de Tendance AAT, en bas les résultats cartographiques de Greenbrown : longueur du segment n de la série temporelle (LengthSEGn),

Rapport-Gratuit.com

Breakpoints (BPn), pente de la tendance de chaque segment n (SlopeSEGn), p-value de la tendance de chaque segment n (PvalSEGn)

En comparaison de BFAST, Greenbrown est orienté pour identifier les ruptures, la pente de la tendance de chaque segment (avant / après le rupture) (Forkel et al. 2013, 2015) alors que BFAST est capable de détecter plus précisément le moment et le nombre de changements brusques (magnitude et direction).

1.5.2.2.4 LandTrendr (Landsat-based detection of Trends in Disturbance and Recovery)

LandTrendr est une approche pour extraire les trajectoires spectrales de changement de surface des piles de séries chronologiques annuelles (LTS) (Meigs, Kennedy, et Cohen 2011). La stratégie est fondée sur le fait que le changement est un processus continu qui s'opère de manière rapide ou lente sur les paysages, ce n'est pas simplement un contraste entre certaines conditions à deux moments dans le temps (Kennedy, Yang, et Cohen 2010).

Il permet une segmentation temporelle, basée sur la régression et l'ajustement des indices spectraux en fonction du temps. Il identifie les processus à évolution lente, comme la repousse, et les événements brusques, comme la coupe forestière. Il utilise des paramètres de contrôle et de filtrage basés sur des seuils afin de réduire le rôle des détections faussement positives (Kennedy, Yang, et Cohen 2010) (Figure 17).

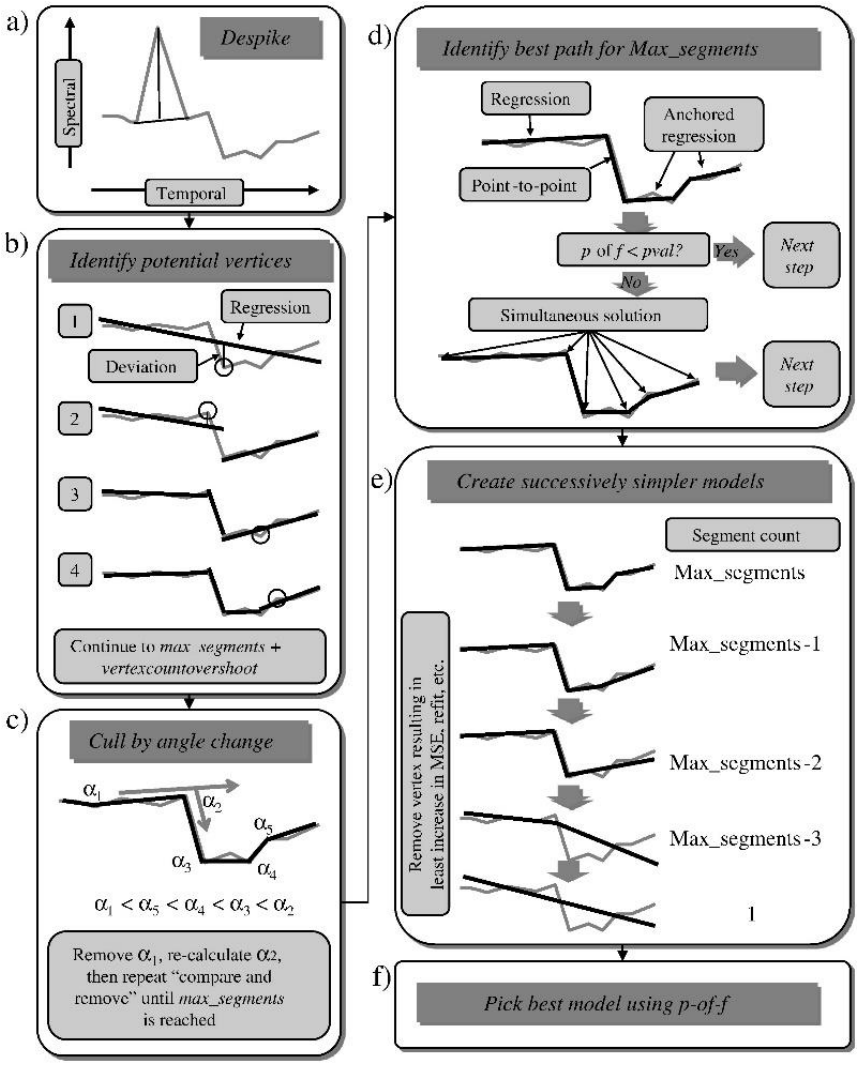


Figure 17. Processus de segmentation avec LandTrendr : (a) Suppression des pics éphémères (bruit) ; (b) identification des sommets potentiels en utilisant la déviation d'une régression linéaire simple ; (c) suppression de l'excès de sommets en comparant les angles ; (d) détermination de la meilleure succession de segments (e) suppression successive de segments pour créer des modèles simplifiés de trajectoire ; (f) Choix du modèle le plus ajusté.

1.5.4. Combinaisons d'approches ponctuelles et temporelles

L'identification des types de perturbations (coupes sélectives, incendies, extraction de bois énergie) et des dommages en matière de bois mort et d'exposition du sol sont accessibles par le démixage spectral à partir d'un outil comme CLASlite. Mais, appliqué sur une seule date, le démixage ne permet pas de suivre la restauration du couvert végétal comme le font les approches temporelles et donc les effets à moyen et à long terme des perturbations sur la dégradation des forêts.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Des travaux ont été réalisés pour combiner des méthodes de démixage spectral à une approche temporelle. Dans une région du Mato Grosso fortement touchée par la déforestation et l'exploitation forestière sélective, Grecchi et al. (2017) ont étudié les changements annuels dus aux perturbations forestières causées par l'exploitation sélective à l'aide d'un ensemble de données multi-temporelles Landsat sur une période de 15 ans, traitées avec l'analyse du mélange spectral (Grecchi et al. 2017). Ces auteurs ont identifié les zones affectées par l'exploitation sélective en utilisant une grille régulière avec des cellules de 300 × 300 m. Pour chaque cellule de la grille et chaque année, les pourcentages de forêt, les zones déboisées et les pixels de coupe sélective ont été calculés, et les cellules de la grille ont été classées par rapport à l'intensité de la perturbation. Ils ont également évalué le nombre de fois qu'une cellule de la grille a été détectée comme « perturbée » au cours de la période de 15 ans pour caractériser le processus de dégradation résultant de perturbations sur plusieurs années.

(Tritsch et al. 2016) ont par ailleurs analysé des images Landsat multi temporelles au moyen de CLASlite pour détecter l'activité d'exploitation basée sur les ouvertures de la canopée et pour surveiller les trajectoires de perturbation de la forêt au fil du temps à Paragominas. À l'aide de l'analyse des composantes principales et de l'analyse hiérarchique en clusters, ils ont classé les diagrammes d'exploitation en cinq modèles de perturbation en termes d'intensité et de fréquence d'enregistrement. Ils ont caractérisé les trajectoires de perturbation des forêts au fil du temps, de l'exploitation forestière légalement certifiée à la surexploitation élevée.

Dans d'autres travaux, auxquels nous avons participé, différentes données de télédétection optiques (Landsat, MODIS) et radar (ALOS-1 PALSAR et Sentinel-1), ont été évaluées pour modéliser et cartographier la biomasse aérienne des forêts à Paragominas (Bourgoin et al. 2018b). Elles ont été combinées avec des données de biomasse aérienne collectées in situ pendant les saisons sèches en 2009 et 2010 par des équipes du Sustainable Amazon Network (Rede Sustentavel Amazonia – RAS) (Berenguer et al. 2014; Gardner et al. 2013) dans une (random forest). Un modèle de régression a été construit afin de prédire la biomasse aérienne à une résolution de 20 m (Figure 18). Il apparaît que parmi les indicateurs issus de la télédétection, le démixage spectral produit avec CLASlite sur des images Landsat et

les indicateurs du domaine de l'infrarouge moyen sont les plus robustes pour expliquer la biomasse aérienne de la forêt dégradée.

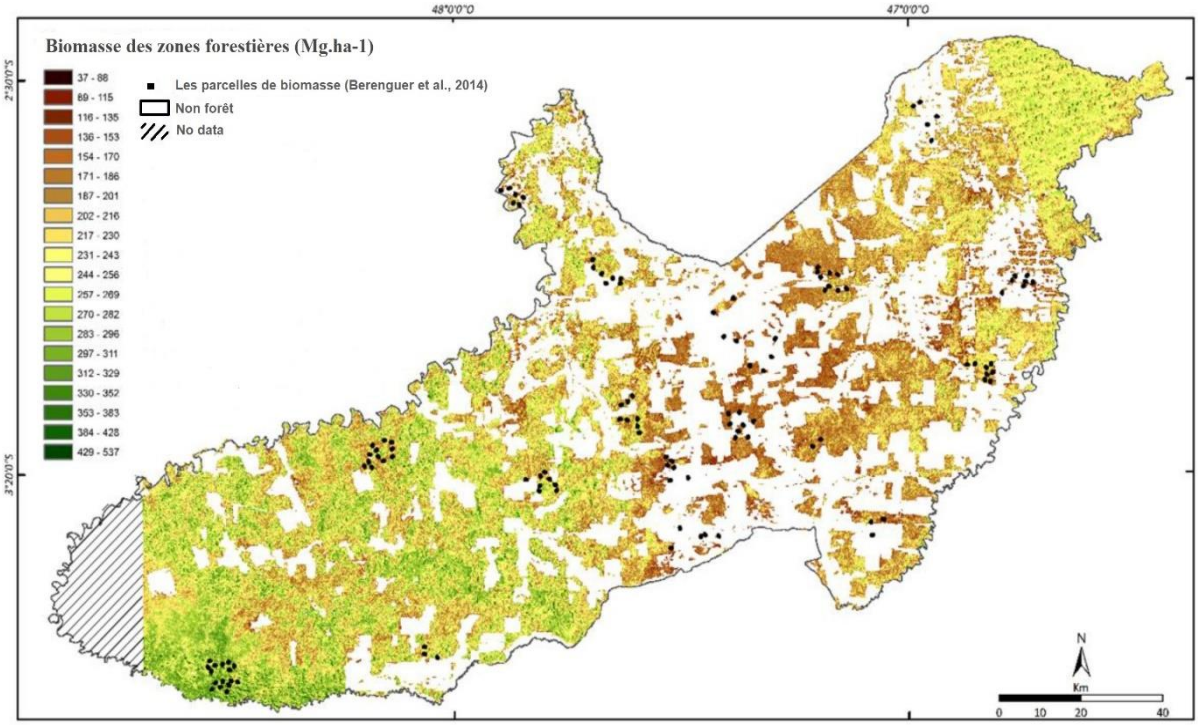


Figure 18. Dégradation forestière et estimation de la biomasse par la méthode Random forest, effectuée par (Bourgoin et al. 2018b), municipalité de Paragominas

1.6. Conclusion du chapitre

Les outils comme DETER et DEGRAD utilisés pour suivre la déforestation et la dégradation en Amazonie brésilienne ne sont pas conçus pour identifier les conséquences des perturbations sur la dégradation des forêts à moyen et long terme, il s'agit plus d'une identification des événements liés à des perturbations fortes de l'activité photosynthétique année par année. Largement utilisés dans un cadre opérationnel pour alerter les déforestations de surface importante en Amazonie brésilienne, ces outils précieux ne sont cependant pas adaptés à l'identification de perturbations plus ponctuelles de type coupe sélective, et à l'évaluation des dommages cumulés au fil du temps. Or, la cartographie de cet état est nécessaire à l'organisation des politiques de conservation et de restauration et plus globalement à la gestion des territoires, particulièrement dans ces espaces d'anciens fronts pionniers où se pose notamment la question du devenir des îlots forestiers au milieu d'un paysage en mosaïque voué à de multiples usages.

Chapitre 2. Paragominas, un ancien front pionnier consolidé

2.1. Paragominas, un ancien front pionnier consolidé

Paragominas est une municipalité située en Amazonie orientale à Pará, à 300 kilomètres au sud de Belém, le long de la route fédérale BR-010 qui relie Belém à Brasilia (Figure 19). La ville principale, Paragominas, est localisée à 2,995° sud et 47,353° ouest (degrés décimaux) à une altitude de 90 mètres. La superficie de la municipalité est de 19 395 km², soit 1,5 % de la superficie du Pará. Paragominas avait une population d'environ 110 026 habitants en 2017 et une densité démographique de 5,06 habitants/km² (IBGE 2018). La municipalité est frontalière avec cinq autres municipalités du Pará : Ipixuna do Pará et Nova Esperança do Piriá au nord, Ulianópolis, Goianésia do Pará et Dom Eliseu au sud. Elle est bordée à l'est par l'état du Maranhão.

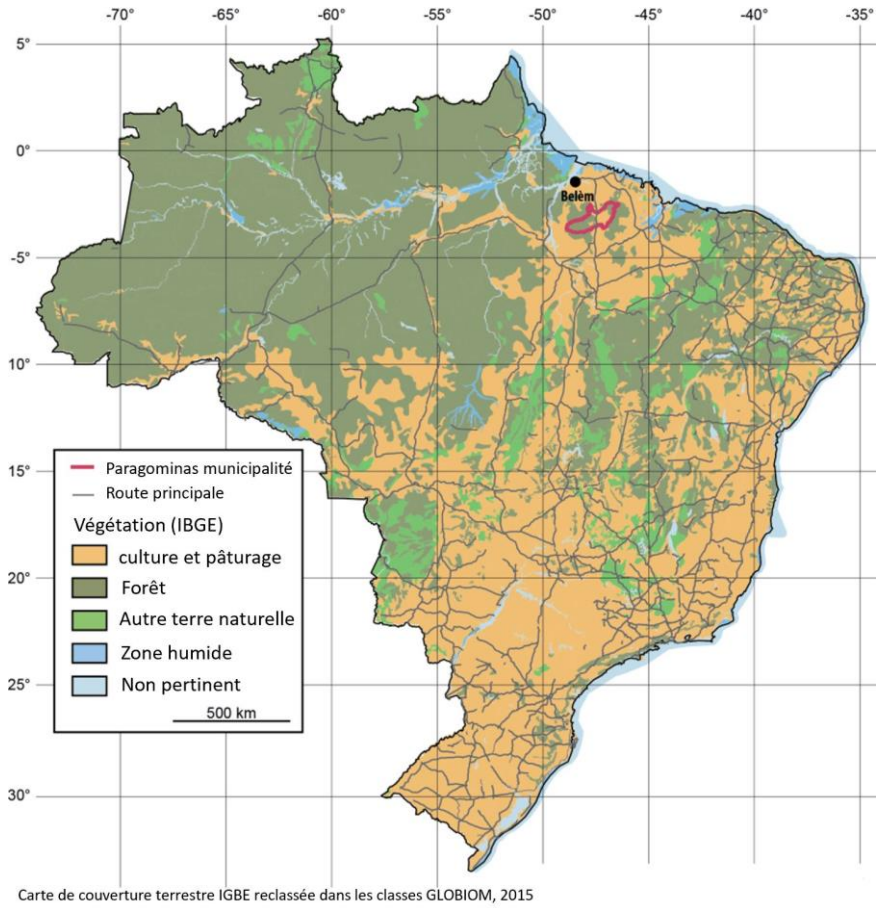


Figure 19. Localisation de la municipalité de Paragominas dans l'état du Pará (Brésil)

De 2000 à 2007, le taux moyen de croissance de la population était de 2,5% par an, en recul par rapport aux décennies précédentes : 4,2 % par an dans la

décennie 1990, 4,0 % par an dans la décennie 1980 et 12,6 % par an dans la décennie 1970 (Pinto, Amaral, Souza, et al. 2009).

Le produit intérieur brut est d'environ 1,2 milliard de BRL. La part de personnes en activité par rapport à la population totale est de 17,1% (IBGE 2018). L'activité économique de Paragominas est centrée sur les services et le secteur primaire avec l'agriculture familiale (définie pour des propriétés agricoles d'une surface inférieure à 220 ha, soit 4 unités fiscales, seuil de définition de l'agriculture familiale au Brésil), l'agriculture entrepreneuriale (essentiellement l'élevage bovin et les cultures de grains : soja, maïs et sorgho), l'exploitation forestière, le reboisement et l'extraction de bauxite (l'une des plus grande mines de bauxite du Brésil est implantée au nord-ouest du municipalité). Paragominas est l'une des municipalités du Pará à la plus forte production végétale et animale (Alves, Carvalho, et Silva 2014; Uhl et Vieira 1989a).

En 1960, la région de Paragominas était presque entièrement boisée, mais à la fin de cette décennie, des milliers de kilomètres carrés de forêt avaient été coupés pour établir des pâturages (Uhl et Vieira 1989a, Pinto et al. 2009). La transformation du paysage forestier en paysage d'élevage a eu lieu principalement entre 1960 et 1985, avec 24 % de la municipalité convertie en pâturages (Uhl et Vieira 1989a). C'est par la création et le goudronnage de la route BR-010 en 1964 que le l'activité d'élevage est apparue. Stimulée par des incitations fiscales (Schneider et al. 2000), l'élevage bovin est devenu en peu de temps la base économique de la municipalité. Le front pionnier était donc un front d'élevage. En parallèle à l'élevage extensif de bovins, durant les années 1960 et 1970, l'agriculture itinérante sur brûlis était pratiquée par les petits producteurs venus s'installer dans la région. Durant cette période, l'exploitation forestière restait marginale. Les routes d'accès étaient créés manuellement et les bulldozers étaient rarement utilisés, la coupe des forêts était un travail pénible qui nécessitait du temps (Uhl et Vieira 1989b). Au début des années 1970, seules des essences à haute valeur commerciale étaient exploitées, avec peu d'impacts sur la structure forestière générale (A. Veríssimo et al. 1996).

L'exploitation forestière s'est intensifiée dans les années 1990 pour devenir l'activité économique majeure suite notamment à la crise de la viande bovine. Cette intensification a été possible grâce à l'utilisation d'équipements lourds et d'une organisation de la filière. Les prix du bois et la facilité d'accès permise par l'existence

d'infrastructures routières expliquent également cette exploitation massive (S. Stone 1996). Plus de 300 scieries ont été établies dans le municipalité en moins de deux décennies (1970-1987) exploitant près de 2 millions de m³ de grumes par an (Uhl et Vieira 1989b). En 2001, par épuisement partiel de la ressource en bois, le nombre d'entreprises forestières a été réduit de 50% et la production forestière était seulement de 0,9 million de m³ (Adalberto Veríssimo 2002). Les données de l'IBGE (Figure 20), montrent que la production de bois a atteint de nouveau 0,9 millions de m³ en 2005 et 2006 pour décliner ensuite. Ce déclin est particulièrement marqué pour le bois d'œuvre issu de forêts naturelles, traduisant la raréfaction de cette ressource (Figure 20). A partir de 2014, la production de bois issue de plantation est supérieure à celle issue de l'exploitation de la forêt naturelle.

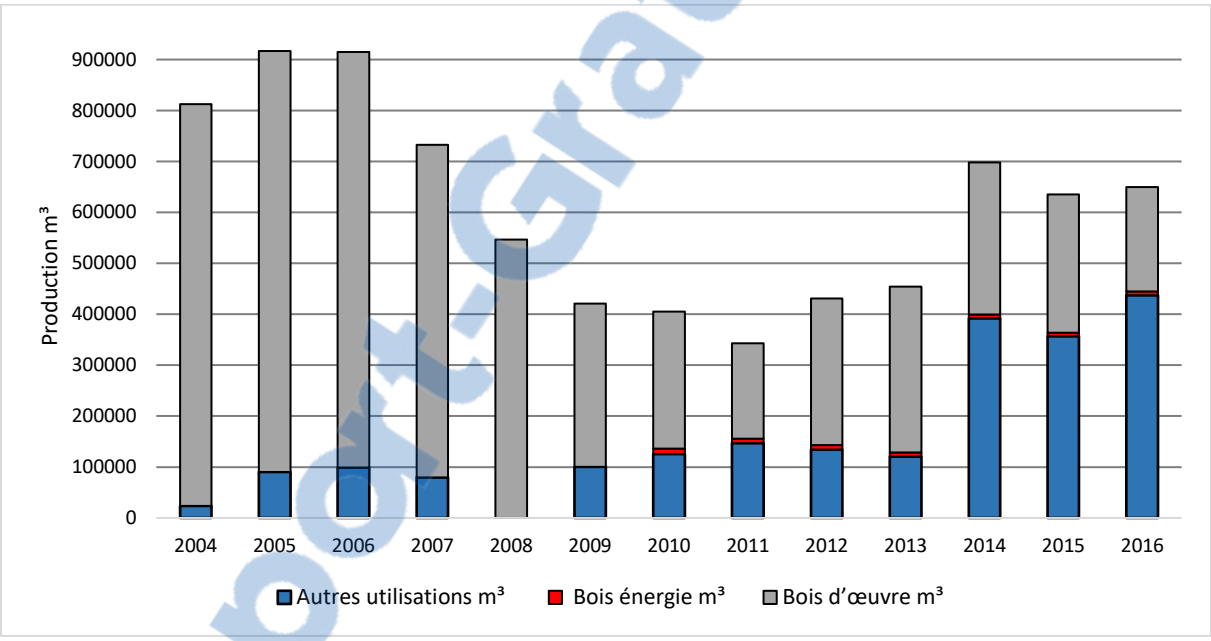


Figure 20 Production de bois à Paragominas, estimée par l'Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE 2018)

Paragominas peut être désignée comme un front pionnier consolidé du fait de la structuration de son espace avec un centre urbain développé, entouré de patchs agricoles et forestiers, accessibles par un réseau de routes asphaltées, ou de pistes plus ou moins bien entretenues et où le processus de déforestation s'est ralenti (Schielein et Börner 2018). Le paysage de Paragominas qui résulte des activités humaines depuis plus de cinquante ans est une mosaïque de forêts primaires dégradées, de forêts secondaires, de reboisements en monoculture, de pâturages et d'agriculture familiale ou entrepreneuriale.

Rapport-Gratuit.com

2.2. Paragominas « Municipalité Verte »

Paragominas est une municipalité considérée comme un modèle de développement durable en Amazonie depuis 2008, après avoir été durant une longue période le symbole d'une déforestation intense.

Entre 2004 et 2008, le gouvernement fédéral a lancé une série de mesures décisives pour lutter contre la déforestation en Amazonie légale. Parmi ces mesures, une liste « noire » des municipalités déforestant massivement a été mise en place (Décret n° 6 321 du 21 décembre 2007). L'inclusion dans la liste noire dépendait des valeurs des critères suivants : superficie totale de forêt déboisée, superficie totale de forêt déboisée au cours des trois dernières années, augmentation du taux de déforestation sur au moins trois des cinq dernières années. Les municipalités listées n'ont plus eu accès aux crédits bancaires pour le financement du secteur agricole (Guimarães et al. 2013). Pour sortir de cette liste, des actions prioritaires de régularisation environnementale (résolution du Conseil monétaire national, n°3 545 / 2008) doivent être entreprises pour prévenir et contrôler la déforestation illégale. Cette liste est mise à jour annuellement, avec l'entrée ou la sortie de nouvelles municipalités, en fonction de la dynamique de déforestation, surveillée par l'Institut National de Recherche Spatiale – INPE du Ministère de la Science et de la Technologie (LEGIS WAB 2008).

Dans ce contexte de crise, la motivation première des acteurs du territoire de Paragominas été de sortir de la liste noire et ainsi de l'embargo et des pénalités associées (Arima et al. 2014). Le ministère fédéral de l'Environnement avait fixé deux critères principaux pour que les municipalités soient retirées de la liste noire : réduire la déforestation à moins de 40 km² par an et mettre en œuvre le cadastrage environnemental des propriétés, le Cadastro Ambiental Rural – CAR, sur au moins 80% de la municipalité (Nunes et al. 2015). Dès février 2008, les autorités municipales de Paragominas s'engagent avec les grands producteurs dans un pacte de « Municipalité verte », visant à atteindre ces deux objectifs.

Le pacte « Municipalité verte » vise à mettre un terme à la déforestation illégale en combinant l'application de la loi, la création d'une force de police environnementale locale et la promotion d'une économie qui ne repose plus sur la coupe de la forêt. L'accent est mis sur le développement durable, utilisant la gestion

forestière durable pour l'industrie du bois, et en introduisant des techniques agricoles d'intensification pour augmenter la production tout en utilisant moins de terres. Ce pacte contre la déforestation fut une première dans l'état du Pará. Il fut d'abord signé entre la municipalité (Secrétariat de l'Environnement) et les secteurs productifs. Ce pacte a pour objectif de sortir la municipalité de la liste noire et de créer les conditions de la régularisation environnementale des propriétés rurales, notamment par le biais du suivi mensuel de la couverture forestière et l'établissement de cadastres géoréférencés à jour, permettant de pérenniser les bonnes conduites (Le Tourneau 2015). Ce plan contient également des objectifs de formation du personnel municipal pour le contrôle et la gestion environnementale et d'actions d'éducation de la population municipale à l'environnement (Laurent, Arvor, et al. 2017b; Poccard-Chapuis 2015).

Avec le pacte « Municipalité Verte », la déforestation a en effet considérablement diminué depuis 2005 (Maia et al. 2011; D. Nepstad et al. 2014; M.-G. Piketty, Poccard-Chapuis, et al. 2015; Laurent, Arvor, et al. 2017b). Paragominas est la première municipalité d'Amazonie à sortir de la liste noire en 2010, sur la base des critères établis par l'Ordonnance MMA No 103/2009 (Maia et al. 2011), notamment grâce à son taux de déforestation passé en dessous de 40 km²/an et avec plus de 95 % du territoire enregistré dans le CAR (M. G. Piketty et al. 2017). Ceci a motivé la suspension des mesures fédérales punitives à l'encontre de la municipalité. Les actions prises dans le cadre de ce projet de territoire ont donc largement réussi et la déforestation a été réduite à un niveau considéré comme acceptable.

Mais si la déforestation a considérablement diminué dans les moyennes et grandes propriétés, cela a été beaucoup moins le cas dans les petites propriétés de l'agriculture familiale (M.-G. Piketty, Drigo, et al. 2015), présente à proximité de la ville et surtout dans les assentamentos (lotissements d'installation de petits producteurs) localisés au nord-est, au nord-ouest et au sud-ouest de la municipalité (Figure 21). La région a par ailleurs été parcourue par de gigantesques incendies en 2015 entraînant une forte dégradation des forêts.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

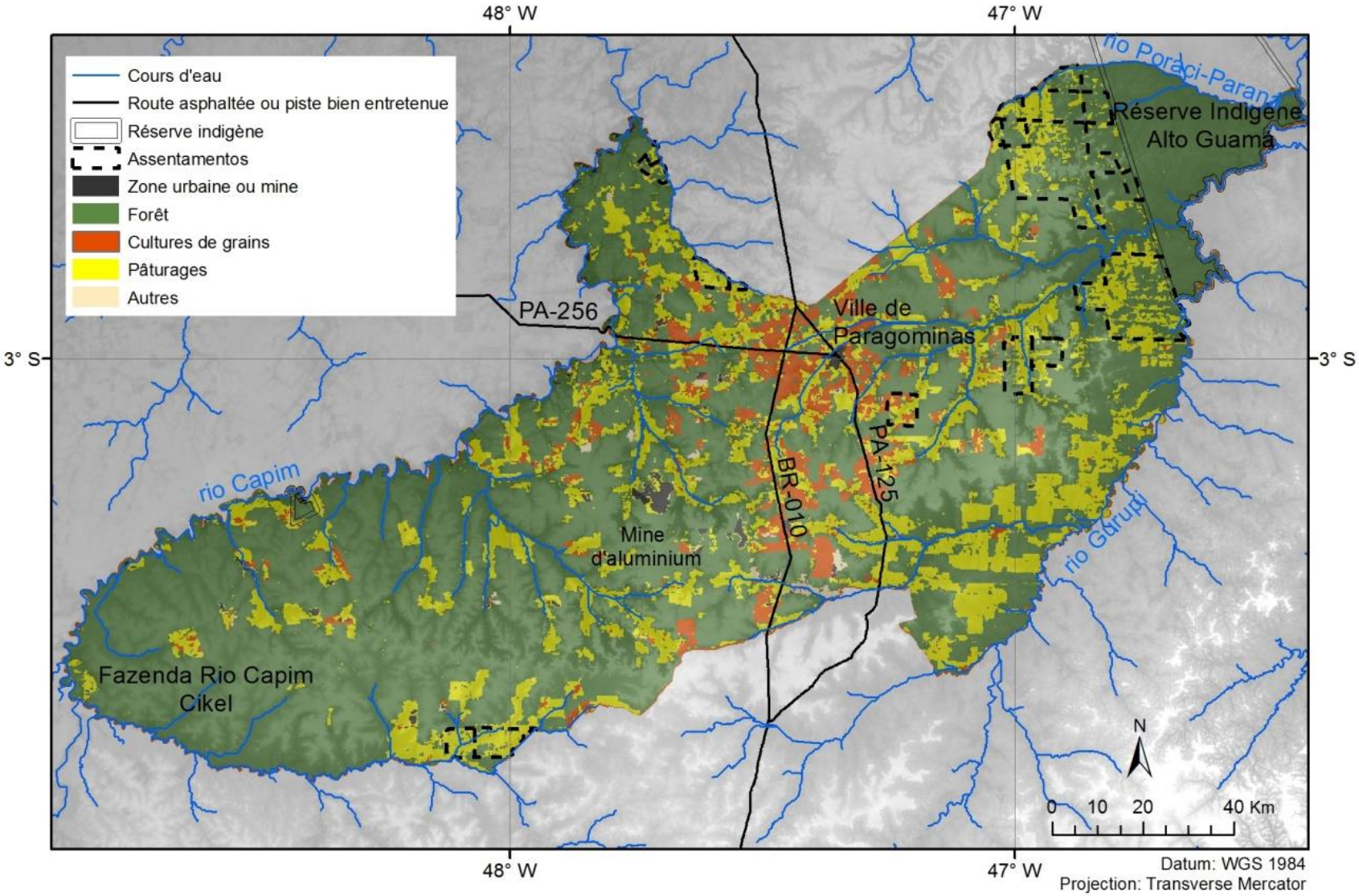


Figure 21 : La municipalité de Paragominas, éléments structurants

2.3. Contexte naturel

2.3.1. Climat

Selon la classification de Köppen, le climat de Paragominas est de type Aw (« Tropical wet and dry », ou « tropical à saison contrastées »), chaud toute l'année et globalement humide, mais avec une saison sèche bien marquée (Bastos et al. 2007). La température moyenne annuelle est de 26,3ºC et l'humidité relative moyenne annuelle de 81 %. Les précipitations annuelles moyennes avoisinent les 1700 mm (Bastos et al. 2005). Nos calculs des précipitations annuelles moyennes de 2000 à 2014, à partir des données de Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM 2016), donnent une valeur moyenne plus élevée sur la ville de Paragominas : 1 993 mm. La région est marquée par des anomalies annuelles de précipitations : les années sèches s'expliquent par l'influence d'El Niño et les années humides sont sous l'influence de La Niña (Andrade 2011).

Les moyennes des précipitations mensuelles sur Paragominas montrent une grande variabilité spatiale et temporelle (Martins et al. 2017). L'année se divise en trois périodes (Figure 22 et 23). La première est pluvieuse entre février et mai (avec un pic mensuel de 391 mm en mars), la deuxième est la période sèche qui s'étend de juin à novembre représentant un montant de 15 % des précipitations annuelles et la troisième est la période de transition de décembre à janvier. Pendant la saison sèche, les niveaux de précipitations mensuelles sont inférieurs à 100 mm (29 mm en moyenne mensuelle interannuelle en juillet). Ces valeurs, bien inférieures à l'évapotranspiration, génèrent des déficits hydriques importants (Bastos et al. 2007).

La municipalité de Paragominas est située dans une zone de transition entre deux domaines : celui du biome amazonien à l'ouest et celui des savanes à babaçu (espèce de palmiers) à l'est, dans le Maranhão. L'influence de l'estuaire de l'Amazone avec les plus fortes pluies de la région, atteint difficilement les marges nord et ouest de la municipalité. Le début de la saison des pluies observé au sud du Pará dès septembre – octobre, est plus tardif sur la municipalité.

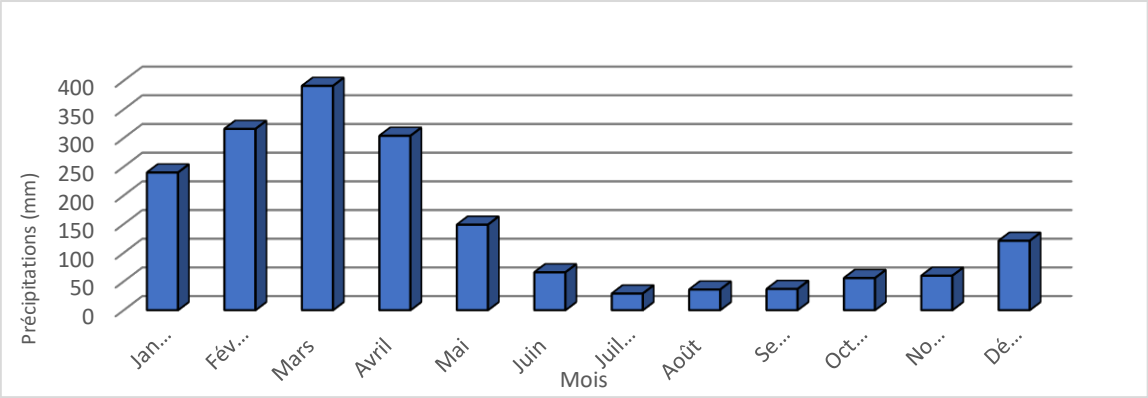


Figure 22. Diagramme des précipitations mensuelles moyennes à Paragominas (CLIMATE-DATA.ORG 2018)

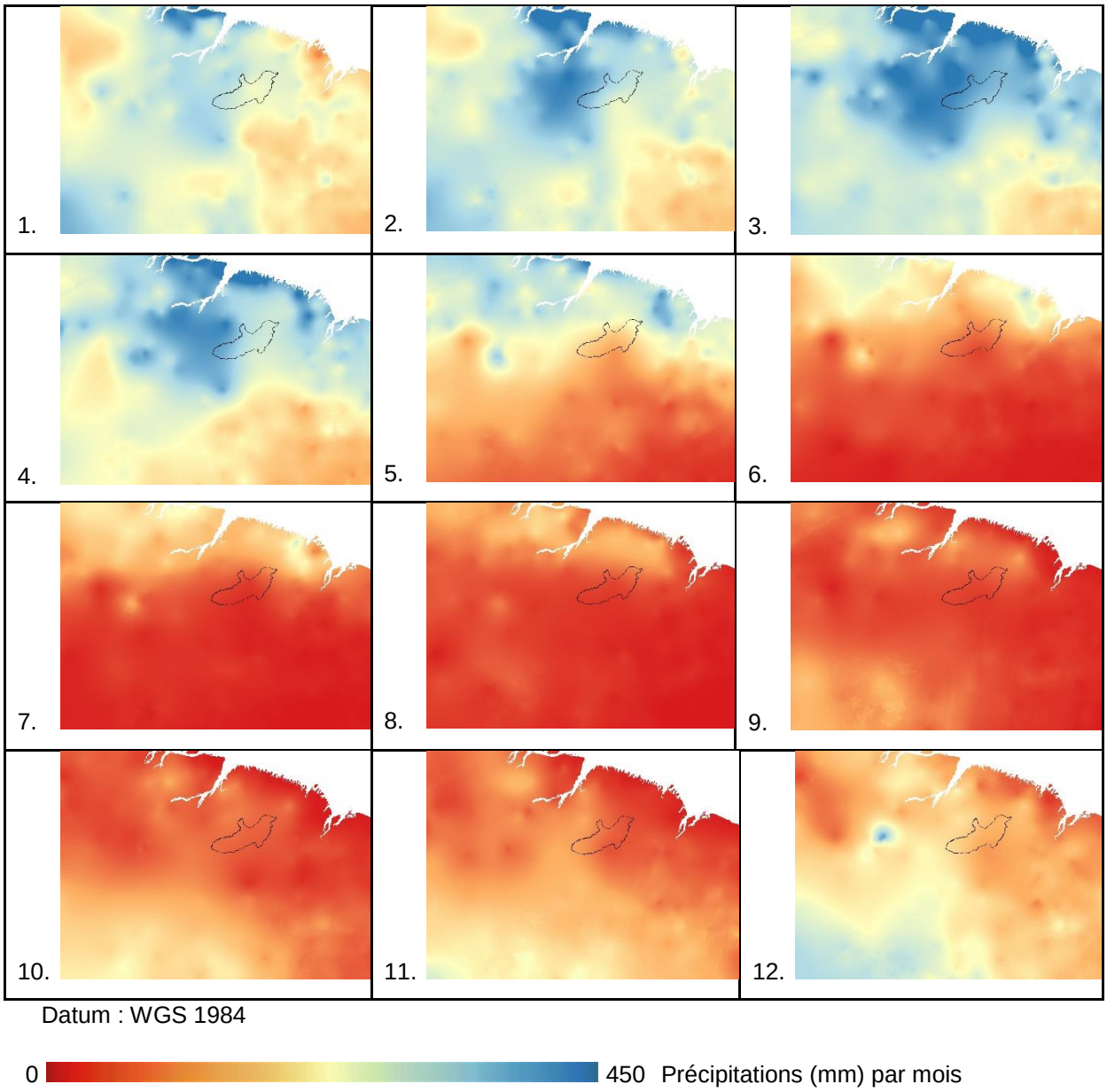


Figure 23. Précipitations mensuelles moyennes de 2000 à 2015, issues des données Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) (1 pour janvier… 12 pour décembre)

A Paragominas, les températures sont stables tout au long de l'année avec une variation inter-mensuelle de 0,9°C, le maximum mensuel moyen est en novembre avec 27,2°C, le minimum en janvier avec 26,3°C (Figure 24).

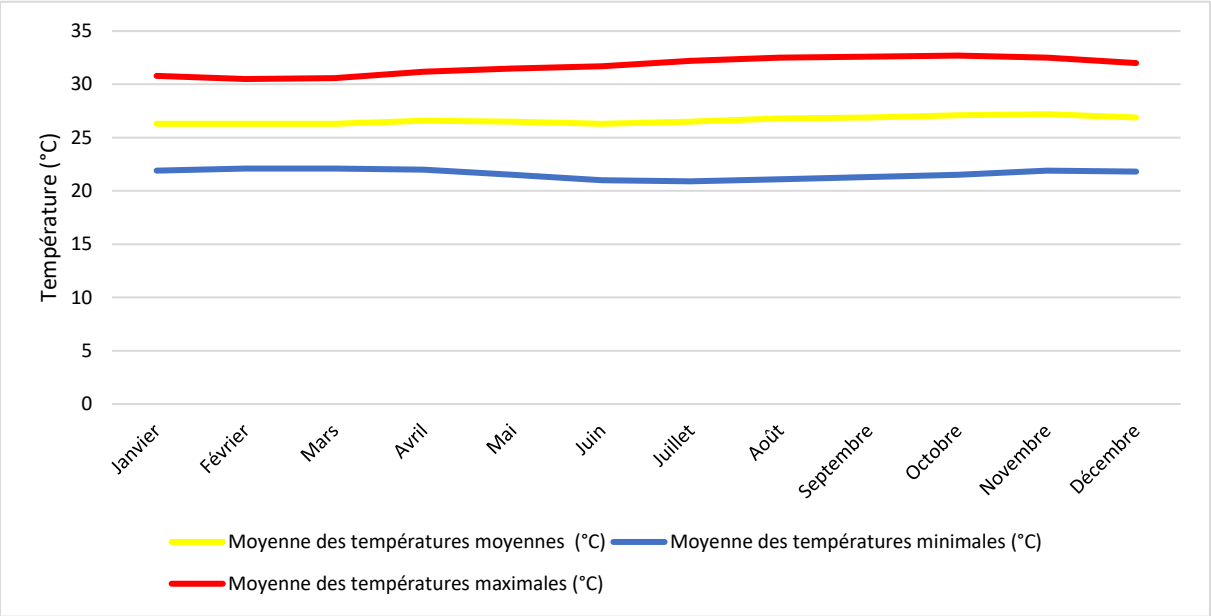


Figure 24. Températures mensuelles moyennes à Paragominas (CLIMATE-DATA.ORG 2018)

2.3.2. Géologie et géomorphologie

L'est du Pará est constitué de deux grands ensembles géologiques : le bassin de Grajaú et la plateforme Bragantine. La municipalité de Paragominas se situe entièrement dans l'ensemble géologique du bassin de Grajaú (Figure 25). Le bassin de Grajaú couvre plusieurs centaines de milliers de km² et s'étend du fleuve Tocantins jusqu'au sud-est de São Luis do Maranhão. Il est issu d'un rift intracontinental avorté, en lien avec l'ouverture de l'Atlantique (Soares Júnior, Costa, et Hasui 2008; Kronberg et al. 1979).

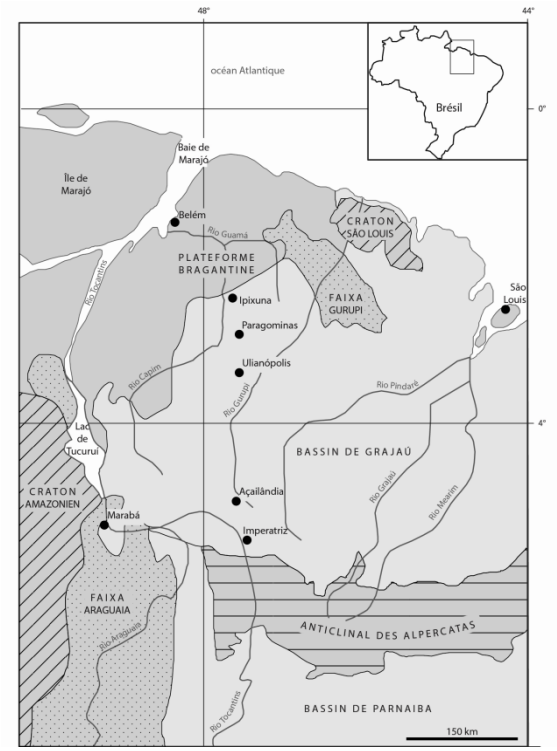


Figure 25. Contexte géologique régional, d'après (Kotschoubey et al. 2005) (In (Laurent, Poccard-Chapuis, et al. 2017)

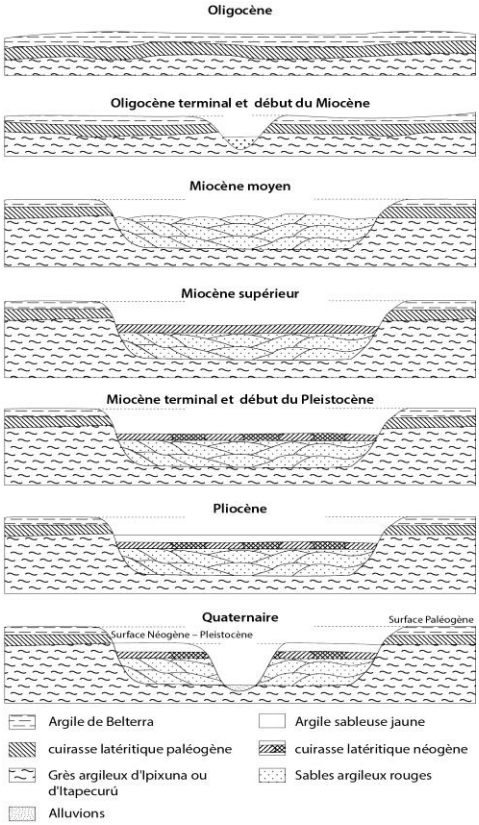


Figure 26. Phases géologiques ayant construit la morphologie de la région de Paragominas d'après (Kotschoubey et al. 2005) In (Laurent, Poccard-Chapuis, et al. 2017)

Le bassin de Grajaú a été comblé sur près de 800 m d'épaisseur par des grès kaolinitiques de la série d'Itapecurú (Albien-Cénomanien) et de la formation d'Ipixuna du Crétacé supérieur au Tertiaire inférieur (Soares Júnior, Costa, et Hasui 2008) (Figure 26). Ces ensembles sont recouverts d'une cuirasse latéritique qui s'est développée sur une vaste surface d'aplanissement au Paléogène, qualifiée "Superfície Sul-Americana" (Rossetti 2004). Une argile sédimentaire, dénommée "argile de Belterra", est venue ensuite recouvrir la cuirasse sur une dizaine de mètres d'épaisseur (Kotschoubey, Truckenbrodt, et Hieronymous 1996). Puis, la région a connu une crise érosive durant l'Oligocène supérieur, due à un changement climatique global marqué dans la région par l'aridité et une importante régression marine (phase de glaciations sous d'autres latitudes). Ceci entraîna la dissection du relief (Figure 26). Une seconde cuirasse s'est constituée au Miocène, elle forme les collines basses des vallées.

Le nord-est du Pará et l'ouest du Maranhão se présentent ainsi sous forme de plateaux disséqués avec une inclinaison vers le nord-ouest, cette entité morphologique est nommée "Planalto Setentrional Pará – Maranhão" (A. P. Barbosa 1974). L'entité présente une extension nord-sud de 400 km. D'une altitude voisine de 360 et 400 m au sud dans la Serra de Gurupi, les plateaux s'abaissent à 160-190 m à proximité de la ville de Paragominas, pour descendre à 90-100 m à Ipixuna. Les plateaux (nommés "chapadas") sont séparés par des vallées atteignant plusieurs kilomètres de largeur où s'écoule le réseau hydrographique actuel. Le contraste d'altitude entre les plateaux et fonds de vallées diminue du sud vers le nord (Figure 27).

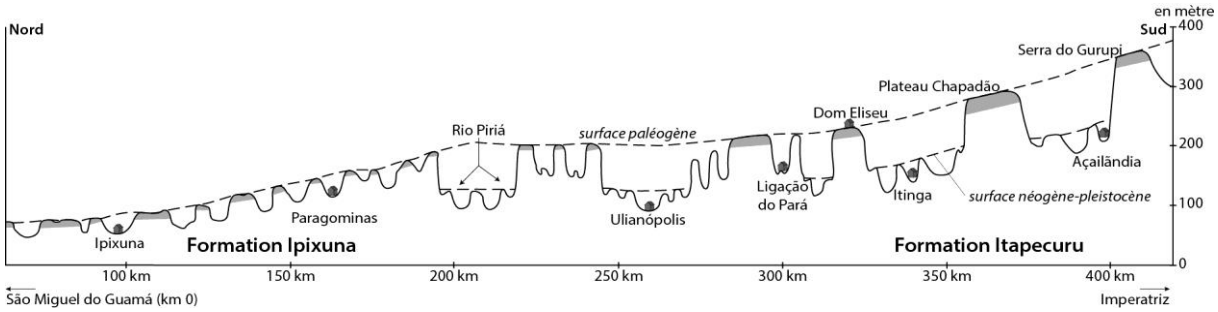


Figure 27. Schéma topographique régional le long de la route BR-010 d'après (Kotschoubey et al. 2005)

Plus de 70% de la superficie du municipalité se situe entre 50 et 150 m d'altitude, y compris la ville de Paragominas, située à une altitude de 90 m (Pinto, Amaral, Souza, et al. 2009).

2.3.3. Sol

Les sols de la région sont des latossols jaunes kaolinitiques (W. G. Sombroek 1966) qui correspondent à des Ferralsols dans la nomenclature internationale. Leurs textures sont étroitement dépendantes de la nature du matériel parental et de la topographie (Kotschoubey et al. 2005). Sur les plateaux recouverts d'argile de Belterra, ce sont des latossols jaunes très argileux (70 à 80 % de kaolinite), bien drainés de par leur structure et leur position topographique. Sur les hauts de pente des vallées, ce sont des latossols jaunes gravillonaires, du fait du démantèlement de la cuirasse. Dans les fonds de vallées et sur les bas de pente, ce sont des latossols jaunes sablo-argileux issus de la formation d'Ipixuna au nord ou de la série d'Itapecurú au sud (T. E. Rodrigues et al. 2006).

Les plateaux aux sols développés sur l'argile de Belterra et proches des routes sont recherchés pour les cultures annuelles de soja et de maïs. Les sols sableux, saturés en eau une partie de l'année et localisés dans les bas-fonds et les plaines ont été en partie convertis en pâturages (M.-G. Piketty, Poccard-Chapuis, et al. 2015) .

2.3.4. Hydrographie

Il y a deux bassins principaux : celui de la rivière Capim, dont les affluents drainent 54 % de la superficie de la municipalité, et celui de la rivière Gurupi qui occupe les 46 % restants (Pinto, Amaral, Souza, et al. 2009).

Les rivières forment les limites naturelles de la municipalité (Figure 21). Par exemple la rivière Gurupi limite Paragominas avec le Maranhão à l'est, tandis que la rivière Capim est située sur la frontière nord et ouest de Paragominas avec Ipixuna. D'autre part, la rivière Surubiju établit la frontière de Paragominas avec les municipalités de Goianésia et Dom Eliseu au sud, tandis que la rivière Poraci-Paraná forme la frontière nord de Paragominas avec Nova Esperança do Piriá.

2.4. La situation des forêts à Paragominas

Le type de végétation native à Paragominas est considéré comme une « forêt dense humide tropicale » (IBGE 2018). Les forêts primaires sont classées en : (1) forêt dense « submontana », qui occupe actuellement 18,4% du municipalité, (2) forêt dense de terra baixa qui couvre 34% du territoire et (3) forêt dense alluviale, répartie principalement sur les rives de la rivière Capim et de la rivière Surubiju, qui couvre 2,9% de la municipalité (Figure 28), Diederichsen et al. 2017; Pimentel.2016).

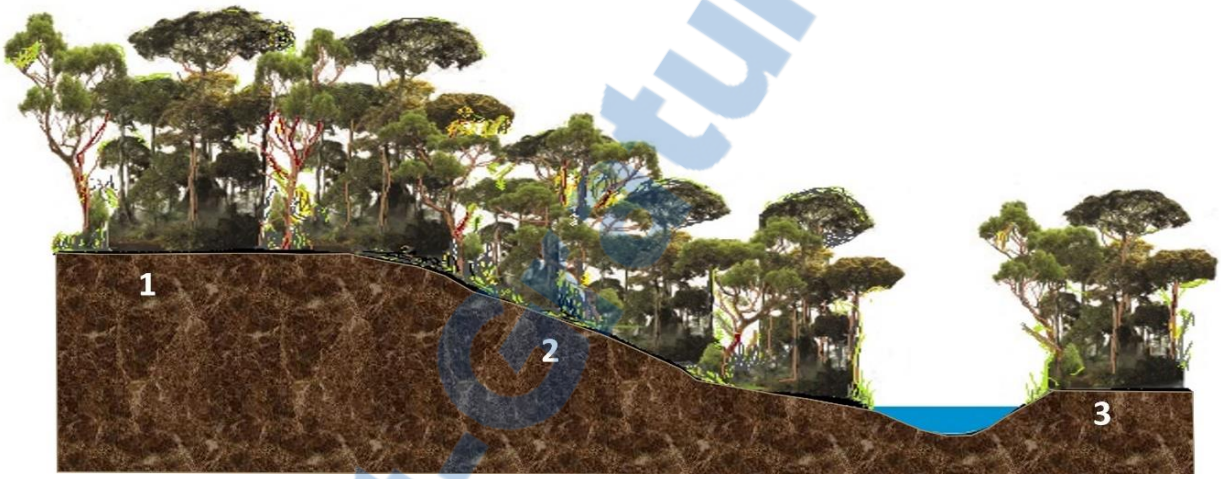


Figure 28. La classification des forêts à Paragominas selon leur position topographique : forêt dense submontana (1), forêt dense de terres basses (2) et forêt dense alluviale, distribuée principalement à proximité des rivières (3)

Selon une étude récente (Pinho et al. 2017), les forêts primaires occupent à présent 54,21% de la surface totale de Paragominas soit 10 483 km², la végétation secondaire occupe 2 198 km², le pâturage 3 332 km² et les cultures annuelles 896 km². A côté des forêts primaires plus ou moins dégradées, une partie de la municipalité est couverte de forêts secondaires et de forêts de plantation issues de reboisement.

Les forêts secondaires s'installent sur des surfaces qui ont été défrichées par les activités humaines pour pratiquer l'élevage ou l'agriculture. En effet, jusqu'à une période récente d'intensification, les pâturages, faute d'entretien adapté, perdaient rapidement leur productivité et retournaient en partie en forêt secondaire. Au début de la décennie 1990 à Paragominas, 43% des terres ayant été déboisées étaient déjà abandonnées et recouvertes de végétation secondaire (Watrin et Rocha 1992). Les forêts secondaires présentent des différences majeures de structure et de

Rapport-Gratuit.com

composition par rapport aux forêts primaires (Brown et Lugo 1990; MENG et al. 2011).

Le reboisement est effectué à des fins de production de bois commercial par des plantations mono-spécifiques. Les individus qui composent ces plantations d'arbres ont le même âge et sont régulièrement espacés. Dans la région, ce sont essentiellement des Eucalyptus, des Paricás (*Shizolobium amazonicum*), des Mognos ou Acajous (*Khaya Ivorensis* le plus souvent) et des Acacias (Ribeiro et Rocha 2009; Rafaela et al. 2016). Dans certains cas, sur des surfaces réduites, les plantations de ces espèces sont pratiquées en agroforesterie (agriculture sous les arbres) et sylvopastoralisme (pâturage sous les arbres).

La présence de forêts primaires est inversement associée avec la proximité des routes asphaltées (Pinho et al. 2017). Le réseau routier dans son ensemble représente 5 588 km à Paragominas, dont 5 391 km (96,5%) sont des pistes non officielles, toutes non-asphaltées, et seulement 197 km (3,5%) correspondent à des routes officielles (BR-010 et PA-256 goudronnées et PA-125 en latérite régulièrement entretenue) (Pinto, Amaral, Souza, et al. 2009).

2.4.1. Les différentes perturbations sur les écosystèmes forestiers

2.4.1.1. L'exploitation sélective avec plans d'aménagement forestier

L'aménagement forestier durable des forêts tropicales regroupe des pratiques non intensives basées sur la planification d'activités d'inventaires, d'exploitation et de sylviculture. Elle s'oppose aux méthodes plus intensives de foresterie de plantation. Elle s'oppose également à l'exploitation dite conventionnelle et à l'exploitation illégale, caractérisées par l'absence de planification des activités.

Dans les faits, l'exploitation sélective avec plan d'aménagement consiste à exploiter durant une année la forêt sur une surface délimitée (unité de production annuelle). Cette exploitation est sélective par prélèvement de quelques gros arbres d'espèces commerciales (de 1 à 10 arbres/ha). Aucune autre exploitation n'intervient ensuite sur cette unité de production durant une période définie (cycle de rotation) dans le plan d'aménagement. Cette période est de 25 ou 30 ans en Amazonie

brésilienne. Elle doit permettre à la forêt de se régénérer et de reconstituer un stock d'arbres de nouveau exploitables lors du deuxième cycle.

Un tel plan d'aménagement est mis en œuvre à Paragominas dans la Fazenda Rio Capim qui appartient à présent au groupe Cikel – Brasil Verde (Sist et al. 2014; Mazzei et al. 2010; Sist et Ferreira 2007). Cette fazenda est située à l'extrême ouest de Paragominas. La fazenda Rio Capim couvre une surface de 140 658 ha (Zimmerer 2006) et comprend de vastes superficies de forêts primaires non exploitées (120 000 ha) et de forêts exploitées en terra firme (11 000 ha), avec quelques pâturages abandonnés (18 000 ha) (Sist et al. 2012). En 2001, le Cikel a reçu la certification FSC (« Forest Stewardship Council »). La Cikel exploite la forêt en utilisant des techniques d'exploitation forestière à impact réduit (RIL) (Sist et Ferreira 2007).

Les étapes de la coupe sélective suivies dans le plan de gestion durable de la Cikel (Ribeiro et Rocha 2009) sont :

1. La planification : conception du calendrier et cartographie des travaux et des accès sur les zones de coupes ;
2. Travaux au bulldozer d'ouverture du réseau de routes et de clairières de manœuvre des engins ;
3. Coupe des arbres d'intérêt économique à la tronçonneuse ;
4. Débardage : le bois est déplacé de la souche à un lieu dépôt avec des tracteurs ;
5. Préparation des troncs qui sont coupés à une longueur appropriée et préparation des documents contenant leurs informations ;
6. Chargement des bois et transport du lieu de dépôt vers les scieries ou à des points de vente.

La structure spatiale des impacts d'ouverture de la canopée suite à ce type d'exploitation est constituée de formes régulières avec des clairières, une disposition spatiale radiale autour des clairières, des chemins d'exploitation primaires et secondaires régulièrement espacés (Figure 29 B). Quelques années après l'exploitation, ces impacts ne sont plus visibles avec la repousse de la végétation et la forêt peut alors apparaître comme une forêt mature (Figure 29 A), avec une texture homogène sans signe de perturbation.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

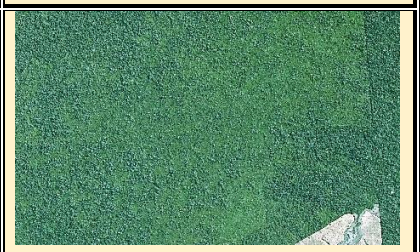
Classe	Google Earth
A- *Forêt Non-dégradée*	
B- *Coupe sélective avec plan de gestion (exemple de la Cikel)*	
C- *Coupe sélective sans plan de gestion*	
D- Extraction de charbon de bois	
E- *Forêt anciennement incendiée*	

Figure 29. Extraits d'images Google Earth sur la municipalité de Paragominas montrant une forêt non dégradée et les impacts de quatre perturbations forestières

La coupe est réalisée généralement entre juin et décembre, en saison sèche. Les principales espèces les plus exploitées sont : *Manilkara huberi*, *Hymenaea courbaril*, *Astronium lecointei*, *Parkia pendula* et *Couratari oblongifolia*.

Les forêts exploitées par la Cikel montrent des variations relativement importantes de densité, de structure et de surface terrière, résultantes en partie de

différentes phases de croissance de la forêt, ce qui a des conséquences en termes de capacité de récupération de la forêt après perturbation (Sist et Ferreira 2007). Il y a notamment des zones de forêt complètement recouvertes de lianes, suggérant sans doute des perturbations anthropiques anciennes et importantes (Sist et Ferreira 2007). L'étude de Sist et al. (2012) a estimé la durée de récupération de la biomasse initiale après exploitation à 49 ans pour une intensité d'exploitation de 6 arbres à l'hectare et à 87 ans pour une intensité d'exploitation de 8 arbres à l'hectare. Les intensités d'exploitation actuelles varient de 2 à 11 arbres à l'hectare.

2.4.1.2. L'exploitation forestière illégale

L'exploitation illégale est non planifiée et beaucoup plus intensive et prédatrice que dans le cas précédent, ce qui entraîne une dégradation forestière avec des dommages environnementaux plus importants. A Paragominas, certaines forêts ont été coupées plus d'une fois en cinq ans (C Souza et Barreto 2000). La (Figure 30) permet de visualiser la fréquence de coupe sélective illégale dans la partie sud-ouest de la municipalité de Paragominas. On peut observer dans cet exemple que des coupes sélectives ont eu lieu à quatre reprises (1999, 2000, 2009 et 2015) sur la période 1999-2015. A la différence de l'exploitation légale, les impacts liés à l'ouverture de la canopée (trouées et pistes) sont en général plus denses et répartis moins régulièrement (voir également la (Figure 29 C). Les impacts de la coupe sélective ne sont plus visibles sur les images au bout de cinq ans, à cause de la croissance des branches des arbres latéraux et de nouveaux végétaux comme des lianes et jeunes plants de recolonisation des clairières.

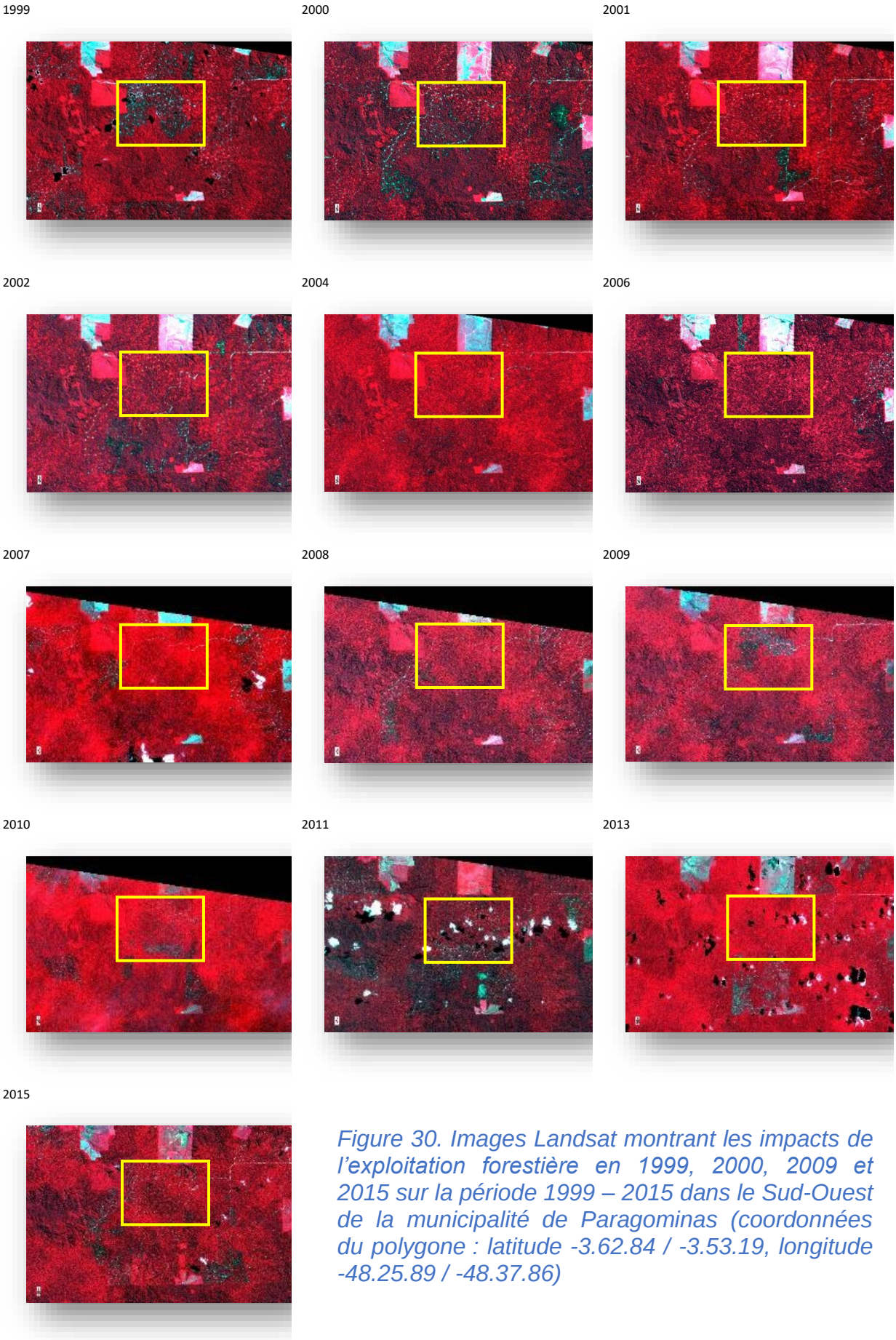


Figure 30. Images Landsat montrant les impacts de l'exploitation forestière en 1999, 2000, 2009 et 2015 sur la période 1999 – 2015 dans le Sud-Ouest de la municipalité de Paragominas (coordonnées du polygone : latitude -3.62.84 / -3.53.19, longitude -48.25.89 / -48.37.86)

2.4.1.3. L'extraction de charbon de bois à Paragominas

Durant des années, l'extraction de charbon de bois à Paragominas a été particulièrement intense, du fait de la demande du secteur sidérurgique de la région. Le charbon de bois était généralement exploité après extraction des bois d'œuvre. Les premières livraisons de charbon aux fonderies ont débuté en 1988 à Paragominas (Uhl et Vieira 1989a). En 1990, la municipalité était le plus grand producteur en Pará. En 2003, un pic de production a été atteint avec 506 888 tonnes (Pinto, Amaral, Souza, et al. 2009). L'activité s'est poursuivie jusqu'en 2009 où elle a été interdite dans le municipalité dans le cadre du pacte « Municipalité Verte ». Elle ne subsiste qu'à des fins de consommation domestique locale (M.-G. Piketty, Poccard-Chapuis, et al. 2015).

L'extraction de charbon de bois entraîne des dommages très élevés sur la forêt avec la disparation quasi-totale de tous les arbres de plus de 10 cm de diamètre (à hauteur de poitrine) (Chidumayo et Gumbo 2013). La couverture forestière dans ces forêts (couleur, texture) apparait différente de celle des forêts matures et exploitées (Figure 29 D).

2.4.1.4. Les feux

Le feu est largement utilisé en Amazonie pour nettoyer les zones nouvellement déboisées, pour le renouvellement des pâturages et pour les cultures sur brûlis. Ces incendies intentionnels échappent souvent au contrôle et se propagent dans les forêts environnantes (D. C. Nepstad, Moreira, et Alencar 2004). Les forêts brûlées sont caractérisés par une forte densité d'arbres morts sur pied. Selon l'intensité du feu, une proportion variable d'arbres vivants subsiste. Une très forte mortalité est enregistrée pour les arbres du sous-bois. Les forêts brûlées sont couvertes de cendres et de résidus de combustion les premières années suivant l'événement. La couverture forestière dans ces forêts brûlées apparait également différente de (couleur, texture) celle des forêts matures et exploitées (Figure 29 E).

2.4.2. Les conséquences des perturbations sur le peuplement résiduel

Les prélèvements de bois ainsi que les incendies vont impacter le peuplement résiduel (arbres blessés) et les conditions environnementales.

L’exploitation forestière entraîne des dommages collatéraux tels que la casse d’autres arbres, la casse de branches, la mort de jeunes plants et la perturbation du sol par le mouvement des tracteurs. Sist et Ferreira (2007) montre que pour les forêts aménagées à la Cikel, la proportion d'arbres détruits va de 6% à près de 30% lors d’une exploitation. L'effet de l'exploitation forestière est encore très marquée après huit années de coupe et il reste une probabilité que quelques grands arbres blessés meurent encore après ce délai (Sist et al. 2014; Mazzei et al. 2010). L’ouverture moyenne de la canopée après l'exploitation est de 11% (Sist et Ferreira 2007), elle favorise les lianes et d'autres espèces invasives. L'enchevêtrement de lianes va réduire le développement des arbres. L’ouverture de trouées et les lisères des forêts à leurs limites, exposent les couronnes au vent, ce qui entraîne la chute d’arbres dans les années suivantes.

L’ensoleillement latéral accru augmente l’évapotranspiration et donc la sensibilité aux sécheresses des arbres et assèche la matière organique en saison sèche (Lefebvre et al. 2004; Goulden et al. 2004). Ces phénomènes renforcent l’inflammabilité de la forêt. Les résidus végétaux morts sur le sol, tels que les feuilles, les branches et même les restes de troncs s’accumulent au sol. Dans ces forêts degradées, la période de saison sèche est suffisamment longue pour faire passer la matière végétale morte à un seuil de combustion, ce qui explique que l'activité d’incendie augmente en saison sèche (Aragão et al. 2007; Laurance et al. 2001; Mark A. Cochrane et al. 1999).

2.4.3. L’état actuel du couvert forestier

A Paragominas, il subsiste très peu de forêts primaires non-dégradées, c’est-à-dire avec une couverture forestière mature, caractérisée par l'abondance de très grands arbres (supérieurs à 30 mètres de hauteur dans la région) et la prédominance d'espèces d'arbres à forte densité de bois, sans aucun signe de dégât dans sa structure et dans sa composition. Mais, une part importante de la municipalité reste couverte de forêt primaire (54,21%, cf. supra), à savoir de forêt qui n’a jamais été totalement abattue lors d’une phase de changement d’occupation du sol (pâturage ou culture), puis qui serait retournée en forêt. Il s’agit donc essentiellement de forêts primaires dégradées. Par rapport à leur état d’origine, les forêts dégradées ont perdu de la biomasse, de la biodiversité et d’autres fonctions écosystémiques.

Les forêts primaires les mieux conservées sont présentes sur deux massifs : l'un à l'extrême est, englobant le territoire autochtone Alto Guamá, et le second dans l'ouest, dans la propriété forestière de la Cikel, dédiée principalement à la production de bois de forêts naturelles issue de plans d'aménagement durable. La terre indigène de l'Alto Guamá occupe 98 230 hectares, ce qui équivaut à environ 5 % de la superficie municipale. Elle abrite les Indiens Guajá, Tembé et Ka'apor. Le paysage de cette zone est largement dominé par la forêt bien qu'il y ait quelques clairières d'agriculture familiale et de pâturages. Le massif est néanmoins affecté par une activité de coupe illégale faite par des étrangers aux communautés indigènes et sans leur permission. Certaines coupes de bois peuvent être effectuées par les indigènes eux-mêmes (Barros et Verissimo 2002).

2.5. Conclusion

La municipalité de Paragominas représente un front pionnier consolidé constitué d'une mosaïque de forêts, de champs cultivés et de pâturages, desservis par un réseau de piste et traversé par quelques grandes routes asphaltées, avec un noyau urbain développé. Le territoire s'est construit depuis les années 1960, durant une première phase de colonisation et de déforestation non contrôlée jusqu'en 2007, puis une seconde phase marquée par une volonté de la municipalité de stopper la déforestation illégale en lien avec des politiques fédérales. Les entités de forêt primaire subsistant actuellement ont été marquées par cette histoire de façon inégale dans l'espace suivant l'exploitation qui en a été faite, avec des intensités et des types de dommages différents.

L'importance du phénomène de dégradation dans cette municipalité, représentative d'un certain type d'espace amazonien, les fronts pionniers consolidés, et le besoin d'évaluer l'amplitude et l'extension des effets des actions de perturbations sur plusieurs années ont motivé notre recherche. Nous allons dans le chapitre suivant présenter les méthodes que nous avons retenues pour y parvenir.

Chapitre 3. Analyse des perturbations et de la dégradation avec CLASLITE

Rapport-Gratuit.com

Introduction

Comme nous l'avons vu, la cartographie de la dégradation des forêts tropicales est un défi majeur pour la compréhension du phénomène et de son étendue afin de mener à bien des politiques de conservation. Dans ce chapitre, nous montrons que l'extraction de la végétation non photosynthétique par une méthode de démixage spectral à partir d'images à moyenne résolution, permet de distinguer les différentes formes de perturbations dans la forêt, de les cartographier sur des grandes étendues, de les suivre annuellement et, grâce à la série temporelle constituée, d'évaluer la dégradation résultante sur une quinzaine d'années, profondeur temporelle que nous avons retenue. Après une description des données mobilisées, nous présenterons le progiciel CLASlite (Carnegie Landsat Analysis System), les traitements effectués, puis les différents résultats avant de discuter des limites et de la portée de la méthode.

3.1. Données

Les données sont constituées des observations réalisées sur le terrain ou par photo-interprétation d'une part, et des images satellites servant de base à la constitution des cartes de perturbation du couvert forestier d'autre part. Les premières serviront de validation des traitements réalisés sur les secondes.

3.1.1. Identification des types de perturbation forestière

Une interprétation visuelle de *Google Earth* et d'Esri *World Imagery* associée aux observations de terrain effectuées en avril – mai 2015, a permis de définir des parcelles de référence pour les différents types de perturbation des forêts. Chacun des 4 types est dominée par une perturbation majeure. Cinq parcelles ont été identifiées pour chaque type (Figure 31) :

- Forêt en coupe sélective avec plan de gestion (zone de la Cikel Verde). La surface moyenne des parcelles est de 290,5 ha (min : 85 ; max : 883) ;
- Forêt surexploitée sans plan de gestion. La surface moyenne des parcelles est de 317,6 ha (min : 178 ; max : 610) ;

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

- Forêt surexploitée pour le charbon de bois. La surface moyenne des parcelles est de 169,2 ha (min : 74 ; max : 216) ;
- Forêt incendiée. La surface moyenne des parcelles est de 277,6 ha (min : 165 ; max : 358) ;
- Un 5ème type représente la forêt primaire non dégradée. La surface moyenne des parcelles est de 38,1 (min : 24 ; max : 58) ;

Ces phénomènes peuvent être visuellement observés sur des images. Ces types de perturbation servent à valider et à expliquer les trajectoires de dégradation et/ou régénération évaluées par télédétection.

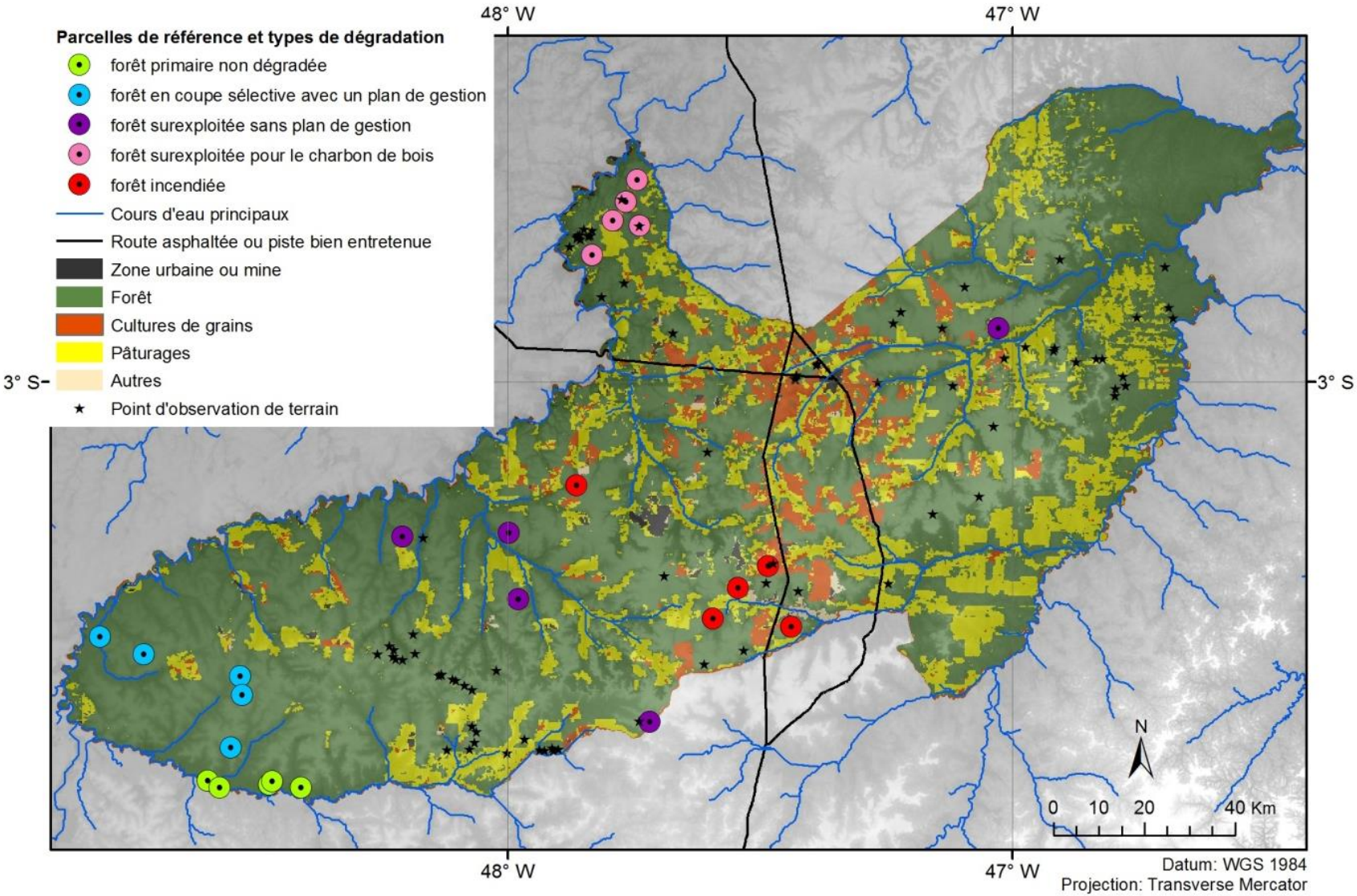


Figure 31. Points d'observation des niveaux de dégradation et parcelles de référence

3.1.2. Les images Landsat

Les images Landsat OLI (Operational Land Imager), Enhanced Thematic Mapper (ETM +) et Thematic Mapper (TM) ont été obtenues sur le site de l'USGS, earthexplorer.usgs.gov, afin de constituer une série chronologique entre 2000 et 2015. Pour couvrir toute la région de Paragominas nous avons besoin de quatre images avec le chemin et la rangée (222-26, 222-63, 223-62, 223-63). Plusieurs images ont dû être téléchargées pendant la saison sèche chaque année pour couvrir toute la zone malgré les nuages. L'année 2012 n'a pas pu être traitée de la présence permanente de nuages sur les images.

104 images Landsat ont été téléchargées au total pour couvrir toute la municipalité, chaque année de 2000 à 2015 (à l'exception de 2012, Cf. tableau des images en annexe).

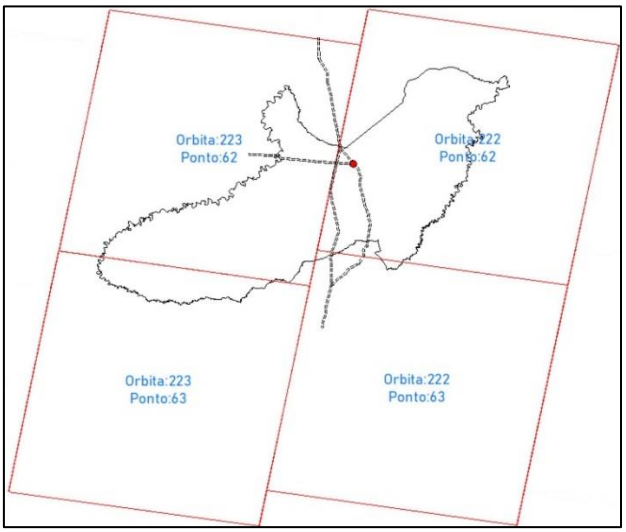


Figure 32. Fauchées d'images Landsat nécessaires pour couvrir la totalité de la zone d'étude

3.2. Le progiciel CLASlite

Le progiciel CLASlite a été développé par Gregory Asner et son équipe à l'Institut Carnegie (Gregory P. Asner et al. 2005a, 2006 ; Monteiro, Jr, et Barreto 2003 ; Carlos Souza et al. 2003 ; C Souza et Barreto 2000 ; Yadav et al. 2016). CLASlite a été conçu pour fournir une analyse d'images automatisée afin de détecter et de quantifier les perturbations en forêt tropicale dues à l'exploitation sélective

(Gregory P. Asner et al. 2005a). Il a été pensé dans un souci d'ergonomie (en comparaison avec d'autres logiciels du domaine) afin d'être utilisé non seulement par les scientifiques, mais aussi par des acteurs institutionnels ou des organisations non gouvernementales (Dlamini 2017). Son usage est conditionné par le suivi d'un cours en ligne gratuit, à la suite duquel une licence également gratuite est fournie à la personne qui réussit le test.

CLASlite est utilisé pour convertir les images satellites en cartes distinguant les forêts non dégradées, les forêts dégradées, les espaces en cours de déboisement et d'autres occupations du sol telles que les pâturages et les terres cultivées (F. Reimer, Asner, et Joseph 2015).

CLASlite prend en charge en entrée huit capteurs satellites différents : Landsat 4 and 5 Thematic Mapper, Landsat 7 Thematic Mapper Plus, Landsat 8 OLI/TIRS, SPOT 4, SPOT 5, NASA ASTER, and NASA Advanced Land Imager (ALI) data (CLASlite 3.2 user guide 2014). Il permet ainsi selon le capteur, de descendre à une résolution de 0,1 hectare. Le CIFOR a comparé les performances de trois différentes approches de cartographie de la déforestation : CLASlite version 2.3, PRODES et un progiciel appelé ImageSVM (Janz et al. 2007). Les résultats montrent que CLASlite fournit les résultats les plus proches des niveaux connus de couverture en forêt. De plus, l'outil CLASlite exige moins de la moitié du temps de traitement nécessaire à ImageSVM (F. Reimer, Börner, et Wunder 2012).

CLASlite est fondé sur l'analyse de la couverture fractionnelle, réalisée grâce à l'application de l'algorithme de démixage spectral connu sous le nom de AutoMCU (basé sur une méthode de Monte Carlo), développé par Carnegie. C'est une analyse basée sur une approche probabiliste des caractéristiques du couvert forestier (Gregory P. Asner et Lobell 2000).

L'analyse est effectuée pour chaque pixel de l'image, où sont calculés des pourcentages de végétation photosynthétique (PV), de végétation non-photosynthétique (NPV) et de sol nu (S) (G. P. Asner et Heidebrecht 2002). L'analyse du mélange spectral donne également des résultats quantitatifs sur l'écart type et l'erreur quadratique moyenne (RMS) qui est une mesure de l'incertitude des résultats (León et al. 2014). Les proportions de sol nu (S) et de végétation photosynthétique (PV) sont considérées comme les meilleurs indicateurs pour la

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

distinction entre la forêt et les zones non forestières (Dlamini 2017; Aguilar et al. 2016).

CLASlite a été utilisé pour l'analyse historique du changement de la couverture forestière dans les forêts tropicales de la côte pacifique de la Colombie (Florian Reimer, Asner, et Joseph 2015), ainsi qu'en Amérique centrale pour identifier la dégradation, la déforestation et les zones d'érosion (Santos Daniel Chicas 2017) (Romero-Sanchez et Ponce-Hernandez 2017). Il a été également employé pour détecter les changements d'utilisation des sols dans la forêt kenyane en raison de l'expansion agricole et de l'exploitation forestière et de leurs effets sur le stock de carbone organique du sol (Haruna, Home, et Nyadawa 2014). CLASlite a été utilisé en Amazonie, pour détecter la déforestation et la dégradation des forêts dues aux mines d'or illégales (Gregory P. Asner et Tupayachi 2016). Il a servi à évaluer la dégradation des forêts et la déforestation dans l'est du Népal avec des images Landsat (Khanal et Khadka 2016). CLASlite a été utilisé pour la cartographie des changements forestiers au Sierra Leone (Lui et al. 2015). Il a été employé pour détecter et suivre l'activité de coupe sélective en Paragominas (Tritsch et al. 2016).

Le traitement avec CLASlite consiste en deux phases (Figure 33) :

- La calibration avec correction atmosphérique, identification des nuages et des surfaces en eau ;
- Le démixage spectral avec production de 3 bandes : le sol nu, la végétation photosynthétique et la végétation non-photosynthétique.

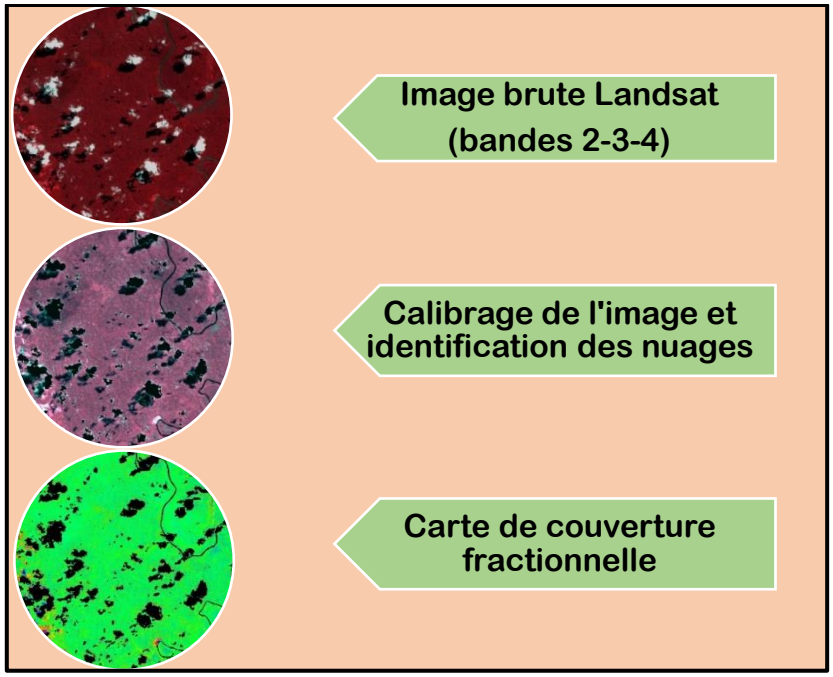


Figure 33. Les étapes du traitement avec CLASlite : 1) calibration des images brutes en fonction des métadonnées, avec correction atmosphérique et masquage des nuages et de l'eau ; 2) Analyse du mélange spectral pour construire les trois bandes de la couverture fractionnelle : le sol nu, la végétation photosynthétique et la végétation non-photosynthétique

3.3. Méthodologie

La méthodologie suit le schéma présenté en (Figure 36). Les images Landsat sont sélectionnées en saison sèche en minimisant la couverture nuageuse, après un calibrage radiométrique et des corrections atmosphériques. Le démixage spectral est réalisé sur chacune d'elle pour obtenir des cartes de couverture fractionnelle (S, NPV, PV). Une agrégation de cartes est faite chaque année pour limiter les espaces non traités du fait de la couverture nuageuse. La classification orientée objet de chaque carte et une règle combinant les 15 années de traitement permet de réaliser un masque des forêts primaires (règle selon laquelle un pixel classé comme non forestier une année ne peut plus être considéré comme de la forêt primaire et est alors masqué sur toute la période, ce qui entraîne normalement l'exclusion des forêts secondaires ou des plantations d'arbres de moins de 16 ans, durée de l'analyse d'images). Le masque des forêts primaires appliqué sur chaque carte annuelle de couverture fractionnelle permet d'y analyser l'intensité, l'extension, le type de perturbation chaque année. Ensuite, l'analyse temporelle de chaque pixel et de

parcelles types permet de suivre les processus de dégradation et de régénération. La synthèse des 15 années au moyen de la variance pour chaque bande (S, NPV et PV) permet enfin d'évaluer la dégradation résultant de l'accumulation de perturbations dans la durée.

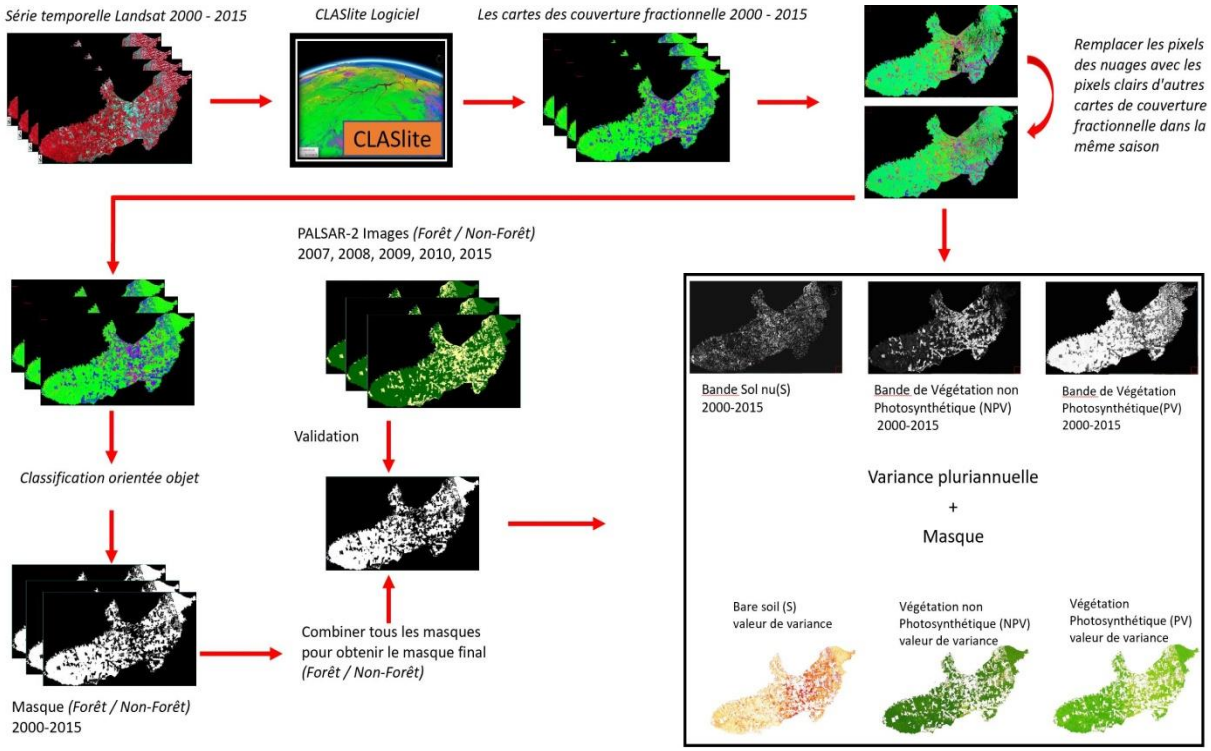


Figure 34. Méthodologie pour évaluer les perturbations annuelles

3.3.1. Calibrage radiométrique

Les images de télédétection nécessitent un certain nombre de corrections, avant de procéder à l'analyse. En général, des bruits radiométriques sont présents sur l'image en raison soit de déficiences des capteurs, soit de problèmes de transmission des données. La correction atmosphérique minimise l'effet de l'humidité, d'aérosols, de poussières et d'autres facteurs, dans les valeurs de chaque pixel de l'image satellite brute. La calibration des images implique la conversion de données de réflectance brute. Elle dépend du nombre de bandes pour chaque capteur (Landsat a six bandes de réflectance).

CLASlite utilise le modèle de transfert radiatif 6S (Vermote et al. 1997) qui simule l'atmosphère de la Terre dans chaque image satellite. Le modèle 6S nécessite un certain nombre d'entrées qui comprennent une estimation de

l'épaisseur des aérosols optiques (AOT) et de la vapeur d'eau. Dans CLASlite, ces paramètres atmosphériques sont conservés dans des tables géographiques dérivées des produits atmosphériques à une résolution de 1 degré, elles sont issues du capteur MODIS de la NASA (Gregory P. Asner 2009). La correction de la brume est implémentée automatiquement dans CLASlite (Gregory P. Asner 2009). Il en résulte une image de la réflectance de surface.

3.3.2. Identification des nuages et remplacement par des données de la même année

Généralement, une couverture nuageuse est présente en zone tropicale même en saison sèche, ce qui constitue une limite importante à l'utilisation d'images dans le domaine de l'optique. Des étapes de traitement sont intégrées dans CLASlite pour extraire les nuages. Afin de pouvoir réaliser le traitement des réponses de la végétation, CLASlite comprend également au préalable une phase de masquage automatique des zones couvertes d'eau telles que les rivières et les lacs. Le masque de l'eau est obtenu par détection des propriétés spécifiques de réflectance de l'eau.

L'identification des nuages implantée dans CLASlite utilise la bande thermique de Landsat (Gregory P. Asner 2009). Les nuages dans la bande thermique apparaissent avec une faible réflectance parce qu'ils sont plus froids que la surface du sol. Ainsi, grâce à la valeur du seuil thermique, CLASlite permet d'extraire les nuages et leurs ombres lorsqu'elles sont suffisamment denses. Mais cette étape n'identifie pas complètement tous les nuages ou toute leur ombre, lorsqu'ils sont peu denses. C'est le cas des perturbations atmosphériques telles que les bords des nuages ou de la brume. Sur la (Figure 35), issue de la calibration et du démixage spectral sur la zone d'étude, les nuages apparaissent en couleur noire. Les pixels de couleur orange et jaune représentent des pixels dont les valeurs de réflexion sont affectées par les nuages, du fait de leur ombre ou de leur bordure. L'identification des nuages issue de traitements automatisés avec CLASlite n'est pas capable d'extraire ces pixels.

Rapport-Gratuit.com

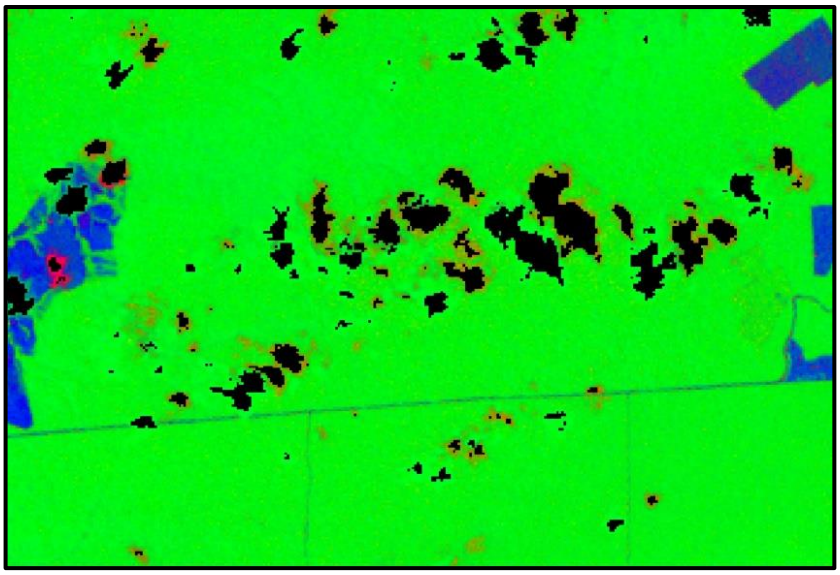


Figure 35. Identification des nuages et de leur ombre (en noir) et artefacts subsistant après calibration et démixage spectral dans CLASlite

Nous avons ainsi dû réaliser une opération afin de cartographier le plus complètement l'espace d'étude tout en supprimant les effets des nuages, identifiés ou non lors des traitements CLASlite. A cette fin, nous avons procédé à la dilatation morphologique (Haralick, Sternberg, et Zhuang 1987) des nuages obtenus précédemment pour y intégrer les effets de bordure des nuages. Nous avons choisi la taille de la fenêtre de convolution de façon empirique à 5 x 5 pixels. Nous avons répété ce travail pour chaque image.

Afin de disposer de cartes de couverture fractionnelle annuelle avec le minimum de surface ennuagée, nous avons combiné les différents résultats d'une même année en remplaçant une zone ennuagée sur la première carte de la saison sèche par les valeurs de la carte de la date suivante. Il subsiste néanmoins des nuages chaque année, mais leur surface est réduite par ce procédé.

3.3.3. Calcul de la carte de couverture fractionnelle

Le sous-modèle AutoMCU est basé sur un algorithme probabiliste développé initialement en savane, comprenant des écosystèmes forestiers et arbustifs (G. P. Asner et Heidebrecht 2002). Il a été modifié plus tard pour les forêts tropicales (Gregory P. Asner et al. 2004).

Le démixage automatique de Monte Carlo (Automated Monte Carlo Unmixing - AutoMCU) constitue le cœur de CLASlite (Gregory P. Asner 1998; G. P. Asner et Heidebrecht 2002; Gregory P. Asner et al. 2004; Gregory P. Asner 2009). Ce traitement fournit une analyse quantitative en chaque pixel avec le pourcentage de la couverture de chacune des trois bandes fractionnelles :

- **La végétation photosynthétique active (PV)** présente des propriétés spectrales uniques associées aux processus photosynthétiques, elle dépend de la teneur en eau et de la quantité de feuillage dans la canopée (Roberts, Smith, et Adams 1993).
- **La végétation non-photosynthétique (NPV)** est formée de composés carbonés secs comme la végétation morte, la végétation sénescente et le bois (Kokaly et al. 2009).
- **Le sol nu (S)** représente du sol exposé, non recouvert de végétation, ce peuvent être aussi des affleurements rocheux, des bâtiments et des infrastructures humaines (G. P. Asner 2004).

L'algorithme est utilisé pour l'analyse de chaque pixel de l'image par l'utilisation de l'équation linéaire suivante (Gregory P. Asner 1998) :

$$P(\lambda)pixel = \sum [Ce.\ P(\lambda)e] + \varepsilon = [Cpv.\ P(\lambda)pv + Cnpv.\ P(\lambda)npv + Csubstrate.\ P(\lambda)\ substratel] + \varepsilon$$

avec :

P(λ) : la valeur de réflectance du pixel observé à la longueur d'onde λ.

Cpv, Cnpv et Csubstrate : les pourcentages des couvertures fractionnelles pour les constituants principaux.

P(λ)pv, P(λ)npv et P(λ)substrat : les facteurs de réflexion correspondant à la longueur d'onde λ pour chacun des trois membres considérés.

(ε) est un terme d'erreur.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

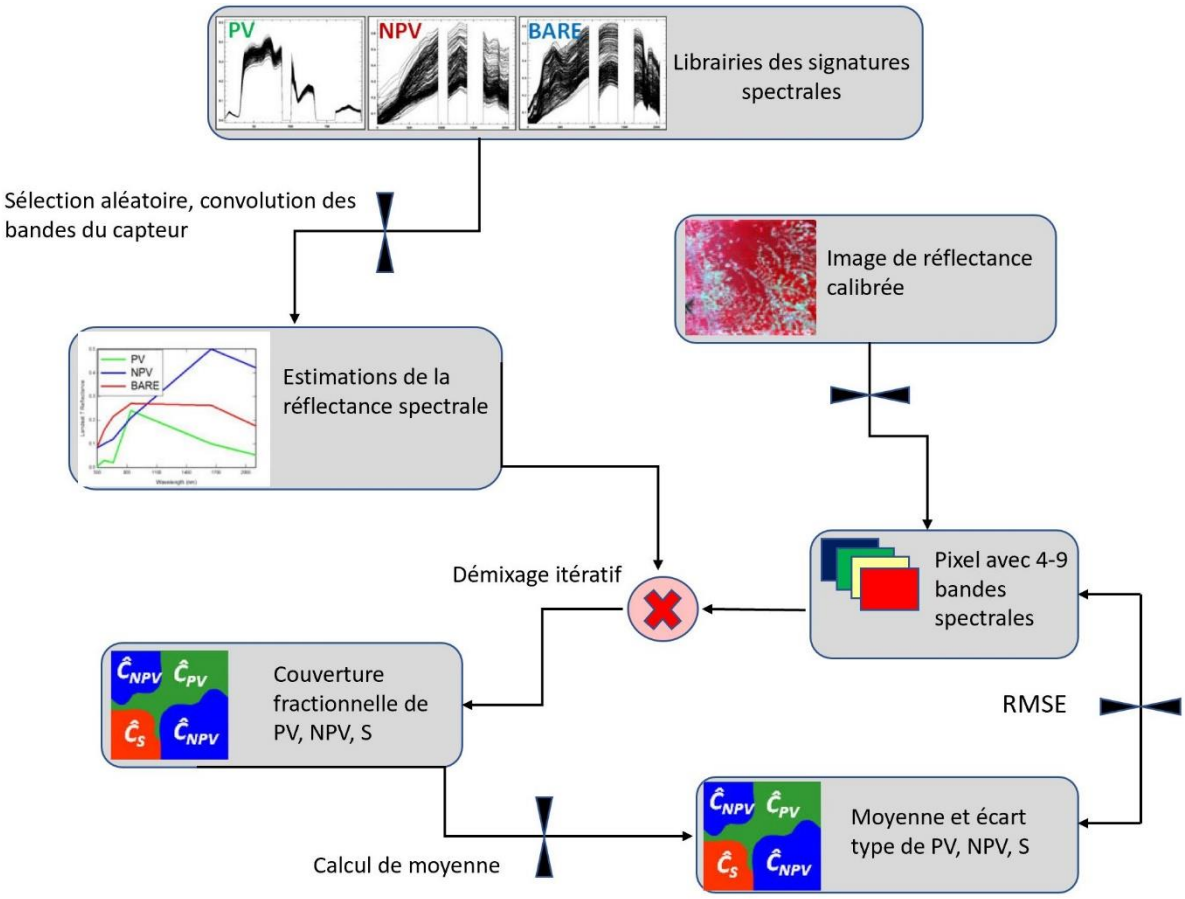


Figure 36. Les étapes de traitement de démixage automatique de Monte Carlo (AutoMCU) dans CLASlite (Gregory P. Asner 2009).

Pendant l'exécution d'AutoMCU dans CLASlite, le processus de sélection aléatoire est répété jusqu'à ce qu'il converge à une valeur moyenne pour chaque fraction de la couverture de surface. Les itérations sont répétées jusqu'à ce qu'un écart-type stable entre les estimations successives de la couverture fractionnelle soit atteint. Habituellement, l'approche de Monte Carlo nécessite 50 itérations par pixel pour obtenir une solution stable (Gregory P. Asner et al. 2005b). En outre, une analyse finale de l'ajustement du spectre modélisé pour chaque pixel, conduit à réaliser une carte d'erreur quadratique moyenne (Root mean squared error – RMSE) (Gregory P. Asner 2009). Le résultat d'AutoMCU dans CLASlite est ainsi une image de couverture fractionnelle à 7 bandes, contenant des informations sur la couverture fractionnelle de PV, NPV et S, les estimations d'incertitude pour chaque fraction de couverture et l'erreur totale pour chaque pixel de l'image :

- Bande 1 : couverture fractionnelle de sol nu (S), exprimée en pourcentage (0-100%).

- Bande 2 : couverture fractionnelle de la végétation photosynthétique (PV), exprimée en pourcentage (0-100%).
- Bande 3 : couverture fractionnelle de la végétation non photosynthétique (NPV), exprimée en pourcentage (0-100%).
- Bande 4 : incertitude de la fraction S, exprimée comme l'écart-type des itérations AutoMCU.
- Bande 5 : incertitude de la fraction PV, exprimée comme l'écart-type des itérations AutoMCU.
- Bande 6 : incertitude de la fraction NPV, exprimée comme l'écart-type des itérations AutoMCU.
- Bande 7 : Erreur totale, exprimée par le RMSE de la signature de réflectance.

Le modèle de démixage spectral CLASlite fonctionne sur chaque image séparément. Il n'est pas possible de procéder à un mosaïquage des images avant leur traitement car les paramètres de qualité propres à l'image sont utilisés par le progiciel. Le mosaïquage se fait après le traitement CLASlite.

Les changements des valeurs de réflexion (profils spectraux) avec les trois bandes des données de couverture fractionnelle sont illustrés en (Figure 37) pour différents types de couverts végétaux. Les intensités de chaque couleur représentent l'importance de chaque type de couverture dans chaque pixel. Par exemple, les pixels verts ont un pourcentage plus élevé de PV, les pixels bleus représentent une couverture fractionnelle plus élevée de NPV, les pixels rouges représentent une couverture fractionnelle plus élevée de S, tandis que les pixels jaunes indiquent la présence mélangée de S et PV, et les pixels violets indiquent la présence mélangée de S et NPV. Les valeurs de bande sont exprimées en pourcentages (0-100%), car ces fractions sont le résultat d'un modèle probabiliste. La somme des pourcentages peut ne pas correspondre exactement à 100 % (Gregory P. Asner 2009).

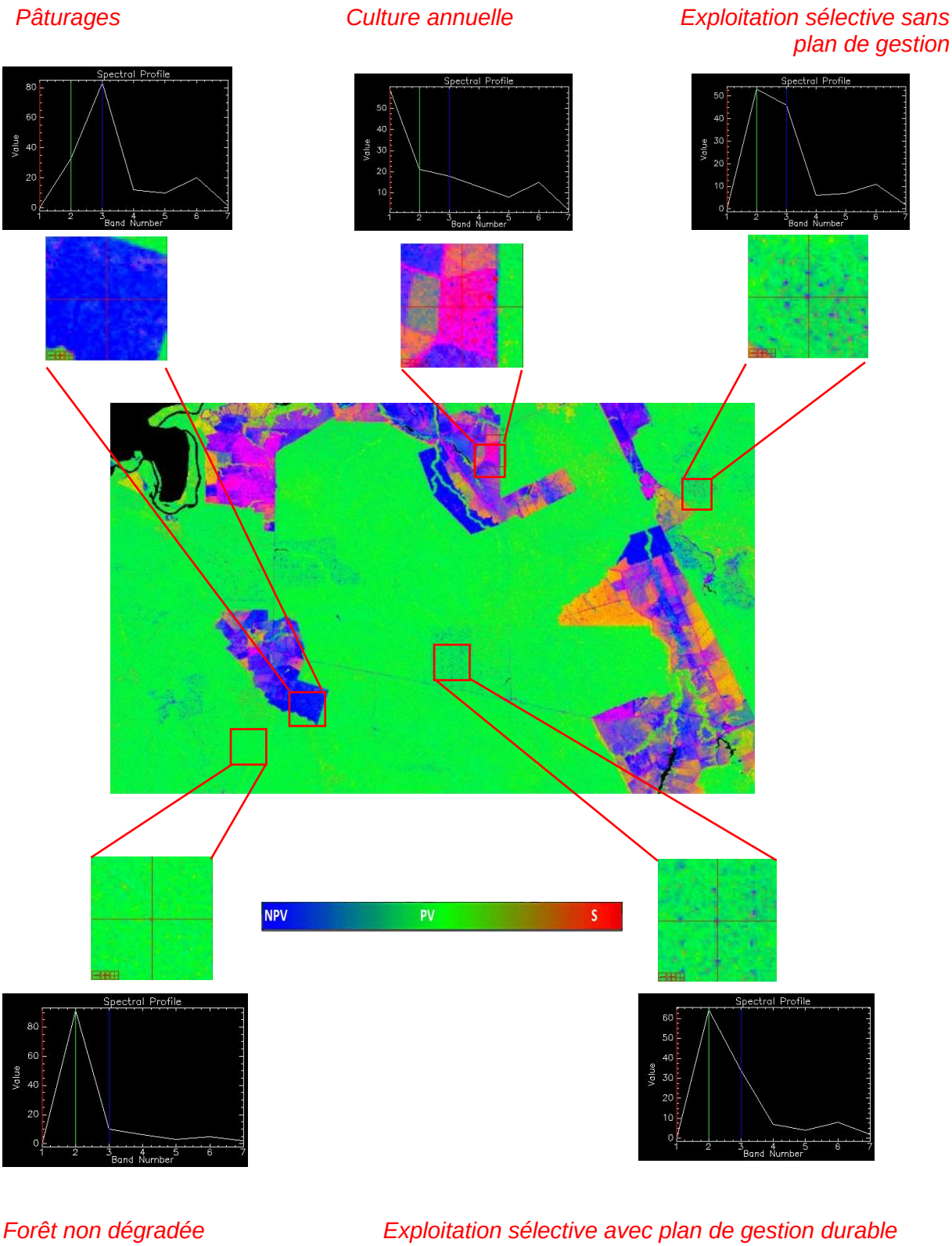


Figure 37. Le résultat de couverture fractionnelle de CLASlite, en couleur composite des bandes 1-2-3 dans une visionneuse d'image d'ENVI. La bande 1 (S) est affichée en rouge, la bande 2 (PV) est affichée en vert, et la bande 3 (NPV) est affichée en bleu.

3.4. Masque des forêts primaires

La construction d'un masque des forêts primaires est un préalable à la cartographie de la dégradation forestière afin de ne pas confondre les zones de forêt primaire dégradées avec des forêts secondaires ou des plantations de reboisement (en particulier celles d'eucalyptus qui sont communes en Amazonie brésilienne) ou des pâturages envahis par les arbustes.

Des cartes de forêts sont disponibles, elles auraient pu être utilisées pour réaliser un tel masque. Ainsi, les données de bande-L SAR sont employées pour séparer des forêts des espaces non forestiers (Haarpaintner et al. 2015). Les données de Sentinel-1 ont un fort potentiel pour la cartographie et détection de changement du couvert forestier et pour en dériver un masque de forêt (Dostálová et al. 2016), ainsi que Terra-1 MODIS (Bartholomé et Belward 2005; Friedl et al. 2002). Néanmoins, soit la résolution de ces cartes n'est pas adaptée à celle de notre analyse avec Landsat, soit la distinction entre forêts primaires et forêts secondaires ou reboisements nécessite des traitements pluri-annuels. PALSAR/ PALSAR-2 (Shimada et al. 2014) basé sur du radar, constitue une cartographie mondiale des forêts à une meilleure résolution. Nous l'avons testé pour en évaluer la pertinence afin de réaliser le masque des forêts primaires et de confronter ce masque à celui obtenu avec les données issues de CLASlite.

3.4.1. Création du masque de forêts primaires avec CLASlite

Les couvertures fractionnelles de CLASlite ont été traitées pour construire des masques forêt / non forêt, à partir de l'imagerie Landsat pour chaque année de 2000 à 2015 (sauf en 2012 pour cause d'ennuagement trop important). Le masque des forêts a été construit pour chaque année avec la méthode *Example Based Feature Extraction* d'ENVI 5.0. Nous commençons par une segmentation qui consiste à diviser l'image en objets discrets en trouvant les limites et en groupant les pixels en régions (un des paramètres critiques de cette étape est de sélectionner la taille minimale du segment afin de fusionner les segments trop petits). Ensuite, nous choisissons le nombre de chaque classe d'objets (trois classes : Forêt, Non-Forêt et Nuage) et nous identifions des segments qui sont représentatifs de chaque classe d'objets à l'aide Google Earth ou avec les images Landsat par photo-interprétation

pour les segments Forêt et Non-Foret et en sélectionnant des segments Nuage (déjà identifiés avec CLASlite lors de la phase précédente) : nous définissons de 20 à 25 segments en Forêt (le nombre dépendant de l'année), de 30 à 40 segments en Non-Forêt et de 5 à 10 segments en Nuage. Enfin, nous appliquons la méthode de classification *Support Vector Machine* (SVM) fondée sur trois critères : spectral, textural et spatial (ENVI, 2008). Nous obtenons en résultat des cartes annuelles constituées de trois objets : Forêt, Non-Forêt et Nuage.

Le masque pluriannuel est enfin réalisé selon la règle qu'un pixel classé comme non forestier une année ne peut plus être considéré comme de la forêt primaire. Il est alors masqué sur toute la période, ce qui entraîne normalement l'exclusion des forêts secondaires ou des plantations d'arbres (seulement celles formées après l'année 2000 car les autres apparaissent normalement en forêt sur toute la période d'étude). Les pixels de nuages d'une année recouvrant des pixels de forêt d'autres années ne sont pas masqués pour l'identification des forêts primaires.

3.4.2. Création du masque avec PALSAR-2 / PALSAR

Pour la comparaison et la validation de l'approche, nous avons utilisé le masque des zones non forestières issues du capteur radar PALSAR / PALSAR-2 de 25 m de résolution (Figure 38), disponible sur cinq années durant la période : 2007, 2008, 2009, 2010 et 2015. La forêt y est identifiée lorsqu'elle est naturelle, pour une superficie de patch forestier supérieure à 0,5 ha et pour une couverture forestière supérieure à 10 % dans le patch (selon la définition de la FAO). L'exactitude globale de la classification du masque forêt/non forêt des données PALSAR / PALSAR-2 est supérieure à 84% (par rapport à de la photo-interprétation d'images à haute résolution) (Shimada et al. 2014). Nous avons combiné l'ensemble des cinq cartes selon la règle qu'un pixel qui n'est pas forestier une année n'est pas en forêt primaire ce qui élimine les forêts secondaires, les reboisements ou les pâturages dégradés envahis d'arbustes.

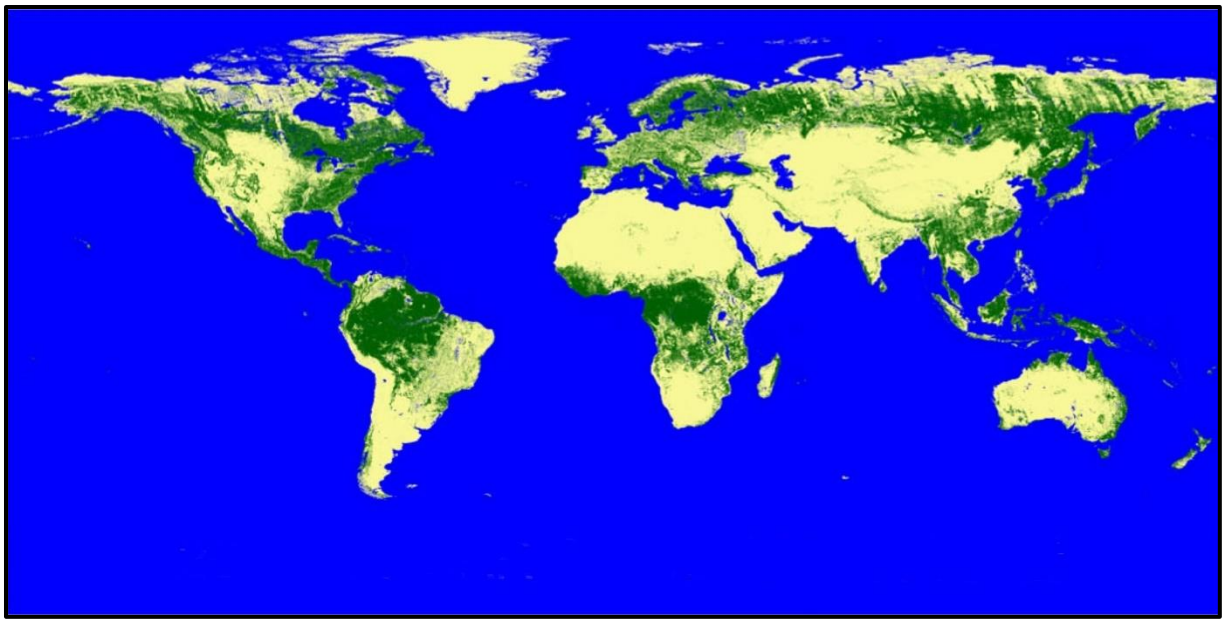


Figure 38. Mosaïque globale PALSAR-2 / PALSAR / JERS-1 constituant le masque des forêts en 2015 (JAXA 2018)*.*

3.4.3. Comparaison entre les deux masques

Il apparaît par observation visuelle que les cartes PALSAR / PALSAR-2 sont moins pertinentes pour distinguer les forêts primaires des forêts secondaires, comme on peut le voir avec Esri *World Imagery* (*Figure 39*) qui porte sur une zone à l'ouest de la municipalité : les prairies dégradées envahies par des arbustes ligneux y sont confondues avec la forêt dans le masque non forestier fourni par la carte PALSAR / PALSAR-2. La même zone est identifiée comme n'étant pas de la forêt primaire par la méthode de classification orientée objet basée sur CLASlite. Sur l'ensemble de la municipalité, la surface en forêt primaire dans le masque de PALSAR est supérieure de 79 km² (soit 0,61 % de surface en forêt primaire) de celle obtenue avec CLASlite (Figure 40).

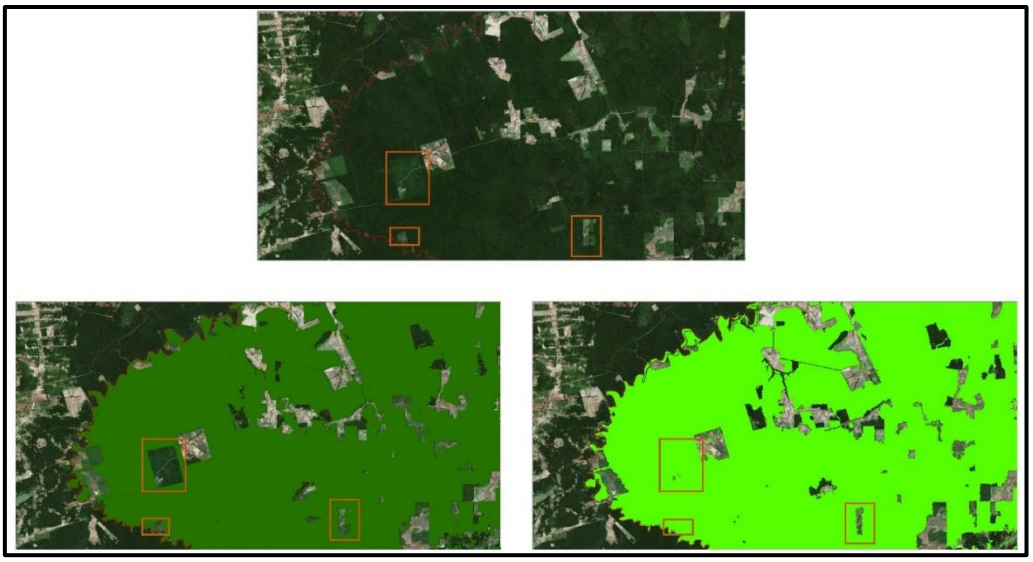


Figure 39. Comparaison de l'image Esri "World Imagery" (en haut) avec le masque pluriannuel PALSAR/PALSAR-2 (en bas à gauche et le masque pluriannuel de forêt primaire résultant de la classification orientée objet CLASlite (en bas à droite). Les rectangles orange représentent les zones de pâturages dégradés ou les zones de forêts secondaires visibles avec ESRI "World Imagery", non masquées par PALSAR / PALSAR-2 mais masquées avec la classification CLASlite.

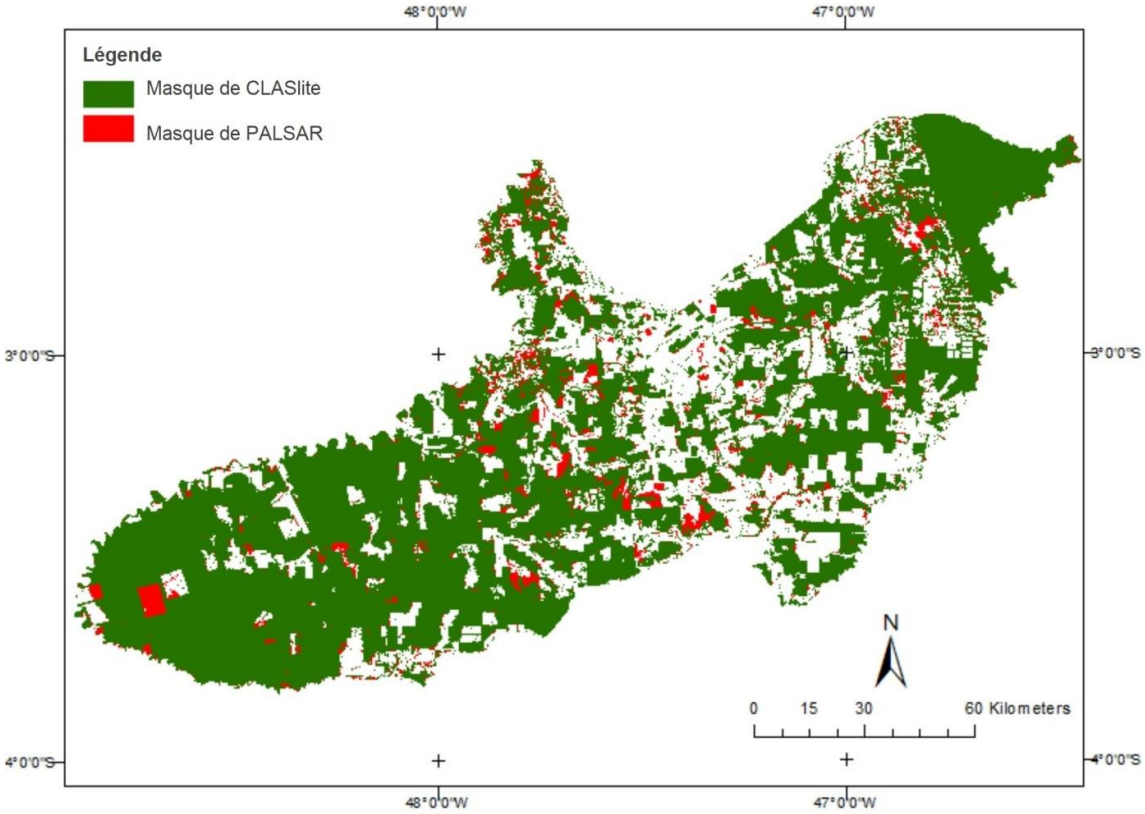


Figure 40. Comparaison entre les masques de CLASlite et de PALSAR / PALSAR-2 pour des zones forêts primaires. La couleur verte représente les zones qui sont classées comme des forêts primaires avec les deux masques; la couleur rouge représente les zones qui sont classées comme des forêts primaires avec le masque de PALSAR / PALSAR-2, et qui sont classées comme d'autres occupations du sol par le masque de CLASlite

Par conséquent, nous avons adopté le masque de classification CLASlite. La superficie totale des forêts primaire en 2015 était de 12 767 km², soit 65,8 % de la superficie municipale. Cette valeur est bien supérieure à celle calculée par l'INPE qui est de 10 533 km² en 2016 (Moura et al. 2017). L'INPE s'est appuyé pour cela sur deux systèmes pour surveiller la déforestation :

- PRODES (programme pour calculer la déforestation dans la forêt amazonienne) qui a une résolution de 6,5 ha ;
- DETER (détection en temps réel de la déforestation) qui a une résolution de 25 ha. DETER est un système d'alerte qui fonctionne toute l'année, et qui permet de mettre à jour la base de données, toutes les deux semaines (12 mois avec PRODES).

La carte initiale est créée par une classification automatique des données des satellites LANDSAT, CBERS, DMC, MODIS et AWIFS-ResourceSat.

Nous pouvons expliquer les différences des résultats entre les deux méthodes par des erreurs issues de chacune d'une part, et d'autre part par la non prise en compte des aires déboisées avant 2000 dans la méthode Landsat – CLASlite, alors qu'elles sont prises en compte par l'INPE. Cependant, les points GPS pris sur le terrain montrent un très bon niveau de validation dans le masque issu de CLASlite comme nous le verrons dans la présentation des résultats.

3.5. Evaluation des perturbations du couvert forestier à Paragominas avec le progiciel CLASlite en mode automatique

CLASlite peut être utilisé pour cartographier la couverture de la canopée forestière à partir d'une seule image satellite, mais l'analyse multi-images est considérée comme l'approche la plus précise pour la détection de la dégradation des forêts. CLASlite dispose d'une capacité à détecter automatiquement les changements de forêt sur une série temporelle d'images prises dans la même zone géographique. Nous avons testé cette possibilité pour estimer les perturbations du couvert forestier à Paragominas avec des séries temporelles Landsat sur deux périodes (de 1999 à 2006 et de 2006 à 2013) (Figure 41).

Rapport-Gratuit.com

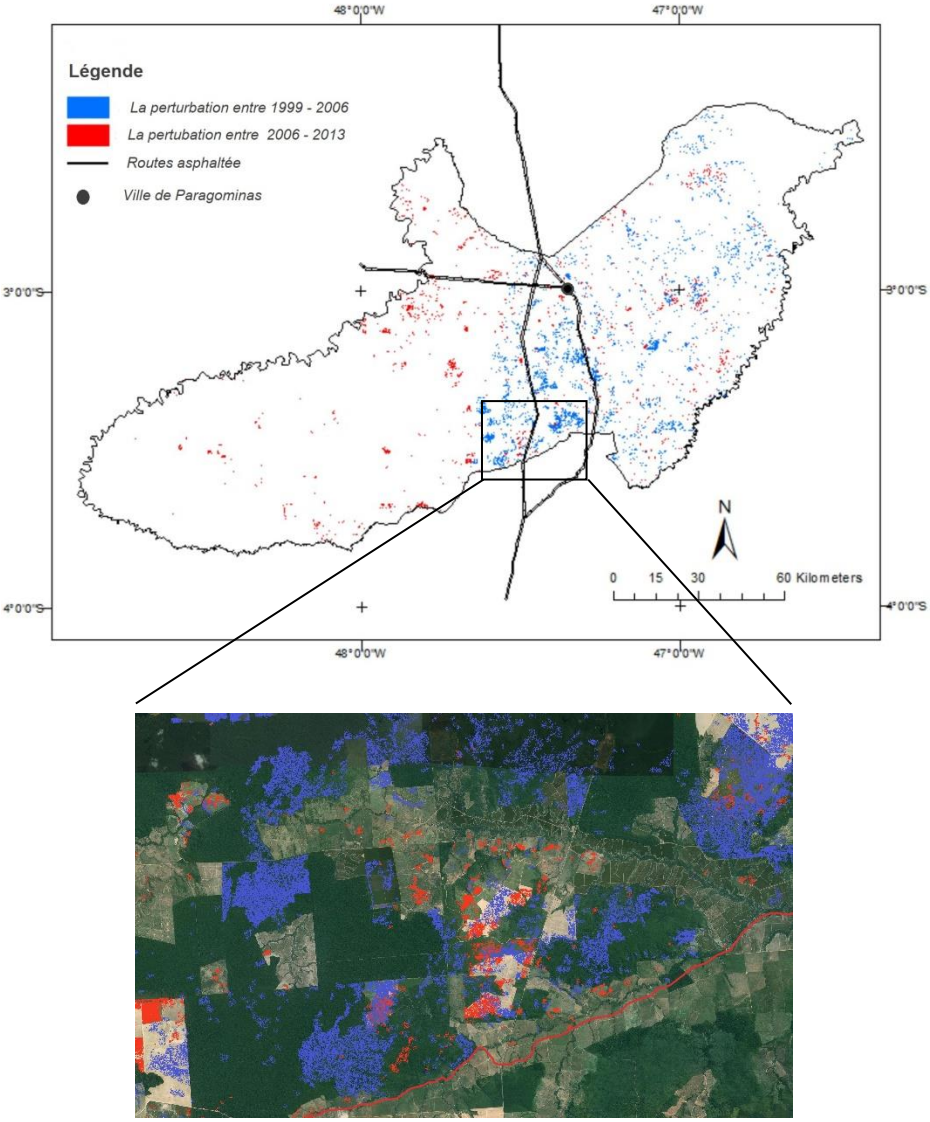


Figure 41. Estimation de la perturbation des forêts à Paragominas à partir d'une série temporelle Landsat par traitement automatique avec le progiciel CLASlite

Les résultats d'une extraction automatique des zones perturbées montrent plusieurs insuffisances : d'une part, de nombreux espaces perturbés ne sont pas identifiés, notamment du fait de l'influence des ombres et des bords de nuages non masqués, de la topographie et des limites des surfaces en eau ; d'autre part, sur les espaces perturbés identifiés, la perturbation n'est pas hiérarchisée, nous ne disposons que de l'information perturbé / non-perturbé. Au regard de la problématique de l'évaluation de la dégradation et de son intensité, il est donc nécessaire de trouver une méthode plus pertinente, tout en s'appuyant sur les capacités de CLASlite qui ont été démontrées antérieurement.

3.6. Variance pluriannuelle de la couverture fractionnelle NPV

La dégradation est le résultat de processus cumulatifs qui perturbent la structure forestière et réduisent la biomasse. Ce n'est pas chaque événement de perturbation qui compte, mais l'accumulation de plusieurs évènements au fil du temps. L'analyse d'une carte de couverture fractionnelle annuelle avec CLASlite permet de cartographier les perturbations forestières mais ne permet pas d'estimer le niveau de dégradation sur une période donnée. En effet, sous les tropiques humides, la végétation secondaire remplit rapidement l'ouverture après l'événement de perturbation, les bandes fractionnelles reviennent à des valeurs de forte activité photosynthétique en quelques années (T. A. Stone et Lefebvre 1998).

Pour estimer la dégradation résultant de perturbations sur une quinzaine d'années, nous avons calculé en chaque pixel la variance pluriannuelle des bandes de couverture fractionnelle. Nous supposons que l'activité photosynthétique dans une forêt avec peu ou pas de perturbation varie peu au cours des années, contrairement aux perturbations répétées telles que la coupe sélective, les incendies et la collecte de charbon qui génèrent des variations importantes de l'activité photosynthétique. Selon cette hypothèse, la répétition de perturbations entraînerait une plus grande variance de l'activité photosynthétique à l'échelle d'une quinzaine d'années. Nous supposons alors que plus la variance est élevée, plus la forêt est dégradée. Les variances des bandes sensibles à la perturbation (NPV et S) ont été calculées de 2000 à 2015 pour évaluer le processus de dégradation au cours du temps.

3.7. Résultats

3.7.1. Masque des nuages

Malgré la correction des nuages en employant plusieurs images par an, certaines zones restent masquées par des nuages (Figure 42), elles apparaissent en blanc comme les zones non forestières dans les cartes (Figure 43). Il n'y a pas de relation entre le couvert nuageux résiduel et l'incertitude moyenne de couvertures fractionnelles PV, NPV et S calculées chaque année avec CLASlite : le coefficient de corrélation est respectivement de -0,15, -0,12 et -0,17 sur les 15 années.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

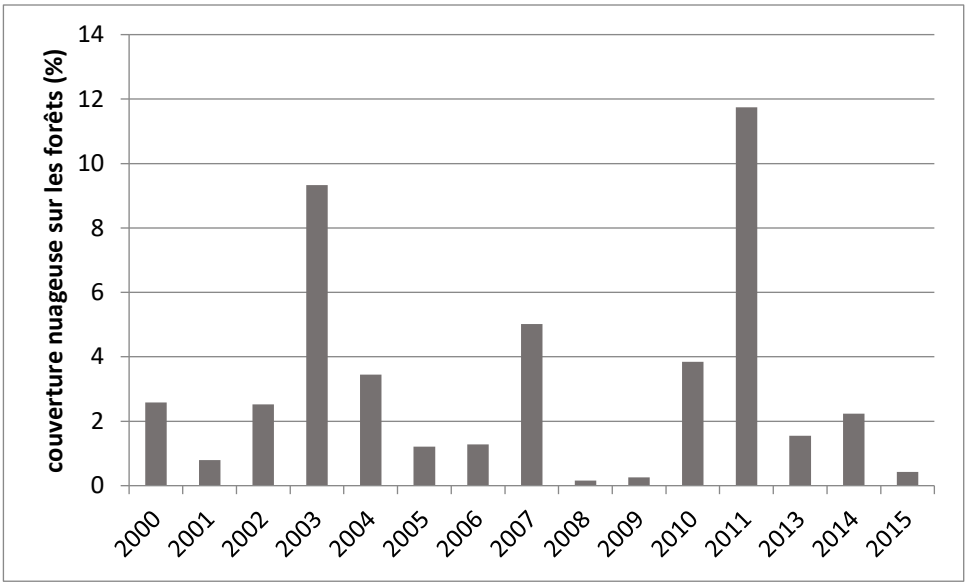


Figure 42. Taux de couverture nuageuse résiduelle sur les forêts dans les cartes issues de CLASlite

3.7.2. Masque Landsat – CLASlite des forêts primaires

Le masque Landsat – CLASlite des forêts primaires est évalué avec des points d'observation pris sur le terrain pour les forêts primaires (144 points) et les espaces autres (692 points), observés en 2014 et 2015. L'évaluation de la précision est bonne puisque 97,9% des points GPS mesurés dans les forêts primaires ont été retrouvés dans le masque de forêt. En outre, 98,3% des points GPS mesurés dans des zones hors des forêts primaires (cultures annuelles, pâturage, forêt secondaire et plantation d'arbres) ont été trouvés dans le masque non forestier.

3.7.3. Cartes de couverture fractionnelle annuelle

Le traitement par CLASlite donne une carte de couverture fractionnelle comprenant trois bandes : la végétation photosynthétique (PV) en vert, la végétation non photosynthétique (NPV) en bleu et le sol nu (S) en rouge (Gregory P. Asner 2009). La bande de végétation non photosynthétique (NPV) est associée à des composés carbonés secs comme les feuilles mortes et le bois dont les quantités augmentent par l'activité humaine lorsque la canopée est ouverte par abattage, ramassage du charbon de bois ou incendie. Le sol nu (S) apparaît à la suite de la création de pistes et par le mouvement des machines afin d'extraire le bois. Ainsi, la

forêt non perturbée apparaît avec un vert clair et les différents niveaux de forêt perturbée résultent en vert mélangé avec du bleu, voire du rouge.

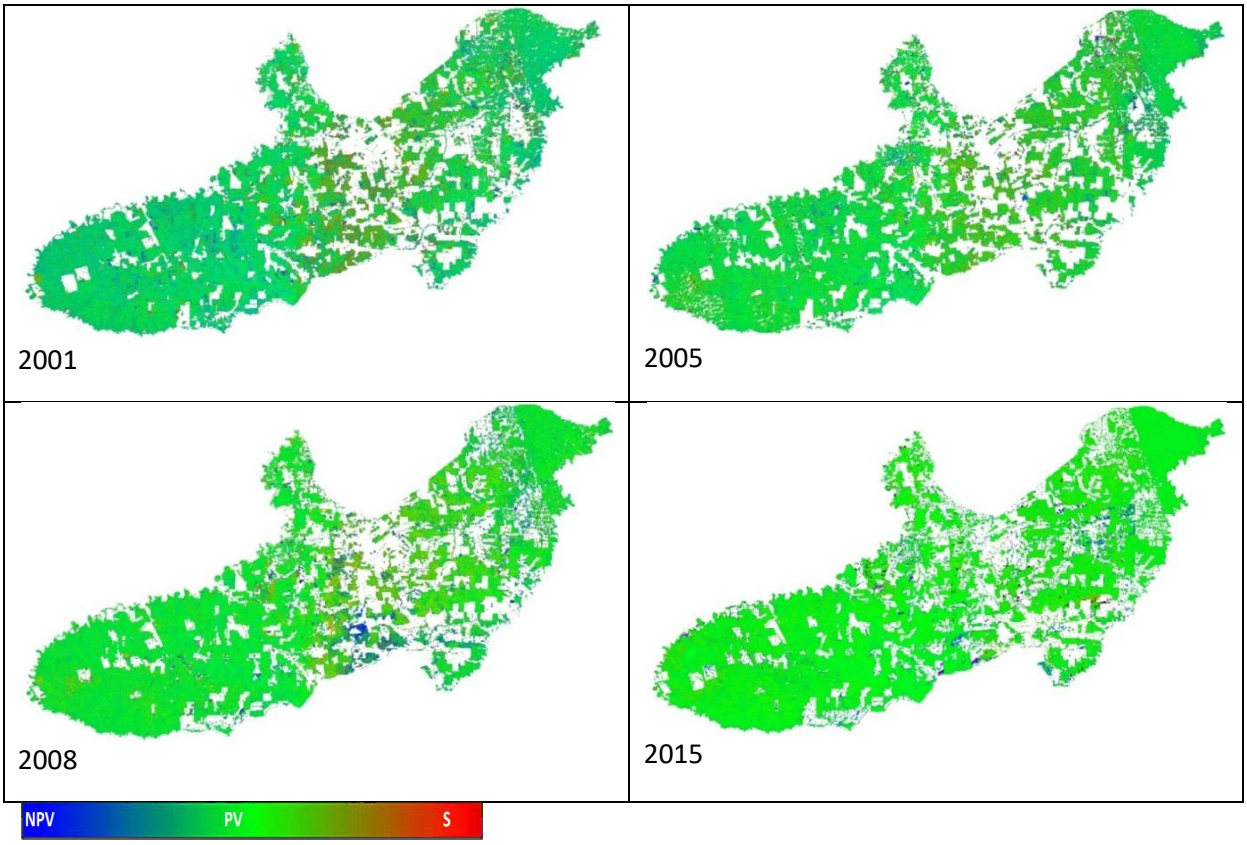


Figure 43. Exemples de quatre années issues de la série temporelle des masques annuels de forêt primaires réalisés à partir des couvertures fractionnelles de CLASlite

Sur la (Figure 43), en 2001, une bande méridienne dans la partie centrale de la municipalité, près des routes pavées, apparaît avec des couleurs mélangées ce qui exprime une proportion importante de S et de NPV résultant de perturbations. Les valeurs de NPV élevées représentées par les couleurs bleues sont diffuses dans la partie ouest et nord-est. En 2005, les perturbations semblent réduites avec des couleurs bleues ou mixtes moins diffuses et des taches bleues plus concentrées et plus isolées, principalement dans les parties centrale et nord-est. Des valeurs élevées de NPV sont enregistrées en 2008 dans la partie centrale et dans certaines parcelles de forêt entourées de zones non boisées, tandis que les parties ouest et nord-est sont dominées par le vert clair. En 2015, la majorité de la partie centrale est en vert pâle représentant peu de perturbations. Seules certaines zones sont en bleu foncé dans cette zone et dans la partie nord-est, ce qui traduit une concentration de perturbations. Pendant toutes les années, un halo de couleur mélangée ou de bleu

apparaît en marge des patchs forestiers, résultant de perturbations à proximité des zones ouvertes.

3.7.4. Trajectoires de dégradation des forêts

Les résultats de l'analyse des séries CLASlite montrent qu'à l'échelle du pixel il est possible d'identifier les perturbations provoquées par l'activité forestière. La (Figure 44) montre l'évolution des trois bandes CLASlite sur une fenêtre de 3x3 pixels autour d'une clairière de coupe sélective. Une exploitation d'arbres est clairement révélée par une forte hausse de NPV en 2001 et en 2013. Elle affecte le pixel central et ses voisins. A la suite de l'exploitation de 2001, la valeur de NPV moyenne sur les 9 pixels se réduit ensuite lentement jusqu'en 2007 selon une tendance progressive (Figure 44). La bande S montre des pics de courte durée sans tendance marquée (Figure 44). Connaissant les pratiques sylvicoles, nous pouvons supposer que l'accumulation de branches et de morceaux de tronc morts issus de la coupe ou occasionnés par la chute de l'arbre sur la végétation environnante met plusieurs années avant de se résorber. L'apparition de sol nu peut s'expliquer par le passage d'engins forestiers pour transporter les arbres, mais elle apparaît aussi de façon relativement aléatoire dans la série. Elle est de courte durée car, grâce aux fortes pluies, une végétation secondaire se développe rapidement.

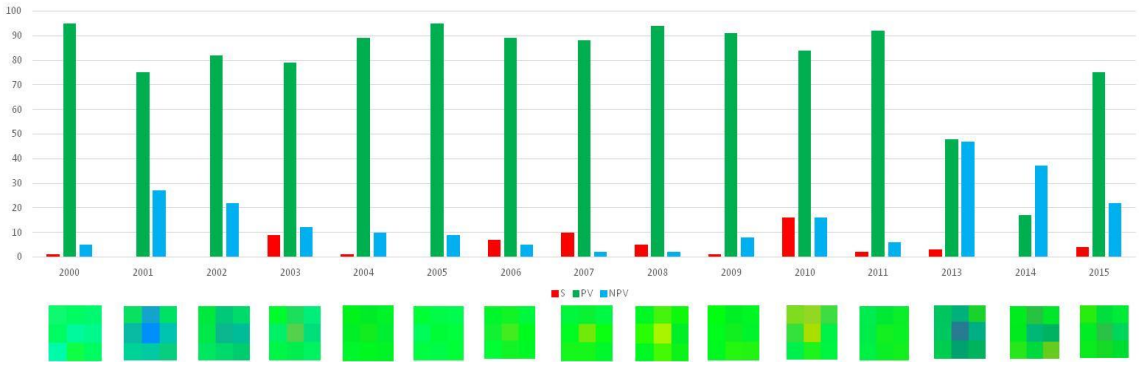
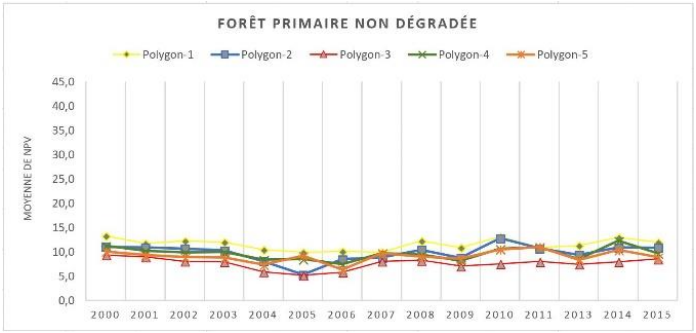
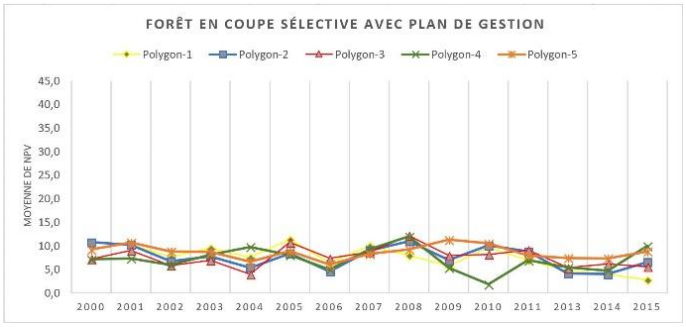


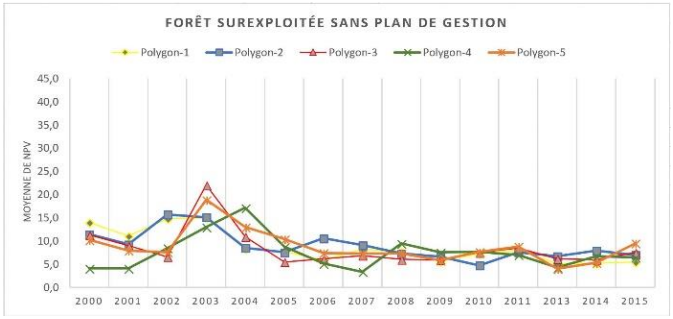
Figure 44. Couverture fractionnelle (en %) et perturbation de la forêt à l'échelle du pixel dans un espace objet d'une coupe sélective (au centre de la fenêtre de 3x3)

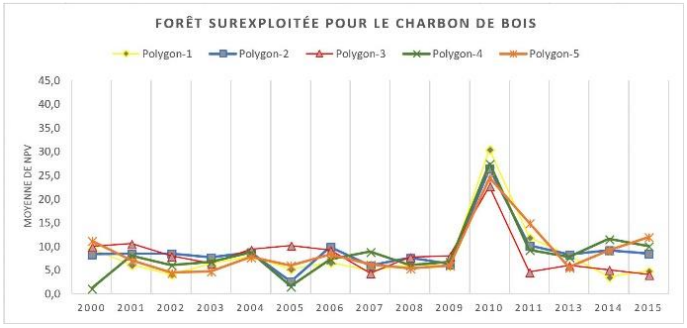
La (Figure 45) montre les trajectoires de chaque type de perturbation (représenté par cinq parcelles). Les résultats à l'échelle de la parcelle montrent la faible variabilité de la moyenne de NPV dans les forêts non dégradées. Parmi les

parcelles dégradées, les valeurs moyennes de NPV les plus élevées apparaissent dans les zones de forêt incendiée. Avec des incendies en 2006, 2011 et 2015, les valeurs de la bande NPV nécessitent trois ans pour être réduites à la suite de chaque incendie. La perturbation du couvert forestier par le feu semble donc avoir les conséquences les plus fortes sur la forêt. La production de charbon de bois en 2010 montre une valeur moyenne de NPV légèrement inférieure au feu et a des conséquences sur 2 à 3 ans. L'exploitation forestière sélective sans plan de gestion durable (pratique la plus fréquente en forêt amazonienne, en dehors des grandes concessions) montre une activité forestière en 2003 avec des conséquences sur la moyenne de NPV pendant deux ans. L'activité forestière à moindre impact est l'exploitation sélective avec un plan de gestion durable : l'exploitation du bois en 2008 a eu un léger impact sur la valeur moyenne de la NPV et a disparu en un an.









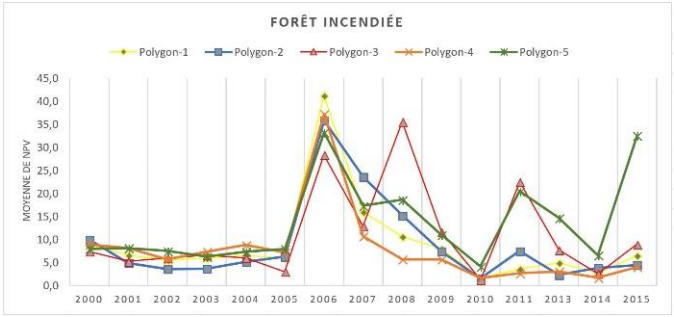


Figure 45. Moyennes annuelles de NPV calculées pour chacune des 5 parcelles et pour chaque type de perturbation et pour la forêt non perturbée

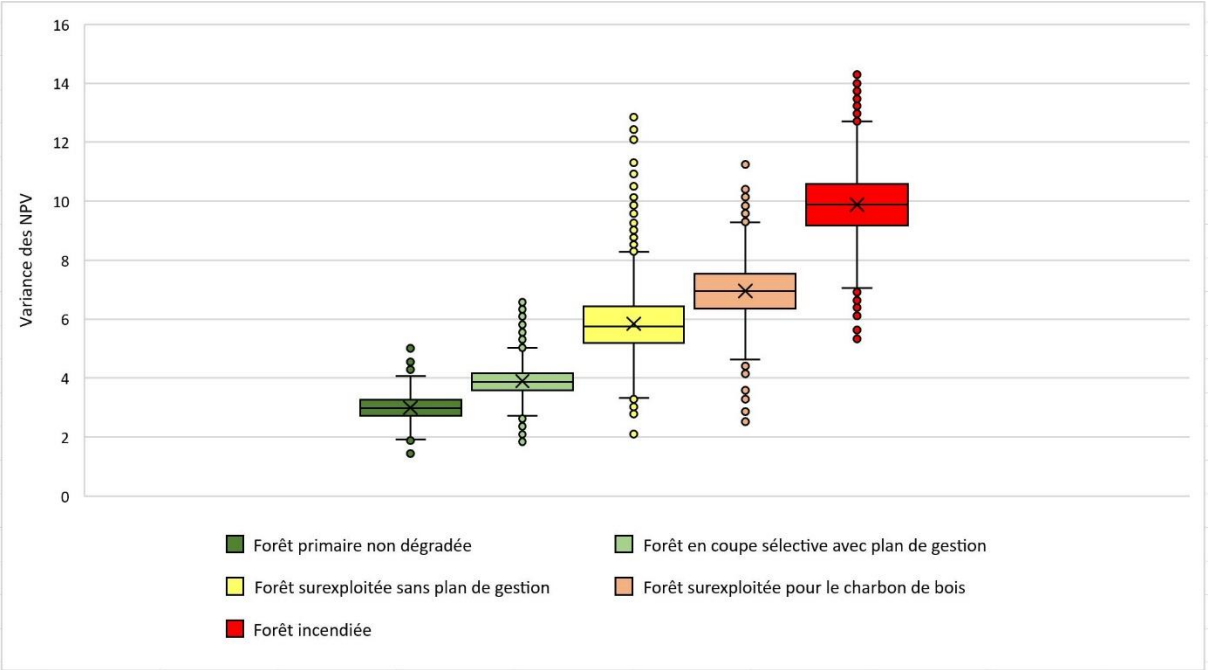
3.7.5. Indicateur d'agrégation pluriannuelle des perturbations : variance de NPV

La couverture fractionnelle issue de CLASlite permet de cartographier les perturbations forestières mais ne peut pas être utilisée pour estimer le niveau de dégradation résultant de ces processus sur une période d'une quinzaine d'années. Comme nous l'avons vu les trouées sont refermées par une végétation secondaire en quelques années. Or, la dégradation est un processus cumulatif par des prélèvements ou incendies répétées, la structure forestière se trouve altérée. La variance des bandes sensibles aux perturbations (NPV et S) sur une période de 2000 à 2015 est ainsi supposée pouvoir représenter dans le temps le processus de dégradation.

3.7.5.1. Validation de l'indicateur d'agrégation pluriannuelle par des observations de terrain

Concernant les données de la (Figure 46), le test de Bartlett est significatif (K-squared = 2191.6, df = 4, p-value < 2.2e-16) donc les variances des 5 groupes ne sont pas égales. Il faut donc faire une ANOVA non paramétrique (test de Kruskall Wallis). Le résultat de ce test (Kruskal-Wallis chi-squared = 11033, df = 4, p-value < 2.2e-16) est également significatif donc les moyennes des 5 groupes sont différentes. Ainsi, la variance de NPV, calculée sur la période 2000-2015, est différente entre les cinq types de perturbation dominante (Figure 46). La variance de NPV est plus faible pour les forêts non dégradées et augmente progressivement pour les forêts exploitées sélectivement (avec un plan de gestion), les forêts surexploitées pour l'extraction de troncs (sans plan de gestion), les forêts surexploitées pour la production de charbon de bois et les forêts brûlées. Ainsi, la variance de la NPV montre des différences d'intensité des impacts de la perturbation sur la forêt sur une période de 16 ans.

Sur cette même (Figure 46), la variance de la bande S calculée sur la même période ne donne pas de résultats significatifs permettant de distinguer la hiérarchie précédente en matière de dégradation selon les types d'activité. Cependant, ici aussi, les pixels de parcelles de forêt naturelle présentent la variance la plus faible, tandis que les pixels des parcelles incendiées montrent la variance la plus élevée.



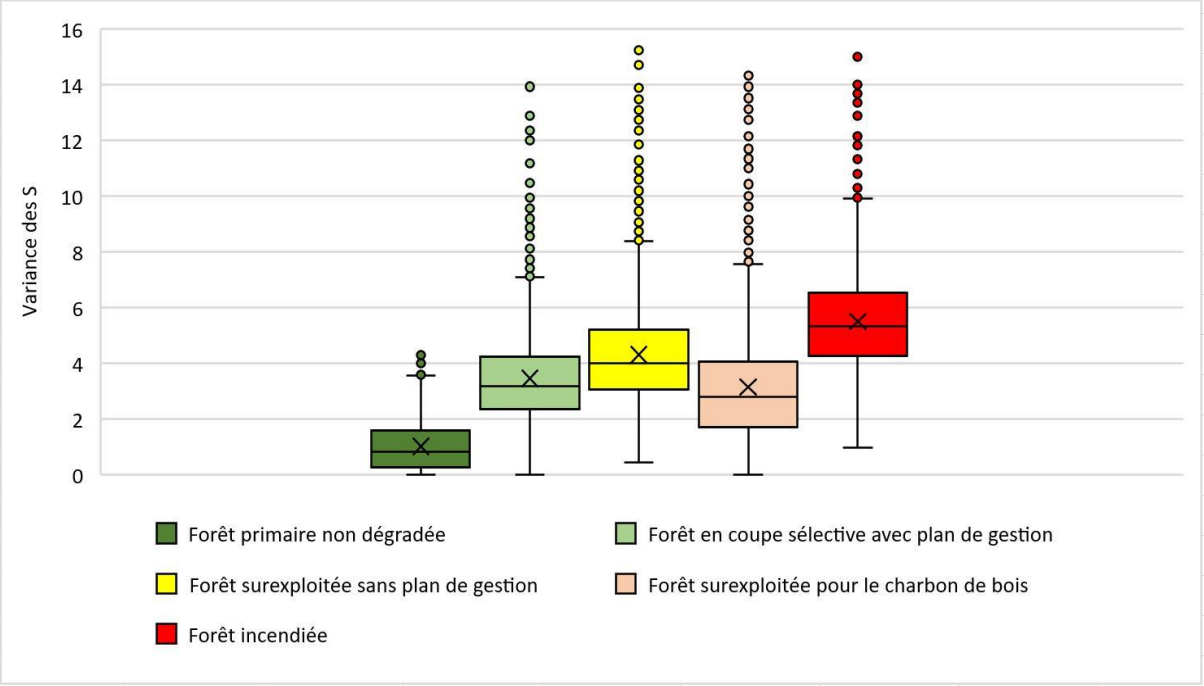


Figure 46. Variance des NPV en haut et S en bas, calculée pour chaque pixel sur la période 2000-2015 pour chaque type de perturbation

3.7.5.2. L'organisation spatiale des types de perturbation

L'organisation spatiale des types de perturbation varie selon la nature de la perturbation. Un exemple est donné pour la perturbation causée par la collecte de charbon de bois et la perturbation causée par l'extraction de grumes en coupe sélective même lorsqu'elle ne fait pas l'objet d'un plan de gestion (Figure 47). La première est diffuse, aux contours sinueux, avec une couleur homogène bleue dans

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

la couverture fractionnelle de l'année de la perturbation (2010) révélant une forte proportion de NPV. Elle est également bien révélée par la variance pluriannuelle de NPV, moins par celle de S. La seconde présente un système géométrique orthogonal avec des clairières de coupe régulièrement espacées et des pistes d'extraction du bois par des engins, bien visibles dans la couverture fractionnelle l'année de la perturbation (2006). Les impacts apparaissent également avec la variance pluriannuelle de la bande NPV, mais sont beaucoup plus flous avec la bande S.

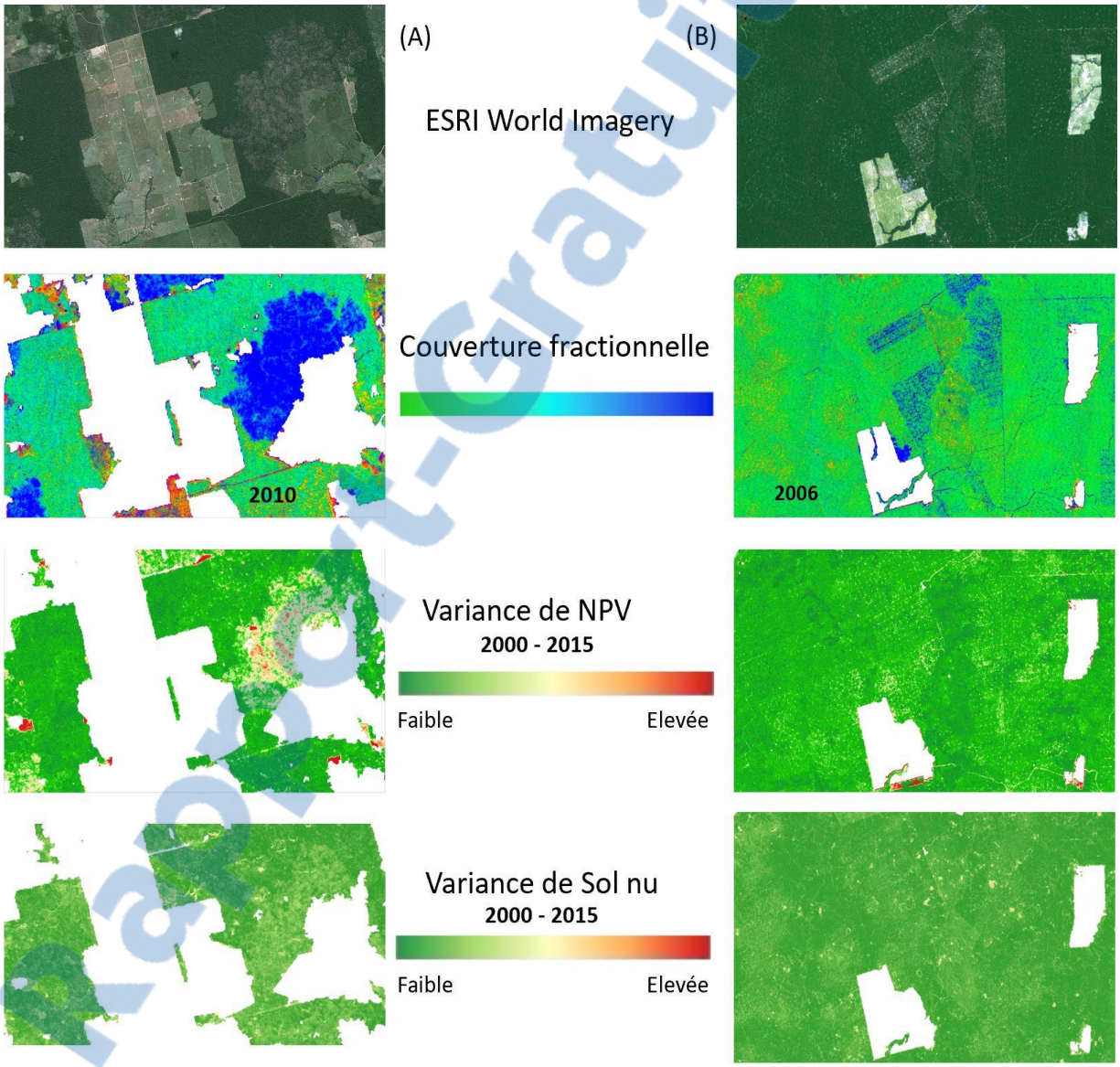


Figure 47. Organisation spatiale de deux types de perturbation visibles sur des images ESRI World Imagery. (A) : Dégradation zonale causée par la collecte de charbon de bois ; (B) coupe sélective avec un réseau de routes et des clairières régulières dans les parcelles. Calcul de la couverture fractionnelle en 2010 (A) et 2006 (B) et de la vriance de NPV et de sol sur la période 2000-2015.

Rapport-Gratuit.com

3.7.5.3. L'indice de fraction de différence normalisé (NDFI)

Nous avons testé un autre indicateur fréquemment utilisé dans les travaux sur la dégradation forestière : l'indice de fraction de différence normalisée - NDFI (C. M. Souza, Roberts, et Monteiro 2005; Darmawan et Sofan 2012). Il combine des bandes issues du démixage spectral. Les données de couverture fractionnelle de CLASlite sur Paragominas ont été utilisées pour estimer le NDFI. Il est construit à partir de la formule suivante :

$$NDFI = \frac{PV - (NPV + S)}{PV + (NPV + S)}$$

Les valeurs de NDFI sont comprises entre (-1 et 1). Dans la forêt non-perturbée la valeur NDFI est élevée (proche de 1), en raison de la faiblesse des termes NPV et S ; tandis que lorsque la forêt est dégradée, les fractions de NPV et de S augmentant, les valeurs de NDFI s'abaissent et tendent vers -1 (C. M. Souza, Roberts, et Cochrane 2005).

A partir des données de CLASlite annuelles de 2000 à 2015, la distribution de NDFI des pixels des 25 parcelles regroupées par type de perturbation est présentée en (Figure 48). Ces résultats montrent que la moyenne de NDFI n'est pas adaptée pour la distinction entre les types de perturbation : les forêts non-dégradées, les forêts en coupe sélective avec un plan de gestion et les forêts surexploitées sans plan de gestion sont confondues.

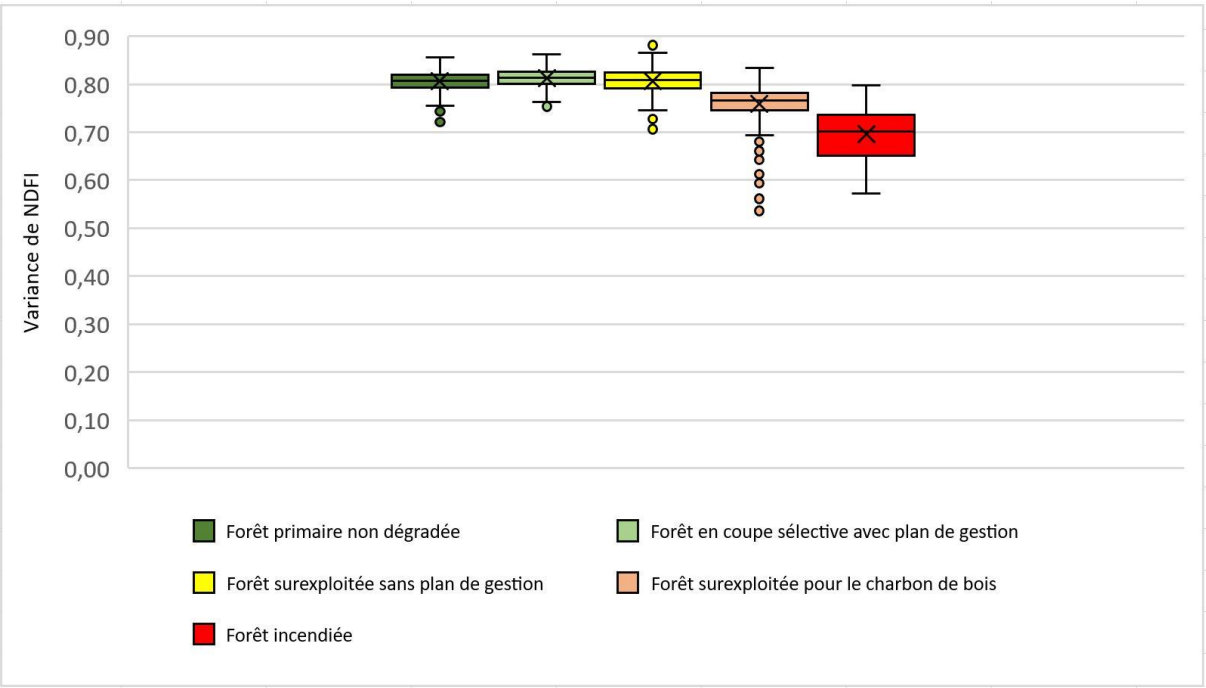


Figure 48. Distribution de l'indice NDFI en relation avec le type de perturbation observé dans les 25 parcelles

3.7.5.4. Distribution de la dégradation forestière à l'échelle municipale

La distribution de la variance de NPV calculée sur la période 2000-2015 est cartographiée à l'échelle de la municipalité de Paragominas (Figure 49). Les forêts les plus dégradées (Variance NPV > 7,9) apparaissent dans la zone méridienne centrale et à l'est de la municipalité. Les forêts les mieux préservées (Variance NPV < 7,9) sont situées à l'ouest et à l'extrême nord-est dans la réserve indigène.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

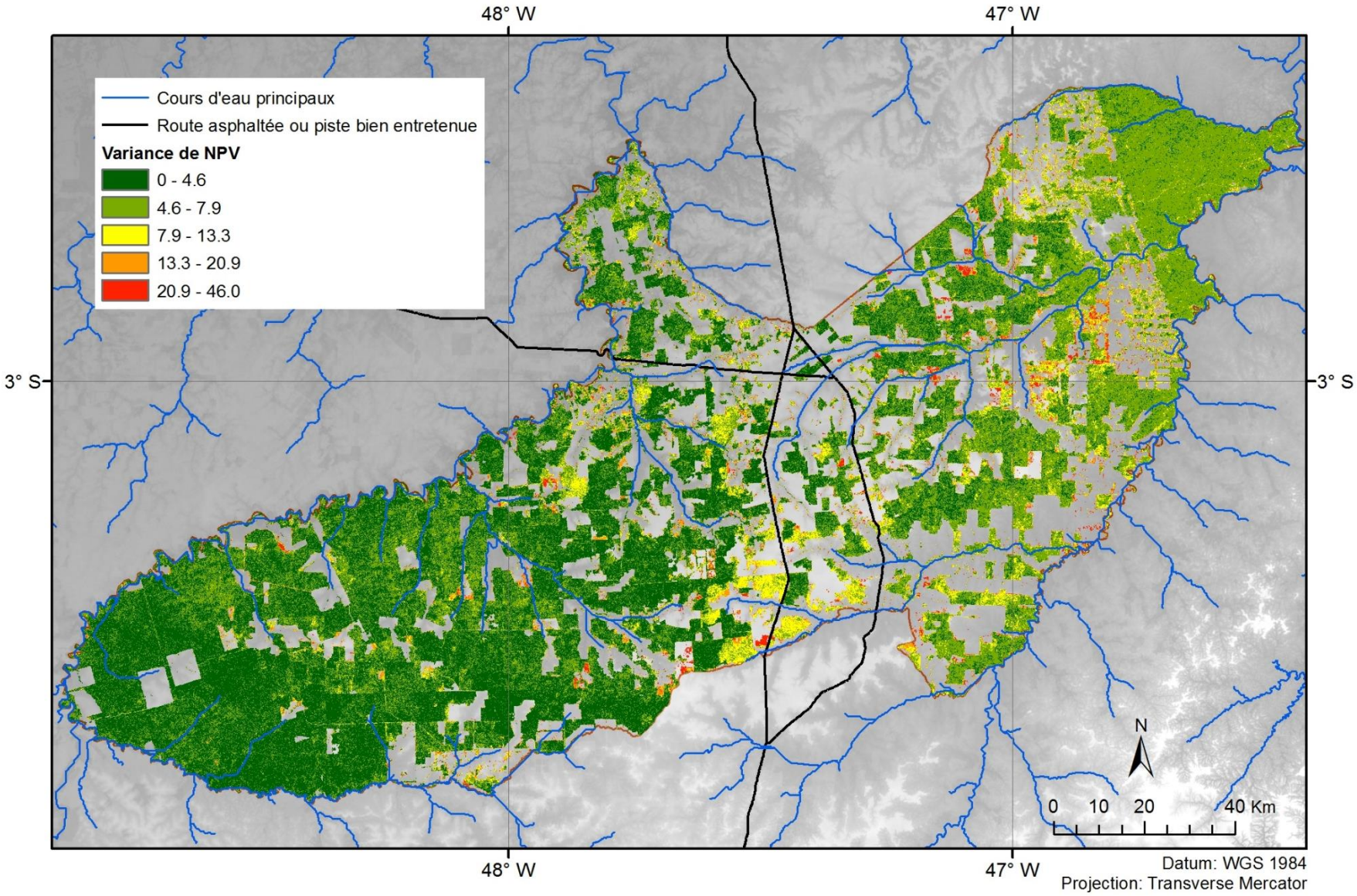


Figure 49. *Variance de NPV sur la période 2000-2015*

3.7.5.5. Evolution de la perturbation du couvert forestier à l'échelle municipale

Les classes de NPV les plus élevées (couverture fractionnelle NPV supérieure à 20 %) sont censées représenter les phénomènes de plus intense perturbation. L'évolution de leur surface absolue à un pas de temps annuel est un indicateur de l'évolution des perturbations à l'échelle municipale. Il apparaît que 2006 et 2008 ont été des années de forte perturbation avant la mise en place du Municipío Verde (Figure 50). Puis, l'indicateur de perturbation a baissé de 2009 à 2011. La forte augmentation des surfaces à NPV élevé en 2013, 2014 et 2015 est à souligner. Les zones perturbées au-delà du seuil de couverture fractionnelle de NPV de 20 %, couvrent en 2015 une surface atteignant 601 km², soit le double de celle de 2010 (299 km²).

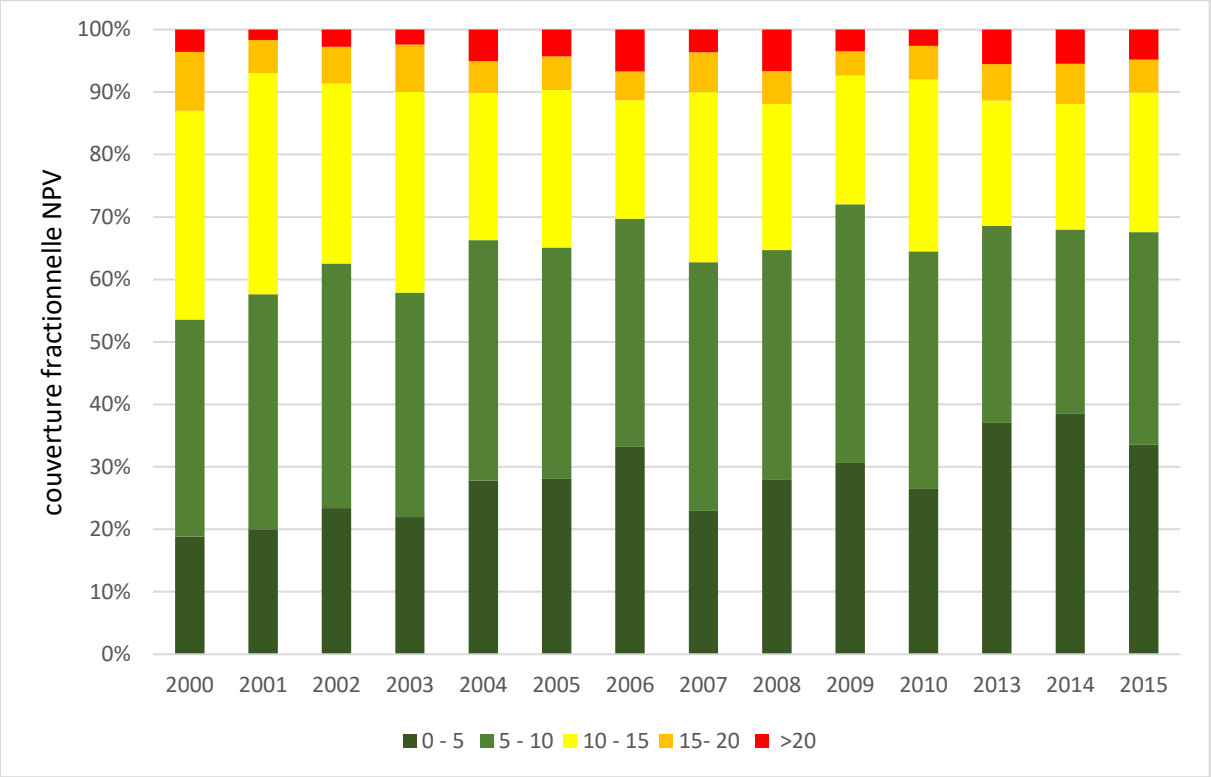


Figure 50. Pourcentage de pixels de couverture forestière dans 5 classes de NPV dans la municipalité de Paragominas ; la distribution est présentée annuellement sur la période 2000 à 2015

3.8. Discussion

Les résultats de CLASlite confirment l'efficacité de cet outil pour l'évaluation régionale de la dégradation des forêts à partir de données libres d'accès (Santos D. Chicas, Omine, et Saqui 2016; Florian Reimer, Asner, et Joseph 2015). Un avantage de CLASlite est qu'il sépare les bandes phénologiques utiles pour détecter la perturbation du couvert forestier : végétation photosynthétique (PV), végétation non photosynthétique (NPV) et sol nu (S). Il conduit à une analyse quantitative séparée de chaque bande. Les séries de cartes des couvertures fractionnelles de CLASlite montrent qu'il est possible d'identifier les perturbations à l'échelle du pixel. Comme le montrent d'autres travaux, les résultats de CLASlite permettent de détecter les clairières créées par la coupe sélective en forêt (L. Monteiro, Souza, et Barreto 2003; Tritsch et al. 2016) et fournissent des informations sur leur localisation, l'année de coupe, l'amplitude des perturbations qui environnent la coupe et les périodes entre deux campagnes de coupe sélective dans la même zone.

De plus, les résultats montrent que NPV peut être utilisé pour identifier et caractériser d'autres perturbations comme les incendies de forêt et la collecte de charbon de bois. En effet comme le présentent Cochrane et Souza, la bande NPV peut être utilisée pour cartographier les forêts incendiées en distinguant plusieurs intensités (M. A. Cochrane 1998). Les résultats de CLASlite ont également montré des différences entre les types de perturbation : les bandes S et NPV ont révélé un système de clairières régulières de forme géométrique dans les zones d'abattage sélectif et un réseau de routes pour extraire le bois d'œuvre, tandis que les zones de collecte de charbon de bois et les zones incendiées étaient aux contours irréguliers, avec distribution homogène de végétation non photosynthétique et sans substrat apparent.

La variable Variance de NPV semble néanmoins sensible à des facteurs naturels comme le laisse voir la différence de niveau entre la forêt de la réserve indigène dans l'extrême nord-est (4,6 < Variance NPV < 7,9) et la forêt de l'ouest (Variance NPV < 4,6 généralement). Ceci pourrait être dû à des différences de composition floristique ou de sol, ce qui serait à étayer par des analyses plus poussées sur ces facteurs. Par ailleurs, des artefacts peuvent se former à la lisière de la forêt, en particulier dans les ripisylves ou dans les patchs forestiers de la

mosaïque de petites exploitations en raison de la présence de pixels mixtes contenant des arbres et des pâturages ou des cultures, ce qui peut augmenter la valeur de NPV (Figure 49). La sensibilité de NPV dans les patchs forestiers de faible surface nécessite une analyse plus approfondie.

Connaissant les pratiques forestières, on peut supposer que le bois mort laissé après la récolte du bois ou la chute d'un arbre sur la végétation environnante met plusieurs années à disparaître. La présence de substrat nu est due au passage des machines forestières utilisées pour transporter le bois, mais aussi à des phénomènes moins identifiables comme cela a été observé dans la série temporelle de la fenêtre 3x3 (Figure 44). En analysant les séries temporelles de la moyenne d'une bande sur tous les pixels d'une parcelle, nous montrons que NPV peut également être utilisé pour suivre la trajectoire de la régénération forestière à travers le déclin progressif des valeurs de NPV à l'échelle des pixels et des parcelles, tandis que le sol nu révélé par la bande S disparaît plus vite par la repousse de la végétation. Pour cette raison la bande S n'est pas retenue comme indicateur. Les trajectoires des valeurs de NPV montrent que le bois mort et la litière sont recouverts de végétation photosynthétique entre un et quatre ans après la perturbation, ce résultat est en accord avec celui obtenu par (Gregory P. Asner 2009). La vitesse de régression de NPV est liée à l'intensité et au type de perturbation.

Les grands espaces ouverts dans la forêt sont généralement plus lents à récupérer et ont donc des effets durables (Gregory P. Asner et al. 2006). Toutefois, nos résultats peuvent être biaisés par l'effet de la variabilité climatique sur la proportion de NPV. Les années sèches sont supposées générer une végétation sénescente et une chute partielle des feuilles pouvant révéler une végétation non photosynthétique telle que du bois et de la litière. Toutefois, les années les plus sèches de la région amazonienne, 2005, 2010 et 2015, n'ont pas été associées à une augmentation particulière de l'étendue des zones à NPV élevée (Figure 50), montrant que cette variabilité climatique n'est pas la principale cause de la variation de NPV.

Les résultats obtenus avec la méthode de couverture fractionnelle annuelle NPV sont considérablement plus élevés que ceux obtenus avec DEGRAD (Figure 51). Ceci s'explique par la résolution spatiale de la méthode fondée sur NPV à partir d'images Landsat, qui détecte les perturbations affectant des zones dont la surface

peut descendre à 900 m² (30 x 30 m), tandis que DEGRAD se limite à une surface minimale de perturbation de 62 500 m² (250 x 250 m, image MODIS). Cependant, une superposition spatiale des deux cartes montre que les résultats des deux méthodes convergent quant à la localisation des perturbations : la couverture fractionnelle moyenne de NPV est systématiquement supérieure à l'intérieur des polygones perturbés identifiés par la méthode INPE (Figure 52).

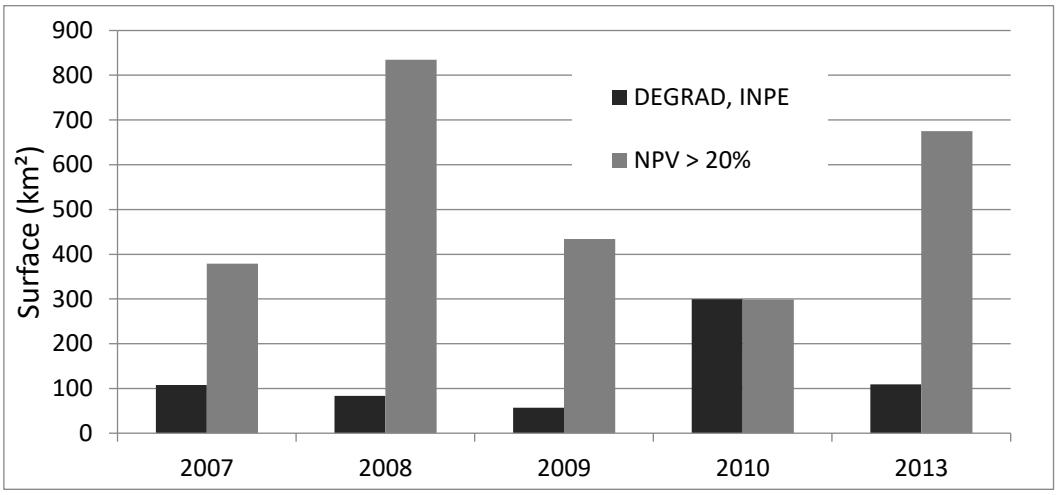


Figure 51. Évaluation de la surface perturbée dans les forêts à Paragominas selon la méthode DEGRAD - INPE et la méthode NPV (avec un seuil NPV annuel > 20%)

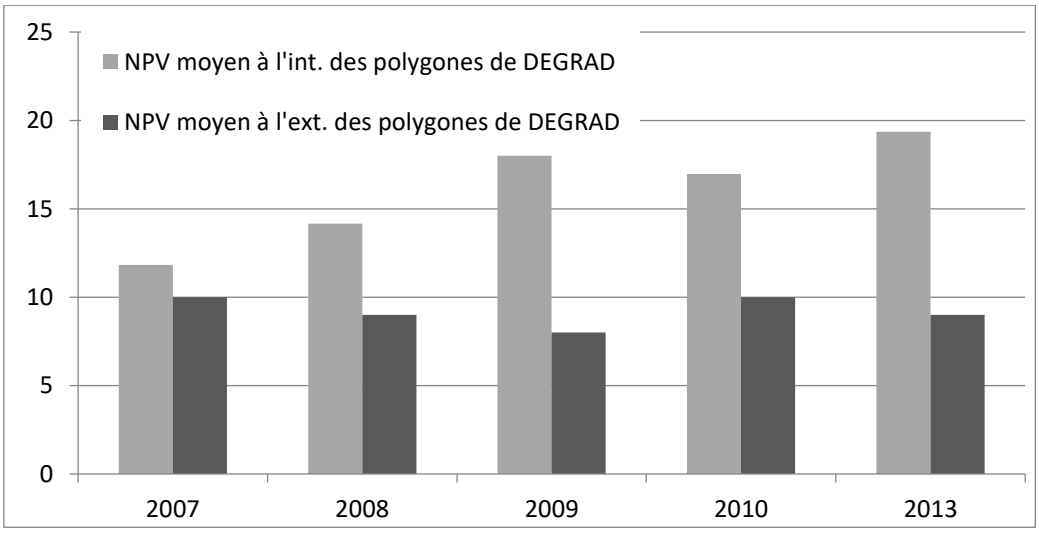


Figure 52. Valeur moyenne de la couverture fractionnelle annuelle NPV (en %) à l'intérieur et à l'extérieur des polygones de perturbation issus de DEGRAD – INPE

A Paragominas, la déforestation est passée d'une valeur de 334 km² en 2005 à une déforestation annuelle moyenne de 33 km² pour la période 2010-2015 (source : base de données PRODES, INPE), en raison de l'application plus stricte du Code Forestier et de l'engagement Municipío Verde (Laurent et al. 2017 ; Piketty et al. 2015). Sur la période 2010-15, en comparant les chiffres de déforestation à ceux des fortes perturbations (NPV annuel > 20 %) soit respectivement 165 et 302 km² (Figure 50) pour les perturbations du couvert forestier), les processus générant la dégradation affectent une surface plus étendue que la déforestation. Ainsi, bien que la déforestation ait baissé suite à la plus stricte application du Code Forestier, les forêts primaires qui subsistent sont toujours sujettes à des processus de dégradation. Dans une autre région d'Amazonie, au Mato Grosso, (Grecchi et al. 2017) ont identifié des zones affectées par des perturbations causées par la coupe sélective plus étendues que celles qui ont été déboisées ainsi qu'un ratio croissant entre les taux annuels de perturbation et les taux annuels de déforestation pendant la période 2000-2015. La convergence des résultats entre ces deux espaces de front pionniers amazoniens montrent que l'exploitation ou l'incendie ne conduisent plus systématiquement à la déforestation, comme cela était observé par le passé (H. K. Gibbs et al. 2010; D. C. Nepstad et al. 1999). Les processus paraissent découplés.

Si l'on s'intéresse à présent à la dégradation en tant que cumul de perturbations sur la période 2000-2015, les forêts primaires de Paragominas subissent une dégradation qui affecte une surface qui s'approche de celle qui a été déboisée depuis les débuts de la colonisation, dans les années 1960 (

Table **3**). En effet, en considérant la (Figure 46) a, les forêts non dégradées ou en coupe sélective avec plan de gestion présentent une variance de NPV inférieure à 5, nous pouvons donc considérer que les forêts dont le NPV est supérieur à 5 sont dégradées de façon significative. Selon ce seuil de variance, 43,5% des forêts primaires sont affectées par la dégradation. Les niveaux de variance plus élevés, représentant une dégradation plus intense, représentent des surfaces importantes, soit 8,1% des forêts pour un seuil de 10 et 3,8% pour un seuil de 15.

Ces forêts ont perdu une grande partie de leurs fonctionnalités en matière de séquestration du carbone et de biodiversité et sont sensibles aux incendies. Sachant que cette évaluation sous-estime en réalité la dégradation puisqu'elle ne prend en

compte que les perturbations occasionnées dans le couvert forestier depuis 2000, une forêt ayant subi des dégâts avant 2000 pourrait ne pas être incluse dans les classes dégradées si elle n'a pas connu de perturbations postérieures.

Surface de la municipalité	Surface de forêts primaires	Surface de forêts dégradées (et proportion des forêts primaires en %)				Surface déboisée
		Variance NPV ≥ 5	Variance NPV ≥ 10	Variance NPV ≥ 15	Variance NPV ≥ 20	Surface déboisée
19 342	12 767	5 557	1033	489	229	6 576

Table 3 *Surface des forêts, des forêts dégradées et déboisées en 2015 (en km²), pour toute la municipalité de Paragominas, le niveau de dégradation est fonction du seuil*

3.9. Conclusion

Les résultats ces travaux soulignent la nécessité de prendre en compte non seulement le processus de déforestation mais aussi de dégradation pour la l'évaluation de la conservation des forêts tropicales. Même dans une municipalité considérée comme un modèle de développement durable en Amazonie, où le taux de déforestation diminue, la dégradation se poursuit et augmente même, avec des conséquences majeures pour la biodiversité, la séquestration du carbone et d'autres services écosystémiques. Il y a donc un besoin urgent de surveiller et de réguler la dégradation des forêts. La couverture fractionnelle de NPV est un indicateur approprié pour cartographier les événements de perturbation des forêts, ainsi que pour différencier les causes telles que la coupe sélective ou les feux de forêt. L'agrégation de la couverture fractionnelle sur des séries temporelles par la variance pluriannuelle de NPV permet de cartographier la dégradation résultant de perturbations occasionnées durant une quinzaine d'années en relation avec leur intensité et leur fréquence. Elle met en évidence l'ampleur spatiale du phénomène.

Chapitre 4. La sensibilité à la sécheresse de la forêt comme indicateur spatialisé de dégradation

Rapport-Gratuit.com

Introduction

L'activité photosynthétique de la forêt amazonienne est soumise aux variations climatiques saisonnières. Une partie du bassin amazonien ne connaît pas de saison sèche comme le nord-ouest ou le littoral atlantique toujours humide. D'autres régions sont affectées par une saison sèche se prolongeant jusqu'à six mois sur les marges sud ainsi que le long d'un axe sud-sud-est / nord-nord-ouest passant par Santarém (W. Sombroek 2001). C'est près de la moitié de la forêt amazonienne qui est soumise à une sécheresse saisonnière de trois mois ou plus (Oliveira et al. 2005), en considérant que la saison sèche est définie par les mois où les précipitations tombent en dessous de 100 mm/mois (W. Sombroek 2001).

La limitation de l'eau disponible en saison sèche devrait logiquement provoquer un déclin de la photosynthèse de la canopée forestière, mais ceci n'est pas observé sur une grande partie de ces régions, surtout en début de saison sèche (Huete et al. 2006; Fan, Li, et Miguez-Macho 2013; Barbosa, Mesquita, et Kumar 2011). En effet, des études montrent à l'inverse une augmentation de la photosynthèse de la canopée en début de saison sèche (Saleska et al. 2003; Goulden et al. 2004). Ceci est dû à la baisse de l'ennuagement qui entraîne un accroissement du rayonnement solaire qui permet à son tour une croissance végétale se manifestant par un renouvellement rapide des feuilles avec des augmentations significatives de la surface foliaire (Myneni et al. 2007). Cette croissance n'est possible que si elle est combinée à l'absence de déficit hydrique dans le sol. L'apparition du déficit hydrique peut être retardé par un système de racines profondes qui permet un accès à la réserve en eau dans les couches profondes du sol (Oliveira et al. 2005; D. C. Nepstad et al. 1994; Rocha et al. 2004). Le modèle d'enracinement proposé par (Fan et al. 2017) montre que la profondeur maximale d'absorption de l'eau varie entre 10 et 20 mètres dans la région de Paragominas (Figure 53). Ce sont les plus fortes valeurs prédites pour le bassin amazonien. L'apparition du déficit hydrique est également retardé par la densité du couvert forestier, capable de maintenir l'humidité sous la canopée et de limiter l'évaporation, comparativement aux zones ouvertes (Laurance et al. 1998; Hardwick et al. 2015). Ainsi, en début de saison sèche, tant que la réserve en eau profonde du sol n'est pas épuisée, les forêts primaires ont la capacité d'endurer la rareté des pluies (Guan et al. 2015).

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

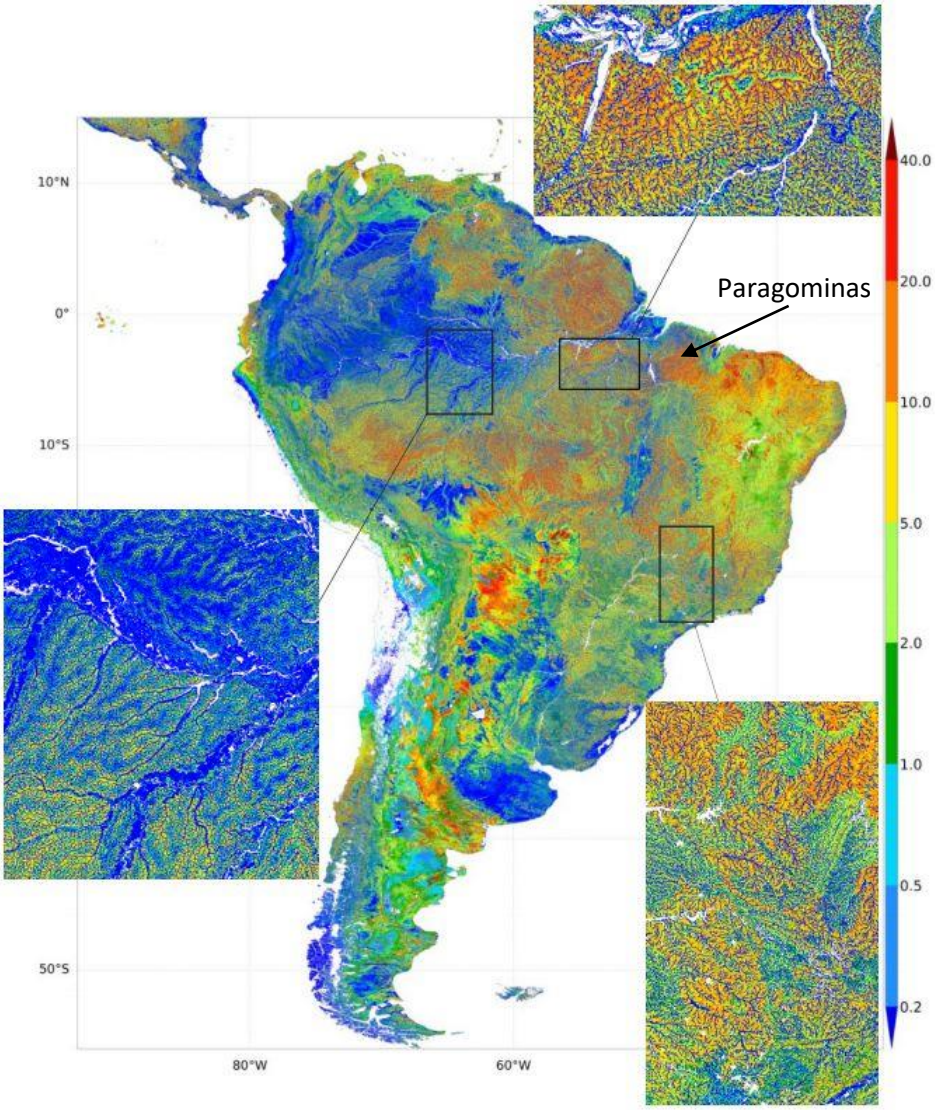


Figure 53. Profondeur maximale d'enracinement (en m) ; à Paragominas, la profondeur des racines est estimée entre 10 et 20 m (Fan et al. 2017)

En l'absence de limite hydrique ou thermique, la photosynthèse suit étroitement les pics saisonniers de rayonnement solaire ou indirectement ceux de la baisse d'ennuagement qui augmentent le rayonnement (Saleska et al. 2003; Wright et van Schaik 1994). Ainsi, dans les régions suffisamment pluvieuses, la lumière solaire peut exercer plus d'influence que les précipitations sur la phénologie de la forêt tropicale et sa productivité (Huete et al. 2006). Ceci a été mesuré dans des tours de flux au-dessus de la forêt (Costa et al. 2010; Hutyra et al. 2007; Rocha et al. 2004; Restrepo-Coupe et al. 2013). Avec des données issues de télédétection, (Myneni et al. 2007) ont souligné que le Leaf Area Index (LAI), issu de MODIS, s'accroît entre le début et la moitié de la saison sèche. L'indice de végétation

amélioré EVI (Enhanced Vegetation Index) de MODIS montre en forêt tropicale amazonienne non perturbée une croissance durant la saison sèche, au fur et à mesure que la disponibilité de la lumière solaire augmente, jusqu'à un certain moment (Huete et al. 2006). Par contre, les zones ouvertes telles que les pâturages ou les zones agricoles affichent une baisse rapide des valeurs d'EVI dès le début de la saison sèche (Huete et al. 2006; Botta, Ramankutty, et Foley 2002). Cette baisse s'explique par le plus faible enracinement de ces couverts végétaux, et par l'absence de couverture végétale suffisante pour limiter les pertes en eau. Néanmoins, ce phénomène ne se produit que dans l'Amazonie humide. (Wong 2011) a montré que pour 70,4% de la forêt amazonienne, qui correspondent aux régions plus humides, l'augmentation de l'insolation déclenche la croissance des feuilles. (Guan et al. 2015) ont analysé la distribution spatiale du phénomène par satellite, ils montrent ainsi que la croissance de la végétation en début de saison sèche n'est présente que dans les espaces bénéficiant d'une précipitation annuelle moyenne supérieur ou proche de 2 000 mm.an^{-1}. Les facteurs limitants qui contrôlent la saisonnalité de la photosynthèse dans les écosystèmes varient donc dans l'espace amazonien en fonction de ce seuil d'humidité. (Wagner et al. 2017) ont cartographié les contrôles climatiques sur la saisonnalité des forêts tropicales en combinant les données MODIS - EVI, Tropical Rainfall Measuring Missions (TRMM), température maximale (tmx, ° C) et rayonnement solaire mensuel incident à la surface (Figure 54).

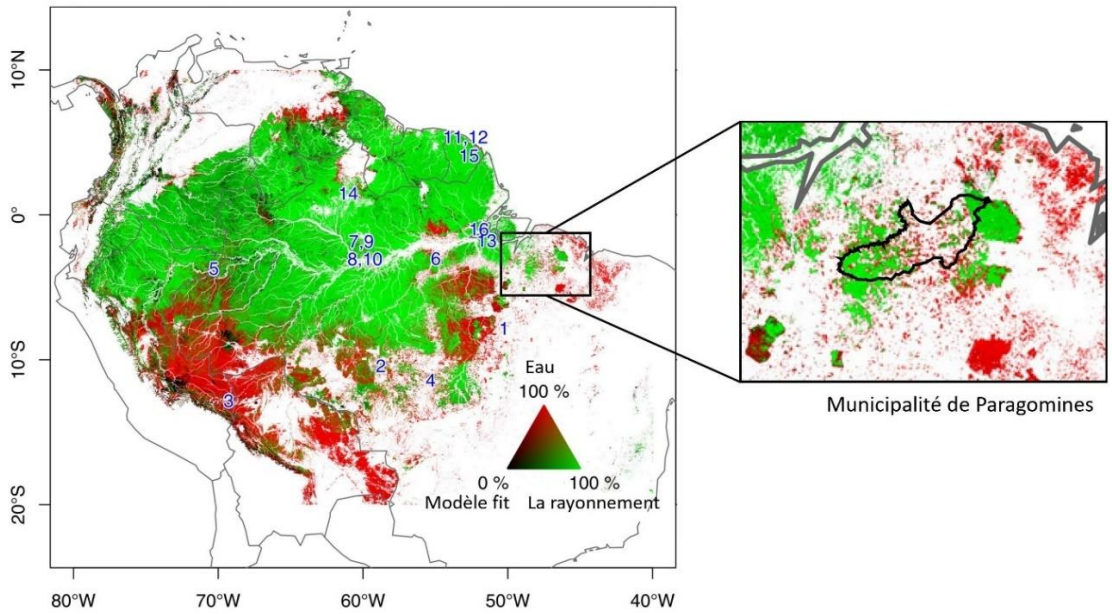


Figure 54. La distribution spatiale des contrôles climatiques sur la croissance des forêts tropicales d'Amérique du Sud en début de saison sèche (Wagner et al. 2017)

A Paragominas, le rayonnement solaire apparaît comme le facteur limitant de l'activité végétale de la forêt en début de saison sèche dans la plus grande partie des massifs forestiers. Néanmoins, il apparaît sur la carte de la (Figure 54) que dans la partie centrale méridienne de la municipalité, le facteur limitant est l'eau. Or, c'est dans cette zone que la dégradation forestière est plus intense, comme nous l'avons vu au chapitre précédent. Il y aurait donc un lien à explorer entre la dégradation de la forêt et sa sensibilité à la sécheresse. En effet, les perturbations forestières causées par la coupe sélective, l'incendie, la fragmentation, l'ouverture de pistes, entraînent une baisse et une ouverture partielle de la canopée, qui à leur tour augmentent les températures, le vent et l'assèchement dans le sous-bois (Davin et de Noblet-Ducoudré 2010; Alencar, Solórzano, et Nepstad 2004). Par ailleurs, la coupe de grands arbres aux racines profondes peut réduire l'accès à la réserve en eau profonde du sol.

L'hypothèse sur laquelle nous nous appuyons est donc qu'une forêt dégradée est plus sensible aux précipitations pendant la saison sèche en comparaison avec une forêt primaire non perturbée. Une forêt dégradée aurait une diminution progressive de son activité photosynthétique au cours de la saison sèche. Au contraire, une forêt non perturbée aurait une augmentation progressive de son activité photosynthétique au cours de la saison sèche, comme cela est démontré dans la bibliographie citée plus haut.

Pour la vérifier, nous allons analyser la relation entre l'évolution de l'activité photosynthétique de la forêt et la quantité de précipitations au début de la saison sèche. La forêt dégradée devrait donc présenter un coefficient de régression linéaire (pente) positif entre l'activité photosynthétique et la quantité de pluie en saison sèche. Au contraire, la forêt non perturbée devrait présenter un coefficient de régression linéaire négatif (Figure 55).

Si notre hypothèse était confirmée, le coefficient de régression linéaire constituerait alors un indicateur de dégradation de la forêt que nous appliquerions sur la municipalité de Paragominas dans son ensemble.

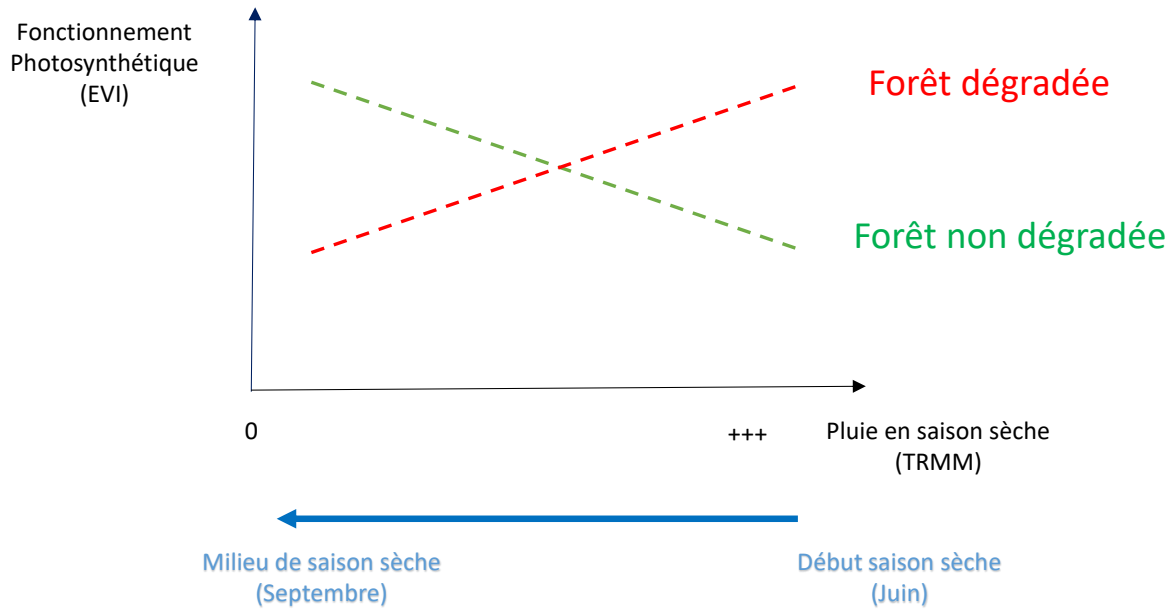


Figure 55 : Relations hypothétiques entre le fonctionnement des forêts dégradées ou non et la pluie lors des quatre premiers mois de saison sèche (de juin à septembre) pour les forêts tropicales humides

4.1. Les données

4.1.1. Points d'observation du niveau de dégradation sur le terrain

En avril – mai 2015, lors d'une mission de terrain, nous avons évalué les classes de dégradation des forêts par une analyse visuelle de la morphologie de la forêt résultant des impacts sur plusieurs années des activités humaines. Les observations de terrain à Paragominas mettent en évidence une grande variabilité spatiale de la dégradation, ceci s'explique par l'interférence des facteurs causant la dégradation et par la complexité de l'histoire de chaque parcelle de forêt depuis l'ouverture du front de colonisation, avec l'accumulation des effets des perturbations sur une période d'une cinquantaine d'années. Résultant de ce cumul de perturbations, il est possible d'identifier des niveaux de dégradation forestière en fonction de critères morphologiques. Les observations ponctuelles de terrain traduites en niveaux de dégradation sont essentielles pour valider les résultats cartographiques issus des traitements d'images satellites qui ont pour objet d'identifier l'extension et l'intensité de la dégradation.

Le travail de terrain a été réalisé avec une équipe de chercheurs et de doctorants du Cirad, de l'Embrapa et de l'université du Mans, composée d'écologues, de spécialistes en télédétection et de géographes. Cette équipe a été réunie dans le cadre du projet ANR Ecotera (ECOefficiences et développement TERritorial en Amazonie Brésilienne), qui a été coordonné par Marie-Gabrielle Piketty du Cirad. Les observations réalisées ont donné lieu à des brainstormings réguliers afin de caractériser la dégradation en s'appuyant sur l'observation visuelle de profils forestiers mettant en évidence des différences de morphologie.

Au début du travail de terrain, nous nous sommes intéressés à la présence et à la densité de grands arbres émergents de la canopée, au nombre de strates, à la densité du sous-bois, à la végétation herbacée et arbustive dans les clairières, à l'abondance des lianes, aux restes des troncs calcinés ou coupés, en associant ces éléments au type de perturbation forestière (coupe sélective, incendie, dégradation à cause du charbon de bois) qui pouvait être directement déduit ou qui nous était indiqué par des personnes rencontrées sur les lieux. A partir de ces observations, nous avons cherché à définir un ensemble de critères clés et intégrateurs, adaptés à une observation visuelle de la morphologie d'un profil forestier.

La morphologie a été finalement qualifiée par quatre critères représentant les dommages résultant de la dégradation (Bourgoin et al. 2016, 2018a) : densité des arbres dominants, rugosité de la canopée, nombre de strates et hauteur de la canopée (Table 4). L'exploitation forestière ou les incendies ont réduit le nombre d'arbres émergents de plus de 30 m de hauteur. La rugosité de la canopée augmente lorsque des grands arbres ont été exploités, laissant des espaces avec une végétation secondaire inférieure. Le nombre de strates est réduit lorsque la forêt est dégradée. Enfin, la hauteur de la canopée est plus faible lorsque les arbres les plus anciens ont été enlevés ou détruits.

Par rapport à un repère local de forêt non perturbée, ces critères ont été utilisés pour évaluer cinq niveaux de dégradation allant de F1 pour les zones non perturbées à F5 pour les zones fortement dégradées (Figure 56). Les observations ont été faites par l'observation de profils forestiers à une distance d'environ 100 à 150 m de la lisière, puisque la lisière subit une dégradation plus intense que le reste de la parcelle forestière et est donc moins représentative de l'ensemble de la parcelle. Pour chaque classe, c'est-à-dire de la classe F1 à la classe F5, nous avons

caractérisé respectivement 20, 15, 16, 21 et 21 points. Chaque observation a été localisée par GPS et utilisée pour valider les résultats de la télédétection.

Indicateurs	*Evaluation*
Rugosité de la canopée	Faible pour les forêts non dégradées, élevée pour les forêts à forte dégradation
Pourcentage d'espace entre les arbres dominants	< 40 % pour les forêts non dégradées, > 80% pour les forêts à forte dégradation
Nombre de strates	4 strates pour les forêts non dégradées, 1 strate pour les forêts à forte dégradation
Hauteur de la canopée	> 20 m pour les forêts non dégradées, < 10 m pour les forêts à forte dégradation

Table 4 *Indicateurs d'observation visuelle du profil forestier afin d'estimer le niveau de dégradation des forêts*

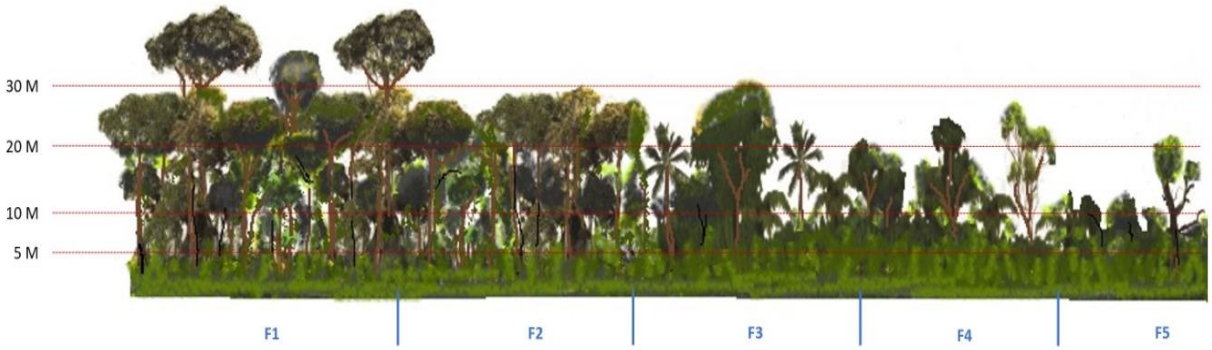


Figure 56. Les cinq niveaux de dégradation des forêts.

Les cinq classes de forêts dégradées, de F1 à F5, résultant d'une intensité croissante de la dégradation forestière sont décrits de la manière suivante :

Niveau F1 : Ce type de forêt est caractérisé par une structure végétale composée par les quatre strates comprenant : - *les arbres émergents (hauteur > 35 m) ;* - *les arbres de la canopée (de 25 à 35 m) ;* - *les arbres du sous- bois (de 15 à 25 m) ;* - *les petits arbres et arbustes (hauteur < 15 m) ;* ***Nb d'observations : 20***	
Niveau F2 : caractérisé par une destruction partielle de la canopée (hauteur ± 25 m). La rugosité de la canopée est ainsi plus élevée que pour le niveau F1, avec la perte d'arbres émergents. ***Nb d'observations : 15***	
Niveau F3 : caractérisé par une destruction élevée de la canopée par la disparition des arbres de moyen et gros diamètres (> 40 cm). La hauteru de la canopée descend vers 15 m et la rugosité de la canopée augmente. ***Nb d'observations : 16***	
Niveau F4 : La hauteur de la canopée ne dépasse pas 15 m. La rugosité est très élevée. ***Nb d'observations : 21***	

Niveau F5 : Ce type de forêt est le plus dégradé. La forêt est formée par deux strates : l'une avec des arbres de 5 à 10m de haut, qui a repoussé par régénération naturelle en raison des grandes ouvertures de canopée, l'autre strate est formée d'arbres anciens souvent morts sur pied. ***Nb d'observations : 21***	

4.1.2. Le choix de la période d'étude en saison sèche

Le choix s'est porté sur la période de juin à septembre (voir figure). Le mois de juin est le premier mois de l'année avec des précipitations inférieures à 100 mm. La baisse des précipitations s'étend jusqu'au mois de septembre. Le mois de septembre peut être considéré comme le mois le plus stressant d'un point de vue hydrique pour la végétation. Le retour des pluies est amorcé en octobre.

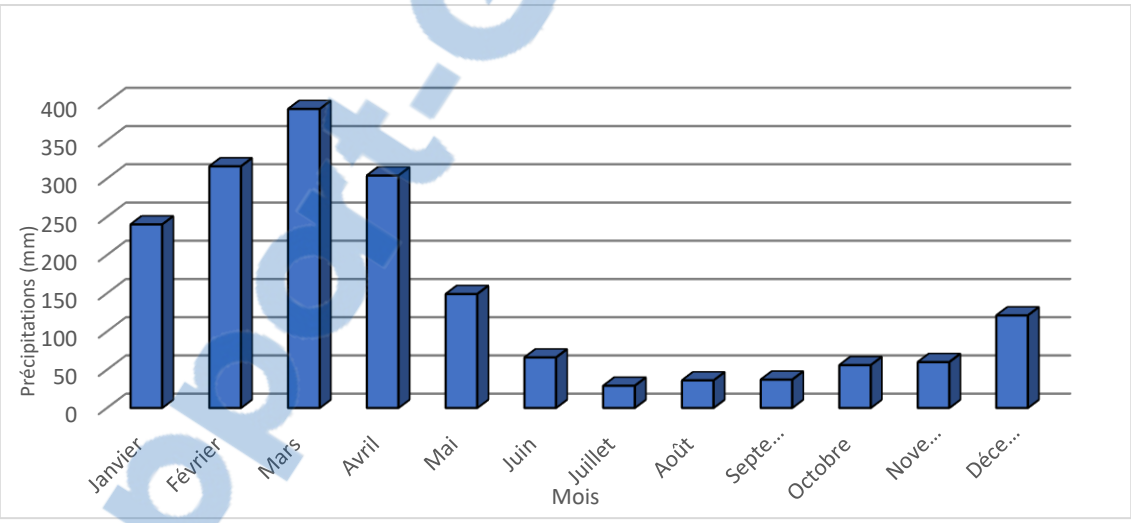


Figure 57. Diagramme des précipitations mensuelles moyennes à Paragominas (CLIMATE-DATA.ORG 2018)

4.1.3. Les données d'activité photosynthétique et pluviométriques

La relation entre l'activité photosynthétique et les précipitations peut être évaluée par télédétection (Clinton et al. 2014; Phompila et al. 2015).

Les données MOD13Q (Enhanced Vegetation Index - EVI) du satellite Terra / Aqua de la NASA, disponibles à la résolution de 250 m et à une fréquence d'images

Rapport-Gratuit.com

reconstituée de 16 jours, nous servent à estimer la variabilité spatio-temporelle de l'activité photosynthétique en début de saison sèche (juin à septembre) sur la période de 2000 à 2015.

Les mesures de précipitation sont obtenues par Tropical Rainfall Measuring Missions TRMM (3B42RT) réalisées par la NASA. Elles fournissent des estimations des précipitations mensuelles à une résolution spatiale de 0,25˚, soit près de 27,8 km sur l'aire d'étude. Ces données ont été collectées pendant la première phase de la saison sèche (juin à septembre) sur la période 2000-2015. Nous avons par ailleurs utilisé le masque forêt / non-forêt construit avec les données de CLASlite (cf. chapitre 3). Afin de valider la capacité de l'indicateur à différencier des niveaux de dégradation, nous avons également utilisé les observations de terrain sur ces derniers (cf. chapitre 3).

4.2. Analyse

4.2.1. Traitements

Il convient tout d'abord d'homogénéiser la résolution entre les deux sources de données : TRMM (3B42RT) présente une résolution spatiale de 0,25° latitude/longitude et MODIS-EVI une résolution de 250 m. Les données TRMM sont re-échantillonnés à une résolution de 250 m pour s'adapter au croisement avec les données de MODIS-EVI. Ensuite, les données de MODIS-EVI sont sommées à un pas de temps mensuel et l'EVI est moyenné sur ce même pas de temps (Figure 55).

4.3.2 Analyse

A partir de ces données, la régression linéaire entre pluie mensuelle et EVI moyen mensuel est calculée (Wong 2011; Broich et al. 2014; Toomey et al. 2011), pour chaque pixel du masque forêt sur les mois de juin, juillet, août et septembre de la période 2000 – 2015. Pour chaque pixel on a donc 64 points (16 années x 4 mois). Deux jeux de données sont utilisés pour étudier la régression linéaire entre EVI et TRMM :

- Les observations de terrain : Forêts F1 à F5. Chaque point d'observation correspond à un pixel.
- Les types de perturbation (voir 3.1.1).

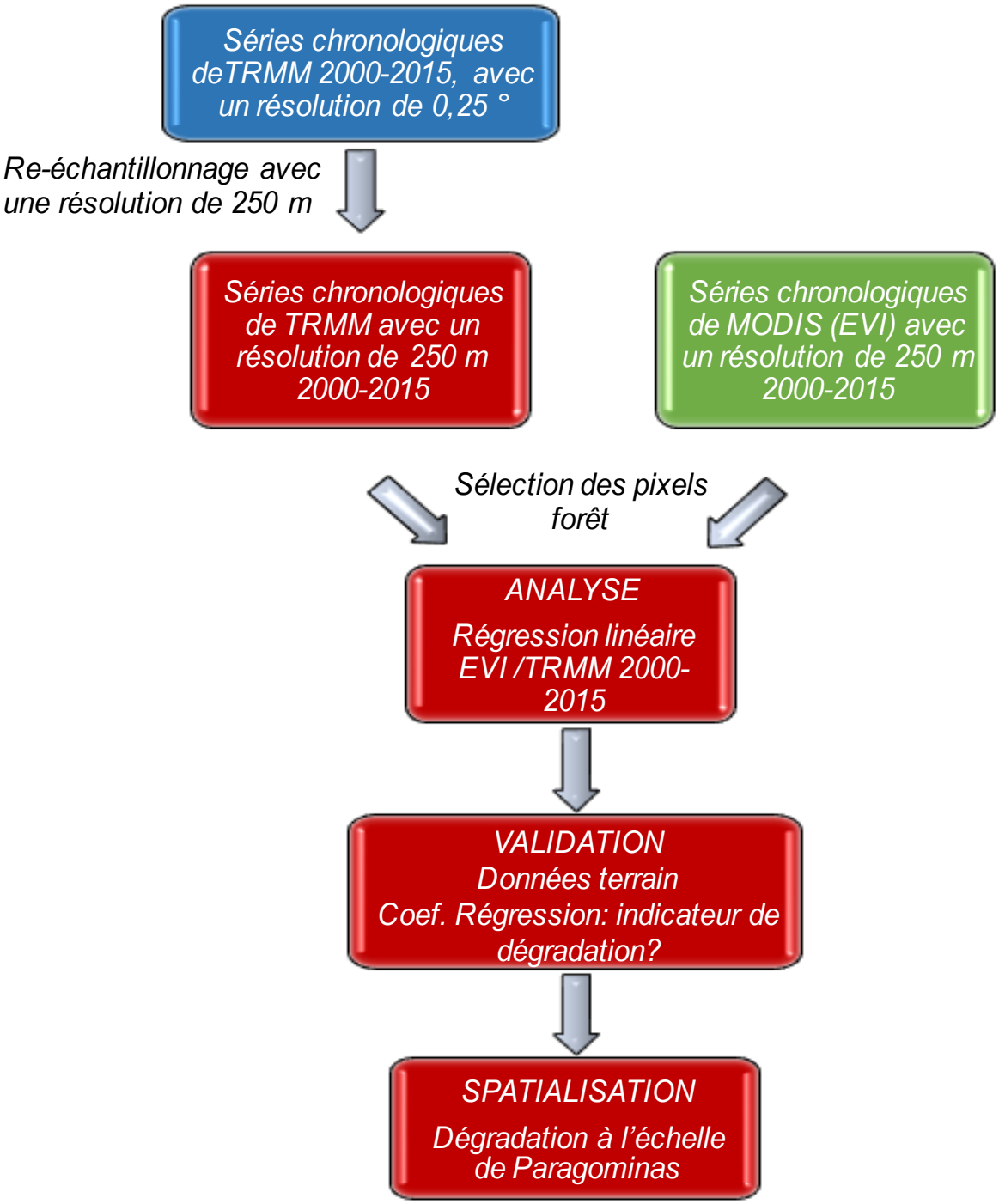


Figure 58. Etapes de la méthodologie pour l'indicateur coefficient de régression linéaire EVI/TRMM

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

4.3. Résultats

4.3.1. Validation du coefficient avec les points d'observation

Validation par les points d'observation du niveau d'intensité de dégradation

La dynamique mensuelle moyenne des valeurs d'EVI (Figure 59) sur les points d'observation de terrain montre bien une différence de comportement entre les forêts fortement dégradées F5 et les forêts non dégradées F1. Les forêts F1 ont une activité photosynthétique qui augmente au début de la saison sèche puis qui se réduit en seconde partie de la saison sèche. A l'inverse, les forêts fortement dégradées F5 montrent une activité photosynthétique qui diminue en même temps que les précipitations, durant le début de la saison sèche : la réduction des pluies s'accompagne d'une réduction de l'activité photosynthétique.

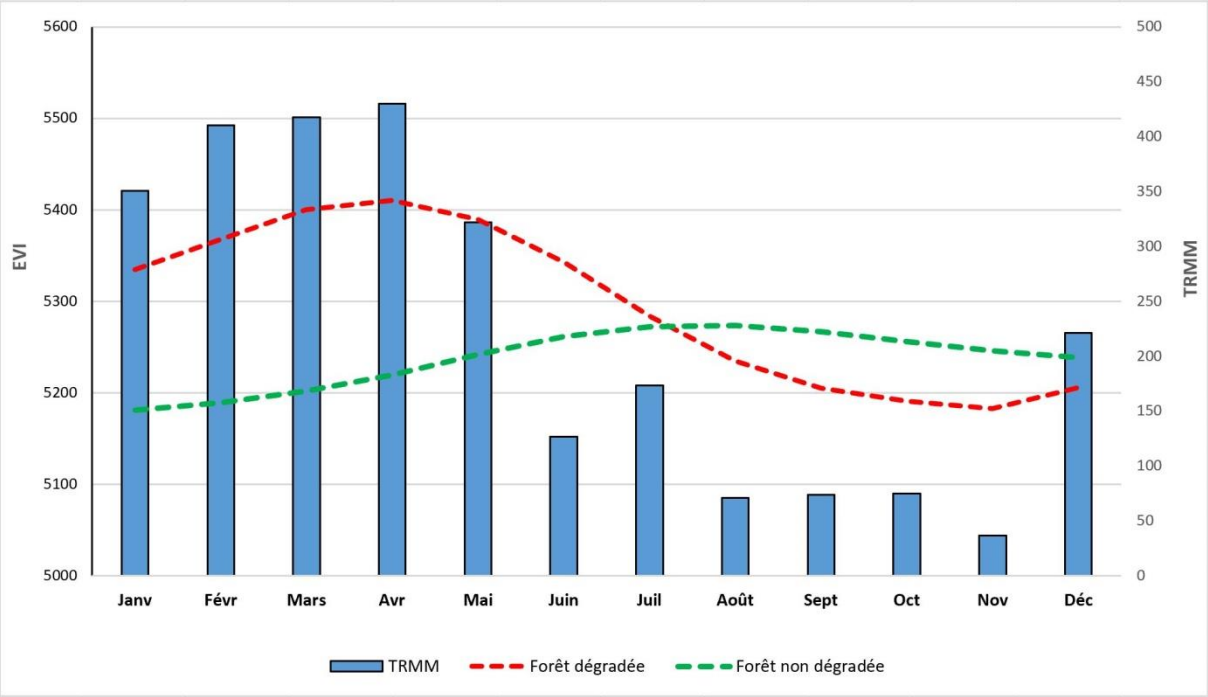


Figure 59. Relation temporelle entre EVI et TRMM pour l'ensemble des points d'observation de deux niveaux de dégradation : forêt primaire fortement dégradée (F5, 21 points) et l'autre en forêt primaire non dégradée (F1, 20 points)

Les valeurs moyennes de la régression entre les valeurs mensuelles d'EVI et de TRMM montrent un gradient croissant selon le niveau de dégradation : -3,29 pour F1 ; -0,61 pour F2 ; +1,98 pour F3 ; +2,91 pour F4 et +2,95 pour F5 (Figure 60).

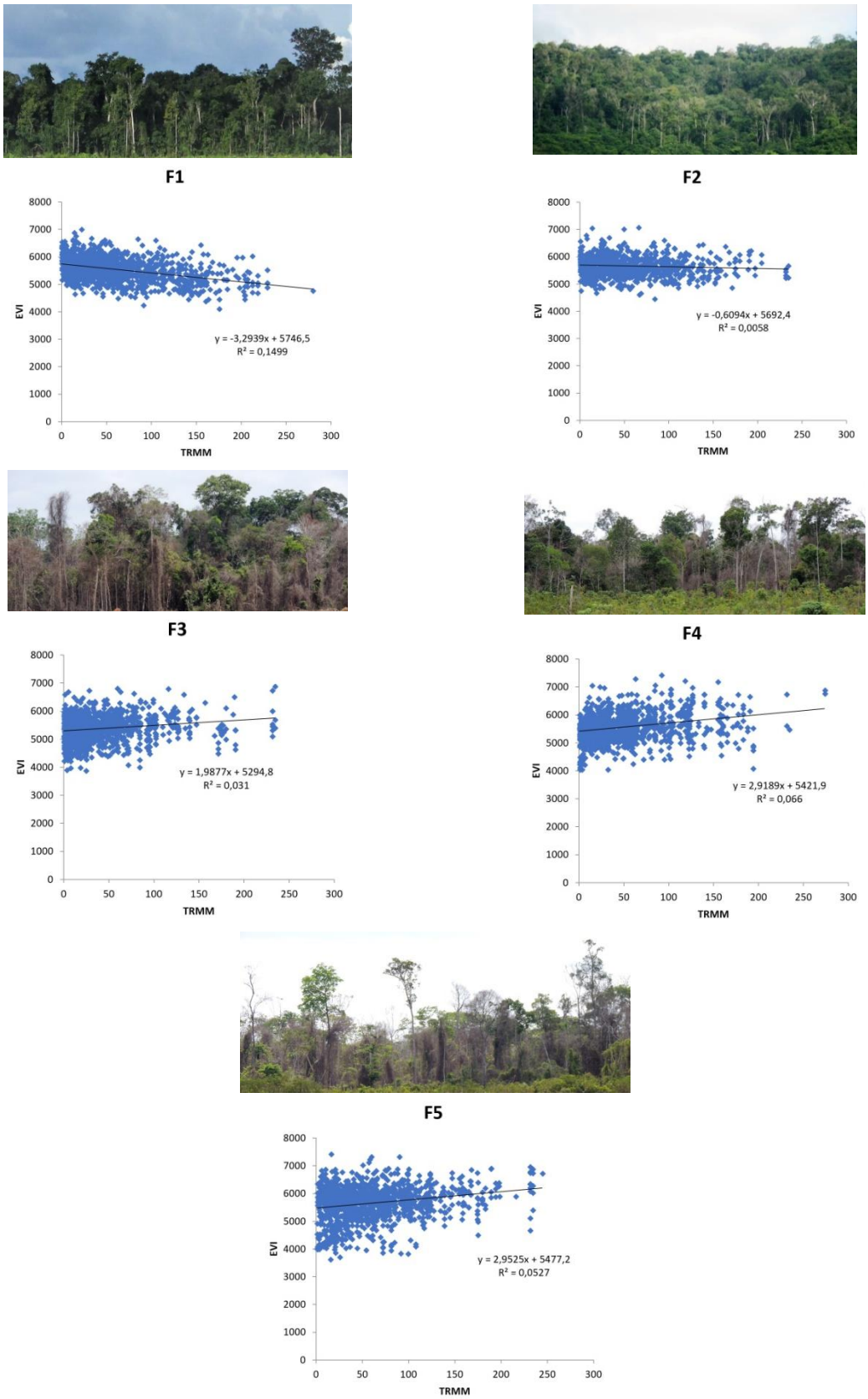


Figure 60. Régression linéaire entre les valeurs mensuelles d'EVI en début de saison sèche (juin à septembre) et de TRMM pour chaque niveau de dégradation (F1 à F5) sur la période 2000 à 2015. Chaque niveau de dégradation est illustré par une photo illustrant le profil de dégradation des forêts.

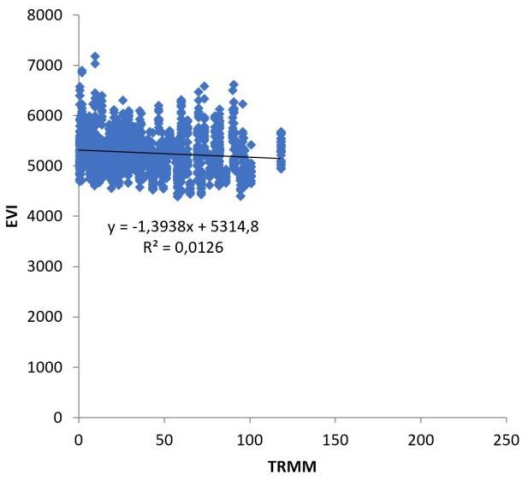
Comme nous l'avons vu précédemment, ceci s'explique par le fait que les forêts non dégradées ont une activité photosynthétique qui augmente pendant le début de la saison sèche. La disponibilité de lumière est plus grande (diminution de l'ennuagement) et les réserves d'eau dans le sol ne sont pas un facteur limitant. La profondeur de leurs racines leur donne accès à la réserve d'eau profonde du sol et l'ambiance du dense couvert forestier reste humide. La réduction de la photosynthèse (diminution de l'EVI) ne survient qu'en seconde partie de saison sèche (figure 6) probablement quand la réserve en eau du sol s'épuise. En revanche, l'activité photosynthétique diminue progressivement dès le début de la saison sèche pour les forêts moyennement à fortement dégradées. Cette diminution pourrait s'expliquer par une faible disponibilité en eau. La dégradation de la structure de canopée expose le milieu aux rayons de soleil et au vent dans les trouées ce qui réchauffe le sol et le sous-bois et accélère le dessèchement.

Le coefficient de régression linéaire entre les données EVI de MODIS et les séries temporelles de précipitations TRMM en début de saison sèche différencie donc les niveaux de dégradation des forêts observés sur le terrain. Il représente la sensibilité de la forêt à la sécheresse. Cette phénologie forestière peut être utilisée en retour pour révéler la variabilité spatiale de la dégradation des forêts.

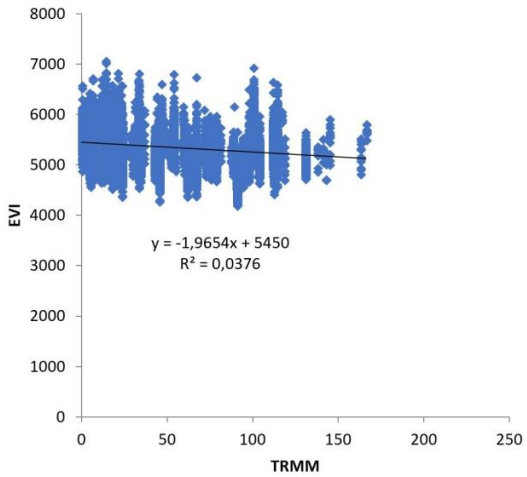
Analyse du coefficient de régression selon le type de perturbation

Le même type de relations est trouvé avec le second jeu de données (Figure 61) :

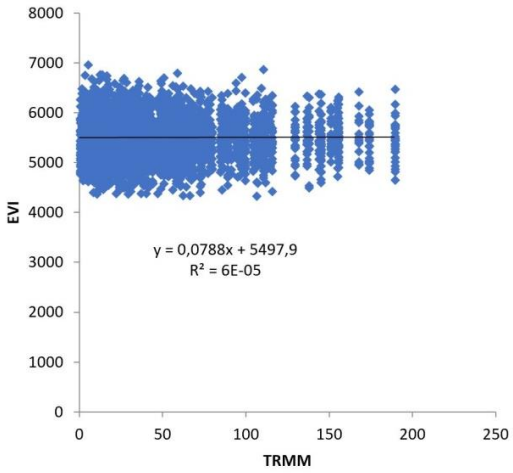
- La valeur du coefficient de régression est nettement négative pour les parcelles de forêt primaire non-dégradée et de forêt en coupe sélective avec plan de gestion (respectivement -1,39 et -1,96) : elles ne montrent donc pas de sensibilité à la sécheresse en début de saison sèche.
- La forêt surexploitée sans plan de gestion montre un coefficient de régression quasi nul (0,07).
- Les zones auparavant exploitées pour le charbon de bois présentent un coefficient de régression positif (+1,63) indiquant une sensibilité marquée à la baisse des pluies en début de saison sèche.
- Les forêts incendiées présentent un coefficient de régression encore plus élevé (+2,19) ; elles sont les plus sensibles à la baisse des pluies en début de saison sèche.



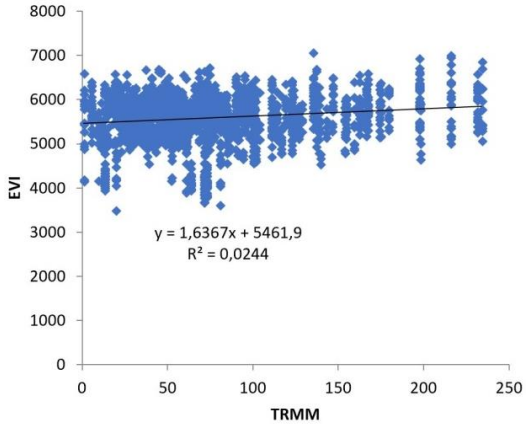
Forêt primaire non-dégradée



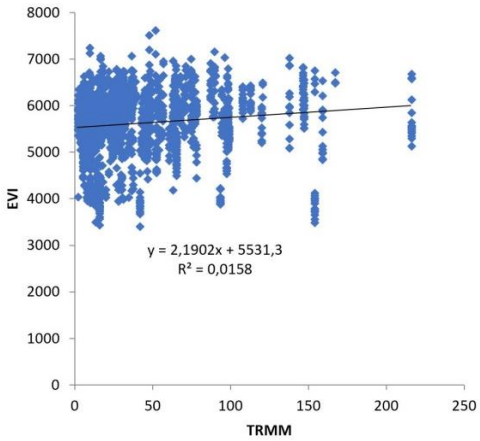
Forêt en coupe sélective avec plan de gestion



Forêt surexploitée sans plan de gestion



Forêt surexploitée pour le charbon de bois



Forêt incendiée

Figure 61. Régression linéaire entre les valeurs mensuelles d'EVI en saison sèche (juin à septembre) et de TRMM pour les cinq types de perturbation des 25 parcelles d'observation

4.3.2. Cartographie à l'échelle de la municipalité

La carte du coefficient de régression linéaire EVI/TRMM représente son calcul en chaque pixel en utilisant les couples de valeurs (EVI ; TRMM) des quatre mois de début de saison sèche durant 15 années (Figure 62). A l'échelle de la municipalité de Paragominas, elle montre des forêts très dégradées dans l'axe méridien, ce qui s'explique par une activité humaine plus élevée à proximité de la route fédérale BR-010 reliant Belém à Brasilia. Les changements d'occupation du sol de la forêt en pâturage et en terre cultivée sont plus intenses et les parcelles forestières restantes, à proximité de zones ouvertes sont plus morcelées et plus dégradées par la coupe sélective, l'extraction de charbon de bois et les incendies. Les forêts les moins dégradées sont aux extrémités du territoire.

Nous reviendrons sur l'interprétation de cette distribution spatiale au chapitre 5.

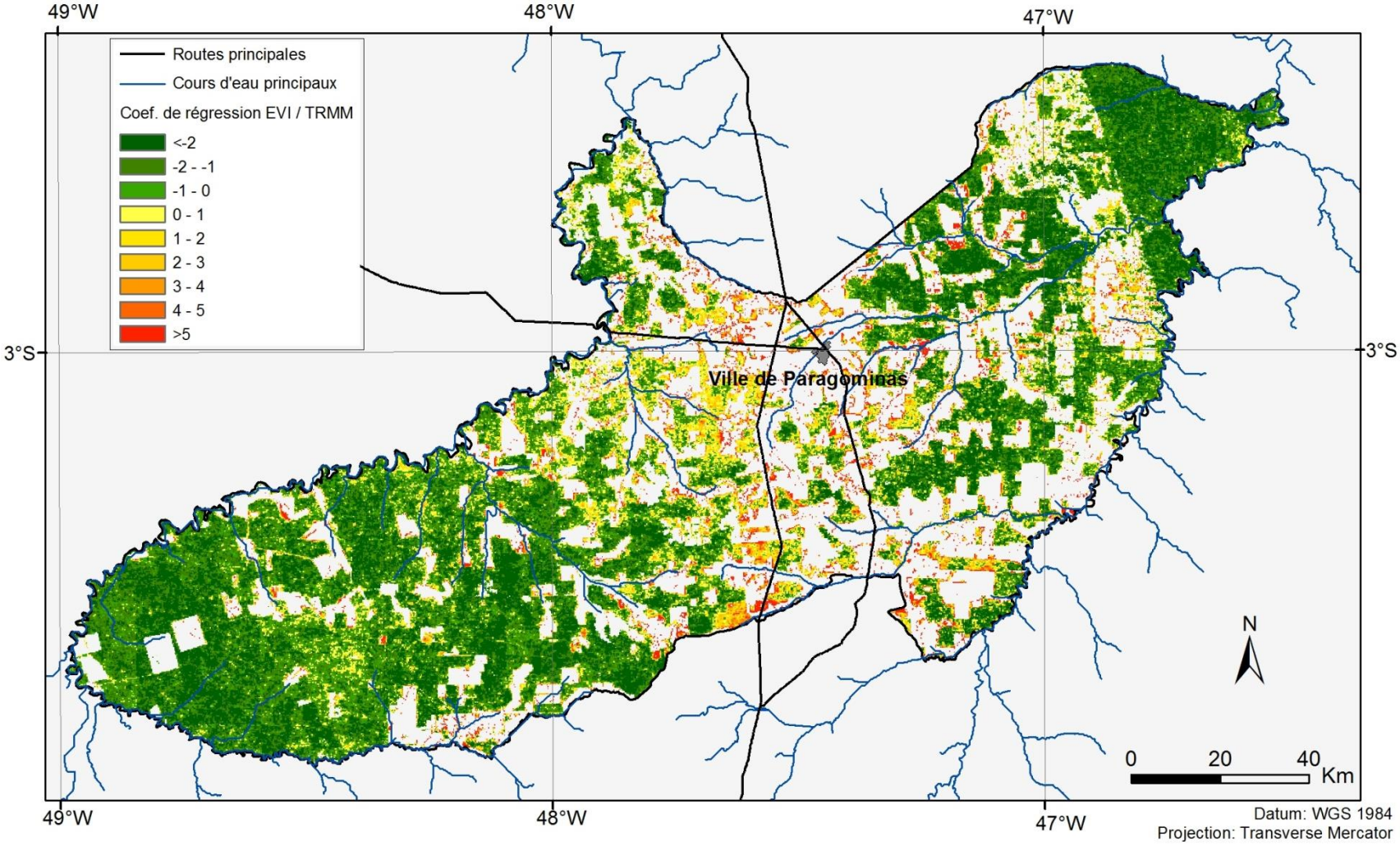


Figure 62. Coefficient de régression linéaire entre EVI-MODIS et TRMM pour la période 2000-2015 au début de la saison sèche (juin à septembre). Les valeurs négatives élevées de couleur vert foncé représentent une forêt peu ou non dégradée, les valeurs positives en couleur rouge représentent les forêts les plus dégradées selon cet indicateur.

4.4. Discussion

La littérature montre que les résultats sur l'EVI à Paragominas sont cohérents avec le modèle saisonnier d'une vaste zone couvrant l'ensemble du domaine forestier pantropical humide à feuilles persistantes. Le surplus de précipitations pendant la saison des pluies en Amazonie conduit à un stockage important de l'eau dans le sol et les nappes souterraines (Crowley et al. 2006; Miguez-Macho et Fan 2012). (Guan et al. 2015) estime que, dans le bassin amazonien, 39,8% de l'approvisionnement en eau durant la saison sèche est fourni par le stockage de l'eau de la saison des pluies précédente (Figure 63). Le bilan en eau et particulièrement le stress hydrique dépendent principalement de la durée de la saison sèche. La réserve en eau du sol est utilisée par la forêt au début de la saisons sèche, avec un taux d'appauvrissement estimé en moyenne à 65 mm/mois, grâce aux racines profondes des plantes (Nepstad et al. 1994; Betts et Silva Dias 2010).

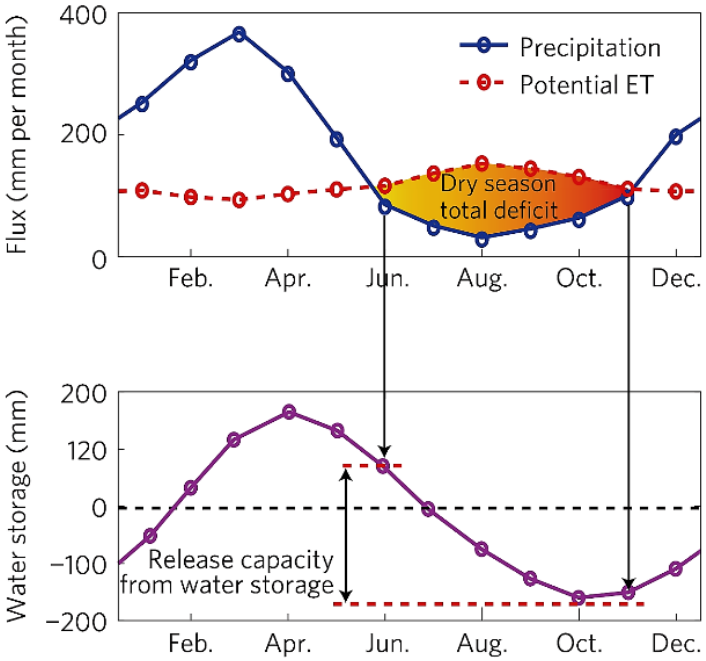


Figure 63. Relation entre le déficit total en saison sèche et la capacité de stockage de l'eau dans les forêts tropicales à feuilles persistantes (Guan et al. 2015)

La littérature montre que les forêts tropicales augmentent leur activité photosynthétique au début de la saison sèche. L'originalité de nos résultats est qu'ils mettent en évidence que ce comportement s'observe seulement pour des forêts primaires non ou peu dégradées. Cette relation n'est pas trouvée pour les forêts

dégradées. Au contraire l'activité photosynthétique diminue durant cette même période pour les forêts dégradées. L'hypothèse pour expliquer ce phénomène dans les forêts dégradées est que les petits arbres des forêts dégradées possèdent un système racinaire plus superficiel, incapable d'accéder à l'eau stockée dans les couches profondes du sol. Par ailleurs, l'ouverture de la canopée augmente le rayonnement et le réchauffement dans le sous-bois et à la surface du sol ce qui accélère le dessèchement. Ces hypothèses d'explication sur les processus en cause seraient à démontrer dans des travaux à venir. Les résultats montrent en tous cas que le coefficient de régression linéaire permet d'identifier l'intensité de la dégradation de la forêt sur plusieurs années. Le coefficient de régression de la relation EVI / TRMM différencie les cinq classes de niveau relevées sur le terrain. Ce coefficient constitue ainsi un indicateur pour spatialiser l'intensité de la dégradation de la forêt.

En s'intéressant au type de perturbation, les résultats présentés ne montrent pas de différence de sensibilité à la sécheresse en début de saison sèche entre la forêt primaire non-dégradée et la forêt en coupe sélective avec plan de gestion : toutes deux augmentent leur activité photosynthétique quand les pluies diminuent, ce qui tend à montrer un impact négligeable de l'exploitation en coupe sélective avec plan de gestion sur le fonctionnement des forêts. La valeur du coefficient de régression est quasi nulle pour la forêt surexploitée sans plan de gestion. Ceci pourrait s'interpréter plutôt comme une compensation des deux facteurs de contrôle mis en évidence dans la littérature : d'une part l'ensoleillement croissant qui favorise l'activité photosynthétique, d'autre part la diminution de la disponibilité en eau contraignante mais non limitante. Les deux autres types de perturbation montrent des dommages plus forts en ce qui concerne la sensibilité de l'activité photosynthétique à la baisse des pluies en début de saison sèche : l'exploitation pour le charbon de bois et encore plus fortement l'incendie, même lorsqu'ils ont affecté la forêt dans le passé, réduisent l'activité photosynthétique de la forêt durant cette saison. Il est par ailleurs intéressant de souligner que l'ordre de dégradation observé avec le coefficient de régression EVI/TRMM sur les parcelles de type de perturbation est similaire à celui obtenu avec la Variance de NPV.

D'autre part, il faut souligner que les forêts dégradées ont une activité photosynthétique plus élevés en saison humide et en début de saison sèche que les

forêts non dégradées (figure 6). Dans ces forêts comme pour les forêts secondaires, la compétition pour l'accès aux ressources est réduite par la plus faible densité d'arbres en comparaison avec celle des forêts non dégradées. Ces forêts dégradées présentent donc au cours de l'année une plus forte variabilité de leur activité photosynthétique alors qu'elle est plus réduite pour les forêts non dégradées (figure 6).

Ces différences sont attribuées à la dégradation de la forêt, ce qui suppose que d'autres facteurs comme la nature du sol soient homogènes. Il serait intéressant dans la zone d'étude d'analyser la relation spatiale entre les valeurs du coefficient de régression linéaire, la nature du sol et la topographie, ces deux dernières variables déterminant la réserve en eau du sol. La variabilité de ces facteurs pourrait expliquer une certaine dispersion dans nos résultats.

L'indicateur a été validé dans une zone de marge de la forêt amazonienne, avec une saison sèche plus longue et plus forte que dans le centre et le nord-ouest du biome de la forêt amazonienne. Il serait intéressant d'en étudier la validité dans d'autres régions du bassin amazonien et dans d'autres forêts tropicales humides.

4.5. Conclusion

Des méthodes font défaut en ce qui concerne l'évaluation des conséquences des perturbations de la structure forestière sur la vulnérabilité aux événements climatiques comme la sécheresse. L'approche proposée montre une relation significative entre la dégradation de la forêt tropicale humide et sa vulnérabilité à la sécheresse : plus la dégradation des forêts est intense, moins son activité photosynthétique en saison sèche est importante. Cette relation étant établie, le coefficient de régression EVI / TRMM sert en retour à évaluer le niveau de dégradation. Il est par ailleurs différencié selon le type de perturbation dominant qu'a connu la forêt sur la durée d'étude et il permet ainsi d'évaluer l'intensité de la dégradation selon le type de perturbation.

Chapitre 5. Analyse territoriale de la dégradation des forêts à Paragominas

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Deux méthodes ont été développées dans cette thèse pour évaluer l'impact à sur une durée de 16 ans des activités anthropiques sur le couvert forestier à l'échelle d'une municipalité. La première avec CLASlite identifie le cumul des impacts de perturbations dans le temps au moyen de la variance de la bande de végétation non-photosynthétique. La seconde s'appuie sur la sensibilité à la sécheresse exprimée par le coefficient de régression linéaire entre l'activité photosynthétique déduite d'EVI-MODIS et la pluie issue de TRMM. Les phénomènes observés sont donc différents mais expriment tous deux les conséquences des activités humaines sur la forêt.

Dans ce cinquième chapitre, nous allons nous intéresser tout d'abord à la convergence spatiale de ces deux indicateurs à l'échelle de la municipalité de Paragominas : les pixels considérés comme les plus dégradés dans une méthode le sont-elles également dans l'autre méthode ? Dans un deuxième temps, l'analyse spatiale nous conduira à évaluer le rôle de facteurs explicatifs dans la distribution de la dégradation à l'échelle de la municipalité. Nous testons des hypothèses explicatives sur la distribution de la dégradation, à savoir si la taille des propriétés agricoles ou forestières, si la distance aux routes asphaltées ou aux pistes les mieux entretenues et si la distance aux villes et villages ont une importance dans les activités perturbant le couvert forestier ? si c'est le cas, avec quels effets de seuils ?

5.1. Convergence des résultats des deux indicateurs à l'échelle municipale

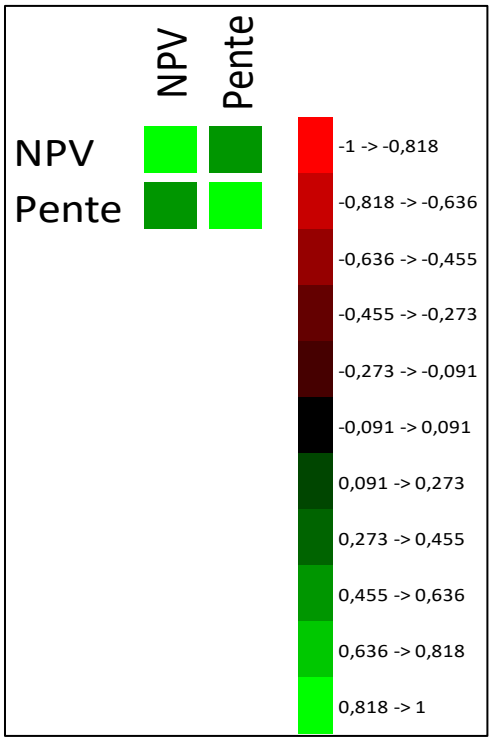
Nous avons tout d'abord procédé à un re-échantillonnage car la résolution spatiale des résultats de la couverture fractionnelle en NPV est de 30 m alors que celle du coefficient de régression EVI/TRMM est de 250 m. La carte de variance de NPV est re-échantillonnée à 250 m suivant le découpage de MODIS, les valeurs des 9 pixels initiaux sont moyennés.

Ensuite, nous calculons le coefficient de corrélation de Pearson (K. Pearson 1897) entre les deux variables sur l'ensemble des forêts primaires. Le coefficient de corrélation varie entre -1 et 1. Une valeur positive indique une corrélation positive qui est d'autant plus forte qu'elle s'approche de 1. Une valeur négative reflète une corrélation négative qui est d'autant plus forte qu'elle s'approche de -1. Une valeur

proche de 0 indique l'absence d'une corrélation linéaire. Nous calculons également le coefficient de détermination qui correspond au carré du coefficient de corrélation (il varie entre 0 et 1) et nous permet de mesurer la force de la liaison entre les deux variables.

Les résultats montrent une corrélation entre les deux variables, puisque nous obtenons un coefficient de Pearson de 0,5 et un coefficient de détermination de 0,25 (

Figure *64* et Figure 65). Ce résultat est significatif (p = 0,0001). Il y a donc convergence entre les deux indicateurs (variance de NPV et coefficient de régression EVI/TRMM) ce qui révèle des estimations de la distribution spatiale de la dégradation de la forêt similaires. Plus la forêt est soumise à des exploitations de bois ou à des incendies fréquents, plus elle est sensible à la sécheresse.



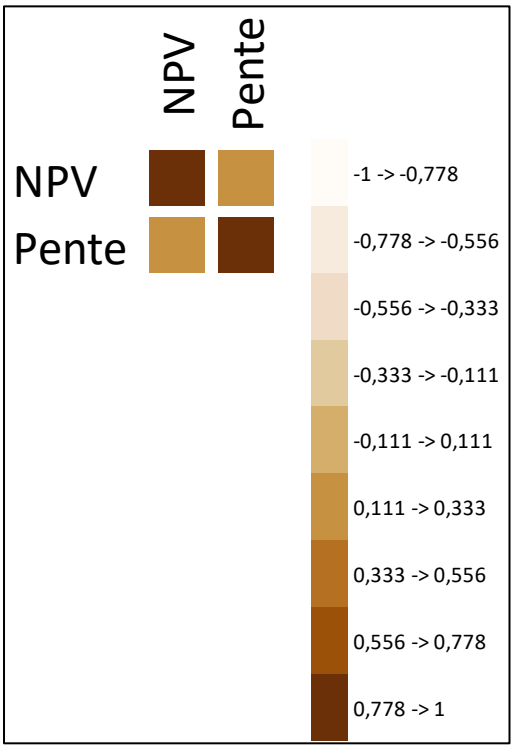


Figure 64. Corrélation : à gauche le coefficient de corrélation de Pearson (0,5) et à droite le coefficient de détermination (0,25) ; p = 0,0001

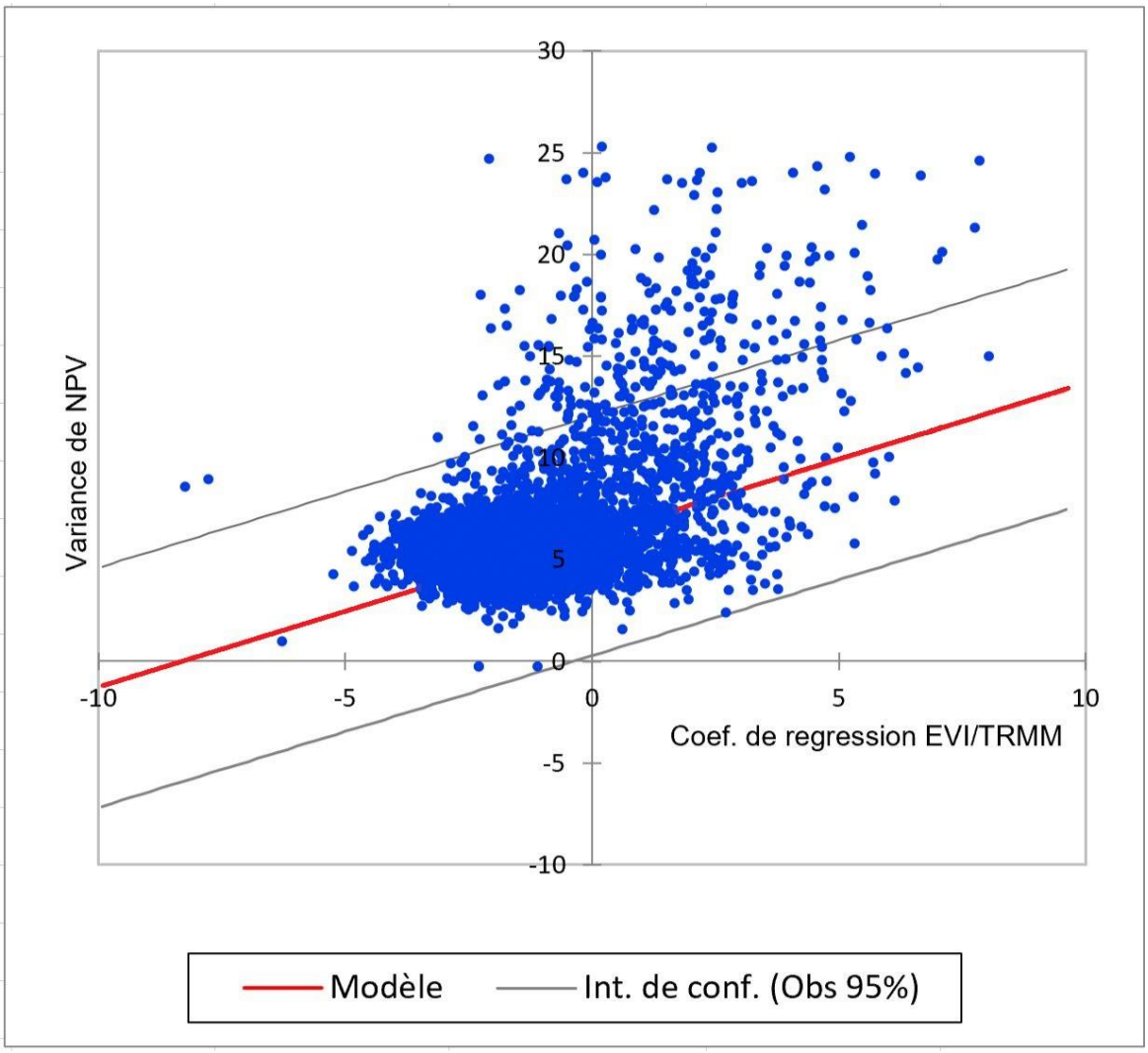


Figure 65. Nuage des points de la matrice de corrélation de Pearson entre la variance de NPV et le coefficient de régression linéaire EVI/TRMM. Le modèle est la droite de régression entre les deux indicateurs (variance de NPV et coefficient de régression linéaire EVI/TRMM)

La carte de la (Figure 66) montre une corrélation inégalement distribuée entre les deux indicateurs. Elle est beaucoup plus forte et positive à la bordure des forêts qu'au sein des massifs forestiers où elle peut être négative. La plus forte convergence entre ces deux indicateurs en bordure de forêt peut s'interpréter par des processus de dégradation en lisière de forêt qui génèrent à la fois de la végétation non photosynthétique et une plus forte sensibilité à la sécheresse. Il est en effet reconnu que la mortalité des arbres est plus élevée et que le milieu forestier est soumis à une plus forte évapotranspiration en bordure de forêt du fait de la surexposition au vent et au soleil (Laurance et al. 1997). Cependant il convient de

prendre ces résultats avec prudence : bien que les cartes des deux indicateurs soient issues d'un masque forêt – non-forêt, les pixels forestiers de bordure peuvent être mixtes ce qui entraînerait en effet une contamination du signal par des cultures ou prairies forcément plus sensibles à la sécheresse (coefficient de corrélation EVI/TRMM fortement positif) et avec plus de végétation non-photosynthétique en saison sèche (variance de NPV élevée).

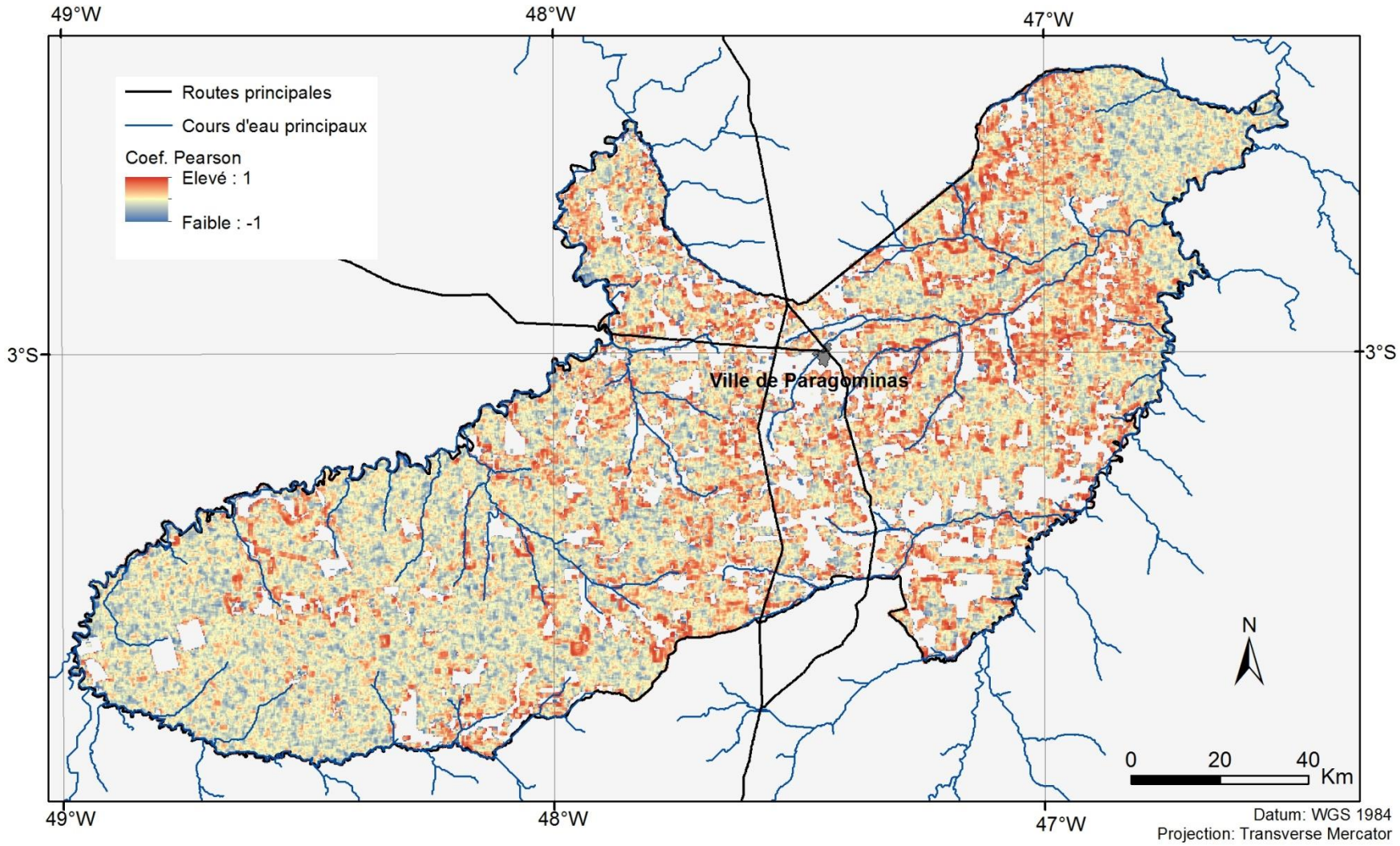


Figure 66. Corrélation de Pearson entre la variance de NPV et le coefficient de régression linéaire EVI/TRMM

5.2. Facteurs explicatifs de la distribution territoriale de la dégradation des forêts

Différents facteurs liés à l'organisation du territoire peuvent avoir a priori un impact sur la dégradation de la forêt : la taille des propriétés, la proximité des routes en bon état, des villes et villages. Ils déterminent les pratiques forestières et agricoles, l'accessibilité (pour l'exploitation de ressources ligneuses) et la diffusion de phénomènes (pour l'incendie).

5.2.1. Relation entre la dégradation et la taille des propriétés

Le Secrétariat à l'Environnement (SEMA) de l'Etat du Pará produit une cartographie des Cadastres Environnementaux Ruraux (CAR) délimitant les propriétés agricoles (Figure 67). Cette base de données géographiques a été croisée spatialement à la variance de NPV. Des classes de taille de propriété ont été constituées. Dans chaque classe il y a une quantité différente de propriétés, avec un nombre beaucoup plus élevé dans les petites. Pour chaque classe de taille de propriété, la variance moyenne de NPV a été calculée sur l'ensemble des pixels.

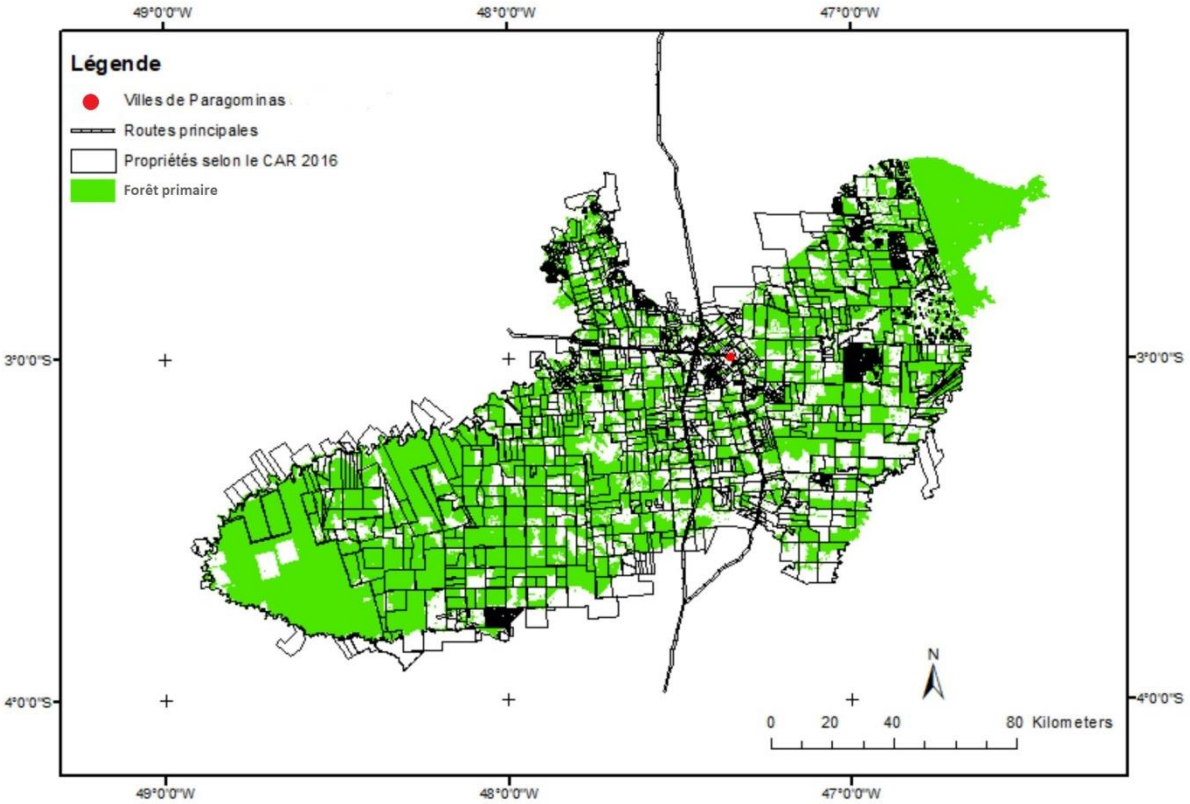


Figure 67 : Limites des propriétés issues du CAR (SEMA, Estado do Pará)

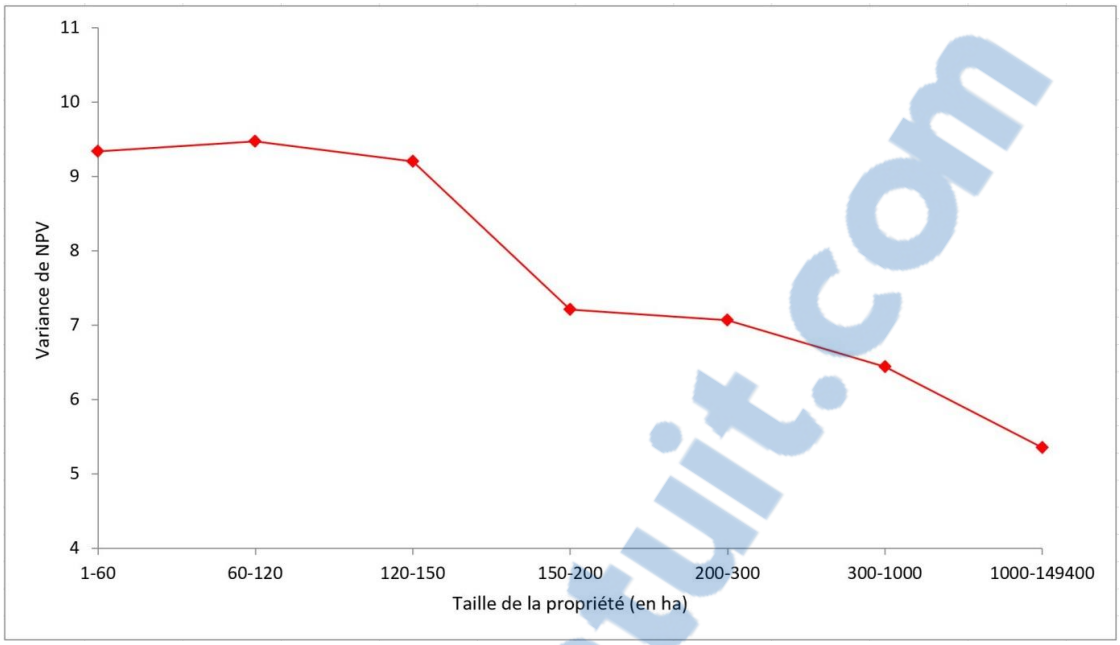


Figure 68. Relation entre la taille de la propriété et la variance de NPV

Les résultats (Figure 68) montrent une variance moyenne de NPV nettement plus élevée dans les propriétés de moins de 150 ha ; puis un palier avec des valeurs nettement plus basses de 150 à 300 ha et ensuite des valeurs encore plus faibles pour les classes de taille de propriété supérieures (classe fortement influencée par la propriété de l'entreprise forestière de la Cikel, en plan de gestion durable, qui couvre 149 000 ha).

Ainsi, les petites propriétés sont plus affectées par la dégradation forestière. Ceci peut s'expliquer par la poursuite des systèmes d'agriculture sur brûlis et de nettoyage des pâturages par le feu dans certaines petites propriétés (Viana et al. 2012) qui gagnent les propriétés voisines mais aussi par une plus forte fragmentation du paysage dans ces zones avec des patchs de forêt étroits (comme cela est visible sur la carte du masque des forêts (cf. Chapitre 3), à proximité de la réserve indigène, dans le nord-est de la municipalité) et par une plus forte densité de population ce qui constitue un facteur de risque d'incendies volontaires ou involontaires. La forêt y est plus accessible, plus exploitée et plus affectée par la propagation d'incendies non maîtrisés provenant des zones ouvertes. Au contraire, les grands propriétaires, plus fortement impliqués dans la gouvernance municipale, se sont engagés depuis 2007 dans le Município Verde et cherchent à se mettre en conformité vis-à-vis de la réglementation sur la réserve légale. Disposant d'engins mécaniques et usant d'herbicides, ils n'ont pas besoin de recourir au feu (Laurent, Arvor, et al. 2017a).

Rapport-Gratuit.com

Nos résultats rejoignent ceux observés dans d'autres travaux sur la déforestation, qui a été plus ample dans les zones occupées par de grandes propriétés mais a plus fortement baissé que dans les zones de petites propriétés (Letourneau 2015). Ce phénomène met en lumière le moindre impact des politiques de protection des forêts vis-à-vis des agriculteurs familiaux amazoniens.

Le coefficient de régression linéaire EVI/TRMM ne présente pas de relation significative avec la taille des propriétés (Figure 69), hormis pour les propriétés de 120 à 150 ha où la forêt présente une sensibilité à la sécheresse plus élevée et pour les propriétés de plus de 1 000 ha qui sont nettement moins sensibles à la sécheresse (mais là aussi pour la classe des plus grandes propriétés, la Cikel a un poids important dans les résultats, étant en plan de gestion durable, il est logique qu'elle soit moins affectée par la dégradation). Le fait que cet indicateur ne distingue pas un niveau de dégradation différent entre les petites et les grandes propriétés peut s'expliquer par la résolution spatiale. En effet, le paysage des zones d'agriculture familiale est très morcelé avec des patchs de quelques hectares de forêt primaire, secondaire, de cultures, de prairies. Cette mosaïque est constituée d'unités inférieure ou voisine de la résolution MODIS avec des pixels de 6,25 ha. Les patchs de forêt les plus dégradés, environnés d'autres occupations du sol, ont pu être classés comme non forestiers et ne plus peser dans les résultats d'EVI/TRMM, alors qu'ils sont observables dans les résultats de la variance de NPV. Mais ceci est une hypothèse d'explication qui mériterait d'être vérifiée.

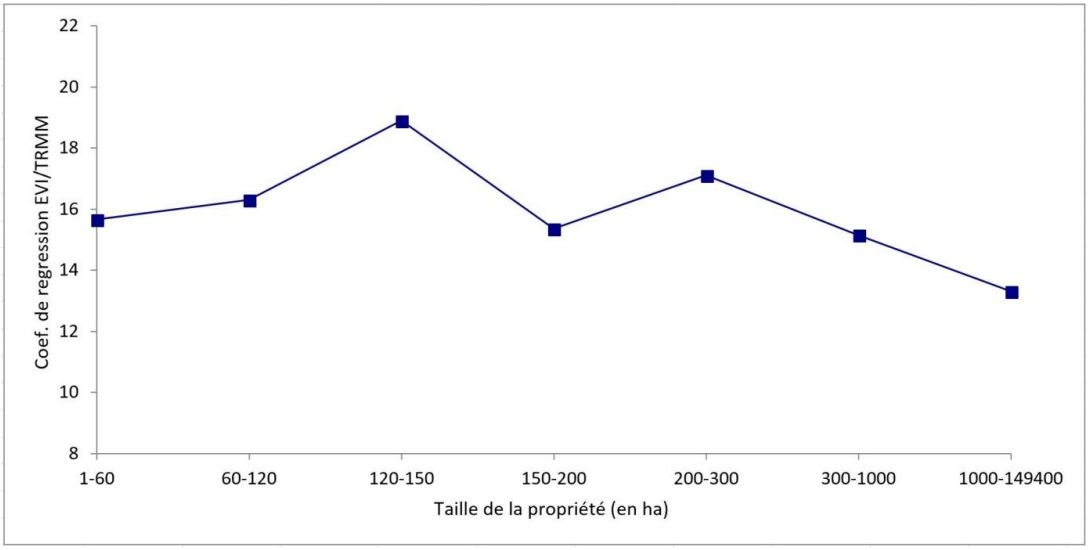


Figure 69. Relation entre le coefficient de régression linéaire EVI/TRMM et la taille des propriétés

5.2.2. Relation entre la dégradation et la distance aux routes principales

Les routes jouent un rôle très important dans les dynamiques de changement de l'occupation du sol en Amazonie (A. Veríssimo et al. 1996; Uhl et Vieira 1989b; Letourneau 2015; Barber et al. 2014). Nous avons pris en compte dans l'analyse qui suit uniquement les routes asphaltées (la BR-010 reliant Belém à Brasilia et la PA-256 joignant la ville de Paragominas au rio Capim vers l'ouest, en direction de Tome Açu) et la piste en latérite régulièrement entretenue (PA-125), de direction nord-sud, doublant la BR-010 à l'est. Les autres pistes sont difficilement praticables en saison des pluies, ce qui limite l'accès aux zones qu'elles desservent, nous ne les avons pas retenues pour cette raison. Des zones tampons ont été créées autour des premières, à une équidistance de 2 km.

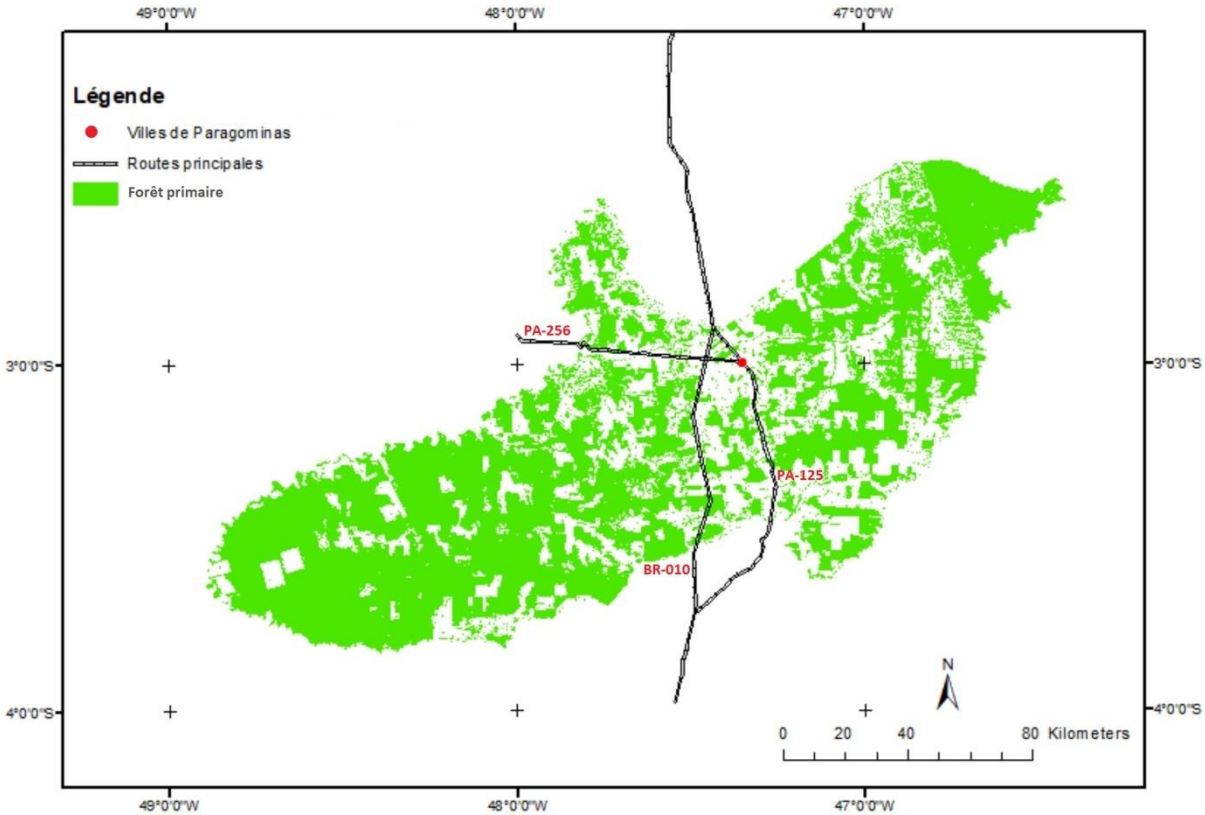


Figure 70 : Routes principales traversant Paragominas

La variance moyenne de NPV a été calculée pour chaque zone de distance aux routes principales. Les résultats (Figure 71) montrent que cet indicateur décroît en s'éloignant des routes : la dégradation forestière est donc liée à la distance aux

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

routes. Les valeurs de l'indicateur de dégradation Variance de NPV sont nettement plus fortes à moins de 2 km des routes principales. Elles atteignent un palier entre 4 et 10 km, puis diminuent à nouveau pour se stabiliser au-delà de 12 km.

La relation entre le coefficient de régression linéaire EVI/TRMM et la distance aux routes (Figure 72) converge avec les résultats de l'indicateur précédent. La dégradation selon cet indicateur est nettement plus élevée à moins de 2 km des routes, elle descend jusqu'à un palier de 4 à 8 km et décroît encore jusqu'à un autre palier au-delà de 14 km.

La relation entre la distance aux routes et la dégradation des forêts s'explique par l'accessibilité qui facilite l'exploitation de produits ligneux (bois d'œuvre jusqu'à présent et charbon de bois dans le passé). L'accessibilité accrue augmente par ailleurs le risque de départ de feu accidentel ou volontaire lié au flux de personnes. Elle incite également à la transformation d'usage du sol. L'ouverture de la forêt en champs et en pâturages entraîne un morcellement des parcelles forestières subsistantes ce qui augmente le linéaire de bordure et ainsi les risques de propagation du feu dans les forêts (Mark A. Cochrane 2002).

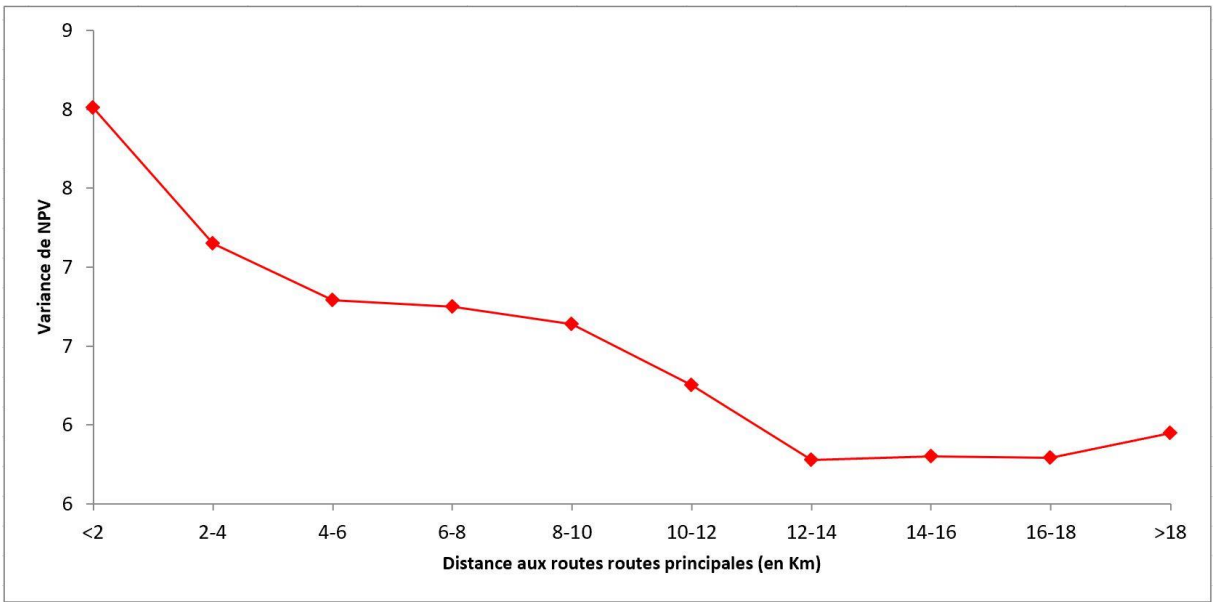


Figure 71. Relation entre la variance de NPV et la distance aux routes principales

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

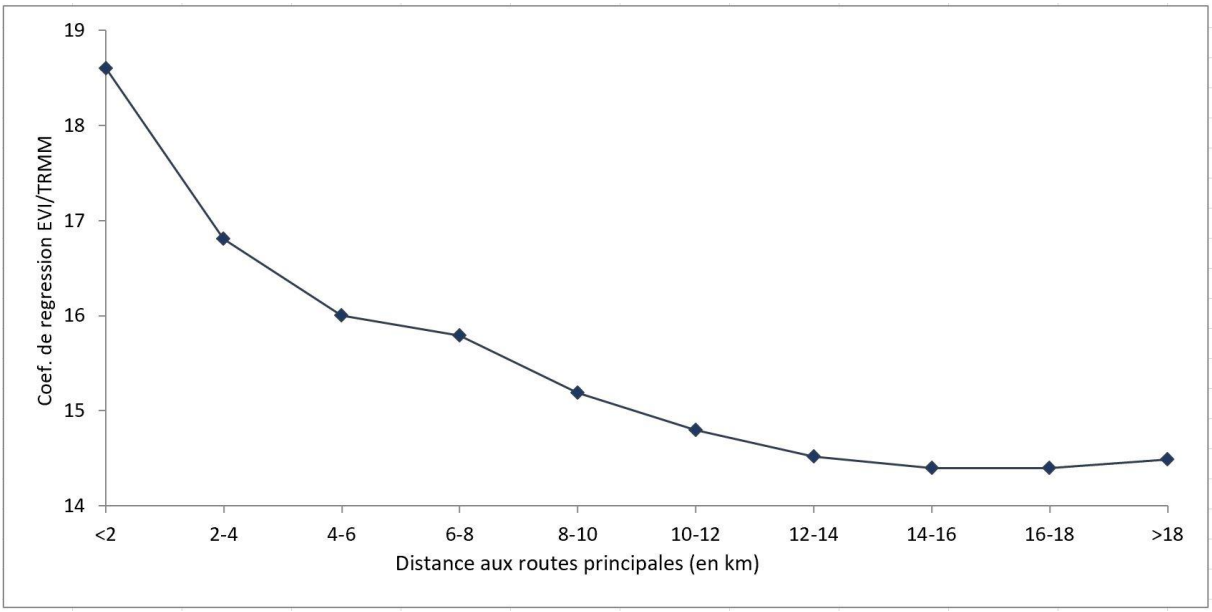


Figure 72. Relation entre le coefficient de régression linéaire EVI/TRMM et la distance aux routes principales

Il reste très peu de forêts faiblement dégradées proches des routes principales comme l'attestent les cartes des deux indicateurs. Mais, ce facteur n'explique pas toute la distribution spatiale de la dégradation. Ainsi, des secteurs éloignés des routes principales et en petites propriétés sont fortement affectées par la dégradation comme cela s'observe dans le nord-est de la municipalité, à plus de 18 km des routes principales, à proximité de la CAIP en zone d'agriculture familiale.

5.2.3. Relation entre la dégradation et la distance aux villes et aux villages

Les zones habitées sont potentiellement un facteur de dégradation des forêts environnantes. La cartographie des villes et villages à l'intérieur de la municipalité ou à l'extérieur à proximité, est issue de la photo-interprétation à partir d'ArcGIS *World Imagery* (*Figure 73*) (*entre* autres, la ville d'Ulianopolis le long de la BR-010 au sud). Des zones tampon ont été créées avec des équidistances de 5 km autour de toutes les villes et villages identifiés.

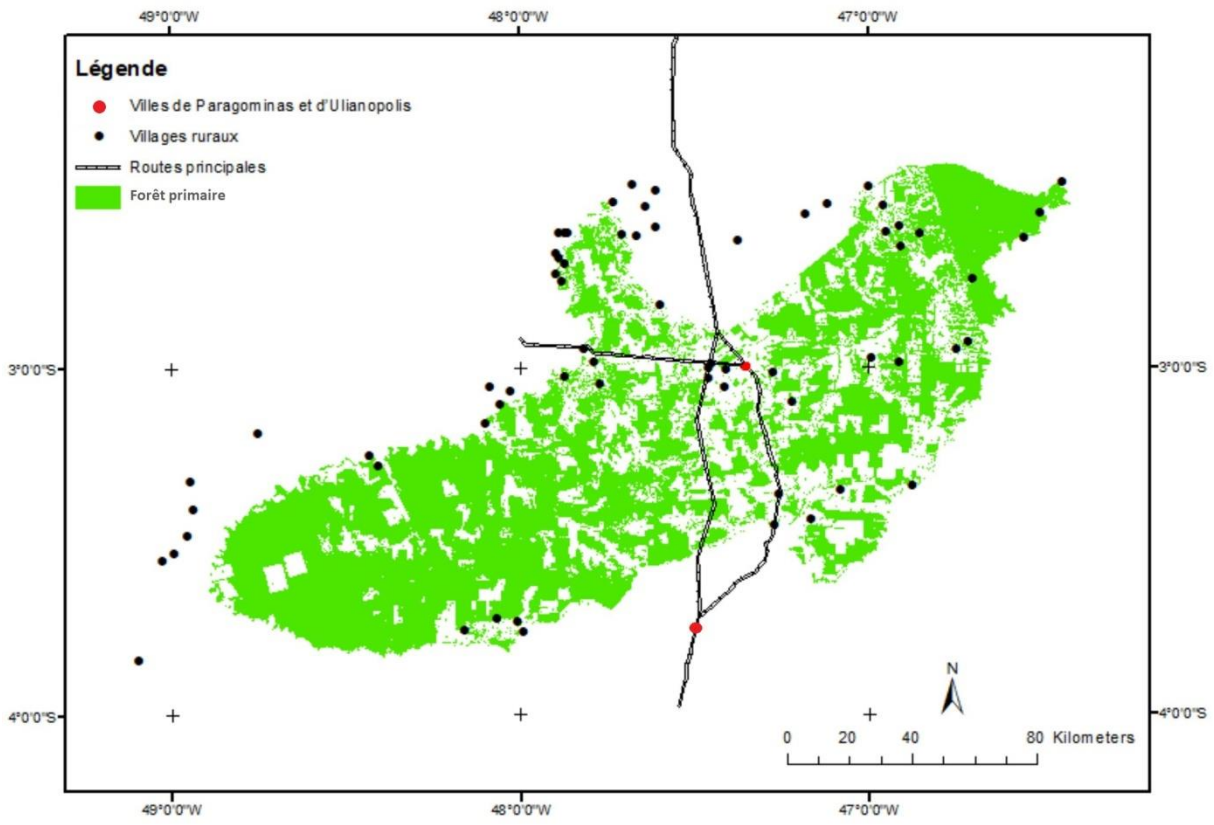


Figure 73 : Villes et villages pris en compte dans l'analyse

La variance moyenne de NPV a été calculée pour chaque zone de distance aux zones urbainisées. L'indicateur montre une dégradation décroissante en fonction de cette distance, avec une relation quasiment linéaire (Hasan et al. 2017).

Le coefficient de régression EVI/TRMM moyen pour chaque zone présente des résultats qui convergent avec ceux de l'indicateur Variance de NPV, hormis une dégradation qui décroît moins rapidement jusqu'à 10 km (Figure 75).

La relation de la dégradation à la distance aux villes et villages s'explique en partie par l'accessibilité. Comme pour la distance aux routes, la présence d'une population augmente le risque de départ de feu accidentel ou volontaire. Les plantations familiales (les *roças*) sont situées près des villages où la population rurale est concentrée, elles font encore parfois l'objet de brûlis, ce qui favorise la propagation d'incendies. L'activité agricole accroît par ailleurs le morcellement des forêts qui augmente à son tour la vulnérabilité au feu et à l'assèchement par effet de bordure.

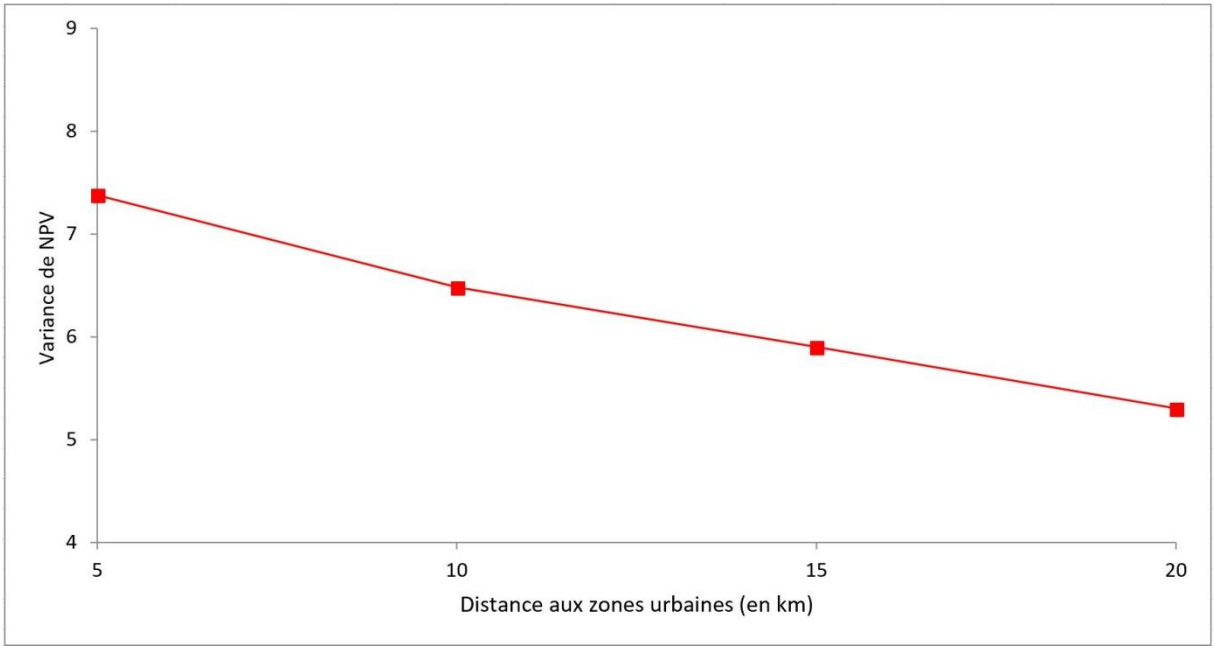


Figure 74. Relation entre la variance de NPV et la distance aux zones urbaines

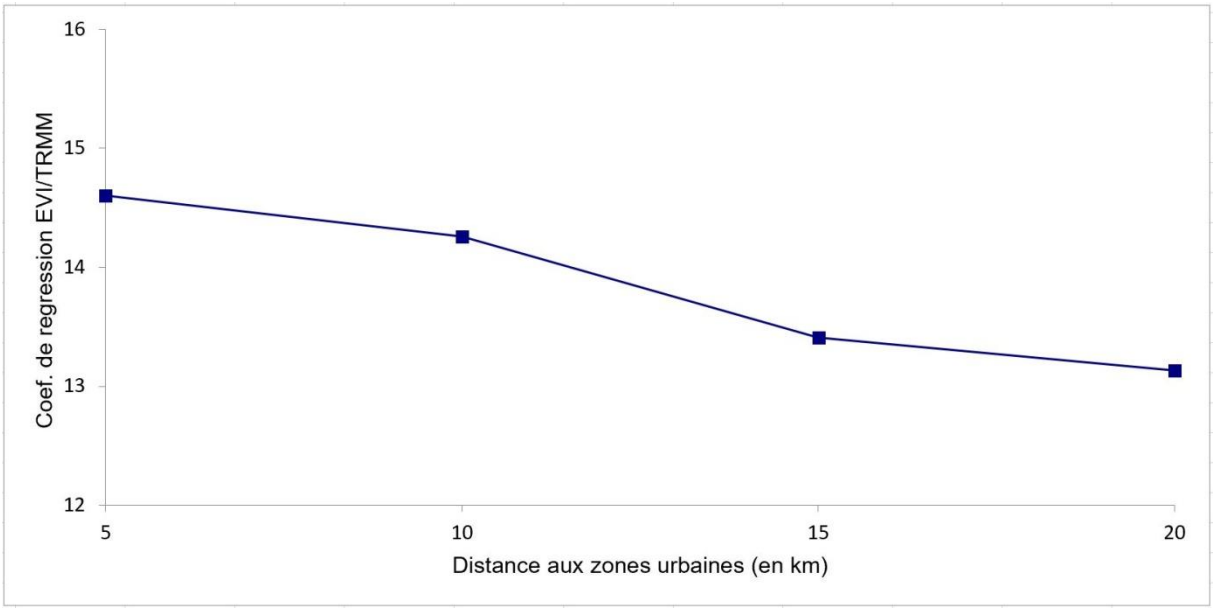


Figure 75. Relation entre le coefficient de régression linéaire EVI/TRMM et la distance aux zones urbaines

5.3. Conclusion

Les deux indicateurs, variance de NPV et coefficient de régression linéaire EVI/TRMM, montrent une corrélation significative. Bien qu'ils mesurent des processus différents, fréquence et ampleur des perturbations sur une série chronologique pour l'un, sensibilité à la sécheresse pour l'autre, ils définissent dans l'espace des intensités de dégradation similaires. Cependant, la corrélation entre les deux indicateurs n'est pas homogène dans l'espace : elle est plus significative en bordure de forêt, vraisemblablement du fait de l'ampleur de processus auxquels les deux indicateurs seraient plus sensibles.

Les différents facteurs explicatifs pris en compte dans l'analyse à l'échelle du territoire (taille des propriétés, distance aux routes et aux zones urbaines) montrent des liens spatiaux avec la dégradation forestière évaluée par les deux indicateurs (hormis pour entre les petites et les grandes propriétés avec EVI/TRMM). La connaissance des pratiques de la dégradation forestière en lien avec ces facteurs mériterait d'être approfondie, nous avons émis des hypothèses d'explication sans une réelle démonstration qui nécessiterait d'autres travaux par des enquêtes. L'analyse des structures de paysage pourrait faire l'objet de calcul de métriques (morphologie des patchs, fragmentation du paysage etc.) qui seraient à croiser à la dégradation pour expliquer son intensité.

L'analyse spatiale fait apparaître schématiquement quatre zones sur le territoire municipal de Paragominas :

- La zone centrale : les forêts près de la ville et près des routes principales, appartenant à de grandes propriétés de cultures de grains et d'élevage, se caractérisent par une dégradation élevée à très élevée en raison de l'intensité des activités humaines qui exercent des pressions causant la dégradation des forêts telles que la fragmentation du paysage avec l'ouverture de champs et de pâturages, l'extraction des ressources ligneuses (charbon de bois dans le passé et exploitation de bois d'œuvre sans plan de gestion) et la fréquence des départs d'incendie.
- La zone nord-est et de façon plus limitée des espaces au nord-ouest ou au sud où l'agriculture familiale prédomine avec une dégradation élevée à très

élevée. Elle aussi est soumise à des activités humaines intenses et fréquentes avec notamment l'usage du brûlis pour nettoyer les pâturages des plantes invasives et pour détruire la jachère forestière avant la mise en culture. La petite taille des propriétés génère par ailleurs une fragmentation plus élevée avec des formes de patchs forestiers en lanière étroite.

- La zone sud-ouest : Elle est nettement moins affectée par les coupes de bois et par la dégradation zonale des incendies ou extractions de charbon de bois car elle est loin des axes routiers, des zones peuplées. Une vaste portion de cette zone est en plan gestion durable ce qui permet de conserver de faibles niveaux de dégradation. Les causes d'incendie y sont rares.
- La zone à l'extrême nord-est est protégée par la réserve indigène Alto Rio Guamá : la forêt y est bien préservée. Les amérindiens y pratiquent de l'agriculture sur brûlis et exploitent des arbres pour leurs propres besoins, mais la faible densité humaine en limite les impacts. Bien qu'elle soit protégée, elle est cependant ponctuellement affectée par des coupes illégales de bois destiné à être commercialisé.

Dans des travaux futurs, il serait intéressant d'analyser l'évolution de la dégradation durant les 15 dernières années au sein de chaque zone.

Conclusion générale

Rapport-Gratuit.com

Les besoins des populations et les aspirations des états en la croissance économique des régions tropicales forestières ne peuvent être ignorés, mais il convient de trouver des voies de développement qui assurent un équilibre entre ces besoins et la conservation des ressources naturelles. Les forêts de l'Amazonie sont des écosystèmes très particuliers et d'une grande importance pour l'humanité en raison des nombreux services écosystémiques qu'elles rendent. Grâce aux politiques publiques fédérales ou des états fédérés, à l'engagement de filières économiques et à l'implication des collectivités territoriales, la déforestation a nettement baissé depuis 2004 au Brésil. Mais la dégradation reste mal évaluée et plusieurs études montrent qu'elle se poursuit même dans les territoires où la déforestation a été ralentie, ce qui relativise la réussite des politiques de conservation de forêts. Assurer un développement durable de l'Amazonie implique donc de renforcer le suivi des forêts primaires tout particulièrement dans les fronts pionniers où les patchs forestiers sont soumis à de multiples perturbations.

Les travaux qui ont fait l'objet de cette recherche ont montré qu'il est possible sur de vastes espaces (de l'ordre de plusieurs dizaines de milliers de km²) d'évaluer l'ampleur de la dégradation grâce à des indicateurs phénologiques et de suivre la dynamique de certaines composantes du couvert végétal révélant les impacts de différentes activités humaines. L'indicateur NPV issu d'une série temporelle d'images Landsat et obtenu grâce au progiciel CLASlite est un moyen de cartographier les dégâts annuels dans les forêts sur de vastes surfaces. Nous pouvons suivre par ce moyen différentes trajectoires selon les lieux en distinguant les phases de perturbations successives, qui atteignent ou non l'épuisement des ressources ligneuses exploitables, puis connaissent ou non une phase de restauration, avec croissance de la forêt, qui reste un processus lent dépendant de l'intensité des dégâts antérieurs et de facteurs naturels (sol et climat local). Globalement à l'échelle municipale, l'indicateur NPV issu de CLASlite fait apparaître différentes phases : une forte dégradation au début de la période d'étude, puis une amélioration de 2007 à 2011 qui peut s'expliquer par le contrôle environnemental sur la production illégale de bois ; après 2011, le taux de dégradation des forêts augmente, soit parce que les contrôles ont baissé, soit parce que les acteurs de la filière forestière ont développé des stratégies de contournement des réglementations. Agrégé sur plusieurs années, en se fondant sur la relation que plus les perturbations sont amples et fréquentes,

Rapport gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

plus la forêt est durablement dégradée, la variance de NPV permet d'évaluer la dégradation forestière sur une quinzaine d'années.

L'indicateur coefficient de régression linéaire EVI/TRMM met en évidence l'impact des perturbations sur la sensibilité de la forêt à la sécheresse. Le niveau d'intensité de la dégradation relevé sur le terrain est corrélé à la sensibilité à la sécheresse. Ainsi, plus la structure de la forêt est atteinte, plus l'activité synthétique baisse rapidement en saison sèche. Ceci s'expliquerait par le fait que lorsque la forêt est dégradée, elle perdrait partiellement sa capacité à exploiter la réserve en eau du sol et, en étant plus ouverte, elle serait plus soumise à l'évapotranspiration.

Les deux indicateurs de dégradation, la variance de NPV et le coefficient de régression linéaire EVI/TRMM, sont assez bien corrélés dans l'espace ce qui montre un lien entre la fréquence et l'ampleur des perturbations d'une part et la sensibilité à la sécheresse d'autre part. Des facteurs explicatifs apparaissent dans la distribution spatiale de la dégradation à l'échelle de la municipalité. La proximité des routes et des zones urbaines facilite l'accès aux parcelles forestières pour l'exploitation de leurs ressources ligneuses, elle accroît également les risques de départ d'incendie. La taille des propriétés montre une relation avec la dégradation : la dégradation est plus importante dans les petites exploitations ce qui peut s'expliquer par une plus grande exposition au feu et une plus forte fragmentation des forêts.

En perspective, la relation spatiale entre la dégradation et les activités humaines la générant mériterait d'être approfondie, notamment en ce qui concerne l'importance de la fragmentation et des structures de paysages. Il conviendrait également de lier l'évaluation de la distribution spatiale de la dégradation à celle de la biodiversité observée et à la fourniture de services écosystémiques tels que la séquestration du carbone.

La sensibilité différenciée à la sécheresse entre différentes intensités de dégradation que nous avons mises en évidence pourrait par ailleurs servir à l'estimation des risques d'incendie. Les feux sont fréquents en saison sèche dans les fronts pionniers particulièrement sur les marges de l'Amazonie, ils détruisent des forêts, des pâturages et des cultures et atteignent les zones urbanisées, ils émettent des gaz à effet de serre et polluent l'atmosphère de particules fines dangereuses

pour la santé des populations. Leur propagation est liée à un assèchement de la forêt en saison sèche qui peut être suivi par le coefficient de régression linéaire EVI/TRMM.

La question du devenir de ces forêts et de la gestion qui pourrait en être faite reste ouverte. Comment l'emploi des indicateurs proposés pourrait servir au pilotage de politiques de restauration ou de compensation ? Cela mériterait de croiser spatialement l'évaluation de la dégradation aux activités et aux logiques des producteurs agricoles et des acteurs territoriaux pour construire des solutions adaptées aux enjeux territoriaux du développement durable. La gestion des patchs de forêt primaire dégradée dans les espaces d'agriculture familiale ne peut ainsi pas prendre la même voie que celle des réserves légales des grandes exploitations d'élevage ou de grains, celle des terres les plus fertiles et accessibles est à différencier de celle des terres sableuses et éloignées des routes. Par ailleurs, comment associer dans le cadre d'une gestion territoriale, les forêts primaires dégradées et les forêts secondaires issues de l'abandon des pâturages dégradés (corridors écologiques, espaces tampons de protection des ressources en eau, compensations etc.) ? Les méthodes de cartographie de la dégradation que nous proposons pourraient alimenter des outils de gestion intégrée du territoire.

Bibliographie

Achard, F., Rome (Italy) Global Terrestrial Observing System Secretariat Fao, S. Brown, M. S. AraúJo, R. DeFries, G. (ed) Grassi, M. (ed) Herold, et al. 2011. « A sourcebook of methods and procedures for monitoring and reporting anthropogenic greenhouse gas emissions and removals caused by deforestation, gains and losses of carbon stocks in forests remaining forests, and forestation ». http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=XF2015011830.

Aguiar, Ana Paula Dutra, Ima Célia Guimarães Vieira, Talita Oliveira Assis, Eloi L. Dalla-Nora, Peter Mann Toledo, Roberto Araújo Oliveira Santos-Junior, Mateus Batistella, et al. 2016. « Land Use Change Emission Scenarios: Anticipating a Forest Transition Process in the Brazilian Amazon ». *Global Change Biology* 22 (5): 1821-40. https://doi.org/10.1111/gcb.13134.

Aguilar, Fernando J., Abderrahim Nemmaoui, Manuel A. Aguilar, Mimoun Chourak, Yassine Zarhloule, et Andrés M. García Lorca. 2016. « A Quantitative Assessment of Forest Cover Change in the Moulouya River Watershed (Morocco) by the Integration of a Subpixel-Based and Object-Based Analysis of Landsat Data ». *Forests* 7 (1): 23. https://doi.org/10.3390/f7010023.

Alencar, Ane A. C., Luis A. Solórzano, et Daniel C. Nepstad. 2004. « Modeling Forest Understory Fires in an Eastern Amazonian Landscape ». *Ecological Applications* 14: 139-49. https://doi.org/10.1890/01-6029.

Alves, L. W. R., E. J. M. Carvalho, et L. G. T. Silva. 2014. « Diagnóstico agrícola do município de Paragominas, PA. », juin. http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/988380.

Andersen, Hans-Erik, Stephen E. Reutebuch, Robert J. McGaughey, Marcus V. N. d'Oliveira, et Michael Keller. 2014. « Monitoring selective logging in western Amazonia with repeat lidar flights ». *Remote Sensing of Environment*, Special Issue on 2012 ForestSAT, 151 (août): 157-65. https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.08.049.

Andrade, F. S. 2011. « Variabilidade da precipitação pluviométrica de um município do estado do Pará ». *Engenharia Ambiental - Espír ito Santo do Pinhal, v. 8, n. 4, p. 138-145, out. /dez. 2011*, 2011.

Aragão, Luiz Eduardo O. C., Yadvinder Malhi, Rosa Maria Roman-Cuesta, Sassan Saatchi, Liana O. Anderson, et Yosio Edemir Shimabukuro. 2007. « Spatial Patterns and Fire Response of Recent Amazonian Droughts ». *Geophysical*

Research Letters 34 (7). http://www.academia.edu/6841874/Spatial_patterns_and_fire_response_of_recent_Amazonian_droughts.

Arima, Eugenio Y., Paulo Barreto, Elis Araújo, et Britaldo Soares-Filho. 2014. « Public policies can reduce tropical deforestation: Lessons and challenges from Brazil ». *Land Use Policy* 41 (novembre): 465-73. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.06.026.

Asner, G. P. 2004. « Biophysical Remote Sensing Signatures of Arid and Semiarid Ecosystems ». Remote Sensing for Natural Resources, Management and Environmental Monitoring, S. L. Ustin, Ed., Pp. 53-109, Wiley & Sons, New York. 2004. https://www.researchgate.net/publication/236768739_Biophysical_Remote_Sensing_Signatures_of_Arid_and_Semiarid_Ecosystems.

Asner, G. P., et K. B. Heidebrecht. 2002. « Spectral unmixing of vegetation, soil and dry carbon cover in arid regions: Comparing multispectral and hyperspectral observations ». *International Journal of Remote Sensing* 23 (19): 3939-58. https://doi.org/10.1080/01431160110115960.

Asner, Gregory P. 1998. « Biophysical and Biochemical Sources of Variability in Canopy Reflectance ». *Remote Sensing of Environment* 64 (3): 234-53. https://doi.org/10.1016/S0034-4257(98)00014-5.

Asner. 2009. « Automated Mapping of Tropical Deforestation and Forest Degradation: CLASlite ». *Journal of Applied Remote Sensing* 3 (1): 033543. https://doi.org/10.1117/1.3223675.

Asner, Gregory P., Eben N. Broadbent, Paulo J. C. Oliveira, Michael Keller, David E. Knapp, et José N. M. Silva. 2006. « Condition and Fate of Logged Forests in the Brazilian Amazon ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103 (34): 12947-50. https://doi.org/10.1073/pnas.0604093103.

Asner, Gregory P., Michael Keller, Marco Lentini, Frank Merry, et Souza Jr Carlos. 2009. « Selective Logging and Its Relation to Deforestation ». *Amazonia and Global Change. Geophysical Monograph Series. Vol. 186. Washington, DC: American Geophysical Union. p. 25-42.*, 25-42.

Asner, Gregory P., Michael Keller, Jr. Rodrigo Pereira, Johan C. Zweede, et Jose N. M. Silva. 2004. « Canopy Damage and Recovery after Selective Logging in

Amazonia: Field and Satellite Studies ». *Ecological Applications* 14 (4): S280-98.

Asner, Gregory P., David E. Knapp, Eben N. Broadbent, Paulo J. C. Oliveira, Michael Keller, et Jose N. Silva. 2005. « Selective Logging in the Brazilian Amazon ». *Science* 310 (5747): 480-82. https://doi.org/10.1126/science.1118051.

Asner, Gregory P., et David B. Lobell. 2000. *A biogeophysical approach for automated SWIR unmixing of soils and vegetation. Remote Sensing of Environment*.

Asner, Gregory P., et Raul Tupayachi. 2016. « Accelerated Losses of Protected Forests from Gold Mining in the Peruvian Amazon ». *Environmental Research Letters* 12 (9): 094004. https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa7dab.

Atlas of forest. 2018. « Atlas of Forest Landscape Restoration Opportunities, World resources institute, university of Maryland ». 2018. http://www.wri.org/applications/maps/flr-atlas/#.

Baccini, A., W. Walker, L. Carvalho, M. Farina, D. Sulla-Menashe, et R. A. Houghton. 2017. « Tropical Forests Are a Net Carbon Source Based on Aboveground Measurements of Gain and Loss ». *Science (New York, N.Y.)* 358 (6360): 230-34. https://doi.org/10.1126/science.aam5962.

Baker, Tim R., Julia P. G. Jones, Olivia R. Rendón Thompson, Rosa Maria Román Cuesta, Dennis Del Castillo, Ivis Chan Aguilar, Jorge Torres, et John R. Healey. 2010. « How Can Ecologists Help Realise the Potential of Payments for Carbon in Tropical Forest Countries? » *Journal of Applied Ecology* 47 (6): 1159-65. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01885.x.

Barber, Christopher P., Mark A. Cochrane, Carlos M. Souza, et William F. Laurance. 2014. « Roads, Deforestation, and the Mitigating Effect of Protected Areas in the Amazon ». *Biological Conservation* 177 (septembre): 203-9. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.07.004.

Barbosa, A. Pinto. 1974. « Bargaining Costs and Social Choice under Uncertainty ». *Public Choice* 17 (1): 85-91.

Barbosa, Humberto A, Michel D. S. Mesquita, et T. V. Kumar. 2011. « What Do Vegetation Indices Tell Us about the Dynamics of the Amazon Evergreen Forests? » *Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil, 30 de Abril a 05 de Maio de 2011, INPE p.6488*.

Barlow, Jos, Carlos A. Peres, Bernard O. Lagan, et Torbjorn Haugaasen. 2003. « Large Tree Mortality and the Decline of Forest Biomass Following Amazonian Wildfires ». *Ecology Letters* 6 (1): 6-8. https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00394.x.

Barros, A. C., et A. Verissimo. 2002. « A Expansão madeireira na Amazônia: Impactos e perspectivas para o desenvolvimento... - ». Belém - Pará: Imazon 2002. 2002. http://www.ebah.com.br/content/ABAAAfcP4AH/a-expansao-madeireira-na-amazonia-impactos-perspectivas-desenvolvimento-sustentavel-no.

Bartholomé, E., et A. S. Belward. 2005. « A new approach to global land cover mapping from Earth observation data ». *International Journal of Remote Sensing* 26 (mai): 1959-77. https://doi.org/10.1080/01431160412331291297.

Bastos, T. X., N. A. Pacheco, R. de O. Figueiredo, et G. de F. G. da Silva. 2005. « Características agroclimáticas do município de Paragominas. - Portal Embrapa ». Embrapa Amazônia Oriental, Documentos ISSN 1517-2201 Novembro, 2005 228. 2005. https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/407905/caracteristicas-agroclimaticas-do-municipio-de-paragominas.

Bastos. 2007. « Características agroclimáticas do município de Paragominas. », décembre. http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/407905.

Bendahan, A. B., S. A. Carvalho, L. De Navegantes, R. D. Castro, C. Carvalho, P. Martins, J. B. Veiga, M. G. Piketty, J. F. Tourrand, et R. Poccard-Chapuis. 2013. « Paragominas ou la succession de modèles controversés pour l'Amazonie ». In *Colloque international CANAL2013 - Circulations et appropriations des normes et des modèles de l'action locale, 20-23 mars 2013, Agropolis, Montpellier (France)*, 1-12.

Berenguer, Erika, Joice Ferreira, Toby Alan Gardner, Luiz Eduardo Oliveira Cruz Aragão, Plínio Barbosa De Camargo, Carlos Eduardo Cerri, Mariana Durigan, Raimundo Cosme De Oliveira, Ima Célia Guimarães Vieira, et Jos Barlow. 2014. « A Large-Scale Field Assessment of Carbon Stocks in Human-Modified Tropical Forests ». *Global Change Biology* 20 (12): 3713-26. https://doi.org/10.1111/gcb.12627.

Berenguer, Erika, Toby A. Gardner, Joice Ferreira, Luiz E. O. C. Aragão, Plínio B. Camargo, Carlos E. Cerri, Mariana Durigan, Raimundo C. Oliveira Junior, Ima

C. G. Vieira, et Jos Barlow. 2015. « Developing Cost-Effective Field Assessments of Carbon Stocks in Human-Modified Tropical Forests ». *PLOS ONE* 10 (8): e0133139. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0133139.

Betts, A. K., et M. A. F. Silva Dias. 2010. « Progress in Understanding Land-Surface-Atmosphere Coupling from LBA Research ». J. Adv. Model. Earth Syst., Vol. 2, Art. 6, 20 pp.

Bin Tangki, Hamzah. 2014. « Impacts of Forest Degradation and Oil Palm Conversion on Ecosystem Structure and Functioning in Sabah, Malaysian Borneo ». https://doi.org/10.5167/uzh-102280.

Blaser, J., A. Sarre, S. Poore, et S. Johnson. 2011. « Status of tropical forest management 2011 ». ITTO Technical Series No 38. International Tropical Timber Organization, Yokohama, Japan. 2011. http://www.itto.int/direct/topics/topics_pdf_download/topics_id=2660&no=0&disp=inline.

Botta, Aurélie, Navin Ramankutty, et Jonathan A. Foley. 2002. « Long-Term Variations of Climate and Carbon Fluxes over the Amazon Basin ». *Geophysical Research Letters* 29 (9): 33-1-33-34. https://doi.org/10.1029/2001GL013607.

Bourbier, Lucas, Guillaume Cornu, Alexandre Pennec, Christine Brognoli, et Valéry Gond. 2013. « Large-Scale Estimation of Forest Canopy Opening Using Remote Sensing in Central Africa ». *Bois et Forêts des Tropiques*, nº 3015: 3-9.

Bourgoin, Clément, Lilian Blanc, Jean Stéphane Bailly, Guillaume Cornu, Erika Berenguer, Johan Oszwald, Isabelle Tritsch, et al. 2018. « The Potential of Multisource Remote Sensing for Mapping the Biomass of a Degraded Amazonian Forest ». *Forests* 9. https://doi.org/The potential of multisource remote sensing for mapping the biomass of a degraded amazonian forest. Bourgoin Clément, Blanc Lilian, Bailly Jean Stéphane, Cornu Guillaume, Berenguer Erika, Oszwald Johan, Tritsch Isabelle, Laurent François, Hasan Ali F., Sist Plinio, Gond Valéry. 2018. Forests, 9 (6), 21 p. https://doi.org/10.3390/f9060303 <https://doi.org/10.3390/f9060303> Article en libre accès.

Bourgoin, Clément, Blanc Lilian, Nicolas Baghdadi, Ferreira Joice, Oszwald Johan, Plinio Sist, et Valéry Gond. 2016. *A typology of forest degradation in the*

Rapport-Gratuit.com

eastern Amazon using remote sensing. https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1790.6167.

Broich, M., A. Huete, M. G. Tulbure, X. Ma, Q. Xin, M. Paget, N. Restrepo-Coupe, K. Davies, R. Devadas, et A. Held. 2014. « Land surface phenological response to decadal climate variability across Australia using satellite remote sensing ». *Biogeosciences* 11 (18): 5181-98. https://doi.org/10.5194/bg-11-5181-2014.

Brown, Sandra, et Ariel E. Lugo. 1990. « Tropical Secondary Forests ». *Journal of Tropical Ecology* 6 (1): 1-32.

Bustamante, Mercedes M. C., Iris Roitman, T. Mitchell Aide, Ane Alencar, Liana O. Anderson, Luiz Aragão, Gregory P. Asner, et al. 2016. « Toward an Integrated Monitoring Framework to Assess the Effects of Tropical Forest Degradation and Recovery on Carbon Stocks and Biodiversity ». *Global Change Biology* 22 (1): 92-109. https://doi.org/10.1111/gcb.13087.

Chazdon, Robin L., Pedro H. S. Brancalion, Lars Laestadius, Aoife Bennett-Curry, Kathleen Buckingham, Chetan Kumar, Julian Moll-Rocek, Ima Célia Guimarães Vieira, et Sarah Jane Wilson. 2016. « When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration ». *Ambio* 45 (5): 538-50. https://doi.org/10.1007/s13280-016-0772-y.

Chicas, Santos D., Kiyoshi Omine, et Pio Saqui. 2016. « CLASlite algorithms and social surveys to asses and identify deforestation and forest degradation in Toledo's protected areas and forest ecosystems, Belize ». *Applied Geography* 75 (octobre): 144-55. https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.08.012.

Chicas, Santos Daniel. 2017. « Deforestation, Forest Degradation, Erosion and Communities' Perspectives in Southern Belize ». *Nagasaki University* http://hdl.handle.net/10069/37313: 111.

Chidumayo, Emmanuel N., et Davison J. Gumbo. 2013. « The environmental impacts of charcoal production in tropical ecosystems of the world: A synthesis ». *Energy for Sustainable Development*, Special Issue on Charcoal, 17 (2): 86-94. https://doi.org/10.1016/j.esd.2012.07.004.

CLASlite 3.2 user guide. 2014. « CLASlite Forest Monitoring Technology VERSION 3.2 USER GUIDE ». Carnegie institution for science department of global ecology, 260 Panama street Stanford, CA 94305 USA.

CLIMATE-DATA.ORG. 2018. « Les données climatiques pour les villes du monde entier ». CLIMAT: PARAGOMINAS. 2018. https://fr.climate-data.org/location/714961/.

Clinton, Nicholas, Le Yu, Haohuan Fu, Conghui He, et Peng Gong. 2014. « Global-Scale Associations of Vegetation Phenology with Rainfall and Temperature at a High Spatio-Temporal Resolution ». *Remote Sensing* 6 (8): 7320-38. https://doi.org/10.3390/rs6087320.

Cochrane, M. A. 1998. « Linear mixture model classification of burned forests in the Eastern Amazon ». *International Journal of Remote Sensing* 19 (17): 3433-40. https://doi.org/10.1080/014311698214109.

Cochrane, Mark A. 2002. « Synergistic Interactions between Habitat Fragmentation and Fire in Evergreen Tropical Forests ». *Conservation Biology* 15 (6): 1515-21. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.01091.x.

Cochrane, Mark A., Ane Alencar, Mark D. Schulze, Carlos M. Souza, Daniel C. Nepstad, Paul Lefebvre, et Eric A. Davidson. 1999. « Positive Feedbacks in the Fire Dynamic of Closed Canopy Tropical Forests ». *Science* 284 (5421): 1832-35. https://doi.org/10.1126/science.284.5421.1832.

CoForChange. 2009. « Projet CoForChange / Coforchange / Home - ». 2009. http://www.coforchange.eu/fr/projet.

Costa, Marcos H., Márcia C. Biajoli, Luciana Sanches, Ana C. M. Malhado, Lucy R. Hutyra, Humberto R. da Rocha, Renata G. Aguiar, et Alessandro C. de Araújo. 2010. « Atmospheric versus Vegetation Controls of Amazonian Tropical Rain Forest Evapotranspiration: Are the Wet and Seasonally Dry Rain Forests Any Different? » *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 115 (G4). https://doi.org/10.1029/2009JG001179.

Crowley, John W., Jerry X. Mitrovica, Richard C. Bailey, Mark E. Tamisiea, et James L. Davis. 2006. « Land Water Storage within the Congo Basin Inferred from GRACE Satellite Gravity Data ». *Geophysical Research Letters* 33 (19). https://doi.org/10.1029/2006GL027070.

Darmawan, Yahya, et Parwati Sofan. 2012. « Comparison of The Vegetation Indices to Detect The Tropical Rain Forest Changes Using Breaks for Additive Seasonal and Trend (BFAST) Model ». *International Journal of Remote Sensing and Earth Sciences (IJReSES)* 9 (1). https://doi.org/10.30536/j.ijreses.2012.v9.a1823.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Daugeard, Marion, et François-Michel Letourneau. 2018. « Le Brésil, de la déforestation à la reforestation ? » *Géoconfluences*. http://geoconfluences.ens-lyon.fr/informations-scientifiques/dossiers-thematiques/changement-global/articles-scientifiques/bresil-deforestation-reforestation.

Davin, Edouard L., et Nathalie de Noblet-Ducoudré. 2010. « Climatic Impact of Global-Scale Deforestation: Radiative versus Nonradiative Processes ». *Journal of Climate* 23 (1): 97-112. https://doi.org/10.1175/2009JCLI3102.1.

Desclée, Baudouin, Patrick Bogaert, et Pierre Defourny. 2010. « Forest change detection by statistical object-based method ». 2010. /paper/Forest-change-detection-by-statistical-object-based-Descl%C3%A9e-Bogaert/879d770013f68a58ce4805c35317b0c986f1e407.

Diederichsen, Anita, Gustavo Gatti, Sâmia Nunes, et Andréia Pinto. 2017. « Diagnóstico dos Fatores Chave de Sucesso para a Restauração da Paisagem Florestal », 114.

Diniz, C. G., A. A. d A. Souza, D. C. Santos, M. C. Dias, N. C. d Luz, D. R. V. d Moraes, J. S. Maia, et al. 2015. « DETER-B: The New Amazon Near Real-Time Deforestation Detection System ». *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* 8 (7): 3619-28. https://doi.org/10.1109/JSTARS.2015.2437075.

Dlamini, Wisdom M. 2017. « Mapping forest and woodland loss in Swaziland: 1990–2015 ». *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 5 (janvier): 45-53. https://doi.org/10.1016/j.rsase.2017.01.004.

Dostálová, Alena, Markus Hollaus, Milutin Milenković, et Wolfgang Wagner. 2016. « Forest Area Derivation from SENTINEL-1 Data ». *ISPRS Annals of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* 7 (juin): 227-33. https://doi.org/10.5194/isprs-annals-III-7-227-2016.

Drakea, Jason B., Ralph O. Dubayaha, David B. Clarkb, Robert G. Knoxd, J. Bryan Blaird, Michelle A. Hoftona, Robin L. Chazdone, John F. Weishampelf, et Stephen D. Princea. 2001. « Estimation of tropical forest structural characteristics using large-footprint lidar ». 2001. /paper/Estimation-of-tropical-forest-structural-using-Drakea-Dubayaha/1316dc9f62a189c5d7f5d000c1ec446100cc6020.

Drigo, I. 2013. « Towards sustainable and certified beef? The reasons why and mechanisms through beef producers are beginning to change their production practices ». Final Post-doc report, Sao Paulo University, São Paulo, Brazil, 88 p.

Ewers, Robert M., et William F. Laurance. 2006. « Scale-Dependent Patterns of Deforestation in the Brazilian Amazon ». *Environmental Conservation* 33 (3): 203-11. https://doi.org/10.1017/S0376892906003250.

Fan, Y., H. Li, et G. Miguez-Macho. 2013. « Global Patterns of Groundwater Table Depth ». *Science* 339 (6122): 940-43. https://doi.org/10.1126/science.1229881.

Fan, Y., G. Miguez-Macho, E. G. Jobbàgy, R.B. Jackson, et C. Otero-Casal. 2017. « Hydrologic regulation of plant rooting depth ». PNAS (2017). www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1712381114.

Fang, Xiuqin, Qiuan Zhu, Liliang Ren, Huai Chen, Kai Wang, et Changhui Peng. 2018. « Large-scale detection of vegetation dynamics and their potential drivers using MODIS images and BFAST: A case study in Quebec, Canada ». *Remote Sensing of Environment* 206 (mars): 391-402. https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.11.017.

FAO. 1992. « Développement durable des forêts (par J.S. Maini) ». Http://wRevue internationale des forêts et des industries forestières - Vol. 43 - 1992/2. 1992. http://www.fao.org/docrep/u6010f/u6010f03.htm.

FAO. 2002. « Expert Meeting on Harmonizing forest-related definitions for use by various stakeholders ». FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS Rome, 2002.

FAO. 2011a. « Assessing forest degradation, towards the development of globally applicable guidelines ». 2011. http://www.fao.org/docrep/015/i2479e/i2479e00.pdf.

FAO. 2011b. « Mesurer la degradation des forets ». Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Revue internationale des forêts et des industries forestières, Vol. 62 2011/2.

FAO. 2015. « Évaluation des ressources forestières mondiales 2015: Comment les forêts de la planète changent-elles? Deuxième édition ». *Rome*, 54.

FAO. 2016. « Global Forest Resources Assessment 2015 How are the world's forests changing? Second edition ». FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS Rome, 2016.

FAO. 2017. « Monitoring deforestation and forest degradation ». *FAO Regional Office for Latin America and the Caribbean*. http://www.fao.org/3/a-bt193e.pdf.

Faria, Margarida Lima de, Pedro Moura Ferreira, Joana B. Melo, et Maria J. Vasconcelos. 2014. « A Social Assessment of Forest Degradation in the "Cacheu Mangroves Natural Park", Guinea-Bissau ». *Forests* 5 (12): 3327-43. https://doi.org/10.3390/f5123327.

Fearnside, Phillip. 2017. « Deforestation of the Brazilian Amazon ». *Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science*, septembre. https://doi.org/10.1093/acrefore/9780199389414.013.102.

Federici, Sandro, Francesco N. Tubiello, Mirella Salvatore, Heather Jacobs, et Josef Schmidhuber. 2015. « New estimates of CO2 forest emissions and removals: 1990–2015 ». *Forest Ecology and Management*, Changes in Global Forest Resources from 1990 to 2015, 352 (septembre): 89-98. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.04.022.

Feldpausch, T. R., S. Jirka, C. A. M. Passos, F. Jasper, et S. J. Riha. 2005. « When Big Trees Fall: Damage and Carbon Export by Reduced Impact Logging in Southern Amazonia ». *Forest Ecology and Management* 219 (novembre): 199-215.

Forkel, Matthias, Nuno Carvalhais, Jan Verbesselt, Miguel Mahecha, Christopher Neigh, Markus Reichstein, Matthias Forkel, et al. 2013. « Trend Change Detection in NDVI Time Series: Effects of Inter-Annual Variability and Methodology ». *Remote Sensing* 5 (5): 2113-44. https://doi.org/10.3390/rs5052113.

Forkel, Matthias, Mirco Migliavacca, Kirsten Thonicke, Markus Reichstein, Sibyll Schaphoff, Ulrich Weber, et Nuno Carvalhais. 2015. « Codominant Water Control on Global Interannual Variability and Trends in Land Surface Phenology and Greenness ». *Global Change Biology* 21 (9): 3414-35. https://doi.org/10.1111/gcb.12950.

François, Verheggen, Bogaert Jan, et Haubruge Eric. 2013. *Les vers à soie malgaches. Enjeux écologiques et socio-économiques*. Presses Agronomiques de Gembloux.

Friedl, M. A, D. K McIver, J. C. F Hodges, X. Y Zhang, D Muchoney, A. H Strahler, C. E Woodcock, et al. 2002. « Global land cover mapping from MODIS: algorithms and early results ». *Remote Sensing of Environment*, The Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS): a new generation of Land Surface Monitoring, 83 (1): 287-302. https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00078-0.

Garcia, Ricardo Alexandrino, Britaldo Silveira Soares-Filho, et Diana Oya Sawyer. 2007. « Socioeconomic dimensions, migration, and deforestation: An integrated model of territorial organization for the Brazilian Amazon ». *Ecological Indicators* 7 (3): 719-30. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.08.003.

Gardner, Toby A., Joice Ferreira, Jos Barlow, Alexander C. Lees, Luke Parry, Ima Célia Guimarães Vieira, Erika Berenguer, et al. 2013. « A Social and Ecological Assessment of Tropical Land Uses at Multiple Scales: The Sustainable Amazon Network ». *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* 368 (1619): 20120166. https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0166.

Gavin, S., et G. Binder. 2016. « UMD Researchers Demonstrate Effectiveness of New Lidar Technology in Forest Mapping ». UMD Right Now :: University of Maryland. 23 juin 2016. https://umdrightnow.umd.edu/news/umd-researchers-demonstrate-effectiveness-new-lidar-technology-forest-mapping.

Gerhard, D. 2018. « Challenges of Private Sector for Forest Conservation as the Key to Achieving the SDGs and the Aichi Biodiversity Targets ». International Symposium on the Promotion of Deforestation-Free Global Supply Chains to Contribute to Halting Deforestation Tokyo, January 23, 2018.

Gerwing, Jeffrey J. 2002. « Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon ». *Forest Ecology and Management* 157 (1): 131-41. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00644-7.

Ghazoul, Jaboury, Zuzana Burivalova, John Garcia-Ulloa, et Lisa A. King. 2015. « Conceptualizing Forest Degradation ». *Trends in Ecology & Evolution* 30 (10): 622-32. https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.001.

Gibbs, H. K., L. Rausch, J. Munger, I. Schelly, D. C. Morton, P. Noojipady, B. Soares-Filho, P. Barreto, L. Micol, et N. F. Walker. 2015. « Brazil's Soy Moratorium ». *Science* 347 (6220): 377-78. https://doi.org/10.1126/science.aaa0181.

Gibbs, H. K., A. S. Ruesch, F. Achard, M. K. Clayton, P. Holmgren, N. Ramankutty, et J. A. Foley. 2010. « Tropical Forests Were the Primary Sources of New Agricultural Land in the 1980s and 1990s ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107 (38): 16732-37. https://doi.org/10.1073/pnas.0910275107.

Gibbs, Holly K., Jacob Munger, Jessica L'Roe, Paulo Barreto, Ritaumaria Pereira, Matthew Christie, Ticiana Amaral, et Nathalie F. Walker. 2016. « Did Ranchers and Slaughterhouses Respond to Zero-Deforestation Agreements in the Brazilian Amazon? » *Conservation Letters* 9 (1): 32-42. https://doi.org/10.1111/conl.12175.

GNFT. 2012. « RAPPORT 2012 sur les forêts tropicales (GNFT) ». *Envol Vert* (blog). 25 juin 2012. http://envol-vert.org/actu/2012/06/publication-du-nouveau-rapport-gntf-2012-sur-les-forets-tropicales/.

GOFC-GOLD. 2009. « Reducing greenhouse gas emissions from deforestation and degradation in developing countries: a sourcebook of methods and procedures for monitoring, measuring and reporting ». GOFC-GOLD Report version COP14-2,49 (GOFC-GOLD Project Office, Natural Resources Canada, Alberta, Canada).

Goulden, N. L., S. D. Miller, Da Rocha, H. R, M. C. Menton, De Freitas, H. C, A. M. E. S. Figueria, De Sousa, et C. A. D. 2004. « Diel and Seasonal Patterns of Tropical Forest CO2 Exchange » 14 (4): S42.

Grainger, A. 1993. « Controlling tropical deforestation ». p.310. Earthscan Publications Ltd, London.

Grecchi, Rosana Cristina, René Beuchle, Yosio Edemir Shimabukuro, Luiz E. O. C. Aragão, Egidio Arai, Dario Simonetti, et Frédéric Achard. 2017. « An integrated remote sensing and GIS approach for monitoring areas affected by selective logging: A case study in northern Mato Grosso, Brazilian Amazon ». *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 61 (septembre): 70-80. https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.05.001.

Guan, Kaiyu, Ming Pan, Haibin Li, Adam Wolf, Jin Wu, David Medvigy, Kelly K. Caylor, et al. 2015. « Photosynthetic Seasonality of Global Tropical Forests Constrained by Hydroclimate ». *Nature Geoscience* 8 (4): 284-89. https://doi.org/10.1038/ngeo2382.

Guimarães, J., P. Amaral, A. Pinto, A. Demachk, et A. Veríssimo. 2013. « Municípios Verdes: Caminhos para a Sustentabilidade — EcoDesenvolvimento.org: Sustentabilidade, Meio Ambiente, Economia, Sociedade e Mudanças Climáticas ». 2.ed.rev.ampl. - Belém, PA: Imazon,. 2013. http://www.ecodesenvolvimento.org/biblioteca/guiasefolhetos/municipios-verdes-caminhos-para-a-sustentabilidade.

Haapalehto, Tuomas, Riikka Juutinen, Santtu Kareksela, Markku Kuitunen, Teemu Tahvanainen, Hilja Vuori, et Janne S. Kotiaho. 2017. « Recovery of plant communities after ecological restoration of forestry-drained peatlands ». *Ecology and Evolution* 7 (19): 7848-58. https://doi.org/10.1002/ece3.3243.

Haarpaintner, J., C. Davids, H. Hindberg, E. Zahabu, et R. E. Malimbwi. 2015. « Forest and Forest Change Mapping with C- and L-band SAR in Liwale, Tanzania ». *ISPRS - International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* 7 (avril): 391-95. https://doi.org/10.5194/isprsarchives-XL-7-W3-391-2015.

Haralick, R. M., S. R. Sternberg, et X. Zhuang. 1987. « Image Analysis Using Mathematical Morphology ». *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence* PAMI-9 (4): 532-50. https://doi.org/10.1109/TPAMI.1987.4767941.

Hardwick, Stephen R., Ralf Toumi, Marion Pfeifer, Edgar C. Turner, Reuben Nilus, et Robert M. Ewers. 2015. « The relationship between leaf area index and microclimate in tropical forest and oil palm plantation: Forest disturbance drives changes in microclimate ». *Agricultural and Forest Meteorology* 201 (février): 187-95. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.11.010.

Harris, Nancy L., Sandra Brown, Stephen C. Hagen, Sassan S. Saatchi, Silvia Petrova, William Salas, Matthew C. Hansen, Peter V. Potapov, et Alexander Lotsch. 2012. « Baseline Map of Carbon Emissions from Deforestation in Tropical Regions ». *Science* 336 (6088): 1573-76. https://doi.org/10.1126/science.1217962.

Haruna, Sada, Patrick Home, et Maurice Nyadawa. 2014. « Land Use Change Detection Across River Nanyuki Catchment Using Envi AndCLASlite Programs ». *Proceedings of 2014 International Conference on Sustainable Research and Innovation, Volume 5, 7th-9th May 2014* 7 (4): 9.

Hasan, A. F., F. Laurent, L. Blanc, et F. Messner. 2017. « The use of Landsat time series for identification of forest degradation levels in the eastern Brazilian Amazon (Paragominas) ». In *2017 9th International Workshop on the Analysis of Multitemporal Remote Sensing Images (MultiTemp)*, 1-4. https://doi.org/10.1109/Multi-Temp.2017.8035243.

Herold, Martin, Rosa María Román-Cuesta, Danilo Mollicone, Yasumasa Hirata, Patrick Van Laake, Gregory P. Asner, Carlos Souza, Margaret Skutsch, Valerio Avitabile, et Ken Macdicken. 2011. « Options for Monitoring and Estimating Historical Carbon Emissions from Forest Degradation in the Context of REDD+ ». *Carbon Balance and Management* 6 (1): 13. https://doi.org/10.1186/1750-0680-6-13.

Holl, Karen. 2002. « Tropical moist forest ». In , 2:539-58. Published in Handbook of Restoration. Vol II. 2002. Cambridge University Press. M. Perrow and A. Davy (eds.). Pages 539-558.

Hosonuma, Noriko, Martin Herold, Veronique De Sy, Ruth S De Fries, Maria Brockhaus, Louis Verchot, Arild Angelsen, et Erika Romijn. 2012a. « An Assessment of Deforestation and Forest Degradation Drivers in Developing Countries ». *Environmental Research Letters* 7 (4): 044009. https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044009.

Houghton, R. A. 2003. « Revised Estimates of the Annual Net Flux of Carbon to the Atmosphere from Changes in Land Use and Land Management 1850–2000 ». *Tellus B* 55 (2): 378-90. https://doi.org/10.1034/j.1600-0889.2003.01450.x.

Houghton. 2005. « Aboveground Forest Biomass and the Global Carbon Balance ». *Global Change Biology* 11 (6): 945-58. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00955.x.

Huete, Alfredo R., Kamel Didan, Yosio E. Shimabukuro, Piyachat Ratana, Scott R. Saleska, Lucy R. Hutyra, Wenze Yang, Ramakrishna R. Nemani, et Ranga Myneni. 2006. « Amazon Rainforests Green-up with Sunlight in Dry Season ». *Geophysical Research Letters* 33 (6). https://doi.org/10.1029/2005GL025583.

Hutyra, Lucy R., J. William Munger, Scott R. Saleska, Elaine Gottlieb, Bruce C. Daube, Allison L. Dunn, Daniel F. Amaral, Plinio B. de Camargo, et Steven C. Wofsy. 2007. « Seasonal Controls on the Exchange of Carbon and Water in an Amazonian Rain Forest ». *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 112 (G3). https://doi.org/10.1029/2006JG000365.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2018. « População no último censo, Paragominas ». 2018. https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/paragominas/panorama.

INPE. 2008. « Monitoramento da cobertura florestal da amazônia por satélites: sistemas PRODES, DETER, DEGRAD E QUEIMADAS 2007-2008 » INPE, São José dos Campos: 47.

INPE. 2018. « DEGRAD — Coordenação-Geral de Observação da Terra ». 2018. http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/degrad.

INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espacias. 2018b. « PRODES — Coordenação-Geral de Observação da Terra ». 2018. http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes.

Janz, A., S. Van der linden, B. Waske, et P. Hostert. 2007. « ImageSVM - A user-oriented tool for advanced classification of hyperspectral data using support vector machines ». Proceedings 5th EARSeL Workshop on Imaging Spectroscopy. Bruges, Belgium, April 23-25 2007. 2007. /paper/imageSVM-A-USER-ORIENTED-TOOL-FOR-ADVANCED-OF-DATA-Janz-Linden/0805a2270f63ddd14dd42fd757abca7b2d64533e.

JAXA. 2018. « ALOS Research and Application Project of EORC, JAXA ». 2018. http://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/en/index.htm.

Karsenty, A., et R. Pirard. 2007. « Forets tropicales : la question du bien public mondial et la quete d'instruments economiques multilateraux pour un regime international ». *Revue Forestiere Francaise* 59 (5): 537-45.

Kelly, M., et S. Di Tommaso. 2015. « Mapping Forests with Lidar Provides Flexible, Accurate Data with Many Uses ». *California Agriculture* 69 (1): 14-20.

Kennedy, Robert E., Zhiqiang Yang, et Warren B. Cohen. 2010. « Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 1. LandTrendr — Temporal segmentation algorithms ». *Remote Sensing of Environment* 114 (12): 2897-2910. https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.07.008.

Khanal, S., et A. Khadka. 2016. « Mapping Deforestation and Forest Degradation Using CLASlite Approach in Eastern Churia of Nepal ». *Banko Janakari* 26 (1): 17-23. https://doi.org/10.3126/banko.v26i1.15497.

Khuc, Quy Van, Bao Quang Tran, Patrick Meyfroidt, et Mark W. Paschke. 2018. « Drivers of deforestation and forest degradation in Vietnam: An exploratory

Rapport-Gratuit.com

analysis at the national level ». *Forest Policy and Economics* 90 (mai): 128-41. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2018.02.004.

Kokaly, Raymond F., Gregory P. Asner, Scott V. Ollinger, Mary E. Martin, et Carol A. Wessman. 2009. « Characterizing canopy biochemistry from imaging spectroscopy and its application to ecosystem studies ». *Remote Sensing of Environment*, Imaging Spectroscopy Special Issue, 113 (septembre): S78-91. https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.10.018.

Kotschoubey, B., J. M. C. Calaf, A. C. Costa Lobato, A. Saba Leite, et A. C. Duarte. 2005. « (25) Caracterização e Gênese Dos Depositos de Bauxita Da Provincia Bauxitifera de Paragominas, Noroeste Da Bacia Do Grajau, Nordeste Do Para/Oeste Do Maranhão. » In Book: Caracterização de Depositos Minerais Em Distritos Mineiros Da AmazôniaEdition: 1. 2005. https://www.researchgate.net/publication/281462143_Caracterizacao_e_genese_dos_depositos_de_bauxita_da_Provincia_Bauxitifera_de_Paragominas_noroeste_da_Bacia_do_Grajau_nordeste_do_Paraoeste_do_Maranhao.

Kotschoubey, B., W. Truckenbrodt, et B. Hieronymous. 1996. « Depósitos de caolim e argila semi-flint no nordeste do Pará ». Revista Brasileira de Geociências 26(2):71-80, junho de 1996. 1996. http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/rbg/article/viewFile/11304/10770.

Kronberg, B.I, J. F. Couston, B. S. Filho, W. S. Fyfe, D. Sugden, et R.A. Nah. 1979. *Minor Element Geochemistry of the Paragominas Bauxite, Brazil*. Vol. Vol. 74, 1979, p. 1869-1875. Economic Geology.

L. Monteiro, A, Carlos Souza, et Paulo Barreto. 2003. « Detection of logging in Amazonian transition forests using spectral mixture models ». *International Journal of Remote Sensing* 24 (janvier): 151-59. https://doi.org/10.1080/01431160305008.

Lamb, David, Peter Erskine, et John A. Parrotta. 2005. « Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes. Science 310(5754): 1628-1632. » *Science 310(5754): 1628-1632* 310 (5754): 1628-32.

Lamb, David, et D. A. Gilmour. 2003. « Rehabilitation and Restoration of Degraded Forests ». IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK in collaboration with WWF, Gland, Switzerland. IUCN. 2003. https://www.iucn.org/content/rehabilitation-and-restoration-degraded-forests-0.

Lambin, Eric F. 1999. « Monitoring Forest Degradation in Tropical Regions by Remote Sensing: Some Methodological Issues ». *Global Ecology and Biogeography* 8 (3-4): 191-98. https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.1999.00123.x.

Lambin, Eric F., Helmut J. Geist, et Erika Lepers. 2003. « Dynamics of Land-Use and Land-Cover Change in Tropical Regions ». *Annual Review of Environment and Resources* 28 (1): 205-41. https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105459.

Laurance, William F., Mark A. Cochrane, Scott Bergen, Philip M. Fearnside, Patricia Delamônica, Christopher Barber, Sammya D'Angelo, et Tito Fernandes. 2001. « The Future of the Brazilian Amazon ». *Science* 291 (5503): 438-39. https://doi.org/10.1126/science.291.5503.438.

Laurance, William F., Leandro V. Ferreira, Judy M. Rankin-de Merona, et Susan G. Laurance. 1998. « Rain Forest Fragmentation and the Dynamics of Amazonian Tree Communities ». *Ecology* 79 (6): 2032-40. https://doi.org/10.1890/0012-9658(1998)079[2032:RFFATD]2.0.CO;2.

Laurance, William F., Susan G. Laurance, Leandro V. Ferreira, Judy M. Rankin-de Merona, Claude Gascon, et Thomas E. Lovejoy. 1997. « Biomass Collapse in Amazonian Forest Fragments ». *Science* 278 (5340): 1117-18. https://doi.org/10.1126/science.278.5340.1117.

Laurent, François, Damien Arvor, Marion Daugeard, Reinis Osis, Isabelle Tritsch, Emilie Coudel, Marie-Gabrielle Piketty, et al. 2017a. « Le tournant environnemental en Amazonie : ampleur et limites du découplage entre production et déforestation ». *EchoGéo*, nº 41 (septembre). https://doi.org/10.4000/echogeo.15035.

Laurent, François, René Poccard-Chapuis, Sophie Plassin, et Gustavo Pimentel Martinez. 2017. « Soil texture derived from topography in North-eastern Amazonia ». *Journal of Maps* 13 (2): 109-15. https://doi.org/10.1080/17445647.2016.1266524.

Le Tourneau, François-Michel. 2015. « Le Brésil maîtrise-t-il (enfin) la déforestation en Amazonie ? » *Cybergeo : European Journal of Geography*, décembre. https://doi.org/10.4000/cybergeo.27325.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Lefebvre, Paul, Urbano Lopes, Da Silvaw, Peter Schlesinger, Luiz Solórzano, Paulo Moutinhow, et David Ray. 2004. *Amazon drought and its implications for forest flammability and tree growth: a basin-wide analysis*.

LEGIS WAB. 2008. « Portaria MMA nº 28 de 24/01/2008 - Federal - LegisWeb ». 2008. https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=205491.

León, W.L., E.V. Ayala, K.S. Padilla, G.M. Laynes, A.M. Pérez, et W.G. Correa. 2014. « Cuantificación de la Cobertura de Bosque y Cambio de Bosque a no Bosque de la Amazonía Peruana Periodo 2009 - 2010 - 2011 ». Ministerio del Ambiente Av. Javier Prado Oeste N° 1440 San Isidro, Lima-PERÚ. 2014. http://www.minam.gob.pe/ordenamientoterritorial/wp-content/uploads/sites/18/2013/10/Memoria-Tecnica-Cobertura-de-Bosque-y-no-Bosque-2009-2010-2011.pdf.

Letourneau, François-Michel. 2015. « Le Brésil maîtrise-t-il (enfin) la déforestation en Amazonie ? » *Cybergeo : European Journal of Geography*, nº 753 (décembre). http://journals.openedition.org/cybergeo/27325.

Lierop, Pieter van, Erik Lindquist, Shiroma Sathyapala, et Gianluca Franceschini. 2015. « Global forest area disturbance from fire, insect pests, diseases and severe weather events ». *Forest Ecology and Management*, Changes in Global Forest Resources from 1990 to 2015, 352 (septembre): 78-88. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.010.

Lui, Gillian, David Coomes, Gillian V. Lui, et David A. Coomes. 2015. « A Comparison of Novel Optical Remote Sensing-Based Technologies for Forest-Cover/Change Monitoring ». *Remote Sensing* 7 (3): 2781-2807. https://doi.org/10.3390/rs70302781.

Lund, Gyde. 2009. « What Is a Degraded Forest? » ResearchGate. 2009. https://www.researchgate.net/publication/280921178_What_is_a_degraded_forest.

Maia, Heliandro, Jorge Hargrave, José Javier Gómez, et Monika Röper. 2011. « Avaliação do Plano de Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal: PPCDAm: 2007-2010 ». *Seminário de Avaliação do Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm) (2011 out. : Brasília, DF)*, octobre. http://repositorio.ipea.gov.br/handle/11058/885.

Margono, Belinda Arunarwati, Svetlana Turubanova, Ilona Zhuravleva, Peter Potapov, Alexandra Tyukavina, Alessandro Baccini, Scott Goetz, et Matthew C. Hansen. 2012. « Mapping and Monitoring Deforestation and Forest Degradation in Sumatra (Indonesia) Using Landsat Time Series Data Sets from 1990 to 2010 ». *Environmental Research Letters* 7 (3): 034010. https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/3/034010.

Martins, C. G. D., A. S. Taverny, E. F. N. Costa, R. O. R. M. Souza, M. S. AraúJo, et C. D. C. Gaia. 2017. « OCORRÊNCIA DE VERANICOS EM PARAGOMINAS – PA, BRASIL ». In . INOVAGRI/ESALQ-USP/ABID/UFRB/INCT-EI/INCTSal/INSTITUTO FUTURE. https://doi.org/10.7127/iv-inovagri-meeting-2017-res0890596.

Matricardi, Eraldo A. T., David L. Skole, Mark A. Cochrane, Jiaguo Qi, et Walter Chomentowski. 2005. « Monitoring Selective Logging in Tropical Evergreen Forests Using Landsat: Multitemporal Regional Analyses in Mato Grosso, Brazil ». *Earth Interactions* 9 (24): 1-24. https://doi.org/10.1175/EI142.1.

Matricardi, Eraldo A. T., David L. Skole, Marcos A. Pedlowski, Walter Chomentowski, et Luis Claudio Fernandes. 2010. « Assessment of tropical forest degradation by selective logging and fire using Landsat imagery ». *Remote Sensing of Environment* 114 (5): 1117-29. https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.01.001.

Matthews, Robin B., Meine van Noordwijk, Eric Lambin, Patrick Meyfroidt, Joyeeta Gupta, Louis Verchot, Kristell Hergoualc'h, et Edzo Veldkamp. 2014. « Implementing REDD+ (Reducing Emissions from Deforestation and Degradation): Evidence on Governance, Evaluation and Impacts from the REDD-ALERT Project ». *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 19 (6): 907-25. https://doi.org/10.1007/s11027-014-9578-z.

Mazzei, Lucas, Plinio Sist, Ademir Ruschel, Francis E. Putz, Phidias Marco, Wagner Pena, et Josué Evandro Ribeiro Ferreira. 2010. « Above-ground biomass dynamics after reduced-impact logging in the Eastern Amazon ». *Forest Ecology and Management* 259 (3): 36-73. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.10.031.

Meigs, Garrett W., Robert E. Kennedy, et Warren B. Cohen. 2011. « A Landsat time series approach to characterize bark beetle and defoliator impacts on tree mortality and surface fuels in conifer forests ». *Remote Sensing of Environment* 115 (12): 3707-18. https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.09.009.

MENG, JINGHUI, YUANCHANG LU, XIANGDONG LEI, et GANG LIU. 2011. « Structure and Floristics of Tropical Forests and Their Implications for Restoration of Degraded Forests of China's Hainan Island », 15.

Miguez-Macho, Gonzalo, et Ying Fan. 2012. « The Role of Groundwater in the Amazon Water Cycle: 2. Influence on Seasonal Soil Moisture and Evapotranspiration ». *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 117 (D15). https://doi.org/10.1029/2012JD017540.

Mikwa, J. F., R. Gossens, et P. Defourny. 2016. « Forest degradation, a methodological approach usingremote sensing techniques: literature review ». International Journal of Innovation and Scientific Research ISSN 2351-8014 Vol. 24 No. 1 Jun. 2016, pp. 161-178. Memoire Online. 2016. https://www.researchgate.net/publication/304299267_Forest_degradation_a_methodological_approach_using_remote_sensing_techniques_A_review.

Mitchell, Anthea L., Ake Rosenqvist, et Brice Mora. 2017. « Current remote sensing approaches to monitoring forest degradation in support of countries measurement, reporting and verification (MRV) systems for REDD+ ». *Carbon Balance and Management* 12 (avril). https://doi.org/10.1186/s13021-017-0078-9.

Mollicone, Danilo, Frédéric Achard, Sandro Federici, Hugh D. Eva, Giacomo Grassi, Alan Belward, Frank Raes, et al. 2007. « An Incentive Mechanism for Reducing Emissions from Conversion of Intact and Non-Intact Forests ». *Climatic Change* 83 (4): 477-93. https://doi.org/10.1007/s10584-006-9231-2.

Monteiro, A. L., C. M. Souza Jr, et P. Barreto. 2003. « Detection of logging in Amazonian transition forests using spectral mixture models ». *International Journal of Remote Sensing* 24 (1): 151-59. https://doi.org/10.1080/01431160305008.

Monteiro, André, et Carlos Souza. 2012. *Remote Monitoring for Forest Management in the Brazilian Amazon*. Earth Interactions 9 (19): 1-25.

Morales-Barquero, Lucia, Armonia Borrego, Margaret Skutsch, Christoph Kleinn, et John R. Healey. 2015. « Identification and quantification of drivers of forest degradation in tropical dry forests: A case study in Western Mexico ». *Land Use Policy* 49 (décembre): 296-309. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.07.006.

Morales-Barquero, Lucia, Margaret Skutsch, Enrique J. Jardel-Peláez, Adrian Ghilardi, Christoph Kleinn, et John R. Healey. 2014. « Operationalizing the Definition of Forest Degradation for REDD+, with Application to Mexico ». *Forests* 5 (7): 1653-81. https://doi.org/10.3390/f5071653.

Moura, R., D. Santos, A. Veríssimo, S. Nunes, B. Brito, P. Barreto, H. Martins, et D. Celentano. 2017. « Desmatamento zero no Pará: Desafios e Oportunidades ». Belém, PA: Imazon, 2017. 2017. http://aliancaamazonia.org.br/wp-content/pdf/Desmatamento%20Zero%20no%20Para.pdf.

Myneni, Ranga B., Wenze Yang, Ramakrishna R. Nemani, Alfredo R. Huete, Robert E. Dickinson, Yuri Knyazikhin, Kamel Didan, et al. 2007. « Large Seasonal Swings in Leaf Area of Amazon Rainforests ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104 (12): 4820-23. https://doi.org/10.1073/pnas.0611338104.

Nepstad, Daniel C, Claudio R. de Carvalho, Eric A. Davidson, Peter H. Jipp, Paul A. Lefebvre, Gustavo H. Negreiros, Elson D. da Silva, Thomas A. Stone, Susan E. Trumbore, et Simone Vieira. 1994. « The Role of Deep Roots in the Hydrological and Carbon Cycles of Amazonian Forests and Pastures ». *Nature* 372 (6507): 666-69. https://doi.org/10.1038/372666a0.

Nepstad, Daniel C, Adriana G Moreira, et Ane A Alencar. 2004. « Origens, Impactos e Prevenção do Fogo na Amazônia », 204.

Nepstad, Daniel C., Adalberto Verssimo, Ane Alencar, Carlos Nobre, Eirivelthon Lima, Paul Lefebvre, Peter Schlesinger, et al. 1999. « Large-Scale Impoverishment of Amazonian Forests by Logging and Fire ». *Nature* 398 (6727): 505-8. https://doi.org/10.1038/19066.

Nepstad, Daniel, David McGrath, Claudia Stickler, Ane Alencar, Andrea Azevedo, Briana Swette, Tathiana Bezerra, et al. 2014. « Slowing Amazon Deforestation through Public Policy and Interventions in Beef and Soy Supply Chains ». *Science* 344 (6188): 1118-23. https://doi.org/10.1126/science.1248525.

Nunes, Sâmia S., Jos Barlow, Toby A. Gardner, João V. Siqueira, Márcio R. Sales, et Carlos M. Souza. 2015. « A 22 Year Assessment of Deforestation and Restoration in Riparian Forests in the Eastern Brazilian Amazon ». *Environmental Conservation* 42 (3): 193-203. https://doi.org/10.1017/S0376892914000356.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

OIBT. 2002b. « Directives OIBT pour la restauration, l'aménagement et la réhabilitation des forêts tropicales dégradées et secondaires | The International Tropical Timber Organization (ITTO) ». ITTO international tropical timber organization. 2002. Yokohama. http://www.itto.int/fr/partner/id=1540000.

OIBT. 2011. « Pérenniser les forêts tropicales ». Organisation internationale des bois tropicaux, Rapport Annuel 2011, ISBN 4-902045-84-2.

Oliveira, Rafael S., Todd E. Dawson, Stephen S. O. Burgess, et Daniel C. Nepstad. 2005. « Hydraulic Redistribution in Three Amazonian Trees ». *Oecologia* 145 (3): 354-63. https://doi.org/10.1007/s00442-005-0108-2.

Pan, Yude, Richard A. Birdsey, Jingyun Fang, Richard Houghton, Pekka E. Kauppi, Werner A. Kurz, Oliver L. Phillips, et al. 2011. « A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests ». *Science* 333 (6045): 988-93. https://doi.org/10.1126/science.1201609.

Parrotta, John, Christoph Wildburger, et Stephanie Mansourian. 2012. « Understanding Relationships between Biodiversity, Carbon, Forests and People: The Key to Achieving REDD+ Objectives. A Global Assessment Report Prepared by the Global Forest Expert Panel on Biodiversity,Forest Management, and REDD+. » *IUFRO World Series* 31: 1-161.

Paula, Mateus Dantas de, Cecília Patrícia Alves Costa, et Marcelo Tabarelli. 2011. « Carbon Storage in a Fragmented Landscape of Atlantic Forest: The Role Played by Edge-Affected Habitats and Emergent Trees ». *Tropical Conservation Science* 4 (3): 349-58. https://doi.org/10.1177/194008291100400310.

Pearson, Karl. 1897. « Mathematical Contributions to the Theory of Evolution. On the Law of Ancestral Heredity ». *Proceedings of the Royal Society of London* 62: 386-412.

Pearson, Timothy R. H., Sandra Brown, Lara Murray, et Gabriel Sidman. 2017. « Greenhouse Gas Emissions from Tropical Forest Degradation: An Underestimated Source ». *Carbon Balance and Management* 12 (1): 3. https://doi.org/10.1186/s13021-017-0072-2.

Penman, J., M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, et al. 2003. « Definitions and Methodological Options to Inventory Emissions from Direct Human-Induced Degradation of Forests and Devegetation of Other

Vegetation Types. » *Definitions and Methodological Options to Inventory Emissions from Direct Human-Induced Degradation of Forests and Devegetation of Other Vegetation Types.* https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20083162305.

Phompila, Chittana, Megan Lewis, Kenneth Clarke, et Bertram Ostendorf. 2014. « Monitoring Temporal Vegetation Changes in Lao Tropical Forests ». *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 20 (1): 012054. https://doi.org/10.1088/1755-1315/20/1/012054.

Phompila, Chittana, Megan Lewis, Bertram Ostendorf, Kenneth Clarke, Chittana Phompila, Megan Lewis, Bertram Ostendorf, et Kenneth Clarke. 2015. « MODIS EVI and LST Temporal Response for Discrimination of Tropical Land Covers ». *Remote Sensing* 7 (5): 6026-40. https://doi.org/10.3390/rs70506026.

Piketty, M. G., M. Piraux, L. Blanc, F. Laurent, N. Cialdella, J. Ferreira, E. Coudel, et al. 2017. « "Municipios Verdes" : passer du zero-deforestation a la gestion durable des ressources naturelles en Amazonie bresilienne ». In *Des territoires vivants pour transformer le monde / Caron Patrick (ed.), Valette Elodie (ed.), Wassenaar Tom (ed.), Coppens D'Eeckenbrugge Geo (ed.), Papazian Vatche (ed.)*, 54-57. Versailles: Ed. Quae. http://publications.cirad.fr/une_notice.php?dk=583581.

Piketty, Marie-Gabrielle, Isabel Drigo, Marcel Djama, Mário Paulo Falcão, et Jaime Nhamirre. 2015. « How Does the Local Context Shape Corporate Social Responsibility (CSR) in Mining? The Case of Vale ». Paper with proceedings. 3rd International Conference on Social Responsibility in Mining. 2015. https://gecamin.com/srmining/english/about-srmining/srmining-2015.

Piketty, Marie-Gabrielle, René R. Poccard-Chapuis, Isabel Drigo, Emilie Coudel, Sophie Plassin, François Laurent, et Thales Marcello. 2015. « Multi-level Governance of Land Use Changes in the Brazilian Amazon: Lessons from Paragominas, State of Pará ». *Forests* 6 (5). https://doi.org/10.3390/f6051516.

Pimentel, Gustavo Martinez. 2016. « Monitoramento das paisagens de Paragominas: uma abordagem geossistêmica ». *1 CD-ROM*, août. http://repositorio.ufpa.br:8080/jspui/handle/2011/9565.

Pinheiro, T. F., M. I. S. Escada, D. M. Valeriano, P. Hostert, F. Gollnow, et H. Müller. 2016. « Forest Degradation Associated with Logging Frontier Expansion in the

Amazon: The BR-163 Region in Southwestern Pará, Brazil ». *Earth Interactions* 20 (17): 1-26. https://doi.org/10.1175/EI-D-15-0016.1.

Pinho, Bianca Caterine Piedade, Lucyana Barros Santos, Ingrid Vieira de Lima, Andréa dos Santos Coelho, Afonso Henrique Moraes Oliveira, Alcione Ferreira Pinheiro, Luis Waldyr Rodrigues Sadeck, et al. 2017. « Validação dos dados TerraClass para o município de Paragominas ». *Anais do Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 59323.

Pinto, A., P. Amaral, C Souza, A. Verissimo, R. Salomào, G. Gomes, et C. Balieir. 2009. « Diagnóstico Socioeconômico e Florestal do Município de Paragominas. Relatório Técnico. » Belém/PA: Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia - Imazon. 65 p.,. 2009. http://imazon.org.br/PDFimazon/Portugues/outros/iagnostico-socioeconomico-e-florestal-do.pdf.

Pinto, A., P. Amaral, C. Souza Jr., A. Verissimo, R. Salomão, G. Gomes, et C. Balieiro. 2009. « Diagnóstico socioeconômico e florestal de Paragominas ». Belém/PA: Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia - Imazon.

Plassin, Sophie Sylvie, René Poccard-Chapuis, François Laurent, Marie-Gabrielle Piketty, Gustavo Pimentel Martinez, et Jean-François Tourrand. 2017. « Paysage et intensification de l'élevage en Amazonie brésilienne : De nouvelles dynamiques spatio-temporelles à l'échelle des exploitations agricoles ». *Confins*, nº 33 (décembre). https://doi.org/10.4000/confins.12551.

Poccard-Chapuis, R. 2015. « Des cendres de la forêt à l'économie verte, l'évolution agraire en Amazonie orientale traduit-elle un mouvement d'intensification écologique ? » *Fourrages* N°222 (juin): p p. 125-133.

Popescu, Sorin C., Randolph H. Wynne, et Ross F. Nelson. 2003. « Measuring individual tree crown diameter with lidar and assessing its influence on estimating forest volume and biomass ». *Canadian Journal of Remote Sensing* 29 (5): 564-77. https://doi.org/10.5589/m03-027.

Putz, Francis E., et Kent H. Redford. 2010. « The Importance of Defining 'Forest': Tropical Forest Degradation, Deforestation, Long-Term Phase Shifts, and Further Transitions ». *Biotropica* 42 (1): 10-20. https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00567.x.

Puustjärvi, E., et M. Simula. 2002. « Development of Common Framework for Forest-Related Definitions ». Discussion Paper, Helsinki, fao, pp. 23-80.

Rafaela, P. da S. C., V. U. Cláudia, S. de S. Simonne, R. A. Alisson, G. de O. Marcos, et G. B. Dayse. 2016. « Axial variation in physical and anatomical properties of Acacia Mangium Willd.(Fabaceae) wood, planted in the municipality of Paragominas - PA ». Sociedade Botânica do Brasil, 67CNBot - 2016-25Set-30Set. 2016. http://www.botanica.org.br/trabalhos-cientificos.php?evento=67CNBot&_pagi_pg=10.

Rahm, Mathieu, Joeri Van Wolvelaer, Anton Vrieling, et Benoit Mertens. 2013. « Detecting Forest Degradation In The Congo Basin By Optical Remote Sensing ». In , 722:19. http://adsabs.harvard.edu/abs/2013ESASP.722E..19R.

Rakotondrasoa, Olivia Lovanirina, François Malaisse, Gabrielle Lalanirina Rajoelison, Julie Gaye, Tsiresy Razafimanantsoa, Misha Rabearisoa, Bruno Ramamonjisoa, et al. 2013. « Identification des indicateurs de dégradation de la forêt de tapia (Uapaca bojeri) par une analyse sylvicole ». https://orbi.uliege.be/handle/2268/158056.

Reimer, F., G. P. Asner, et S. Joseph. 2015. « Advancing Reference Emission Levels in Subnational and National REDD+ Initiatives: A CLASlite Approach ». *Carbon Balance and Management* 10 (5). https://doi.org/10.1186/s13021-015-0015-8.

Reimer, F., J. Börner, et S. Wunder. 2012. « Monitoring Deforestation for REDD: An Overview of Options for the Juma Sustainable Development Reserve Project ». *Center for International Forestry Research*. https://doi.org/10.17528/cifor/004917.

Reimer, Florian, Gregory P. Asner, et Shijo Joseph. 2015. « Advancing reference emission levels in subnational and national REDD+ initiatives: a CLASlite approach ». *Carbon Balance and Management* 10 (février): 5. https://doi.org/10.1186/s13021-015-0015-8.

Restrepo-Coupe, N., H. R. da Rocha, L. R. Hutyra, A. C. da Araujo, L. S. Borma, B. Christoffersen, O. M. R. Cabral, et al. 2013. « What Drives the Seasonality of Photosynthesis across the Amazon Basin? A Cross-Site Analysis of Eddy Flux Tower Measurements from the Brasil Flux Network » 182-183 (décembre): 128-44. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2013.04.031.

Ribeiro, Jorge, et Aristides Almeida Rocha. 2009. « Avaliação ambiental econômica da produção de madeira de espécie nativa em dois municípios na Amazônia Brasileira », 26.

Rapport-Gratuit.com

Richardson, Vanessa A., et Carlos A. Peres. 2016. « Temporal Decay in Timber Species Composition and Value in Amazonian Logging Concessions ». *PLOS ONE* 11 (7): e0159035. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0159035.

Roberts, D. A., M. O. Smith, et J. B. Adams. 1993. « Green vegetation, nonphotosynthetic vegetation, and soils in AVIRIS data ». *Remote Sensing of Environment*, Airbone Imaging Spectrometry, 44 (2): 255-69. https://doi.org/10.1016/0034-4257(93)90020-X.

Rocha, Da, Humberto R, Michael L. Goulden, Scott D. Miller, Mary C. Menton, Leandro D. V. O. Pinto, De Freitas, Helber C, e Silva Figueira, et Adelaine M. 2004. « Seasonality of Water and Heat Fluxes over a Tropical Forest in Eastern Amazonia » 14 (sp4): 22-32. https://doi.org/10.1890/02-6001.

Rodrigues, Ana S. L., Robert M. Ewers, Luke Parry, Carlos Souza, Adalberto Veríssimo, et Andrew Balmford. 2009. « Boom-and-Bust Development Patterns Across the Amazon Deforestation Frontier ». *Science* 324 (5933): 1435-37. https://doi.org/10.1126/science.1174002.

Rodrigues, T. E., R. das C. Silva, J. M. L. da Silva, Oliveira Junior, R. C. De, J. R. N. F. Gama, et M. A. Valente. 2006. « Caracterização e classificação dos solos do município de Paragominas, Estado do Pará. », mai. http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/408067.

Romero-Sanchez, Martin Enrique, et Raul Ponce-Hernandez. 2017. « Assessing and Monitoring Forest Degradation in a Deciduous Tropical Forest in Mexico via Remote Sensing Indicators ». *Forests* 8 (9): 302. https://doi.org/10.3390/f8090302.

Rossetti, Dilce F. 2004. « Paleosurfaces from northeastern Amazonia as a key for reconstructing paleolandscapes and understanding weathering products ». *Sedimentary Geology* 169 (3): 151-74. https://doi.org/10.1016/j.sedgeo.2004.05.003.

Saatchi, Sassan, Salvi Asefi-Najafabady, Yadvinder Malhi, Luiz E. O. C. Aragão, Liana O. Anderson, Ranga B. Myneni, et Ramakrishna Nemani. 2013. « Persistent Effects of a Severe Drought on Amazonian Forest Canopy ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110 (2): 565-70. https://doi.org/10.1073/pnas.1204651110.

Saleska, Scott R., Scott D. Miller, Daniel M. Matross, Michael L. Goulden, Steven C. Wofsy, Humberto R. da Rocha, Plinio B. de Camargo, et al. 2003. « Carbon in

Amazon Forests: Unexpected Seasonal Fluxes and Disturbance-Induced Losses ». *Science* 302 (5650): 1554-57. https://doi.org/10.1126/science.1091165.

Sasaki, Nophea, et Francis E. Putz. 2009. « Critical Need for New Definitions of "Forest" and "Forest Degradation" in Global Climate Change Agreements ». *Conservation Letters* 2 (5): 226-32. https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2009.00067.x.

Schielein, Johannes, et Jan Börner. 2018. « Recent Transformations of Land-Use and Land-Cover Dynamics across Different Deforestation Frontiers in the Brazilian Amazon ». *Land Use Policy* 76 (juillet): 81-94. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.04.052.

Schneider, Robert R., Eugenio Arima, Adalberto Verissimo, Paulo Barreto, et Carlos Souza Junior. 2000. « Amazonia sustentavel : limitantes e oportunidades para o desenvolvimento rural ». 31196. The World Bank. http://documents.worldbank.org/curated/en/964821468232758110/Amazonia-sustentavel-limitantes-e-oportunidades-para-o-desenvolvimento-rural.

Shimabukuro, Y. E., J. Miettinen, R. Beuchle, R. C. Grecchi, D. Simonetti, et F. Achard. 2015. « Estimating Burned Area in Mato Grosso, Brazil, Using an Object-Based Classification Method on a Systematic Sample of Medium Resolution Satellite Images ». *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* 8 (9): 4502-8. https://doi.org/10.1109/JSTARS.2015.2464097.

Shimada, Masanobu, Takuya Itoh, Takeshi Motooka, Manabu Watanabe, Tomohiro Shiraishi, Rajesh Thapa, et Richard Lucas. 2014. « New global forest/non-forest maps from ALOS PALSAR data (2007–2010) ». *Remote Sensing of Environment* 155 (décembre): 13-31. https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.04.014.

Silva, Camila V. J., Luiz E. O. C. Aragão, Jos Barlow, Fernando Espirito-Santo, Paul J. Young, Liana O. Anderson, Erika Berenguer, et al. 2018. « Drought-Induced Amazonian Wildfires Instigate a Decadal-Scale Disruption of Forest Carbon Dynamics ». *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* 373 (1760). https://doi.org/10.1098/rstb.2018.0043.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Sist, Plinio, Lilian Blanc, Lucas Mazzei, Christopher Baraloto, et Raphaël Aussenac. 2012. « Nouvelles Connaissances Sur La Dynamique Globale de La Biomasse Après Exploitation En Forêt Nord Amazonienne ». *BOIS & FORETS DES TROPIQUES* 314 (314): 41. https://doi.org/10.19182/bft2012.314.a20489.

Sist, Plinio, et Fabricio Nascimento Ferreira. 2007. « Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon ». *Forest Ecology and Management* 243 (2): 199-209. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.02.014.

Sist, Plinio, Lucas Mazzei, Lilian Blanc, et Ervan Rutishauser. 2014. « Large trees as key elements of carbon storage and dynamics after selective logging in the Eastern Amazon ». *Forest Ecology and Management* 318 (avril): 103-9. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.01.005.

Soares Júnior, Adilson Viana [UNESP, João Batista Sena Costa, et Yociteru [UNESP Hasui. 2008. « Evolução da margem atlântica equatorial do Brasil: Três fases distensivas ». *Geociências*, décembre, 427-37.

Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Avery, M. Tignor, et H.L. Miller. 2007. « Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change ». Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996 pp. 2007. https://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_wg1_report_the_physical_science_basis.htm.

Sombroek, W. G. 1966. « Amazon Soils : A Reconnaissance of the Soils of the Brazilian Amazon Region ». Phd, Wageningen: Pudoc. http://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/421842.

Sombroek, Wim. 2001. « Spatial and Temporal Patterns of Amazon Rainfall ». *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 30 (7): 388-96. https://doi.org/10.1579/0044-7447-30.7.388.

Souza, C, et P. Barreto. 2000. « An alternative approach for detecting and monitoring selectively logged forests in the Amazon ». *International Journal of Remote Sensing* 21 (1): 173-79. https://doi.org/10.1080/014311600211064.

Souza, Carlos, Laurel Firestone, Luciano Moreira Silva, et Dar Roberts. 2003. « Mapping forest degradation in the Eastern Amazon from SPOT 4 through spectral mixture models ». *Remote Sensing of Environment*, Large Scale

Biosphere Atmosphere Experiment in Amazonia, 87 (4): 494-506. https://doi.org/10.1016/j.rse.2002.08.002.

Souza, Carlos M., Dar A. Roberts, et Mark A. Cochrane. 2005. « Combining spectral and spatial information to map canopy damage from selective logging and forest fires ». *Remote Sensing of Environment* 98 (2): 329-43. https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.07.013.

Souza, Carlos M., Dar A. Roberts, et AndréL. Monteiro. 2005. « Multitemporal Analysis of Degraded Forests in the Southern Brazilian Amazon ». *Earth Interactions* 9 (19): 1-25. https://doi.org/10.1175/EI132.1.

Souza, Jr, João V. Siqueira, Marcio H. Sales, Antônio V. Fonseca, Júlia G. Ribeiro, Izaya Numata, Mark A. Cochrane, Christopher P. Barber, Dar A. Roberts, et Jos Barlow. 2013. « Ten-Year Landsat Classification of Deforestation and Forest Degradation in the Brazilian Amazon ». *Remote Sensing* 5 (11): 5493-5513. https://doi.org/10.3390/rs5115493.

Steege, Hans ter, Nigel C. A. Pitman, Daniel Sabatier, Christopher Baraloto, Rafael P. Salomão, Juan Ernesto Guevara, Oliver L. Phillips, et al. 2013. « Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora ». *Science* 342 (6156): 1243092. https://doi.org/10.1126/science.1243092.

Stone, Steven. 1996. « Economic Trends in the Timber Industry of the Brazilian Amazon: Evidence from Paragominas ». SSRN Scholarly Paper ID 4452. Rochester, NY: Social Science Research Network. https://papers.ssrn.com/abstract=4452.

Stone, T. A., et P. Lefebvre. 1998. « Using multi-temporal satellite data to evaluate selective logging in Para, Brazil ». *International Journal of Remote Sensing* 19 (13): 2517-26. https://doi.org/10.1080/014311698214604.

Tchatchou, Bérenger, Denis J Sonwa, et Anne Marie Tiani. 2015. « Déforestation et dégradation des forêts dans le Bassin du Congo » Papier occasionnel 120. Bogor, Indonesie : CIFOR.: 60.

Thompson, Ian D., Manuel R. Guariguata, Kimiko Okabe, Carlos Bahamondez, Robert Nasi, Victoria Heymell, et Cesar Sabogal. 2013. « An Operational Framework for Defining and Monitoring Forest Degradation ». *Ecology and Society* 18 (2). https://doi.org/10.5751/ES-05443-180220.

Toomey, Michael, Dar A. Roberts, Christopher Still, Michael L. Goulden, et Joseph P. McFadden. 2011. « Remotely Sensed Heat Anomalies Linked with Amazonian

Forest Biomass Declines ». *Geophysical Research Letters* 38 (19). https://doi.org/10.1029/2011GL049041.

Tritsch, Isabelle, et Damien Arvor. 2016. « Transition in environmental governance in the Brazilian Amazon: emergence of a new pattern of socio-economic development and deforestation ». *Land Use Policy* 59 (décembre): 446-55. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.09.018.

Tritsch, Isabelle, Plinio Sist, Igor da Silva Narvaes, Lucas Mazzei, Lilian Blanc, Clément Bourgoin, Guillaume Cornu, et Valéry Gond. 2016. « Multiple Patterns of Forest Disturbance and Logging Shape Forest Landscapes in Paragominas, Brazil ». *Forests* 7. https://doi.org/Multiple patterns of forest disturbance and logging shape forest landscapes in Paragominas, Brazil. Tritsch Isabelle, Sist Plinio, da Silva Narvaes Igor, Mazzei Lucas, Blanc Lilian, Bourgoin Clément, Cornu Guillaume, Gond Valéry. 2016. Forests, 7 (315), 15 p. http://dx.doi.org/10.3390/f7120315 <http://dx.doi.org/10.3390/f7120315> Article en libre accès.

TRMM. 2016. « The Tropical Rainfall Measuring Mission ». NASA Global Hydrology Resource Center DAAC. https://doi.org/10.5067/LIS/LIS/DATA101.

Uhl, Christopher, et Ima Celia Guimaraes Vieira. 1989. « Ecological Impacts of Selective Logging in the Brazilian Amazon: A Case Study from the Paragominas Region of the State of Para ». *Biotropica* 21 (2): 98-106. https://doi.org/10.2307/2388700.

Valencia, Renato, Robin B. Foster, Gorky Villa, Richard Condit, Jens-Christian Svenning, Consuelo Hernández, Katya Romoleroux, Elizabeth Losos, Else Magård, et Henrik Balslev. 2004. « Tree Species Distributions and Local Habitat Variation in the Amazon: Large Forest Plot in Eastern Ecuador ». *Journal of Ecology* 92 (2): 214-29. https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00876.x.

Velasco Gomez, Diana, Rene' Beuchle, Edemir Shimabukuro Yosio, Rosana Grecchi, Dario Simonetti, Hugh Eva, et Frederic Achard. 2015. « A Long-Term Perspective on Deforestation Rates in the Brazilian Amazon ». *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 539-44. https://doi.org/10.5194/isprsarchives-XL-7-W3-539-2015.

Verbesselt, Jan, Rob Hyndman, Glenn Newnham, et Darius Culvenor. 2010. « Detecting trend and seasonal changes in satellite image time series ». *Remote Sensing of Environment* 114 (1): 106-15. https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.08.014.

Verbesselt. 2012. « Near real-time disturbance detection using satellite image time series ». *Remote Sensing of Environment* 123 (août): 98-108. https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.02.022.

Verbesselt, Jan, Achim Zeileis, et Rob Hyndman. 2015. « Breaks For Additive Season and Trend (BFAST) ». https://cran.r-project.org/web/packages/bfast/bfast.pdf.

Veríssimo, A., A. C. Barros, C. Souza, Christopher Uhl, E. Vidal, I. Vieira, Marli Mattos, et al. 1996. « Impactos da atividade madeireira e perspectivas para o manejo sustentável da floresta numa velha fronteira da Amazônia: o caso de Paragominas ». 2a Edição Belém - Pará 2002. 1996. http://imazon.org.br/PDFimazon/Portugues/livros/a-expansao-madeireira-na-amazonia-impactos-e.pdf.

Veríssimo, Adalberto. 2002. *Pólos madeireiros do Estado do Pará.* --. Belém: Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia. IMAZON.

Vermote, E. F., D. Tanre, J. L. Deuze, M. Herman, et J. J. Morcette. 1997. « Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum, 6S: an overview ». *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 35 (3): 675-86. https://doi.org/10.1109/36.581987.

Viana, Cecilia, Emilie Coudel, Jos Barlow, Joice Ferreira, Toby Gardner, et Luke Parry. 2012. « From Red to Green: Achieving an Environmental Pact at the Municipal Level in Paragominas (Pará, Brazilian Amazon) ». Conference_item. 12th Biennial Conference of the International Society for Ecological Economics (ISEE 2012 Conference) « Ecological Economics and Rio+20: Challenges and Contributions for a Green Economy », 16-19 June 2012, Rio de Janeiro, Brazil. 2012. http://www.isee2012.org/anais/pdf/66.pdf.

Wagner, Fabien Hubert, Bruno Hérault, Vivien Rossi, Thomas Hilker, Eduardo Eiji Maeda, Alber Sanchez, Alexei I. Lyapustin, Lênio Soares Galvão, Yujie Wang, et Luiz E. O. C. Aragão. 2017. « Climate Drivers of the Amazon Forest Greening ». *PLOS ONE* 12 (7): e0180932. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0180932.

Watrin, O. dos S., et A. M. A. da Rocha. 1992. « Levantamento da vegetação natural e do uso da terra no município de Paragominas (PA) utilizando imagens TM/LANDSAT. » *EMBRAPA-CPATU. Boletim de pesquisa*. http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=BR19921379420.

Wilkie, David, Ellen Shaw, Fiona Rotberg, Gilda Morelli, et Philippe Auzel. 2000. « Roads, Development, and Conservation in the Congo Basin ». *Conservation Biology* 14 (6): 1614-22.

Wilkie, M. L., et V. Heymell. 2009. « Towards Defining Forest Degradation: Comparative Analysis of Existing Definitions. Rome (Italy), 8-10 September 2009 ». *Forest Resources Assessment Programme. Working Paper (FAO)*. http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=XF2009440929.

Wong, W. F. J. 2011. « Spatial and temporal analysis of MODIS EVI and TRMM 3B43 rainfall retrievals in Australia ». In *2011 19th International Conference on Geoinformatics*, 1-7. https://doi.org/10.1109/GeoInformatics.2011.5980968.

World, Geospatial. 2009. « Lidar Remote Sensing for Forest Ecosystem Studies in India ». *Geospatial World* (blog). 1 septembre 2009. https://www.geospatialworld.net/article/lidar-remote-sensing-for-forest-ecosystem-studies-in-india/.

Wright, S. Joseph, et Carel P. van Schaik. 1994. « Light and the Phenology of Tropical Trees ». *The American Naturalist* 143 (1): 192-99. https://doi.org/10.1086/285600.

Xaud, Haron Abrahim Magalhães, Flora da Silva Ramos Vieira Martins, et João Roberto dos Santos. 2013. « Tropical forest degradation by mega-fires in the northern Brazilian Amazon ». *Forest Ecology and Management*, The Mega-fire reality, 294 (avril): 97-106. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.036.

Yadav, Nabin Kumar, Hitendra Palalia, Sarnam Singh, et A. Senthil Kumar. 2016. « Tropical Forest Degradation Assessment; A Case Study Using CLASlite ». Conference: 37th Asian Conference on Remote Sensing (ACRS)At: Colombo, Sri Lanka. 2016. https://www.researchgate.net/publication/310504993_Tropical_Forest_Degradation_Assessment_A_Case_Study_using_CLASlite.

Zimmerer, K.S. 2006. *Globalization and New Geographies of Conservation*. London : University of Chicago Press , 2006 , 357 pp. https://www.press.uchicago.edu/ucp/books/book/chicago/G/bo3750630.html.

Annexes

ANNEXE 1

Données Landsat utilisées

Satellite	Image	Date	SENSOR _ID	Projection	Résolution spatiale
LANDSAT_5	LT52230622000157CUB00	2000-06-05	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_7	LE72220632000158EDC00	2000-06-06	ETM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_7	LE72230632000213EDC00	2000-07-31	ETM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52220622000214CUB00	2000-08-01	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_7	LE72230622001215EDC00	2001-08-03	ETM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_7	LE72230632001215EDC00	2001-08-03	ETM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52220622001216CUB00	2001-08-04	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52220632001216CUB00	2001-08-04	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_7	LE72220622002147EDC00	2002-05-27	ETM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_7	LE72220622002163EDC00	2002-06-12	ETM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M

Rapport-Gratuit.com

LANDSAT_7	LE72220622002179CUB00	2002-06-28	ETM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_7	LE72220632002179PFS00	2002-06-28	ETM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_7	LE72230622002250AGS00	2002-09-07	ETM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_7	LE72230632002250AGS00	2002-09-07	ETM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_7	LE72220622003102EDC00	2003-04-12	ETM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_7	LE72220622003118CUB00	2003-04-28	ETM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_7	LE72220622003134EDC00	2003-05-14	ETM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_7	LE72220632003134EDC00	2003-05-14	ETM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52230622003197CUB00	2003-07-16	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84" "	30 M
LANDSAT_5	LT52230632003197CUB00	2003-07-16	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52220632004161CUB00	2004-06-09	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M

LANDSAT_5	LT52220622004241CUB00	2004-08-28	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84	30 M
LANDSAT_5	LT52230622004248CUB00	2004-09-04	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52230632004248CUB00	2004-09-04	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52220622004289CUB01	2004-10-15	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52230622005154CUB01	2005-06-03	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52230632005154CUB01	2005-06-03	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52220622005163CUB00	2005-06-12	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52220632005163CUB00	2005-06-12	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52220622005195CUB00	2005-07-14	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52230622005202CUB00	2005-07-21	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52230632005202CUB00	2005-07-21	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52230622005218CUB00	2005-08-06	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

LANDSAT_5	LT52230632005218CUB00	2005-08-06	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52220622005243CUB00	2005-08-31	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52220622006166CUB02	2006-06-15	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52230622006173CUB02	2006-06-22	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52220622000198CUB00	2006-07-16	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52220622006198CUB00	2006-07-17	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52220632006198CUB00	2006-07-17	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52230622006205CUB01	2006-07-24	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52230632006205CUB01	2006-07-24	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52230622006221CUB00	2006-08-09	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52220622006294CUB00	2006-10-21	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52220622007137CUB01	2007-05-17	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M

LANDSAT_5	LT52220622007153CUB00	2007-06-02	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52220622007169CUB00	2007-06-18	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84	30 M
LANDSAT_5	LT52220632007169CUB00	2007-06-18	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52230622007176CUB00	2007-06-25	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52230632007176CUB00	2007-06-25	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52220622007217CUB00	2007-08-05	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84	30 M
LANDSAT_5	LT52220632007217CUB00	2007-08-05	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52230622007256CUB00	2007-09-13	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52230622007272CUB00	2007-09-29	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52220622008172CUB00	2008-06-20	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52230622008195CUB00	2008-07-13	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52230632008195CUB00	2008-07-13	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M

LANDSAT_5	LT52220622008284CUB00	2008-10-10	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52220632008284CUB00	2008-10-10	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52220622008300CUB01	2008-10-26	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52220632009190CUB00	2009-07-09	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52220622009222CUB03	2009-08-10	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52230622009229CUB00	2009-08-17	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52230632009229CUB00	2009-08-17	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52230632010136CUB00	2010-05-16	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52220622010177CUB02	2010-06-26	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52220632010177CUB02	2010-06-26	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52230622010184CUB00	2010-07-03	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52230632010184CUB00	2010-07-03	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M

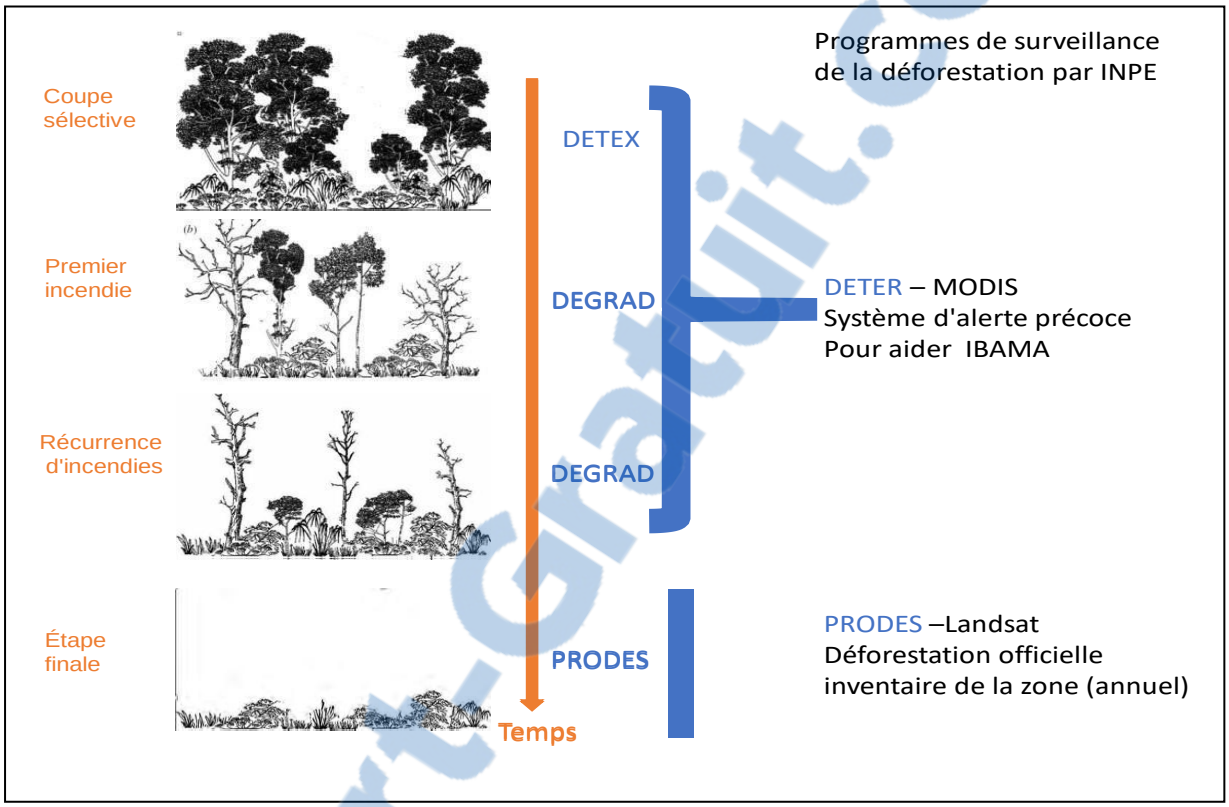
LANDSAT_5	LT52220622011148CUB00	2011-05-28	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52220632011148CUB00	2011-05-28	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52230632011155CUB01	2011-06-04	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52220622011180CUB01	2011-06-29	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52220632011180CUB01	2011-06-29	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52230622011187CUB00	2011-07-06	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52230622011251CUB01	2011-09-08	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52230632011251CUB01	2011-09-08	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84	30 M
LANDSAT_5	LT52230622011299CUB00	2011-10-26	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_5	LT52220622011308CUB01	2011-11-04	TM	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_8	LC82220632013137LGN01	2013-05-17	OLI_TIRS	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M

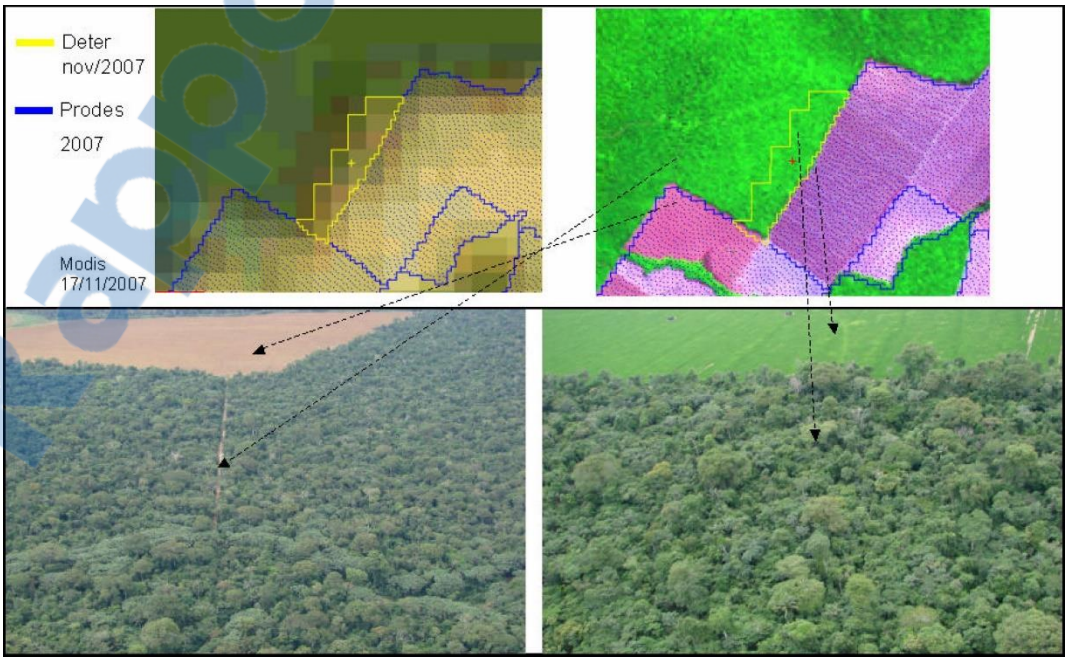
LANDSAT_8	LO82220622013153LGN00	2013-06-02	OLI_TIRS	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_8	LC82220632013185LGN00	2013-07-04	OLI_TIRS	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_8	LC82220622013185LGN00	2013-07-04	OLI_TIRS	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30M
LANDSAT_8	LC82230622013208LGN00	2013-07-27	OLI_TIRS	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_8	LC82230632013208LGN00	2013-07-27	OLI_TIRS	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30M
LANDSAT_8	LC82220622013329LGN00	2013-11-25	OLI_TIRS	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_8	LC82230632013336LGN00	2013-12-02	OLI_TIRS	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30M
LANDSAT_8	LC82230622014163LGN00	2014-06-12	OLI_TIRS	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_8	LC82220632014188LGN00	2014-07-07	OLI_TIRS	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_8	LC82230622014259LGN00	2014-09-16	OLI_TIRS	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_8	LC82230622014275LGN00	2014-10-02	OLI_TIRS	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M

LANDSAT_8	LC82220622014300LGN00	2014-10-27	OLI_TIRS	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_8	LC82220622014332LGN00	2014-11-28	OLI_TIRS	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_8	LC82220632014332LGN00	2014-11-28	OLI_TIRS	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_8	LC82230622014355LGN00	2014-12-21	OLI_TIRS	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_8	LC82230632014355LGN00	2014-12-21	OLI_TIRS	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_8	LC82230632015198LGN00	2015-07-17	OLI_TIRS	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_8	LC82230622015214LGN00	2015-08-02	OLI_TIRS	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_8	LC82220622015255LGN00	2015-09-12	OLI_TIRS	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_8	LC82230622015278LGN00	2015-10-05	OLI_TIRS	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_8	LC82230622015294LGN00	2015-10-21	OLI_TIRS	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_8	LC82220622015335LGN00	2015-12-01	OLI_TIRS	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M
LANDSAT_8	LC82220632015335LGN00	2015-12-01	OLI_TIRS	MAP_PROJECTION = "UTM" DATUM = "WGS84"	30 M

ANNEXE 2

Systèmes de surveillance de la déforestation et de la dégradation de l'INPE au Brésil

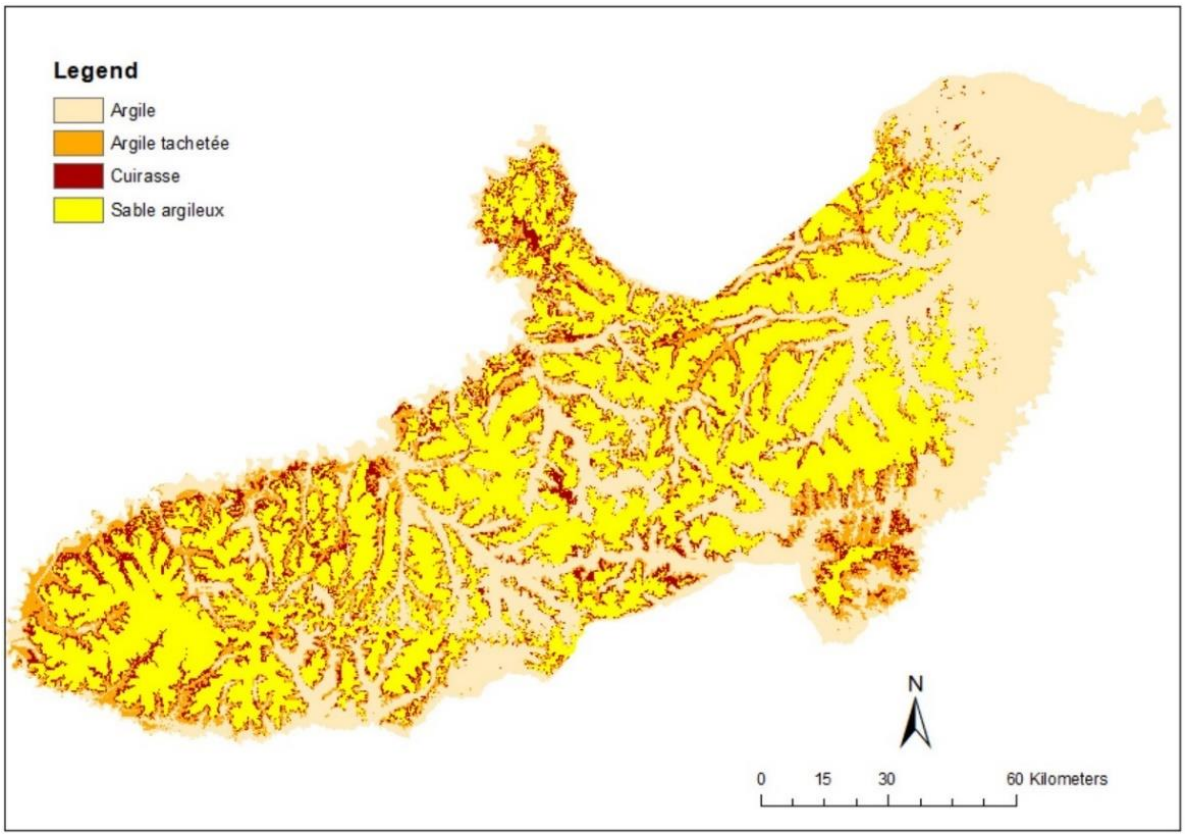




Rapport-Gratuit.com

ANNEXE 3

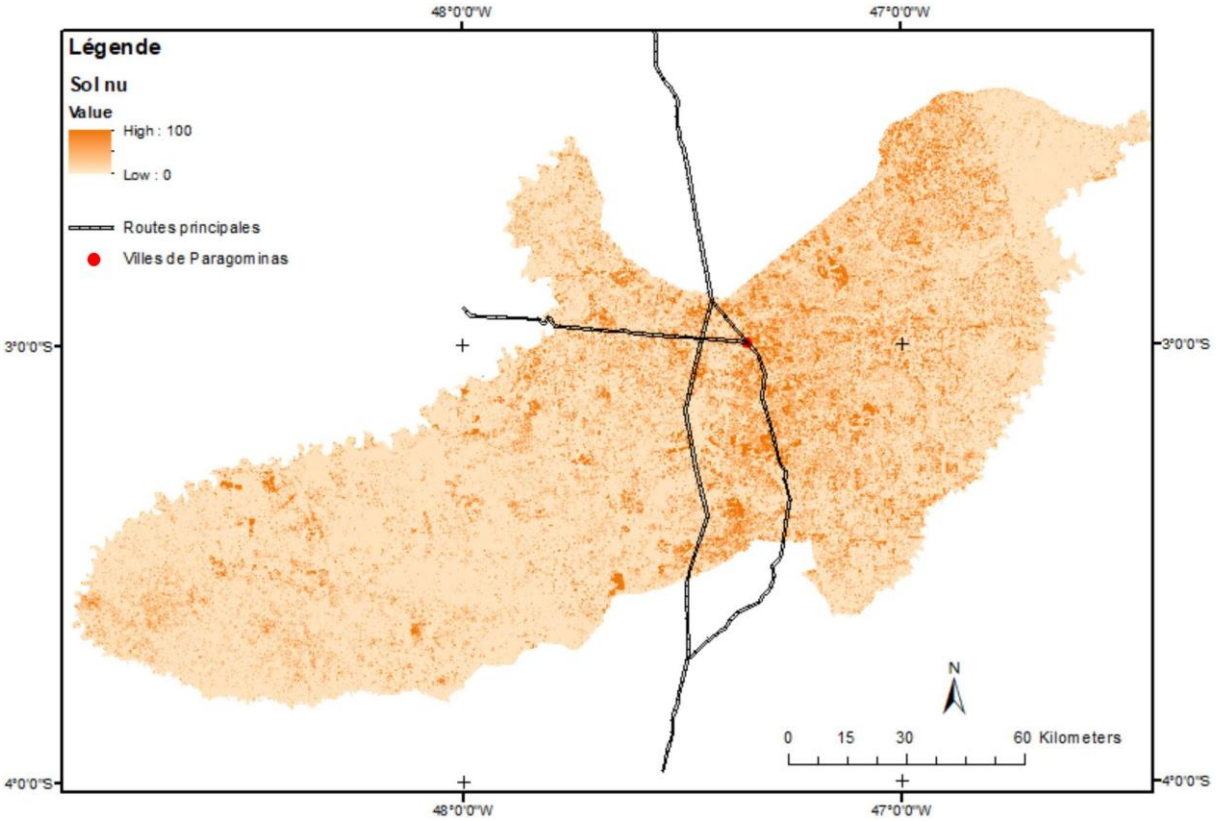
Carte du sol de Paragominas



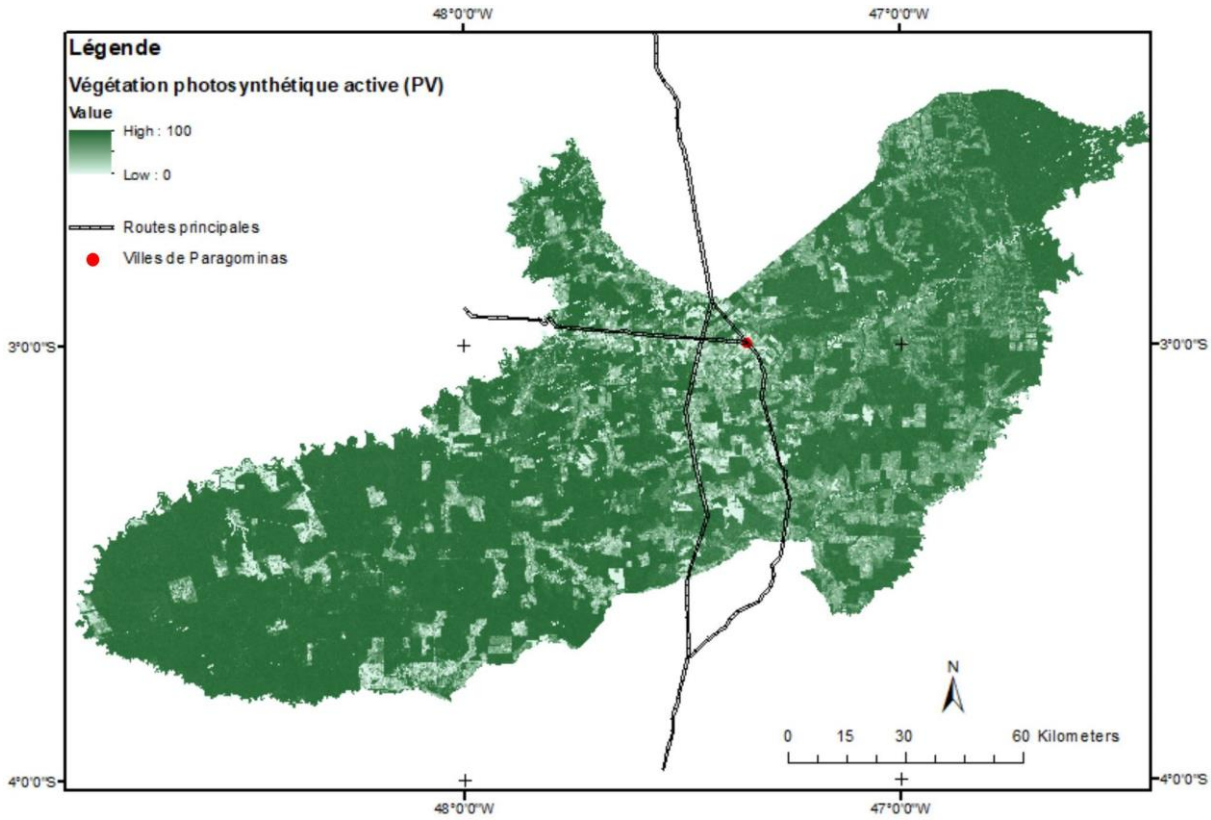
Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

ANNEXE 4

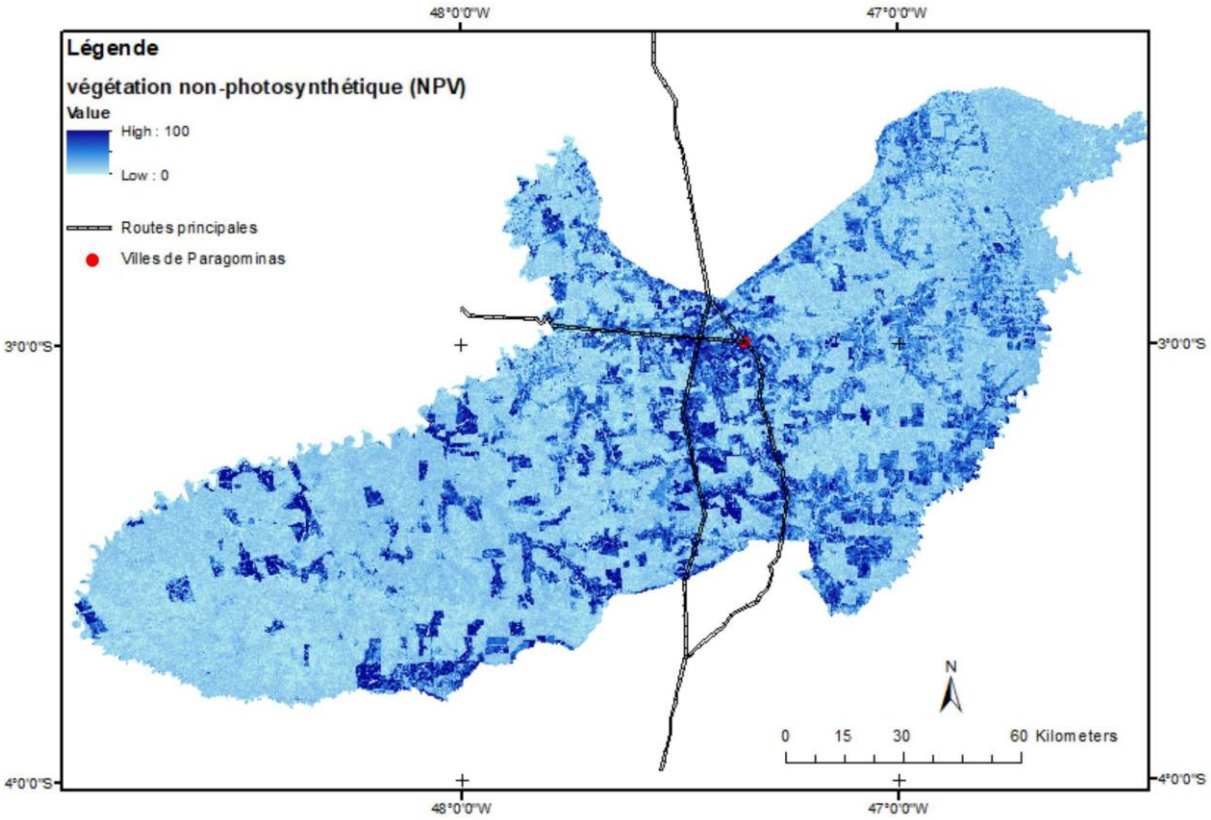
Résultats CLASlite par bande



Couverture fractionnelle de la bande *bare substrate* (S) de CLASlite



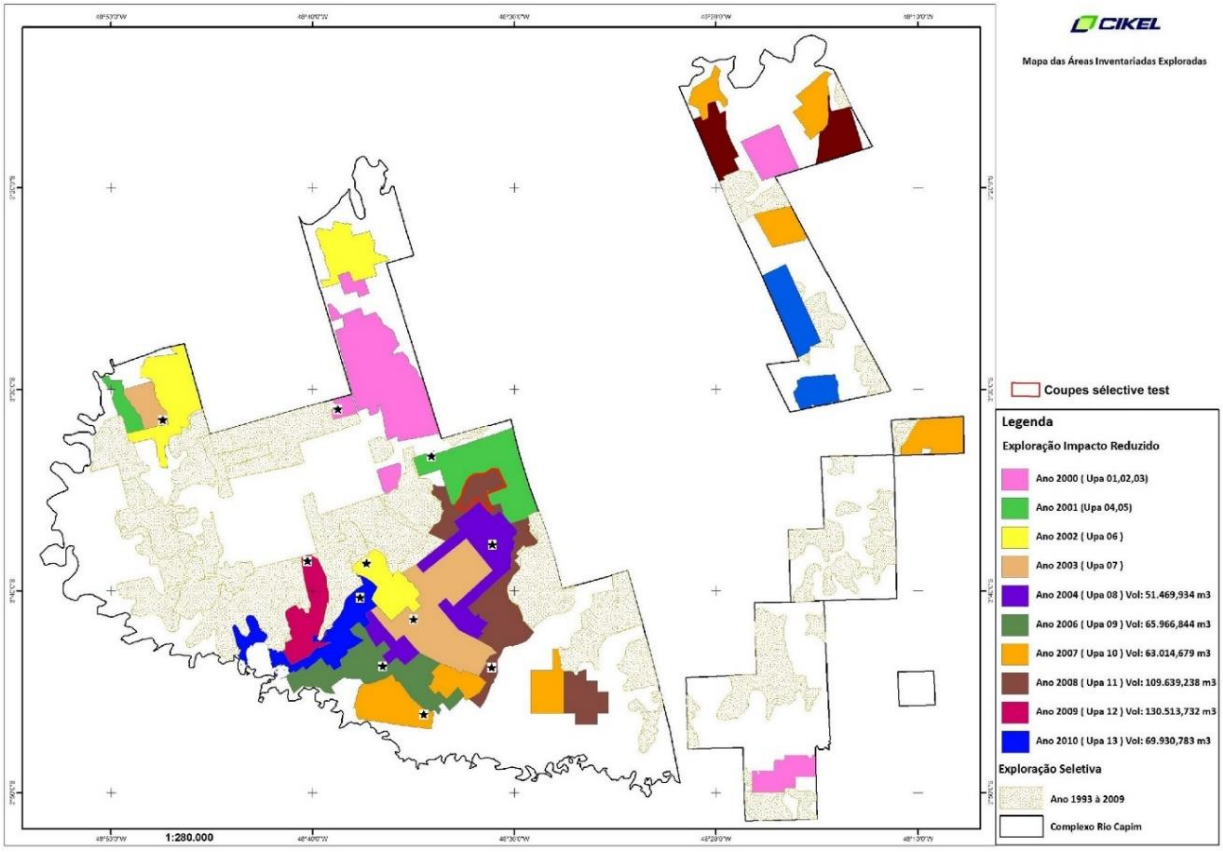
Couverture fractionnelle de la bande *Photosynthetic Vegetation* (PV) de CLASlite



Couverture fractionnelle de la bande *Non Photosynthetic Vegetation* (NPV) de CLASlite

ANNEXE 5

Carte des zones de coupe sélective avec plan de gestion durable de l'entreprise CIKEL



ANNEXE 6

Publication 1

The use of Landsat time series for identification of forest degradation levels in the eastern Brazilian Amazon (Paragominas)

Authors : Ali Fadhil Hasan, François Laurent, Lilian Blanc, *François Messner*

Published in: Analysis of Multitemporal Remote Sensing Images (MultiTemp), 2017 9th International Workshop on the

Date of Conference: 27-29 June 2017

Date Added to IEEE *Xplore*: 14 September 2017 **ISBN Information :**

DOI: 10.1109/Multi-Temp.2017.8035243

Publisher: IEEE **Conference Location:** Brugge, Belgium

Abstract:

Forest degradation is the reduction of the capacity of a forest to provide goods and services. Degraded forests in the Brazilian Amazon region are dominant in the pioneer front landscapes where the economic growth and agricultural expansion has converted the primary forest to a mosaic of pastures, crop land and forests in various stages of degradation. Understanding spatial structure and temporal trajectories of forest degradation is important to support forest conservation and management, aiming at reducing greenhouse gas emissions, retrieving biomass, biological diversity and sustainable economic development. We present a method to evaluate and map different levels of forest degradation in Paragominas a county in the Arc of Deforestation in the Brazilian Amazon. We used Landsat time series (2000–2015) and the CLASlite software to calculated the fractional cover maps with three bands of Photosynthetic Vegetation (PV), Non-Photosynthetic Vegetation (NPV) and bare Soil (S) for each year and to produce annual maps of forest degradation. We analyzed the variance of each CLASlite band (PV, NPV, S) along the 2000–2015 period. Field observations of degraded forests, based on indicators of forest structure were used for the validation. The results showed that the CLASlite bands variances are relevant indicators of the forest degradation processes.

ANNEXE 6

Publication 2

Le tournant environnemental en Amazonie : ampleur et limites du découplage entre production et déforestation

Auteurs : François Laurent, Damien Arvor, Marion Daugeard, Reinis Osis, Isabelle Tritsch, Emilie Coudel, Marie-Gabrielle Piketty, Marc Piraux, Cecilia Viana, Vincent Dubreuil, Ali F. Hasan and François Messner

EchoGéo [Online], 41 | 2017, Online since 28 September 2017, connection on 18 October 2017. URL : http://echogeo.revues.org/15035 ; DOI : 10.4000/echogeo.15035
https://journals.openedition.org/echogeo/15035

Résumé
L'Amazonie a amorcé depuis quelques années une baisse de la déforestation couplée à un développement économique. Le processus est cependant inégal. Si les grands et moyens producteurs font évoluer leurs systèmes de production vers l'intensification et la diversification dans les espaces déjà ouverts, délaissant en apparence les stratégies d'expansion, l'agriculture familiale reste à l'écart du découplage entre production et déforestation. Dans cet article, les engagements des pouvoirs publics et des filières, leurs effets en matière de déforestation et les inégalités d'adaptation sont analysés à l'échelle de l'Amazonie Légale et à celle d'une municipalité considérée comme un modèle car à l'initiative d'une démarche de Município Verde : Paragominas, en Amazonie orientale.

Mots clefs : déforestation, front pionnier, agriculture, élevage, politiques publiques, Amazonie.

Rapport-Gratuit.com
Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

ANNEXE 7

Publication 3

The use of Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) and Enhanced vegetation index (EVI) to assess tropical forest degradation

Authors: Ali Fadhil Hasan, François Laurent, Lilian Blanc, François Messner

3rd Annual FLARE MEETING September 29th – October 2nd 2017 Stockholm University, Stockholm, Sweden.

http://www.forestlivelihoods.org/wp-content/uploads/2017/09/Hasan.pdf

http://www.forestlivelihoods.org/wp-content/uploads/2017/09/FLARE-2017-Program_DRAFT.pdf

Abstract:

Since 2005, the Brazilian Amazon has experienced a decline of deforestation due to regional and federal public policies and to production chains commitments. But in the fragmented landscapes of the agricultural frontiers, the remaining forests is experienced a process of degradation. Recurrent logging and non-controlled fires coming from the neighboring clearing areas are deeply impacting forest ecosystem services. INPE (Brazilian National Institute for Space Research) estimated that forest degradation rate was twice higher than the deforestation rate, between 2005 and 2010. The existing methods, like the DEGRAD program from INPE, detect events like fire or logging which cause a degradation, but there is a lack of method to evaluate the medium and long-term consequences on forest structure and vulnerability to climatic events like dryness. We propose a method to assess tropical rain forest degradation based on its vulnerability to dryness. The method was applied in the municipality of Paragominas, located in eastern Pará state, Brazil, and covering 19,342 km². Our hypothesis is that the photosynthetic activity of degraded forest is strongly reduced during dry season. We used vegetation and montly precipitations indices derived from satellite data (Modis and TRMM). Linear regressions were

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

performed for each MODIS pixel, to evaluate the relation between photosynthetic activity and rainfall. Using these indices, previous studies showed that rainfall is not a limiting factor during dry season for a nondisturbed primary rain forests. Indeed, the trees explore deep water storage and reduce dry air stress due to the high and close canopy and the length of the root system. But, the indices were never used to assess forest degradation. The index was processed for the 2000-2015 period and was compared with field observation on the forest structure characterizing the degradation state. The results show that photosynthetic activity is decreasing with the degradation intensity. Forest degradation increase vulnerability to fires and represent a serious threat to forest conservation in Amazonian agricultural frontiers.

ANNEXE 7

Publication 4

The Potential of Multisource Remote Sensing for Mapping the Biomass of a Degraded Amazonian Forest

Authors : Clément Bourgoin, Lilian Blanc, Jean-Stéphane Bailly, Guillaume Cornu, Erika Berenguer, Johan Oszwald, Isabelle Tritsch, François Laurent, Ali F. Hasan, Plinio Sist and Valéry Gond

Forests 2018, 9, 303; doi:10.3390/f9060303

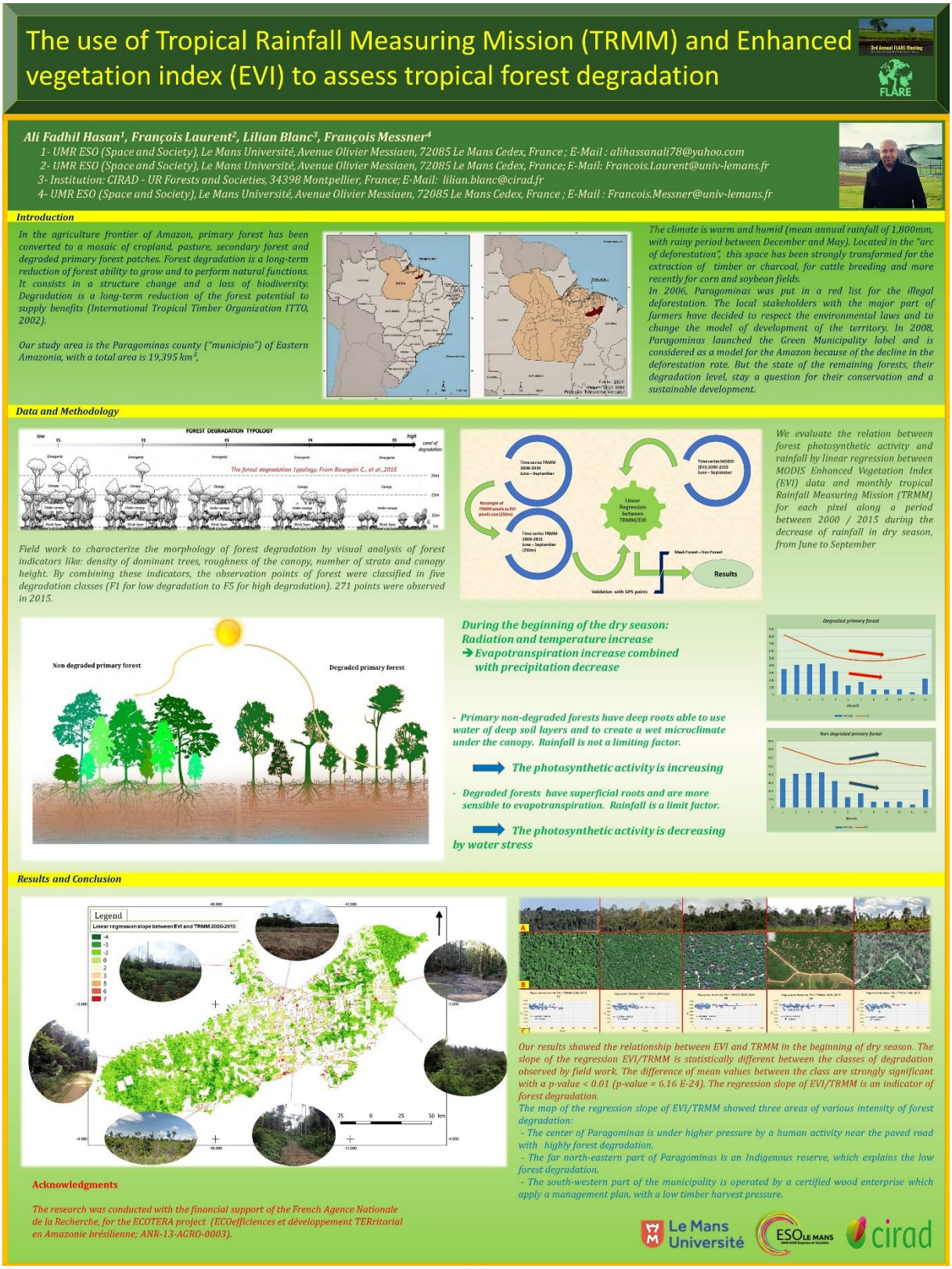
https://www.mdpi.com/1999-4907/9/6/303/htm

Abstract: In the agricultural frontiers of Brazil, the distinction between forested and deforested lands traditionally used to map the state of the Amazon does not reflect the reality of the forest situation. A whole gradient exists for these forests, spanning from well conserved to severely degraded. For decision makers, there is an urgent need to better characterize the status of the forest resource at the regional scale. Until now, few studies have been carried out on the potential of multisource, freely accessible remote sensing for modelling and mapping degraded forest structural parameters such as aboveground biomass (AGB). The aim of this article is to address that gap and to evaluate the potential of optical (Landsat, MODIS) and radar (ALOS-1 PALSAR, Sentinel-1) remote sensing sources in modelling and mapping forest AGB in the old pioneer front of Paragominas municipality (Para state). We derived a wide range of vegetation and textural indices and combined them with in situ collected AGB data into a random forest regression model to predict AGB at a resolution of 20 m. The model explained 28% of the variance with a root mean square error of 97.1 Mg·ha−1 and captured all spatial variability. We identified Landsat spectral unmixing and mid-infrared indicators to be the most robust indicators with the highest explanatory power. AGB mapping reveals that 87% of forest is degraded, with illegal logging activities, impacted forest edges and other spatial distribution of AGB that are not captured with pantropical datasets. We validated this map with a field-based forest degradation typology built on canopy height and structure observations. We conclude that the modelling framework

developed here combined with high-resolution vegetation status indicators can help improve the management of degraded forests at the regional scale.

ANNEXE 8

Posters



The use of Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) and Enhanced vegetation index (EVI) to assess tropical forest degradation

Ali Fadhil Hasan[1], François Laurent[2], Lilian Blanc[3], François Messner[4]

1- UMR ESO (Space and Society), Le Mans Université, Avenue Olivier Messiaen, 72085 Le Mans Cedex, France ; E-Mail : alihassanali78@yahoo.com

2- UMR ESO (Space and Society), Le Mans Université, Avenue Olivier Messiaen, 72085 Le Mans Cedex, France; E-Mail: Francois.Laurent@univ-lemans.fr

3- Institution: CIRAD - UR Forests and Societies, 34398 Montpellier, France; E-Mail: lilian.blanc@cirad.fr

4- UMR ESO (Space and Society), Le Mans Université, Avenue Olivier Messiaen, 72085 Le Mans Cedex, France ; E-Mail : Francois.Messner@univ-lemans.fr

Introduction

In the agriculture frontier of Amazon, primary forest has been converted to a mosaic of cropland, pasture, secondary forest and degraded primary forest patches. Forest degradation is a long-term reduction of forest ability to grow and to perform natural functions. It consists in a structure change and a loss of biodiversity. Degradation is a long-term reduction of the forest potential to supply benefits (International Tropical Timber Organization ITTO, 2002).

Our study area is the Paragominas county ("município") of Eastern Amazonia, with a total area is 19,395 km²,

The climate is warm and humid (mean annual rainfall of 1,800mm, with rainy period between December and May). Located in the "arc of deforestation", this space has been strongly transformed for the extraction of timber or charcoal, for cattle breeding and more recently for corn and soybean fields.

In 2006, Paragominas was put in a red list for the illegal deforestation. The local stakeholders with the major part of farmers have decided to respect the environmental laws and to change the model of development of the territory. In 2008, Paragominas launched the Green Municipality label and is considered as a model for the Amazon because of the decline in the deforestation rate. But the state of the remaining forests, their degradation level, stay a question for their conservation and a sustainable development.

Data and Methodology

Field work to characterize the morphology of forest degradation by visual analysis of forest indicators like: density of dominant trees, roughness of the canopy, number of strata and canopy height. By combining these indicators, the observation points of forest were classified in five degradation classes (F1 for low degradation to F5 for high degradation). 271 points were observed in 2015.

We evaluate the relation between forest photosynthetic activity and rainfall by linear regression between MODIS Enhanced Vegetation Index (EVI) data and monthly tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) for each pixel along a period between 2000 / 2015 during the decrease of rainfall in dry season, from June to September

During the beginning of the dry season:
Radiation and temperature increase
➔ Evapotranspiration increase combined with precipitation decrease

- **Primary non-degraded forests have deep roots able to use water of deep soil layers and to create a wet microclimate under the canopy. Rainfall is not a limiting factor.**

➡ **The photosynthetic activity is increasing**

- **Degraded forests have superficial roots and are more sensible to evapotranspiration. Rainfall is a limit factor.**

➡ **The photosynthetic activity is decreasing by water stress**

Results and Conclusion

Our results showed the relationship between EVI and TRMM in the beginning of dry season. The slope of the regression EVI/TRMM is statistically different between the classes of degradation observed by field work. The difference of mean values between the class are strongly significant with a p-value < 0.01 (p-value = 6.16 E-24). The regression slope of EVI/TRMM is an indicator of forest degradation.

The map of the regression slope of EVI/TRMM showed three areas of various intensity of forest degradation:

- The center of Paragominas is under higher pressure by a human activity near the paved road with highly forest degradation.

- The far north-eastern part of Paragominas is an Indigenous reserve, which explains the low forest degradation.

- The south-western part of the municipality is operated by a certified wood enterprise which apply a management plan, with a low timber harvest pressure.

Acknowledgments

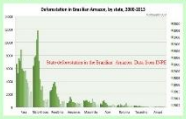
The research was conducted with the financial support of the French Agence Nationale de la Recherche, for the ECOTERA project (ECOefficiences et développement TERritorial en Amazonie brésilienne; ANR-13-AGRO-0003).

Evaluation of forest degradation levels by using multi sensors in Eastern Amazonia (Paragominas)

By: Ali Fadhil Hasan[1], François Laurent[1], Lilian Blanc [2], François Messner [1]
1- UMR ESO (Espace et Société)), Université du Maine, Avenue Olivier Messiaen, Le Mans Cedex 72085, France. 2- CIRAD - UR Forests and Societies, 34398 Montpellier, France

INTRODUCTION

The Amazon basin is covered by the largest tropical forest, the deforestation and forests degradation are the most important challenges in this area, the economic growth and agricultural expansion in Brazil led to converting the primary forest to mosaic and large areas of degraded forests, the understanding of forest degradation trajectory and deforestation dynamic is important to application the sustainable development programs.



OBJECTIVES

The main objective of this study is to elaborate a method to identify and map different levels of forest degradation in a large area by use of remote sensing and GIS technologies.

The sub-objectives

- Distinguish and mapping spatial-temporal forest degradation.
- Analyse the restoration/degradation after disturbance by temporal shape (slope and duration) of biological indicators curves obtained with satellite imagery and the time necessary to come back to a lower level of degradation (restoration).

STUDY AREA

Paragominas is a municipality in north-eastern Amazon, the total area is 19,395 km², crossing by a federal road joining Belém to Brasília. Since 1970s, this space has been strongly transformed for the extraction of timber or charcoal, the cattle breeding and more recently the corn and the soybean. In 2006, Paragominas was put in a red list for the illegal deforestation. The local stakeholders with the major part of farmers have decided to respect the environmental laws and to change the development model of the territory. In 2008 Paragominas launched the Green Municipality , Paragominas could be a model of more sustainable system in Amazon also in 2010 there are many reforestation in Paragominas. This study is a part of a research project called Ecotera since 2014 by different teams like: Embrapa, UFPA, CIRAD, AgroParisTech and ESO.

Rangeland in Paragominas

THE HUMAN ACTIVITY

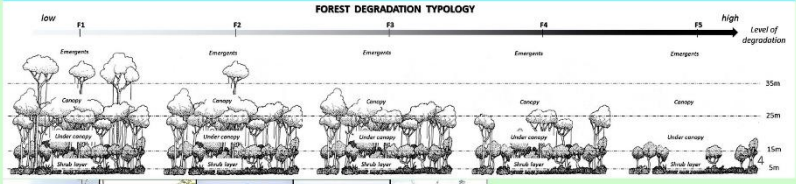
Selective logging

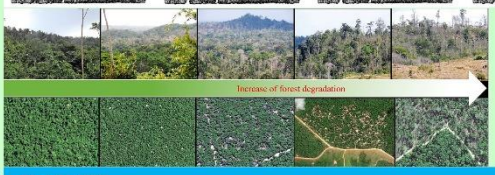
Burning

Deforestation

Charcoal

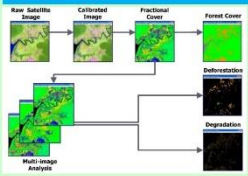
METHODOLOGY AND RESULTS





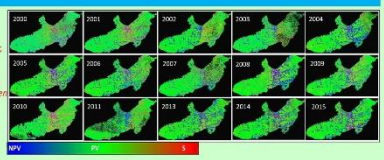
The forest degradation was classified in five classes (F1 low degradation to F5 high degradation), by visual analysis of morphological degradation indicators: Density of dominant trees, Roughness of the canopy, Number of strata and Height level of canopy

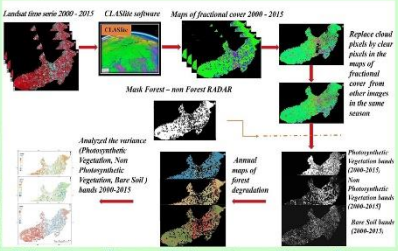
CLASLITE

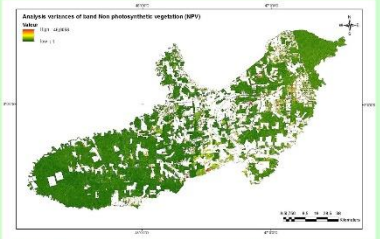


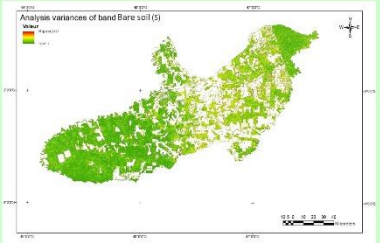
These maps result from an analysis of Landsat imagery through calibration, pre-processing, atmospheric correction, cloud masking steps and correction of cloud cover, Monte Carlo Spectral Mixture Analysis.
The field crops appear in red, the pasture in blue, the non degraded forest in light green and various levels of degraded forest in green mixed with red and blue

Green = Photosynthetic Vegetation (PV)
Blue = Non Photosynthetic Vegetation (NPV)
Red = Bare Soil (S)

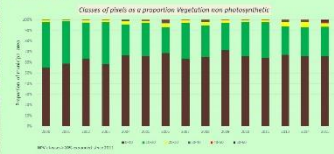


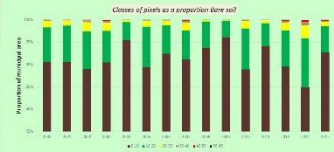


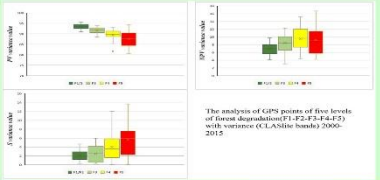




Soil band indicator (S) is responsible of gaps in forests, so it has a rapidly changing pattern this is due to the speed of closing the gaps after logging
On the contrary, band non photosynthetic vegetation (NPV) Which emerged more consistently this is of course, the result of the long time that forests need to recover from degradation.
The forest degradation in Paragominas was declined after 2008 because of (Projeto Municipio Verde), but it's rates have increased after 2013 continuously .







The analysis of GPS points of five levels of forest degradation(F1-F2-F3-F4-F5) with variance (CLASlite bands) 2000-2015

ACKNOWLEDGMENTS

The research was conducted with the financial support of the French Agence Nationale de la Recherche, for the ECOTERA project (ECOefficiences et développement TERritorial en Amazonie brésilienne; ANR-13-AGRO-0003).

Thèse de doctorat en géographie, Le Mans Université, Laboratoire ESO

Ali Fadhil HASAN

Évaluation de la dégradation des forêts primaires par télédétection dans un espace de front pionnier consolidé d'Amazonie orientale (Paragominas)

La dégradation de la forêt est un changement de sa structure et de la composition floristique et faunistique, ce qui conduit à une perte de biodiversité, de production de biens et de services et à un accroissement de la vulnérabilité aux aléas climatiques et aux incendies. Elle concerne de vastes espaces en zone tropicale particulièrement dans les régions de fronts pionniers plus ou moins consolidés où la forêt primaire est soumise à l'extraction de bois, aux incendies et à la fragmentation. Pour évaluer son ampleur et son intensité, il est nécessaire de recourir à la télédétection. Mais les méthodologies disponibles restent encore insuffisantes. L'enjeu scientifique est de développer des méthodes adaptées à de grandes surfaces afin d'analyser l'effet de différentes perturbations sur les trajectoires suivies par le couvert forestier. Il s'agit également de distinguer différentes intensités de dégradation suite à l'accumulation de perturbations. C'est un préalable indispensable pour définir et mettre en œuvre des plans de gestion adaptés. Le premier axe de ce travail a pour objectif de cartographier annuellement l'ampleur des perturbations, d'identifier les principaux types de perturbations et de caractériser la trajectoire de restauration de l'activité photosynthétique. Il est réalisé à partir de séries temporelles d'images Landsat traitées au moyen du progiciel CLASlite. L'agrégation des couvertures annuelles résultant des traitements avec CLASlite a également permis de constituer un indicateur de dégradation résultant du cumul de processus de perturbations sur plusieurs années. Le deuxième axe a pour objectif d'évaluer l'évolution de la sensibilité des forêts à la sécheresse en fonction de leur dégradation et de construire un indicateur de dégradation. L'approche utilise des images MODIS et des données de précipitations TRMM. Ce travail s'est déroulé dans la municipalité de Paragominas (état du Pará, Brésil) en Amazonie orientale.

Assessment of Primary Forest Degradation by Remote Sensing in an Agricultural Frontier of the Eastern Amazon (Paragominas).

The forest degradation is a change of the structure and the composition of flora and fauna, which leads to a loss of biodiversity, of production of goods and services and an increased vulnerability to weather hazards and fires. This process concerns large areas in the tropics, particularly in agricultural frontier where primary forest is subject to timber extraction, fire and fragmentation. Remote sensing is used to assess the magnitude and the extent of forest degradation. However, the methodologies available are still insufficient. The scientific challenge is to develop methods adapted to large areas to analyze the effect of different disturbances on the trajectories followed by the forest cover. It is also to identify different intensities of degradation following disturbances events. This is a prerequisite for defining and implementing appropriate management plans. The first axis of this work aims to map annually the extent of the disturbances, to identify the main types of disturbances and to characterize the restoration trajectory of the photosynthetic activity. This work is based on time series of Landsat images processed using CLASlite software. The aggregation of the annual coverages resulting from treatments with CLASlite also made it possible to constitute an indicator of degradation resulting from the accumulation of disturbance processes over several years. The second axis aims to evaluate the evolution of the forest sensitivity to drought as a function of its degradation and to build a degradation indicator. The approach uses MODIS images and TRMM precipitation data. This work is implemented in the municipality of Paragominas (state of Pará, Brazil) in the eastern Amazon.

Rapport-gratuit.com