

## Sommaire

<b>Introduction générale</b>	<b>1</b>
<b>Chapitre 1 : Etat des connaissances, problématiques et objectifs de l'étude</b>	<b>5</b>
1.Revue bibliographique	6
2.Problématiques scientifiques	24
3.Objectifs, zone de l'étude et plan du manuscrit	29
4.Références du chapitre 1	34
<b>Chapitre 2 : Influence de la gestion des recrûs forestiers sur la succession de la végétation et la construction du paysage forestier.</b>	<b>44</b>
1.Contexte de l'étude	45
2.Influence de la gestion des recrûs forestiers sur la succession de la végétation et la construction du paysage forestier du corridor Marojejy - Tsaratanana Madagascar	46
3.Conclusion de l'étude	65
4.Références du chapitre 2	66
<b>Chapitre 3 : Perception paysanne des facteurs d'utilisation des terres</b>	<b>70</b>
1.Contexte de l'étude	71
2.Perception paysanne des facteurs d'utilisation des terres. Cas des paysages des forêts humides du nord-est de Madagascar	72
3.Conclusion de l'étude	85
4.Références du chapitre 3	86
<b>Chapitre 4: Effets du changement de l'utilisation des terres sur les propriétés du sol.</b>	<b>89</b>
1.Contexte de l'étude	90
2.Effects of land use and land use change on soil properties in northeast rainforest landscapes of Madagascar	91
3.Conclusion de l'étude	108
4.Références du chapitre 4	109
<b>Chapitre 5: Discussion générale et perspectives</b>	<b>113</b>
1.Synthèse	114
2.Discussion générale	116
3.Perspectives de l'étude	124
4.Références du chapitre 5	125
<b>Conclusion générale</b>	<b>127</b>
<b>Annexes</b>	<b>I</b>

## Liste des abbréviations et des acronymes

1D	Une dimension
ACM	Analyse de Correspondance Multiples
AFC	Analyse Factorielle des Correspondances
AFD	Agence française de développement
AHC	Ascending Hierarchical Classification
ANOVA	Analysis of variance
ASB	Alternatives to slash and burn
BAU	Business-as-usual
BD	Bulk density
C org	Carbone organique
CAH	Classification Ascendante Hiérarchique
CAPAM	Complexe des Aires Protégées Ambohimirahavavy-Marivorahona
CAZ	Corridor Ankeniheny-Zahamena
CCNUCC	Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques
CEC	Capacité d'échange cationique
CH <sub>4</sub>	Méthane
CNRE	Centre National de Recherches sur l'Environnement
CO <sub>2</sub>	Gaz carbonique
COFAV	Corridor Forestier Ambositra-Vondrozo
COMATSA	Corridor Marojejy-Tsaratanana
COP	Conférence des Parties
COS	Carbone organique du sol
CV	Coefficient of variation
ER-PD	Emissions Reduction Program Document
ESSA-Forêts	Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques, Mention Eaux et Forêts
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FAT	Foresterie et autres affectations des terres
FCPF	Forest Carbon Partnership Facility
FFEM	Fond Français pour l'environnement mondial
FIR	Far-infrared
FPT	Fonctions de pédotransfert
GCF	Gestion Contractualisée des Forêts
GELOSE	GEstion LOcale SEcurisée des ressources naturelles renouvelables
GES	Gaz à effet de serre
GHG	Greenhouse gas
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
IRD	Institut de Recherche pour le Développement
K ech	Potassium échangeable
LRI	Laboratoire des Radioisotopes
LULCC	Land Use and Land Cover Changes

MAP	Précipitation moyenne annuelle
MAT	Température moyenne annuelle
max	Maximum
MEEFT	Ministre de l'Environnement, Eaux et Forêts et Tourisme
min	Minimum
MIR	Mid-infrared
MIRS	Mid-infrared spectroscopy
MLR	Régression linéaire multiples
MRV	Measuring, reporting, and verification
N tot	Azote total
N <sub>2</sub> O	Oxyde nitreux
NAP	Nouvelle Aire Protégée
NIR	Near-infrared
OC	Organic carbon
ONG	Organisation non gouvernementale
OS	Objectifs spécifiques
P Olsen	Phosphore disponible pour les plantes
PERR-FH	Projet Eco-Regional REDD+ - Forêts Humides
pH H <sub>2</sub> O	Potentiel Hydrogène - eau
pH KCl	Potentiel Hydrogène - Chlorure de potassium
PHCF	Programme Holistique de Conservation des Forêts
PLS	Partial least squares
R <sup>2</sup>	Coefficient de détermination
r <sup>2</sup>	Coefficient de corrélation
RED	Réduction des Emissions dues à la Déforestation
REDD	Réduction des émissions issues de la déforestation et de la dégradation des forêts
REDD+	Réduction des émissions issues de la déforestation et de la dégradation des forêts et augmentation des stocks de carbone
RL	Reference level
RMSEC	Root mean square errors of calibration
RMSEP	Root mean square errors of prediction
RPD	Ratio of performance deviation
R-PP	Readiness Preparation Proposal
SCS	Shifting cultivation system
sd	Standard deviation
SIG	Système d'information géographique
SNK	Student-Newman-Keuls
SNV	Standard normal variance
SOC	Stocks de carbone du sol
TGRN	Transfert de Gestion des Ressources Naturelles
WWF	World Wildlife Fund

## Liste des cartes

Carte 1 : Localisation de la zone d'étude par rapport au CAPAM	32
Carte 2: Localisation de la zone d'étude (source : Auteur, 2017)	51
Carte 3: Localisation de la zone d'étude et des villages d'enquêtes	76
Carte 4: Location of study area and soil classification	95

## Liste des figures

Fig 1 : Question de recherche pour un projet LULCC (Source: Koomen et al., 2007)	6
Fig 2 : Forçage radiatif au cours de la période 1750–2011 (Source : GIEC et al. 2015)	8
Fig 3 : Quelques chiffres sur le changement climatique (Source : GIEC et al., 2015)	10
Fig 4 : Quelques chiffres sur le changement climatique à Madagascar (Source : Tadross et al., 2008)	12
Fig 5 : Construction de RL/REL (Source: Chagas et al. 2013)	14
Fig 6 :Les trois leviers de l'initiative 4 pour 1000 (Source : <a href="https://www.4p1000.org/fr">https://www.4p1000.org/fr</a> )	20
Fig 7 : Schéma conceptuel de la thèse	30
Fig 8: Synthèse de l'approche méthodologique	52
Fig 9 : Résultats de la classification ascendante hiérarchique (CAH) sur les résultats de l'analyse factorielle de correspondance (AFC)	54
Fig 10 : Représentation des modalités et des variables sur le premier plan de l'ACM sur les espèces	55
Fig 11 : Représentation des variables sur le premier plan de l'ACM sur l'âge de la jachère, les classes de végétation	56
Fig 12 : Succession des classes de la végétation dans le temps après la première défriche	56
Fig 13 : Trajectoire de gestion des jachères d'après les paysans	58
Fig 14 : Gestion de l'espace post-forestier et dynamique de la succession végétale	60
Fig 15: Indicateurs et modalités des indicateurs utilisés pour la conversion d'une parcelle en Tavy	81
Fig 16 : Indicateurs et modalités des indicateurs utilisés pour la conversion d'une parcelle en culture de rente	81
Fig 17 : Hiérarchisation des indicateurs utilisés par les paysans conduisant aux différentes couvertures terrestres	82
Fig. 18 : Facteurs d'utilisation des terres, de changement de couverture terrestre et de gestion des terres	84
Fig 19 : Land use characterization	96
Fig 20 : Soil sampling design	97
Fig 21 : Laboratory analysis results	100
Fig 22 : Mean of mid infrared spectra following soil depth	101
Fig 23 : Effects of land use change on soil properties	103
Fig 24 : Effects of land use change on SOC	104
Fig 25 : AHC classification results and clusters spatial representation	107
Fig 26 : Effet de la gestion des terres sur la végétation et les propriétés du sol	118
Fig 27 : Contribution de la thèse dans le démarche générale de modélisation et de simulation des LULCC (Source: Mas et al., 2011)	119
Fig 28 : Résultats de la validation externe des modèles MLR sur les propriétés du sol	123

## Liste des tableaux

Tab 1 : Evolution de la couverture forestière à Madagascar selon différents auteurs (Source : Pierre, 1993 ; MEEFT, 2009 et PERR-FH, 2015)	18
Tab 2 : Espèces caractéristiques de chaque classe	54
Tab 3: Cycle cultural annuel et période de jachère dans les zones forestières de l'Afrique de l'ouest et central (Source : (Ickowitz, 2006))	61
Tab 4 : Liste des espèces indicatrices et la décision sur la gestion de la parcelle	79
Tab 5 : Prediction performance of MIRS-PLS models	101
Tab 6 : Soil physicochemical properties / * number of plots.	102
Tab 7 : Résultats de la calibration des modèles MLR sur les propriétés du sol	121
Tab 8 : Importance des variables prédictives des modèles MLR	121

## Liste des annexes

Annexe 1 : Courbe aire-espèces sur jachère (Chap1)	I
Annexe 2 : Classe d'appartenance des 33 espèces utilisées dans l'AFC et CAH (Chap1)	I
Annexe 3 : Pourcentage des formes biologiques par classe et le pourcentage des classes en fonction des formes biologiques (Chap 1)	II
Annexe 4 : Résultats de l'ACM sur les variables biophysiques et des caractéristiques des parcelles	II
Annexe 5 : Ramboatiana, N., Andriamananjara, A., Hary, A.R., Saneho, T., Razafimbelo, T., Razafimanatsoa, M.P., Rasolohery, A., Hewson, J., Ramifehiarivo, N., Rabetokotany, N., Ramananantoandro, T., Razafimahatratra, A.R., Rajoelison, G., Rabeharisoa, L., Miasa, E., Razakamanarivo, H., 2015. Assessing aboveground and soil carbon storage under preserved forested area in Madagascar to address climate change: case of Ankeniheny-Zahamena Corridor (CAZ). XIV WFC - FAO 2015.	III

## Introduction générale

Le changement d'utilisation des terres est un processus complexe et dynamique qui relie les systèmes naturels et humains. Il a des impacts directs sur le sol, l'eau et l'atmosphère (Meyer et Turner, 1994) et est donc directement lié à de nombreux problèmes environnementaux d'importance mondiale, à savoir la sécurité alimentaire et le changement climatique. D'où l'importance de la modélisation du changement d'utilisation des terres. Le changement d'utilisation des terres dans les forêts humides de l'Est de Madagascar est caractérisé par la déforestation et la succession de la végétation post-déforestation (Brand et Pfund, 1998 ; Styger et al., 2009). Cependant, les forêts font partie intégrante de toute stratégie mondiale de gestion et de séquestration du carbone. Elles jouent un rôle majeur dans la régulation climatique globale en tant que puits et réservoir de dioxyde de carbone (Buizer et al., 2014). L'importance des forêts pour le changement climatique est reflétée par le fait que malgré la déforestation généralisée de ces dernières décennies, il y a encore plus de carbone dans les forêts du monde que dans l'atmosphère (GIEC, 2007).

Le changement climatique est l'un des défis environnementaux les plus sérieux menaçant du 21<sup>ème</sup> siècle. Les émissions de gaz carbonique (CO<sub>2</sub>) issus des activités anthropiques : principalement la combustion des combustibles fossiles et les changements d'utilisation des terres (particulièrement la déforestation); sont les principaux facteurs du changement climatique (Ciais et al., 2013). Actuellement, 90% de l'énergie utilisée dans le monde sont d'origine fossile et leur utilisation est associée à des émissions non négligeables de CO<sub>2</sub> (Ussiri and Lal, 2017). Chaque année, l'atmosphère reçoit plus de 15 Pg de CO<sub>2</sub>, et la combustion des combustibles fossiles est la source la plus dominante (Tans 2009).

Le rôle des forêts dans le cycle du carbone est reconnu depuis longtemps (Canadell et Raupach, 2008) et l'utilisation des mesures d'atténuation basées sur les forêts fait partie des politiques internationales depuis l'élaboration du Protocole de Kyoto en 1997. La déforestation est une source majeure d'émissions de gaz à effet de serre ou GES (estimée à 47% des émissions totales cumulées depuis 1750, Le Quéré et al., 2015). Alors que le taux de déforestation tropicale diminue (Keenan et al., 2015), la déforestation et la dégradation des forêts contribuent encore de manière significative aux émissions mondiales (Le Quéré et al., 2015). La réduction de ces émissions liées aux forêts a été considérée comme une politique vitale du changement climatique (Eliasch, 2008), et l'accent récemment mis dans la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC) sur le mécanisme REDD a conduit à la résolution des dispositions politiques pour sa mise en œuvre.

L'adaptation au changement climatique est un défi politique différent de l'atténuation. Bien que la réduction des émissions de gaz à effet de serre passe par des approches « descendantes » avec des actions internationales, des objectifs nationaux et des cadres politiques plus larges; l'adaptation est traitée au mieux au niveau local, avec les organisations, les communautés, les entreprises, les ménages ou individus tout en considérant leurs risques climatiques futurs et les bénéfices ainsi que les coûts des différentes options de gestion des risques (Ciurean et al., 2013). Cette action locale nécessitera toujours une coordination entre les juridictions et les niveaux de

gouvernement, en particulier dans la fourniture d'informations et la gestion des problèmes transfrontaliers, par exemple dans les risques d'inondation, la gestion des incendies ou la conservation des espèces.

Ces deux aspects du changement climatique ont été généralement considérés séparément, mais on comprend de mieux en mieux la nécessité de développer des solutions intégrées qui traitent à la fois de l'atténuation et de l'adaptation. Ces solutions peuvent positionner les sociétés et les organisations, ainsi que les systèmes naturels dont elles dépendent, pour qu'elles s'adaptent à l'évolution des conditions climatiques futures tout en continuant à prospérer dans une économie et une société limitées en carbone. Certains scientifiques ont plaidé pour des liens plus clairs avec l'adaptation dans les mécanismes d'atténuation tels que REDD (Long, 2013).

L'opportunité juridique et politique la plus prometteuse pour la préservation simultanée des forêts tropicales et la lutte contre les changements climatiques dans un proche avenir est le mécanisme REDD. Elle a été comprise comme un mécanisme d'atténuation par la plupart des acteurs, car elle a le potentiel de réduire de manière significative les près de 20% des émissions mondiales de gaz à effet de serre attribuables au secteur forestier et à l'utilisation des terres. Cependant, à mesure que la REDD s'établira, elle aura inévitablement un impact significatif sur l'adaptation dans les régions forestières tropicales (Albrecht et al., 2014). Cet impact ne sera pas nécessairement bénéfique, mais les choix de conception effectués dès les premières étapes du développement de la REDD peuvent façonner le mécanisme pour devenir un instrument extrêmement précieux pour faire progresser l'adaptation dans les pays forestiers tropicaux (Long, 2014).

Le changement d'utilisation des terres est directement associé à la variation de la qualité du sol (Liu et al., 2018). Ce changement se manifeste par les changements des propriétés biologiques et physicochimiques du sol (Aon et Colaneri, 2001). D'un autre côté, la dynamique de la matière organique du sol et les propriétés associées du sol, l'eau du sol et l'érosion du sol aura des impacts sur le climat (Osman, 2013). En effet, le sol représente le réservoir de carbone le plus important qui contient deux fois plus de carbone que l'atmosphère et presque trois fois plus que la biomasse aérienne et racinaire (Marco et al., 2010). Ainsi, une variation même minime du stock de carbone dans les sols peut avoir des conséquences significatives sur les concentrations de CO<sub>2</sub> atmosphérique. C'est pourquoi, lors de la COP21, un programme de recherche international ambitieux, intitulé «4 pour mille sols pour la sécurité alimentaire et le climat», a été mis en place (Chambers et al., 2016; Lal, 2016).

Les pays tropicaux comme Madagascar, pour bénéficier des opportunités liées aux mécanismes internationaux tels que la REDD ou 4 pour 1000 doivent faire une analyse approfondie des exigences internationales et nationales, d'analyser les processus de changement d'utilisation des terres et de la couverture terrestre ainsi que les facteurs connexes à l'échelle subnationale, et évaluer les options de gestion locales et les contraintes pour finalement sélectionner la combinaison de politiques appropriées et les interventions de gestion des terres (Avitabile et al., 2017). Cela conduit à l'utilisation de modèles informatiques intégrés qui peuvent être utilisés pour simuler à la fois les éléments et les interactions élémentaires du système (Claessens et al., 2009). Le succès dans les modèles intégrés dépend toutefois de notre compréhension et de notre description du système lui-même et de notre capacité à coupler différentes approches de modélisation (Milne et al., 2009). Dans notre cas, la compréhension et la

description de l'utilisation des terres après déforestation, nécessitent l'implication des paysans qui sont les acteurs principaux du changement d'utilisation des terres. C'est pourquoi cette thèse s'intéresse plus particulièrement au processus socio-écologique et économique de la déforestation et de gestion des terres au niveau local et d'identifier les effets de la gestion de l'espace par les paysans sur les propriétés floristiques et physico-chimiques du sol à l'échelle du paysage.

Pour l'écorégion des forêts humides de l'est de Madagascar, le taux annuel de déforestation est de l'ordre de 0.5 % entre 2005 – 2010 et 0.94 entre 2010 - 2013 (Rakotomalala et al., 2015). La déforestation, y compris l'exploitation forestière, la conversion des terres à l'agriculture, les incendies de forêt, les coupes des arbres pour faire du feu, et les conflits sur les droits fonciers est provoquée par l'augmentation de la population et le besoin de plus de terres principalement pour la production agricole (Johnson, R L. et Chenje M., 2008). Pour limiter la déforestation et participer à l'augmentation du stock de carbone des paysages forestiers, Madagascar compte quatre (4) projets-pilotes REDD+ mis en œuvre, dont le Programme Holistique de Conservation des Forêts (PHCF) et impliquant principalement deux écorégions : celle des forêts humides du nord-est et celles du Sud-Est. À partir des expériences et des leçons apprises au niveau de ces projets-pilotes, mais aussi avec la participation active des acteurs et de parties prenantes au niveau national et dans différents secteurs, depuis 2009, le pays a avancé vers l'élaboration de sa stratégie nationale REDD+.

Cette thèse s'inscrit dans le cadre du programme PHCF. Ce programme a pour finalité de contribuer à la réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES), à la préservation des écosystèmes forestiers naturels et à l'amélioration des conditions de vies des populations riveraines de ces forêts. Le programme est financé par AIR FRANCE, AFD et FFEM et est géré par l'association Etc-Terra. Le programme s'est efforcé d'apporter son soutien dans la mise en place du processus REDD+ à Madagascar. La première phase a été initiée conjointement en 2008 par la fondation Good-planet et WWF et s'est achevé en 2012 et entame dans le temps présent la phase II du PHCF. Lancée en janvier 2013, la phase II vise à prolonger et à renforcer les résultats acquis lors de la première phase et souhaite mettre particulièrement l'accent sur les pratiques alternatives à la déforestation grâce à l'appui d'Agri-Sud qui a rejoint l'équipe d'Etc Terra et de WWF dans leurs actions. L'objectif du PHCF II est également de se diriger vers la commercialisation de crédits carbone pour envisager la mise en œuvre d'une phase III qui permettrait de s'inscrire encore davantage dans la durée en termes d'appui aux communautés locales engagées dans la préservation de leur environnement.

La présente thèse est une thèse sur articles. Trois études ont été réalisées durant ce projet de thèse et ces études ont été rédigées sous forme d'article scientifique. La thèse a débuté en mars 2015 et a été réalisée en trois phase : i) phase d'élaboration du protocole de recherche et planification de la collecte des données (mars 2015 à septembre 2015), ii) phase de collecte des données sur le terrain (septembre et novembre 2015), iii) phase d'analyse des données et de rédaction des trois articles scientifiques (décembre 2015 à mars 2018).

Cette étude vise à caractériser les différents états de jachère forestière composant le paysage et de comprendre l'action mené par le paysan participant à la construction de ce paysage, identifier et de hiérarchiser les indicateurs et facteurs d'utilisation des terres par les paysans et évaluer l'effet du changement de la couverture terrestre et de l'utilisation des terres sur les propriétés physico-chimiques et le stock de carbone du sol.

## Chapitre 1 : Etat des connaissances, problématiques et objectifs de l'étude

<b>1. Revue bibliographique</b>	<b>6</b>
1.1. Changement d'utilisation des terres	6
1.2. Changement climatique	7
1.2.1. Changement climatique global	7
1.2.2. Changement climatique à Madagascar	11
1.3. REDD+	12
1.3.1. Historique et concept de la REDD	12
1.3.2. Agriculture et REDD+	16
1.3.3. REDD+ à Madagascar	16
1.4. Déforestation et Tavy à Madagascar	17
1.5. Sol et changement climatique	18
1.6. Initiative 4 pour 1000	19
1.7. Modélisation des propriétés du sol	20
1.7.1. Spectroscopie infrarouge	20
1.7.2. Fonction de pedotransfert	21
1.8. Savoirs locaux	22
1.9. L'écologie du paysage	23
<b>2. Problématiques scientifiques et hypothèses de recherche</b>	<b>24</b>
2.1. Évaluer l'influence du Tavy sur la succession de la végétation et la construction du paysage	24
2.2. Identifier les facteurs et indicateurs paysans du changement d'utilisation des terres	25
2.3. Quantifier et évaluer les variabilités des propriétés physico-chimiques et du stock de carbone du sol	27
<b>3. Objectifs, zone de l'étude et plan du manuscrit</b>	<b>29</b>
3.1. Objectifs de l'étude	29
3.2. Zone d'étude	30
3.2.1. Localisation géographique	30
3.2.2. Climat	30
3.2.3. Topographie et pédologie	30
3.2.4. Contexte socio-économique	31
3.2.5. Contexte écologique	31
3.2.6. Déforestation et utilisation des terres	33
3.2.7. Gouvernance actuelle des ressources naturelles	33
<b>4. Références du chapitre 1</b>	<b>34</b>

## 1. Revue bibliographique

### 1.1. Changement d'utilisation des terres

Le changement d'utilisation des terres est un processus complexe et dynamique qui relie les systèmes naturels et humains. Il a des impacts directs sur le sol, l'eau et l'atmosphère (Meyer et Turner, 1994) et est donc directement lié à de nombreux problèmes environnementaux d'importance mondiale, à savoir la sécurité alimentaire et le changement climatique. Les déforestations à grande échelle et les transformations subséquentes des terres agricoles sous les tropiques sont des exemples de changement d'utilisation des terres avec de forts impacts probables sur la biodiversité, la dégradation des sols et la capacité de la terre à répondre aux besoins humains (Lambin et al. 2003). Le changement d'utilisation des terres est également l'un des facteurs importants du changement climatique et la relation entre les deux est interdépendante ; les changements dans l'utilisation des terres peuvent affecter le climat, tandis que les changements climatiques influenceront également l'utilisation future des terres (Dale, 1997, Watson et al., 2000).

Les trois missions d'un projet d'utilisation des terres et le changement de couverture terrestre ou *Land Use and Land Cover Changes* (LULCC) consistent (i) à compiler un recueil d'informations sur la dynamique locale et mondiale de l'utilisation des terres et de la couverture terrestre, (ii) à identifier les facteurs d'utilisation des terres et du changement de couverture terrestre basée à la fois sur les savoirs locaux et les connaissances scientifiques et (iii) à construire des modèles robustes de prédiction du changement d'utilisation des terres et de la couverture (Lambin et Geist, 2006). Afin de mettre en œuvre un tel projet, six grandes questions de recherche ont été formulées (Lambin et al., 1999) (Fig 6). Ces questions scientifiques globales portent essentiellement sur les 300 dernières années ainsi que sur les 100 prochaines années (Steffen et al., 2004, Turner et al., 1990).

#### Science questions of the Land-Use and Land Cover Change (LUCC) project

- How has land cover been changed by human use over the last 300 years?
- What are the major human causes of land-cover change in different geographical and historical contexts?
- How will changes in land use affect land cover in the next 50–100 years?
- How do human and biophysical dynamics affect the coupled human -environment system?
- How might changes in climate (variability) and biogeochemistry affect both land use and land cover, and *vice versa*?
- How do land uses and land covers affect the vulnerability of the coupled human-environment system?

Fig 1 : Question de recherche pour un projet LULCC (Source: Koomen et al., 2007)

La modélisation du changement d'utilisation des terres aide à comprendre les processus de déforestation et peut également être utile pour informer les décideurs des conditions futures possibles dans différents scénarios. Les modèles de changement d'affectation des terres peuvent donc être définis comme des outils pour soutenir l'analyse des causes et des conséquences du changement d'affectation des terres (Verburg et al., 2004). Il est à noter que plusieurs auteurs (par exemple Lambin et al., 2001) ont soulevé la distinction entre la couverture terrestre qui peut être observée (herbe, bâtiment) et l'utilisation des terres (champ de culture).

## 1.2. Changement climatique

### 1.2.1. *Changement climatique global*

Le changement climatique est la variation de l'état du climat, qu'on peut déceler (par exemple au moyen de tests statistiques) par des modifications de la moyenne et/ou de la variabilité de ses propriétés et qui persiste pendant une longue période, généralement pendant des décennies ou plus (GIEC et al., 2015). Les changements climatiques peuvent être dus à des processus internes naturels ou à des forçages externes, notamment les modulations des cycles solaires, les éruptions volcaniques ou des changements anthropiques persistants dans la composition de l'atmosphère ou dans l'utilisation des terres (GIEC et al., 2015). La convention cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC), dans son premier article, définit les changements climatiques comme des « changements de climat qui sont attribués directement ou indirectement à une activité humaine altérant la composition de l'atmosphère mondiale et qui viennent s'ajouter à la variabilité naturelle du climat observée au cours de périodes comparables ». La CCNUCC établit ainsi une distinction entre les changements climatiques attribuables aux activités humaines altérant la composition de l'atmosphère et la variabilité du climat imputable à des causes naturelles (GIEC et al. 2015).

Comme manifestation du changement, chacune des trois dernières décennies a été successivement plus chaude à la surface de la Terre que toutes les décennies précédentes depuis 1850. Les années 1983 à 2012 constituent probablement la période de 30 ans la plus chaude qu'ait connue l'hémisphère Nord depuis 1 400 ans (degré de confiance moyen). La tendance linéaire de la moyenne globale des données de température de surface combinant les terres émergées et les océans indique un réchauffement de 0,85 [0,65 à 1,06] °C au cours de la période 1880–2012, pour laquelle il existe plusieurs jeux de données indépendants (Fig 2 a).

La température moyenne à la surface du globe présente une grande variabilité aux échelles décennale et interannuelle (Fig 2 a), qui se superpose à un réchauffement multidécennal considérable. En raison de cette variabilité naturelle, les tendances calculées sur des séries courtes sont très sensibles à la date de début et de fin de la période considérée, et ne reflètent généralement pas les tendances climatiques de long terme. Par exemple, le rythme du réchauffement sur les 15 dernières années (1998–2012; 0,05 [−0,05 à +0,15] °C par décennie), qui débutent par un fort épisode El Niño, est inférieur à la tendance calculée depuis 1951 (1951–2012; 0,12 [0,08 à 0,14] °C par décennie) (GIEC et al. 2015).

Entre 1992 et 2011, la masse des nappes glaciaires du Groenland et de l'Antarctique a diminué (degré de confiance élevé), la perte ayant probablement augmenté au cours de la période 2002–2011 (GIEC et al. 2015). Les glaciers de presque toutes les régions du globe ont continué à se réduire (degré de confiance élevé) et l'étendue du manteau neigeux de l'hémisphère Nord au printemps a continué à diminuer (degré de confiance élevé) (GIEC et al. 2015). On peut affirmer, avec un degré de confiance élevé, que les températures du pergélisol ont augmenté dans la plupart des régions depuis le début des années 1980, en raison de l'augmentation de la température en surface et de l'évolution du manteau neigeux.

Entre 1901 et 2010, le niveau moyen des mers à l'échelle du globe s'est élevé de 0,19 m [de 0,17 à 0,21 m] (Fig 2 b). Depuis le milieu du XIXe siècle, le rythme d'élévation du niveau moyen des mers est supérieur au rythme moyen des deux derniers millénaires (degré de confiance élevé) (GIEC et al. 2015).

Les substances et processus naturels et anthropiques qui modifient le bilan énergétique de la Terre sont les facteurs physiques qui provoquent le changement climatique. Le forçage radiatif quantifie la perturbation de l'énergie au sein du système terrestre imputable à ces facteurs. Un forçage radiatif positif entraîne un réchauffement près de la surface, tandis qu'un forçage radiatif négatif provoque un refroidissement. Ce paramètre est évalué sur la base d'observations in situ et par télédétection, en fonction des propriétés des gaz à effet de serre et des aérosols et à partir de calculs faisant appel à des modèles numériques. La Fig 1 présente le forçage radiatif au cours de la période 1750–2011 par grandes catégories. Le groupe « autres anthropiques » comprend principalement les effets de refroidissement dus aux changements touchant les aérosols et, dans une moindre mesure, l'incidence des changements survenus dans l'ozone, des variations du facteur de réflexion lié à l'utilisation des terres et d'autres termes mineurs (GIEC et al. 2015).

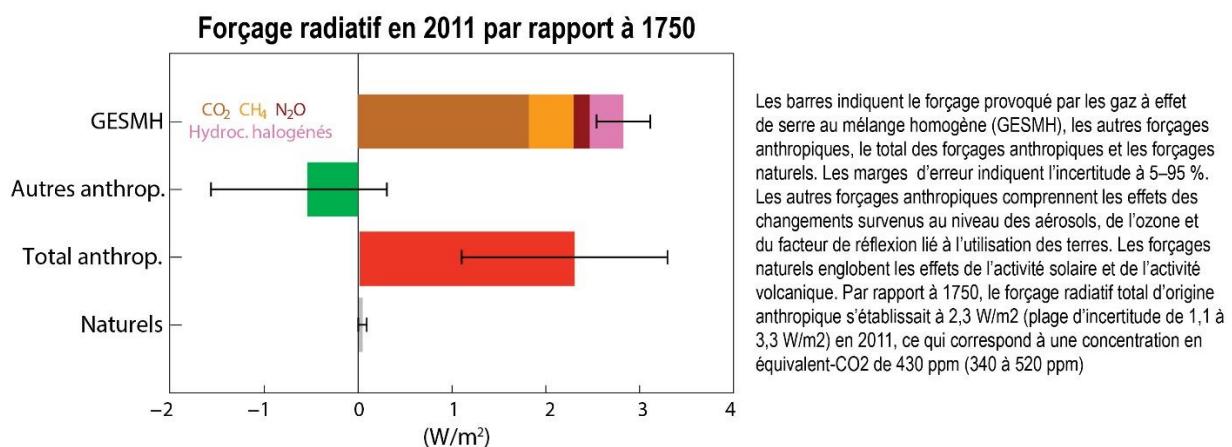
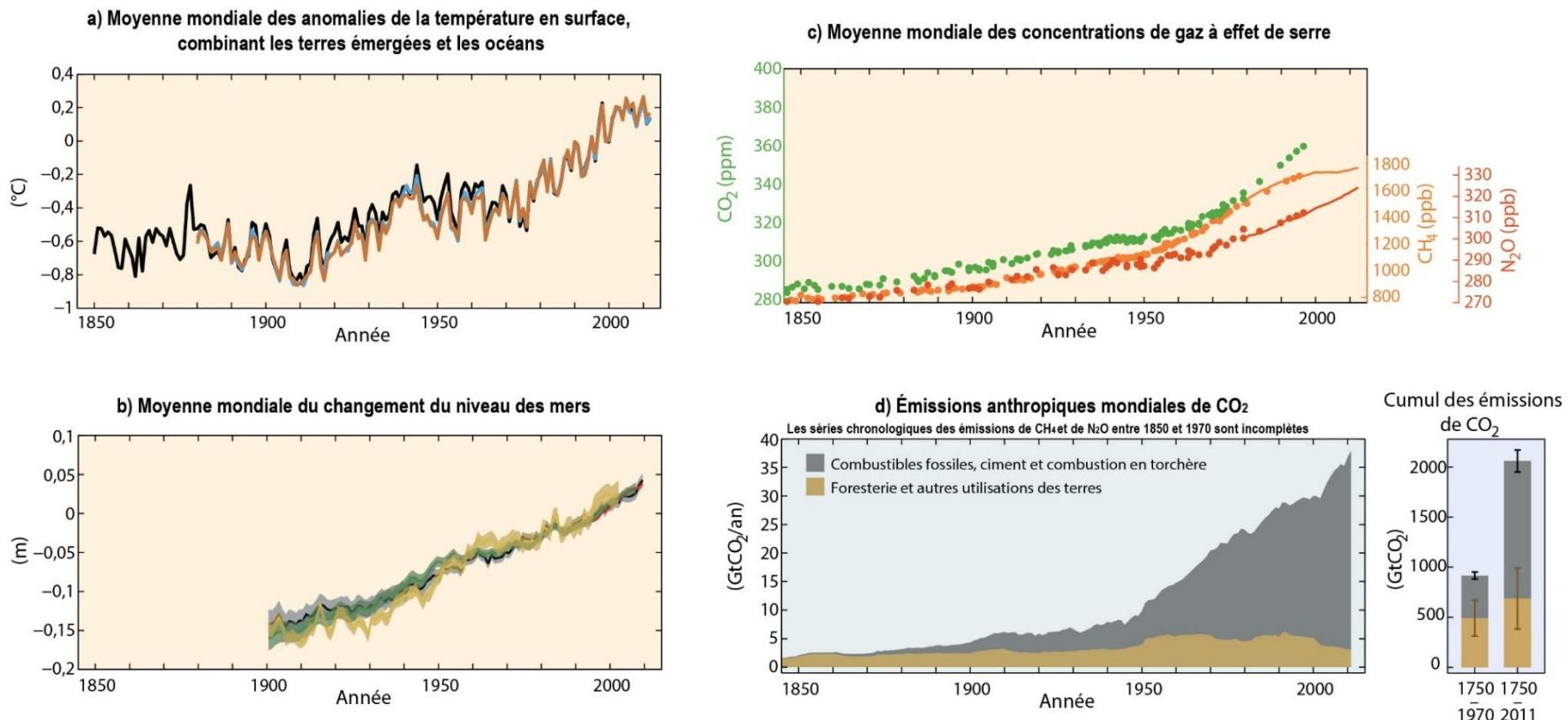


Fig 2 : Forçage radiatif au cours de la période 1750–2011 (Source : GIEC et al. 2015)

La concentration des gaz à effet de serre (GES) que sont le dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>), le méthane (CH<sub>4</sub>) et l'oxyde nitreux (N<sub>2</sub>O) a fortement augmenté dans l'atmosphère en raison des émissions engendrées par l'activité humaine depuis l'époque préindustrielle (Fig 2 c). Le cumul des émissions atmosphériques anthropiques de CO<sub>2</sub> entre 1750 et 2011 s'élève à 2 040 ± 310 GtCO<sub>2</sub> (GIEC et al. 2015). Pour environ 40 %, ces émissions sont restées dans

l'atmosphère ( $880 \pm 35$  GtCO<sub>2</sub>), le reste ayant été éliminé de l'atmosphère et se trouvant stocké dans la végétation et le sol ainsi que dans l'océan. L'océan a absorbé environ 30 % des émissions anthropiques de CO<sub>2</sub>, ce qui a entraîné une acidification de ses eaux. Environ la moitié des émissions anthropiques de CO<sub>2</sub> cumulées entre 1750 et 2011 ont été produites durant les 40 dernières années de cette période (degré de confiance élevé) (Fig 2 d). Depuis 1970, les émissions cumulées de CO<sub>2</sub> provenant de l'utilisation des combustibles fossiles, de la production de ciment et de la combustion en torchère ont triplé ; celles découlant de la foresterie et autre affectation des terres (FAT) ont augmenté de quelque 40 % (Fig 2 d) (GIEC et al. 2015). En 2011, les émissions annuelles de CO<sub>2</sub> dues à l'utilisation des combustibles fossiles, à la production de ciment et à la combustion en torchère s'établissaient à  $34,8 \pm 2,9$  GtCO<sub>2</sub>/an. Entre 2002 et 2011, la moyenne annuelle des émissions dues à la FAT était de  $3,3 \pm 2,9$  GtCO<sub>2</sub>/an (GIEC et al., 2015).

Dans beaucoup de régions, les changements touchant les précipitations ou la fonte des neiges et des glaces perturbent le système hydrologique et influent sur la qualité et la quantité des ressources hydriques (degré de confiance moyen). On observe chez beaucoup d'espèces terrestres, dulçaquicoles et marines une évolution de l'aire de répartition, des activités saisonnières, des mouvements migratoires, de l'abondance et des interactions interspécifiques découlant du changement climatique en cours (degré de confiance élevé). On a également attribué au changement climatique certains des effets observés sur les systèmes humains, en établissant une distinction entre les contributions majeures ou mineures de ce dernier et celles d'autres influences. L'évaluation des résultats de nombreuses études portant sur un large éventail de régions et de types de cultures, fait apparaître davantage d'incidences négatives que d'incidences positives du changement climatique sur le rendement des cultures (degré de confiance élevé). Parmi les incidences de l'acidification des océans sur les organismes marins, certaines ont été attribuées à l'influence humaine (degré de confiance moyen) (GIEC et al., 2015).



Observations: a) Moyenne annuelle et mondiale des anomalies de la température de surface combinant les terres émergées et les océans par rapport à la moyenne établie pour la période 1986–2005. Les différents ensembles de données sont représentés par des courbes de couleurs différentes. b) Moyenne annuelle et mondiale de l'évolution du niveau des mers par rapport à la moyenne établie pour la période 1986–2005 pour l'ensemble de données le plus long. Les différents ensembles de données sont représentés par des courbes de couleurs différentes. Tous les ensembles de données sont alignés par rapport à 1993, à savoir la première année de données d'altimétrie par satellite (courbe rouge). Lorsqu'elles sont estimées, les incertitudes sont représentées par des parties ombrées. c) Concentrations atmosphériques des gaz à effet de serre que sont le dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>, vert), le méthane (CH<sub>4</sub>, orange) et l'oxyde nitreux (N<sub>2</sub>O, rouge) déterminées à partir de l'analyse de carottes de glace (points) et obtenues par mesure directe dans l'atmosphère (courbes). Indicateurs: d) Émissions anthropiques mondiales de CO<sub>2</sub> provenant de la foresterie et d'autres utilisations des terres ainsi que de l'utilisation des combustibles fossiles, de la production de ciment et de la combustion en torchère. Les cumuls des émissions de CO<sub>2</sub> provenant des deux types de sources en question et les incertitudes qui y correspondent sont représentés par les boîtes à moustaches verticales sur la droite. Les effets globaux des cumuls des émissions de CH<sub>4</sub> et de N<sub>2</sub>O sont représentés sur le panneau c

Fig 3 : Quelques chiffres sur le changement climatique (Source : GIEC et al., 2015)

### 1.2.2. *Changement climatique à Madagascar*

Madagascar est situé presque entièrement dans la zone tropicale. Une arête dorsale montagneuse culminante entre 1200 et 1500 mètres d'altitude parcourt l'île du Nord au Sud sur toute sa longueur. Cette situation géographique, la forme du relief, l'influence maritime et le régime des vents sont les causes des conditions climatiques très variées que l'on rencontre sur l'île. On distingue principalement à Madagascar deux saisons : la saison sèche, de mai à octobre et la saison pluvieuse de novembre à avril. Deux courtes intersaisons avec une durée d'environ un mois chacune séparent ces deux saisons. De mai à octobre, le climat est conditionné par un anticyclone au niveau de l'océan indien qui dirige sur Madagascar un régime de vent d'alizé du Sud-Est. Au cours de cette saison, la partie est de l'île jouit d'un climat humide « au vent », tandis que la partie ouest subit la sécheresse d'un climat « sous le vent ». Dans cette partie, on parlera de saison sèche ou de saison fraîche (ou même hiver) selon l'altitude de l'endroit (Rabefitia et al., 2008).

Les études sur les changements historiques récents du climat à Madagascar sont limitées et compliquées par les importantes variations régionales du climat, ainsi que par la variabilité naturelle sur des échelles de temps de 10 ans ou plus. Cependant, il existe des preuves évidentes que les températures ont augmenté, suivant la tendance mondiale et que le caractère des précipitations a sensiblement changé (Tadross et al., 2008).

L'étude de Tadross et al. (2008) ont montré des différentes évolutions de température de l'air à la surface dans la partie nord (43-51°E, 20-11°S) et Sud de l'île (43-51°E, 27- 20°S) (Fig 3). Pour la partie méridionale, la température a significativement augmenté depuis les années 1950 avec un surplus moyen de 0,2°C pour l'année 2000. Dans la partie septentrionale, l'augmentation est apparue aux environs des années 1970 mais avec des températures enregistrées assez basses par rapport aux observations du début du XXème siècle (l'année 2000 est de 0,1°C plus froid en moyenne que les observations de début du siècle).

Pour les précipitations, les changements sont moins décelables que pour les températures (Fig 3). Néanmoins, les observations illustrées par la figure 3 montrent que les tendances sont identiques à celles de la température avec une phase descendante à partir des années 1940 jusqu'à des valeurs minimales autour des années 1950-1970 et une augmentation à partir de cette période (1950 – 1970). Les principaux changements significatifs sont surtout observés pendant les mois de juin à août et de septembre à novembre (Tadross et al., 2008).

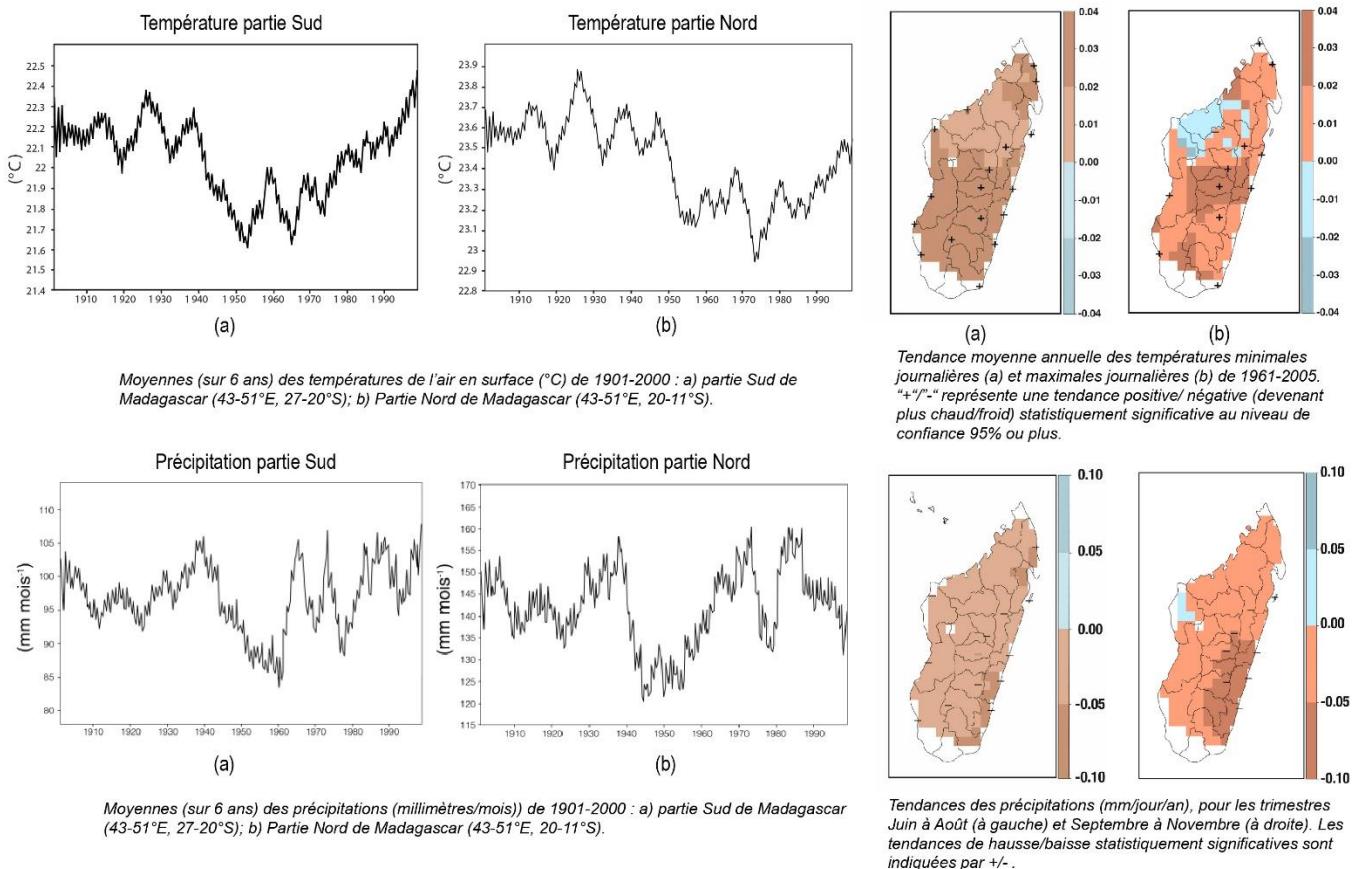


Fig 4 : Quelques chiffres sur le changement climatique à Madagascar (Source : Tadross et al., 2008)

### 1.3. REDD+

#### 1.3.1. Historique et concept de la REDD

À la Conférence des Parties 9 (COP 9) en 2003, le Brésil, un des pays qui présente un couvert forestier très abondant, a proposé un schéma appelé « compensation de la réduction de la déforestation » (Santili et al., 2005). Les discussions ont repris à la COP 11 à Montréal en 2005 et se sont d'abord concentrées sur la RED (Réduction des Émissions dues à la Déforestation) et se sont ensuite étendues au mécanisme REDD pour tenir compte de la dégradation des forêts. Ce n'est qu'à la COP 13 de Bali en 2007 que les parties ont confirmé leur engagement en faisant référence à REDD dans la Feuille de Route de Bali. Durant la COP 16 en 2010, les notions d'avantage sociale et environnementale et la réduction des risques liés à la REDD+ ont été soulevées. Le mécanisme REDD proposé dans la Convention Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques (CCNUCC) est fortement soutenu et relativement simple : Les pays tropicaux qui réduisent leurs émissions par rapport à un niveau de référence calculé recevront une compensation financière incitant à garder les forêts intactes (EFI et Proforest 2014). Avec l'adoption du Cadre de Varsovie pour la REDD+ à la COP19 en 2013, les orientations techniques pour la REDD pouvaient être achevées après d'intenses négociations. Le cadre comprend sept décisions sur diverses questions, telles que l'établissement de niveaux de référence, des approches adéquates en matière de

sauvegardes et des directives sur le suivi et la mesure, le rapportage et la vérification ou *monitoring and measuring, reporting, and verification* (M & MRV).

Que ce soit dans le cadre des négociations internationales de la CCNUCC soit dans le cadre de marché volontaire au niveau des projets, la conception générale d'un mécanisme REDD devrait être axée sur plusieurs éléments, à savoir : politique et stratégie ; mesure, rapportage et vérification (système MRV); niveau de référence *ou reference level* (RL); registre; sauvegardes; le partage des avantages; fuite; et permanence.

### **1.3.1.1. Politique et stratégie**

Se préparer à la REDD est une entreprise vaste et complexe qui nécessite un engagement politique clair et des politiques et stratégies transparentes. Par conséquent, la première étape de la mise en place d'un mécanisme national, infranational ou juridictionnel visant à réduire les émissions provenant de la déforestation et de la dégradation des forêts consiste à définir des objectifs, des cibles et des principes clairs et ambitieux. Ceux-ci peuvent aider à galvaniser et guider les efforts internes, motiver le soutien externe et apaiser les préoccupations des parties prenantes à la REDD + (WWF 2013).

### **1.3.1.2. Mesure, Rapportage et Verification (MRV)**

Mesure, rapportage et vérification (MRV) décrivent : (i) la collecte des données nécessaires telles que les données sur les changements de couverture terrestre et les facteurs d'émission pour calculer les gains / pertes nettes de carbone forestier, (ii) la documentation des données (rapports), et (iii) l'examen ou la vérification des deux étapes précédentes (vérification) (BIRD / BM 2012). Les procédures MRV constituent l'épine dorsale d'un système REDD axé sur les résultats puisque les paiements compensatoires sont effectués *ex post* et que la performance doit être démontrée. Compte tenu de la difficulté de produire des données fiables sur les émissions ou les séquestrations de gaz à effet de serre (GES), les lignes directrices du GIEC ont adopté une approche hiérarchique des facteurs d'émission (niveau 1, niveau 2, niveau 3), les niveaux supérieurs impliquant une augmentation de la méthode et/ou des facteurs d'émission utilisés dans l'estimation des émissions et des séquestrations (GIEC 2003).

### **1.3.1.3. Niveau de référence / Ligne de base**

L'établissement d'une ligne de base où les performances peuvent être mesurées et suivies tout au long d'une période donnée constitue une deuxième condition préalable. Dans la REDD, cette ligne de base est appelée niveau de référence forestier ou niveau d'émission de référence forestier. Ce niveau de référence forestier est souvent défini comme un scénario de business-as-usual (BAU) décrivant ce qui devrait se passer sans intervention. Le choix méthodologique pour sa détermination a des implications importantes comme l'illustre la Fig 4. L'approche la plus courante consiste à utiliser les données historiques existantes sur la déforestation et à calculer la déforestation annuelle moyenne, garantissant ainsi que toute réduction inférieure à la valeur de référence entraînera également une diminution absolue des émissions.

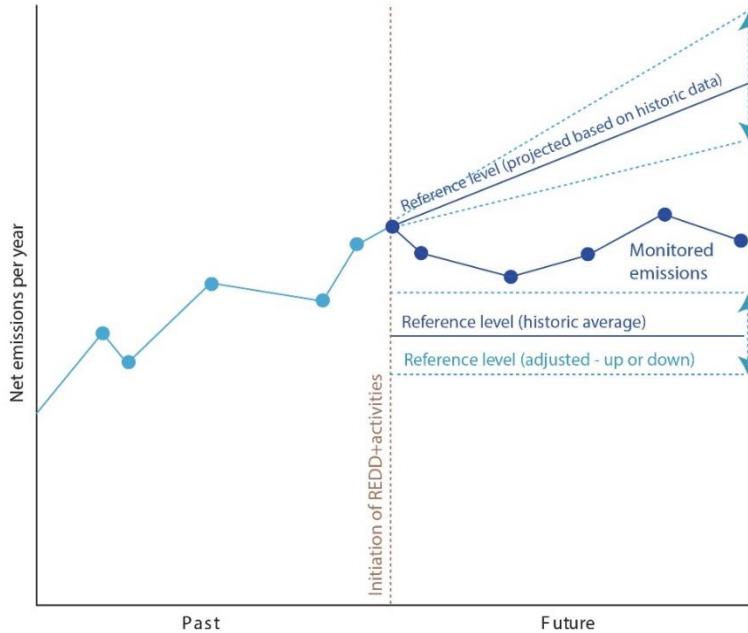


Fig 5 : Construction de RL/REL (Source: Chagas et al. 2013)

#### 1.3.1.4. Registre

Un registre est un outil neutre qui permet de s'assurer que les informations sur les activités REDD sont collectées, traitées, stockées et accessibles en cas de besoin. En assumant pleinement les crédits REDD MRV, sa tâche est d'enregistrer et d'annuler les crédits rémunérés, assurant ainsi l'intégrité environnementale en évitant la possibilité que les réductions d'émissions ou les séquestrations soient compensées deux fois (double comptage). Un registre est établi en tant qu'infrastructure électronique (base de données) et peut facilement être adapté aux besoins d'informations d'un utilisateur, tels que l'échelle d'un programme / projet, crédits générés et rémunérés, historique des transactions, propriété, etc. Des informations supplémentaires concernant le respect des garanties ou des arrangements de partage des avantages (dans le cas où la conformité est obligatoire) pourraient également être incorporées dans un système de registre, assurant la transparence pour toutes les parties concernées. La configuration de la base de données ne doit pas nécessairement être complexe et différents arrangements institutionnels peuvent être imaginés pour l'administration (agence gouvernementale, prestataire de services, organisation à but non lucratif, etc.).

#### 1.3.1.5. Sauvegardes

Bien que REDD ait été conçu pour l'atténuation du changement climatique, il contribue également à fournir des avantages non-carbone. Cependant, la mise en œuvre de REDD pourrait également présenter un certain nombre de risques. Potentiellement, les risques les plus importants comprennent (i) une concurrence accrue pour la terre; (ii) des injections massives d'argent sur les institutions faibles qui manquent de capacités de gestion financière; (iii) les conflits entre parties prenantes, y compris entre les participants et les non-participants; (iv) la création de puissants intérêts visant à capturer la rente forestière («capture d'élite»); (v) les effets négatifs sur les populations

autochtones locales et leurs territoires traditionnels; et (vi) les restrictions d'accès aux produits forestiers affectant les moyens de subsistance locaux (BIRD / BM 2012, Moss et al., 2011). Le potentiel de risques / avantages simultanés est saisi par des « sauvegardes », un terme générique hétérogène englobant de nombreuses propositions et exigences, toutes liées à l'attente que les garanties devraient à la fois protéger du préjudice et promouvoir les avantages.

#### **1.3.1.6. Partage des bénéfices**

Grâce à l'inclusion dans un régime climatique international, la REDD a le potentiel de mobiliser des ressources financières substantielles. Les moyens par lesquels les multiples avantages potentiels de la REDD + sont hiérarchisés et partagés joueront un rôle majeur dans la détermination de la manière dont les parties prenantes nationales perçoivent, s'engagent et contribuent aux programmes REDD + à court et à long terme. Pour cette raison, les accords de partage des bénéfices sont considérés comme un élément essentiel dans les programmes REDD + (FCPF 2013). Les questions clés qui doivent être abordées sont les suivantes: (i) Comment cibler les bénéficiaires, c'est-à-dire, clarifier les bénéficiaires et les conditions de réception des paiements? (ii) Comment adapter les bénéfices, c'est-à-dire décider de la forme, de l'échelle et du calendrier des bénéfices pour stimuler un comportement souhaité? (iii) Comment offrir des bénéfices, c'est-à-dire renforcer les structures de gouvernance et de distribution financière? (iv) Comment assurer la légitimité du système, c'est-à-dire assurer l'équité?

#### **1.3.1.7. Fuite**

Une fuite décrit un déplacement involontaire d'activités destructrices vers un autre endroit. Ainsi, il s'agit des émissions de CO<sub>2</sub>, ou d'autres GES, qui pourraient intervenir en dehors du périmètre d'intervention du projet ou programme, par exemple par déplacement des agents de la déforestation. Ce principe, impliquant de quantifier les fuites au-delà d'une zone d'action, vise à élargir les échelles d'intervention (du projet au programme) et alimenter des stratégies et plans d'action nationaux. Actuellement, à l'échelle mondiale, la moyenne des surfaces des projets REDD+ est de 300 000 ha (Simonet et al, 2015), des programmes REDD+ de plusieurs millions d'hectares sont en cours de définition dans des « pays REDD+ ».

#### **1.3.1.8. Permanence**

Ce principe fait référence au fait que le carbone stocké dans les écosystèmes forestiers l'est de manière temporaire en raison du cycle de vie naturel des écosystèmes (ex. mortalité des arbres), des activités anthropiques ou d'événements naturels (ex. feux ou cyclones). Cela a amené les négociations sur la REDD+ à intégrer la notion de risque, matérialisé sous forme de tampon (*buffer*) au niveau des crédits carbone. Cette notion implique également un suivi-évaluation continu et une redéfinition des scénarios de référence en cours de projet, généralement tous les dix ans.

### 1.3.2. Agriculture et REDD+

Le secteur de l'agriculture et des forêts sont intrinsèquement liés, bien évidemment par leur concurrence directe pour l'utilisation des terres. La zone utilisée pour l'agriculture à l'échelle mondiale est en augmentation (Smith et al., 2010 in Graham 2012), avec une grande partie de cette expansion qui se produit sur des terres boisées, fait de l'agriculture un des principaux moteurs de la déforestation (Geist et Lambin 2002). Entre 1980 et 2000, 83% des nouvelles terres agricoles dans les régions tropicales viennent des forêts naturelles (Pirard et Treyer 2010). Sans effort concerté cela est susceptible de continuer: 38% des terres boisées sont à haut risque de la conversion pour l'agriculture, les forêts ont un taux de conversion agricole trois fois plus élevé que d'autres paysages naturels (Creed et al. 2010). Les liens étroits entre l'agriculture et les forêts, le fait que l'agriculture est le plus grand facteur de déforestation dans de nombreux domaines, et la demande mondiale croissante de produits alimentaires signifie que la mise en œuvre de la REDD + nécessitera des interventions politiques dans le secteur de l'agriculture ainsi que le secteur forestier (Graham, 2012).

### 1.3.3. REDD+ à Madagascar

Les politiques forestières mises en œuvre à Madagascar depuis l'indépendance du pays en 1960 n'ont pas permis de réduire significativement l'inexorable spirale de la déforestation et de la dégradation des forêts. En effet, malgré des résultats assez encourageants certaines années, les tendances demeurent toujours les mêmes. À côté de tous ces plans et stratégies, le pays s'est engagé dès 1998 dans les négociations sur le changement climatique en ratifiant la CCNUCC (Décret 98-1068 du 18 décembre 1998) et le Protocole de Kyoto (Loi n° 2003/009 du 03 septembre 2003). En 2008 Madagascar s'est engagé dans le mécanisme REDD+ avec l'aide du Facility Forest Carbon Partnership (R-PIN Madagascar, 2008). Ensuite, le gouvernement malgache a créé en 2014 le Bureau National de Coordination REDD+ avec la présentation de sa feuille de route nationale, le Readiness Preparation Proposal ou R-PP au comité des participants du Forest Carbon Partnership Facility (FCPF) à Lima (RPP Madagascar, 2014). Cette feuille de route rassemble les approches, démarches et étapes de préparation à l'élaboration de la stratégie nationale REDD+. Le processus est basé sur une approche participative, à un niveau national et régional. En 2016, la Plateforme Nationale REDD+ a été officiellement créée. C'est une structure qui vise à capitaliser les capacités des ressources disponibles pour faire avancer le processus national REDD+ à Madagascar. Depuis cela, la Plateforme Nationale REDD+ est considérée comme un organe consultatif d'orientation et du suivi, mais aussi un partenaire clé de l'Etat malagasy dans la préparation et mise en œuvre de la REDD+. En 2017, le document R-Package de Madagascar a été approuvé par les membres du Comité des Participants du FCPF. Il est noté que cette approbation du R-package est une conditionnalité pour la soumission du document du programme de réduction des émissions (ER-PD) et pour la signature du contrat de vente pour l'année 2018.

Malgré ces progrès dans l'engagement de l'Etat dans l'élaboration de la stratégie nationale REDD+, les projets pilotes REDD + mis en marche depuis 2009 ont utilisé des méthodologies différentes concernant les données, échelles, méthodes de modélisation des changements d'usage des terres et méthodes d'évaluation de la variation

du stock de carbone du sol relatif au changement d'utilisation des terres et de couverture terrestre. Cela rend difficile le choix de la méthodologie pour le pays et l'établissement d'un système MRV. À travers ses résultats, cette thèse vise à procurer les éléments nécessaires pour l'établissement d'une méthodologie unique qui sera compatible et adapter à la situation biophysique et socio-économique du pays.

#### **1.4. Déforestation et Tavy à Madagascar**

Il est courant, à l'est de Madagascar, de désigner sous le terme générique de *Tavy* toutes les pratiques agraires utilisant le feu comme pratique culturelle. Selon la description classique, le *Tavy* est une culture de riz pluvial par essartage et culture sans labour (Aubert et al., 2003). Les parcelles sont défrichées en forêt secondaire dans un système de longue jachère forestière. Les pratiques des *Tavy* expriment les dynamiques des systèmes agraires. Celles-ci évoluent et se diversifient en fonction de l'évolution des contraintes économiques, mais aussi des constructions sociales et du changement des représentations sociales de la forêt (Rabetaliana et al., 2003). Le *Tavy* constitue non seulement un mode d'exploitation agricole des terres, mais aussi un mode traditionnel d'acquisition de la propriété foncière coutumier (Rarijaona, 1967). Malgré son interdiction officielle depuis près de deux cents ans, il reste fortement ancré dans les mœurs (Muttenzer, 2006). Si par le passé, ces pratiques étaient expliquées par l'incapacité technique des paysans, aujourd'hui, les environmentalistes les expliquent par la pression démographique et la pauvreté qui poussent les paysans à avoir des stratégies de gestion à court terme des ressources naturelles (Kull, 2000).

D'après Vieilledent et al en 2018, les forêts naturelles de Madagascar couvraient 16,0 Mha en 1953, soit environ 27% du territoire national de 587 041 km<sup>2</sup>. En 2014, le couvert forestier est tombé à 8,9 Mha, ce qui correspond à environ 15% du territoire national. Madagascar a perdu 44% et 37% de ses forêts naturelles entre 1953 et 2014, et entre 1973 et 2014 respectivement. En 2014, les 8,9 Mha restants de forêt naturelle étaient répartis comme suit: 4,4 Mha de forêt humide (50% du couvert forestier total), 2,6 Mha de forêt sèche (29%), 1,7 Mha de forêt épineuse (19%) et 0,18 Mha (2%) de la mangrove. Concernant la tendance à la déforestation, une diminution progressive du taux de déforestation a été observée après 1990, passant de 1,63% / an sur la période 1973-1990 à 0,43% / an sur la période 2000-2005. Puis, à partir de 2005, le taux de déforestation a progressivement augmenté et a plus que doublé sur la période 2010-2014 (1,08% / an) par rapport à 2000-2005.

Le tab 01 illustre l'évolution des estimations de la couverture forestière de Madagascar durant le siècle dernier. Les écarts entre ces estimations laissent les acteurs intervenants dans la préservation de l'environnement dans la confusion sur le changement de la couverture forestière.

Tab 1 : Evolution de la couverture forestière à Madagascar selon différents auteurs (Source : Pierre, 1993 ; MEEFT, 2009 et PERR-FH, 2015)

Date ou période	Couverture forestière (ha)	Source
1895	20 000 000	Lavauden (1934)
1899	12 000 000	Girod-Gent (1899)
1921	7 000 000	Perrier de la Bathie (1921)
1931	10 000 000	Lavauden (1934)
1936	17 000 000	Perrier de la Bathie (1936)
1949-1957	16 700 000	Guichon (1960)
1949-1957	19 100 000	Humbert et Cours Dame (1965)
1949-1957	12 400 000	Direction des Eaux et Forêts (1953-1974)
1949-1957	10 300 000	Lanley (1981)
1972-1979	15 800 000	Faramalala (1995)
1974	7 500 000	Persson (1974)
1990	5 800 000	Nelsson et Horning (1993)
1990-1994	13 300 000	Inventaire Ecologique Forestier National (1996)
1990	10 600 000	MEEFT (2009)
2000	9 600 000	MEEFT (2009)
2005	9 400 000	MEEFT (2009)
2005	9 600 000	PERR-FH (2015)
2010	9 100 000	PERR-FH (2015)
2013	8 600 000	PERR-FH (2015)

Concernant la forêt humide de l'est, Green et Sussman en 1990 estiment que la déforestation sur la côte Est atteint 111 000 ha.an-1 de 1950 à 1985. En 2015, Rakotomalala et al. sur une étude de l'estimation de la déforestation sur les forêts humides de Madagascar pour les périodes de 2005 à 2010 et 2010 à 2013 ont trouvé un taux de déforestation de 0.50 et 0.94 % pour 2005 à 2010 et 2010 à 2013, respectivement.

### 1.5. Sol et changement climatique

Les changements climatiques ont une incidence considérable sur les terres et les biotes, y compris les sols et les forêts. Le carbone du sol est le plus grand réservoir terrestre de carbone (Batjes 1996). Un stock important de carbone ( $1,5 \times 10^{18}$  g C) est stabilisé sous forme de matière organique du sol, en particulier dans les tourbières, les milieux humides et le pergélisol (Osman, 2013). Le carbone reste dans le sol puisqu'il est stabilisé par ses propres propriétés chimiques, par la production de composés microbiens secondaires, par la séparation physique de la dégradation microbienne, par des interactions moléculaires avec des métaux ou d'autres biomolécules ou par congélation, inondation, ou carbonisation (Price et al. 2012).

Si le carbone stocké sous terre était transféré dans l'atmosphère par une accélération induite de sa décomposition, une réaction positive au changement climatique se produirait. La fonte des sols de pergélisol avec des tendances de réchauffement prévues dans la région circumpolaire pourrait entraîner la libération de 30-60 pg C d'ici 2040 (Osman, 2013). Cependant, de telles prédictions sont limitées par l'incertitude des changements climatiques et la réponse du sol à ces changements (DeLuca et Boisvenue 2012). Inversement, si les augmentations des apports

de carbone provenant des plantes aux sols dépassent la décomposition, le feedback serait négatif (Davidson et Janssens 2006). Par conséquent, le sol peut être à la fois une source et un puits de carbone. En d'autres termes, les sols peuvent aggraver la situation du changement climatique ou atténuer le changement climatique, selon la façon dont ils sont gérés et manipulés.

Les échanges de carbone entre les sols et l'atmosphère revêtent donc d'une importance majeure, les sols pouvant être selon leurs usages des sources ou des puits de carbone. La rupture du cycle du carbone engendré lors de la déforestation est susceptible d'entraîner une diminution des stocks de carbone organique du sol (COS), en raison de la réduction des apports de carbone au sol (Lal et al., 1997; Smith, 2008) et des vitesses de minéralisation accrues suite à la mise en culture (Balesdent et al., 1998).

### **1.6. Initiative 4 pour 1000**

Chaque année, 30% de ce gaz carbonique (CO<sub>2</sub>) est récupéré par les plantes grâce à la photosynthèse. Ensuite lorsque les plantes meurent et se décomposent, les organismes vivants du sol, tels que les bactéries, champignons ou vers de terre, les transforment en matière organique. Cette matière organique riche en carbone est essentielle à l'alimentation des hommes, car elle retient l'eau, l'azote, et le phosphore, indispensables à la croissance des plantes. Les sols mondiaux contiennent 2 à 3 fois plus de carbone que l'atmosphère. Si on augmentait ce taux de carbone de 0,4 %, ou 4‰ par an, dans les 30 - 40 premiers centimètres du sol, on stopperait l'augmentation annuelle de gaz carbonique (CO<sub>2</sub>) dans l'atmosphère. C'est ce que propose l'Initiative "4 pour 1 000", les sols pour la sécurité alimentaire et le climat (Minasny et al., 2017).

L'initiative 4 pour 1000 a été lancé lors de la COP21 en décembre 2015 et soutenu par près de 150 signataires (pays, régions, agences internationales, secteur privé et ONG). Les parties prenantes s'engagent dans un plan d'action volontaire pour mettre en œuvre des pratiques agricoles qui maintiennent ou améliorent les stocks de carbone du sol dans les sols agricoles et préservent les sols riches en carbone. Pour y parvenir, l'initiative s'appuie sur 3 leviers (Fig 5): (i) lutter contre la dégradation des sols, (ii) participer à l'objectif de sécurité alimentaire et (iii) adapter l'agriculture au changement climatique (Minasny et al., 2017).

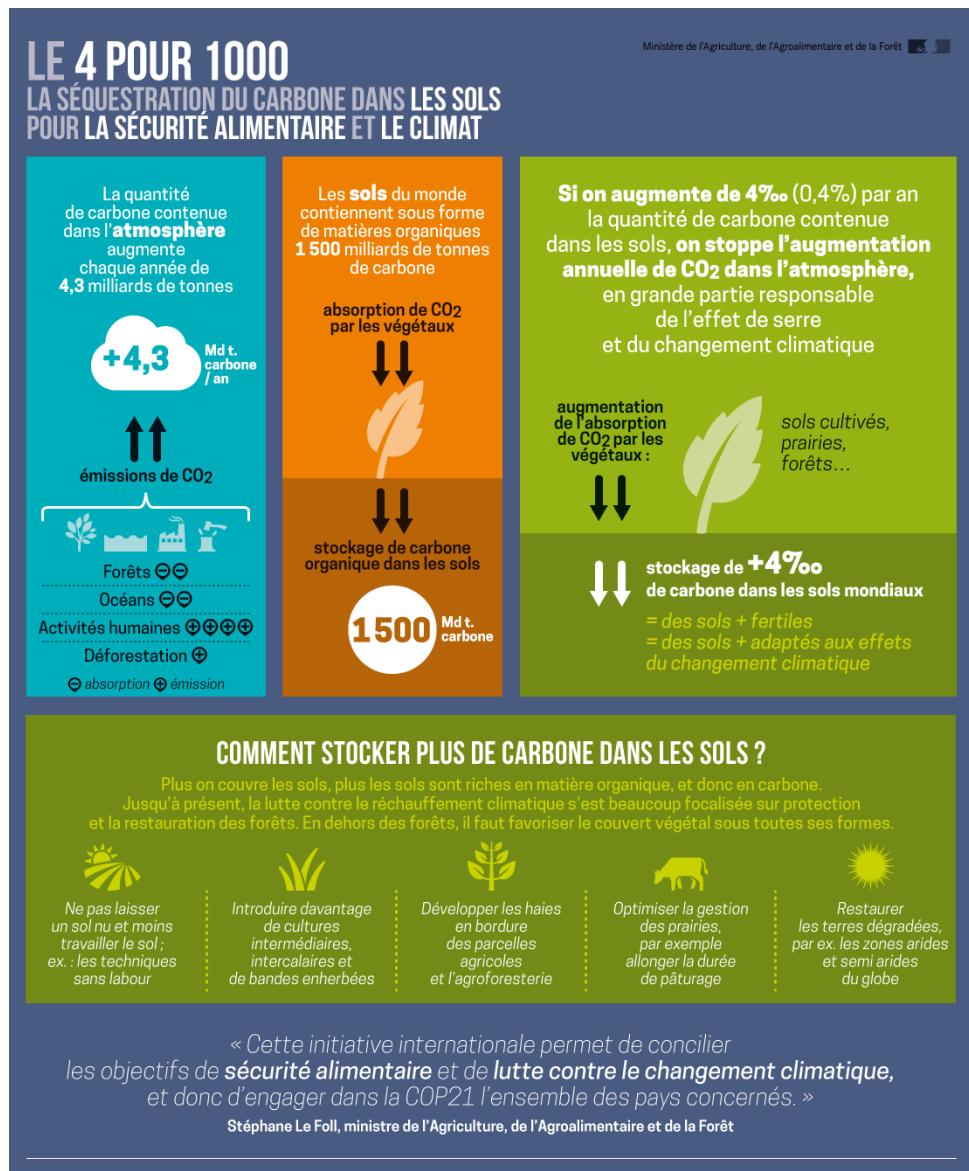


Fig 6 :Les trois leviers de l'initiative 4 pour 1000 (Source : <https://www.4p1000.org/fr>)

## 1.7. Modélisation des propriétés du sol

### 1.7.1. Spectroscopie infrarouge

Pour mieux comprendre le sol, ses propriétés, ses processus et ses fonctions, qui peuvent tous varier à différentes échelles spatiales et temporelles, il est nécessaire de développer des méthodes efficaces pour le mesurer et le surveiller. Les méthodes de laboratoire classiques utilisées pour analyser les propriétés du sol sont généralement peu pratiques, car elles prennent du temps, sont coûteuses et parfois imprécises (Lyons et al., 2011). Souvent, ces procédés nécessitent des quantités significatives de préparation d'échantillons, peuvent utiliser des réactifs nocifs et des appareils complexes qui sont inadéquats lorsque de nombreuses mesures sont nécessaires, par exemple pour la cartographie, la surveillance et la modélisation des sols.

La spectroscopie infrarouge peut caractériser efficacement le sol (Viscarra Rossel et al., 2006). Les mesures spectroscopiques sont rapides, précises et peu coûteuses. Les spectres codent des informations sur la composition

inhérente du sol, qui comprend des minéraux, des composés organiques et de l'eau. Les minéraux et l'eau étroitement liée sont des caractères que le sol a hérités de sa matière première et pouvant aussi être acquis au cours de sa formation à partir de ce matériau en réponse à son environnement et à son traitement par l'homme. Tous ces codages sont représentés dans les spectres en tant qu'absorptions à des longueurs d'onde spécifiques du rayonnement électromagnétique, et nous pouvons les utiliser pour décrire le sol qualitativement et quantitativement (Viscarra Rossel et al., 2016).

L'utilisation des mesures d'absorption infrarouge pour l'analyse des sols a considérablement augmenté au cours de la dernière décennie. Ceci est principalement dû à l'augmentation de la puissance de calcul pour permettre la construction d'étalonnages en utilisant des méthodes chimiométriques complexes. L'infrarouge peut être divisé en trois sous-groupes, proche infrarouge ou *near-infrared* (NIR), infrarouge moyen ou *mid-infrared* (MIR) et infrarouge lointain ou *far-infrared* (FIR). L'infrarouge lointain est une technique relativement nouvelle et fait actuellement l'objet d'études pour sa capacité à mesurer les propriétés du sol. Les deux premières techniques (NIR et MIR) sont fréquemment utilisées pour les analyses de sol, telles que la matière organique, l'azote total et le carbone total (Madari et al., 2006).

### 1.7.2. Fonction de pedotransfert

Dans le domaine de la science du sol, les fonctions de pédotransfert (FPT) sont des outils, basés sur des relations statistiques, qui permettent d'estimer et de prédire des propriétés ou des comportements du sol difficile à mesurer directement et en de nombreux points (déterminations lourdes et coûteuses), à partir d'autres caractéristiques du sol aisément observables sur le terrain ou déterminées en routine sur échantillons de sols, et de ce fait plus aisément cartographiables (Odeh et McBratney, 2005). La plupart des fonctions de pédotransfert disponibles dans la littérature ont été dérivées et testées en utilisant des bases de données étendues de sols des régions tempérées. Le manque de données sur les sols tropicaux a été souligné comme une contrainte majeure au développement des FPT pour les sols tropicaux (Tomasella et Hodnett, 2004). Plus récemment, l'intérêt accru de comprendre l'effet de l'utilisation des terres et du changement de la couverture terrestre dans les tropiques sur le climat mondial a soulevé le besoin d'une meilleure connaissance de ces relations pédologiques (Tomasella et Hodnett, 2004).

## 1.8. Savoirs locaux

Le savoir local fait référence aux connaissances des populations locales (Bellon et Taylor, 1993). La connaissance est l'information détenue par une personne qui peut être traduite en activité (Fritz-Vietta et al., 2017). Généralement, ces informations sont constituées de concepts, d'interprétations, d'idées, d'observations et de jugements (Alavi et Leidner, 2001). La connaissance se manifeste à travers le processus dans lequel les expériences sont interprétées (Blaikie et al., 1997). Il est dérivé d'éléments qui ont été perçus, découverts ou appris, et peut donc être considéré comme une capacité.

Dans la littérature, le savoir tacite se distingue des savoirs explicites. Le premier se réfère au modèle mental d'un individu et est de nature empirique, tout en étant caché, abstrait et presque inaccessible (Boiral, 2002, Klein et al., 2014). En revanche, les savoirs explicites sont des connaissances articulées, codifiées et communiquées (Alavi et Leidner, 2001). En outre, une distinction peut également être établie entre les savoirs formels et informels. Le savoir formel « a été soumis à un ensemble de règles strictes et universellement acceptées qui le qualifient pour un usage particulier », tandis que « le savoir informel a été soumis à des règles de validité locales » (Fabricius et al., 2006). Les savoirs informels sont généralement composés de savoirs locaux, qui sont aussi personnels et souvent implicites ou tacites (Raymond et al., 2010).

L'intérêt pour les savoirs locaux a augmenté ces dernières années en raison de sa grande utilité de la stratégie de conservation de la biodiversité (Gadgil et al., 1993), de la protection des bassins versants (Johannes 1993), de la gestion des agroécosystèmes (Handayani et al. 2006), et l'utilisation améliorée des ressources d'une manière durable (Schmink et al., 1992). Les scientifiques, les biologistes, les écologistes, les anthropologues et les sociologues partagent tous un intérêt pour les savoirs locaux pour des raisons scientifiques, sociales ou économiques (Norton et al., 1998).

Selon Warren et Rajasekaran (1993), les savoirs locaux sont considérés comme un élément précieux dans la gestion des ressources naturelles, car: (i) ils fournissent des concepts pour faciliter la communication entre diverses personnes, comme les chercheurs et les agents de vulgarisation; les utilisateurs de projets spécifiques de développement agricole sont impliqués dans le développement de technologies adaptées à leurs besoins; (iii) ils peuvent servir de base à la prise de décision et servir de fondement aux innovations et expérimentations locales, (iv) ils sont relativement rentables, parce qu'il s'appuie sur les efforts de développement local, renforçant ainsi la durabilité et le renforcement des capacités, et (v) ils peuvent faciliter le dialogue entre les populations rurales et les travailleurs du développement. Dans cette thèse, ces savoirs locaux sont intégrés dans l'explication du processus d'utilisation des terres dans le paysage du COMATSA.

### 1.9. L'écologie du paysage

Les systèmes écologiques sont divers et hétérogènes. L'écologie du paysage est la science et l'art d'étudier et d'améliorer la relation entre le schéma spatial et les processus écologiques à une multitude d'échelles et de niveaux organisationnels (Wu, 2008). Le terme « écologie du paysage » a été introduit par le biogéographe allemand Carl Troll (1939), découlant de la géographie régionale et de la science de la végétation et motivé notamment par la nouvelle perspective offerte par la photographie aérienne. L'écologie du paysage combinait essentiellement l'approche spatiale du géographe et l'approche fonctionnelle de l'écologiste (Naveh et Lieberman 1984, Forman et Godron 1986). Au sens large, l'écologie du paysage représente à la fois un champ d'étude et une perspective ou un paradigme scientifique (Wu, 2008). L'écologie du paysage se concentre sur les relations entre le modèle spatial et les processus écologiques. Depuis son émergence en tant que domaine cohérent de recherche et d'application dans les années 1980, les concepts, la théorie et les méthodes de l'écologie du paysage ont mûri (Turner et Gardner, 2015). En tant qu'entreprise hautement interdisciplinaire et transdisciplinaire, l'écologie du paysage intègre des approches biophysiques et analytiques avec des perspectives humanistes et holistiques à travers les sciences naturelles et sociales (Wu, 2008).

Les paysages sont des zones géographiques spatialement hétérogènes caractérisées par diverses zones ou écosystèmes en interaction, allant des systèmes terrestres et aquatiques relativement naturels tels que les forêts, les prairies et les lacs aux environnements dominés par l'homme, y compris les environnements agricoles et urbains (Wu, 2008). Le paysage peut aussi être défini comme étant une zone spatialement hétérogène qui a au moins un facteur d'intérêt (Turner et Gardner, 2015). Les caractéristiques les plus saillantes de l'écologie du paysage sont (i) son insistance sans équivoque sur la relation entre le modèle, le processus et l'échelle et (ii) son accent sur les questions écologiques et environnementales à grande échelle qui nécessitent le couplage entre les processus biophysiques et socioéconomiques (Wu, 2008). Les principaux thèmes de recherche en écologie du paysage comprennent les flux écologiques dans les mosaïques paysagères, l'utilisation des terres et la modification du couvert végétal, la mise à l'échelle, l'analyse des paysages avec les processus écologiques et la conservation et la durabilité du paysage.

L'évolution récente de la REDD+ vers des approches « paysage » à l'instar du Global Landscape Forum organisé lors la COP21 (<http://www.landscapes.org/glf-2015/>) pousse les promoteurs et les acteurs des projets REDD+ à adopter des méthodologies axées sur le paysage. Cette initiative souligne la prise de conscience politique de la relation entre l'agriculture et la forêt et indique que les solutions doivent se trouver à des échelles locales, paysagères.

## 2. Problématiques scientifiques et hypothèses de recherche

Cette thèse veut éclaircir les processus écologiques, socio-économiques et pédologiques liés à la gestion des terres post-déforestation afin de procurer des éléments innovants pour faciliter les différentes tentatives de modélisation relatives à la REDD + et la prise de décision sur la gestion des ressources forestières. Pour cela, elle propose : (i) l'évaluation de l'influence du *Tavy* sur la succession de la végétation, (ii) l'identification des facteurs et indicateurs paysannes de changement d'utilisation des terres et (iii) la quantification et évaluation des variabilités des propriétés physico-chimiques et du stock de carbone du sol. Les manques de connaissances sur ces trois points et la nécessité de ces études sont présentées plus en détail ci-dessous.

### 2.1. Évaluer l'influence du *Tavy* sur la succession de la végétation et la construction du paysage

Depuis le début des années 90, la recherche sur le sort des forêts du monde et les impacts globaux du changement du couvert forestier a suscité un intérêt considérable pour la composition, le rôle et la dynamique des forêts secondaires tropicales (Brown et Lugo, 1990, Finegan, 1992, Corlett, 1995). La culture sur abattis brulis a été considéré comme la principale cause de déforestation à l'époque coloniale et continue d'être considéré comme le principal moteur de la déforestation en Afrique tropicale (Bulte et van Soest, 1996, Gockowski et al., 1998, Jepma, 1995, Myers, 1992). La déforestation à travers la culture sur abattis brulis est une des causes directes du changement global (Tinker et al., 1996). Elle modifie la couverture terrestre et provoque l'érosion du sol et d'autres problèmes. Elle a également des effets importants sur le changement climatique par l'émission de gaz à effet de serre (notamment CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> et N<sub>2</sub>O). Et inversement, ces changements dans le climat se répercutent sur les effets de l'utilisation des terres, à travers la réponse de la végétation par la modification des conditions de croissance. Ces changements forment donc un réseau très complexe de processus en interaction (Tinker et al., 1996).

La pratique intensive du *Tavy* entraîne non seulement une perte de la forêt et de la biodiversité, mais elle dégrade gravement les écosystèmes locaux et régionaux. Les incendies fréquents accompagnant les courtes périodes de jachère favorisent la perte des nutriments du sol, ce qui a un impact sur leur productivité agricole (Brand et Pfund, 1998). Le feu tue également des espèces d'arbres indigènes en régénération et permet à des espèces exotiques envahissantes arbustives et herbacées de coloniser les surfaces ouvertes (Humbert, 1927, Koechlin, 1972, Lowry et al., 1997). Au fil du temps, les cycles de coupe et de feu récurrents ont produit des paysages avec peu de repousses forestières secondaires dominées par des prairies de succession appauvries en espèces. Ceux-ci sont sujets à l'érosion et sont abandonnés et convertis en pâturage.

L'un des éléments clés des efforts de conservation consiste alors à rétablir la connectivité entre les fragments forestiers et à augmenter leur couverture afin d'améliorer la résilience du paysage (De Wilde et al., 2012). En fonction de la nature et le degré de dégradation, le processus de succession secondaire pourrait constituer une stratégie efficace pour la restauration des forêts tropicales (Aide et al., 2000). Les parcelles de forêt qui contiennent encore des niveaux modérés de biodiversité et une combinaison d'arbres résiduels, une banque de graines abondante et des conditions biotiques et abiotiques adéquates pourraient faciliter la recolonisation (Lamb et al.,

2005). Cependant, ce processus est souvent entravé parce que le paysage est trop fragmenté et qu'il y a trop d'obstacles à la dispersion et à la recolonisation des espèces (Zimmerman et al., 2000).

Aussi, le modèle de co-évolution socio-écologique est considéré comme fondement et cadre théorique pour comprendre le développement rural et la foresterie tropicale, ainsi que leurs liens et leurs relations avec le développement socio-économique global (Pretzsch et al., 2014). Il est considéré que les systèmes socio-écologiques sont soumis à des changements continus et que le besoin continu d'ajustement nécessite un concept de gestion souple et adaptatif (Rammel et al., 2007). Ainsi, la mise en œuvre d'un projet REDD+ et la recherche de stratégie agricole pouvant concilier la réduction de la déforestation et la sécurité alimentaire nécessitent la compréhension du processus de déforestation et de gestion des terres par les paysans. Les littératures sur la succession végétale à Madagascar se sont limitées sur l'étude floristique et les causes de la succession (Styger et al., 2007a) ; Klanderud et al., 2010 ; Randriamalala et al., 2012 et Randrianarison et al., 2015). Cependant, il est nécessaire d'identifier avec précision jusqu'où le système de *Tavy* adopté par les paysans n'autorise plus la résilience de la forêt, afin de détecter la faille du système actuel et de faciliter les interventions futures.

C'est pourquoi cette thèse veut connaître les différents stades floristiques des recrûs forestiers dans le paysage. Et, en considérant les savoirs locaux, la thèse évalue l'influence des activités anthropiques sur la capacité de résilience de l'écosystème. Ces nouvelles connaissances vont permettre l'identification du moment favorable d'intervention sur le paysage et les activités sylvicole et/ou agricole adéquates. Ainsi, la première problématique spécifique suivante est posée : **Quelles sont les unités composant le paysage et comment les activités humaines les organisent dans le temps ?** Pour répondre à cette problématique, deux hypothèses sont émises :

- Les unités du paysage peuvent être classées en fonction de leurs compositions floristiques.
- La succession temporelle des unités du paysage va des parcelles arborées vers des parcelles herbeuses.

## 2.2. Identifier les facteurs et indicateurs paysans du changement d'utilisation des terres

Les préoccupations concernant l'utilisation des terres et le changement de la couverture terrestre ou *Land Use and Land Cover Changes* (LULCC) sont apparues dans le programme de recherche sur les changements environnementaux mondiaux il y a plusieurs décennies, avec la prise de conscience que l'utilisation des terres agit sur le climat. Les impacts de l'utilisation des terres et du changement de couverture sur les biens et services écosystémiques ont été alors identifiés (Lambin et Geist, 2006). Les impacts sur la diversité biotique dans le monde (Sala et al., 2000), la dégradation des sols (Trimble et Crosson, 2000) et la capacité des systèmes biologiques à répondre aux besoins humains sont particulièrement préoccupants (Millennium Ecosystem Assessment, 2003). Ces changements déterminent aussi, en partie, la vulnérabilité des lieux et des personnes aux perturbations climatiques, économiques ou sociopolitiques (Kasperson et al., 1995, Turner et al., 2003, Kasperson et al., 2005).

On estime que les utilisations des terres agricoles contribuent aux changements dans les concentrations atmosphériques des gaz à effet de serre (GES), ce qui représente environ 20% du potentiel annuel de forçage des

GES (Houghton et al., 2001). L'expansion des cultures et des pâturages au détriment des forêts entraîne une augmentation du CO<sub>2</sub> atmosphérique. C'est pourquoi les LULCC sont reconnus comme étant les principaux facteurs anthropiques du changement climatique (Feddema et al., 2005, Van der Werf et Peterson, 2009; Foley et al., 2011). Dans le cadre de la REDD+, trois des quatre méthodologies actuellement acceptées au Voluntary Carbon Standard (Shoch et al, 2013) préconisent de modéliser spatialement la déforestation future en se basant sur des régressions statistiques. À part ses impacts sur le climat, les LULCC sont responsables de la perte de l'agro-biodiversité et de la biodiversité ainsi que la dégradation de la qualité du sol (Lambin et Geist, 2006).

La décennie qui s'est écoulée depuis le lancement des études LULCC a été marquée par des progrès considérables dans le domaine de la modélisation de l'utilisation des terres et du changement de la couverture terrestre. Le plan scientifique du projet indiquait que la tâche principale serait le développement d'une nouvelle génération de modèles d'utilisation des terres et de changement de couverture terrestre considérant les principaux facteurs socio-économiques et biophysiques de l'utilisation des terres et du changement de couverture (Lambin et Geist , 2006). Les modèles de simulation de l'utilisation des terres prédisent ou décrivent les changements dans l'utilisation des terres dans l'espace et dans le temps. De récents aperçus des modèles de simulation d'utilisation des terres montrent une grande quantité de types de modèles et d'applications (Heistermann et al. 2006, Koomen et al. 2007, Verburg et al. 2004).

Évidemment, de tels modèles sont des simplifications de la réalité, mais l'augmentation de la puissance de calcul au fil des ans a permis d'incorporer de plus en plus de complexité dans les modèles. Cette complexité accrue tend cependant à masquer les fondements théoriques des modèles de simulation d'utilisation des terres. Cette base théorique se rapporte aux principes fondamentaux qui sont utilisés pour expliquer le changement d'utilisation des terres et aux concepts qui sont appliqués pour traduire ces principes en un modèle fonctionnel de changement d'utilisation des terres. L'examen approfondi des concepts de changement d'utilisation des terres, de leurs principes sous-jacents, de leur applicabilité et de leur traduction en modèles réels n'a pas été priorisé (Lantman et al., 2011).

Les savoirs locaux sont indispensables pour une agriculture et une gestion des ressources naturelles durables, en particulier dans les pays en développement où la plupart des agriculteurs ont un accès limité à l'analyse des sols et aux services de vulgarisation (Smalling et Braun 1996, Handayani et al., 2006). Dans les paysages forestiers, les communautés locales ont historiquement été des gestionnaires expérimentés des forêts. En effet, la plupart des forêts primaires du monde et des *hotspots* de la biodiversité sont situés dans des régions présentant la plus grande diversité de cultures indigènes et leurs savoirs traditionnels associés. Les zones rurales avec une longue histoire d'activités qui intègrent la foresterie dans les activités agricoles ont également créé une biodiversité étroitement liée aux modèles de paysage (Parrotta et Agnoletti, 2007).

Le rôle du savoir local dans le processus d'élaboration de stratégie de gestion durable des ressources naturelles a été cité par plusieurs auteurs. Il est confirmé que cette sagesse du savoir traditionnel peut être combinée avec la connaissance scientifique pour réaliser ce qui n'a pas été accompli jusqu'ici. La valorisation de ces savoirs locaux

devrait s'initier par leur inventaire et leur publication. Des auteurs soutiennent que une fois le savoir indigène documenté de manière systématique, il serait possible de les comparer entre eux et de les comparer aux connaissances scientifiques existantes et prédominantes (Sillitoe P, 1998, Warren DM et Rajasekaran B, 1993, Agrawal A, 2002 et Lateef, 2012).

Pour le cas de Madagascar, il existe peu de connaissances des stratégies paysannes sur leurs décisions de défrichement et d'expansion des terres agricoles à l'échelle des paysages. Pourtant, ces stratégies relatifs à leur gestion des terres seraient des éléments essentiels à intégrer dans la modélisation des changements d'utilisation des terres. Cette thèse vise à identifier et de hiérarchiser les facteurs et indicateurs d'utilisation des terres. Pour cela une deuxième problématique spécifique a été posée : **Comment se procède la prise de décision des paysans sur la gestion de leurs terres ?** Pour répondre à cette question, deux hypothèse de recherche sont posées.

- Le défrichement de la forêt naturelle est principalement causé par la baisse de la fertilité du sol dans les zones agricoles.
- Le choix de la gestion des terres par les paysans est orienté principalement par les caractéristiques de la parcelle.

### **2.3. Quantifier et évaluer les variabilités des propriétés physico-chimiques et du stock de carbone du sol**

La qualité du sol est la capacité des sols à fonctionner dans des écosystèmes naturels et aménagés (Karlen et al., 1997) et dépend de la nature (densité apparente, profondeur, texture), des propriétés chimiques (C organique, N extractible, P extractible) et des propriétés biologiques (respiration du sol, activités enzymatiques du sol, biomasse microbienne) du sol. La variation de cette qualité du sol influence cinq fonctions principales du sol, à savoir la capacité à (i) accepter, retenir et libérer les nutriments ; (ii) accepter, retenir et rejeter de l'eau à la fois pour les plantes et pour la recharge des eaux de surface et souterraines ; (iii) promouvoir et maintenir la croissance des racines ; (iv) maintenir un habitat biotique approprié ; et (v) répondre à la gestion et résister à la dégradation (Larson et Pierce 1991, Brejda et al., 2000). La notion de qualité du sol est beaucoup plus large, mais comprend la fertilité du sol, qui est liée à la capacité d'apport en nutriments du sol.

Ce concept de qualité des sols a été introduit il y a plus de 30 ans, mais il a été de plus en plus utilisé à partir des années 1990 en raison des preuves fournies sur les effets des changements d'utilisation des terres sur cette qualité des sols (Karlen 2004). Les sols ont des qualités inhérentes et dynamiques. La qualité inhérente du sol est la capacité naturelle du sol à fonctionner, et elle est déterminée par le climat, la matière première, la topographie, le temps et la végétation sous lesquels elle s'est formée. D'autre part, la qualité dynamique du sol est une mesure de la façon dont les sols changent en réponse à l'utilisation ou à la gestion des terres. L'évaluation de la qualité des sols met l'accent sur les qualités dynamiques pour évaluer la durabilité des pratiques de gestion des sols. La plupart de ces qualités ne peuvent pas être mesurées directement, mais sont généralement déduites des propriétés du sol

qui servent d'indicateurs. Beaucoup de ces indicateurs présentent une forte corrélation, fonctionnent ensemble et sont mutuellement influencés par l'utilisation des terres à divers niveaux de gestion tels que le système de culture, le système agricole et le bassin versant (Dumanski et al., 1998 ; Tan et al. 2003; Braimoh et al. 2005).

Le stock de carbone organique du sol (COS), un des indicateurs de la qualité du sol, varie dans le temps et dans l'espace, et des approches de modélisation sont nécessaires pour prédire ses dynamiques (Hartemink et McSweeney, 2014). Auparavant, les efforts de modélisation du stock de carbone du sol ont été consacrés à sa dynamique dans le temps (t) à l'aide de modèles axés sur les processus non spatiaux dans une dimension 1D (Smith et al., 1998). Ceux-ci facilitent de manière fiable la prévision des stocks de COS pour une variété de systèmes naturels et agricoles. Des détails sur plusieurs de ces modèles ont été donnés de manière exhaustive dans Stockmann et al. (2013). Ces modèles à une dimension sont aussi largement utilisés pour la prédiction de l'activité biologique du sol (Lawrence et al., 2009, Wutzler et Reichstein, 2008). Des tentatives de modélisation de la dynamique du stock de COS pour une profondeur en dessous de la profondeur de modélisation habituelle de 0 à 30 cm de sol ont été aussi réalisées (Jenkinson et Coleman 2008). Des modèles ont aussi été construits pour incorporer les hiérarchies des structures du sol et les mécanismes de protection physique du stock de carbone du sol à travers des agrégats de sol (Malamoud et al., 2009).

L'épuisement des nutriments du sol est un facteur limitant important pour la durabilité agricole dans les systèmes de culture sur abattis-brûlis (Brand et Pfund, 1998). Depuis 1960, avec les travaux de Nye et Greenland, en 1960, d'importants efforts de recherche ont été consacrés à l'épuisement des nutriments dans les systèmes d'abattis-brûlis. Sanchez (1996) a noté que la culture itinérante, pratiquée par  $300 \pm 500$  millions d'agriculteurs, était responsable de la majeure partie du défrichage des forêts tropicales, ce qui représente environ 10 millions d'hectares par an dans le monde. En réponse à ces problèmes, des études détaillées et des analyses des impacts de l'agriculture sur brûlis sur la dégradation des jachères, la fertilité des sols et les rendements ont été nombreux ces dernières décennies (Ewel et al., 1981; Kyuma et al., 1985; Lal et al., 1986, Andriesse et Schelhaas, 1987, Ramakrishnan, 1992, Sanchez et Hailu, 1996).

Dans la forêt de l'est de Madagascar, les auteurs rapportent une diminution de la fertilité (notamment les nutriments du sol) du sol après *Tavy*. Cependant, ces études se sont concentrées sur l'évolution des propriétés du sol suivant les différents types de jachères (Brand and Pfund, 1998 ; Vågen et al., 2006 et Styger et al., 2009). Or, la mise en place de stratégie d'aménagement d'un paysage forestier requiert la connaissance de la variabilité des propriétés du sol suivant toutes les unités du paysage. Aussi, la recherche d'alternative au *Tavy* et s'initier à l'initiative 4 pour 1000 nécessitent la connaissance de la variabilité des propriétés du sol dans les conditions actuelles de gestion des terres. De plus, pour atteindre l'objectif global du mécanisme REDD +, il est fondamental de comprendre l'ampleur du changement de stock de carbone du sol dû aux processus de changement de la couverture terrestre et de quantifier la quantité d'émissions de carbone du sol associée. En outre, il est essentiel de développer et de mettre en œuvre des méthodologies d'inventaire des stocks de COS aux niveaux Tiers 2 et / ou 3 suivant les lignes directrices du groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) (Smith et al., 2012). D'où la

troisième problématique spécifique de cette thèse : **Comment les propriétés du sol sont affectées par le changement d'utilisation des terres?** Deux hypothèses sont émises pour répondre à cette problématique :

- La mise en jachère et la conversion en culture de rente (vanille et café) des parcelles ont les mêmes effets d'amélioration des propriétés du sol
- : Le système de Tavy n'affecte pas significativement le stock de carbone du sol.

### 3. Objectifs, zone de l'étude et plan du manuscrit

#### 3.1. Objectifs de l'étude

La thèse veut connaitre et comprendre les relations entre les aspects floristiques, socio-économiques et pédologiques du système de *Tavy* (Fig 7) pratiqués dans les forêts humides de l'Est de Madagascar afin d'aider les décideurs dans l'élaboration de politique d'aménagement du paysage forestier pour la sécurité alimentaire et la séquestration du carbone. Les contextes locaux et globaux issus de la littérature ainsi que le manque de connaissance énoncée dans la partie problématique ont amené à l'objectif général de la thèse qui est d'identifier, caractériser et comprendre le mécanisme conduisant à la formation des différentes unités composant le paysage et y évaluer les variabilités des propriétés physico-chimiques du sol. L'atteinte de cet objectif général dépendra de la réalisation de trois (3) axes d'études pour lesquels six (6) objectifs spécifiques (OS) ont été définis :

#### Étude 1 : Influence de la gestion des recrûs forestiers sur la succession de la végétation et la construction du paysage forestier.

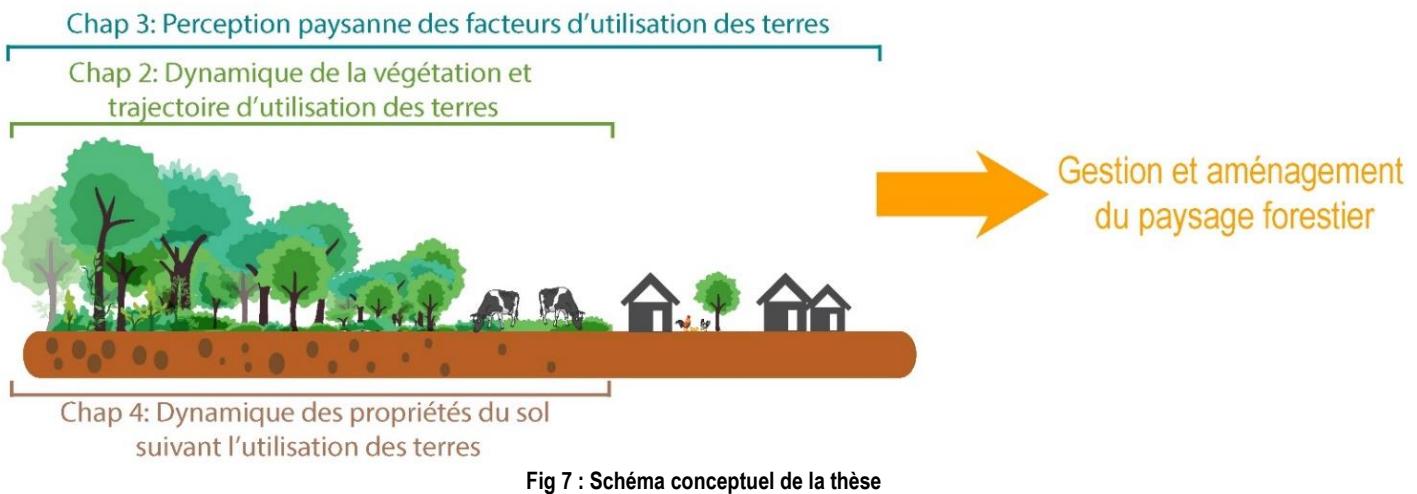
- **OS 1** : Identifier les différentes unités du paysage et les caractériser suivant leurs compositions floristiques.
- **OS 2** : Déterminer l'effet de la gestion des terres sur la capacité de reconstitution de la végétation.

#### Étude 2 : Perception paysanne des facteurs d'utilisation des terres.

- **OS 3** : Identifier les facteurs et les indicateurs de gestion des terres par les paysans.
- **OS 4** : Hiérarchiser les facteurs et les indicateurs de gestion des terres par les paysans.

#### Étude 3 : Effets du changement de l'utilisation des terres sur les propriétés du sol.

- **OS 5** : Quantifier les propriétés physico-chimiques du sol dans les différentes unités du paysage.
- **OS 6** : Évaluer l'effet de l'utilisation des terres par les paysans sur les propriétés du sol.



### 3.2. Zone d'étude

#### 3.2.1. Localisation géographique

L'étude a été réalisée dans le corridor forestier : Marojejy – Tsaratanana Nord ou COMATSA Nord. Il est administrativement rattaché à trois Régions (SOFIA, SAVA et DIANA), cinq Districts (Andapa, Sambava, Vohémar, Ambilobe et Bealanana) et 13 Communes. COMATSA Nord fait partie des nouvelles aires protégées (NAP) créées dans le cadre de la mise en œuvre du Système des Aires Protégées à Madagascar (SAPM). La NAP COMATSA Nord est rattachée au Complexe d'aires protégées Ambohimirahavavy Marivorahona (CAPAM) qui se situe dans la Région Nord de Madagascar (Carte1). Comme son nom l'indique, CAPAM est un complexe d'aires protégées composé de la RNI Tsaratanana (Catégorie I) gérée par MNP, des deux sites de COMATSA Nord et Sud (Catégories VI et V) dont leur gestion est assurée par WWF, et deux autres NAP sous l'égide de TPF, à savoir Bemanevika (Catégorie V) et Mahimborondro (Catégorie VI).

#### 3.2.2. Climat

La région est soumise à un climat de type tropical humide caractérisé par une alternance d'une saison fraîche et sèche de mai en novembre et d'une saison chaude et humide à partir de décembre (CREAM, 2013). La base de données de WorldClim (Hijmans et al., 2005) informe que la température moyenne annuelle dans le corridor est de 11 °C en saison fraîche et de 23 °C en saison chaude tandis que la précipitation moyenne annuelle est de 1444 à 1983 mm.

#### 3.2.3. Topographie et pédologie

La région est dominée par un sol ferrallitique, mais on distingue différents types de sols selon leur situation topographique : dans les bas-fonds, formés sur dépôt sableux et argileux anciens, on rencontre des sols ferrallitiques jaunes à structure bien développée, avec une bonne porosité et une richesse chimique moyenne. Les terrains d'alluvions argileux demeurent hydromorphes et nécessitent une maîtrise du drainage (CREAM, 2013). Sur les bas de pente on trouve des sols de type ferrallitique, des sols rajeunis profonds et humifères, à bonne

structure surtout sur les pentes et des sols rajeunis à structure dégradée, parfois concrétionnée sur les sommets aplanis (PHCF, 2013). Sur les fortes pentes de relief résiduel et de dissection d'altitude, on trouve des sols ferrallitiques peu profonds fortement rajeunis, humifères sous forêt aux propriétés physico-chimiques bonnes, mais très fragiles.

### 3.2.4. Contexte socio-économique

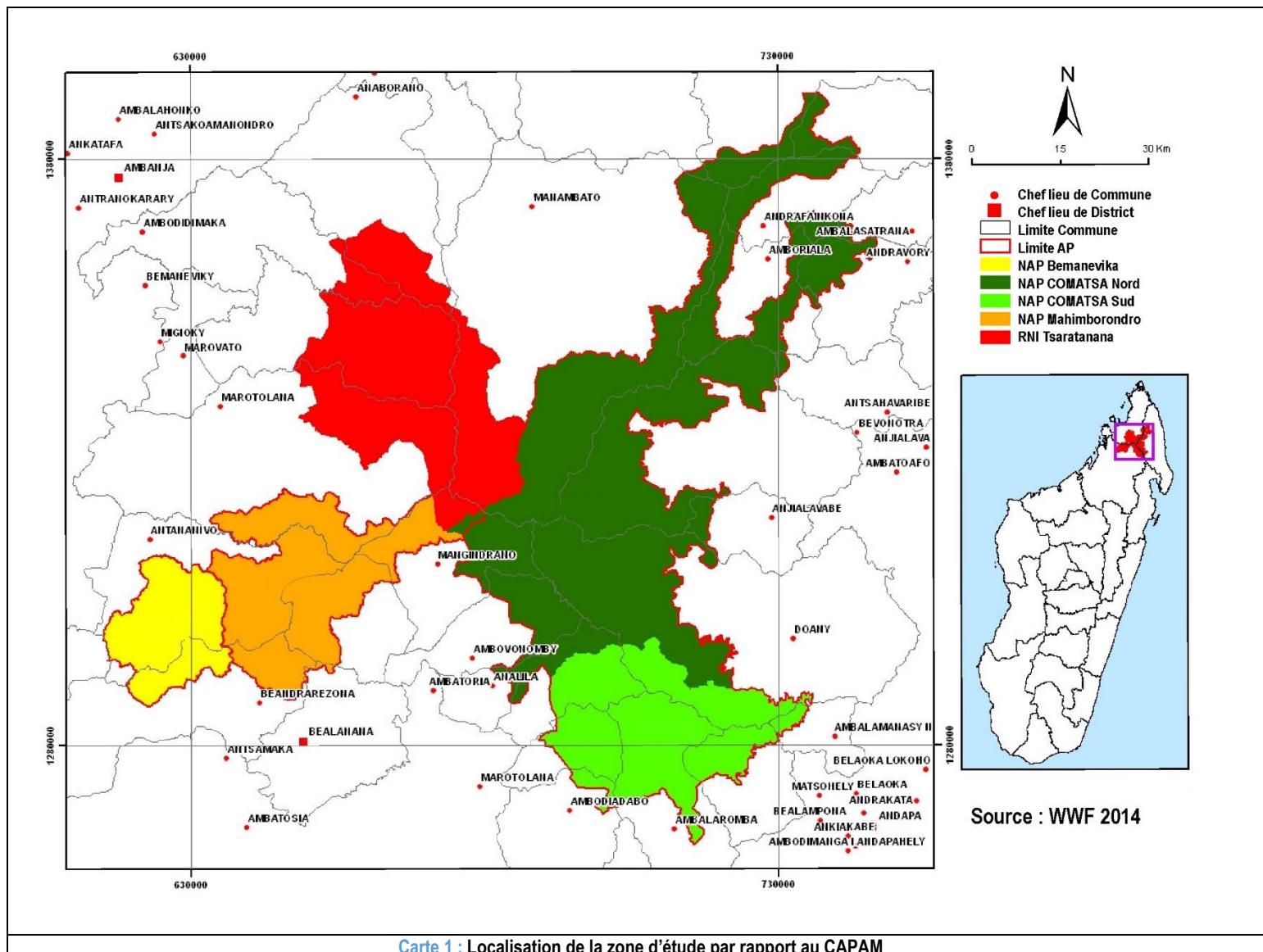
Sur le plan socio-économique, environ 44 225 habitants vivent et cultivent la terre au pourtour immédiat de la nouvelle aire protégée. La densité de la population est très faible ~ 8.65 hab/km<sup>2</sup> par rapport à la moyenne nationale de 33.4 hab/km<sup>2</sup> (Vieilledent et al., 2013). La population est composée de l'ethnie Tsimihety à 90%. On y retrouve également des ethnies des hautes terres centrales telles que Merina et Betsileo et dans une proportion plus réduite, des Sakalava, des Betsimisaraka et des Sihanaka. Enfin, on y compte des ressortissants chinois et Indopakistanaise.

Les principales activités économiques sont l'agriculture dont la riziculture, les cultures de rente (vanille, café, girofle), manioc, arachide, haricot, canne à sucre et banane ; et l'élevage, notamment l'élevage bovin et l'aviculture. La pratique de la culture de rente telle que la vanille améliore le niveau de revenu des ménages, surtout dans le District de Sambava (PHCF, 2013). Mais depuis la baisse du prix de ce produit, les habitants multiplient leurs sources de revenus par l'exploitation forestière et/ou l'extraction des richesses du sous-sol (or, pierres précieuses, etc.), pour satisfaire d'autres besoins fondamentaux. L'appui au développement d'autres cultures de rente comme le cacao pourrait également être envisagé avec des mesures appropriées pour limiter les éventuels risques sur les ressources naturelles.

### 3.2.5. Contexte écologique

Les Hautes Terres du Nord se trouvent dans le domaine des hautes montagnes (Humbert et Cours Darne, 1965). Il s'étend sur un large gradient d'altitudes sur lequel s'implantent différentes formations végétales. La classification des formations végétales proposée par Koechlin et al. (1974), révisée et publiée par Messmer et al. (2000) donne une image des différentes zones de formations : une forêt dense humide de montagne (800 – 1800 m d'altitude), une forêt dense sclérophylle de montagne ( $\pm$  1800 – 2000 m d'altitude) et un fourré de montagne au-dessus de 2000 m d'altitude. La partie Nord-Est de la grande île possède d'importantes formations forestières (CREAM, 2013). La déforestation et l'utilisation des terres par les paysans ont transformé la forêt primaire en une succession de :

- forêt dense ombrophile de moyenne altitude s'étalant sur toute la partie est
- forêt secondaire « savoka » qui domine le Sud et l'Ouest de la région. La végétation forestière laisse peu de place à l'élevage ;
- savanes herbeuses là où la saison sèche est plus marquée. Elles sont composées surtout d'un tapis graminéen, plus ou moins dense où dominent les espèces vivaces.



### 3.2.6. Déforestation et utilisation des terres

Comme dans toute la partie orientale de Madagascar, l'agriculture sur abattis-brulis (*Tavy*) y est le principal cause de déforestation (Styger et al., 2007). À part la conversion des forêts en rizière (riz pluvial), les terres forestières sont aussi utilisées pour les cultures de rente. Celles-ci concernent le café (*Coffea robusta*) et la vanille (*Vanilla spp.*) (Rabetaliana et al., 2003). De ces faits, cette région est marquée par des taux élevés de déforestation, pour le corridor forestier : Marojejy-Tsaratanana (COMATSA), le taux de déforestation annuel est de 0.77 % entre 2000 – 2005, 75 et de 0.86 % entre 2005 – 2010 (Grinand et al., 2013).

### 3.2.7. Gouvernance actuelle des ressources naturelles

Pour répondre à l'engagement du gouvernement d'augmenter la superficie des Aires Protégées de la vision Durban, WWF a manifesté son intérêt à promouvoir la Nouvelle Aire Protégée COMATSA. La mise en place par WWF d'une part des transferts de gestion autour du site prioritaire pour les aires protégées et d'autre part des sites Koloala entre Marojejy - Anjanaharibe Sud et Tsaratanana était le précurseur de la mise en place de la NAP COMATSA. Toutefois, la création de cette NAP a été initiée à travers le Programme Holistique de Conservation des Forêts (PHCF) mis en oeuvre par l'association Etc-Terra et WWF grâce au financement d'Air France (1ere phase 2008 – 2012) puis de l'AFD, du FFEM et d'Air France (2eme phase 2013 – 2017).

Le projet intitulé « Protection de la forêt tropicale et amélioration des moyens d'existence de la population locale du Nord de Madagascar (Northern Highlands) » financé par WWF Suisse, et celui portant le nom de « Managed Ressources Protected Areas » financé par GEF/PNUD ont continué le processus et se sont occupés de la création définitive de la NAP COMATSA, désormais intégrée dans le Complexe Ambohimirahavavy Marivorahona. Le statut de protection temporaire de la NAP COMATSA a été obtenu en 2010. En octobre 2013, WWF a obtenu du Ministère de l'Environnement et des Forêts la délégation temporaire de gestion de la NAP. Plan du manuscrit

Après une introduction générale ainsi que la présentation de l'état des connaissances, des problématiques et des objectifs de la thèse dans le **chapitre 1**, les trois axes d'étude de la thèse sont présentés dans les chapitres suivants:

### **Chapitre 2 : Influence de la gestion des recrûs forestiers sur la succession de la végétation et la construction du paysage forestier du corridor Marojejy -Tsaratanana Madagascar.**

Ce chapitre s'intéresse à l'identification des unités du paysage résultant du changement d'utilisation des terres par les paysans et de définir les trajectoires culturales conduisant à la construction de ce paysage. La capacité de reconstitution de la végétation et de résilience de l'écosystème suivant ces trajectoires y sont évaluées. Cette étude adopte une méthodologie innovante qui fusionne l'étude de la végétation et l'analyse socio-économique. Ainsi les résultats des inventaires phyto-sociologiques ont été interprétés et expliqués par les paysans à travers des enquêtes socio-économiques. La finalité de l'étude est la compréhension de la gestion des terres par les paysans et ses effets sur la végétation.

### **Chapitre 3 : Perception paysanne des facteurs d'utilisation des terres. Cas des paysages des forêts humides du nord-est de Madagascar.**

Dans ce chapitre, la logique de gestion des terres par les paysans est décrite à travers l'identification et la hiérarchisation des facteurs et indicateurs de leurs choix sur l'utilisation des terres. Dans cette étude, les savoirs paysans sur l'interaction des composants de l'écosystème ont été collectés à l'aide de questionnaire. L'application de statistique descriptive sur les facteurs et indicateurs identifiés a permis la hiérarchisation des facteurs qui contraignent les paysans à différents choix d'itinéraires techniques et conduisent à différente couverture terrestre. La connaissance de ces savoirs qui guident les paysans dans le choix de gestion des terres vont faciliter les futurs essais de modélisation du changement de l'utilisation des terres et de la couverture terrestre et l'élaboration de stratégies d'aménagement du paysage.

### **Chapitre 4 : Effets du changement de l'utilisation des terres sur les propriétés du sol dans le paysage de la forêt tropicale du nord-est de Madagascar.**

Ce chapitre évalue l'effet du changement de l'utilisation des terres sur les propriétés physico-chimiques du sol. Les variabilités des propriétés physico-chimiques du sol sont évaluées sur les 30 premiers centimètres du sol à l'aide d'analyse statistique. Pour l'étude de la variabilité du stock de carbone du sol, deux profondeurs (0 à 30 et 0 à 100 cm) y sont considérées. La spectroscopie moyen infrarouge (MIRS) est utilisée dans ce chapitre 4 pour la quantification des propriétés du sol. Cette étude va permettre de connaître la variabilité de la fertilité du sol dans le paysage et contribuer à trouver des alternatives au *Tavy*. Aussi, dans le cadre de la REDD+, elle propose une méthodologie d'inventaire des stocks de carbone du sol aux niveaux Tiers 3.

Un chapitre de discussion générale et perspectives (**Chapitre 5**) fait la synthèse des résultats obtenus, discute des avancées méthodologiques et des résultats obtenus au cours de ces travaux et propose différentes pistes de recherche et recommandations. La thèse se terminera avec la conclusion générale suivie des annexes.

## **4. Références du chapitre 1**

Agrawal A., 1995. Indigenous and scientific knowledge: some critical comments. *Indigenous Knowl Dev Monit* 3(3):3–33

Aide, M.T., Zimmerman, J.K., Pascarella, J.B., Rivera, L., Marcano-Vega, H., 2000. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. *Restor. Ecol.* 8, 328–338.

Alavi, M., Leidner, D.E., 2001. Review: knowledge management and knowledge management systems: conceptual foundations and research issues. *MIS Quart.* 25, 107e136.

Albrecht, E., Schmidt, M., Mißler-Behr, M., Spyra, S.P.N. (Eds.), 2014. *Implementing Adaptation Strategies by Legal, Economic and Planning Instruments on Climate Change, Environmental Protection in the European Union*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg.

Andriesse, J.P., Schelhaas, R.M., 1987. A monitoring study of nutrient cycles in soils used for shifting cultivation under various climatic conditions in tropical Asia. III. The effects of land clearing through burning on fertility level. *Agric. Ecosyst. Environ.* 19, 311±332.

Aubert S., Razafiarison S., Bertrand A. 2003. Déforestation et systèmes agraires à Madagascar : les dynamiques des tavy sur la côte orientale. Montpellier: CIRAD, 210 p.

Avitabile, V., Schultz, M., Salvini, G., Pratihast, A.K., Bos, A., Herold, N., Cuong, P.M., Hien, V.Q., Herold, M., 2017. Forest Change and REDD+ Strategies, in: Nauditt, A., Ribbe, L. (Eds.), *Land Use and Climate Change Interactions in Central Vietnam*. Springer Singapore, Singapore, pp. 33–68.

Balesdent J, Besnard E, Arrouays D, Chenu C., 1998. The dynamics of carbon in particle-size fractions of soil in a forest-cultivation sequence. *Plant and Soil*, 201, 49–57.

Batjes NH., 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur J Soil Sci* 47:151–163

Bellon, M. R. and J. E. Taylor., 1993. Folk soil taxonomy and the partial adoption of new seed varieties. *Economic Development and Cultural Change* 41(4): 762-786.

Blaikie, P., Brown, K., Stocking, M., Tang, L., Dixon, P., Sillitoe, P., 1997. Knowledge in action: local knowledge as a development resource and barriers to its incorporation in natural resource research and development. *Agr. Syst.* 55, 217e237.

Boiral, O., 2002. Tacit knowledge and environmental management. *Long. Range Plann.* 35, 291e317.

Buizer, M., Humphreys, D., de Jong, W., 2014. Climate change and deforestation: The evolution of an intersecting policy domain. *Environ. Sci. Policy* 35, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.06.001>

Braimoh AK, Stein A, Vlek PLG., 2005. Identification and mapping of associations among soil variables. *Soil Sci* 170(2):137–148

Brand, J., Pfund, J.L., 1998. Site-and watershed-level assessment of nutrient dynamics under shifting cultivation in eastern Madagascar. *Agric. Ecosyst. Environ.* 71, 169–183.

Brand, J., Pfund, J.L., 1998. Site-and watershed-level assessment of nutrient dynamics under shifting cultivation in eastern Madagascar. *Agric. Ecosyst. Environ.* 71, 169–183.

Brejda JJ, Karlen DL, Smith JL, Allan DL., 2000. Identification of regional soil quality factors and indicators: II. Northern Mississippi loess hills and Palouse Prairie. *Soil Sci Soc Am J* 64: 2125–2135

Brown, S., Lugo, A.E., 1990. Tropical secondary forests. *J.Trop. Ecol.* 6, 1–32.

Bulte, E. and D. van Soest., 1996. 'Tropical Deforestation, Timber Concessions, and Slash-and-Burn Agriculture: Why Encroachment May Promote Conservation of Primary Forests', *Journal of Forest Economics* 2(1): 55–66.

Canadell, J.G., Raupach, M.R., 2008. Managing forests for climate change mitigation. *Science* 320 (5882), 1456–1457.

Chagas T, Costenbader J, Streck S, Roe S., 2013. Reference levels: concepts, functions, and application in REDD+ and forest carbon standards. *Climate Focus*, Amsterdam.

Chambers, A., Lal, R., Paustian, K., 2016. Soil carbon sequestration potential of US croplands and grasslands: implementing the 4 per thousand initiative. *J. Soil Water Conserv.* 71, 68A–74A.

Ciais P, Sabine C, Bala G, Bopp L, Brovkin V, Canadell J, Chhabra A, DeFries R, Galloway J, Heimann M, Jones C, Quéré CL, Myneni RB, Piao S, Thornton P., 2013. Carbon and other biogeochemical cycles In: Stocker TF, Qin D, Plattner G-K et al (eds) *Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 465–570

Ciurean, R.L., Schröter, D., Glade, T., 2013. Conceptual Frameworks of Vulnerability Assessments for Natural Disasters Reduction. *Approaches to Disaster Management – Examining the Implications of Hazards, Emergencies and Disasters*.

Claessens L, Verburg PH, Schoorl JM, Veldkamp A, Geraedts L., 2009. Modelling interactions and feedback mechanisms between land use change and landscape processes. *Agric Ecosyst Environ* 129:157–170

Connell, J. H., and R. O. Slatyer,. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist*.

Corlett, R.T., 1995. Tropical secondary forests. *Prog. Phys. Geogr.* 19 (2), 159–172.

CREAM (Centre de recherches, d'études et d'appui à l'analyse économique à Madagascar),, 2013. Monographie de la région SAVA Madagascar, 212p.

Creed, A., Strassburg, B. and Latawiec, A., 2010. Agricultural Expansion and REDD+: An Assessment of Risks and Considerations to Inform REDD+ and Land Use Policy Design. Policy Brief 9. The Terrestrial Carbon Group (TCG) Project.

Dale, V.H., 1997. The relationship between land-use change and climate change, *Ecological Applications*, 7(3): 753–769.

Davidson EA, Janssens IA., 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature* 440:165–173

De Wilde, M., Buisson, E., Ratovoson, F., Randrianaivo, R., Carrière, S.M., li, P.P.L., 2012. Vegetation dynamics in a corridor between protected areas after slash-and-burn cultivation in south-eastern Madagascar. *Agric. Ecosyst. Environ.* 159, 1–8.

DeLuca TH, Boisvenue C., 2012. Boreal forest soil carbon: distribution, function and modeling. *Forestry* (2012)

Dumanski J, Pettapiece WW, McGregor RJ., 1998. Relevance of scale dependent approaches for integrating biophysical and socioeconomic information and development of agroecological indicators. *Nutr Cycl Agroecosys* 50:13–22

Eliasch, J., 2008. Climate Change: Financing Global Forests. The Eliasch Review.HMSO.

European Forest Institute (EFI), Proforest., 2014. Introduction to REDD+, briefing EU REDD facility. Available at Proforest. <http://www.proforest.net/publication-objects/2.-introductionto-redd>.

Ewel, J., Berish, C., Brown, B., Price, N., Raich, J., 1981. Slash and burn impacts on a Costa Rican wet forest site. *Ecology* 62(3), 816±829.

Fabricius, C., Scholes, R., Cundill, G., 2006. Mobilizing knowledge for integrated ecosystem assessments. In: Reid, W.V., Berkes, F., Wilbanks, T.J., Capistrano, D. (Eds.), *Bridging Scales and Knowledge Systems: Concepts and Applications in Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington, D.C., USA, pp. 165e182.

FCPF., 2013. FCPF Carbon fund methodological framework discussion paper #9: benefit sharing. Forest Carbon Partnership Facility, Washington, DC

Feddema, J. J., Oleson, K. W., Bonan, G. B., Mearns, L. O., Buja, L. E., Meehl, G. A., and Washington, W. M., 2005. The importance of land-cover change in simulating future climates, *Science*, 310, 1674–1678.

Finegan, B., 1992. The management potential of neotropical secondary lowland forest. *For. Ecol. Manag.* 47, 295–321.

Foley, J. A., Defries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., and Snyder, P. K., 2005. Global consequences of land use, *Science*, 309, 570–574.

Forman RTT, Godron M., 1986. *Landscape ecology*. Wiley, New York

Fritz-Vietta, N.V.M., Tahirindraza, H.S., Stoll-Kleemann, S., 2017. Local people's knowledge with regard to land use activities in southwest Madagascar – Conceptual insights for sustainable land management. *J. Environ. Manage.*

Gadgil M, Berkes F, Folke C., 1993. Indigenous knowledge for biodiversity conservation. *Ambio* 22:151–156

Geist, H.J. and Lambin, E.F., 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience*, 52(2): 143-150.

GIEC, Pachauri, R.K., Meyer, L.A., 2015. Changements climatiques 2014: rapport de synthèse : contribution des Groupes de travail I, II et III au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. GIEC, Genève (Suisse).

GIEC.,2003. IPCC good practice guidance for land use, land-use change and forestry. Institute for Global Environmental Strategies, Hayama

Gockowski, J., J. Tonye, D. Baker, S. Weise, M. Ndoumbe, T. Tiki-Manga and A. Fouaguegue.,1998. Characterization and Diagnosis of Farming Systems in the ASB Forest Margins Benchmark of Southern Cameroon. Yaounde', Cameroon: International Institute of Tropical Africa.

Graham K, 2012. REDD+ and agriculture: A cross-sectoral approach to REDD+ and implications for the poor. *REDD net.* 24 p.

Green G.M., Sussman R.W., 1990. Deforestation history of eastern rain forests of Madagascar from satellite images. *Science*,248

Grinand, C., Rakotomalala, F., Gond, V., Vaudry, R., Bernoux, M., et Vieilledent, G., 2013. Estimating deforestation in tropical humid and dry forests in Madagascar from 2000 to 2010 using multi-date Landsat satellite images and the random forests classifier. *Remote Sens. Environ.* 139, 68–80.

Handayani IP, Prawito P, Muktamar Z, Coyne MS., 2006. Nurturing soil science in Indonesia by combining indigenous and scientific knowledge. *Soil Survey Horizons* 47:79–80

Handayani IP, Prawito P, Muktamar Z, Coyne MS., 2006. Nurturing soil science in Indonesia by combining indigenous and scientific knowledge. *Soil Survey Horizons* 47:79–80

Hartemink, A.E., McSweeney, K. (Eds.), 2014. *Soil Carbon*. Springer International Publishing, Cham.

Heistermann, M., Muller, C., & Ronneberger, K., 2006. Land in sight?: Achievements, deficits and potentials of continental to global scale land-use modeling. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 114(2–4), 141–158.

Hijmans, R.J., Cameron, J.L., Parra, P.G., et Jarvis, A., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25,1965–1978.

Houghton JT, Ding Y, Griggs DJ, Noguer M, van der Linden PJ, Dai X, Maskell K, Johnson CA (eds.), 2001. *Climate change 2001: The scientific basis. Contributions of working group I to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. Cambridge University Press: Cambridge, New York, 944 pp

Humbert, H. et Cours-Darne., 1965. Notice de la Carte de Madagascar, Travaux sect. Sci. et Techn., Institut français de Pondichéry, h.s. 6 : 46-78.

Humbert, H., 1927. La destruction d'une flore insulaire par le feu: principaux aspects de la végétation à Madagascar: Document photographique et notices, vol. 79. Mémoires de l'Académie Malgache.

IBRD/WB., 2012. Lessons learned for REDD+ from PES and conservation incentive programs, examples from Costa Rica, Mexico, and Ecuador. Available at FONAFIFO, CONAFOR and Ministry of Environment Ecuador.

Jenkinson DS, Coleman K., 2008. The turnover of organic carbon in subsoils. Part 2. Modelling carbon turnover. *Eur J Soil Sci* 59:400–413

Jepma, C. J., 1995. *Tropical Deforestation: A Socio-Economic Approach*. London: Earthscan.

Johannes RE., 1993. Integrating traditional ecological knowledge and management with environmental impact assessment. In: Inglis JT (ed) *Traditional ecological knowledge: concepts and cases*. Canadian Museum of Nature, Ottawa, ON

Johnson, R.L. et Chenje M., 2008. Africa: Atlas of our Changing Environment (Nairobi, Kenya: United Nations Environment Programme (UNEP)).

Karlen D., 2004. Soil quality as an indicator of sustainable tillage practices. *Soil Tillage Res* 78(2):129–130

Karlen DL, Mausbach MJ, Doran JW, Cline RG, Harris RF, Schuman GE., 1997. Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Sci Soc Am J* 61:4–10

Kasperson JX, Kasperson RE, Turner BL II (eds.), 1995. Regions at risk: Comparisons of threatened environments. United Nations University Press, Tokyo

Kasperson RE, Archer E, Caceres D, Dow K, Downing T, Elmqvist T, Folke C, Han G, Iyengar K, Vogel C, Wilson K, Ziervogel G., 2005. Vulnerable people and places. In: Scholles R, Rashid H (eds) Millennium Ecosystem Assessment. Working group on conditions and trends, Island Press, Washington D.C.

Keenan, R.J. et al, 2015. Dynamics of global forest area: results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *For. Ecol. Manage.* 352, 9–20.

Klanderud, K., Mbolatiana, H.Z.H., Vololomboahangy, M.N., Radimbison, M.A., Roger, E., Totland, Ø., Rajeriarison, C., 2010. Recovery of plant species richness and composition after slash-and-burn agriculture in a tropical rainforest in Madagascar. *Biodivers. Conserv.* 19, 187.

Klein, J.A., Hopping, K.A., Yeh, E.T., Nyima, Y., Boone, R.B., Galvin, K.A., 2014. Unexpected climate impacts on the Tibetan Plateau: local and scientific knowledge in findings of delayed summer. *Glob. Environ. Chang.* 28, 141e152.

Koechlin, J. J.L. Guillaumet & P. Morat, P., 1974. Flore et Végétation de Madagascar.

Koechlin, J., 1972. Flora and vegetation of Madagascar. In: Battistini, R., Richard-Vindard, G. (Eds.), *Biogeography and Ecology in Madagascar*. Dr. W. Junk B.V. Publishers, The Hague, pp. 145–190.

Koomen, E., Bakema, A., Scholten, H., Stillwell, J., 2007. Modelling land-use change: progress and applications.

Kull C.A. 2000. Deforestation, Erosion, and Fire: Degradation Myths in the Environmental History of Madagascar. *Environment and History*, 6: 423–450.

Kyuma, K., Tulaphitak, T., Parintra, C., 1985. Changes in soil fertility and tilth under shifting cultivation. I. General description of soil and effect of burning on the soil characteristics. *Soil Sci. Plant Nutr.* 31(2), 227±238.

Lal R., Kimble J., Follett R., 1997. Soil quality management for carbon sequestration. In: Lal R. et al. (eds.): *Soil Properties and their Management for Carbon Sequestration*. US Dep. Agr., Nat. Res. Conserv. Serv., Nat. Soil Surv. Cent., Lincoln, NE: 1–8.

Lal, R., 2016. Beyond COP 21: potential and challenges of the “4 per Thousand” initiative. *J. Soil Water Conserv.* 71, 20A–25A.

Lal, R., Sanchez, P.A., Cummings, R.W. (Eds.), 1986. Land clearing and development in the Tropics. Balkema, Rotterdam, 450 pp.

Lamb, D., Erskine, P.D., Parrotta, J.A., 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310, 1628–1632.

Lambin EF, Baulies X, Bockstael N, Fischer G, Krug T, Leemans R, Moran EF, Rindfuss RR, Sato Y, Skole D, Turner BL II, Vogel C., 1999. Land-use and land-cover change (LUCC): Implementation strategy. IGBP Report 48, IHDP Report 10, International Geosphere-Biosphere Programme, International Human Dimensions on Global Environmental Change Programme, Stockholm Bonn, 125 pp

Lambin EF, Geist H.J., 2001. Global land-use/land-cover changes: What have we learned so far? IGBP Global Change Newsletter No. 46, June 2001, pp 27–30

Lambin, E.F., Geist, H. (Eds.), 2006. Land-use and land-cover change: local processes and global impacts, Global change. Springer, Berlin ; INew York.

Lambin, E.F., Geist, H.J. and Lepers, E., 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions, Annual Review of Environment and Resources, 28: 205–241.

Larson WE, Pierce FJ., 1991. Conservation and enhancement of soil quality. In: International Board for Soil Research and Management (ed) Evaluation for sustainable land management in the developing world, vol 2, (Technical papers) (IBSRAM Proceedings 12-2). International Board for Soil Research and Management, Bangkok, pp 175–203

Lateef T., 2012. Indigenous Knowledge: The Way to Sustainable Development – Community Participation in Environmental Issues. In: Uqaili M., Harijan K. (eds) Energy, Environment and Sustainable Development. Springer, Vienna

Lawrence CR, Neff JC, Schimel JP., 2009. Does adding microbial mechanisms of decomposition improve soil organic matter models? A comparison of four models using data from a pulsed rewetting experiment. *Soil Biol Biochem* 41:1923–1934

Le Quéré, C. et al, 2015. Global carbon budget 2014. *Earth Syst. Sci. Data* 7 (1), 47–85.

Long A., 2014. Advancing Forest-Related Adaptation: Options for Adaptation-Oriented REDD+. In: Albrecht E., Schmidt M., Mißler-Behr M., Spyra S. (eds) Implementing Adaptation Strategies by Legal, Economic and Planning Instruments on Climate Change. Environmental Protection in the European Union, vol 4. Springer, Berlin, Heidelberg

Long, A., 2013. REDD plus, adaptation, and sustainable forest management: toward effective polycentric global forest governance. *Trop. Conserv. Sci.* 6 (3), 384–408.

Lowry II, P.P., Schatz, G.E., Phillipson, P.B., 1997. The classification of natural and anthropogenic vegetation in Madagascar. In: Goodman, S.M., Patterson, B.D. (Eds.), Natural Change and Human Impact in Madagascar. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, pp. 93– 123.

Liu, D., Huang, Y., An, S., Sun, H., Bhopale, P., Chen, Z., 2018. Soil physicochemical and microbial characteristics of contrasting land-use types along soil depth gradients. *CATENA* 162, 345–353.  
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.10.028>

Lyons, D., Rayment, G., Hill, R., Daly, B., Marsh, J., Ingram, C., 2011. Aspac soil proficiency testing program report 2007–08. Tech. rep. ASPAC, Melbourne, Victoria

Madari, B.E., Reeves, J.B., Machado, P.L.O.A., Guimarães, C.M., Torres, E., McCarty, G.W., 2006. Mid- and near-infrared spectroscopic assessment of soil compositional parameters and structural indices in two Ferralsols. *Geoderma* 136, 245–259.

Malamoud K, McBratney AB, Minasny B, Field DJ., 2009. Modelling how carbon affects soil structure. *Geoderma* 149:19–26

Marco, P., Henry, M., Blavet, D., Bernoux, M., 2010. Variation des stocks de carbone organique du sol après plantation forestière: essai de mété-analyse incluant quelques situations d'Amérique latine. *Bois For. Trop.* 3.

MEEFT, USAID et CI, 2009. Evolution de la couverture des forêts naturelles à Madagascar, 1990-2000-2005. Rapport.

Messmer, T. A., 2000. Emergence of human–wildlife conflict management: turning challenges into opportunities. *International Biodeterioration* 45:97–100.

Meyer, W.B. and Turner, B.L., 1994. Changes in Land Use and Land Cover, Cambridge University Press, Cambridge .

Millennium Ecosystem Assessment., 2003. Ecosystems and human well-being: A framework for assessment. Island Press, Washington D.C., 245 pp

Milne, E., Aspinall, R.J., Veldkamp, T.A., 2009. Integrated modelling of natural and social systems in land change science. *Landsc. Ecol.* 24, 1145–1147. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9392-2>

Minasny, B., Malone, B.P., McBratney, A.B., Angers, D.A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z.-S., Cheng, K., Das, B.S., Field, D.J., Gimona, A., Hedley, C.B., Hong, S.Y., Mandal, B., Marchant, B.P., Martin, M., McConkey, B.G., Mulder, V.L., O'Rourke, S., Richer-de-Forges, A.C., Odeh, I., Padarian, J., Paustian, K., Pan, G., Poggio, L., Savin, I., Stolbovoy, V., Stockmann, U., Sulaeman, Y., Tsui, C.-C., Vågen, T.-G., van Wesemael, B., Winowiecki, L., 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma* 292, 59–86.

Moss N, Nussbaum R, Muchemi J, Halverson E., 2011. A review of three REDD+ safeguard initiatives. Forest Carbon Partnership Facility and UN-REDD, Geneva, Washington, DC

Muttenzer, 2006. Déforestation et droit coutumier à Madagascar l'historicité d'une politique foncière. Thèse à l'Université de Genève-Faculté des sciences économiques et sociales, 565 p.

Myers, N., 1992. 'Tropical Forests: The Policy Challenge', *The Environmentalist* 12(1): 15–27.

Naveh Z, Lieberman AS., 1984. *Landscape ecology, theory and application*. Springer, New York

Norton JB, Pawluk RR, Sandor JA., 1998. Observation and experience linking science and indigenous knowledge at Zuni, New Mexico. *J Arid Environ* 39:331–340

Nye, P.H., Greenland, D.J., 1960. The soil under shifting cultivation. Commonwealth Bureau of Soils, Technical communication No. 51, Harpenden, UK.

Odeh, I.O.A., McBratney, A.B., 2005. PEDOMETRICS, in: Hillel, D. (Ed.), *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Elsevier, Oxford, pp. 166–175.

Osman, K.T., 2013. *Forest Soils*. Springer International Publishing, Cham.

Parrotta, J.A., Agnoletti, M., 2007. Traditional forest knowledge: Challenges and opportunities. *For. Ecol. Manag.* 249, 1–4.

PERR-FH, 2015. Définition des niveaux de Référence et du Système MRV de l'écorégion des Forêts Humides de l'Est. Projet d'appui au programme environnemental phase 3. WCS, ONE MNP, ETC TERRA. 203 pages, Antananarivo, Madagascar.

PHCF., 2013. Note d'engagement de projet (NEP) Programme Holistique de Conservation des Forêts à Madagascar.

Pierre J.M. 1993. Rôle de l'évolution des droits fonciers dans la dynamique d'extension de l'eucalyptus sur les hautes terres de Madagascar. Mémoire de DESS, Université Paris XII, Paris, France.

Pirard, R and Treyer, S., 2010. Agriculture and deforestation: What role should REDD+ and public support policies play? Idées pour le débat N°10/2010. Paris, France: IDDRI (Institut du Développement durable et des relations internationals), 2010. 20 p.

Pretzsch, J., Darr, D., Ubrig, H., Auch, E. (Eds.), 2014. *Forests and Rural Development, Tropical Forestry*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-41404-6>

Price SP, Bradford MA, Ashton MS., 2012. Characterizing organic carbon stocks and flows in forest soils. In: Ashton MS et al. (eds) *Managing forest carbon in a changing climate*. Springer Science + Business Media BV

Rabefitia, Z., Randriamarolaza, L., Rakotondrafara, M., Tadross, M., Ki Yip, Z., 2008. Le changement climatique à Madagascar. Direction Générale de la Météorologie, Madagascar.

Rabetaliana et al., 2003 *Dynamiques des forêts naturelles de montagne à Madagascar*. BOIS ET FORÊTS DES TROPIQUES, 2003, N° 276, 59-72

Rakotomala, F.A., Rabenandrasana, J.C., Andriambahiny, J.E., Rajaonson, R., Andriamalala, F., Burren, C., Rakotoarijaona, J.R., Parany, B.L.E., Vaudry, R., Rakotoniaina, S., others, 2015. Estimation de la déforestation des forêts humides à Madagascar utilisant une classification multiday d'images Landsat entre 2005, 2010 et 2013. *Rev. Fr. Photogrammétrie Télédétection* N 211, 212.

Ramakrishnan, P.S., 1992. Shifting agriculture and sustainable development. An interdisciplinary study from north-eastern India. *Man and biosphere series*, vol. 10, UNESCO, Paris, 424 pp.

Rammel C, Stagl S, Wilfing H., 2007. Managing complex adaptive systems – a co-evolutionary perspective on natural resource management. *Ecol Econ* 63:9–21

Randriamalala, J.R., Hervé, D., Randriamboavonjy, J.-C., Carrière, S.M., 2012. Effects of tillage regime, cropping duration and fallow age on diversity and structure of secondary vegetation in Madagascar. *Agric. Ecosyst. Environ.* 155, 182–193.

Randrianarison A., Razanaka S., Rakotoarimanana V., Buttler A., Carrière Stéphanie M., Hervé Dominique., 2015. Succession floristique de forêts secondaires humides du sud-est de Madagascar. In : Hervé Dominique (ed.), Razanaka S. (ed.), Rakotondraompiana S. (ed.), Rafamantanantsoa F. (ed.), Carrière Stéphanie M. (ed.) *Transitions agraires au sud de Madagascar : résilience et viabilité, deux facettes de la conservation : actes du séminaire de synthèse du projet FPPSM*. Antananarivo : IRD, 15-30. Séminaire de Synthèse du Projet FPPSM "Forêts, Parcs, Pauvreté au Sud de Madagascar", Antananarivo (MDG), 2013/06/10-11. ISBN 978-2-7099-1891-6

Rarijaona, R. 1967, Le concept de propriété en droit foncier de Madagascar. Etude de sociologie juridique, Paris, Cujas, Coll. Etudes malgaches, 306 p.

Raymond, C.M., Fazey, I., Reed, M.S., Stringer, L.C., Robinson, G.M., Evely, A.C., 2010. Integrating local and scientific knowledge for environmental management. *J. Environ. Manag.* 91, 1766e1777.

Sala OE, Chapin FS III, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH., 2000. Biodiversity: Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770–1774

Sanchez, P.A., 1996. Introduction. *Agric. Ecosyst. Environ.* 58(1), pp. 1±2.

Sanchez, P.A., Hailu, M. (Eds.), 1996, (special issue). Alternatives to slash-and-burn agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.* 58 (1).

Santilli, M., Moutinho, P., Schwartzman, S., Nepstad, D., Curran, L. et Nobre, C., 2005. Tropical deforestation and the Kyoto Protocol. *Climatic Change* 71 (3): 267-276.

Schmink M, Redford KH, Padoch C., 1992. Traditional peoples and the biosphere: framing the issues and defining the terms. In: Redford KH, Padoch C (eds) *Conservation of neotropical forests: working from traditional resource use*. Columbia University Press, New York

Shoch D., Eaton J., Settelmyer S., 2013. Project Developer's Guidebook to VCS REDD Methodologies. Version 2. Conservation International, Washington. 97p.

Sillitoe P., 1998. The development of indigenous knowledge – a new applied anthropology. *Curr Anthropol* 39(2):223–251

Simonet, G.; Karsenty, A.; Newton, P.; de Perthuis, C.; Schaap, B. & Seyller, C., 2015. 'REDD+projects in 2014: an overview based on a new database and typology', *Cahiers de la ChaireEconomie du Climat - Information and Debates Series* 32. Working Paper.

Smalling EMA, Braun AR., 1996. Soil fertility research in sub-Saharan Africa: New dimensions, new challenges. *Commun Soil Sci Anal* 24:365–386

Smith P, Andrén O, Brussaard L, Dangerfield M, Ekschmitt K, Lavelle P, Tate K., 1998. Soil biota and global change at the ecosystem level: describing soil biota in mathematical models. *Glob Chang Biol* 4:773–784

Smith P., 2008. Land use change and soil organic carbon dynamics. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 81, 169–178.

Smith, P., Davies, C. a., Ogle, S., Zanchi, G., Bellarby, J., Bird, N., Boddey, R.M., McNamara, N.P., Powlson, D., Cowie, A., van Noordwijk, M., Davis, S.C., Richter, D.D.B., Kryzanowski, L., van Wijk, M.T., Stuart, J., Kirton, A., Eggar, D., Newton-Cross, G., Adhya, T.K., Braimoh, A.K., 2012. Towards an integrated global framework to assess the impacts of land use and management change on soil carbon: Current capability and future vision. *Glob. Change Biol.* 18, 2089–2101.

Steffen W, Sanderson A, Tyson PD, Jäger J, Matson PA, Moore B III, Oldfield F, Richardson RJ, Schellnhuber HJ, Turner II BL, Wasson RJ., 2004. Global change and the Earth system: A planet under pressure. (The IGBP Series), Springer, Berlin Heidelberg, 336 pp

Stockmann U, Adams MA, Crawford JW, Field DJ et al., 2013. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agric Ecosyst Environ* 164:80–99

Styger, E., Fernandes, E.C.M., Rakotondramasy, H.M., Rajaobelainirina, E., 2009. Degrading uplands in the rainforest region of Madagascar: Fallow biomass, nutrient stocks, and soil nutrient availability. *Agrofor. Syst.* 77, 107–122.

Styger, E., Rakotondramasy, H.M., Pfeffer, M.J., Fernandes, E.C.M., Bates, D.M., 2007. Influence of slash-and-burn farming practices on fallow succession and land degradation in the rainforest region of Madagascar. *Agric. Ecosyst. Environ.* 119, 257–269.

Tadross, M., Randriamarolaza, L., Rabefitia, Z., Zheng, K.Y., 2008. Climate change in Madagascar: recent past and future. World Bank Wash. DC 18.

Tan ZX, Lal R, Smeck NE, Calhoun FG, Gehring RM, Parkinson B., 2003. Identifying associations among soil and site variables using canonical correlation analysis. *Soil Sci* 168(5):376–382

Tans P., 2009. An accounting of the observed increase in oceanic and atmospheric CO<sub>2</sub> and an outlook for the future. *Oceanography* 22(4):26–35

Tinker, P.B., Ingram, J.S.I., Struwe, S., 1996. Effects of slash-and-burn agriculture and deforestation on climate change. *Agric. Ecosyst. Environ.*, Alternatives to Slash-and-Burn Agriculture 58, 13–22.

Tomasella, J., Hodnett, M., 2004. Pedotransfer functions for tropical soils, in: *Developments in Soil Science*. Elsevier, pp. 415–429.

Trimble SW, Crosson P., 2000. Land use: U.S. soil erosion rates. Myth and reality. *Science* 289:248–250

Troll C., 1939. Luftbildplan und okologische Bodenforschung. *Zeitschrift der Gesellschaft fur Erdkund*, Berlin, pp 241–298

Turner BL II, Clark WC, Kates RW, Richards JF, Mathews JT, Meyer WB (eds.), 1990. *The Earth as transformed by human action: Global and regional changes in the biosphere over the past 300 years*. Cambridge University Press, Cambridge, 713 pp

Turner BL II, Kasperson RE, Matson PA, McCarthy JJ, Corell RW, Christensen L, Eckley N, Kasperson JX, Luers A, Martello ML, Polksky C, Pulsipher A, Schiller A .,2003. A framework for vulnerability analysis in sustainability science. *Proc Natl Acad Sci USA* 100(14):8074–8079

Turner, M.G., Gardner, R.H., 2015. *Landscape Ecology in Theory and Practice*. Springer New York, New York, NY. <https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2794-4>

Ussiri, D.A.N., Lal, R., 2017. *Carbon Sequestration for Climate Change Mitigation and Adaptation*. Springer International Publishing, Cham.

Van der Werf, E. and Peterson, S., 2009. Modeling linkages between climate policy and land use: an overview, *Agr. Econ.*, 40, 507–517

Van Schrojenstein Lantman J., Verburg P.H., Bregt A., Geertman S., 2011. Core Principles and Concepts in Land-Use Modelling: A Literature Review. In: Koomen E., Borsboom-van Beurden J. (eds) Land-Use Modelling in Planning Practice. GeoJournal Library, vol 101. Springer, Dordrecht

Verburg PH, Veldkamp A., 2004. Projecting land use transitions at forest fringes in the Philippines at two spatial scales. *Landscape Ecol* 19:77–98

Verburg, P.H., Schot, P.P., Dijst, M.J. and Veldkamp, A., 2004. Land use change modelling: current practice and research priorities. *GeoJournal*, 61: 309–324.

Vieilledent, G., Grinand, C., et Vaudry, R., 2013. Forecasting deforestation and carbon emissions in tropical developing countries facing demographic expansion: a case study in Madagascar. *Ecol. Evol.* 3, 1702–1716.

Vieilledent, G., Grinand, C., Rakotomalala, F.A., Ranaivosoa, R., Rakotoarijaona, J.-R., Allnutt, T.F., Achard, F., 2018. Combining global tree cover loss data with historical national forest-cover maps to look at six decades of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. *bioRxiv* 147827.

Viscarra Rossel, R.A., Behrens, T., Ben-Dor, E., Brown, D.J., Dematté, J.A.M., Shepherd, K.D., Shi, Z., Stenberg, B., Stevens, A., Adamchuk, V., Aichi, H., Barthès, B.G., Bartholomeus, H.M., Bayer, A.D., Bernoux, M., Böttcher, K., Brodský, L., Du, C.W., Chappell, A., Fouad, Y., Genot, V., Gomez, C., Grunwald, S., Gubler, A., Guerrero, C., Hedley, C.B., Knadel, M., Morrás, H.J.M., Nocita, M., Ramirez-Lopez, L., Roudier, P., Campos, E.M.R., Sanborn, P., Sellitto, V.M., Sudduth, K.A., Rawlins, B.G., Walter, C., Winowiecki, L.A., Hong, S.Y., Ji, W., 2016. A global spectral library to characterize the world's soil. *Earth-Sci. Rev.* 155, 198–230.

Viscarra Rossel, R.A., Walvoort, D.J.J., McBratney, A.B., Janik, L.J., Skjemstad, J.O., 2006. Visible, near infrared, mid infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. *Geoderma* 131, 59–75.

Warren DM, Rajasekaran B., 1993. Putting local knowledge to good use. *Int Agr Dev* 13(4):8–10

Warren DM, Rajasekaran B., 1993. Putting local knowledge to good use. *Int Dev* 13:8–10

Watson, R.T., Noble, I.R., Bolin, B., Ravindranath, N.H., Verardo, D.J. and Dokken, D.J (eds)., 2000. Land Use, Land-Use Change, and Forestry. A Special Report of the Intergovernmental Panel on Climatic Change, Cambridge University Press, Cambridge.

Wu, J., 2008. Landscape Ecology, in: Jørgensen, S.E., Fath, B.D. (Eds.), *Encyclopedia of Ecology*. Academic Press, Oxford, pp. 2103–2108.

Wutzler T, Reichstein M., 2008. Colimitation of decomposition by substrate and decomposers – a comparison of model formulations. *Biogeosciences* 5:749–759

WWF., 2013. WWF guide to building REDD+ strategies: a toolkit for REDD+ practitioners around the globe. WWF, Washington, DC

Zimmerman, J.K., Pascarella, J.B., Aide, T.M., 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restor. Ecol.* 8, 350–360.

## **Chapitre 2 : Influence de la gestion des recrûs forestiers sur la succession de la végétation et la construction du paysage forestier.**

<b>1. Contexte de l'étude</b>	<b>45</b>
1.1. Problématique spécifique	45
1.2. Hypothèses de l'étude	45
<b>2. Influence de la gestion des recrûs forestiers sur la succession de la végétation et la construction du paysage forestier du corridor Marojejy - Tsaratanana Madagascar</b>	<b>46</b>
2.1. Résume	47
2.2. Abstract	47
2.3. Introduction	48
2.4. Matériels et méthodes	49
2.4.1. Zone d'étude	49
2.4.2. Approche méthodologique	51
2.5. Résultats et interprétations	54
2.5.1. Typologie des recrûs forestiers dans le paysage	54
2.5.2. Trajectoires de gestion des recrûs forestiers	57
2.5.3. Gestion des recrûs forestiers et succession de la végétation	59
2.6. Discussions et recommandations	61
2.6.1. Gestion durable des recrûs forestiers	61
2.6.2. Facteurs de savanisation et de reconstitution de la végétation	62
2.6.3. Gestion des recrûs forestiers et politiques de gestion des ressources forestières	62
2.7. Conclusions	63
2.8. Remerciements	64
<b>3. Conclusion de l'étude</b>	<b>65</b>
<b>4. Références du chapitre 2</b>	<b>66</b>

## 1. Contexte de l'étude

### 1.1. Problématique spécifique

Cette première étude veut donner des réponses à la problématique relative à l'influence du *Tavy* sur la succession de la végétation. Rappelons que la résolution de cette problématique nécessite l'identification du moment où le système de *Tavy* adopté par les paysans n'autorise plus la résilience de la forêt. Pour cela la problématique spécifique suivante est posée : **Quelles sont les unités composant le paysage et comment les activités humaines les organisent dans le temps ?**

### 1.2. Hypothèses de l'étude

Les unités du paysage sont des zones présentant un ensemble spécifique de caractéristiques biotiques et abiotiques pouvant être classées, cartographiées et décrites. Ces unités forment alors la base sur laquelle une aire de conservation peut être planifiée et gérée (Van der Merwe et al., 2015). Une classification des unités de paysage est un des outils pouvant être utilisés pour aider à une gestion efficace du paysage (Van der Merwe et al., 2015). La nécessité d'une classification des unités de paysage écologique pour la gestion des aires protégées, leur description et la cartographie d'une zone ont déjà été établies (Bredenkamp et Theron, 1978, Van Rooyen et al., 2008, Chytrý et al., 2011; De Ca'ceres et Wiser, 2012, Jürgens et al., 2012, Luther-Mosebach et al., 2012). Notre zone d'étude est une zone forestière composée de villages ruraux où l'économie du ménage est basée sur l'agriculture dominée par le *Tavy*. Ainsi, le paysage est dominé par des îlots de forêt secondaire et de recrus forestiers. D'où la première hypothèse répondant à la problématique spécifique : **les unités du paysage peuvent être classées en fonction de leurs compositions floristiques.**

Aussi, l'agriculture sur abattis-brûlis est le principal cause de la déforestation et de la dégradation des écosystèmes, avec d'importants effets sur la biodiversité et la séquestration du carbone (Klanderud et al., 2010). Elle est généralement considérée comme une utilisation durable des terres lorsque la jachère longue peut être pratiquée, c'est-à-dire lorsque la fertilité initiale peut être reconstituée après le cycle de culture (Thompson et Kaplan, 2014). Ceci est généralement possible avec une densité de population inférieure à 35 hab/Km<sup>2</sup> (Mazoyer et Roudart 2006), bien qu'elle dépende beaucoup des conditions écologiques. Avec une jachère très courte, la végétation est dominée par des plantes herbacées dont les racines ne pénètrent pas profondément dans le sol. Une période de jachère plus courte favorise également l'invasion de mauvaises herbes, les ravageurs et les maladies (Thompson et Kaplan, 2014). Avec un accès limité aux terres agricoles causé par l'augmentation des surfaces des zones protégées et la croissance démographique, il est supposé que la période de jachère dans la zone d'étude a diminué. D'où la deuxième hypothèse de cette étude : **la succession temporelle des unités du paysage va des parcelles arborées vers des parcelles herbeuses.**

## 2. Influence de la gestion des recrûs forestiers sur la succession de la végétation et la construction du paysage forestier du corridor Marojejy - Tsaratanana Madagascar

Article scientifique soumis au journal Madagascar Conservation & Development (MCD)  
en juin 2017.

Ramboatiana Nantenaina<sup>1,4</sup>, Rabemananjara Zo<sup>5</sup>, Razakamanarivo Herintsithaina<sup>1</sup>, Razanaka Samuel<sup>2</sup>, Albrecht Alain<sup>3</sup>, Grinand Clovis<sup>4</sup>, Razafimbelo Tantely<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Laboratoire des Radioisotopes, Université d'Antananarivo, BP 3383, Route d'Andraisoro, 101 Antananarivo, Madagascar

<sup>2</sup> Centre National de Recherches sur l'Environnement 39, rue Rasamimanana Fiadanana, BP 1739 Antananarivo 101 MADAGASCAR

<sup>3</sup> Institut de Recherche pour le Développement Unité Mixte de Recherche Eco&Sols « Ecologie Fonctionnelle & Biogéochimie des Sols & Agro-Ecosystèmes », AIDA, Station Ligne Paradis, 7, Chemin de l'IRAT, 97410 Saint-Pierre, La Réunion

<sup>4</sup> ETC Terra — Madagascar, Lot VE 26 L, Ambanidja, 101 Antananarivo, Madagascar

<sup>5</sup> Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques, Mention Eaux et Forêts, Université d'Antananarivo, BP 175, Antananarivo 101, Madagascar

## 2.1. Résumé

Dans le cadre de l'atténuation du changement climatique, les mécanismes tels que la réduction des émissions issues de la déforestation et de la dégradation des forêts (REDD+) visent à concilier la conservation des ressources forestières et la sécurité alimentaire. A Madagascar, le *Tavy* ou culture sur abattis-brulis est la principale cause de déforestation, parce qu'avec ce système, les recrûs forestiers perdent leur capacité de se régénérer mais deviennent directement des savanes. L'objectif de cet article est de caractériser les différents états de jachère composant le paysage forestier du corridor forestier Marojejy – Tsaratanana (COMATSA) et de transcrire la description paysanne des trajectoires de gestion des recrûs participant à la construction de ce paysage. La catégorisation des recrûs forestiers a été obtenue à travers une analyse phyto-sociologique. Les trajectoires de gestion des recrus a été décrit par les paysans lors de 13 entretiens individuels et 03 entretiens de groupe. Comme résultats, l'analyse phyto-sociologique a classé les 103 recrûs forestiers en cinq états de jachère. Ensuite, les paysans ont décrit trois catégories de trajectoire de gestion des recrûs selon la durée du passage de la forêt naturelle à la savane herbeuse et le niveau de résilience de la végétation, il s'agit de la : i) trajectoire courte, ii) trajectoire moyenne et iii) trajectoire longue. Le niveau de résilience de la végétation vers une formation arborée est étroitement lié à la gestion des recrus forestiers. Ainsi, un ré-aménagement du paysage à travers l'harmonisation des politiques forestières et des politiques agricoles est nécessaire.

Mots clés : *Tavy, Gestion des jachères, Résilience de la végétation, Succession végétale, Madagascar*

## 2.2. Abstract

In the context of climate change mitigation, to several mechanisms such as Reducing Emissions from Deforestation and forest Degradation (REDD+) aims to reconcile forest ressource conservation, climate change and food security. However, the tavy or slash and burn agriculture system is the major cause of forest degradation and deforestation in the eastern part of Madagascar. After deforestation, the fallow loses its regeneration capacity, but to colonised by herbaceous species and to transform into savana. The aims of this study is to identify and caracterised the different fallow's state in the forest landscape of the corridor Marojejy-Tsaratanana (COMATSA) and to reported the farmer description of the different fallows management pathways participating in the formation of this landscape. The categorization of forest fallows was obtained through a phyto-sociological analysis. The data used were collected from floristic inventory on 103 different fallow states. The fallows management pathways were described by the farmers throughout 13 individual interviews and 03 group interviews in 07 villages. In results, five fallows states are obtained by phyto-sociological analysis, namely : i) young herbaceous fallow dominated by *Cineraria*, *Conyza*, *Psidia*, *Solanum* and/or *Clitoria*, ii) tree fallow dominated by *Harungana* and/or *Macaranga*, iii) young herbaceous fallow dominated by *Ficus*, *Lobelia* and/or *Mundulea*, iv) multistrata fallow dominated by tree or shrub species as *Arthropteris*, *Clidemia*, *Albizia*, *Aframomum* and/or *Lantana* et v) degraded ruderal fallow dominated by *Imperata*. Then, the farmers described three categories of fallows management pathways according to the duration of the passage from the natural forest to the degraded ruderal fallow and the resilience level of the vegetation, including : i) short pathway, ii) medium pathway and iii) long pathway. The differences between these pathways are

the length of the fallow periods, the types of crops and the number of cropping cycles between two fallows. The resilience level of the vegetation towards the tree fallow stage is closely related with fallows management pathways. According to the choice of the farmers, fallow management can lead to a vegetative dynamics leading to savanization (short and medium pathway) or to a vegetation dynamics leading to the regeneration of secondary forest (long pathway). It is recommended to gather the necessary conditions so that the farmers can adopt the long pathway. Thus, landscaping by harmonising forest policies and agricultural policies, by promoting land tenure security, can guarantee in short and long term the conservation of forest resources and food security as well as the welfare of the population.

Keywords: *Tavy, Fallows management, Resilience of vegetation, Vegetation succession, Madagascar*

### 2.3. Introduction

Dans le cadre de l'atténuation du changement climatique, plusieurs mécanismes tels que la réduction des émissions issues de la déforestation et de la dégradation (REDD+) visent à concilier la conservation des ressources forestières, le changement climatique et la sécurité alimentaire des paysans riverains de ces ressources. L'application de ces initiatives dans les pays tropicaux du Sud se heurte à l'incapacité des acteurs de la conservation et du développement à limiter la déforestation et améliorer les conditions de vie des paysans. D'après le dernier rapport de la FAO en 2015, entre 1990 et 2015, l'étendue totale des forêts est passée de 31.6 à 30.6 % de la superficie terrestre mondiale. La principale perte de superficie forestière s'est produite dans les tropiques, particulièrement en Amérique du Sud et en Afrique, bien que le taux de perte dans ces régions ait substantiellement baissé depuis cinq ans (FAO, 2015).

Dans ces pays tropicaux, l'expansion des terres agricoles est une des principaux moteurs de la conversion des forêts (Gibbs et al., 2010), allant de l'agro-industrie à grande échelle aux petites exploitations de subsistance (Laurance, Sayer et Cassman, 2014) in Zaehringen et al., 2016). Et depuis quelques années, la pression démographique croissante associée à l'interdiction de l'extension des terres agricoles vers la forêt ont incité les paysans à rester sur une même parcelle conduisant au raccourcissement de la période de jachère (Pravongvienkham, 2004; Douangsavanh et al., 2006). Des effets négatifs de cette gestion actuelle des jachères forestières sur la productivité des cultures telles que la diminution de la fertilité des sols et l'augmentation des problèmes de mauvaises herbes ont été rapportés par plusieurs auteurs (Fujisaka, 1991), il en est de même de ces impacts négatifs sur la reconstitution de la végétation (Styger et al., 2007).

A Madagascar, le *tavy* ou culture sur abattis-brulis est la principale cause de déforestation (Marcus, 2001; Styger et al., 2007 ; Gorenflo et al. 2011). Par contre, il est généralement admis, que si le rapport entre la durée de jachère et la période culturale est de dix ou plus (années de jachère par année de culture), le système est écologiquement durable, les rendements peuvent être soutenus et la productivité est bonne. Cette condition ne serait possible qu'avec une densité moyenne de population d'environ 10 à 15 habitants par km<sup>2</sup> (Kleinmann et al., 1995). En cas d'une augmentation de la densité de la population ou pour d'autres raisons d'intensification de la production, la période de jachère est raccourcie et le système perd ses qualités. La reconstitution de la végétation naturelle et la

fertilité des sols ne peuvent plus être maintenues, les rendements et la production chutent. En conséquence, il est inévitable pour les paysans d'abandonner la parcelle cultivée et de défricher un autre recrû forestier ou de déforester de nouvelles surfaces forestières (Messerli, 2004). A l'Est de Madagascar, la reconstitution de la végétation est inhibée par la courte période de jachère (trois à cinq ans), et la transition de la forêt tropicale mature aux savanes abandonnées est de vingt à quarante ans (Styger et al., 2007a). De plus, les opportunités générées par les ressources forestières exploitables ne sont pas assez bénéfiques pour que les ménages changent leurs stratégies de subsistance pour passer à la conservation de ces ressources (Urech et Zaehringer, 2015).

Pour la partie orientale de Madagascar, Styger et al. (2007) ont affirmé que l'évolution de la composition des espèces de jachère agricoles dans le corridor de la forêt tropicale Mantadia-Zahamena est liée à la longueur de la période de jachère et le nombre de cycles culturaux après déforestation. Randriamalala (2009), dans son étude sur l'influence des pratiques agricoles et du milieu sur les dynamiques forestières post-culturales dans la zone montagneuse du corridor forestier Ranomafana- Andringitra, a conclu que le labour profond associé à une durée de culture longue favorise la prolifération des espèces herbacées et ralentit le processus de reconstitution de la végétation. Pour Randrianarison et al. (2015), qui a réalisé l'étude de la succession floristique de forêts secondaires humides du Sud-Est de Madagascar, la régénération des forêts humides du Sud-Est de Madagascar est ralentie par la dominance des espèces pionnières (*Harungana madagascariensis*, *Psidia altissima* et *Dodonacea viscosa*). A la suite du dépérissement progressif de ces espèces pionnières, la régénération reprend son cours naturel.

Pour concilier la conservation des ressources forestières et la productivité agricole, les efforts d'aménagement du paysage forestier doivent être axés sur la gestion des recrûs forestiers afin d'éviter leur savanisation et de trouver les moyens d'assurer la reconstitution d'une formation forestière secondaire. Pour Urech et Zaehringer en 2015 les pratiques agricoles actuelles devraient être transformées en systèmes de culture permanents qui (i) ne nuisent pas à la fertilité du sol, (ii) produisent suffisamment pour alimenter la population locale croissante et (iii) peuvent coexister avec les forêts restantes. L'élaboration d'un tel plan d'aménagement dans un paysage forestier nécessite la connaissance des différents stades floristiques des recrûs dans le paysage et les activités anthropiques influençant la construction de ce paysage. L'objectif de cet article est de caractériser les différents états de jachère forestière composant le paysage forestier du COMATSA et de transcrire la description paysanne des trajectoires de gestion des recrûs participant à la construction de ce paysage.

## 2.4. Matériels et méthodes

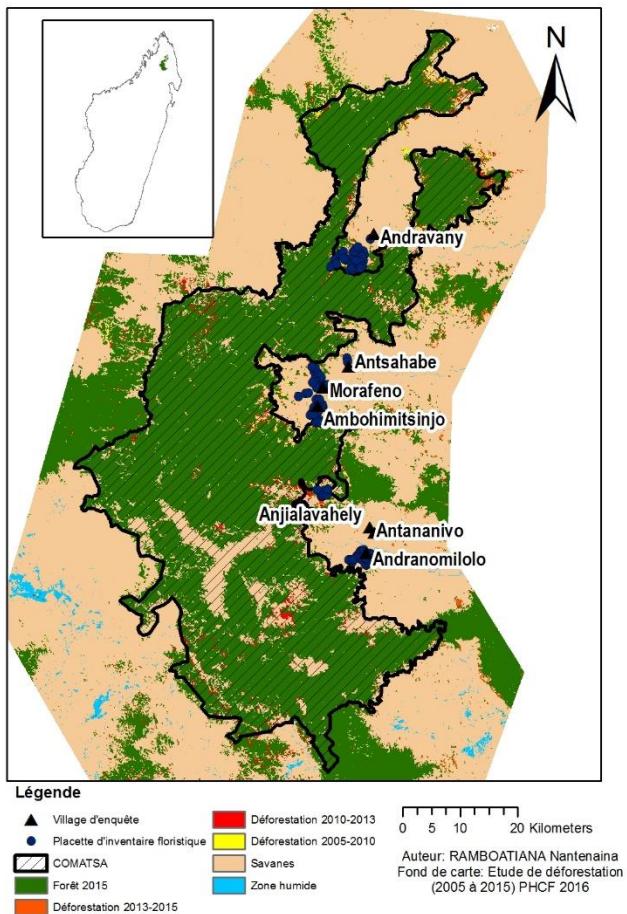
### 2.4.1. Zone d'étude

L'étude a été réalisée dans la zone périphérique de la Nouvelle Aire Protégée (NAP) appelée corridor forestier Marojejy – Tsaratanana (COMATSA). Le corridor se trouve dans la partie Nord Est de Madagascar et s'étend sur une surface de 195 000 ha (Carte 2). La région est soumise à un climat de type tropical humide caractérisé par une alternance d'une saison fraîche et sèche de mai en novembre et d'une saison chaude et humide à partir de décembre (CREAM, 2013). La base de données de WorldClim (Hijmans, et al, 2005) informe que la température moyenne annuelle dans le corridor est de 11 °C en saison fraîche et de 23 °C en saison chaude tandis que la

précipitation moyenne annuelle est de 1444 à 1983 mm. L'altitude varie de 400 à 2400 m et la zone est caractérisée par une succession de colline et de montagne avec une pente variant de 6 à 45°. La classification des formations végétales proposée par Koechlin *et al.* en 1974, révisée et publiée par Messmer *et al.* en 2000 donne une image des différentes zones de formations : une forêt dense humide de montagne (800 – 1800 m d'altitude), une forêt dense sclérophylle de montagne ( $\pm$  1800 – 2000 m d'altitude) et un fourré de montagne au-dessus de 2000 m d'altitude.

Sur le plan socio-économique, près de 44 300 habitants vivent et cultivent la terre au pourtour immédiat de la nouvelle aire protégée. La densité de la population est de 8.65 hab/km<sup>2</sup> (Vieilledent *et al.*, 2013). La population est composée de l'ethnie *Tsimihety* à 90%. On y retrouve également des ethnies des hautes terres centrales telles que *Merina* et *Betsileo* et dans une proportion plus réduite, des *Sakalava*, des *Betsimisaraka* et des *Sihanaka*. Enfin, on y compte des ressortissants chinois et indopakistanaise. Les principales activités économiques sont l'agriculture dont la riziculture, les cultures de rente (vanillier, caféier) et l'élevage, notamment bovin, et l'aviculture.

Concernant la gestion de la ressource forestière, plusieurs projets de conservation interviennent dans la zone, le principal étant le Programme Holistique de Conservation des Forêts de Madagascar (PHCF) qui a initié la création de l'Aire Protégée COMATSA. Le corridor COMATSA a été intégré dans le Complexe des Aires Protégées Ambohimirahavavy-Marivorahona (CAPAM) en 2015. La gestion des forêts périphérique du corridor a été transférée à une quarantaine d'associations paysannes dans le cadre du Transfert de Gestion des Ressources Naturelles (TGRN) suivant la loi sur la GEstion LOcale SEcurisée des ressources naturelles renouvelables (GELOSE) et le décret sur la Gestion Contractualisée des Forêts (GCF). Actuellement, les gestionnaires du complexe veulent accéder au mécanisme REDD+ afin de trouver un financement durable pour la conservation de la ressource.



Carte 2: Localisation de la zone d'étude (source : Auteur, 2017)

#### 2.4.2. Approche méthodologique

L'objectif de l'étude nécessite la connaissance de (i) la caractérisation floristique des stades de recrûs forestiers et de (ii) la description paysanne des trajectoires culturales post-déforestation. Ainsi, deux différentes méthodes de collecte et d'analyse de données ont été combinées (Fig 8): (i) une analyse phyto-sociologique pour classer les recrûs forestiers et des entretiens auprès des paysans afin de connaître les trajectoires culturales post-déforestation. Les résultats issus de ces méthodes ont permis d'évaluer l'influence de la gestion des recrûs sur l'état de la végétation et l'identification des facteurs de savanisation de ces recrûs.

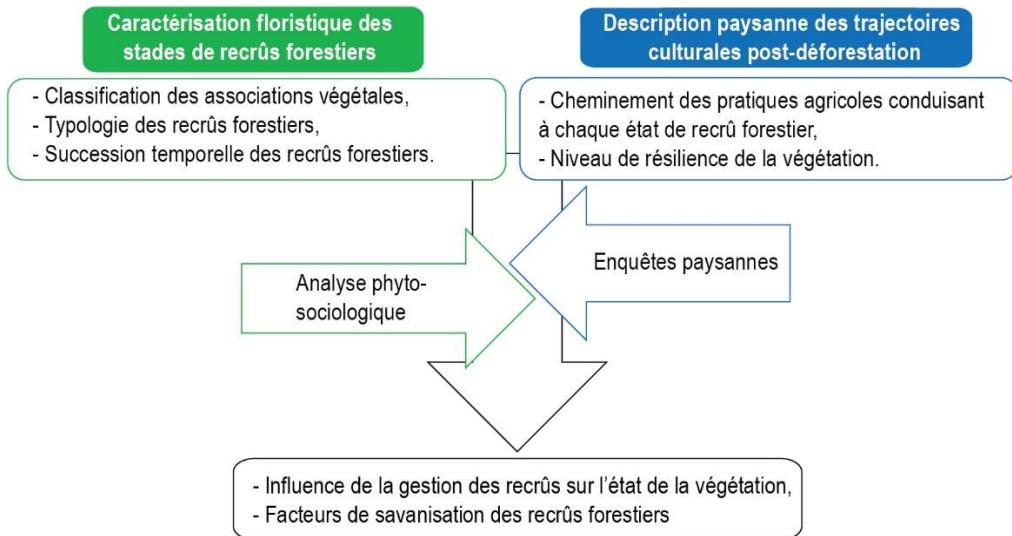


Fig 8: Synthèse de l'approche méthodologique

#### 2.4.2.1. Analyse phytosociologique

##### 2.4.2.1.1. Détermination de l'aire minimale

Pour estimer la superficie des placettes d'inventaire phytosociologique, la détermination de l'aire minimale a été nécessaire. L'aire minimale est la plus petite unité de surface où l'on peut rencontrer le maximum d'espèces, elle renferme, en principe, toutes les espèces d'un groupement végétal donné (Meddour, 2011). Ainsi, la superficie d'une placette d'inventaire floristique ne doit pas être inférieure à cette aire. Elle a été estimée par la méthode des surfaces emboîtées ou le doublement des superficies. L'inventaire des espèces présent dans chaque surface s'est effectué sur une zone homogène (Godron et al. 1983). La courbe Aire-Espèce (Guinochet, 1973 ; Frontier & Pichod Viale 1998), a été ensuite utilisée pour estimer la valeur de l'aire minimale. Il s'agit d'une courbe dont l'abscisse indique l'aire de relevé et l'ordonnée le nombre d'espèces correspondant. L'aire minimale correspond à l'abscisse du point de courbure maximale (Guinochet, 1973 ; Gillet, 2000). Ainsi, l'aire minimale estimée sur six parcelles de jachères d'âges différentes est de 70 m<sup>2</sup> (Annexe 01). Cette valeur est proche de ceux trouvés par Randriamalala en 2009 (5 à 72 m<sup>2</sup>) dans le Nord Est de Madagascar et Randrianarison et al. en 2015 (4 à 64 m<sup>2</sup>) dans le Sud-Est de Madagascar.

##### 2.4.2.1.2. Inventaire floristique

Afin d'obtenir une superficie d'inventaire proche de l'aire minimale précédemment estimée, les relevés floristiques ont été réalisés dans une placette circulaire de 5 m de rayon (78 m<sup>2</sup>). Au total, 103 placettes (Carte 1) sur des recrûs forestiers d'âge et de structure floristique différents ont été considérées. Pour chaque relevé, toutes les espèces présentes dans la placette ont été inventoriées. Pour cela les paramètres suivants ont été estimés :

- présence de l'espèce,
- abondance-dominance des espèces suivant l'échelle de Braun-Blanquet (1932),
- strate végétale d'appartenance de l'espèce (Duvigneaud, 1980).

#### 2.4.2.1.3. Traitement des données

La méthode utilisée pour la classification des parcelles de jachère selon l'association végétale est celle décrite par Meddour et al (2011). Une Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) a été appliquée au tableau de données (relevés x espèces) en utilisant l'indice de Braun-Blanquet (Meddour, 2011) sur les espèces les plus fréquentes, afin d'identifier les groupes de recrûs post-agricoles semblables floristiquement et pour mettre en évidence les espèces caractéristiques des stades de successions. Une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) en utilisant la méthode de Ward a été ensuite réalisée sur les résultats de l'AFC pour classer les groupements d'espèce constituant la même classe (Randriamalala, 2009). Pour expliquer le groupement de l'espèce végétale issue de la classification, une Analyse de Correspondance Multiples (ACM) a été réalisée entre les caractères de chaque espèce (strate végétale et mode de dispersion) et leurs classes végétales. Une analyse des proportions (pourcentages) a été réalisée afin de caractériser chaque groupe. Pour décrire les stades de succession végétale, une ACM entre l'appartenance d'une parcelle à une classe végétale et les caractéristiques du recrû forestier (l'âge du recrû, la hauteur moyenne de la végétation, l'âge par rapport au premier défrichement, l'altitude et la localisation) a été réalisée. Ces manipulations ont été réalisées sous le logiciel R.

#### 2.4.2.2. Enquêtes paysannes

Les informations sur la gestion des recrûs, les trajectoires culturelles post-déforestation et le niveau de résilience de la végétation ont été recueillies lors d'enquêtes auprès des paysans. La méthodologie a été basée sur l'approche qualitative c'est-à-dire sur des entretiens (individuels et de groupes) du type semi-dirigé. Les conversations ont été orientées sur des sujets choisis tout en restant suffisamment flexibles pour inclure tout autre sujet d'intérêt pour le paysan. Les enquêtes ont été arrêtées lorsque les informations nécessaires ont été recueillies. Au total 13 entretiens individuels et 3 entretiens de groupes ont été réalisés dans 7 villages (Carte 1). La collecte des données a été effectuée en utilisant les directives méthodologiques proposées par Ketele et Roegiers en 1993.

Pour les entretiens individuels (l'approche qualitative), c'est le choix de la personne qui est essentiel et non le nombre d'enquête à réaliser (Ketele et Roegiers, 1993). Etant donné que les informations recherchées nécessitent la connaissance de la gestion passée et actuelle des recrus forestiers par les paysans dans leur localité, les techniciens agricoles intervenant dans la zone et quelques chefs de ménages ont été interviewés. Concernant les entretiens de groupe, les responsables locaux et les *ray aman-dreny* (aînés du village) ont été réunis.

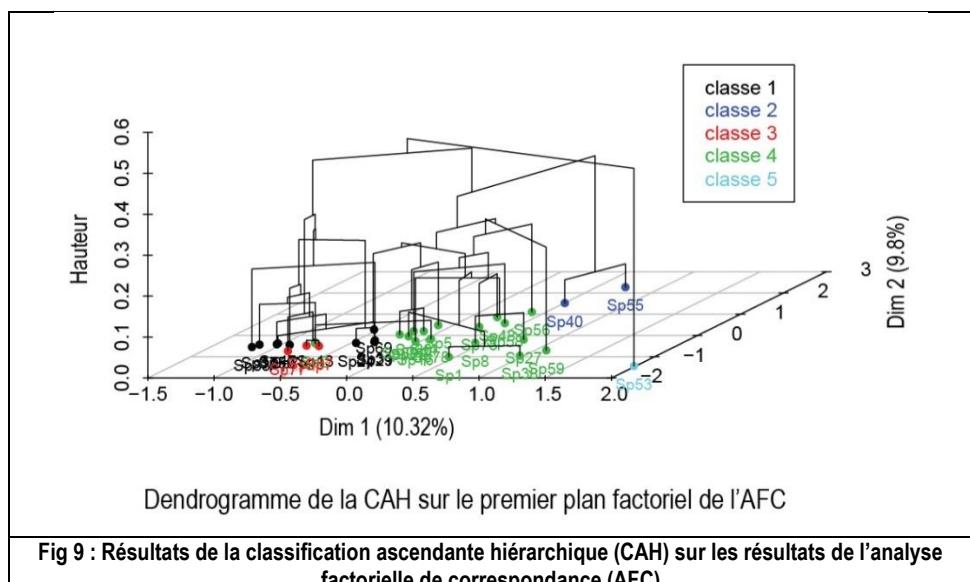
Les données recueillies ont été regroupées suivant les types d'information et synthétisées dans un tableau et des graphiques. L'analyse et les interprétations ont été réalisées suivant les directives de Patton (1990).

## 2.5. Résultats et interprétations

### 2.5.1. Typologie des recrûs forestiers dans le paysage

#### 2.5.1.1. Association végétale des recrûs forestiers

Au total 96 espèces ont été inventoriées dans les 103 placettes de recrû forestier. Parmi ces espèces, seules les 33 espèces ayant une fréquence d'apparition supérieure à 4 % ont été utilisées dans l'analyse. L'AFC suivi de la CAH ont permis d'obtenir cinq (5) classes d'association d'espèce (Fig 9). Les espèces caractéristiques de chaque classe, c'est-à-dire les espèces les plus proches des barycentres de chaque classe, sont données dans le tab 2 et la liste exhaustive en annexe 2. L'ACM sur les espèces, incluant les résultats de la classification et les caractéristiques de chaque espèce a mis en évidence que la classification précédemment définie est étroitement liée à la strate végétale d'appartenance des espèces (Fig 10).



Tab 2 : Espèces caractéristiques de chaque classe

Nom vernaculaire	Nom scientifique	Famille	Classe
Siasia	<i>Cineraria anampoza</i>	ASTERACEAE	Classe1
Maintsoririnina	<i>Conyza bonariensis</i>	ASTERACEAE	Classe1
Dingadingana	<i>Psiadia altissima</i>	ASTERACEAE	Classe1
Angivibe	<i>Solanum indicum</i>	SOLANACEAE	Classe1
Famehifary	<i>Clitoria lasciva</i>	FABACEAE	Classe1
Harongana	<i>Harungana madagascariensis</i>	HYPERICACEAE	Classe2
Mankaranana	<i>Macaranga obovata</i>	EUPHORBIACEAE	Classe2
Ampaly	<i>Ficus grevei</i>	MORACEAE	Classe3
Anangisy	<i>Lobelia anceps</i>	CAMPANULACEAE	Classe3
Sofindambo	<i>Mundulea striata</i>	FABACEAE	Classe3
Ampanga	<i>Arthropteris orientalis</i>	ARTHROPTERIDACEAE	Classe4
Mazambody	<i>Clidemia hirta</i>	MELASTOMATACEAE	Classe4
Sambalahy	<i>Albizia mainaea</i>	FABACEAE	Classe4

Longoza	<i>Aframomum angustifolium</i>	ZINGIBERACEAE	Classe4
Radriaka	<i>Lantana camara</i>	VERBENACEAE	Classe4
Manevika	<i>Imperata cylindrica</i>	POACEAE	Classe5

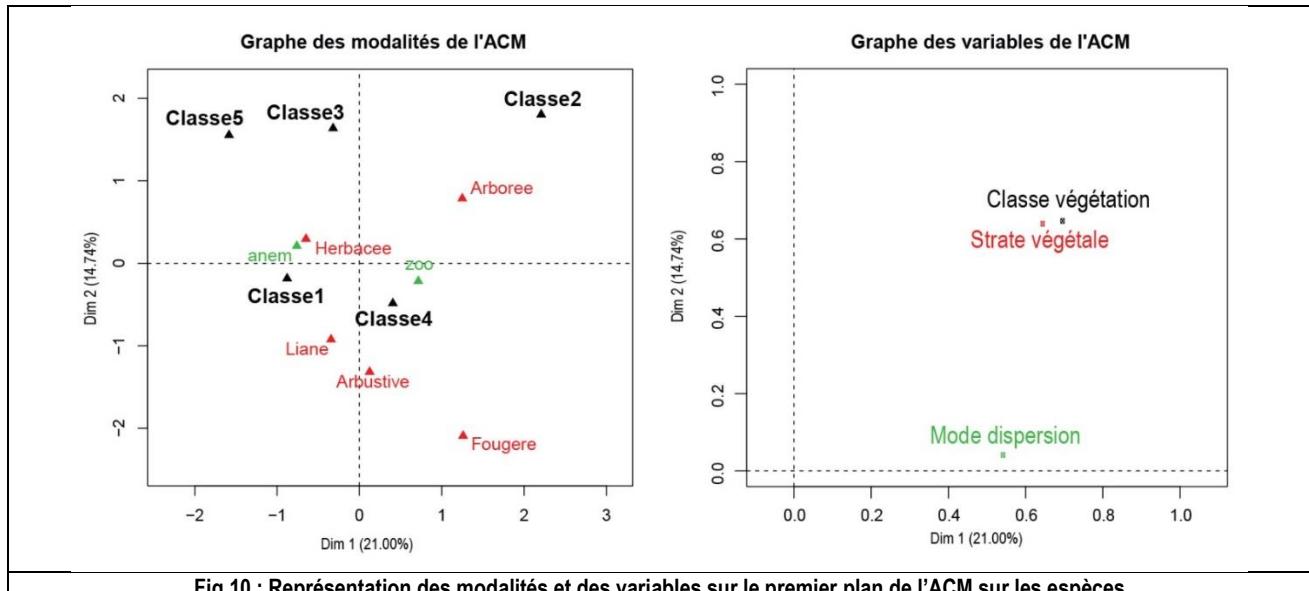
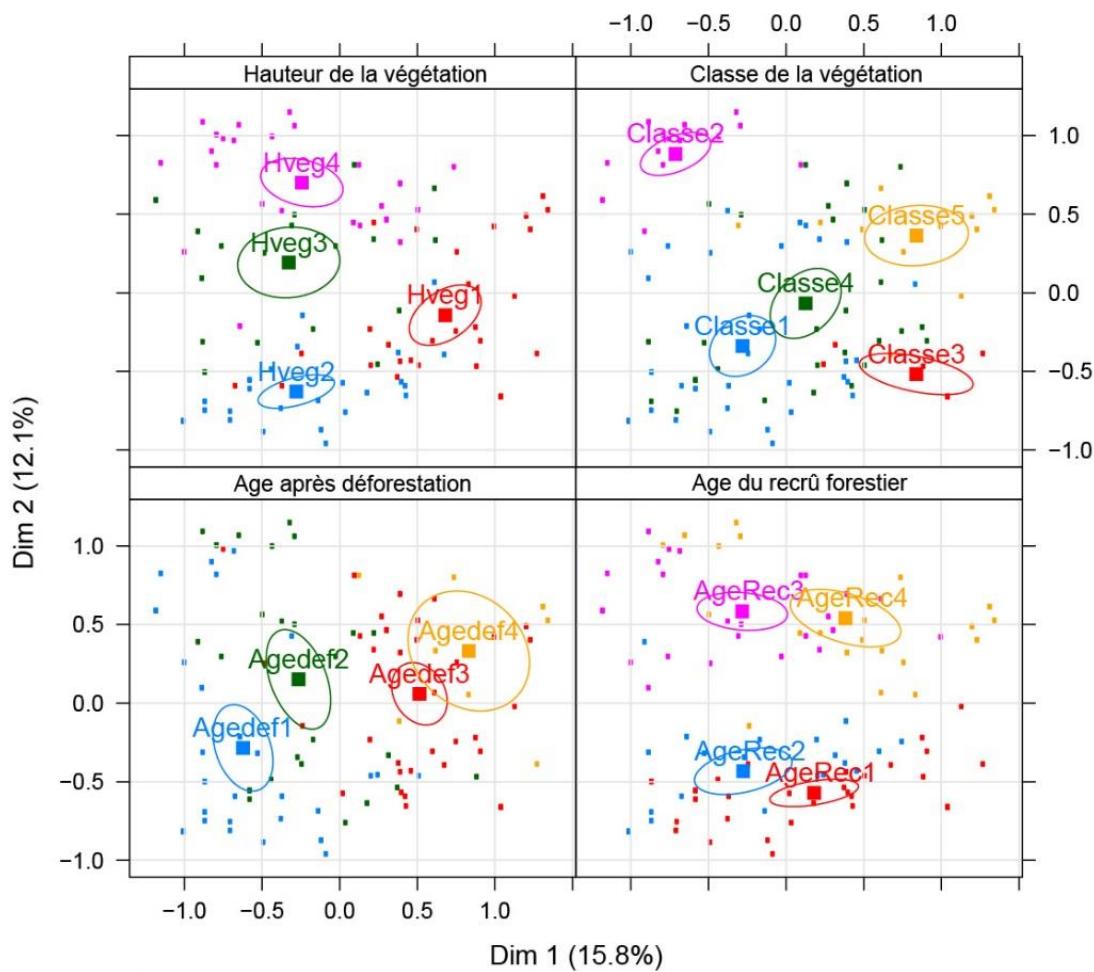


Fig 10 : Représentation des modalités et des variables sur le premier plan de l'ACM sur les espèces

Ensuite, l'analyse du pourcentage des strates végétales par rapport aux classes et le pourcentage des classes en fonction des strates végétales (Annexe 03), montrent que : la classe 1 est l'association des espèces herbacées et arbustives ; la classe 2 est l'association des espèces arborées ; la classe 3 est l'association des espèces herbacées et arborées ; la classe 4 est très hétérogène mais renferme plus de la moitié des espèces arborées et la moitié des espèces arbustives ; et la classe 5 est une classe monospécifique d'*Imperata cylindrica*.

#### 2.5.1.2. Succession des classes de végétation

Sur les résultats de l'ACM sur les placettes d'inventaires incluant les caractéristiques de la parcelle de recrû et la classe de végétation (Annexe 04), les variables : i) classe de végétation de l'espèce dominante, ii) hauteur moyenne de la végétation, iii) l'âge de la jachère après la précédente récolte et iv) l'âge du recrû après la première défriche permettent de construire une typologie des recrûs forestiers et de déterminer leurs successions dans le temps. En analysant la répartition des individus suivant ces quatre variables (Fig 11), il peut être déduit que : i) les espèces de la classe 1 caractérisent les jeunes jachères de moins de 3 ans, à végétation basse de taille comprise entre 0,51 et 0,81 m et avec une déforestation très récente de 2 à 15 ans, ii) les espèces de la classe 2 envahissent les jachères de 3 à plus de 11 ans et à végétation très haute pouvant atteindre 15 m avec une déforestation encore récente de moins de 30 ans, iii) les espèces de la classe 3 occupent les très jeunes jachères de moins de 6 mois et à végétation très basse de taille inférieure à 0,5 m, mais avec des âges après déforestation de 30 à 50 ans, iv) les espèces de la classe 4 caractérisent les jachères de 6 mois à 3 ans et à végétation basse de taille comprise entre 0,51 et 0,81 m qui ont une âge de déforestation allant de 30 à plus de 50 ans et v) l'espèce de la classe 5 envahisse les vieilles jachères plus de 11 ans, à végétation très basse de taille inférieure à 0,5 m et qui ont un âge de déforestation de plus de 30 ans.



Héteur vég:  $H\_veg1$  = Vég de 0.15 à 0.50 m,  $H\_veg2$  = Vég de 0.51 à 0.80 m,  $H\_veg3$  = Vég de 0.81 à 6 m,  $H\_veg4$  = Vég de 6.1 à 15 m)

Age déforestation:  $Agedef1$  = 2 à 15 ans après déf,  $Agedef2$  = 16 à 30 ans après déf,  $Agedef3$  = 31 à 50 ans après déf,  $Agedef4$  = > 50 ans après déf

Age recrû:  $Age\_LU1$  = rec < à 6 mois,  $Age\_LU2$  = rec de 6 mois à 3 ans,  $Age\_LU3$  = rec de 3 à 11 ans,  $Age\_LU4$  = rec > 11 ans

Fig 11 : Représentation des variables sur le premier plan de l'ACM sur l'âge de la jachère, les classes de végétation et les caractéristiques des jachères

Suivant l'âge des jachères après la précédente récolte et l'âge des recrûs après la première défriche, la succession des 5 classes de végétation dans le temps, suit alors la tendance (Fig 12): classe 1, classe 2, classe 3, classe 4 et classe 5.

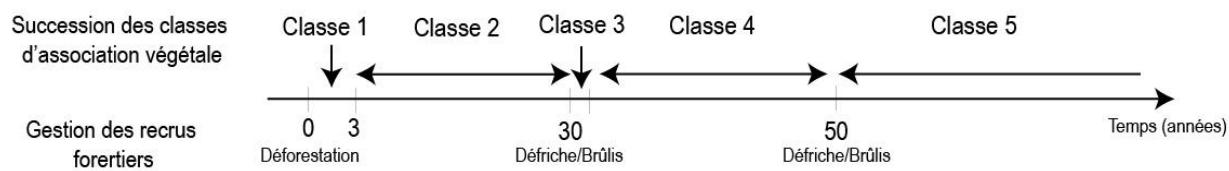


Fig 12 : Succession des classes de la végétation dans le temps après la première défriche

### 2.5.1.3. Typologie des recrûs forestiers

La combinaison des résultats des deux ACM permet de catégoriser les recrûs forestiers en 5 (cinq) états de jachères, à savoir : i) jeune jachère herbacée à *Cineraria*, *Conyza*, *Psidia*, *Solanum* et/ou *Clitoria* (dénommée jeune jachère herbeuse1), ii) jachère arborée de *Harungana* et/ou *Macaranga* (dénommée jachère arborée), iii) jeune jachère herbacée à *Ficus*, *Lobelia* et/ou *Mundulea* (dénommée Jeune jachère herbeuse2), iv) jachère multi-strate à dominance arborée ou arbustive de *Arthopteris*, *Clidemia*, *Albizia*, *Aframomum* et/ou *Lantana* (dénommée jachère multi-strate) et v) jachère rudérale dégradée à *Imperata* (dénommée jachère rudérale dégradée).

### 2.5.2. Trajectoires de gestion des recrûs forestiers

Selon les enquêtes, la gestion des recrûs forestiers à travers la pratique du *Tavy* a évolué significativement depuis une vingtaine d'années dans la zone d'étude. D'après les paysans, l'augmentation de la taille du ménage et la rareté des espaces à défricher les ont poussés à raccourcir leurs jachères et à multiplier le nombre de culture entre deux jachères. Ces modifications dépendent du nombre de parcelles à disposition de chaque ménage. Ces enquêtes ont permis de faire un inventaire des trajectoires de gestion des recrûs pouvant expliquer la formation des 5 états de jachères forestières précédemment classés. Ces trajectoires peuvent être catégorisées en trois types (Fig 13), il s'agit de : i) la trajectoire courte, ii) la trajectoire moyenne et iii) la trajectoire longue. Cette typologie est basée sur la durée moyenne de savanisation d'un recrû forestier en fonction de sa gestion et le niveau de résilience de la végétation a passé d'un état de jachère à un autre. Ce niveau de résilience est estimé par rapport à la faculté des espèces forestières à concurrencer les espèces herbeuses envahissantes des savanes. Ces trois trajectoires sont présentées plus en détail ci-dessous.

#### 2.5.2.1. Trajectoire courte

Cette trajectoire a la plus courte durée de passage d'une forêt primaire en savane herbeuse, cette durée est en moyenne entre 16 à 25 ans selon l'emplacement de la parcelle. Elle est caractérisée par plusieurs (3 à 4) successions culturelles entre deux jachères avec des courtes jachères ne dépassant pas 5 ans. En général, le recrû n'atteint pas l'état de jachère à composante arborée mais, la coupe et le brûlage se font sur la jachère multi-strate à dominance arbustive. Lorsque la parcelle arrive à l'état de jachère rudérale dégradée, elle va être convertie en pâturage et la parcelle va être brûlée tous les ans avant la période de pluie. Arrivé à ce stade, la végétation a un faible niveau de résilience vers une formation arborée et la reconstitution en forêt secondaire est faible. Néanmoins, la reconstitution naturelle de la végétation sur jachère rudérale dégradée reste possible si la parcelle se trouve en bas-versant, que la forêt se trouve encore à moins de 1 à 2 km et surtout qu'elle soit à l'abri du feu.

#### 2.5.2.2. Trajectoire moyenne

La trajectoire moyenne est définie par l'intégration des cultures de rente dans le système de *tavy*. Ces cultures offrent à la parcelle un temps de repos long, de 8 à 15 ans pour le cas de l'intégration de la culture de vanillier. En effet, la culture de vanille se fait sous jachère à composante arborée ou jachère multi-strate pour profiter de l'ombrage et les vanilliers restent sur place 5 à 8 ans. De même, les cafiers ont besoin d'ombrage jusqu'à maturité

(3 à 4 ans), et ce n'est qu'après que la parcelle subira des éclaircies. Les cafiers peuvent rester en place plus de 20 ans. Ainsi, la mise en place de ces cultures de rente sur la parcelle équivaut à une jachère longue. Aussi, contrairement aux cultures vivrières, surtout le riz, la mise en place de ces parcelles de culture de rente permet de se passer de l'utilisation du feu. Pour cette trajectoire, le niveau de résilience de la végétation vers une formation de forêt secondaire est moyen et la savanisation du recrû apparaît après 40 à 50 ans.

#### 2.5.2.3. Trajectoire longue

La trajectoire longue est caractérisée par une période de jachère longue de 10 à 15 ans avec, au maximum, deux cycles de culture entre les deux jachères. Le paysan attend, au plus tôt, l'état de jachère à composante arborée avant de défricher à nouveau la parcelle. Cette jachère est définie par une végétation avec une hauteur moyenne de plus de 10 mètres. Si la durée de la période de jachère ne diminue pas, le niveau de résilience de la végétation à se transformer en forêt secondaire restera fort et le temps de passage du recrû à l'état de jachère multi-strate à dominance arbustive ou de jachère rudérale dégradée sera long et pouvant atteindre 60 ans.

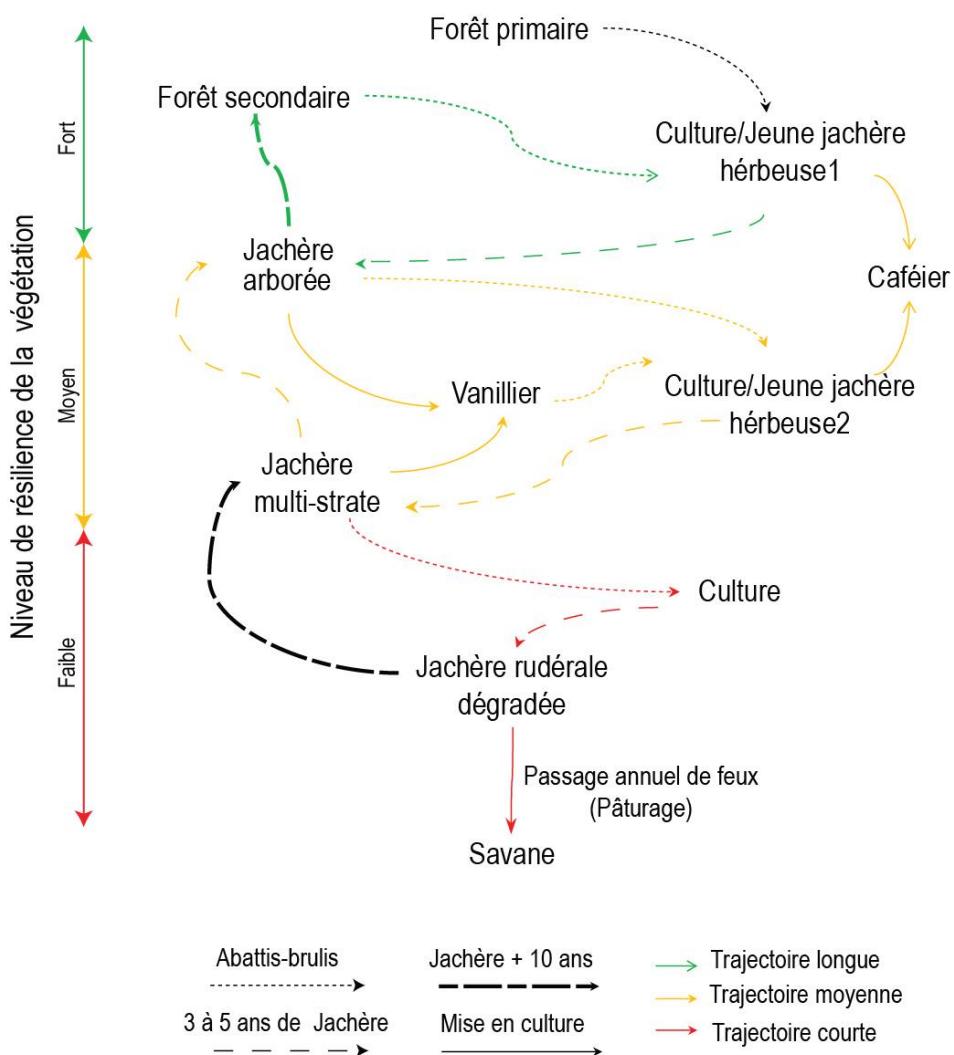


Fig 13 : Trajectoire de gestion des jachères d'après les paysans

### 2.5.3. Gestion des recrûs forestiers et succession de la végétation

En assemblant les résultats de l'analyse phyto-sociologique et des enquêtes paysannes, la gestion des recrûs forestiers par les paysans peut aboutir soit à une dynamique végétale conduisant à la savanisation (Fig 14 a et b), soit à une dynamique de reconstitution de la végétation vers une formation arborée (Fig 14 c). Pour éviter la savanisation, il ne faut pas défricher une parcelle à l'état de jachère multi-strate à dominance arborée ou arbustive de *Arthropteris orientalis*, *Clidemia hirta*, *Albizia hirta*, *Aframomum angustifolium* ou *Lantana camara* ; mais il faut attendre l'évolution de la jachère vers l'état de jachère arborée à *Harungana madagascariensis* ou *Macaranga obovata*. D'après les enquêtes, cette capacité de la jachère à évoluer vers la domination des espèces arborées est étroitement liée à la durée de la période de jachère, le nombre de cycle de culture entre deux jachères et le type de culture. De ces faits, seule l'adoption de la trajectoire longue permet l'évitement de la savanisation (Fig 14 c). L'intégration de la culture rente c'est-à-dire la pratique de la trajectoire moyenne, ne freine pas la savanisation mais peut augmenter la durée d'exploitabilité de la parcelle (Fig 14 b).

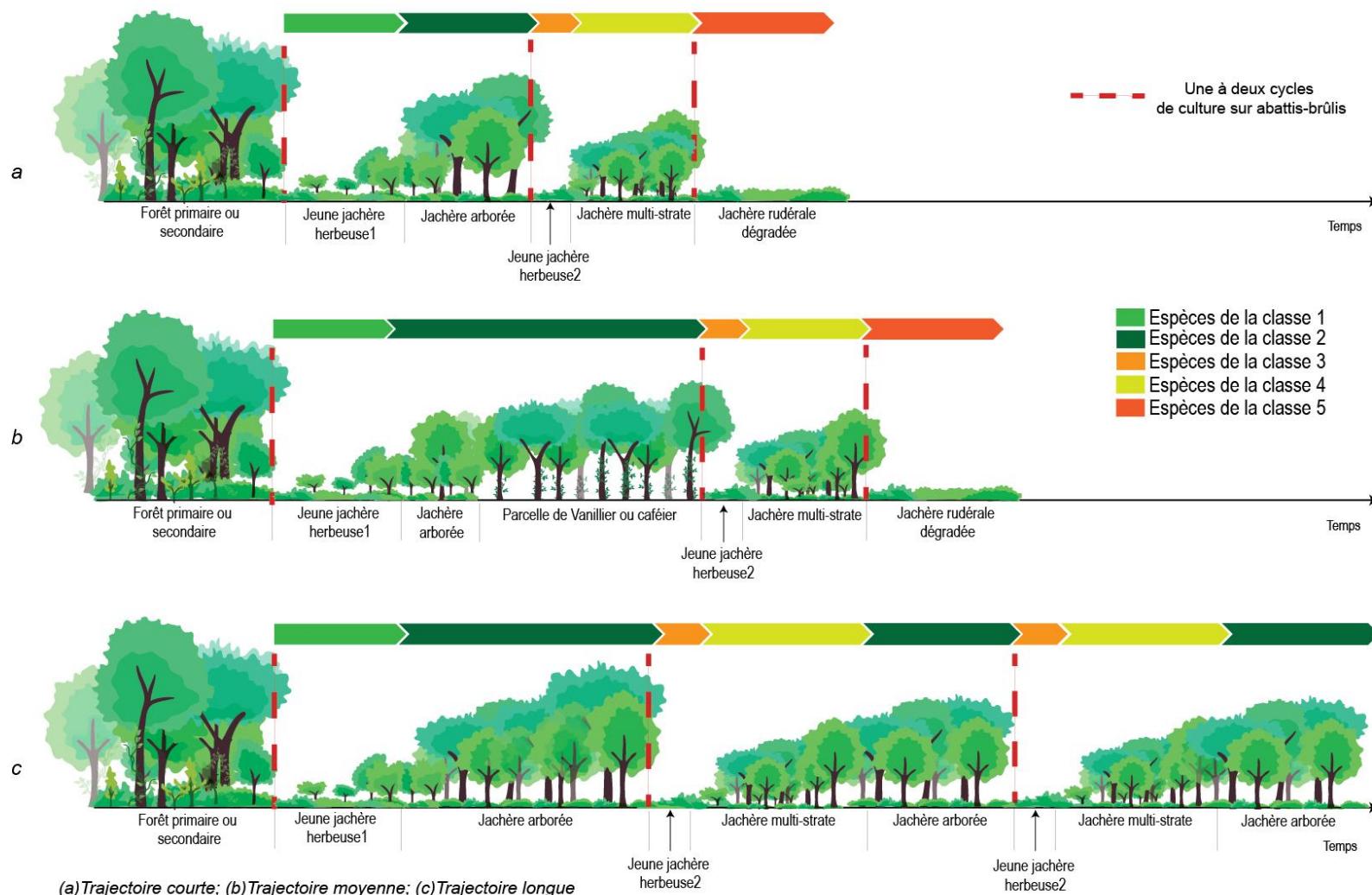


Fig 14 : Gestion de l'espace post-forestier et dynamique de la succession végétale

## 2.6. Discussions et recommandations

### 2.6.1. Gestion durable des recrûs forestiers

Les résultats montrent que la différence entre les trajectoires de gestion de jachère réside dans la durée de la jachère, le nombre de cycles cultureaux entre deux jachères et l'intégration ou non de la culture de rente. Aussi, pour éviter l'abandon précoce de la parcelle par les paysans, l'adoption de la trajectoire longue avec une durée de jachère de 10 à 15 ans avec un à deux nombre de cycle de culture entre deux jachères est nécessaire. En effet, la jachère longue répond à une double nécessités : fournir des éléments minéraux aux cultures sans acheter d'engrais et faire repousser le plus rapidement possible une forêt secondaire (Bahuchet et Betsch, 2012). Par rapport à ces paramètres de durabilité de l'agriculture itinérante sur brûlis, nos résultats coïncident avec ceux de plusieurs auteurs (Tab 3). Néanmoins, les résultats de ces études mettent en évidence des incohérences sur le nombre de cycle de culture et la longueur de la période de jachère idéale pour que la culture itinérante soit écologiquement durable. Ainsi, à part ces critères, les conditions du milieu (type de sol, climat, topographie, altitude ...) peuvent aussi avoir des effets sur la faculté et la vitesse de résilience de la végétation.

Tab 3: Cycle cultural annuel et période de jachère dans les zones forestières de l'Afrique de l'ouest et central (Source : (Ickowitz, 2006))

Localisation	Culture	Cycle de culture/an	Longueur de la jachère	Source
1. Liberia	Riz, manioc	1-2	8-15	Reed (1951)
2. Sierra Leone	Riz, manioc	1 ½	8	Waldock et al. (1951)
3. Nigeria	Igname, maïs, manioc	1 ½	4-7	Vine (1954)
4. Central Congo	Riz, maïs, manioc	2-3	10-15	Livens (1949)
5. West Africa	Maïs, manioc	2-4	6-12	Irvine (1934)
6. Yombe (DRC)	Haricot, manioc	5	6-7	Van Overbergh (1907)
7. Seke-Banza (DRC)	Haricot, maïs	1	3	Van Overbergh (1907)
8. Lake Leopold II region (DRC)	Manioc, bananier	2-3	6-7	Maes (1960) (data=1913-14)
9. Lukamba, Congo	Manioc, maïs	« courte »	5-9	Drachoussoff (1947)
10. Kuba, Central Africa	Maïs, haricot, manioc, cacahuètes	2 ½	7	Vansina (n.d.) (data=1953-56)

Dans la zone d'étude, avec une période de jachère moyenne courte de 3 à 5 ans, les paysans n'ont pas une gestion durable des recrûs forestiers. Le raccourcissement de la période de jachère est expliqué par l'insuffisance des terres pour l'agriculture et la croissance démographique. Plusieurs auteurs ont essayé d'expliquer le pourquoi de cette diminution de la durée des jachères dans les forêts tropicales humides. Les hypothèses les plus émises sont effectivement, la croissance démographique et l'insuffisance des terres (Conklin, 1954, McCown et Jones 1992, Szott et al., 1999, Cairns et Garrity, 1999, Barrett et al., 2003). Mais aussi, le type de culture antérieure, la taille du champ et l'accès du ménage au travail ainsi qu'à la forêt primaire (Coomes et al., 2000). A Madagascar, pour Desbureaux et Brumont (2015), les facteurs de raccourcissements des jachères sont : la croissance démographique, l'insuffisance d'innovation dans le secteur primaire, la faible investissement du gouvernement

dans l'agriculture rurale et la nécessité de trouver de nouvelles terres. L'insuffisance de terres agricoles et la croissance démographique évoquées dans la présente étude sont les facteurs directs du raccourcissement de la période de jachères. Les autres facteurs énoncés par les autres auteurs peuvent être considérés comme des facteurs indirects qui peuvent aboutir tous à ces facteurs directs.

### 2.6.2. Facteurs de savanisation et de reconstitution de la végétation

La succession végétale vers le sens de la savanisation suit la tendance : jachères arborées, jachères arbustives et savanes, qui a été aussi rapportée par Pfund et al., 1997 et Styger et al., 2007 sur des études menées dans les forêts de l'Est de la Grande Ile. Les facteurs de savanisation identifiées dans la présente étude, la durée trop courte de la période de jachère et le nombre élevé de cycle de culture entre deux jachères, rejoignent ceux proposés par Brown et Gurevitch, 2004, Styger et al., 2007 et Randriamalala et al., 2012 dans d'autres régions de Madagascar. La conversion des jachères ou savanes herbeuses en pâturage est aussi le principal facteur bloquant la résilience de la végétation. Les passages fréquents de feu entraînent un remplacement des espèces indigènes par des espèces exotiques et agressives et favorisent les graminées sur les espèces ligneuses (Styger et al., 2007). Le feu freine le développement des espèces arbustives pionnières qui attirent les animaux et surtout les oiseaux disséminateurs (Martin et al., 2012). Certain auteur affirme même que la flore de Madagascar est pauvre en espèces résistantes au feu et il n'y a pas d'arbres pionniers qui pourraient ouvrir la voie à la repousse des forêts (Backéus, 1992).

Par rapport aux modèles théoriques de succession des espèces proposés par Connell & Slatyer (1977) et réformés par Pickett et al., (1987), les espèces pionnières après la récolte de la classe 1 et 3 peuvent être considérées comme des espèces facilitatrices si l'*Imperata cylindrica* de la classe 5 est une espèce inhibitrice. Ainsi, les espèces de la classe 1 et 3 s'installent les premières sur la parcelle et modifient l'environnement pour faciliter l'établissement des espèces ultérieures successives, tandis que, l'*Imperata cylindrica* conditionne l'environnement afin que les autres espèces ne puissent plus se développer. En conséquence, faciliter la reconstitution de la végétation nécessite la mise en place de ces espèces facilitatrices sur les savanes à *Imperata Cyindrica*.

### 2.6.3. Gestion des recrûs forestiers et politiques de gestion des ressources forestières

Le changement de la gestion des recrûs vers l'adoption des trajectoires favorisant la savanisation des parcelles est conditionné par la rareté des nouvelles terres. Cependant, les différentes politiques de conservation des ressources forestières comme la création d'aire protégée, le Transfert de Gestion des Ressources Naturelles (TGRN) ou les mesures prises dans le contexte de l'adéquation au processus REDD+, ont amplifié l'inaccessibilité des terres forestières propices au *tavy* sans proposer d'alternatives efficaces. L'efficacité de la conservation des ressources forestières, nécessite plus d'effort sur l'amélioration des moyens de subsistance des paysans à celle qui se produit actuellement. De plus, il est nécessaire d'affecter de manière significative plus de ressources à la disposition des paysans afin de leur permettre d'adopter une pratique agricole durable et ainsi, d'arrêter la déforestation (Ferguson, 2009).

Cette étude a montré que pour concilier conservation des ressources forestières et productivité agricole, il faut éviter la savanisation des zones boisées et assurer la reconstitution de la végétation dans les savanes. Pratiquement, il faut: i) donner aux paysans l'accès à plusieurs parcelles afin qu'ils puissent adopter la trajectoire longue, par exemple pour réaliser une jachère de 10 ans, un ménage a besoin de 10 parcelles de recrû forestier et ii) de changer la conduite d'élevage afin d'éviter les passages des feux annuels et d'assurer la régénération de la végétation arbustive et arborée sur les jachères rudérales dégradées. Mais aussi, passer à l'intensification et l'innovation agricole c'est-à-dire abandonner petit à petit le *tavy*. En outre, Boserup en 1970, dans sa théorie sur l'évolution agraire et la pression démographique, a affirmé que l'intensification et l'investissement d'un paysan dans l'agriculture n'est possible qu'avec la sécurisation foncière.

Plus globalement, un ré-aménagement du paysage en harmonisant les politiques forestières et les politiques agricoles peut garantir à court et à long terme la conservation des ressources forestières et la sécurité alimentaire ainsi que le bien-être de la population locale. Pour cela, un zonage bien spécifique du paysage est indispensable. Trois grandes zones doivent être définies :

- i) une zone de conservation: localisée dans la partie où la forêt naturelle est presque intacte, cette zone doit être classée en aire protégée et l'accès est strictement interdit à la population locale ;
- ii) une zone de transfert de gestion des forêts secondaires, constituée par les forêts dégradées, les jachères arborées et les jachères arbustives. La terre appartient à l'Etat mais les paysans ont le droit d'y cultiver le riz, les vanilliers et les cafésiers selon le système extensif traditionnel sans dépasser l'état de jachère multi-strate à dominance arbustive (c'est-à-dire l'adoption de la combinaison de la trajectoire moyenne et la trajectoire longue) et en limitant la superficie exploitable par ménage ; et
- iii) une zone de transfert de propriétés des savanes: cela consiste à donner aux paysans des titres fonciers des zones en savane : cette sécurisation foncière devrait inciter les paysans à l'innovation et l'investissement agricole en aménageant leurs parcelles pour la riziculture irriguée et en protégeant leurs parcelles contre les feux de pâturages conduisant à la reconstitution de la végétation dans ces parcelles.

En conséquence, dans le cadre de la REDD+, la première zone sera réservée à l'évitement des émissions de carbone dans l'atmosphère et les deux dernières seront consacrées à l'amélioration du stock de carbone dans la biomasse aérienne et dans le sol. La superficie de chaque zone doit être fonction des besoins en terres de la population (environ 10 parcelles par ménage) et non seulement en maximisant la zone de conservation.

## 2.7. Conclusions

L'adoption d'une approche méthodologique innovante, combinant l'analyse phyto-sociologique et l'enquête paysanne a permis de montrer l'influence de la gestion des recrûs par les paysans sur la construction du paysage forestier. L'analyse phyto-sociologique a classé les recrûs forestiers en cinq états de jachère : i) jeune jachère herbacée à *Cineraria*, *Conyza*, *Psidia*, *Solanum* et/ou *Clitoria* (Jeune jachère herbeuse1), ii) jachère arborée à *Harungana* et/ou *Macaranga* (Jachère arborée), iii) jeune jachère herbacée à *Ficus*, *Lobelia* et/ou *Mundulea* (Jeune

jachère herbeuse2), iv) jachère multi-strate à dominance arborée et/ou arbustive de *Arthopteris*, *Clidemia*, *Albizia*, *Aframomum* et/ou *Lantana* (Jachère multi-strate) et v) jachère rudérale dégradée à *Imperata* (Jachère rudérale dégradée). Ensuite, l'enquête paysanne a fourni la description des trajectoires de gestion des recrûs conduisant à la formation de ces différents états de jachère. Trois catégories de trajectoire ont été définies selon la durée du passage de la forêt naturelle à la savane herbeuse, il s'agit de la : i) trajectoire courte, ii) trajectoire moyenne et iii) trajectoire longue. Les différences entre ces trajectoires résident dans la longueur des périodes de jachère, les types de cultures et le nombre de cycle de culture entre deux jachères.

Le niveau de résilience de la végétation vers une formation arborée est étroitement lié aux trajectoires de gestion des recrûs forestiers adoptées par les paysans. Suivant le choix du paysan, la gestion des recrûs forestiers peut aboutir soit à une dynamique végétale conduisant à la savanisation (trajectoire courte et moyenne), soit à une dynamique de reconstitution de la végétation vers une formation arborée (trajectoire longue). A cause de l'inaccessibilité à de nouvelles terres, les paysans sont obligés de raccourcir les jachères et d'augmenter le nombre de cycle cultural entre deux jachères, menant à la savanisation très rapide (16 à 24 ans) des recrûs forestiers dans la zone d'étude.

L'harmonisation de la conservation de la ressource forestière et la sécurité alimentaire nécessite alors un ré-aménagement du paysage permettant la pratique durable du *Tavy* à travers l'adoption de la trajectoire longue et l'investissement ainsi que l'intensification de l'exploitation agricole. Et cet aménagement, pour être efficace, doit favoriser la sécurisation foncière des parcelles agricoles.

## 2.8. Remerciements

Ce projet de recherche a été effectué dans le cadre du Programme Holistique de Conservation des Forêts deuxième phase (PHCF II) mené dans le COMATSA. Notre reconnaissance s'adresse à tous les rapporteurs et éditeurs du présent article. Nous adressons nos sincères remerciements aux différents centres de recherche : LRI, IRD, ESSA-Forêt et le CNRE qui ont contribué énormément à la réalisation de cette étude et à la rédaction de cet article. Nous remercions également les partenaires techniques du PHCF II à savoir : l'équipe de l'Etc-terra, le WWF SAVA et l'Agri-Sud SAVA. Je remercie aussi Ramboatiana Mahery pour les figures.

### 3. Conclusion de l'étude

L'étude a permis de classer les recrus forestiers en cinq (5) suivant leurs compositions floristiques. Néanmoins, les enquêtes réalisées auprès des paysans sur les trajectoires de gestion de ces recrus forestiers ont montré l'existence d'autres éléments composant le paysage issu de l'utilisation des terres par les paysans, dont les espaces destinés aux cultures de rentes (plantation de caféier et de vanillier), les champs de culture et les zones de pâturages. Ainsi, l'hypothèse stipulant que ***les unités du paysage peuvent être classées en fonction de leurs compositions floristiques*** est partiellement vérifiée. En outre, trois types de trajectoires de gestion des recrus forestiers coexistent dans le paysage qui se différencient par la longueur des périodes de jachère, les types de cultures et le nombre de cycles de culture entre deux jachères. Toutefois, l'insuffisance des terres agricoles pousse les paysans à raccourcir la période de jachère qui est en moyenne de 3 à 5 ans et d'adopter la trajectoire de gestion favorisant la dynamique végétale vers la savanisation. L'hypothèse que ***la succession temporelle des unités du paysage va des parcelles arborées vers des parcelles herbeuses*** est ainsi vérifiée.

L'aménagement et la gestion du paysage forestier dans un optique de sécurisation alimentaire, séquestration de carbone et conservation de la biodiversité doivent se baser sur les résultats de cette première étude. Les différentes unités du paysage et la connaissance de leurs successions dans le temps permettent de situer une parcelle dans le temps. Ainsi, cette étude est la première étape d'une démarche de modélisation de la dynamique temporelle du changement de l'utilisation des terres et de la couverture terrestre, du stock de carbone et/ou de la fertilité du sol à l'échelle du paysage. Après avoir défini les unités du paysage ainsi que leurs successions dans le temps, la connaissance des facteurs influençant le choix d'utilisation des terres par les paysans conduisant à la formation de ces unités va aider à la compréhension du processus de construction et de la dynamique du paysage.

#### 4. Références du chapitre 2

Backéus, I., 1992. Distribution and vegetation dynamics of humid savannas in Africa and Asia. *J. Veg. Sci.* 3, 345–356.

Bahuchet, S. et Betsch, J.-M., 2012. L'agriculture itinérante sur brûlis, une menace sur la forêt tropicale humide? Savoirs et savoir-faire des Amérindiens en Guyane française. *Rev. D'ethnoécologie*.

Barrett, Christopher B. & Moser, Christine M., 2002. The System of Rice Intensification in Practice: Explaining Low Farmer Adoption and High Disadoption in Madagascar. Cornell Dept. of Applied Economics & Management Working Paper

Boserup E., 1970. Evolution agraire et pression démographique. éd. Flammarion, 1970, 224 p

Braun-Blanquet J., 1932. Plant sociology. The study of plant communities. New York, London, Mac Gray Hill.

Bredenkamp, G.J., Theron, G.K., 1978. A synecological account of the Suikerbosrand Nature Reserve I. The phytosociology of the Witwatersrand geological system. *Bothalia* 12, 513-529.

Brown, K.A. & Gurevitch, J., 2004. Long-term impacts of logging on forest diversity in Madagascar. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 101, 6045–6049.

Cairns, M. & Garrity, D.P., 1999. Improving shifting cultivation in Southeast Asia by building on indigenous fallow management strategies. *Agrofor. Syst.* 47, 37–48.

Chytrý, M., Schamineé, J.H.J., Schwabe, A., 2011. Vegetation survey: A new focus for applied vegetation science. *Applied Vegetation Science* 14, 435–439.

Conklin, H.C., 1954. Section of Anthropology: An Ethnoecological Approach to Shifting Agriculture. *Trans. N. Y. Acad. Sci.* 17, 133–142.

Connell, J. H. & Slatyer, R.O., 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *Amer. Naturalist* 111: 1119-1144.

Coomes, O.T., Grimard, F. & Burt, G.J., 2000. Tropical forests and shifting cultivation: secondary forest fallow dynamics among traditional farmers of the Peruvian Amazon. *Ecol. Econ.* 32, 109–124.

CREAM (Centre de recherches, d'études et d'appui à l'analyse économique à Madagascar),, 2013. Monographie de la région SAVA Madagascar, 212p.

De Ca'ceres, M., Wiser, S.K., 2012. Towards consistency in vegetation classification. *Journal of Vegetation Science* 23, 387–393.

Desbureaux, S. & Brumont, L., 2015. Between economic loss and social identity: The multi-dimensional cost of avoiding deforestation in Eastern Madagascar. *Ecol. Econ.* 118, 10–20.

Douangsavanh, L., Polthanee, A. & Katawat, R., 2006. Food security of shifting cultivation systems: case studies from Luang Prabang and Oudomxay Provinces, Lao PDR. *Journal of Mountain Science* 3, 48–57.

Duvigneaud P., 1980. La synthèse écologique: Populations, communautés, écosystèmes, biosphère, noosphère. Doin éditeurs, 380 pages

FAO., 2015. Evaluation des ressources forestières mondiales 2015 : Comment les forêts de la planète changent-elles? Deuxième édition. Organisation des nations unies pour l'alimentation et l'agriculture. Rome, 2016

Ferguson, B., 2009. REDD comes into fashion in Madagascar. *Madag. Conserv. Dev.* 4.

Frontier S. et Pichod Viale D., 1998. Ecosystèmes : structure, fonctionnement, évolution. Dunod, Paris, 445p.

Fujisaka, S., 1991. Diagnostic survey of shifting cultivation in northern Laos: targeting research to improve sustainability and productivity. *Agroforestry Systems* 13, 95–109.

Gibbs, H. K. & al., 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 e 16737.

Gillet F., 2000. La Phytosociologie synusiale intégrée. Guide méthodologique. Université de Neuchâtel, Institut de Botanique. Doc. Labo. Ecol. Vég., 1, 68 p.

Godron M., Daget P., Long G., Sauvage C., Embercer L., Le Floch E., Poissonet J. et Wacquant JP., 1983. Relevé méthodologique de la végétation et du milieu : code et transcription sur cartes perforées. CNRS, Paris, 281p.

Gorenflo, L. J., Corson, C., Chomitz, K. M., Harper, G., Honzák, M. & Özler, B., 2011. Exploring the association between people and deforestation in Madagascar. In: *Human Population*. R. P. Cincotta and L. J. Gorenflo (eds.), pp 1 97–221. Springer Berlin, Heidelberg.

Guinochet M., 1973. La phytosociologie. Collection d'écologie I. Masson éd., Paris, 227 p.

Hijmans, R.J., Cameron, J.L., Parra, P.G. & Jarvis, A., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25, 1965–1978.

Ickowitz, A., 2006. Shifting Cultivation and Deforestation in Tropical Africa: Critical Reflections. *Dev. Change* 37, 599–626.

Jarvis, A., Reuter, H.I., Nelson, A., & Guevara, E., 2008. Hole-filled seamless SRTM data V4, International Centre for Tropical Agriculture (CIAT)

Jürgens, N., Oldeland, J., Hachfeld, B., Erb, E., Schultz, P., 2012. Ecology and spatial patterns of large-scale vegetation units within the central Namib Desert. *Journal of Arid Environments* 93, 59–79.

Ketele, J. et Roegiers, X., 1993. Méthodologie du recueil d'informations : fondements des méthodes d'observation, de questionnaires, d'interviews et d'étude de documents, De Boeck Universite : Bruxelles, 1993

Klanderud, K., Mbolatiana, H.Z.H., Vololomboahangy, M.N., Radimbison, M.A., Roger, E., Totland., Rajeriarison, C., 2010. Recovery of plant species richness and composition after slash-and-burn agriculture in a tropical rainforest in Madagascar. *Biodivers. Conserv.* 19, 187.

Kleinman, P.J.A, Pimentel, D. & Bryant R.B., 1995. The ecological sustainability of slash-and-burn agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 52 : 235-249.

Koechlin, J. J.L. Guillaumet, P. et Morat, P., 1974. Flore et Végétation de Madagascar. Cramer/Ganther, Vaduz, 624 p.

Laney, R., Turner, B.L., 2015. The Persistence of Self-Provisioning Among Smallholder Farmers in Northeast Madagascar. *Hum. Ecol.* 43, 811–826.

Luther-Mosebach, J., Dengler, J., Schmiedel, U., Ute Rower, I., Labitzky, T., Grongroft, A., 2012. A first formal classification of the Hardeveld vegetation in Namaqualand, South Africa. *Applied Vegetation Science* 15, 401–431.

Marcus, R.R., 2001. Seeing the forest for the trees: integrated conservation and development projects and local perceptions of conservation in Madagascar. *Hum. Ecol.* 29, 381–396.

Martin, E.A., Viano, M., Ratsimisatra, L., Laloë, F. & Carrière, S.M., 2012. Maintenance of bird functional diversity in a traditional agroecosystem of Madagascar. *Agric. Ecosyst. Environ.* 149, 1–9.

Mazoyer, M., & Roudart, L., 2006. A history of world agriculture: From the neolithic age to the current crisis. New York: Monthly Review Press.

McCown. & Jones. 1992. Agriculture of semi-arid eastern Kenya: problems and possibilities. In: A search for a strategy for sustainable dryland cropping in semi-arid eastern Kenya, ed. M. Probert, S-15. Canberra, Australia: ACIAR.

Meddour, R., 2011. La méthode phytosociologique sigmatiste ou Braun-blanqueto-tüxenienne. Inst. D'Agronomie Univ. Mouloud Mammeri Tizi Ouzou Facu Scie Biolo Tizi Ouzou Algér.

Messerli, P., 2004. Alternatives à la culture sur brûlis sur la falaise est de Madagascar: Strategies en vue d'une gestion plus durable des terres. In African studies series (Vol. A17) Bern, Switzerland: Geographica Bernensia.

Messmer N., Rakotomalaza, P.J., et Gautier, L., 2000. Structure and floristic composition of the vegetation of the Parc National de Marojejy, Madagascar. In A floral and faunal inventory of the Parc National de Marojejy, Madagascar: With reference to elevational variation, S.M. Goodman (ed.). Fieldiana: Zoology, new series, 97 : 41-104.

Patton, M.Q., 1990. Qualitative evaluation and research methods. Second Edition ed., SAGE Publications, Newbury Park, California, USA; London, UK; New Delhi, India.

Pfund, J.L., Brand, J., Ravoavy, L. et Razafintsalama, V., 1997. Culture sur Brûlis: Bilan de nutriments et successions écologiques. In: BEMA/Projet Terre-Tany (Ed.), Un système agro-écologique dominé par le tavy: la région de Beforona, Falaise-Est de Madagascar, vol. 6. Projet Terre-Tany/BEMA, Centre pour le Développement et l'Environnement CDE/GIUB, et FOFIFA/Madagascar, Antananarivo, Madagascar, pp. 68–88.

PHCF (Programme Holistique de Conservation des Forêts à Madagascar), 2013. Note d'engagement de projet (NEP) Programme Holistique de Conservation des Forêts à Madagascar.

Pickett, S.T.A., Collins, S.L., Armesto, J.J., 1987. Models, mechanisms and pathways of succession. Bot. Rev. 53, 335–371.

Pravongvienkham, P., 2004. Upland natural resources management strategies and policy in the Lao PDR. In: Furukawa, H. (Ed.), Ecological destruction, Health, and Development: Advancing Asian Paradigms. Center for Southeast Asian Studies, Kyoto, pp. 481–501.

Randriamalala, J.R., Hervé, D., Randriamboavonjy, J.C. & Carrière, S.M., 2012. Effects of tillage regime, cropping duration and fallow age on diversity and structure of secondary vegetation in Madagascar. Agric. Ecosyst. Environ. 155, 182–193.

Randrianarison, A., Razanaka, S., Rakotoarimanana, V., Buttler, A., Carrière, S. M. et Hervé, D., 2015. Succession floristique de forêts secondaires humides du sud-est de Madagascar. In : Transitions agraires au sud de Madagascar : résilience et viabilité, deux facettes de la conservation : actes du séminaire de synthèse du projet FPPSM. Antananarivo : IRD, 2015, p. 15-30. Séminaire de Synthèse du Projet FPPSM "Forêts, Parcs, Pauvreté au Sud de Madagascar", Antananarivo (MDG), 2013/06/10-11. ISBN 978-2-7099-1891-6

Randrianarivelo, A., 2015. Analyse des agents et facteurs de la déforestation dans le cadre de la deuxième phase du Programme Holistique de Conservation des Forêts ou PHCF II : cas du Corridor Marojejy – Anjanaharibe – Sud – Tsaratànana, dans la Région SAVA. Mémoire de fin d'études pour l'obtention du Diplôme d'Ingénieur grade Master de Recherche en Sciences Forestières. Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques département des eaux et forêts – Université d'Antananarivo.

Styger, E., Fernandes, E.C.M., Rakotondramasy, H.M. & Rajaobelinirina, E., 2009. Degrading uplands in the rainforest region of Madagascar: Fallow biomass, nutrient stocks, and soil nutrient availability. Agrofor. Syst. 77, 107–122.

Styger, E., Rakotondramasy, H.M., Pfeffer, M.J., Fernandes, E.C.M. & Bates, D.M., 2007. Influence of slash-and-burn farming practices on fallow succession and land degradation in the rainforest region of Madagascar. Agric. Ecosyst. Environ. 119, 257–269.

Szott, L.T., Palm, C.A. & Buresh, R.J., 1999. Ecosystem fertility and fallow function in the humid and subhumid tropics. Agroforestry Systems 47 : 163-196.

Thompson, P.B., Kaplan, D.M. (Eds.), 2014. Encyclopedia of Food and Agricultural Ethics. Springer Netherlands, Dordrecht.

Urech, Z.L. & Zaehringer, J.G., 2015. Understanding deforestation and forest fragmentation from a livelihood perspective. *Madag. Conserv. Dev.* 10, 67–76.

Van der Merwe, H., Bezuidenhout, H., Bradshaw, P.L., 2015. Landscape unit concept enabling management of a large conservation area: A case study of Tankwa Karoo National Park, South Africa. *South Afr. J. Bot.* 99, 44–53.

Van Rooyen, M.W., Van Rooyen, N., Bothma, J. du P., Van den Berg, H., 2008. Landscapes in the Kalahari Gemsbok National Park, South Africa. *Koedoe* 50 (1), 99–112.

Vieilledent, G., Grinand, C. & Vaudry, R., 2013. Forecasting deforestation and carbon emissions in tropical developing countries facing demographic expansion: a case study in Madagascar. *Ecol. Evol.* 3, 1702–1716.

Zaehringer, J.G., Hett, C., Ramamonjisoa, B. & Messerli, P., 2016. Beyond deforestation monitoring in conservation hotspots: Analysing landscape mosaic dynamics in north-eastern Madagascar. *Appl. Geogr.* 68, 9–19.

## Chapitre 3 : Perception paysanne des facteurs d'utilisation des terres

<b>1. Contexte de l'étude</b>	<b>71</b>
1.1. Problématique spécifique	71
1.2. Hypothèses de l'étude	71
<b>2. Perception paysanne des facteurs d'utilisation des terres. Cas des paysages des forêts humides du nord-est de Madagascar</b>	<b>72</b>
2.1. Résumé	73
2.2. Abstract	73
2.3. Introduction	74
2.4. Matériels et méthodes	75
2.4.1. Zone d'étude	75
2.4.2. Collecte des données	76
2.4.3. Traitements des données	77
2.5. Résultats	77
2.5.1. Facteurs de déforestation de forêt primaire	77
2.5.2. Facteurs de gestion des recrûs forestiers	78
2.5.3. Hiérarchisation des indicateurs	79
2.6. Discussions	82
2.6.1. Importance des savoirs locaux	82
2.6.2. Facteurs de changement d'utilisation des terres et de couverture terrestre	83
2.6.3. Facteurs de gestion des terres	83
2.7. Conclusion	84
2.8. Remerciements	85
<b>3. Conclusion de l'étude</b>	<b>85</b>
<b>4. Références du chapitre 3</b>	<b>86</b>

## 1. Contexte de l'étude

### 1.1. Problématique spécifique

Cette deuxième étude traite la problématique sur l'identification des facteurs et indicateurs paysans de changement d'utilisation des terres. Cette problématique énonce les lacunes sur le manque de connaissances sur les règles de prise de décision des paysans sur la gestion des terres à l'échelle du paysage. Afin d'inventorier les facteurs et indicateurs de gestion des terres basés sur les savoirs locaux dans la zone d'étude, la problématique spécifique suivante est posée : **Comment se procède la prise de décision des paysans sur la gestion de leurs terres ?**

### 1.2. Hypothèses de l'étude

Des auteurs affirment que le *Tavy* est le premier cause de déforestation dans la forêt humide de l'est de Madagascar (Brand and Pfund, 1998 ; Styger et al., 2007 ; Klanderud et al., 2010). Toutefois, il est nécessaire d'identifier les facteurs directs et indirects qui poussent les paysans à abandonner les recrus ou jachères forestiers et de défricher les forêts naturelles restantes. La théorie rapportée par les auteurs est que la diminution de la période de jachère a comme conséquences la baisse de la fertilité du sol, l'augmentation des pertes d'érosion des sols et la réduction des rendements agricoles (Bruun et al., 2009, Thomaz 2009, Ziegler et al., 2009). L'étude précédente a informé que la période de jachère moyenne dans la zone d'étude a été raccourcie en 3 à 5 ans. Ainsi, dans cette étude, l'hypothèse que **le défrichement de la forêt naturelle est principalement causé par la baisse de la fertilité du sol dans les zones agricoles** est émise.

Mais encore, les paysans ont des décisions à prendre sur la gestion de leurs recrus forestiers, à savoir la mise en jachère, la mise en culture, le choix du type de culture ou la conversion de la parcelle en pâturage. Ces choix sont dictés par des indicateurs que les paysans utilisent. Dans le système basé sur l'abattis-brulé, l'objectif des paysans dans l'alternance de ces itinéraires techniques est de maintenir la productivité donc de la fertilité du sol (Thompson et Kaplan, 2014). La fertilité du sol est estimée par les paysans en fonction des caractéristiques floristiques et pédologiques observables, à savoir; couleur du sol, rendement des cultures, capacité de rétention / retenue du sol, pierrosité, difficulté du travail du sol, type et abondance des mauvaises herbes, couleur des feuilles et symptômes de carence observés sur les cultures, taux de croissance des cultures et présence de macro-faune du sol (Desbiez et al., 2004 ; Dawoe et al., 2012). Ainsi, il est supposé que **le choix de la gestion des terres par les paysans est orienté principalement par les caractéristiques de la parcelle.**

## **2. Perception paysanne des facteurs d'utilisation des terres. Cas des paysages des forêts humides du nord-est de Madagascar**

Article scientifique publié dans le journal Akon'ny Ala et a fait l'objet d'une présentation orale lors du colloque : « Le développement rural face au changement climatique »  
ESSA, 26-27 Septembre 2017

Ramboatiana Nantenaina<sup>1,2</sup>, Rabemananjara Zo<sup>3</sup>, Grinand Clovis<sup>2</sup>, Razakamanarivo Herintsitohaina<sup>1</sup>, Razanaka Samuel<sup>4</sup>, Albrecht Alain<sup>5</sup>, Razafimbelo Tantely<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Laboratoire des Radioisotopes, Université d'Antananarivo, BP 3383, Route d'Andraisoro, 101 Antananarivo, Madagascar

<sup>2</sup> ETC Terra - Madagascar, Lot VE 26 L, Ambanidja, 101 Antananarivo, Madagascar

<sup>3</sup> Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques, Mention Eaux et Forêts, Université d'Antananarivo, BP 175, Antananarivo 101, Madagascar

<sup>4</sup> Centre National de Recherches sur l'Environnement 39, rue Rasamimanana Fiadanana, BP 1739 Antananarivo 101 MADAGASCAR

<sup>5</sup> Institut de Recherche pour le Développement Unité Mixte de Recherche Eco&Sols « Ecologie Fonctionnelle & Biogéochimie des Sols & Agro-Ecosystèmes », AIDA, Station Ligne Paradis, 7, Chemin de l'IRAT, 97410 Saint-Pierre, La Réunion

## 2.1. Résumé

L'utilisation des terres et le changement de couverture terrestre ou Land use and land cover changes (LULCC) contribuent de manière importante au changement climatique. Cependant, ces LULCC sont étroitement liés à la sécurisation alimentaire de la population locale. Pour comprendre les liens sous-jacents de l'utilisation et la gestion des terres sur la couverture terrestre, la présente étude a pour objectif d'identifier et de hiérarchiser les indicateurs d'utilisation des terres tels qu'ils sont perçus par les paysans. Ainsi, 122 ménages ont été enquêtés dans trois communes rurales de la partie nord-est de Madagascar, à l'aide de questionnaires à questions ouvertes. Les indicateurs obtenus ont fait l'objet d'une analyse statistique descriptive simple. Les résultats montrent que les indicateurs socio-économiques, principalement l'insuffisance des terres agricoles (56%) pousse les paysans à défricher des forêts primaires. Les indicateurs biophysiques : position au versant (95%) et pente (87%) orientent les paysans sur le choix des types de culture. Les indicateurs pédologiques et floristiques : présence de turricule des vers de terre (99%) et espèces indicatrices (59%) conditionnent le choix de l'itinéraire technique agricole. Les facteurs de LULCC et de gestion des terres peuvent être déduits de ces indicateurs. Ce sont alors des critères de modélisation des LULCC et des critères indispensables de l'aménagement du paysage forestier.

Mots clés : *changement climatique, déforestation, forêt tropicale humide, indicateurs paysans, LULCC, Madagascar*

## 2.2. Abstract

Land use and land cover changes (LULCC) contribute significantly to climate change. These LULCC are linked to the food security and livelihood of the local population. To understand the underlying links between land use and management to land cover, the aim of this study is to identify and prioritize land use indicators as perceived by farmers. To do this, 122 households were surveyed in three rural communes in the northeastern part of Madagascar, using open-ended questionnaire. Descriptive statistics analysis was applied to the indicators. The results show that socio-economic indicators, mainly insufficient of farming land (56%), force farmers to clear primary forests and prioritize food crops (87%) against cash crops. Biophysical indicators such as position on the slope (95%) and slope (87%), lead the farmers on the choice of culture types. Soil and vegetation indicators: presence of worm castings (99%), soil moisture (85%) and weeds (59%) are used by farmers to identify the technical agricultural itinerary. LULCC and land management factors can be deduced from these indicators. Also, these are criteria for LULCC modeling and essential criteria for forest landscape management.

Keywords: *climate change, deforestation, farmers indicators, LULCC, Madagascar, tropical rainforest*

### 2.3. Introduction

L'utilisation des terres et le changement de couverture terrestre ou Land Use and Land Cover Changes (LULCC) sont reconnus comme étant les principaux facteurs anthropiques du changement climatique (Feddema et al., 2005, Van der Werf et Peterson, 2009; Foley et al., 2011). Ainsi, les décideurs sont confrontés au défi majeur de répondre aux demandes mondiales croissantes de produits alimentaires (Godfray et al., 2010) tout en réduisant les émissions de Gaz à Effets de Serre (GES) liées à l'expansion ou à l'intensification de l'agriculture. D'où la genèse du mécanisme de réduction des émissions issues de la déforestation et de la dégradation des forêts (REDD+). Il vise à réduire les émissions anthropiques de GES issues de la déforestation en utilisant des incitations financières pour maintenir ou augmenter la superficie forestière (Lubowski et Rose, 2013). Il existe aujourd'hui de nombreuses autres initiatives ou mécanismes qui visent à réduire l'impact climatique des LULCC tout en apportant des solutions pour améliorer les conditions de vie de la population locale. Cependant, il existe peu de connaissances à l'échelle des paysages des stratégies paysannes concernant leurs décisions de défrichement et d'expansion des terres agricoles.

Dans les forêts tropicales humides du nord-est de Madagascar, où le système agricole est essentiellement basé sur l'abattis-brulis ou tavy, les LULCC sont caractérisés par la déforestation et la gestion des recrûs forestiers post-déforestation. Ces LULCC qui sont liés à la gestion de la fertilité du sol, la sécurité alimentaire et la subsistance de la population locale, y sont les principaux facteurs de déforestation (Marcus, 2001; Styger et al., 2007 ; Gorenflo et al. 2011). A part la conversion des forêts en rizière (riz pluviale), les terres forestières sont aussi utilisées pour les cultures de rente. Celles-ci concernent le café (*Coffea robusta*) et la vanille (*Vanilla spp.*) (Rabetaliana et al., 2003). De ce fait, cette région est marquée par des taux élevés de déforestation, pour le corridor forestier : Marojejy-Tsaratanana (COMATSA), le taux de déforestation annuel est de 0,77 % entre 2000 – 2005, et de 0,86 % entre 2005 – 2010 (Grinand et al., 2013).

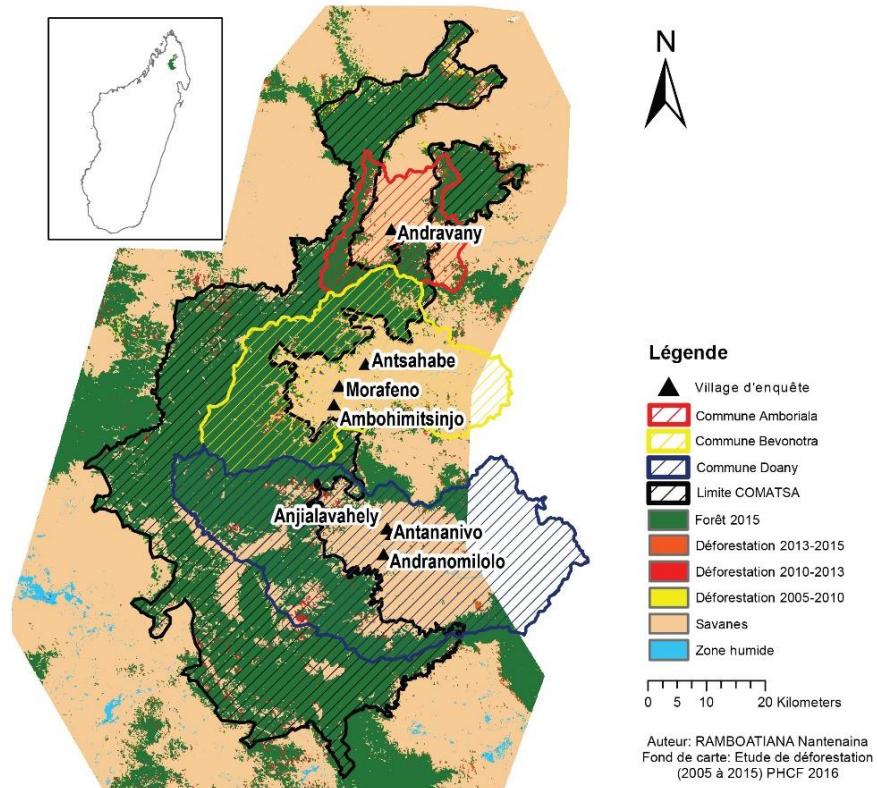
Pour façonnner des stratégies efficaces de conservation des ressources forestières, les gestionnaires de projet REDD+ doivent comprendre les liens sous-jacents entre les LULCC et les processus de déforestation (Kates et al. 2001). De nombreuses études ont porté sur les modes de changement d'utilisation des terres afin de décrire et de comprendre les LULCC et ont essayé d'identifier les facteurs d'influence par lesquels les terres sont transformées à l'aide d'enquêtes socio-économiques, de système d'information géographique (SIG) et de modélisation spatiale (Koomen et al. 2007). Cependant, beaucoup de ces modèles statistiques ne peuvent capter toute la complexité des systèmes humains, environnementaux ainsi que leurs interactions (Berger 2001) et utilisent souvent des proxys simples (proximité à la route, proximité à la forêt, etc.). La modélisation des LULCC à l'échelle des paysages est un outil important pour fournir une description exhaustive (cartographie) et compréhensible (modèle relationnel) des LULCC futures et probables afin d'aider et alerter les décideurs. Cela nécessite une compréhension fine du processus de gestion des terres par les paysans dans ce paysage et de le conceptualiser. L'objectif de cet article est d'identifier et de hiérarchiser les indicateurs d'utilisation des terres tels qu'ils sont perçus par les paysans dans les paysages de la partie nord-est de Madagascar. La finalité de cette recherche est de concevoir un modèle de

changement d'utilisation des terres qui peut traduire de manière plus précise les règles de prises de décisions des paysans quant à leur utilisation des terres.

## 2.4. Matériels et méthodes

### 2.4.1. Zone d'étude

L'étude a été réalisée dans trois communes rurales (Doany, Bevonotra et Amboriala) de la zone périphérique de la Nouvelle Aire Protégée (NAP) appelée corridor forestier Marojejy – Tsaratanana (COMATSA). Parmi les communes incluses dans la NAP COMATSA, ces trois communes ont été sélectionnées sur la base de l'importance de la déforestation et le changement de l'utilisation des terres (Grinand *et al.*, 2013). Le corridor se trouve dans la partie nord-est de Madagascar et s'étend sur une surface de 195 000 ha (Carte 3). La région est soumise à un climat de type tropical humide caractérisé par une alternance d'une saison fraîche et sèche de mai en novembre et d'une saison chaude et humide à partir de décembre (CREAM, 2013). La base de données de WorldClim (Hijmans, *et al.*, 2005) informe que la température moyenne annuelle dans le corridor est de 11 °C en saison fraîche et de 23 °C en saison chaude tandis que la précipitation moyenne annuelle est de 1444 à 1983 mm. L'altitude varie de 400 à 2400 m, et la zone est caractérisée par une succession de collines et de montagnes avec une pente variant de 6 à 45°. La classification des formations végétales proposée par Koechlin (1972), révisée et publiée par Messmer *et al.* (2000) permettent d'identifier les différentes formations végétales naturelles du site d'étude : (i) forêt dense humide de montagne (800 – 1800 m d'altitude), (ii) forêt dense sclérophylle de montagne (1800 – 2000 m d'altitude) et (iii) fourré de montagne au-dessus de 2000 m d'altitude. Sur le plan socio-économique, près de 44 300 habitants vivent et cultivent la terre au pourtour immédiat de la nouvelle aire protégée (CREAM, 2013). La densité de la population est très faible ~8,65 hab/km<sup>2</sup> par rapport à la moyenne nationale de 33,4 hab/km<sup>2</sup> (Vieilledent *et al.*, 2013). La population est essentiellement composée de l'ethnie Tsimihety à (90% de la population). Enfin, on y compte des ressortissants chinois et indopakistanaise. Les principales activités économiques sont l'agriculture, dont la riziculture ainsi que les cultures de rente (vanillier, caféier) et l'élevage, notamment bovin, et l'aviculture.



Carte 3: Localisation de la zone d'étude et des villages d'enquêtes

#### 2.4.2. Collecte des données

Les données utilisées durant la présente étude ont été collectées principalement à travers des enquêtes par questionnaire réalisé entre septembre et novembre 2015. Une première version du questionnaire a été testée dans la commune de Doany, ce qui a entraîné la reformulation et la modification de certaines questions et terminologies utilisées. Le questionnaire a ensuite été traduit suivant le dialecte local. Et, il a été élaboré de sorte que la durée de l'enquête ne dépasse pas les 30 minutes et que l'ordre des questions évite le va-et-vient sur une question (Ketele et Roegiers, 1993 ; FAO, 1997). Par la suite, les enquêtes ont été réalisées auprès de 122 ménages, sélectionnés au hasard dans les trois communes d'intervention. L'unité d'échantillonnage était le ménage avec (i) le chef du ménage ou (ii) la personne qui prend les décisions de gestion des terres en tant que répondant. Le questionnaire comprenait des questions ouvertes concernant les indicateurs de choix d'utilisation des terres par les paysans, à savoir : (i) les indicateurs de déforestation (accès à la terre, expansion des terres agricoles ou gestion de la fertilité du sol), (ii) les indicateurs utilisés sur la gestion des recrûs forestiers (mise en culture, mise en jachère ou conversion en pâturage) et (iii) les indicateurs utilisés dans le choix du type de culture à cultiver sur une parcelle (culture vivrière ou culture de rente). En effet, afin de pouvoir hiérarchiser les indicateurs utilisés par les paysans et de ne pas orienter la réponse des enquêtés, des questions ouvertes ont été utilisées. Les lacunes dans les données ont été regroupées par examen quotidien des questionnaires remplis. Trois entretiens de groupe (un pour chaque commune) et 13 entretiens individuels ont été menés pour aider à combler ces lacunes.

#### 2.4.3. Traitements des données

La première étape du dépouillement des données a été la structuration des informations. En effet, trois niveaux d'information ont été donnés par les paysans : i) la modalité des indicateurs de choix de l'utilisation des terres, ii) l'indicateur de choix de l'utilisation des terres et enfin iii) le type d'indicateur de choix de l'utilisation des terres. Les informations directement tirées des réponses des paysans sont les modalités des indicateurs, par exemple, pour répondre à la question : « Quels sont les indicateurs d'une parcelle prête à être mise en culture ? », les réponses des paysans peuvent être les modalités suivantes : « sol noir », « abondance de turricule », « dominance *d'Harungana madagascariensis* » et « dans un bas-fond ». À partir de ces modalités les indicateurs d'utilisation des terres ont été déduits, par exemple : « couleur du sol », « turricule de vers de terre », « espèce indicatrice » et « position par rapport au versant ». Et les indicateurs d'utilisation des terres ont été ensuite groupés en types d'indicateur, à savoir : « indicateur pédologique », « indicateur floristique », « indicateur biophysique » et/ou « indicateur socio-économique ». Chaque indicateur et ses modalités par la suite, ont fait l'objet d'une analyse descriptive des proportions simples à l'aide du logiciel R (version 3.4.0). Du fait de l'utilisation d'un questionnaire à questions ouvertes, les réponses sont multiples et ont été regroupées en des modalités homogènes. L'importance d'un indicateur et celles de ses modalités sont ensuite évaluée par rapport aux fréquences de leurs citations par les paysans, ceux qui sont cités les plus fréquemment sont les plus importants. Enfin, la hiérarchisation des indicateurs, selon leur importance, a été faite à travers la construction d'un arbre de décision. Les graphes et les figures ont ensuite été construits dans le logiciel Adobe Illustrator cs6.

### 2.5. Résultats

#### 2.5.1. Facteurs de déforestation de forêt primaire

Le premier changement de couverture terrestre rencontré dans la zone d'étude est la conversion de la forêt naturelle en parcelle de culture. Les indicateurs de déforestation utilisés par les paysans sont principalement d'ordre foncier à savoir, le souhait d'acquérir de nouvelles terres agricoles (56 %) et la saturation des bas-fonds aménageables en rizière (43 %). La majorité des enquêtés (70 %) affirment que la première défriche (défriche brulis de forêt primaire) est destinée à la culture vivrière principalement le riz et non à la culture de rente (vanille et café). L'enclavement et l'éloignement des marchés obligent les paysans à prioriser la culture du riz pour l'autoconsommation avant les cultures de rente qui sont les principales sources de revenu des ménages. Ce sont, ensuite les critères biophysiques qui orientent les choix de l'emplacement des parcelles à défricher. En effet, avec un relief dominé par une succession de montagnes et de collines, les paysans (87 %) préfèrent défricher sur les zones de collines et bas de pente. Cette préférence est justifiée principalement par la productivité des sols (34 %), la facilité d'aménagement (9 %), l'accessibilité en eau (7 %) et la proximité par rapport au village (7 %).

### 2.5.2. Facteurs de gestion des recrûs forestiers

La gestion des recrûs forestiers, c'est-à-dire des forêts secondaires ainsi que les vieilles ou jeunes jachères, est aussi responsable du changement de couverture terrestre dans les zones périphériques de la NAP COMATSA. La gestion d'un recrû forestier consiste à l'utiliser pour : (i) le *Tavy*, c'est-à-dire une rotation/succession de culture vivrière/ jachère (abandon temporaire de la parcelle afin de restaurer la fertilité du sol) et/ou pâturage (abandon définitive de la parcelle et brûlage annuelle avant la période de pluie) ou (ii) de la transformer en parcelle permanente de culture de rente (Vanillier ou Caféier). Pour 70% des cas, le paysan priorise le *Tavy*. Cependant, la décision de convertir sa jachère en culture de rente reste possible à condition que le ménage ait plusieurs terres disponibles (87 %) et que le prix des produits sur le marché augmente (14 %). Après ce choix, conversion d'un recrû en *Tavy* ou en culture de rente, les indicateurs utilisés par les paysans pour chaque cas sont décrits ci-dessous.

#### 2.5.2.1. Cas d'une conversion en *tavy*

Le choix de mettre en jachère, de cultiver ou de convertir la parcelle en pâturage dépend principalement des caractéristiques floristiques et pédologiques de la parcelle. Au total, 3 indicateurs floristiques et 5 indicateurs pédologiques ont été cités par les paysans. Les modalités des indicateurs pédologiques ont été plus citées que celles des modalités des indicateurs floristiques (Fig 15). Il n'y a pas de différence sur les modalités utilisées sur le choix de la mise en jachère et de la conversion en pâturage. Dans la Fig 15, les modalités utilisées pour ces deux choix sont toutes les mêmes sauf pour l'espèce floristique dominante sur la parcelle. Après chaque récolte, le choix du paysan est de recultiver ou de laisser la parcelle en jachère. La mise en pâturage n'est pas un choix de gestion, mais la conséquence des gestions antérieures. Ainsi, le choix de mettre une parcelle en culture ou non dépend essentiellement de : la présence de turricule (91%), l'humidité du sol (85%), la densité du sol (84%), la couleur du sol (81%), la structure du sol (77%), la strate dominante de végétation (69%) et l'état de la végétation (68%). Ensuite, c'est par rapport à l'espèce floristique dominante (59%) sur place que le paysan décide sur la durée de l'abandon (Tab 4). Par exemple, si la parcelle est envahie par *Arthopteris orientalis* (42%), le paysan va l'abandonner et la convertir en pâturage ; sinon la régénération de la végétation en jachère arborée ou arbustive est encore possible.

Tab 4 : Liste des espèces indicatrices et la décision sur la gestion de la parcelle

Décision paysanne	Espèce indicatrice (Nom vernaculaire)	Espèce indicatrice (Nom scientifique)	Fréquence (%)
Convertir en pâturage	Ohotro	<i>Arthropteris orientalis</i>	41
	Manevika	<i>Imperata cylindrica</i>	39
	Bozaka	<i>Aristida similis</i>	26
	Antsanjy	<i>Neyraudia madagascariensis</i>	15
Mettre en culture	Harongana	<i>Harungana madagascariensis</i>	39
	Angezoka	<i>Trema orientalis</i>	34
	Radriaka	<i>Lantana camara</i>	24
	Longoza	<i>Aframomum angustifolium</i>	21
Mettre en jachère	Angivibe	<i>Solanum indicum</i>	12
	Dingadingana	<i>Psiadia altissima</i>	11

#### 2.5.2.2. Cas d'une conversion en culture de rente

Les cultures de rente rencontrées dans la zone d'étude, principalement la culture de vanillier et de caféier, sont des exploitations familiales de petites surfaces. Nécessitant de l'ombrage, ces cultures sont réalisées sur des jachères âgées d'environ 4 ans. Le choix de la spéculation est en fonction des paramètres biophysiques des parcelles. Nos résultats montrent que le vanillier est plus productif sur une parcelle en mi-versant (58%), en haute altitude (60%) et sur une pente moyenne (66%). Tandis que le caféier est mieux en bas-fond (92%), basse altitude (79%) et sur pente faible (73%). Les indicateurs pédologiques sont utilisés, mais ne déterminent pas le choix car les modalités utilisées pour les deux cas sont les mêmes (Fig 16). Deux autres indicateurs qui n'ont pas été fréquemment cités par les paysans, mais sont déterminant sur le choix de la spéculation sont : l'exposition de la parcelle au soleil (18%) et la proximité d'une rivière (13%). Le vanillier ne tolère pas l'exposition au rayon du soleil et le caféier demande de l'eau et est mieux approvisionné à proximité d'une rivière.

#### 2.5.3. Hiérarchisation des indicateurs

Les changements de l'utilisation des terres et de la couverture terrestre dans la zone d'étude sont influencés par le choix de gestion des terres des paysans. Et, ces choix sont guidés par des indicateurs qui sont hiérarchisés et résumés dans l'arbre de décision (Fig 17). Ainsi, les indicateurs socio-économiques influencent en premier lieu les décisions des paysans sur la gestion des terres. L'insuffisance des terres agricoles, essentiellement causée par la saturation des bas-fonds aménageables en rizière (riz irrigué) et de la diminution de la productivité des terres à disposition, pousse les paysans à défricher de nouvelles terres forestières (56%). Cette lutte pour la sécurité alimentaire incite les paysans à prioriser les cultures vivrières (87 %) face aux cultures de rente. En effet, les paysans décident de s'orienter vers les cultures de rente (vanillier et caféier) seulement dans le cas où le ménage a encore des réserves de recrûs forestiers (86 %) et que les prix des cultures de rente sont élevés (14 %). Dans ce cas, les indicateurs biophysiques orientent les paysans sur le choix des types de spéculation. Effectivement, le vanillier et le caféier ont leurs besoins biophysiques spécifiques. Et finalement, les indicateurs pédologiques et floristiques caractérisant la parcelle conditionnent le choix de l'itinéraire technique de la gestion d'une parcelle de

tavy (mise en culture, mise en jachère ou conversion en pâturage). Ainsi il peut être déduit que : i) les indicateurs socio-économiques influencent en premier lieu les décisions des paysans sur la gestion de la couverture terrestre (forêt à non-forêt) et le choix du type de culture (culture vivrière ou culture de rente) ; ii) les indicateurs biophysiques orientent les paysans sur le choix des types de spéculation (rizière, vanillier ou caféier) et iii) les indicateurs pédologiques et floristiques conditionnent le choix de l'itinéraire technique de la gestion d'une parcelle de *Tavy*.

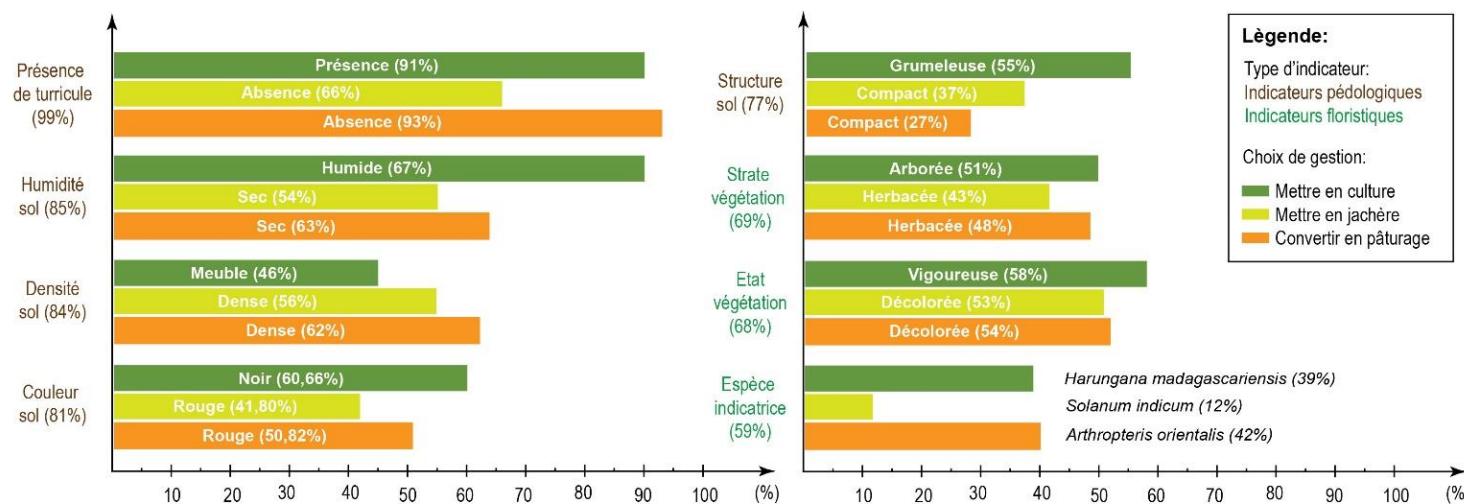


Fig 15: Indicateurs et modalités des indicateurs utilisés pour la conversion d'une parcelle en Tavy

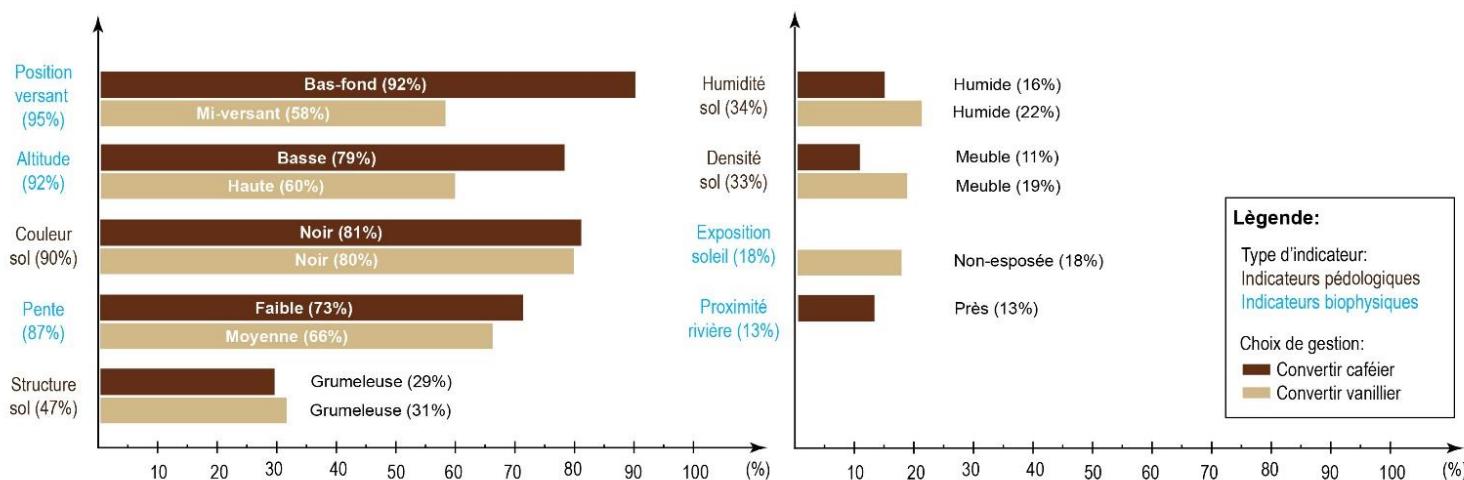


Fig 16 : Indicateurs et modalités des indicateurs utilisés pour la conversion d'une parcelle en culture de rente

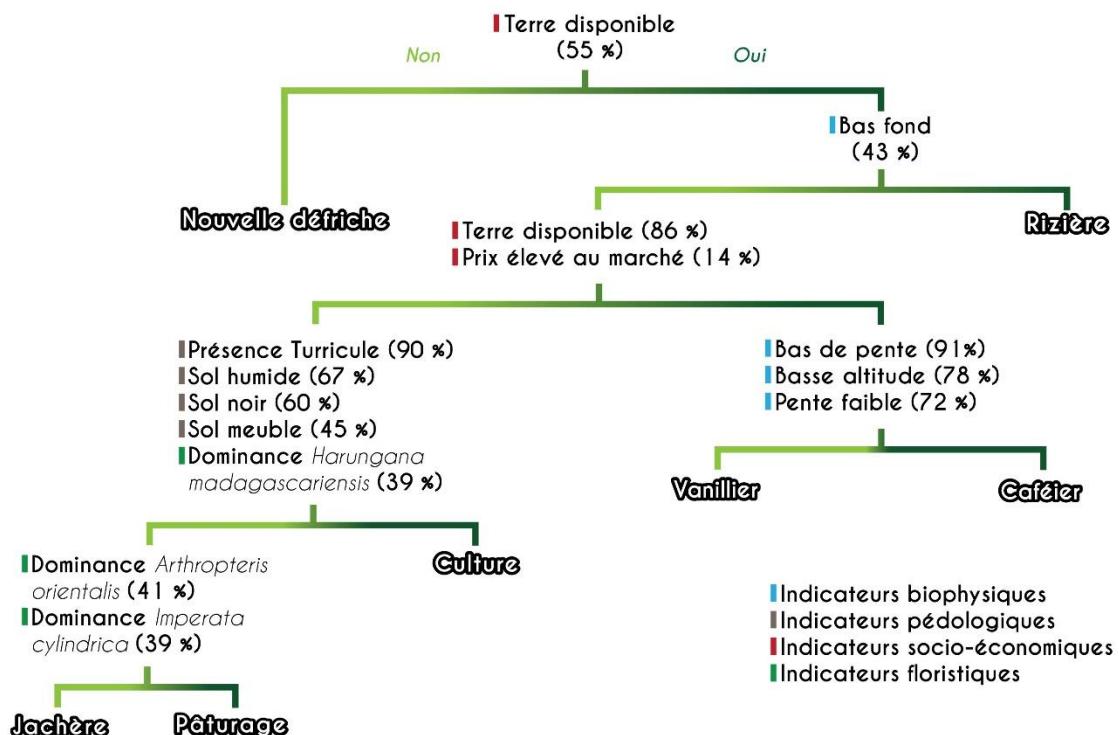


Fig 17 : Hiérarchisation des indicateurs utilisés par les paysans conduisant aux différentes couvertures terrestres

## 2.6. Discussions

### 2.6.1. Importance des savoirs locaux

Généralement, les indicateurs utilisés par les paysans sont surtout des critères ou caractéristiques qu'ils peuvent voir et comparer visuellement d'une parcelle à une autre. Les indicateurs identifiés dans la présente étude coïncident avec ceux mentionnés par les paysans dans d'autres études similaires, à savoir: la couleur du sol, la facilité du travail du sol, la capacité de rétention d'eau du sol, la présence de turricule des vers de terre, la présence de la macrofaune du sol, la présence de mauvaises herbes indicatrices et le niveau de symptômes de déficit sur les feuilles (Murage et al., 2000 ; Desbiez et al., 2004 ; Dawoe et al., 2012 ; Fritz-Vietta et al., 2017). Ces indicateurs sont issus des savoirs locaux et des expériences paysannes. En effet, les décisions d'utilisation des terres sont prises suivant l'interprétation des paysans du milieu environnant (Fritz-Vietta et al., 2017). Le savoir en question prend la forme de compétences qui ont été développées sur de nombreuses années et qui sont transmises oralement lors des pratiques aux champs (Ohmagari et Berkes, 1997, Sillitoe, 1998). Ainsi, l'exactitude et l'efficacité de ces savoirs sont prouvées et validées par la communauté locale. Il est donc nécessaire de considérer et d'intégrer ces savoirs dans la recherche, l'élaboration et la vulgarisation de nouvelles techniques agricoles.

### 2.6.2. Facteurs de changement d'utilisation des terres et de couverture terrestre

Les facteurs socio-économiques et biophysiques conditionnent le changement d'utilisation des terres et de la couverture terrestre. En effet, l'insuffisance des terres agricoles est la principale cause directe de la conversion d'une terre forestière en terre agricole. Tandis que, les caractéristiques biophysiques du milieu (pente, altitude, ensoleillement et disponibilité en eau) ainsi que le changement du prix des produits agricoles sur le marché conditionnent le choix de l'utilisation des terres (riz irrigué sur bas-fond, culture sur abattis-brulis, ou culture de rente) (Fig. 5). Ces résultats confirment que les LULCC sont les résultats de processus complexes causés par des facteurs biophysiques et socio-économiques ainsi que leurs interactions (Global Land Project, 2005; Lantman et al., 2011; De Sherbinin, 2002; Milne et al., 2009; Turner et al., 1999; Verburg et al., 2009). L'expansion des terres agricoles est le facteur le plus cité dans les ouvrages (Geist et Lambin, 2001), mais la spécificité du cas présenté dans cette étude est la faible taille de l'exploitation agricole contrairement aux grandes exploitations industrielles des autres pays tropicaux (par exemple, l'élevage bovin en Amazonie, le palmier à huile et la production de bois en Asie du Sud-Est ; Boucher et al., 2011). Les LULCC dans le nord-est de Madagascar sont conditionnés par les petites exploitations familiales des terres. Ainsi, afin d'obtenir de bonnes simulations du changement futur de l'utilisation des terres et de la couverture terrestre dans la zone d'étude, les modélisateurs devront adopter une approche visant à coupler les conditions socio-économiques des ménages et les facteurs biophysiques du paysage. Et la présente étude à travers l'identification et la hiérarchisation de ces facteurs, fournit des éléments indispensables pour la réalisation d'un tel projet de modélisation.

### 2.6.3. Facteurs de gestion des terres

Les résultats de cette étude indiquent aussi que la composition floristique et les propriétés pédologiques de la parcelle sont des facteurs de gestion des terres. Les propriétés floristiques et pédologiques des parcelles aident les paysans dans le choix de l'itinéraire technique (mise en culture, mise en jachère ou conversion en pâturage). Or, l'itinéraire technique influence, par la suite, les propriétés floristiques et pédologiques de la parcelle (Fig 18). Donc, d'un côté, les caractéristiques floristiques et pédologiques d'une parcelle aident les paysans dans le choix de la gestion de la parcelle (Desbiez et al., 2004 et Dawoe et al., 2012). Et d'un autre côté, le changement d'utilisation des terres influence les caractéristiques pédologiques et floristiques de la parcelle (Styger et al., 2007; Raharimalala et al., 2010 et Gay-des-Combes et al., 2017). La compréhension de cette interrelation entre les caractéristiques de la parcelle et la décision de gestion des terres va aider les décideurs et tous les acteurs de conservation dans l'élaboration de stratégie efficace d'aménagement des terres forestières. Par exemple, afin d'obtenir de bonnes qualités pédologiques (couleur noire, humide, avec une structure grumeleuse et riche en pedofaune) et de minimiser la concurrence des mauvaises herbes avec les cultures (parcelle à abondance d'espèce arborée comme *Harungana madagascariensis* et *Trema orientalis*), les paysans doivent rallonger les périodes de jachères et attendre l'apparition des indicateurs susmentionnés avant de recultiver une parcelle. Ainsi, l'aménagement du paysage ainsi que la recherche et la vulgarisation de nouvelles pratiques agricoles doivent

prendre en compte ces indicateurs. Et il est impératif de savoir interpréter ces indicateurs dans l'identification du seuil de tolérance de l'écosystème à affronter le changement et à s'y adapter.

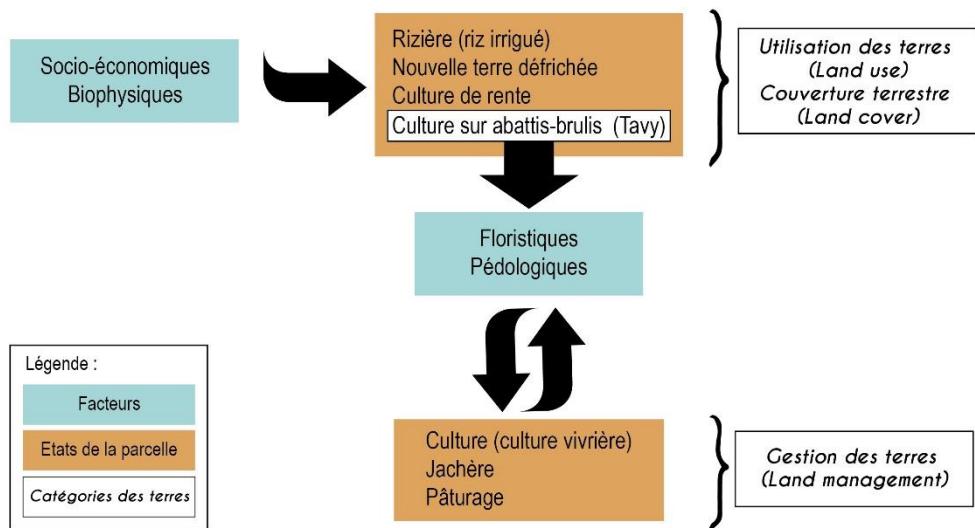


Fig. 18 : Facteurs d'utilisation des terres, de changement de couverture terrestre et de gestion des terres

## 2.7. Conclusion

En conclusion, les facteurs socio-économiques liés au régime foncier de chaque ménage, dont l'acquisition de nouvelles terres agricoles et la saturation des bas-fonds aménageables en rizière conditionnent les nouvelles défriches. À cause de l'enclavement de la zone, les paysans priorisent la culture vivrière pour assurer la sécurité alimentaire et ne s'orientent vers la culture de rente que lorsqu'il y a des réserves de terres et que le prix des produits sur le marché augmente. La localisation spatiale de la parcelle caractérisée par les indicateurs biophysiques, comme la position de la parcelle sur le versant, l'altitude et la pente, oriente les paysans dans le choix de la spéculation dans les cultures de rente. Les indicateurs pédologiques et floristiques, tels que la présence de turricule des vers de terre, l'humidité du sol, la densité du sol, l'état de la végétation et la présence d'espèce indicatrice, aident les paysans dans le choix de l'itinéraire technique à adopter pour maintenir la fertilité du sol. La connaissance de ces facteurs va aider les gestionnaires dans l'élaboration de stratégie de développement rural et de conservation des ressources forestières. De plus, les indicateurs identifiés sont des variables importantes dans les futures tentatives de modélisation de la dynamique du changement de couverture terrestre et l'aménagement du paysage dans la zone d'étude. Une analyse spatiale de l'influence de l'évolution de ces facteurs socio-économiques et biophysiques sur le changement d'utilisation des terres et de la couverture terrestre pourra valider les dires paysans présentés dans la présente étude. Aussi, des analyses plus poussées sur les relations entre la succession de la végétation, l'évolution des propriétés physico-chimiques du sol et le changement d'utilisation des terres et de la couverture terrestre pourraient aider à mieux comprendre la logique paysanne de gestion des terres décrite durant cette étude.

## 2.8. Remerciements

Cette recherche a été effectuée dans le cadre du Programme Holistique de Conservation des Forêts deuxième phase (PHCF II) menée dans le COMATSA. Notre reconnaissance s'adresse à tous les rapporteurs et éditeurs du présent article. Nous adressons nos sincères remerciements aux différents centres de recherche : LRI, IRD, ESSA-Forêts et le CNRE qui ont contribué énormément à la réalisation de cette étude et à la rédaction de cet article. Nous remercions également les partenaires techniques du PHCF II à savoir : l'équipe de l'Etc-terra, le WWF SAVA et l'Agri-Sud SAVA. Je remercie aussi Ramboatiana Mahery pour les figures.

## 3. Conclusion de l'étude

Cette deuxième étude a démontré que le défrichement des forêts primaire est surtout lié aux facteurs socio-économiques relatifs au régime foncier de chaque ménage. L'acquisition de nouvelles terres agricoles due à la baisse de la fertilité du sol, à l'envahissement des mauvaises herbes et à la saturation des bas-fonds aménageables en rizière conditionne ces nouvelles défriches. Ainsi, l'hypothèse stipulant que ***le défrichement de la forêt naturelle est principalement causé par la baisse de la fertilité du sol dans les zones agricoles*** est partiellement vérifiée. En analysant les résultats, la baisse de la fertilité du sol peut être évitée dans des conditions de durée de jachère longue. La cause indirecte, mais principale du défrichement de la forêt primaire est donc l'insuffisance des terres à disposition des paysans leur permettant de faire des longues jachères. Les caractéristiques pédologiques et floristiques du recu forestier sont utilisées par les paysans dans le choix de l'itinéraire technique à adopter pour le maintien de la fertilité du sol. Tandis que l'emplacement de la parcelle dans le paysage est décisif sur le choix de la spéculation dans les cultures de rente. Ces résultats permettent la vérification de l'hypothèse mentionnant que ***le choix de la gestion des terres par les paysans est orienté principalement par les caractéristiques de la parcelle.***

Les approches et stratégies de gestion des paysages forestiers sont actuellement basées sur la connaissance du changement d'utilisation des terres et de la couverture terrestre (LULCC). Il est aussi d'actualité de considérer les savoirs locaux dans les processus de modélisation de ces LULCC. Cette étude est une première étape dans l'élaboration d'une méthodologie de modélisation des LULCC intégrant les connaissances scientifiques et les savoirs locaux. Les modèles temporels et spatiaux basés sur la télédétection reflètent le changement et les tendances des LULCC, mais les résultats issus de cette étude permettent d'interpréter le processus du changement et aident dans la prise de décision sur la gestion du paysage. Après la définition des unités du paysage, leurs successions temporelles et l'étude des facteurs directs et indirects de ces changements d'utilisation des terres et de la couverture terrestre, il est nécessaire de voir l'impact de ces changements sur la fertilité du sol et le flux de carbone du paysage.

#### 4. Références du chapitre 3

Berger, T., 2001. Agent-based models applied to agriculture: A simulation tool for technology diffusion, resource use changes and policy analysis. *Agricultural Economics* 25, p. 245–260.

Boucher, D., Elias, P., Lininger, K., May-Tobin, C., Roquemore, S., Saxon, E., 2011. The root of the problem: what is driving tropical deforestation today? *Root Probl. Whats Driv. Trop. Deforestation Today.*

Brand, J., Pfund, J.L., 1998. Site-and watershed-level assessment of nutrient dynamics under shifting cultivation in eastern Madagascar. *Agric. Ecosyst. Environ.* 71, 169–183.

Bruun, T.B., de Neergaard, A., Lawrence, D., Ziegler, A.D., 2009. Environmental consequences of the demise in swidden cultivation in Southeast Asia: carbon storage and soil quality. *Humn Ecol* 37:375–388

CREAM (Centre de recherches, d'études et d'appui à l'analyse économique à Madagascar),, 2013. Monographie de la région SAVA Madagascar, 212p.

Dawoe, E.K., Quashie-Sam, J., Isaac, M.E., et Oppong, S.K., 2012. Exploring farmers' local knowledge and perceptions of soil fertility and management in the Ashanti Region of Ghana. *Geoderma* 179–180, 96–103.

Desbiez, A., Matthews, R., Tripathi, B., Ellis-Jones, J., 2004. Perceptions and assessment of soil fertility by farmers in the mid-hills of Nepal. *Agric. Ecosyst. Environ.* 103, 191–206.

FAO, 1997. Enquêtes agricoles à base de sondage multiple Volume 1. FAO Rome 1996. 123 p

Feddema, J. J., Oleson, K. W., Bonan, G. B., Mearns, L. O., Buja, L. E., Meehl, G. A., et Washington, W. M., 2005. The importance of land-cover change in simulating future climates, *Science*, 310, 1674–1678.

Foley, J. A., Ramankutty, N., Brauman, K. A., Cassidy, E. S., Gerber, J. S., Johnston, M., Mueller, N. D., O'Connell, C., Ray, D.K., West, P. C., Balzer, C., Bennett, E. M., Carpenter, S. R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockstrom, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D., et Zaks, D. P. M., 2011. Solutions for a cultivated planet, *Nature*, 478, 337–342.

Fritz-Vietta, N.V.M., Tahirindraza, H.S., et Stoll-Kleemann, S., 2017. Local people's knowledge with regard to land use activities in southwest Madagascar - Conceptual insights for sustainable land management. *J. Environ. Manage.* 199, 126–138.

Gay-des-Combes, J.M., Robroek, B.J.M., Hervé, D., Guillaume, T., Pistocchi, C., Mills, R.T.E., Buttler, A., 2017. Slash-and-burn agriculture and tropical cyclone activity in Madagascar: Implication for soil fertility dynamics and corn performance. *Agric. Ecosyst. Environ.* 239, 207–218.

Geist, H.J., Lambin, E.F., 2001. What drives tropical deforestation? *LUCC Rep. Ser.* 4, 116.

Global Land Project. 2005. Science Plan and Implementation Strategy IGBP Report No. 53/IHDP Report No. 19. IGBP Secretariat, Stockholm (pp. 64).

Godfray, H. C., Beddington, J. R., Crute, I. R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J. F., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S. M., et Toulmin, C., 2010. Food security: the challenge of feeding 9 billion people, *Science*, 327, 812–818.

Gorenflo, L. J., Corson, C., Chomitz, K. M., Harper, G., Honzák, M., et Özler, B., 2011. Exploring the association between people and deforestation in Madagascar. In: *Human Population*. R. P. Cincotta and L. J. Gorenflo (eds.), pp 1 97–221. Springer Berlin, Heidelberg.

Grinand, C., Rakotomalala, F., Gond, V., Vaudry, R., Bernoux, M., et Vieilledent, G., 2013. Estimating deforestation in tropical humid and dry forests in Madagascar from 2000 to 2010 using multi-date Landsat satellite images and the random forests classifier. *Remote Sens. Environ.* 139, 68–80.

Hijmans, R.J., Cameron, J.L., Parra, P.G., et Jarvis, A., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25, 1965–1978.

Kates, R.W., W.C. Clark, R. Corell, J.M. Hall, C.C. Jaeger, I. Lowe, J.J. McCarthy, H.J. Schellnhuber, B. Bolin, N.M. Dickson, S. Faucheur, G.C. Gallopin, A. Grubler, B. Huntley, J. Jager, N.S. Jodha, R.E. Kasperson, A. Mabogunje, P. Matson, H. Mooney, B. Moore III, T. O'Riordan et U. Svedlin., 2001. Sustainability science. *Science* 292, p. 641–642.

Ketele J., et Roegiers X., 1993. Méthodologie du recueil d'informations : fondements des méthodes d'observation, de questionnaires, d'interviews et d'étude de documents, De Boeck Université : Bruxelles, 1993

Klanderud, K., Mbolatiana, H.Z.H., Vololomboahangy, M.N., Radimbison, M.A., Roger, E., Totland, Rajaeriarison, C., 2010. Recovery of plant species richness and composition after slash-and-burn agriculture in a tropical rainforest in Madagascar. *Biodivers. Conserv.* 19, 187. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9714-3>

Koechlin, J. J.L. Guillaumet & P. Morat, P., 1974. Flore et Végétation de Madagascar. Cramer/Ganther, Vaduz, 624 p.

Koomen, E., A. Bakema, H.J. Scholten et J. Stillwell., 2007. Modelling land-use change : Progress and applications. Springer, Dordrecht, Netherlands.

Lantman, J.V.S., Verburg, P.H., Bregt, A.K., et Geertman, S., 2011. Core principles and concepts in land-Use modelling: a literature review. In: Koomen, E., Beurden, J. Borsboom-van (Eds.), *Land-Use Modelling in Planning Practice*, Vol. 101. Springer Netherlands, pp. 35–57.

Lubowski, R. N. et Rose, S. K., 2013. The Potential for REDD+: Key Economic Modeling Insights and Issues, *Rev. Environ. Econ. Policy*, 7, 67–90.

LUCC., 2002. A Guide to Land-Use and Land-Cover Change (LUCC) A Collaborative Effort of SEDAC and the IGBP/IHDP LUCC Project.

Marcus, R.R., 2001. Seeing the forest for the trees: integrated conservation and development projects and local perceptions of conservation in Madagascar. *Hum. Ecol.* 29, 381–396.

Milne, E., Aspinall, R., et Veldkamp, T.A., 2009. Integrated modelling of natural and social systems in land change science. *Landscape Ecol.* 24 (9), 1145–1147.

Murage, E.W., Karanja, N.K., Smithson, P.C., Woomer, P.L., 2000. Diagnostic indicators of soil quality in productive and non-productive smallholders' fields of Kenya's Central Highlands. *Agric. Ecosyst. Environ.* 79, 1–8.

Ohmagari, K., et Berkes, F., 1997. Transmission of indigenous knowledge and bush skills among the western James Bay Cree women of Subarctic Canada. *Hum. Ecol.* 25, 197 e 222.

Rabetaliana, H., Bertrand, A., Razafimamonjy, N., Rabemananjara, E., 2003. Dynamiques des forêts naturelles de montagne à Madagascar. *Bois For. Trop.* 59–72.

Raharimalala, O., Buttler, A., Dirac Ramohavelo, C., Razanaka, S., Sorg, J.-P., Gobat, J.-M., 2010. Soil-vegetation patterns in secondary slash and burn successions in Central Menabe, Madagascar. *Agric. Ecosyst. Environ.* 139, 150–158.

Sillitoe, P., 1998. The development of indigenous knowledge: a new applied anthropology. *Curr. Anthropol.* 39, 223 e 252.

Styger, E., Rakotondramasy, H.M., Pfeffer, M.J., Fernandes, E.C.M., Bates, D.M., 2007. Influence of slash-and-burn farming practices on fallow succession and land degradation in the rainforest region of Madagascar. *Agric. Ecosyst. Environ.* 119, 257–269.

Thomaz, E.L., 2009. The influence of traditional steep land agricultural practices on runoff and soil loss. *Agric. Ecosyst. Environ.* 130:23–30

Thompson, P.B., Kaplan, D.M. (Eds.), 2014. *Encyclopedia of Food and Agricultural Ethics*. Springer Netherlands, Dordrecht.

Turner, B.L., Skole, D., Sanderson, S., Fischer, G., Fresco, L., et Leemans, R., 1999. Land-Use and Land-Cover Change. Scinece/Research Plan (HDP Report No.7).

Van der Werf, E. et Peterson, S., 2009. Modeling linkages between climate policy and land use: an overview, *Agr. Econ.*, 40, 507–517.

Verburg, P.H., 2006. Simulating feedbacks in land use and land cover change models. *Landscape Ecol.* 21 (8), 1171–1183.

Vieilledent, G., Grinand, C., et Vaudry, R., 2013. Forecasting deforestation and carbon emissions in tropical developing countries facing demographic expansion: a case study in Madagascar. *Ecol. Evol.* 3, 1702–1716.

## Chapitre 4: Effets du changement de l'utilisation des terres sur les propriétés du sol.

<b>1. Contexte de l'étude</b>	<b>90</b>
1.1. Problématique spécifique	90
1.2. Hypothèses de l'étude	90
<b>2. Effects of land use and land use change on soil properties in northeast rainforest landscapes of Madagascar</b>	<b>91</b>
2.1. Résumé	92
2.2. Abstract	92
2.3. Introduction	93
2.4. Materials and methods	94
2.4.1. Study area	94
2.4.2. Land use characterization	95
2.4.3. Soil properties measurements	96
2.4.4. Statistical analysis	98
2.5. Results	98
2.5.1. Conventional analysis results	98
2.5.2. Soil spectral properties	101
2.5.3. Mid-infrared modeling	101
2.5.4. Aggregated soils properties statistics at plot scale	102
2.5.5. Variations of soil properties with land uses	102
2.6. Discussions	104
2.6.1. MIRS models accuracy assessment	104
2.6.2. Effect of land use on soil properties	105
2.6.3. Soil carbon stock variability	105
2.6.4. Spatial soil variability	106
2.7. Conclusion	108
2.8. Acknowledgement	108
<b>3. Conclusion de l'étude</b>	<b>108</b>
<b>4. Références du chapitre 4</b>	<b>109</b>

## 1. Contexte de l'étude

### 1.1. Problématique spécifique

Cette troisième étude répond à la problématique sur la nécessité de quantifier et d'évaluer les variabilités des propriétés du sol. La sécurisation alimentaire et l'optimisation de la séquestration du carbone du sol nécessitent la quantification et l'évaluation de la variabilité des propriétés et du stock de carbone du sol. Se situant dans le contexte de la REDD+ et la gestion d'un paysage forestier, cette thèse pose la question suivante : **Comment les propriétés du sol sont affectées par le changement d'utilisation des terres?**

### 1.2. Hypothèses de l'étude

De nombreux auteurs ont affirmé que le système de culture sur brûlis ne serait pas viable à long terme si la durée de la période de jachère devait être réduite (Devendra et Thomas, 2002, Borggaard et al., 2003, Styger et al., 2007). La réduction de la durée de la jachère a plusieurs conséquences sur les zones coupées et brûlées, notamment une dégradation et une érosion accrues du sol, une diminution de la stabilité globale et une diminution des nutriments du sol (Ziegler et al., 2009). La dégradation des sols se produit parce que le temps nécessaire pour que la végétation et la structure du sol se développent et que les stocks de nutriments carbonés soient reconstitués est insuffisant. Dans la zone d'étude, les paysans ont intégré les cultures de rente (café et vanille) dans le système de culture sur brûlis et il est intéressant de comparer l'effet des jachères et l'effet de la plantation des cultures de rentes. Ainsi, l'hypothèse suivante est émise : **la mise en jachère et la conversion en culture de rente (vanille et café) des parcelles ont les mêmes effets d'amélioration des propriétés du sol.**

Les changements d'utilisation des terres peuvent avoir des conséquences à plus grande échelle. Selon le type de transition d'utilisation des terres, les stocks de carbone organique du sol peuvent affecter le cycle global du carbone en séquestrant le CO<sub>2</sub> ou en le libérant (Eglin et al., 2010). Dans les pays comme l'Amazonie ou l'Indonésie, les stocks de carbone du sol (SOC) connaissent des pertes dans la conversion de la forêt tropicale en pâturage (Rittl et al., 2017), en palmier à huile ou en caoutchouc (Guillaume et al., 2015). A Madagascar et surtout dans la zone d'étude, la cause de la déforestation reste le Tavy. Le Tavy est un système de culture où il n'y a pas de travail du sol et le sol reste couvert. Ainsi, dans cette étude, l'hypothèse suivante est émise : **le système de Tavy n'affecte pas significativement le stock de carbone du sol.**

## **2. Effects of land use and land use change on soil properties in northeast rainforest landscapes of Madagascar**

Article scientifique soumis au journal *Agriculture, Ecosystems & Environment* en juin 2018

N. Ramboatiana<sup>1,2</sup>, C. Grinand<sup>2</sup>, A. Albrecht<sup>3</sup>, H. Razakamanarivo<sup>1</sup>, M-P. Razafimanantsoa<sup>1</sup>, Z. Rabemananjara<sup>4</sup>, S. Razanaka<sup>5</sup>, T. Razafimbelo<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Laboratoire des Radioisotopes, Université d'Antananarivo, BP 3383, Route d'Andraisoro, 101 Antananarivo, Madagascar

<sup>2</sup> ETC Terra - Madagascar, Lot VE 26 L, Ambanidja, 101 Antananarivo, Madagascar

<sup>3</sup> Institut de Recherche pour le Développement Unité Mixte de Recherche Eco&Sols « Ecologie Fonctionnelle & Biogéochimie des Sols & Agro-Ecosystèmes », AIDA, Station Ligne Paradis, 7, Chemin de l'IRAT, 97410 Saint-Pierre, La Réunion

<sup>4</sup> Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques, Mention Eaux et Forêts, Université d'Antananarivo, BP 175, Antananarivo 101, Madagascar

<sup>5</sup> Centre National de Recherches sur l'Environnement 39, rue Rasamimanana Fiadanana, BP 1739 Antananarivo 101 MADAGASCAR

## 2.1. Résumé

Le sol est une ressource naturelle importante agissant comme une interface clé entre le climat et les systèmes biogéochimiques. Le système de *tavy* ou l'agriculture sur brûlis influencent la qualité du sol et sont responsables des rejets de carbone stocké dans le sol. Cette étude quantifie les propriétés du sol dans chaque utilisation des terres et détermine l'impact du changement d'utilisation des terres sur ces propriétés du sol. La zone d'étude se situe dans la forêt tropicale humide du nord-est de Madagascar. Des échantillons de sols ont été prélevés sur 135 sites d'étude composés de neuf types d'utilisation des terres, dont la forêt naturelle, trois classes de mise en culture, jachères arborées, jachères mixtes, savane herbeuse et deux types de cultures de rente (vanille et café). La spectroscopie moyen infrarouge (MIRS) a été utilisée pour estimer le carbone organique (C org), l'azote total (N tot), la capacité d'échange cationique (CEC), le potassium échangeable (K ech), la texture du sol et le pH (H<sub>2</sub>O et KCl,) tandis que le phosphore disponible (P Olsen), la densité apparente (BD) et le stock de carbone du sol (SOC) pour 0-30 cm et 0-100 cm ont été estimés avec des méthodes conventionnelles. Nos résultats montrent que la MIRS a bien prédit les propriétés du sol sauf pour K ech et pH H<sub>2</sub>O et que les propriétés du sol dans la zone d'étude sur 0-30 cm présente une grande variabilité. L'analyse statistique montre que le changement d'utilisation du sol dans le système *tavy* contribue significativement à ces variabilités avec une p-value <0,001 pour P Olsen, C org et N tot, p <0,01 pour pH KCl et p <0,05 pour CEC et BD. Les éléments nutritifs du sol (P Olsen, C org et N tot) diminuent pendant la période de culture et augmentent pendant la période de jachère. La CEC et le pH KCl sont stables, mais diminuent rapidement au stade dans les savanes herbeuses. Le SOC pour les deux profondeurs diminue sur deux périodes: après le premier et troisième cycle de défrichement après la déforestation. Le maintien de la végétation arborée à travers les cultures de rente (vanille et café) maintient une valeur moyenne des propriétés du sol. Les résultats présentés dans cette étude seront utiles pour la gestion du paysage forestier et permettront l'intégration de la réserve de SOC dans la mise en œuvre de la REDD +.

*Mots clés : Changement d'utilisations des terres, Culture sur brûlis, Madagascar, Propriétés du sol, REDD+, Spectroscopie.*

## 2.2. Abstract

Soil is a major natural resource acting as a key interface between climate and biogeochemical systems. *Tavy* system or slash-and-burn agriculture influences soil quality and is responsible for releases of carbon stored in the soil. This study aims to evaluate soil properties in each land use and to determine the impact of land use change on these soil properties. The study area was located in an area in the rainforest of northeastern of Madagascar. Soil samples were collected on 135 study sites composed of nine land use types including natural forest, three cropland stages, tree fallow, mixed fallow, grassland which are used as grazing and two cash crop plantations (vanilla and coffee). Mid-Infrared Spectroscopy (MIRS) was used to estimate organic carbon (C org), total nitrogen (N tot), cation exchange capacity (CEC), exchangeable potassium (K ech), soil texture and pH (H<sub>2</sub>O and KCl), while available phosphorus (P Olsen), soil bulk density (BD) and soil carbon stock (SOC) for 0-30 cm and 0-100 cm were estimated with conventional methods. Our results show that prediction models using MIRS were good for all soil properties except for K ech and pH H<sub>2</sub>O. At plot scale and on 0-30 cm, soil in the study area relevant highly

variability. Statistical analysis shows that land use change in *tavy* system contributes significantly to this variability with a p-value <0.001 for P Olsen, C org and N tot, p-value < 0.01 for pH KCl and p-value < 0.05 for CEC and BD . Soil nutrients (P Olsen, C org and N tot) decrease during cultivation period and increase during fallow period. The CEC and pH KCl were stable but decline rapidly at the grassland stage. SOC for both depths declines over two periods: after the first cropland and the third cycle of cropland after deforestation. The presence of tree vegetation in cash crops (vanilla and coffee) maintains a mean value of soil properties. The results presented in this study will be useful for forest landscape management and will allow the integration of the soil pool in the accounting of the SOC flow in the implementation of REDD +.

**Keywords:** *Land use change, Madagascar, REDD +, Slash-and-burn, Soil properties, Spectroscopy*

### 2.3. Introduction

Soil is a major natural resource acting as a key interface between climate and biogeochemical systems (Yalon, 2000). It plays an important role in the ability of ecosystems to provide diverse services related to human well-being (Young and Crawford, 2004), including support for food production, biodiversity and climate change regulation. Soil is the largest terrestrial pool of organic carbon (OC) globally (McBratney et al., 2014) estimated at 2,344 Gt of OC compared to the terrestrial biotic carbon pool estimated at 560 Gt of OC (IPCC., 2013). Soil organic carbon (SOC) is a key indicator of soil fertility indicating nutrients provision for the plants, control of erosion and water holding capacity. With the increasing demand for food and land for agriculture, important losses of soil organic carbon (SOC) are expected (Braimoh and Vlek, 2008) representing up to 78 Gt per year (Lal, 2004).

Thus the preservation and sustainable management of soils is crucial to tackle the main challenge humanity is facing such as food security, climate change, environmental degradation, water scarcity, and biodiversity (Sanchez et al., 2009). Assessing the state of the soil requires complex analytical approaches with a high number of parameters at a large number of sites. The issues faced by soil scientists presently are that conventional laboratory methods used to analyze soil properties are generally impractical because they are time-consuming, expensive and sometimes imprecise (McBratney et al., 2006; Viscarra Rossel et al., 2016). Over the past 30 years, soil visible, near-, and mid-infrared (Vis-NIR-MIR) reflectance spectroscopy has proved to be a fast, cost effective, environmental-friendly, non destructive, reproducible, and repeatable analytical technique (Viscarra Rossel et al., 2006; Soriano-Disla et al., 2014).

Slash and burn agriculture in Madagascar or *tavy* is the traditional and predominant land use practice in the eastern part of the country. In recent years, the fallow period has been reduced and the areas cleared for cultivation have become larger (Styger et al., 2007). These modifications have led to an eventual rupture of the slash-and-burn system in the long run due to the loss of mineral nutrients during the cultivation phase through runoff, leaching, and crop removal. Some authors suggest that it can no longer be restored by short periods of fallow (Juo and Manu, 1996). In addition, recent studies conducted in forest areas dominated by *tavy* practices in the eastern part of Madagascar have shown a decrease in SOC between forest land and other land cover (fallow, crop / savanna and

degraded land) (Grinand et al., 2017 ; Andriamananjara et al., 2016). Hence, *tavy* can be considered as the main cause of deforestation, loss of soil fertility and SOC in the eastern forest of Madagascar (Grinand et al., 2017 ; Andriamananjara et al., 2016 ; Styger et al., 2009 ; Styger et al., 2007).

To maintain soil quality (nutrients and organic matter content), the land use management system needs to be enhanced by limiting the extent of deforestation and improving the *tavy* system. However, the conceptualization and implementation of a new agricultural system requires the deployment of important human, material and financial resources. This challenge is expected to be overcome through a Reducing Emissions from Deforestation and forest Degradation (REDD+) mechanism. REDD+ is a global scale climate change mitigation program that aims to provide incentives for reducing emissions of greenhouse gas from deforestation and forest degradation by installing a financial values for the carbon stored in the ecosystem (WorldBank, 2013). Besides, REDD+ initiatives are expecting to provide environmental and social co-benefits, such as biodiversity conservation, employment opportunities, livelihoods, land tenure clarification, enhanced participation in decision-making, and improved governance (UN, 2009).

Madagascar is committed in REDD+ since 2008 and now in the process of defining its national REDD+ strategy. Examples include REDD+ pilot projects in Makira, Corridor Forestier Ambositra-Vondrozo (COFAV), and Corridor Ankeniheny-Zahamena (CAZ) (Ferguson, 2009; Brumont et al., 2015). However, to be efficient, REDD+ requires a sustainable agricultural strategy and accurate carbon stock assessment in the main carbon pools including SOC in forest land and other land cover changes. On the other hand, research developed of tropical agricultural in recent decades already proposed many alternatives to slash and burn (ASB). These include improved fallow (e.g. introduction of nitrogen fixing species), social forestry and agroforestry, intensive farming systems, fertility transfer strategies (green manure, mulching), alternative crops (cash crops or indigenous species) and several other agro-ecological techniques (Robinson and McKean. 1992). Nevertheless, while the adoption of these soil management systems depends largely on the social, economic, and cultural environments, the central problem lies in the ability of the modified systems to recycle and conserve soil properties (Juo and Manu, 1996). Therefore, a landscape scale evaluation of soil properties and changes in land use trend is very important for sustainable agriculture land management.

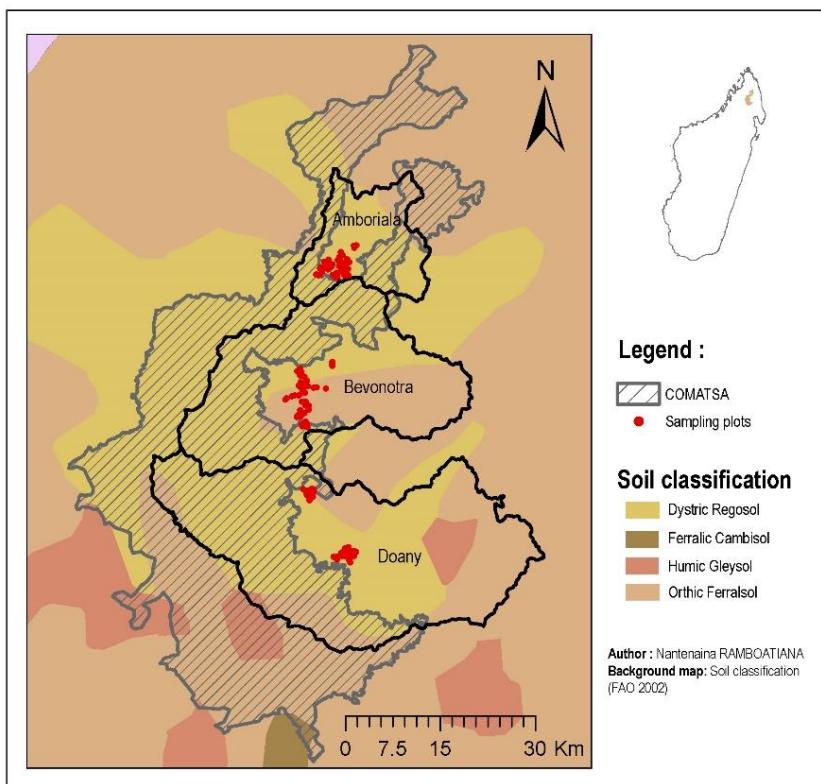
This study aims: (i) to evaluate soil properties in each land use using Mid-Infrared Spectroscopy (MIRS), and (ii) to determine the impact of land use change on these soil properties.

## 2.4. Materials and methods

### 2.4.1. Study area

A field sampling survey was carried out in three rural municipalities (Doany, Bevonotra and Amboriala) of the Marojejy-Tsaratanana Forest Corridor (COMATSA). This conservation corridor is located in the northeastern part of Madagascar and covers an area of 195 000 ha (Carte 4). The climate is tropical, but with a long dry season. The rainy season occurs from December to March, and the dry season from May to November (CREAM, 2013). Average

annual rainfall is around 760 mm, but varies considerably from year to year (1444 –1983 mm) and average annual temperature between 11 and 23° C (Hijmans et al., 2005). The altitude varies from 400 to 2400 m, and the area is characterized by a succession of hills and mountains with a slope ranging from 6 to 45 ° (Jarvis et al., 2004). The vegetation varies according to the altitude gradient. The classification of plant formations proposed by Koechlin et al. (1972), revised and published by Messmer et al. (2000) identify three vegetation biomes in the study area: (i) mountain dense humid forest (800 - 1800 m), (ii) mountain dense sclerophyllous forest (1800 - 2000 m) and (iii) mountain thicket above 2000 m. Following FAO classification (FAO, 2014), soils in COMATSA are dominated by ferralic cambisol and orthic ferralsol (Carte 4).



Carte 4: Location of study area and soil classification

#### 2.4.2. Land use characterization

We conducted a field survey using synchronic approach including a succession of land use by farmers from natural forest to grazing to observe the temporal dynamics. Land use typology for each plot was characterized following a classification scheme fully described in a previous study (Ramboatiana et al., submitted). In sum, this study classifies fallow/cropping cycles and describes different pathways of vegetation succession after deforestation as presented in Fig 19. The main criteria for differentiating pathways were fallow length, fallow/cropping cycles after deforestation and integration or not of cash crops (vanilla or coffee) in fallow/cropping cycles. Nine land use were identified in the study area: three types of cropland, two fallows (tree fallow and mixed fallow) and four land cover (forest, vanilla, coffee and degraded ruderal fallow or grazing).

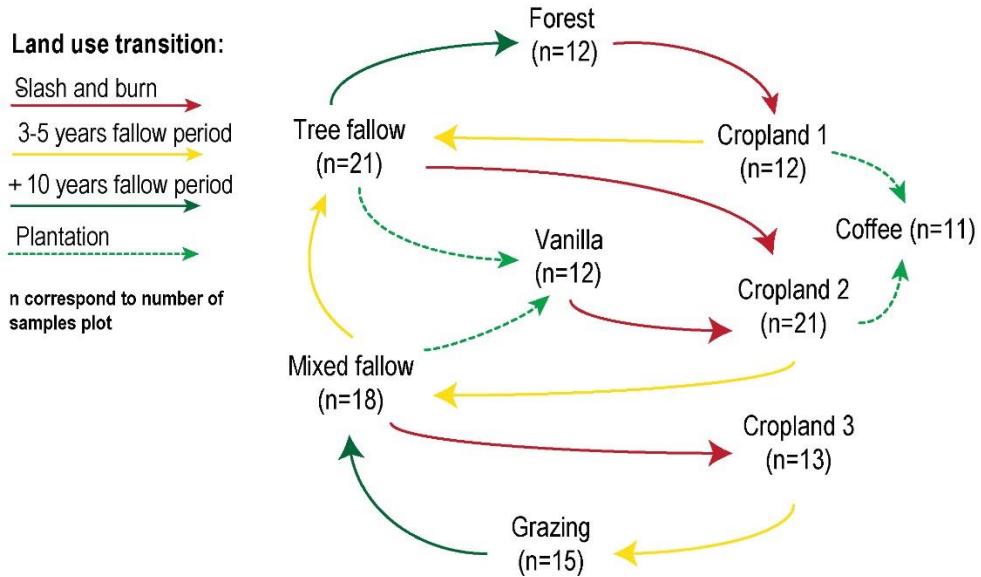


Fig 19 : Land use characterization

#### 2.4.3. Soil properties measurements

##### 2.4.3.1. Soil survey and soil sampling

We locate the point sample over the hot spot of deforestation based on a historical analysis using remote sensing (Grinand et al., 2013 and Rakotomalala et al., 2015). Over the study area, we recorded deforestation rate of 0,77 % between 2000 and 2005 and 0,86 % between 2005 and 2010, 0,91 % between 2010 and 2013 (Grinand et al., 2013 ; Rakotomalala et al., 2015). We carried out a field survey of 135 land use plots including 12 forests, 12 cropland 1, 21 trees fallow, 21 cropland 2, 18 mixed fallow, 13 cropland 3, 15 grazing, 12 vanilla and 11 coffee. The sampling procedure used a circular plot with four subplots as presented in Fig 20. First, litter horizons were removed during the soil sampling over each plot. For each subplot, soil samples were taken with a manual steel auger and steel cylinder (10 cm in height and 8 cm in diameter) at the following depths: 0 – 10, 10 – 20, 20 – 30, 50 – 60 and 90 – 100 cm. The soil samples collected with steel auger in four subplots were mixed and homogenized for each depth to constitute a composite sample. In addition, all soil samples collected from steel cylinders have been weighed and bagged and used to estimate the bulk density of soil. Finally, 675 (135 plots x 5 depths) soil composite samples and 675 soil samples for bulk density estimation were transported in a laboratory for analysis.

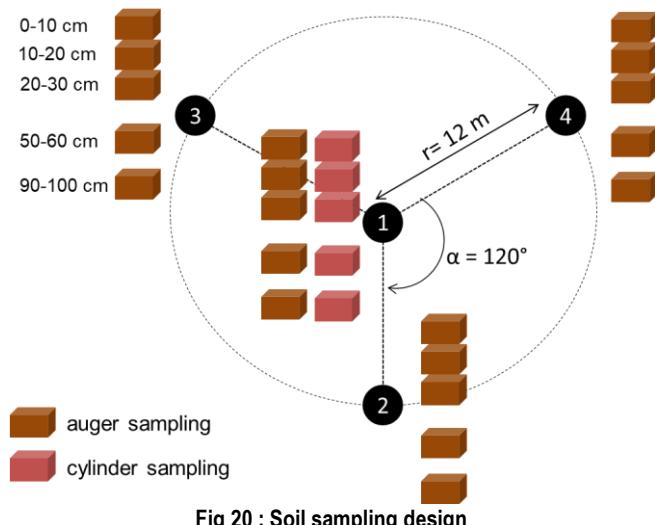


Fig 20 : Soil sampling design

#### 2.4.3.2. Soil laboratory analysis

A large selection of soil properties analyses were carried out at the “Laboratoire des Radiosotopes” (LRI) soil laboratory in Antananarivo, Madagascar. The soil composite samples ( $n = 675$ ) from the steel auger were air-dried, ground finely and sieved through a  $<0.2$  mm mesh to remove fine roots. A total of 208 soil composite samples selected according Kennard-Stone algorithm (Kennard and Stone, 1969) were analyzed using standard laboratory procedures. Soil pH was determined in water (pH H<sub>2</sub>O) and KCl (pH KCl) using a 1:1 soil: solution ratio. Organic carbon (C org) was analyzed using the Walkley–Black procedure (Walkley and Black, 1934), while total nitrogen (N tot) was analyzed using the Kjeldahl (Bremmer and Sulvaney, 1982) procedures. Exchangeable potassium (K ech) and cation exchange capacity (CEC) were determined according to methods described in Aran *et al.* (2008). Particle size analysis (texture) was conducted using the Modified Pipette Method (Gee and Bauder, 1986). Samples were pretreated with heat and hydrogen peroxide H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (35%) to remove organic matter and with Na-OH to disperse soil fractions. For available phosphorus estimation, soil composite samples on 0-10, 10-20 and 20-30 cm were mixed to obtain 135 soil samples for 0-30 cm. Olsen's method (Olsen, 1954) was used on these mixed soil to evaluate available phosphorus (P Olsen) in 0-30 cm depth. Finally, all soil samples collected from the cylinder were oven dried for 24 h at 105°C, sieved to remove coarse fraction materials (fine roots and gravel or stone) larger than 2 mm in size, and weighed. Soil bulk density was estimated based on dry weight and volume of the sampled soil.

#### 2.4.3.3. Mid-infrared spectroscopy analysis

Mid infrared spectroscopy (MIRS) has been successfully applied in predicting various soil properties a global scale (Viscarra Rossel *et al.*, 2016), national scale (Clairotte *et al.*, 2016) and local scale (Rabenarivo *et al.*, 2013). “The Agilent 4100 Exoscan FTIR” spectrometer available at the LRI was used to scan the 675 soil composite samples. The measured wavebands ranged from 3814 to 838 cm<sup>-1</sup> with a resolution of 8 cm<sup>-1</sup>. Soil laboratory analysis results ( $n=208$ ) were used to build the prediction models using standard chemometrics partial least squares (PLS) regression. Absorption spectra were preprocessed using standard normal variance function (SNV). The selection of calibration samples ( $n=145$ ) and validation sample ( $n= 63$ ) was performed according to a procedure adapted

from Puchwein (1988). For each modeling, a 10 fold cross-validation was performed in order to determine the optimal number of principal components (Nb PC) for the first 20 main components. The prediction performance was evaluated using the coefficient of determination ( $R^2$ ) of the linear regression of predicted compared to measured values, the root mean square errors of calibration (RMSEC) and the root mean square errors of prediction (RMSEP) for the calibration and validation set, respectively, and the ratio of performance deviation (RPD), which is the ratio of the standard deviation of the measured soil properties and the RMSEP. In MIRS, good predictions for such a diverse data set are regarded as having an  $R^2 \geq 0.75$  and an  $RPD \geq 2$  (Shepherd and Walsh, 2002; Chang et al., 2001). Satisfactory predictions have an  $R^2$  from 0.65 to 0.75 and RPD from 1.4 to 2.0 (Terhoeven-Urselmans et al., 2010). Outliers detection was carried out using a plot of Q residuals versus Hotelling's  $T^2$  (Müller et al., 2015 ; Mehmood, 2016). The number of outliers removed for each soil properties is visible in table 5. Models calibration and soil properties prediction were performed with ChemFlow software.

#### 2.4.3.4. Bulk density and soil organic carbon calculation

Bulk density is defined as the mass of dry solids in a total volume of the wet sample. It was determined as the mass of dry soil divided by the volume of the cylinder (Eq.1):

$$BD \text{ (g.cm}^{-3}\text{)} = \text{Dry mass (g) / Soil volume (cm}^{-3}\text{)} \text{ (Eq. 1)}$$

The stocks of SOC ( $Mg C ha^{-1}$ ) for 0-30 and 0-100 cm soil depth were calculated for each soil layer as follows (Eq.2) (Parras-Alcántara et al., 2013):

$$SOC = \sum BDi \times 0,1 \times (1 - CSFi) \times orgCi \times ti \text{ (Eq. 2)}$$

SOC: C stock in soil ( $Mg ha^{-1}$ ), BDi: bulk density of the soil ( $g cm^{-3}$ ) in i soil layer, org Ci: organic C content of the soil ( $gC kg^{-1}$  soil) in layer i, CSFi: coarse soil fraction  $> 2$  mm in the sampled soil and ti: thickness of the corresponding layer i ( $i = 0 - 10, 10 - 20, 20 - 30, 50 - 60$  and  $90 - 100$  cm). SOC on 30 – 50 and 60 – 90 cm were estimated by calculating the SOC average on above and below layers.

#### 2.4.4. Statistical analysis

Statistical comparisons of soil properties among land uses were conducted with analysis of variance (ANOVA) and Student-Newman-Keuls (SNK) multi-comparison test followed by least-significant difference tests at  $\alpha = 0.05$  probability level. Box Cox transformation (Box and Cox, 1964) was applied in order to obtain a normal distribution in the residuals, as required by the parametric test. All analyses were performed with R software version 3.4.0 using **FactoMineR**, **car** and **agricolae** packages.

### 2.5. Results

#### 2.5.1. Conventional analysis results

Descriptive statistics of the 208 samples analyzed in a laboratory using conventional methods provide information on the general characteristics of soil properties (Fig 21). For the first 30 cm of soil, C org, N tot, CEC and K ech

show great variability. And their concentrations decrease with the soil depth. The pH KCl (3.60 - 5.25) and pH H<sub>2</sub>O (4.46 - 6.44) indicate that the soil is acidic in the study area. This acidity is stable following soil depth. In general, our samples are distributed in the left part of the triangle of texture which is characterized by the predominance of clay and sand (ALO: Heavy clay, A: Clay, AS: Sandy clay, SA: Clayey sand, LAS: Limon sandy clay). According to the texture triangle following the French 'Aisne' soil texture classification, soil samples are composed in equal proportion of clay and sand. Thus, the soil in the study area is mainly characterized by acidic soils, wherein between a sandy and clay texture, and have a concentration of soil nutrient and chemical properties very variable in the upper soil layers.

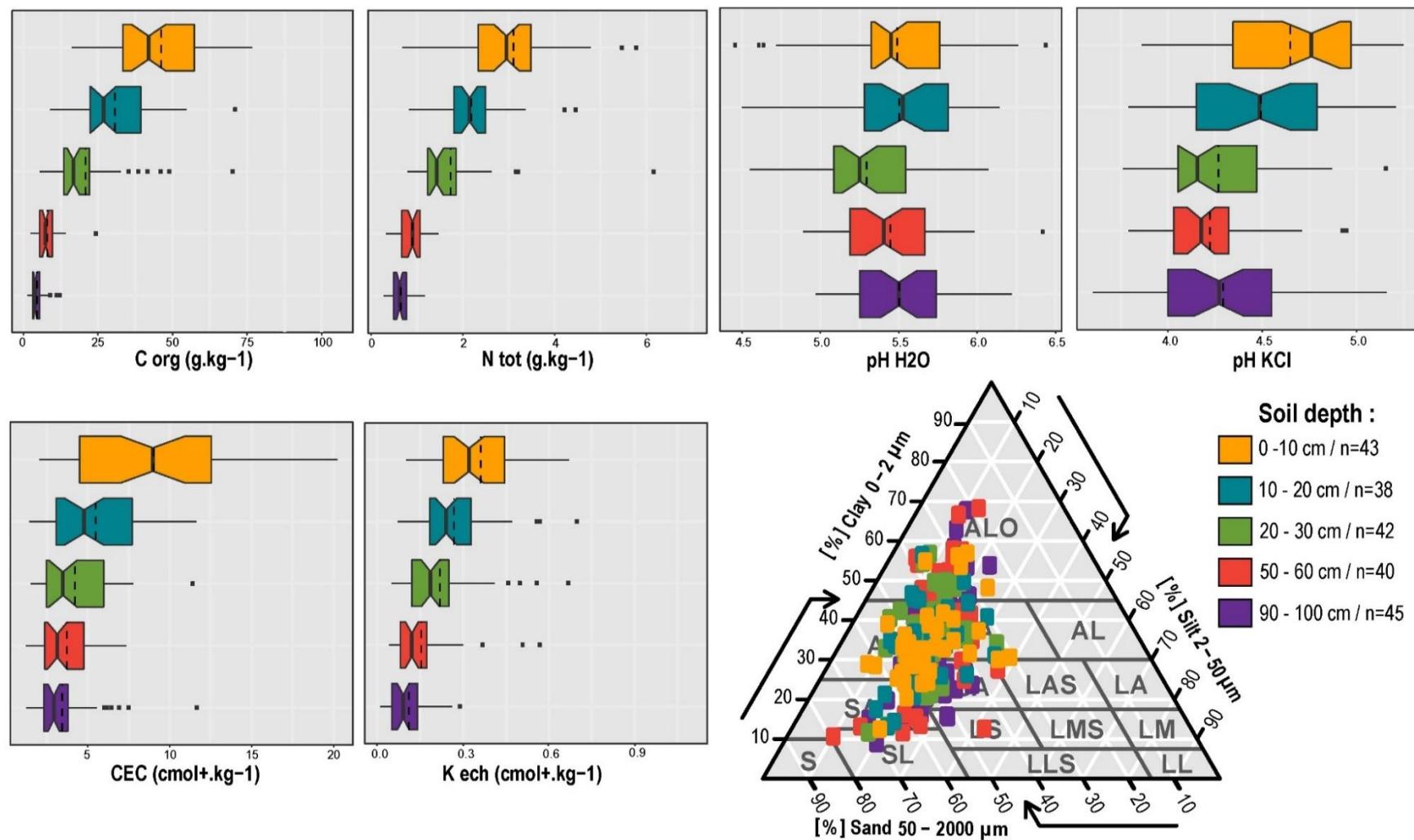


Fig 21 : Laboratoire analysis results

### 2.5.2. Soil spectral properties

The mean of mid infrared spectra following soil depth (Fig 22) shows that soils in the study area are dominated by ferrallitic soils (Ferralsols according to FAO classification). Ferrallitic soils are characterized by the: (i) 1:1 kaolinitic clay type ( $[Si_2] Al_2O_5(OH)_4$ ) expressed by waveband 3694, 3655 and 3622  $cm^{-1}$  (Nguyen et al., 1991) ; (ii) gibbsite ( $Al(OH)_3$ ) expressed by waveband 3530, 3525 and 3450  $cm^{-1}$  and (iii) quartz with important wavebands located between 2000 à 1600  $cm^{-1}$  (Viscarra Rossel and Lark, 2009).

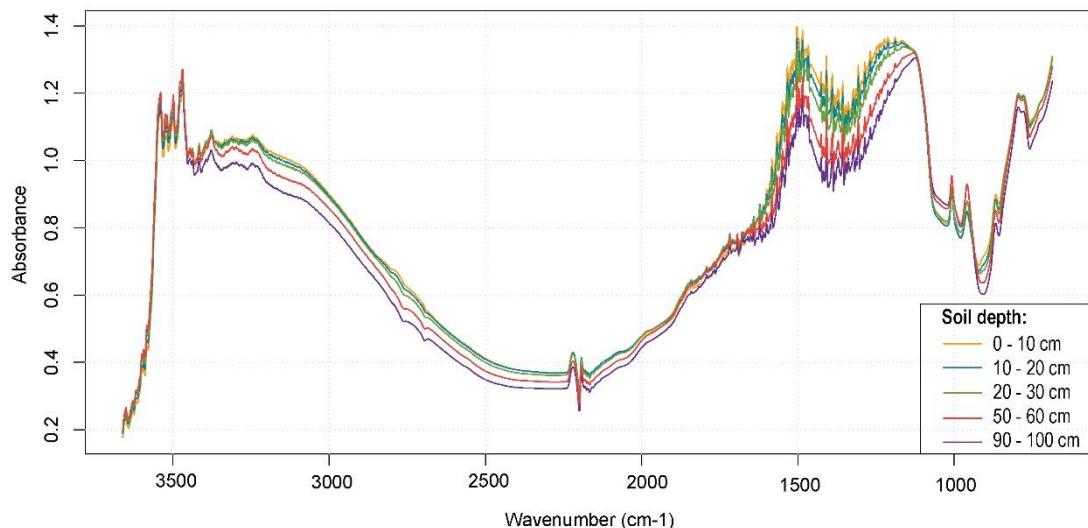


Fig 22 : Mean of mid infrared spectra following soil depth

### 2.5.3. Mid-infrared modeling

Tab 5 showed the results of calibration and prediction of mid-infrared spectroscopy modeling (MIRS). Prediction models using MIR spectra performed well for C org and N tot. Performance of models was satisfactory for soil texture (Clay + fine Silt and Sand), CEC and pH KCl. Prediction models were poorer for K ech and pH H<sub>2</sub>O. For the next sections, composite soil samples not analyzed by conventional methods (n = 467), C org, N tot, clay + fine silt, sand, CEC and pH KCl were predicted by MIRS models while K ech and pH H<sub>2</sub>O are not considered.

Tab 5 : Prediction performance of MIRS-PLS models

Soil Properties	Calibration					10 fold Cross validation			External validation		
	Outliers removed	n	Nb PC	RMSEC	R2	RMSEP	R2	RPD	RMSEP	R2	RPD
C org (g.kg⁻¹)	18	127	13	2.15	0.98	4.23	0.94	3.87	5.15	0.9	3.29
N tot (g.kg⁻¹)	9	136	16	0.12	0.99	0.3	0.92	3.60	0.35	0.88	2.91
Clay + fine silt (%)	14	131	9	4.71	0.82	6.19	0.7	1.82	8.54	0.73	1.97
Sand (%)	15	130	6	5.6	0.72	6.72	0.6	1.59	9.23	0.7	1.87
CEC (cmol+.kg⁻¹)	6	139	11	1.1	0.87	1.68	0.69	1.80	2.33	0.61	1.63
pH KCl	16	129	15	0.08	0.95	0.2	0.73	1.90	0.26	0.5	1.42
K ech (cmol+.kg⁻¹)	18	127	6	0.09	0.50	0.1	0.34	1.38	0.16	0.22	1.13
pH H <sub>2</sub> O	0	145	7	0.19	0.51	0.22	0.34	1.09	0.45	0.01	0.40

#### 2.5.4. Aggregated soils properties statistics at plot scale

At the plot scale, the soil properties show great variability with a coefficient of variation (CV) greater than 15% except pH KCl (6.77 %) and BD (10%) (Tab 6). This indicates that the values are relatively dispersed and the 135 soil sampling plots are very heterogeneous following soil properties. Soil nutrients have greater variability compared to other soil properties with a mean to  $30.21 \pm 9.83 \text{ g.kg}^{-1}$ ,  $2.21 \pm 0.63 \text{ g.kg}^{-1}$  and  $3.56 \pm 1.53 \text{ mg.Kg}^{-1}$  respectively for C org, N tot and P Olsen. The ion exchange capacity between plants and soil is also highly variable for the 135 plots with a mean CEC of  $6.05 \pm 2.37 \text{ cmol}^+ \text{.kg}^{-1}$ . The physical properties characterized per BD and soil texture have the lowest variability. Regarding soil organic carbon stock, the mean is  $95.37 \pm 0.63 \text{ MgC.ha}^{-1}$  for 0-30 cm and  $175.56 \pm 61.10 \text{ MgC.ha}^{-1}$  for 0-100 cm, the variability of the first 30 cm of soil is a little less than the deep soil by comparing CV.

Tab 6 : Soil physicochemical properties / \* number of plots.

Soil properties	n*	min	mean	sd	max	CV (%)
C org (g.kg $^{-1}$ )	135	11.64	30.21	$\pm 9.83$	66.92	32.54
N tot (g.kg $^{-1}$ )	135	0.9	2.21	$\pm 0.63$	5.40	28.37
P Olsen (mg.Kg $^{-1}$ )	135	1.45	3.56	$\pm 1.53$	9.66	42.91
CEC (cmol $^+$ .kg $^{-1}$ )	135	1.57	6.05	$\pm 2.37$	12.61	39.13
pH KCl	135	3.84	4.49	$\pm 0.3$	5.19	6.77
BD (g.cm $^{-3}$ )	135	0.84	1.17	$\pm 0.12$	1.45	10
Clay + fine silt (%)	135	26.64	50.03	$\pm 8.44$	71.75	16.86
Sand (%)	135	19.02	43.65	$\pm 7.89$	67.48	18.07
SOC 0-30 (MgC.ha $^{-1}$ )	135	38.60	95.37	$\pm 26.94$	180.20	28.24
SOC 0-100 (MgC.ha $^{-1}$ )	135	43.93	175.56	$\pm 61.10$	386.05	34.80

#### 2.5.5. Variations of soil properties with land uses

ANOVA revealed significant differences among land use types for most soil properties (Fig 23): P Olsen (p-value < 0.001), C org (p-value < 0.001), N tot (p-value < 0.001), pH KCl (p-value < 0.01), CEC (p-value < 0.05) and BD (p-value < 0.05) (Fig 21). Soil nutrients (P Olsen, C org and N tot) decrease from forest to grazing (ruderal savannah) with means values of  $4.90 \text{ (mg.Kg}^{-1}\text{)}$ ,  $37.53 \text{ (g.kg}^{-1}\text{)}$ ,  $2.67 \text{ (g.kg}^{-1}\text{)}$ , respectively for forest and  $2.30 \text{ (mg.Kg}^{-1}\text{)}$ ,  $24.40 \text{ (g.kg}^{-1}\text{)}$ ,  $1.69 \text{ (g.kg}^{-1}\text{)}$ , respectively for grazing. This soil impoverishment is visible in two levels: after cropland 1 and after cropland 3. The pH KCl are stable from forest until cropland 3 around overall mean of 4.50 except for grazing with low mean value of 4.26. SNK-test grouped tavy system on three groups according to CEC: (a) forest, cropland 2 and cropland 3 (mean value of group =  $6.58 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ), (ab) cropland 1, tree fallow and mixed fallow ( $5.91 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ), and (b) grazing ( $4.05 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ). SNK-test could not group BD but an increasing trend is perceptible from forest to grazing. According to land uses change, SOC decreases during cropland and fallow succession for both depths (Fig 22). SOC for the 30 cm layer is most vulnerable (p-value = 0.005) in relation to land uses change than SOC for the 1 m layer (p-value = 0.016). Generally, SOC for both depths declines on two period: (i) after cropland 1 ( $111.34 \text{ MgC.ha}^{-1}$  for 0-30 cm and  $207.44 \text{ MgC.ha}^{-1}$  for 0-100 cm) and (ii) after cropland 3 ( $84.31 \text{ MgC.ha}^{-1}$  for 0-30 cm and  $141.66 \text{ MgC.ha}^{-1}$  for 0-100 cm). Both SOC have average values for fallows and cash crops (Fig 24). Cash crops (in blue) maintain soil properties in mean values.

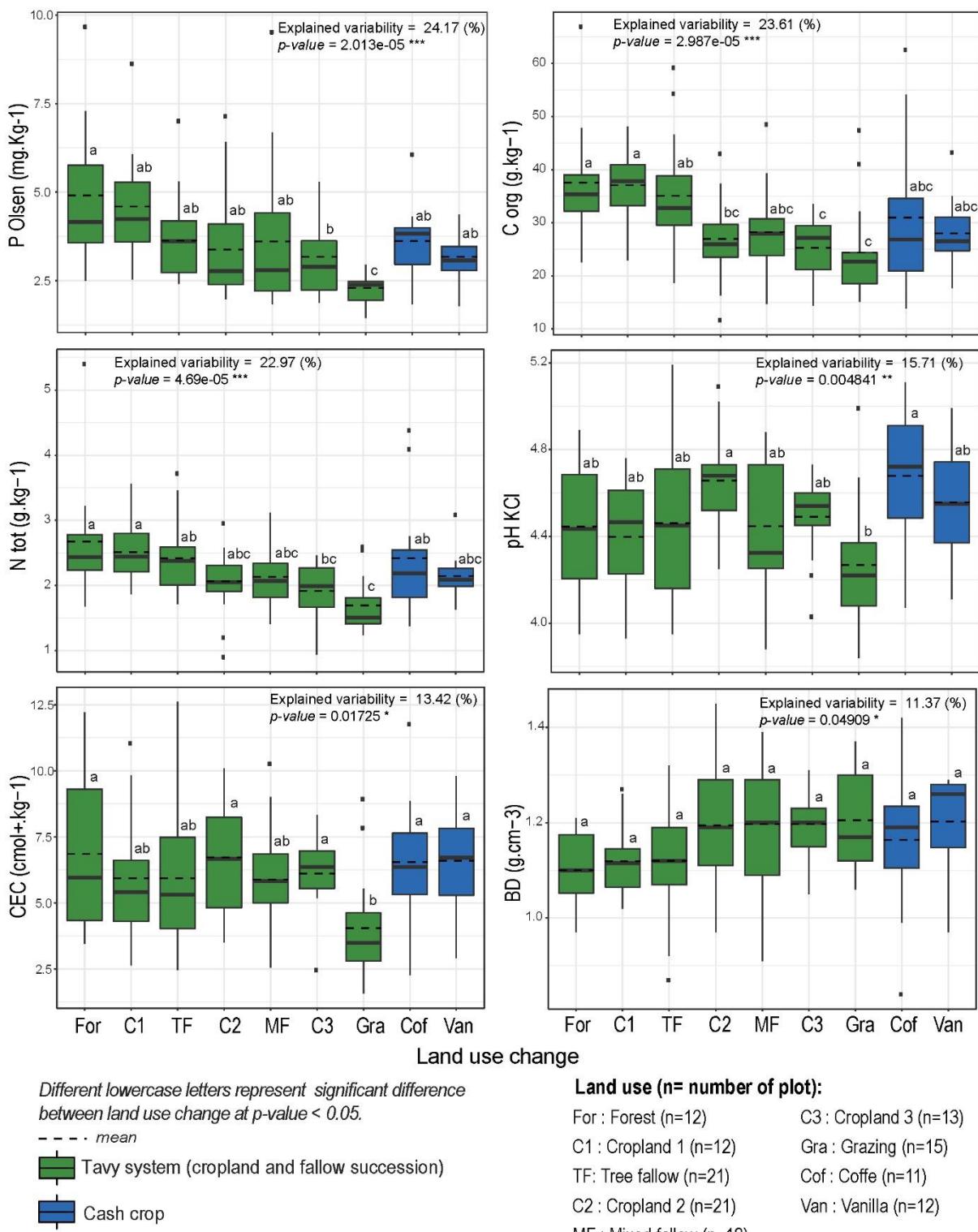


Fig 23 : Effects of land use change on soil properties

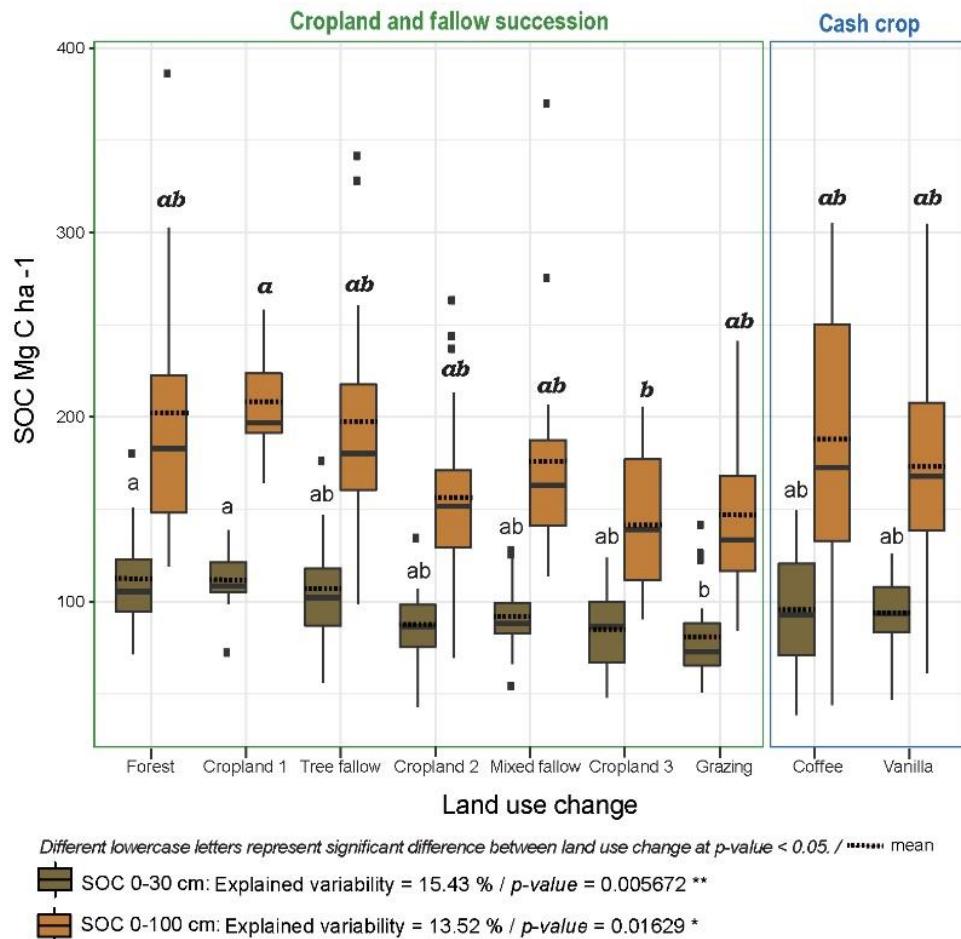


Fig 24 : Effects of land use change on SOC

## 2.6. Discussions

### 2.6.1. MIRS models accuracy assessment

Our result confirm the conclusions of the authors working on spectroscopy applied to the prediction of soil properties (Viscarra Rossel et al., 2006, Vågen et al., 2006, Terhoeven-Urselmans et al., 2010 and Rabenarivo et al., 2013) that infrared spectroscopy is a well-established methodology for predicting important soil properties such as C org, N tot, CEC, texture and pH. According to the comparative study conducted by Viscarra Rossel et al., 2006, the quality of prediction models based on mid infrared (MIR) is bad, but near infrared (NIR) has produced more accurate predictions for K ech. However, Schmitter et al., (2010) in their study on tropical soil in Vietnam was able to predict K using MIRS methodology. Hence, applicability and efficacy of MIRS depend on the soil type and/or location, and illustrate why regional calibrations are still required for a successful prediction of soil properties (Shepherd and Walsh, 2004; McBratney et al., 2006). These issues limit a generic applicability of MIRS in the prediction of soil variables for agro-ecological assessments (Cobo et al., 2010).

### 2.6.2. Effect of land use on soil properties

This study shows that the Tavy system, under the actual fallow period condition adopted by COMATSA farmers (3 to 5 years), leads to nutrient losses in the soil, a decrease of cation exchange capacity and an increase in soil density. These results are consistent with those found by Brand and Pfund (1998) and Styger et al. (2009) who also studied the variability of soil properties following Tavy system in the humid forests of eastern Madagascar. The bibliographic review realized by Ribeiro Filho et al. (2013) on impacts of shifting cultivation on tropical forest soil, concludes that in 90 % of studies reviewed shows that shifting cultivation system (SCS) does not compromise soil quality. Therefore, for soils, the SCS would be a sustainable agricultural system, adapted to the ecological conditions of the tropical forests where this system is practiced, if a sufficiently long fallow period facilitates recovery. Thus, if farmers wait tree fallow stage and do not burn the mixed fallow, *Tavy* system in COMATSA would be sustainable. As lengthening of fallow periods can be difficult, it would be better to intervene on cropland 2 or cropland 3. Either by adopting agro-ecological techniques consisting of associating trees (ex. vanilla or coffee) with food crops or by investing through agricultural inputs. Planting species with high biomass production and stopping the annual fire can restore soil properties in grassland (grazing). The hay crop can be a solution to reduce the use of fire.

### 2.6.3. Soil carbon stock variability

Our average stock values for the two depths are similar to the studies done by Andriamananjara et al., 2016 and Grinand et al., 2017. These two studies gave results on SOC variation in relation to deforestation in the rainforests of Madagascar. Grinand et al. 2017 concluded that SOC decreased by 30% for 0-30 cm and 14% for 0-100 cm in the transition from forest to crop and savannah. Andriamananjara et al. 2016 surveyed the influence of land cover changes on four land cover/uses including natural forest, two fallow stages and degraded land. This study did not find statistically significant effect of land cover change in SOC but a decrease trend from closed canopy forest to degraded land was reported by the authors. The consideration of cropland in our study has shown that cultivation decreases SOC on cropland 2 ( $106.13 \pm 28.63$  to  $87.16 \pm 22.18 \text{ MgC.ha}^{-1}$  for 0-30 cm and  $197.32 \pm 62.48$  to  $156.83 \pm 49.48 \text{ MgC.ha}^{-1}$  for 0-100 cm) and cropland 3 ( $91.22 \pm 19.69$  to  $84.32 \pm 21.94 \text{ MgC.ha}^{-1}$  for 0-30 cm and  $176.01 \pm 61.21$  to  $141.66 \pm 39.23 \text{ MgC.ha}^{-1}$  for 0-100 cm) and fallowing, particularly for mixed fallow, increases the soil carbon stock ( $87.16 \pm 22.18$  to  $91.22 \pm 19.69 \text{ MgC.ha}^{-1}$  for 0-30 cm and  $156.83 \pm 49.48$  to  $176.01 \pm 61.21 \text{ MgC.ha}^{-1}$  for 0-100 cm) (Fig 7). Also, the quantification of SOC under vanilla and coffee asserted that the presence of permanent tree vegetation on the plot maintains SOC. SOC on 0-30 cm is  $93.68 \pm 21.36 \text{ MgC.ha}^{-1}$  and  $172.89 \pm 21.36 \text{ MgC.ha}^{-1}$  on 0-100 cm and  $95.15 \pm 36.42 \text{ MgC.ha}^{-1}$  on 0-30 cm and  $187.48 \pm 87.75 \text{ MgC.ha}^{-1}$  on 0-100 cm respectively for vanilla and coffee. This positive correlation between SOC and tree or shrub distribution could be attributed to the deposition of litter under trees and shrubs that decomposes more slowly than plant residues from grass and croplands. This was confirmed by Abegaz et al., 2016 using Wolf's model, which concluded that soils were losing SOC under crops and grasslands, but were gaining SOC under forest and fallows.

#### 2.6.4. *Spatial soil variability*

A great variability of soil properties is also observed in inter-land-use i.e. between the same land-uses (Fig 23 and Fig 24). Our hypothesis is that this inter-land use variability is related to the spatial location of the plots. Thus, we realized an unsupervised Ascending Hierarchical Classification (AHC) of the 135 plots as a function of soil properties (C org, N tot, P Olsen, CEC, pH KCl, BD, Clay + fine silt, SOC 0-30 cm and SOC 0-100 cm). AHC classified the 135 plots in three clusters: (i) cluster 1 which are nutrient-poor soils with lower SOC (n = 85), (ii) cluster 2 which are high value of soil nutrients and SOC but with lower pH KCl and CEC (n = 36) and (iii) cluster 3 which are soils with high soil nutrients, SOC, pH KCl and CEC (n = 14) (Fig 25). The spatial representation of the three clusters in the landscape shows a grouping trend of red, green and black points in a, c and d zone (Fig 25 a, c and d). While the black and red points are mixed in zone b (Fig 25 b). Thus, the sampling protocol used in this study does not isolate the effect of land-use change. For more precision, a systematic sampling protocol (in grid) like the one developed by Vagen et al., 2010 and used by Abegaz et al., 2016 is recommended.

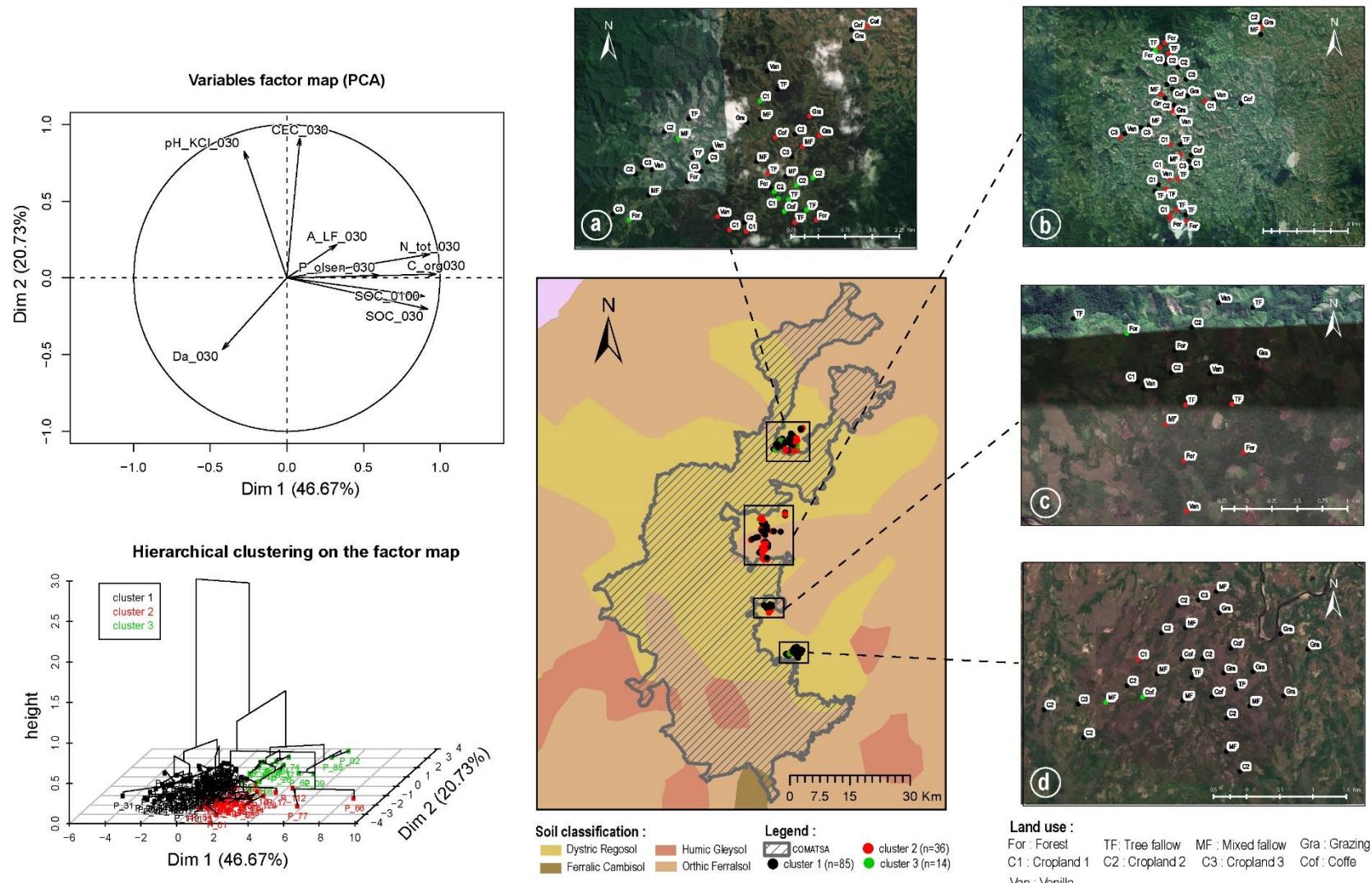


Fig 25 : AHC classification results and clusters spatial representation

## 2.7. Conclusion

This study confirms the importance of mid infrared spectroscopy (MIRS) in soil science. MIRS prediction models allowed the quantification of six soil properties (C org, N tot, Clay + fine silt, Sand, CEC and pH KCl). The analysis of land-use change effect on soil properties shows that the *Tavy* system depletes, acidifies and densifies the soil. P Olsen is the most vulnerable to land use change followed by C org and N tot with p-values <0.001. The pH KCl and CEC are stable but decrease rapidly in the grasslands used for grazing. In general, degradation of soil properties occurs during the cultivation periods if the improvement is made during fallow period and / or the installation of the cash crop. Land use change also influences the soil carbon stock (SOC) and accounts for 15.43% of SOC variability 0-30 cm and 13.52% of SOC variability 0-100 cm. Maintaining SOC in mean values on vanilla and coffee plots shows the importance of the presence of tree species for soil carbon sequestration. From a methodological aspect, this study has shown that a systematic sampling protocol is more appropriate for the variability of soil properties studies. Our results specify the timing and agricultural techniques to be applied for soil fertility management in the study area. The study is also a first step towards modeling the soil properties variability at the scale of a landscape.

## 2.8. Acknowledgement

This work is based on PhD research work by Nantenaina Ramboatiana at Antananarivo University, Madagascar. The authors are grateful to Programme Holistique de Conservation des Forêts (PHCF) program leaded by Etc terra association for funding this work, Laboratoire des Radiosotopes (LRI) for soil analysis and partnership WWF-AgriSud international for their support during fieldwork.

## 3. Conclusion de l'étude

Cette étude a démontré que les propriétés du sol changent suivant les utilisations des terres. La présence de végétations arborées (forêt, jachère arborée, jachère mixte, café et vanille) maintient les nutriments du sol (P Olsen, C org et Ntot). Ces nutriments sont perdus durant les mises en culture. L'acidité et la capacité d'échange cationique du sol ne connaissent pas vraiment de changement face à la mise en culture ou la mise en jachère, mais chutent rapidement lorsque la parcelle est convertie en pâturage. Le changement d'utilisation des terres n'a pas d'effet statistiquement significatif sur les propriétés physiques du sol, mais une augmentation de la densité apparente du sol est constatée durant le passage de la forêt en savane herbeuse (pâturage). Ces résultats permettent d'accepter l'hypothèse qui stipule que ***la mise en jachère et la conversion en culture de rente (vanille et café) des parcelles ont les mêmes effets d'amélioration des propriétés du sol.*** Les stocks de carbone du sol (SOC) pour les deux profondeurs considérées (0-30 et 0-100 cm) varient significativement suivant l'utilisation des terres. La première perte de SOC se fait lors de la mise en culture des jachères arborées et la deuxième se fait lors de la mise en culture des jachères mixtes. Ainsi, la couverture du sol retient le SOC et la mise à nu du sol lors de brûlage et après la récolte relâche le stock de carbone du sol. L'hypothèse qui suppose que ***le système de tavy n'affecte pas significativement le stock de carbone du sol*** est alors rejetée.

La recherche d'alternative au *tavy* doit considérer ces résultats. Ainsi, les contextes biophysiques (topographie et climat) de la zone d'étude associée à la mise à nu du sol accélèrent la perte en nutriment et le SOC du sol. Une solution est alors la mise en place de végétation arborée dans les parcelles de culture pour limiter ces pertes. Les résultats fournissent aussi aux aménagistes le moment idéal d'intervention dans la zone qui correspond au moment de la récolte après la phase de culture 2. L'étude démontre aussi que le *tavy* pratiqué actuellement dans la zone d'étude est responsable d'émission de carbone. L'atteinte de l'objectif de concilier l'atténuation du changement climatique et la sécurisation alimentaire dans le cadre de la REDD+ ou l'initiative 4 pour 1000 nécessite la réforme de la technique agricole.

#### 4. Références du chapitre 4

Abegaz, A., Winowiecki, L.A., Vågen, T.-G., Langan, S., Smith, J.U., 2016. Spatial and temporal dynamics of soil organic carbon in landscapes of the upper Blue Nile Basin of the Ethiopian Highlands. *Agric. Ecosyst. Environ.* 218, 190–208. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.11.019>

Andriamananjara, A., Hewson, J., Razakamanarivo, H., Andrisoa, R.H., Ranaivoson, N., Ramboatiana, N., Razafindrakoto, M., Ramifehiarivo, N., Razafimanantsoa, M.-P., Rabeharisoa, L., Ramananantoandro, T., Rasolohery, A., Rabetokotany, N., Razafimbelo, T., 2016. Land cover impacts on aboveground and soil carbon stocks in Malagasy rainforest. *Agric. Ecosyst. Environ.* 233, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.030>

Aran, D., Maul, A., Masfaraud, J.-F., 2008. A spectrophotometric measurement of soil cation exchange capacity based on cobaltihexamine chloride absorbance. *Comptes Rendus Geosci.* 340, 865–871. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2008.07.015>

Borggaard, O.K., Gafur, A., Petersen, L., 2003. Sustainability appraisal of shifting cultivation in the Chittagong Hill Tracts of Bangladesh. *AMBIO: J. Hum. Environ.* 32, 118–123.

Box, G.E., Cox, D.R., 1964. An analysis of transformations. *J. R. Stat. Soc. Ser. B Methodol.* 211–252.

Braimoh A.K., Vlek P.L.G., 2008. Impact of Land Use on Soil Resources. In: Braimoh A.K., Vlek P.L.G. (eds) *Land Use and Soil Resources*. Springer, Dordrecht

Brand, J., Pfund, J.L., 1998. Site-and watershed-level assessment of nutrient dynamics under shifting cultivation in eastern Madagascar. *Agric. Ecosyst. Environ.* 71, 169–183. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(98\)00139-X](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(98)00139-X)

Bremmer, J. and Sulvaney, C., 1982. Total nitrogen. En *Methods of Soil Analysis*, part 2. Agron. Mongr. 9. 2nd ed. ASA and SSSA, Madison, WI . p.595-624.

Brimont, L., Ezzine-de-Blas, D., Karsenty, A., Toulon, A., 2015. Achieving Conservation and Equity amidst Extreme Poverty and Climate Risk: The Makira REDD+ Project in Madagascar. *Forests* 6, 748–768. <https://doi.org/10.3390/f6030748>

Chang, C.-W., Laird, D.A., Mausbach, M.J., Hurlburgh, C.R., 2001. Near-Infrared Reflectance Spectroscopy–Principal Components Regression Analyses of Soil Properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, 480. <https://doi.org/10.2136/sssaj2001.652480x>

Clairotte, M., Grinand, C., Kouakoua, E., Thébault, A., Saby, N.P.A., Bernoux, M., Barthès, B.G., 2016. National calibration of soil organic carbon concentration using diffuse infrared reflectance spectroscopy. *Geoderma* 276, 41–52. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.04.021>

Cobo, J.G., Dercon, G., Yekeye, T., Chapungu, L., Kadzere, C., Murwira, A., Delve, R., Cadisch, G., 2010. Integration of mid-infrared spectroscopy and geostatistics in the assessment of soil spatial variability at landscape level. *Geoderma* 158, 398–411. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.06.013>

CREAM (Centre de recherches, d'études et d'appui à l'analyse économique à Madagascar)., 2013. Monographie de la région SAVA Madagascar, 212p.

Devendra, C., Thomas, D., 2002. Smallholder farming systems in Asia. *Agr. Syst.* 71, 17–25.

Eglin, T., Ciais, P., Piao, S.L., Barre, P., Bellassen, V., Cadule, P., Chenu, C., Gasser, T., Koven, C., Reichstein, M., Smith, P., 2010. Historical and future perspectives of global soil carbon response to climate and land-use changes. *Tellus, Ser. B Chem. Phys. Met.* 62, 700–718.

FAO., 2014. World Reference Base for Soil Resources. Word Soil Ressource Report 106 (Rome.203p).

Ferguson, B., 2009. REDD comes into fashion in Madagascar. *Madag. Conserv. Dev.* 4.

Gee, G.W., and Bauder, J.W., 1986. Particle-size analysis. p. 383–411. In A. Klute (ed.) *Methods of soil analysis*. Part 1. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.

Grinand, C., Maire, G.L., Vieilledent, G., Razakamanarivo, H., Razafimbelo, T., Bernoux, M., 2017. Estimating temporal changes in soil carbon stocks at ecoregional scale in Madagascar using remote-sensing. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinformation* 54, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2016.09.002>

Grinand, C., Rakotomalala, F., Gond, V., Vaudry, R., Bernoux, M., Vieilledent, G., 2013. Estimating deforestation in tropical humid and dry forests in Madagascar from 2000 to 2010 using multi-date Landsat satellite images and the random forests classifier. *Remote Sens. Environ.* 139, 68–80. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.07.008>

Guillaume, T., Damris, M., Kuzyakov, Y., 2015. Losses of soil carbon by converting tropical forest to plantations: erosion and decomposition estimated by  $\delta^{13}\text{C}$ . *Glob. Change Biol.* 21, 3548–3560. <https://doi.org/10.1111/gcb.12907>

Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25, 1965–1978. <https://doi.org/10.1002/joc.1276>

Jarvis, A., Rubiano, J.E., Nelson, A., Farrow, A., Mulligan, M., 2004. Practical use of SRTM data in the tropics: Comparisons with digital elevation models generated cartographic data.

Juo, A.S.R., Manu, A., 1996. Chemical dynamics in slash-and-burn agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.*, Alternatives to Slash-and-Burn Agriculture 58, 49–60. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(95\)00656-7](https://doi.org/10.1016/0167-8809(95)00656-7)

Kennard, R.W., Stone, L.A., 1969. Computer Aided Design of Experiments. *Technometrics* 11, 137. <https://doi.org/10.2307/1266770>

Koechlin, J. J.L. Guillaumet, P. et Morat, P., 1974. Flore et Végétation de Madagascar. Cramer/Ganther, Vaduz, 624 p.

Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304, 1623–1627.

McBratney, A.B., Stockmann, U., Angers, D.A., Minasny, B., Field, D.J., 2014. Challenges for Soil Organic Carbon Research, in: *Soil Carbon, Progress in Soil Science*. Springer, Cham, pp. 3–16. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-04084-4\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-04084-4_1)

Mehmood, T., 2016. Hotelling T2 based variable selection in partial least squares regression. *Chemom. Intell. Lab. Syst.* 154, 23–28. <https://doi.org/10.1016/j.chemolab.2016.03.001>

Messmer N., Rakotomalaza, P.J., et Gautier, L., 2000. Structure and floristic composition of the vegetation of the Parc National de Marojejy, Madagascar. In A floral and faunal inventory of the Parc National de Marojejy, Madagascar: With reference to elevational variation, S.M. Goodman (ed.). *Fieldiana: Zoology, new series*, 97 : 41-104.

Müller, C.M., Pejcic, B., Esteban, L., Piane, C.D., Raven, M., Mizaikoff, B., 2015. Infrared Attenuated Total Reflectance Spectroscopy: An Innovative Strategy for Analyzing Mineral Components in Energy Relevant Systems. *Sci. Rep.* 4. <https://doi.org/10.1038/srep06764>

Nguyen, T.T., Janik, L.J., Raupach, M., 1991. Diffuse reflectance infrared Fourier transform (DRIFT) spectroscopy in soil studies. *Soil Res.* 29, 49–67.

Olsen, S.R., 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. United States Department Of Agriculture; Washington.

Parras-Alcántara, L., Martín-Carrillo, M., Lozano-García, B., 2013. Impacts of land use change in soil carbon and nitrogen in a Mediterranean agricultural area (Southern Spain). *Solid Earth* 4, 167–177. <https://doi.org/10.5194/se-4-167-2013>

Puchwein, G., 1988. Selection of calibration samples for near-infrared spectrometry by factor analysis of spectra. *Anal. Chem.* 60, 569–573.

Rabenarivo, M., Chapuis-Lardy, L., Brunet, D., Chotte, J.-L., Rabeharisoa, L., Barthès, B.G., 2013. Comparing near and Mid-Infrared Reflectance Spectroscopy for Determining Properties of Malagasy Soils, Using Global or LOCAL Calibration. *J. Infrared Spectrosc.* 21, 495–509. <https://doi.org/10.1255/jnirs.1080>

Rakotomala, F.A., Rabenandrasana, J.C., Andriambahiny, J.E., Rajaonson, R., Andriamalala, F., Burren, C., Rakotoarijaona, J.R., Parany, B.L.E., Vaudry, R., Rakotonaina, S., others, 2015. Estimation de la déforestation des forêts humides à Madagascar utilisant une classification multivariate d'images Landsat entre 2005, 2010 et 2013. *Rev. Fr. Photogrammétrie Télédétection* N 211, 212.

Ribeiro Filho, A.A., Adams, C., Murrieta, R.S.S., 2013. The impacts of shifting cultivation on tropical forest soil: a review. *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi Ciênc. Humanas* 8, 693–727.

Rittl, T.F., Oliveira, D., Cerri, C.E.P., 2017. Soil carbon stock changes under different land uses in the Amazon. *Geoderma Reg.* 10, 138–143. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2017.07.004>

Robinson, D.M., and McKean, S.J., 1992. Shifting cultivation and alternatives. An annotated bibliography 1972–1989. CAB International, Wallingford, UK. 279 pp

Sanchez, P.A., Denning, G.L., and Nziguheba, G., 2009. The African green revolution moves forward. *Food Security* 1:37–44

Schmitter, P., Dercon, G., Hilger, T., Thi Le Ha, T., Huu Thanh, N., Lam, N., Duc Vien, T., Cadisch, G., 2010. Sediment induced soil spatial variation in paddy fields of Northwest Vietnam. *Geoderma* 155, 298–307. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.12.014>

Shepherd, K.D., Walsh, M.G., 2002. Division S-8–Nutrient Management & Soil & Plant Analysis. *J. Soil Sci. Soc. Am.* 66, 988–998.

Soriano-Disla, J.M., Janik, L.J., Viscarra Rossel, R.A., Macdonald, L.M., McLaughlin, M.J., 2014. The Performance of Visible, Near-, and Mid-Infrared Reflectance Spectroscopy for Prediction of Soil Physical, Chemical, and Biological Properties. *Appl. Spectrosc. Rev.* 49, 139–186. <https://doi.org/10.1080/05704928.2013.811081>

Styger, E., Fernandes, E.C.M., Rakotondramasy, H.M., Rajaobelirina, E., 2009. Degrading uplands in the rainforest region of Madagascar: Fallow biomass, nutrient stocks, and soil nutrient availability. *Agrofor. Syst.* 77, 107–122. <https://doi.org/10.1007/s10457-009-9225-y>

Styger, E., Rakotondramasy, H.M., Pfeffer, M.J., Fernandes, E.C.M., Bates, D.M., 2007. Influence of slash-and-burn farming practices on fallow succession and land degradation in the rainforest region of Madagascar. *Agric. Ecosyst. Environ.* 119, 257–269. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.07.012>

Terhoeven-Urselmans, T., Vagen, T.-G., Spaargaren, O., Shepherd, K.D., 2010. Prediction of Soil Fertility Properties from a Globally Distributed Soil Mid-Infrared Spectral Library. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74, 1792. <https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0218>

UN., 2009. What Are the Multiple Benefits of REDD+? United Nations (UN). Retrieved from UN-REDD website <http://www.un-redd.org/> AboutUNREDDProgramme/GlobalActivities/New\_Multiple\_Benefits/tabid/1016/Default.aspx.

Vägen, T.-G., Andrianorofanomezana, M.-A.A., Andrianorofanomezana, S., 2006. Deforestation and cultivation effects on characteristics of oxisols in the highlands of Madagascar. *Geoderma* 131, 190–200. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.03.026>

Vägen, T.G., Winowiecki, L.A., Walsh, M.G., Tamene, L., Tondoh, J.E., 2010. Land Degradation Surveillance Framework (LSDF): field guide.

Viscarra Rossel, R.A., Behrens, T., Ben-Dor, E., Brown, D.J., Demattê, J.A.M., Shepherd, K.D., Shi, Z., Stenberg, B., Stevens, A., Adamchuk, V., Aichi, H., Barthès, B.G., Bartholomeus, H.M., Bayer, A.D., Bernoux, M., Böttcher, K., Brodský, L., Du, C.W., Chappell, A., Fouad, Y., Genot, V., Gomez, C., Grunwald, S., Gubler, A., Guerrero, C., Hedley, C.B., Knadel, M., Morrás, H.J.M., Nocita, M., Ramirez-Lopez, L., Roudier, P., Campos, E.M.R., Sanborn, P., Sellitto, V.M., Sudduth, K.A., Rawlins, B.G., Walter, C., Winowiecki, L.A., Hong, S.Y., Ji, W., 2016. A global spectral library to characterize the world's soil. *Earth-Sci. Rev.* 155, 198–230. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.01.012>

Viscarra Rossel, R.A., Lark, R.M., 2009. Improved analysis and modelling of soil diffuse reflectance spectra using wavelets. *Eur. J. Soil Sci.* 60, 453–464. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01121.x>

Viscarra Rossel, R.A., Walvoort, D.J.J., McBratney, A.B., Janik, L.J., Skjemstad, J.O., 2006. Visible, near infrared, mid infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. *Geoderma* 131, 59–75. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.03.007>

Walkley, A., Black, J., 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic titration method. *Soil Sci.* 37 (1), 29–38.

World Bank., 2013. Forest Carbon Partnership Facility. Retrieved from <http://www森林carbonpartnership.org/>.

Yalon, D. H., 2000. Down to earth: Why soil and soil science matters. *Nature*, 407, 301.

Young I. M., & Crawford, J. W., 2004. Interactions and self-organization in the soil-microbe complex. *Science*, 304(5677), 1634–1637.

Ziegler, A.D., Bruun, T.B., Guardiola-Claramonte, M., Giambelluca, T.W., Lawrence, D., Thanh Lam, N., 2009. Environmental consequences of the demise in swidden cultivation in Montane mainland Southeast Asia: hydrology and geomorphology. *Hum. Ecol.* 37, 361–373.

## Chapitre 5: Discussion générale et perspectives

<b>1. Synthèse</b>	<b>114</b>
1.1. Rappel des objectifs	114
1.2. Principaux résultats	114
<b>2. Discussion générale</b>	<b>116</b>
2.1. Gestion des terres et conservation des ressources forestières	116
2.2. Modélisation du changement de l'utilisation des terres	118
2.3. Déterminant de la variabilité des propriétés du sol	120
2.4. Limites méthodologiques	122
<b>3. Perspectives de l'étude</b>	<b>124</b>
<b>4. Références du chapitre 5</b>	<b>125</b>

## 1. Synthèse

### 1.1. Rappel des objectifs

Pour rappel, l'objectif de la thèse est de **connaitre et comprendre les relations entre les aspects floristiques, socio-économiques et pédologiques du système de culture pratiqué dans les forêts humides de l'Est de Madagascar**. La finalité de la thèse est d'aider les décideurs dans l'élaboration de politique d'aménagement du paysage forestier pour la sécurité alimentaire et la séquestration du carbone.

Les objectifs spécifiques sont :

- Identifier les différentes unités du paysage et les caractériser suivant leurs compositions floristiques ;
- Déterminer l'effet de la gestion des terres sur la capacité de reconstitution de la végétation ;
- Identifier les facteurs et les indicateurs de gestion des terres par les paysans ;
- Hiérarchiser les facteurs et les indicateurs de gestion des terres par les paysans ;
- Quantifier les propriétés physico-chimiques du sol dans les différentes unités du paysage ;
- Évaluer l'effet de l'utilisation des terres par les paysans sur les propriétés du sol.

Afin d'atteindre ces objectifs, trois études ont été réalisées et rédigées sous forme d'article scientifique :

- Influence de la gestion des recrûs forestiers sur la succession de la végétation et la construction du paysage forestier (Chapitre 2) ;
- Perception paysanne des facteurs d'utilisation des terres (Chapitre 3) ;
- Effets du changement de l'utilisation des terres sur les propriétés du sol (Chapitre 4).

### 1.2. Principaux résultats

La première étude voulait connaitre **l'effet de la gestion des terres sur la reconstitution de la végétation et la résilience de l'écosystème après déforestation**. L'analyse phyto-sociologique a permis d'identifier et de caractériser cinq (5) classes de succession végétale issues de la gestion des recrûs forestiers par les paysans. Il s'agit de : la classe 1 qui associe des espèces herbacées et arbustives, la classe 2 qui associe des espèces arborées, la classe 3 qui associe des espèces herbacées et arborées, la classe 4 qui est très hétérogène, mais renferme plus de la moitié des espèces arborées et la moitié des espèces arbustives et la classe 5 qui est une classe monospécifique d'*Imperata cylindrica*. La mise en relation des classes de végétation avec des variables stationnaires (la hauteur de la végétation, l'âge après déforestation et l'âge du recrû) à travers une analyse des correspondances multiples (ACM) a permis d'obtenir la séquence de succession des 5 classes dans le temps. Ensuite, durant les enquêtes menées sur le terrain, les paysans ont décrit 3 trajectoires de gestion des recrûs conduisant à la formation des 5 classes de végétation. Ces trois trajectoires de gestion des terres se différencient par la durée de la jachère, le nombre de cycles cultureaux entre deux jachères et le type de culture. Selon la trajectoire choisie par le paysan sur la gestion de sa parcelle, la végétation peut aller vers une dynamique de

reconstitution ou une dynamique de savanisation. Actuellement, la gestion des recrûs conduisant à la savanisation des parcelles est la plus répandue dans la zone d'étude.

La deuxième étude cherche à **identifier et hiérarchiser les facteurs de la déforestation et de la gestion des recrûs forestiers**. La disponibilité et l'accessibilité des terres agricoles (56%) sont les principaux facteurs de déforestation. Les caractéristiques biophysiques de la parcelle dont la position au versant (95 %) et la pente (87 %) conditionnent le choix des types de culture. Les propriétés pédologiques (90 %) et floristiques (39%) de la parcelle orientent les paysans dans le choix de gestion de ces recrûs forestiers. Ainsi, la modélisation du changement de couverture terrestre (terre forestière en non-forestière) sera fonction des interrelations entre les facteurs socio-économiques et la modélisation du changement d'utilisation des terres (jachère en culture ou en pâturage) dépendra des caractéristiques de la végétation et du sol. Cette deuxième étude démontre que les choix de gestion des terres sont liés aux savoirs paysans. L'analyse des résultats permet de conclure que les paysans ont une gestion durable des terres. En effet, les paysans attendent la reconstitution de la végétation à un stade arboré et l'amélioration des propriétés du sol en termes de stock de matière organique avant de mettre une parcelle de jachère en culture. Le facteur limitant ce mode de gestion durable des terres est l'inaccessibilité des terres c'est-à-dire que la mise en place de l'aire protégée a empêché les paysans à accéder aux nouvelles terres forestières et les a obligé à raccourcir la période de jachère.

La troisième et dernière étude s'intéresse à la **variabilité des propriétés du sol selon le changement d'utilisation des terres** par les paysans. L'utilisation des terres est caractérisée par la succession de la forêt, de deux (2) stades de jachères, de trois (3) stades de mise en culture, de la savane herbeuse ou pâturage et de deux (2) cultures de rente (vanille et café). Le recours à la spectroscopie moyenne infrarouge (MIRS) a permis la quantification de la teneur en carbone organique (C org), l'azote total (N tot), la capacité d'échange cationique (CEC), la teneur en argile et en sable et le pH KCl. Tandis que le phosphore disponible (P Olsen), la densité apparente (BD) et le stock de carbone du sol sur 0-30 et 0-100 cm ont été estimés par l'utilisation des méthodes conventionnelles. L'analyse statistique montre que le changement d'utilisation des terres a un effet significatif sur certaines propriétés du sol avec un p-value <0.001 pour P Olsen, C org et N tot, p-value < 0.01 pour pH KCl et p-value < 0.05 pour CEC et BD. Les nutriments du sol (P Olsen, C org and N tot) diminuent durant les périodes de mise en culture et augmentent durant les périodes de mise en jachère. La CEC et le pH KCl restent stables, mais diminuent brusquement dans les savanes herbeuses. Les stocks de carbone du sol pour les deux profondeurs décroissent sur deux périodes : après le premier et le troisième cycle de mise en culture après déforestation. La conversion des parcelles en culture de rente (vanille et café) maintient les valeurs de chaque propriété du sol sur sa valeur moyenne. Ces résultats montrent que la présence de végétation arborée sur la parcelle améliore la qualité du sol. Aussi, pédologiquement, le *tavy* est un système durable, mais le raccourcissement de la durée de jachère rompe ce cycle de durabilité. Cependant, dans le contexte de la mise en place de la REDD+ où l'extension des surfaces agricoles dans la zone forestière peut être difficile, le basculement du système de *tavy* vers un système intensif doit se faire après le deuxième ou le troisième cycle de culture après déforestation.

## 2. Discussion générale

### 2.1. Gestion des terres et conservation des ressources forestières

Les trois études de cette thèse concluent que la gestion actuelle des terres par les paysans dans la zone d'étude (système de *tavy* à courte période de jachère) conduit rapidement (16 à 24 ans après déforestation) à une dynamique de savanisation de la végétation et un appauvrissement en nutriment et en stock de carbone du sol (Fig 26). Toutefois, en se référant aux facteurs de gestion des terres (Chapitre 3), les paysans ont une intention de gérer durablement leurs terres (Fig 17). En effet, la mise en culture d'un recru forestier doit se faire sur une parcelle avec un sol à forte activité biologique, riche en matière organique, meuble et où la végétation est dominée par des espèces arborées (ex *Harungana madagascariensis*). En d'autres termes, les paysans veulent adopter la trajectoire longue avec une mise en culture sur jachère arborée (Chapitre 2). Si le *tavy* est pratiqué suivant la trajectoire longue (une période de jachère de 10 à 15 ans avec un à deux cycle cultural entre deux jachères), le niveau de résilience de la végétation sera fort et les nutriments et le stock de carbone du sol seront maintenus à leurs valeurs maximales (Fig 26 en vert). Ces résultats amènent à conclure que le *tavy* n'est pas un système dégradant la végétation et le sol. Le facteur limitant conduisant à la modification du système vers ce système dégradant est le raccourcissement de la période de jachère. La raison du basculement vers une jachère courte est l'insuffisance des terres agricoles liée à la restriction de l'accès à la forêt et la politique agricole mise en œuvre. C'est pourquoi le *tavy* reste le principal facteur de déforestation dans le COMATSA. Ces résultats rejoignent ceux trouvés par Gorenflo et al. (2011) où ils concluent avec des analyses quantitatives qu'à Madagascar ni la densité de la population ni la pauvreté ne sont corrélées à la déforestation, mais ce sont les décisions politiques et les stratégies de conservation adoptées qui sont reliées avec la déforestation.

Contrairement à Gorenflo et al. (2011), plusieurs études réalisées à Madagascar ont montré que le raccourcissement de la période de jachère est étroitement corrélé à la densité de la population (Green et Sussman 1990, Messerli 2002 et Vieilledent et al., 2013). Dans la zone d'étude la densité de la population est très faible qui est aux alentours de 8,65 hab/km<sup>2</sup> et est estimée à augmenter à 16,48 hab/km<sup>2</sup> en 2030 (Vieilledent et al., 2013). Par ailleurs, la nouvelle aire protégée (NAP) COMATSA a une superficie de 195 000 ha soit 1950 km<sup>2</sup> et est en cours d'extension. En se référant au plan d'aménagement et zonage de la NAP, 69 % (1345.5 km<sup>2</sup>) de sa superficie totale est classée en noyau dure c'est-à-dire que les activités économiques paysannes y sont interdites (WWF, 2015). En faisant un calcul simple, 8,65 hab/km<sup>2</sup> x 1345,5 km<sup>2</sup> = 11638,57 hab agriculteurs *tavistes* n'ont plus accès à la forêt et pour le moment n'ont pas d'alternative concrète pour subvenir à leur besoin. Le reste de la NAP où les paysans peuvent continuer leurs activités économiques est une zone majoritairement dominée par les recrûs forestiers à végétation mixte et les savanes herbeuses avec des sols pauvres en nutriment et en matière organique (Chapitre 4). Dans ces conditions, les paysans sont obligés d'enfreindre la loi en défrichant dans la zone de protection stricte ou noyau dur.

Dans le contexte de la présente étude de cas c'est-à-dire la mise en œuvre d'un projet REDD +, une solution à deux étapes est proposée : (i) en attendant l'identification d'alternative efficace et viable au *tavy* et sur la base

d'une étude sur les besoins de la population, il faut autoriser la population à accéder à des terres forestières pour qu'ils puissent adopter un système de *tavy* à longue période de jachère (Chapitre 2) et (ii) inciter les paysans à investir sur les savanes herbeuses et les recrus forestiers (au stade cropland 2 et cropland 3 cf Chapitre 4) à travers des pratiques agro-écologiques et l'intensification de l'exploitation à travers la facilitation de la sécurisation foncière. L'effet de cette distribution et redistribution des terres pour les paysans sur la réduction de l'insécurité alimentaire dans plusieurs pays en développement est déjà vérifié (Lipton et Saghai, 2017). Aussi, une alternative viable au *tavy* doit être une alternative perçue par le paysan comme un ajout positif à leur vie, à la fois économiquement et culturellement. En effet, l'accord de Paris de décembre 2015 a reconnu la REDD + comme un instrument politique clé pour l'atténuation du changement climatique et a explicitement reconnu la nécessité de respecter les droits de l'homme dans toutes les actions climatiques. La mise en protection d'une zone peut imposer des coûts de bien-être locaux en imposant des restrictions d'utilisation. Si le plan de sauvegarde échoue et que l'indemnisation (ex alternative au *tavy*) ne correspond pas à ces coûts, les paysans ont le droit de demander réparation (Poudyal et al., 2016). Le choix des bénéficiaires et la forme de compensation doivent être prises avec précaution ( Poudyal et al., 2016 ; Rakotonarivo et al., 2017). Aussi, le *tavy* n'est pas seulement une technique agricole, mais il est ritualisé et contient des significations qui se rapportent à dieu, aux ancêtres et à tous les esprits se trouvant dans la forêt (Hume DW, 2006). Cette thèse à partir des analyses réalisées a pu donner des recommandations techniques sur l'alternative au *tavy* et à la diminution de la déforestation, mais la question suivante se pose: **comment compenser les valeurs culturelles du *tavy* dans le cadre de la mise en œuvre de la REDD + dans les forêts humides de l'est de Madagascar?** En incorporant une étude du changement culturel dans l'étude de la recherche d'alternative écologiquement et économiquement viable à la question du *tavy*, cela augmentera la probabilité de succès du changement planifié.

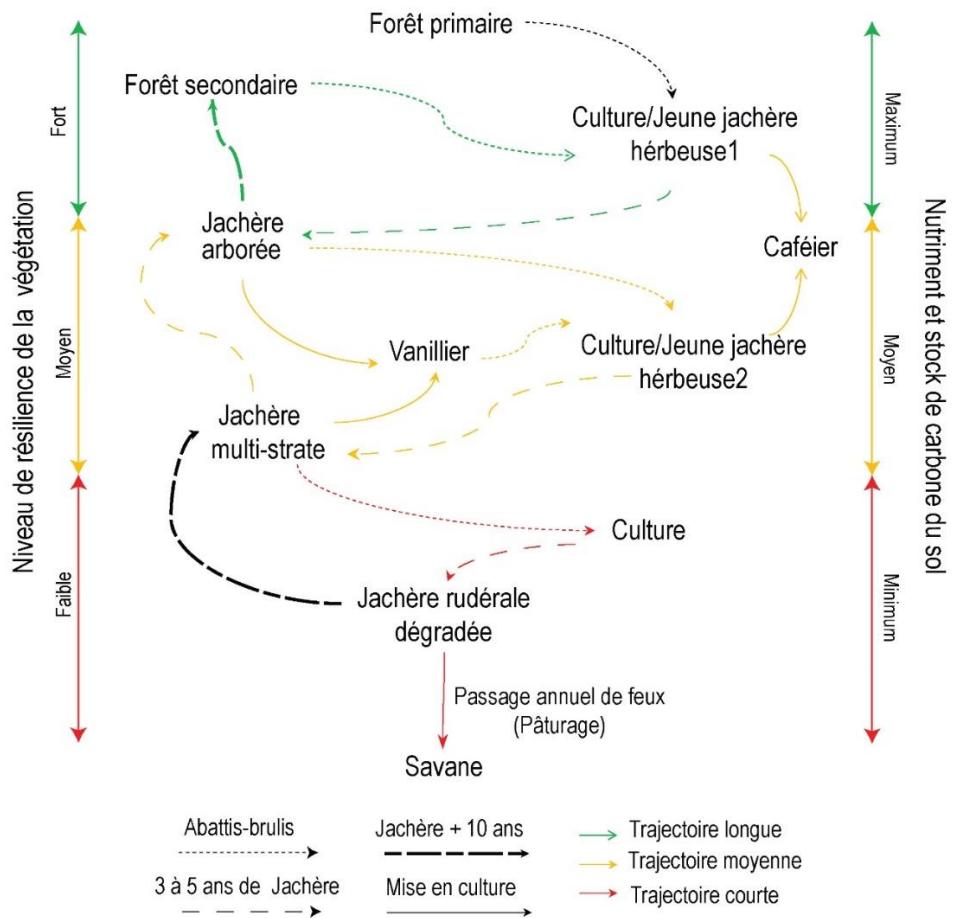


Fig 26 : Effet de la gestion des terres sur la végétation et les propriétés du sol

## 2.2. Modélisation du changement de l'utilisation des terres

Par rapport au contexte de la zone d'étude, la modélisation du changement d'utilisation des terres va aider à comprendre les processus de déforestation et dégradation des forêts et sera très utile pour informer les décideurs politiques des conditions futures possibles selon différents scénarios. Les modèles de changement d'utilisation des terres sont des outils pour soutenir l'analyse des causes et des conséquences du changement d'utilisation des terres (Verburg et al., 2004). La modélisation, surtout si elle est « spatialement explicite » est une technique importante pour la projection et l'exploration de scénarios prospectifs alternatifs, la réalisation d'expériences de simulations qui testent notre compréhension des processus clés et la description de ces dernières en termes quantitatifs (Veldkamp et Lambin, 2001). La démarche générale de modélisation et de simulation du changement de l'utilisation des terres se fait en trois étapes : (i) la calibration du modèle, (ii) la simulation du changement et (iii) la vérification de la qualité du modèle (Mas et al., 2011) (Fig 27). La précision durant la phase de simulation et de vérification dépend surtout du choix de la méthode de modélisation et du logiciel, mais la qualité du modèle sera étroitement liée à la classification de la variable à expliquer (ici l'utilisation des terres) et le choix des variables explicatives dans la phase de calibration. Dans cette thèse, ces *inputs* pour la calibration du modèle ont été identifiés (Fig 27).

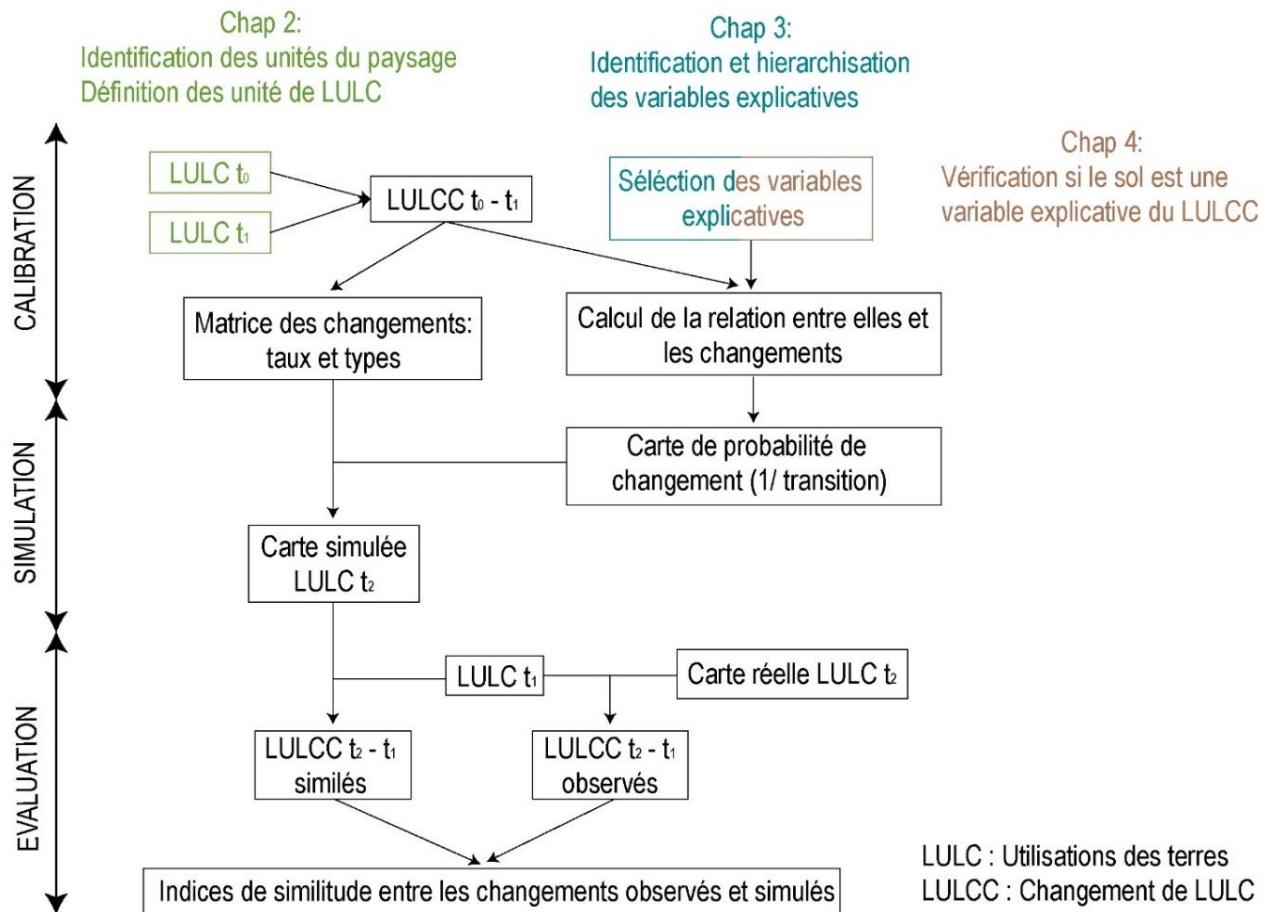


Fig 27 : Contribution de la thèse dans la démarche générale de modélisation et de simulation des LULCC (Source: Mas et al., 2011)

La première étude (Chapitre 2) a permis de classer l'utilisation des terres post-déforestations dans le COMATSA en 9 classes : la forêt, 2 classes de jachère, 3 classes de culture, la savane herbeuse et 2 classes de culture de rente (vanille et café). Ramifehiarivo (2017) dans la cartographie de l'utilisation des terres dans les forêts humides de l'est de Madagascar a utilisé 6 classes d'utilisation des terres à savoir : la classification proposée par Styger et al. (2007) qui classe l'utilisation des terres en 4 classes (forêt à canopée fermée, jachère arborée, jachère arbustive et terre dégradée), sol nu et zone humide. Grinand (2017) dans son étude sur la modélisation du changement de l'utilisation des terres dans les forêts du Sud-Est de Madagascar a classé le changement d'utilisation des terres en 3 classes : la déforestation, la dégradation et la régénération des terres. Les classifications de l'utilisation des terres pour ces deux études ont permis d'obtenir des modèles plus ou moins robustes. Toutefois, l'aménagement du paysage forestier nécessite la compréhension plus détaillée du processus de changement d'utilisation des terres : la mise en culture, la mise en jachère, la conversion en culture de rente et l'abandon de la parcelle. Ainsi une modélisation suivant les classes identifiées durant cette thèse serait plus adéquate à un objectif de gestion des terres à l'échelle de paysage.

Le Chapitre 3 a identifié les variables explicatives du changement d'utilisation des terres selon les dires paysans. Les paysans ont cité des variables socio-économiques (état foncier du ménage et prix des produits au marché),

des variables biophysiques (pente, altitude et orientation de la pente), des variables pédologiques (couleur, activités biologiques, texture, humidité et densité du sol) et des variables floristiques (espèce dominante, hauteur de la végétation et état de la végétation). Ensuite, le Chapitre 4 a quantifié les propriétés du sol suivant les classes d'utilisations des terres et a vérifié l'effet du changement d'utilisation des terres sur les propriétés du sol. Dans les zones forestières, la déforestation est liée à l'interaction facteurs socio-économiques et biophysiques (Geist et Lambin, 2001 ; Grinand, 2017). Cependant, l'introduction des variables pédologiques et floristiques peut aboutir à d'autres scénarios et d'autres explications du processus de changement d'utilisation des terres dans les forêts humides de l'est de Madagascar. La question qui se pose est : **Est-ce que la classification de l'utilisation des terres et les variables explicatives du leur changement, identifiés durant cette thèse pourront servir à une meilleure modélisation des changements de l'utilisation des terres dans les paysages des forêts humides de l'Est de Madagascar ?**

### 2.3. Déterminants de la variabilité des propriétés du sol

Dans le Chapitre 4, il a été constaté que les propriétés du sol connaissent une variation suivant les classes d'utilisation des terres. Les propriétés du sol les plus influencées par le changement d'utilisation des terres sont les nutriments du sol (P Olsen, C org et N tot) suivis des propriétés chimiques du sol (pH KCl et CEC). D'après les statistiques, le changement d'utilisation des terres est responsable d'environ 20 à 7 % de la variabilité totale des propriétés du sol (Fig 23 et 24) et qu'une très forte variabilité inter-utilisation des terres est observée. Ainsi, l'hypothèse émise était que cette variabilité inter-utilisation des terres serait liée à la distribution spatiale des points d'échantillonnage. Mais la spatialisation des points d'échantillonnages suivant les classes de propriété du sol n'a pas abouti à une tendance visible de cette variabilité (Fig 25). Andriamananjara et al. (2016) ont démontré que dans les forêts humides de l'Est de Madagascar, le climat et la texture du sol sont les facteurs déterminant la variation du stock de carbone du sol (SOC). Des études qui ont évalué la variabilité des propriétés du sol durant le tavy dans l'est de la grande île montrent que les nutriments et les propriétés chimiques du sol varient en fonction de l'utilisation des terres, de la topographie, du climat et du type de sol (Brand et Pfund, 1998 ; Vågen et al., 2006 ; Styger et al., 2009).

Afin de vérifier si les conclusions de ces auteurs sont valables sur notre jeu de données, des régressions linéaires multiples (MLR) de Corg, Ntot, CEC, P Olsen, SOC 0-30 et SOC 0-100 cm en fonction de l'utilisation des terres, la température moyenne annuelle (MAT), la précipitation moyenne annuelle (MAP), l'altitude, la pente, le pH KCl et la texture du sol (% Sable) ont été réalisées. Pour cela, les 135 échantillons du sol ont été partitionnés en deux suivant la méthode de Kennard & Stone (1969) en lot de calibration ( $n = 94$ ) et en lot de validation ( $n = 41$ ). Ensuite, la contribution de chaque variable au modèle de régression a été évaluée au moyen de mesures d'importance relative  $l_{\text{mg}}$  calculées avec le package *Relaimpo* du logiciel R (Gromping, 2006). Les métriques  $l_{\text{mg}}$  (Lindeman et al., 1980) ont été sélectionnées, car elles représentent la contribution du  $R^2$  de chaque variable moyennée sur les ordres parmi les prédicteurs, c'est à dire, les résultats de ces métriques ne dépendent pas de l'ordre des prédicteurs dans le modèle. La performance des modèles a été appréciée en fonction du root mean square error of calibration

(RMSEC), la variabilité expliquée par le modèle (% var exp) et le ratio of performance deviation (RPD). Pour toutes les propriétés du sol, la variabilité expliquée par le modèle est inférieure à 50 % sauf pour la CEC (Tab 7). Ainsi il reste plus de 50 % de la variabilité des propriétés du sol qui sont inexpliquées. Pour le cas de la CEC, une variabilité de 70.84 % est expliquée par le modèle grâce à la forte corrélation positive entre la CEC et le pH KCl du sol. Comme énoncé dans le Chapitre 4, c'est peut-être le protocole d'échantillonnage utilisé qui ne permet pas d'apprécier la variabilité des propriétés du sol.

Tab 7 : Résultats de la calibration des modèles MLR sur les propriétés du sol

Propriétés du sol	RMSEC	% var exp	RPD
CEC (cmol+.kg <sup>-1</sup> )	1.22	70.84***	1.86
C org (g.kg <sup>-1</sup> )	7.29	47.28***	1.38
P Olsen (mg.Kg <sup>-1</sup> )	1.12	43.2***	1.33
N tot (g.kg <sup>-1</sup> )	0.5	42.57***	1.32
SOC 0-30 (MgC.ha <sup>-1</sup> )	21.29	41.99***	1.32
SOC 0-100 (MgC.ha <sup>-1</sup> )	51.11	34.5**	1.24

Sauf pour CEC et SOC 0-30 cm où la variabilité est plus reliée à l'acidité du sol, l'utilisation des terres est la variable qui influence le plus les propriétés du sol (Tab 8). Après l'utilisation des terres, l'altitude et la température influencent les nutriments du sol (P Olsen, C org et N tot). Ainsi, une partie de la variabilité inter-utilisation des terres de P Olsen, C org et N tot peut être expliquée par la variation de l'altitude et de la température. Pour la CEC et les SOC c'est le type de sol qui explique cette variabilité. Les résultats concordent alors avec ceux de la littérature.

Tab 8 : Importance des variables prédicteurs des modèles MLR

Prédicteurs	MLR - Img (%)					
	CEC	C org	N tot	P Olsen	SOC 0-30	SOC 0-100
Utilisation des terres	7.98	13.66	14.59	20.11	7.76	7.43
Altitude (m)	1.78	11.11	9.97	7.59	8.03	5.92
MAP (mm)	2.65	4.03	3.26	3.84	4.54	3.08
MAT (°C)	3.78	7.97	8.41	3.87	7.52	6.76
Pente (°)	0.11	1.69	3.98	2.79	1.28	1.79
Sable (%)	5.98	2.96	1.62	0.77	2.20	2.94
pH KCl	48.55	5.85	1.38	3.59	10.67	6.59
% var exp	70.84	47.28	43.20	42.57	41.99	34.50

Les RPD (<2) de la validation sur des échantillons n'ayant pas été utilisés dans la calibration (Fig 28), démontrent que les modèles construits ne permettent pas la prédiction des propriétés du sol. Ainsi, la grande variabilité des propriétés du sol dans la zone d'étude n'est pas majoritairement expliquée par les variables prédicteurs utilisées.

**Est-ce que l'utilisation d'un autre protocole d'échantillonnage et d'autres variables prédicteurs va permettre l'amélioration de ces modèles et de vérifier l'influence plus précise du changement d'utilisation des terres sur les propriétés du sol ?**

## 2.4. Limites méthodologiques

La première limite méthodologique est le protocole d'échantillonnage adopté durant la collecte des échantillons de sol. Ce protocole a été basé sur un échantillonnage raisonné en fonction des utilisations des terres. L'objectif a été d'obtenir des échantillons de sol sur toutes les utilisations de terres dans le paysage. Cependant, du fait d'une grande variabilité de la topographie, du climat et du type de sol dans la zone d'étude, ce protocole n'a pas permis de minimiser les erreurs liées à cette variabilité biologique et climatique lors de la quantification de la variabilité des propriétés du sol suivant les utilisations des terres. Un échantillonnage systématique en grille de 10 à 15 km est estimé être adéquat pour minimiser ces erreurs liées au plan d'échantillonnage.

La méthode de sélection des échantillons de calibration MIRS peut être aussi source d'erreur et pourrait sur-estimer ou sous-estimer les propriétés du sol. Le choix a été basé sur les propriétés spectrales des échantillons du sol et n'a pas pris en compte d'autres variables comme l'utilisation des terres, le climat, la topographie et le type de sol. C'est peut-être pour cette raison que le RPD pour CEC et pH KCl sont faibles (1.63 et 1.42 respectivement pour CEC et pH KCl) si Terhoeven-Urselmans et al. (2010) utilisant la même méthodologie ont trouvé des RPD plus élevés : 2.32 pour CEC et 2.21 pour pH KCl.

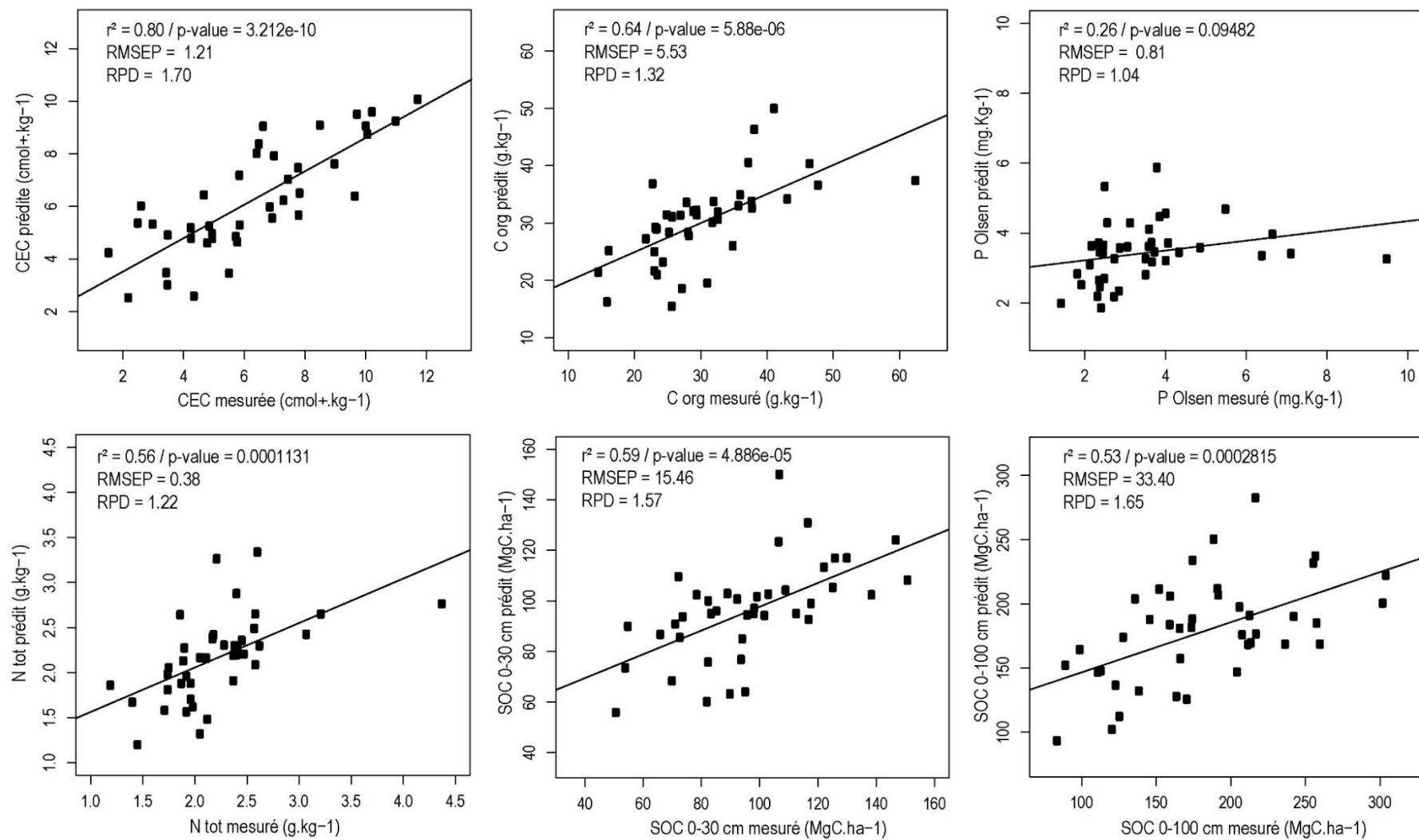


Fig 28 : Résultats de la validation externe des modèles MLR sur les propriétés du sol

L'indisponibilité des données socio-économiques relative à nos parcelles d'utilisation des terres, d'inventaire floristique et de prélèvement de sol a limité la vérification statistique de l'effet des facteurs socio-économiques sur le changement de l'utilisation des terres, la végétation et les propriétés du sol. En effet, un essai de modélisation de l'utilisation des terres pouvait être réalisé durant cette thèse si ces données socio-économiques ont été collectées lors des enquêtes ou extrait postérieurement par les méthodes de système d'information géographique (SIG) et de télédétection.

### 3. Perspectives de l'étude

Cette thèse veut répondre à des questions relatives aux processus écologique, floristique et socio-économique du changement d'utilisation des terres dans les forêts humides du nord-est de Madagascar. Ce changement d'utilisation des terres est basé sur le *tavy* qui est aussi le principal facteur de déforestation. La thèse a permis de comprendre l'évolution de la végétation durant le *tavy*, d'identifier les facteurs régulant les activités anthropiques au cours de la pratique du *tavy* et d'évaluer l'effet du *tavy* sur les propriétés du sol. Rappelons que la thèse entre dans le cadre de mise en œuvre d'un projet REDD + qui est le mécanisme que Madagascar a choisi pour contribuer à l'atténuation du changement climatique, limiter la déforestation et la dégradation des ressources forestières, conserver la biodiversité endémique de la grande île et assurer le bien-être de la population.

Le premier défi est alors de trouver une alternative au *tavy* et cette thèse en donnant les informations sur la dynamique des propriétés de la végétation et du sol dans le paysage vont faciliter le choix des techniques agricoles ou systèmes agro-écologiques adaptés aux conditions écologiques et pédologiques de la zone d'étude. Mais la question de l'adoption de ces techniques par les paysans reste pertinente. Pourtant, l'efficacité des projets REDD + dans les forêts humides de l'est de Madagascar dépendra de la mise en place de cette transition agraire. Ainsi, il est nécessaire de réaliser des travaux de recherche sur l'identification des valeurs culturelles du *tavy* et de trouver les compensations adéquates à intégrer dans les plans de sauvegarde dans le cadre de la REDD +.

Comme énoncé dans le chapitre 1, le système de mesure, rapportage et vérification (MRV) d'un projet REDD + doit fournir des données sur les changements de couverture terrestre et les facteurs d'émission pour calculer les gains / pertes nettes de carbone forestier. Pour produire des données fiables sur les émissions ou les séquestrations de gaz à effet de serre (GES) au niveau local/paysage (Tiers 3), une méthodologie d'estimation des émissions et des séquestrations de carbone à l'échelle du local/paysage est requise. La première étape pour cela est la détermination de méthodologie de modélisation de l'utilisation des terres à l'échelle du paysage. Les *inputs* de la calibration d'un modèle de changement de l'utilisation des terres sont disponibles dans cette thèse. Il serait intéressant de réaliser une étude de modélisation de l'utilisation des terres basée sur la classification des utilisations des terres ainsi que les variables explicatives identifiées durant cette thèse.

Après la modélisation des changements d'utilisation des terres, la quantification du flux de carbone associé au changement est nécessaire. Le Chapitre 4 a déjà quantifié le stock de carbone du sol (SOC) associé aux neuf classes d'utilisation des terres identifiées, mais des travaux de modélisation de la dynamique de ces SOC suivant

le temps après déforestation sont aussi à prévoir. Suivant les unités du paysage identifiées dans le Chapitre 2, la quantification des biomasse aérienne et racinaire pour l'estimation des stocks de carbone dans ces autres réservoirs de carbone serait aussi intéressante.

Au-delà de la REDD +, l'approfondissement des analyses réalisées dans cette thèse sur la modélisation du changement de l'utilisation des terres et des propriétés du sol vont permettre à contribuer aux études encore nécessaires sur l'adhésion de Madagascar à l'initiative 4 pour 1000. Ces études vont aussi aider les décideurs sur les choix de politiques agricoles et forestière à mettre en œuvre à Madagascar. Aussi, la modélisation des propriétés physico-chimiques du sol est la base de la *pedometrics* (<http://pedometrics.org>) qui est une des thématiques de recherche en vogue actuellement dans le domaine de la science du sol dont la fait partie la cartographie numérique des sols.

#### 4. Références du chapitre 5

Andriamananjara, A., Hewson, J., Razakamanarivo, H., Andrisoa, R.H., Ranaivoson, N., Ramboatiana, N., Razafindrakoto, M., Ramifehiarivo, N., Razafimanantsoa, M.-P., Rabeharisoa, L., Ramananantoandro, T., Rasolohery, A., Rabetokotany, N., Razafimbelo, T., 2016. Land cover impacts on aboveground and soil carbon stocks in Malagasy rainforest. *Agric. Ecosyst. Environ.* 233, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.030>

Brand, J., Pfund, J.L., 1998. Site-and watershed-level assessment of nutrient dynamics under shifting cultivation in eastern Madagascar. *Agric. Ecosyst. Environ.* 71, 169–183. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(98\)00139-X](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(98)00139-X)

Geist, H.J., Lambin, E.F., 2001. What drives tropical deforestation. *LUCC Rep. Ser.* 4, 116.

Gorenflo, L.J., Corson, C., Chomitz, K.M., Harper, G., Honzák, M., Özler, B., 2011. Exploring the Association Between People and Deforestation in Madagascar, in: Cincotta, R.P., Gorenflo, Larry J. (Eds.), *Human Population*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 197–221. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-16707-2\\_11](https://doi.org/10.1007/978-3-642-16707-2_11)

Green GM, Sussman RW (1990) Deforestation history of the eastern rain forests of Madagascar from satellite images. *Science* 248:212–215

Grinand, C., Maire, G.L., Vieilledent, G., Razakamanarivo, H., Razafimbelo, T., Bernoux, M., 2017. Estimating temporal changes in soil carbon stocks at ecoregional scale in Madagascar using remote-sensing. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinformation* 54, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2016.09.002>

Grömping, U., 2006. Relative Importance for Linear Regression in R : The Package relaimpo. *J. Stat. Softw.* 17. <https://doi.org/10.18637/jss.v017.i01>

Hume DW. Swidden Agriculture and Conservation in Eastern Madagascar: Stakeholder Perspectives and Cultural Belief Systems. *Conservat Soc* 2006;4:287-303

Kennard, R.W., et Stone, L.A., 1969. Computer aided design of experiments. *Technometrics* 11, 137-148.

Lindeman, R.H., Merenda, P.F., Gold, R.Z., 1980. *Introduction to Bivariate and Multivariate Analysis*. Scott, Foresman, Glenview, IL.

Lipton, M., Saghai, Y., 2017. Food security, farmland access ethics, and land reform. *Glob. Food Secur.* 12, 59–66. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2016.03.004>

Mas, J.-F., Kolb, M., Houet, T., Paegelow, M., Olmedo, M.C., 2011. Éclairer le choix des outils de simulation des changements des modes d'occupation et d'usages des sols. Une approche comparative. *Rev. Int. Géomat.* 21, 405–430.

Poudyal, M., Ramamonjisoa, B.S., Hockley, N., Rakotonarivo, O.S., Gibbons, J.M., Mandimbiniaina, R., Rasoamanana, A., Jones, J.P.G., 2016. Can REDD+ social safeguards reach the 'right' people? Lessons from Madagascar. *Glob. Environ. Change* 37, 31–42. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.01.004>

Rakotonarivo, O.S., Jacobsen, J.B., Larsen, H.O., Jones, J.P.G., Nielsen, M.R., Ramamonjisoa, B.S., Mandimbiniaina, R.H., Hockley, N., 2017. Qualitative and Quantitative Evidence on the True Local Welfare Costs of Forest Conservation in Madagascar: Are Discrete Choice Experiments a Valid *ex ante* Tool? *World Dev.* 94, 478–491. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2017.02.009>

Ramifehiarivo, N., Brossard, M., Grinand, C., Andriamananjara, A., Razafimbelo, T., Rasolohery, A., Razafimahatratra, H., Seyler, F., Ranaivoson, N., Rabenarivo, M., Albrecht, A., Razafindrabe, F., Razakamanarivo, H., 2017. Mapping soil organic carbon on a national scale: Towards an improved and updated map of Madagascar. *Geoderma Reg.*, Digital soil mapping across the globe 9, 29–38. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2016.12.002>

Styger, E., Fernandes, E.C.M., Rakotondramasy, H.M., Rajaobelainirina, E., 2009. Degrading uplands in the rainforest region of Madagascar: Fallow biomass, nutrient stocks, and soil nutrient availability. *Agrofor. Syst.* 77, 107–122. <https://doi.org/10.1007/s10457-009-9225-y>

Styger, E., Fernandes, E.C.M., Rakotondramasy, H.M., Rajaobelainirina, E., 2009. Degrading uplands in the rainforest region of Madagascar: Fallow biomass, nutrient stocks, and soil nutrient availability. *Agrofor. Syst.* 77, 107–122. <https://doi.org/10.1007/s10457-009-9225-y>

Styger, E., Rakotondramasy, H.M., Pfeffer, M.J., Fernandes, E.C.M., Bates, D.M., 2007. Influence of slash-and-burn farming practices on fallow succession and land degradation in the rainforest region of Madagascar. *Agric. Ecosyst. Environ.* 119, 257–269. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.07.012>

Terhoeven-Urselmans, T., Vagen, T.-G., Spaargaren, O., Shepherd, K.D., 2010. Prediction of Soil Fertility Properties from a Globally Distributed Soil Mid-Infrared Spectral Library. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74, 1792. <https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0218>

Vågen, T.-G., Andrianorofanomezana, M.-A.A., Andrianorofanomezana, S., 2006. Deforestation and cultivation effects on characteristics of oxisols in the highlands of Madagascar. *Geoderma* 131, 190–200. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.03.026>

Veldkamp, A. Y., et Lambin, E., 2001, —Predicting land-use change, Agriculture, Ecosystems and Environment, 85, p. 1-6.

Verburg, P. H., Schot, P. P., Dijst, M. J., & Veldkamp, A. (2004). Land use change modelling: Current practice and research priorities. *GeoJournal*, 61, 309–324.

Vieilledent, G., Grinand, C., Vaudry, R., 2013. Forecasting deforestation and carbon emissions in tropical developing countries facing demographic expansion: a case study in Madagascar. *Ecol. Evol.* 3, 1702–1716. <https://doi.org/10.1002/ece3.550>

WWF-Madagascar., 2015. Plan d'aménagement et de gestion intégré du complexe d'aires protégées : Ambohimirahavavy - Marivorahona. Rapport

## Conclusion générale

Le *tavy* est stigmatisé comme étant responsable de tous les maux à Madagascar face à l'impact du changement climatique qui commence à être perçu par les malagasy. Plusieurs études ont abordé plusieurs aspects du *tavy* afin de proposer des alternatives, mais ce système reste dominant et est reconnu comme étant le principal facteur de déforestation dans les forêts humides de l'Est de Madagascar. Cette thèse qui entre dans le cadre de la mise en œuvre d'un projet REDD+ dans la NAP COMATSA, veut comprendre les processus écologiques, socio-économiques et pédologiques durant la pratique du *tavy* dans un paysage forestier afin de proposer des solutions alternatives.

L'inventaire phyto-sociologique et les enquêtes ont permis d'identifier les unités du paysage dans la zone de la NAP COMATSA. Ces unités correspondent à la succession des différents stades de jachère et de culture au cours du *tavy*. En fait, trois types de trajectoires de gestion des recrus forestiers coexistent dans le paysage qui se différencie par la longueur des périodes de jachère, les types de cultures et le nombre de cycles de culture entre deux jachères. Toutefois, durant les dernières décennies, les paysans ont raccourci la période de jachère qui est en moyenne de 3 à 5 ans et adoptent ainsi la trajectoire de gestion favorisant la dynamique végétale vers la savanisation.

La deuxième étude basée sur les enquêtes paysannes a démontré que le défrichement des forêts primaires est surtout lié aux facteurs socio-économiques relatifs au régime foncier de chaque ménage. L'acquisition de nouvelles terres agricoles due à la baisse de la fertilité du sol, à l'envahissement des mauvaises herbes et à la saturation des bas-fonds aménageables en rizière conditionne ces nouvelles défriches. Aussi, les caractéristiques pédologiques et floristiques du recru forestier sont utilisées par les paysans dans le choix de l'itinéraire technique à adopter pour le maintien de la fertilité du sol, tandis que l'emplacement de la parcelle dans le paysage est décisif sur le choix de la spéculation dans les cultures de rente.

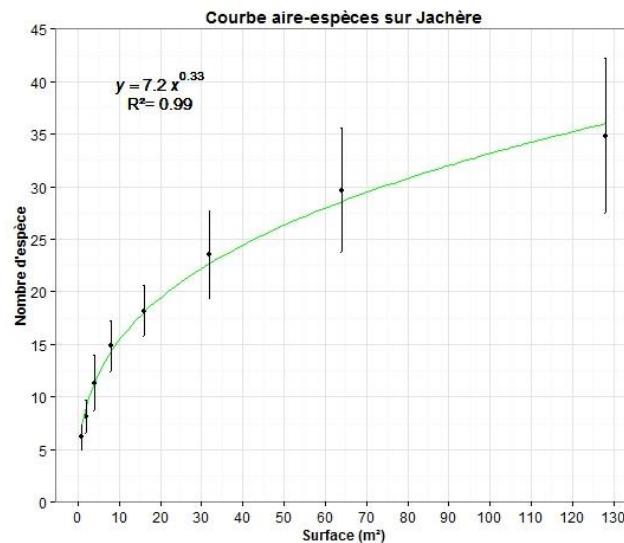
La dernière étude a démontré que les propriétés du sol changent suivant les utilisations des terres. La présence de végétations arborées (forêt, jachère arborée, jachère mixte, café et vanille) maintient les nutriments du sol (P Olsen, C org et N tot). Ces nutriments sont perdus durant les mises en culture. L'acidité et la capacité d'échange cationique du sol ne connaissent pas vraiment de changement face à la mise en culture ou la mise en jachère, mais chutent rapidement lorsque la parcelle est convertie en pâturage. Le changement d'utilisation des terres n'a pas d'effet statistiquement significatif sur les propriétés physiques du sol, mais une augmentation de la densité apparente du sol est constatée durant le passage de la forêt en savane herbeuse (pâturage). Les stocks de carbone du sol (SOC) pour les deux profondeurs considérées (0-30 et 0-100 cm) varient aussi significativement suivant l'utilisation des terres. Une première perte de SOC est observée lors de la mise en culture des jachères arborées et une deuxième perte est observée lors de la mise en culture des jachères mixtes.

Ces résultats montrent que le *tavy* en soi n'est pas un système degradant la végétation et le sol. Avec une période de jachère longue (10 à 15 ans), cette pratique permet la reconstitution de la végétation et le maintien de la qualité du sol. La politique forestière basée sur la conservation de la forêt et la restriction à l'accès aux nouvelles terres forestières ont poussé les paysans à raccourcir la période de jachère qui a accéléré le processus de dégradation de l'écosystème. D'un autre côté, aucune alternative agricole viable et répondant aux attentes des paysans n'est pas proposée. Or seul l'abandon du *tavy* vers un système agricole plus intensif permettra de conserver la forêt et d'assurer la sécurité alimentaire de la population. Jusqu'à l'identification de cette alternative économiquement et écologiquement durable et acceptée socialement, cette thèse propose l'augmentation de la superficie de la zone d'utilisation paysanne, c'est-à-dire la zone où les paysans peuvent réaliser leurs activités d'exploitation, pour qu'ils puissent rallonger la période de jachère.

Les résultats issus de cette thèse vont aider les responsables du projet REDD+ dans l'élaboration de méthodologie relative au système de mesure, rapport et vérification (MRV) et la quantification du gain et de la perte de carbone du sol dans la zone d'étude. Les résultats de l'étude orienteront aussi le choix de la politique agricole et forestière à mettre en œuvre dans un contexte de conservation de la ressource forestière et de sécurisation alimentaire des populations locales. L'étude des processus écologiques, socio-économiques et pédologiques durant le changement d'utilisation des terres post-déforestation dans un paysage forestier réalisé durant cette thèse ouvre la porte à différentes études telles que l'étude de la valeur culturelle de *tavy* pour les paysans, la modélisation de la dynamique du changement d'utilisation des terres à l'échelle du paysage et la modélisation de la variabilité des propriétés du sol.

## Annexes

### Annexe 1 : Courbe aire-espèces sur jachère (Chap1)



### Annexe 2 : Classe d'appartenance des 33 espèces utilisées dans l'AFC et CAH (Chap1)

Nom vernaculaire	Nom scientifique	Famille	Classe
Tsipolotra	<i>Bidens bipinnata</i>	ASTERACEAE	Classe1
Fatakana	<i>Panicum maximum</i>	POACEAE	Classe1
Bakobako	<i>Solanum mauritianum</i>	SOLANACEAE	Classe1
Koropetaka	<i>Anona senegalensis</i>	ANNONACEAE	Classe1
Maintsoririnina	<i>Conyza bonariensis</i>	ASTERACEAE	Classe1
Sasia	<i>Cineraria anampoza</i>	ASTERACEAE	Classe1
Angivibe	<i>solanum indicum</i>	SOLANACEAE	Classe1
Ravinala	<i>Ravenala madagascariensis</i>	STRELITZIACEAE	Classe1
Dingadingana	<i>Psiadia altissima</i>	ASTERACEAE	Classe1
Famehifary	<i>Clitoria lasciva</i>	FABACEAE	Classe1
Harongana	<i>Harungana madagascariensis</i>	HYPERICACEAE	Classe2
Mankaranana	<i>Macaranga obovata</i>	EUPHORBIACEAE	Classe2
Sofindambo	<i>Mundulea striata</i>	FABACEAE	Classe3
Anangisy	<i>Lobelia anceps</i>	CAMPANULACEAE	Classe3
Ampaly	<i>Ficus grevei</i>	MORACEAE	Classe3
Radriaka	<i>Lantana camara</i>	VERBENACEAE	Classe4
Longoza	<i>Aframomum angustifolium</i>	ZINGIBERACEAE	Classe4
Sambalahy	<i>Albizia mainaea</i>	FABACEAE	Classe4
Mazambody	<i>Clidemia hirta</i>	MELASTOMATACEAE	Classe4
Mankavia	<i>Streblus dimpate</i>	MORACEAE	Classe4
Menalisy	<i>Melinis minutiflora</i>	GRAMINEAE	Classe4

Ahipisaka	<i>Paspalum conjugatum</i>	POACEAE	Classe4
Vakoka	<i>Trema orientalis</i>	ULMACEAE	Classe4
Bongampiso	<i>Passiflora foetida</i>	PASSIFLORACEAE	Classe4
Bonara	<i>Albizzia lebbeck</i>	FABACEAE	Classe4
Ambora	<i>Tambourissa capuronii</i>	MONIMIACEAE	Classe4
Atsanjy	<i>Neyraudia madagascariensis</i>	POACEAE	Classe4
Tainkilotra	<i>Mucuna pruriens</i>	FABACEAE	Classe4
Ampanga	<i>Arthropteris orientalis</i>	ARTHROPTERIDACEAE	Classe4
Ahiboka	<i>Elephantopus plurisetus</i>	ASTERACEAE	Classe4
Famahatrakanga	<i>Lygodium lanceolatum</i>	LYGODIACEAE	Classe4
Goavy	<i>Psidium guajava</i>	MYRTACEAE	Classe4
Manevika	<i>Imperata cylindrica</i>	POACEAE	Classe5

### Annexe 3 : Pourcentage des formes biologiques par classe et le pourcentage des classes en fonction des formes biologiques (Chap 1)

Pourcentage des strates végétales par classe

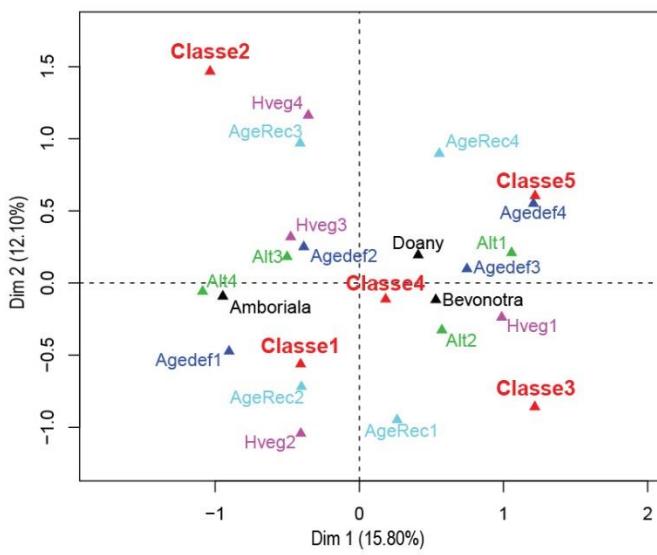
	Arbre	Arbuste	Fougère	Herbe	Liane
Classe1	0	20	0	70	10
Classe2	100	0	0	0	0
Classe3	33	0	0	67	0
Classe4	29	12	6	35	18
Classe5	0	0	0	100	0

Pourcentage des classes par strate végétale

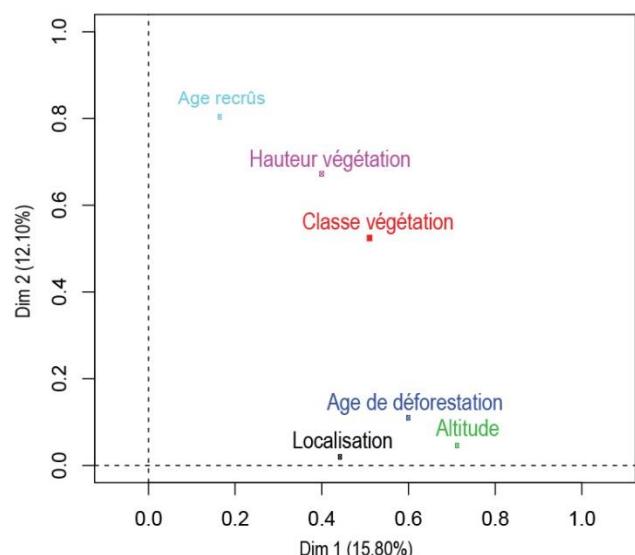
	Arbre	Arbuste	Fougère	Herbe	Liane
Classe1	0	50	0	44	25
Classe2	25	0	0	0	0
Classe3	13	0	0	13	0
Classe4	62	50	100	38	75
Classe5	0	0	0	6	0

### Annexe 4 : Résultats de l'ACM sur les variables biophysiques et des caractéristiques des parcelles

Graphe des modalités de l'ACM



Graphe des variables de l'ACM



Représentation des variables biophysiques et des caractéristiques des parcelles sur le premier plan de l'ACM

Annexe 5 : Ramboatiana, N., Andriamananjara, A., Hary, A.R., Saneho, T., Razafimbelo, T., Razafimanatsoa, M.P., Rasolohery, A., Hewson, J., Ramifehiarivo, N., Rabetokotany, N., Ramananantoandro, T., Razafimahatratra, A.R., Rajoelison, G., Rabeharisoa, L., Miasa, E., Razakamanarivo, H., 2015. Assessing aboveground and soil carbon storage under preserved forested area in Madagascar to address climate change: case of Ankeniheny-Zahamena Corridor (CAZ). XIV WFC - FAO 2015.

**XIV WORLD FORESTRY CONGRESS**, Durban, South Africa, 7-11 September 2015

## Assessing aboveground and soil carbon storage under preserved forested area in Madagascar to address climate change: case of Ankeniheny-Zahamena Corridor (CAZ)

*Nantenaina Ramboatiana<sup>1,2</sup>, Andry Andriamananjara<sup>1,2</sup>, Andrisoa Riana Hary<sup>1</sup>, Tiana Saneho<sup>1,6</sup>, Tantely Razafimbelo<sup>1,2</sup>, Marie Paule Razafimanatsoa<sup>1,2</sup>, Andriambolantsoa Rasolohery<sup>3</sup>, Jenny Hewson<sup>4</sup>, Nandrianina Ramifehiarivo<sup>2</sup>, Nantenaina Rabetokotany<sup>2</sup>, Tahiana Ramananantoandro<sup>5</sup>, Andriambelo R. Razafimahatratra<sup>5</sup>, Gabrielle Rajoelison<sup>5</sup>, Lilia Rabeharisoa<sup>2</sup>, Eustache Miasa<sup>6</sup>, Herintsitohaina Razakamanarivo<sup>1,2</sup>.*

<sup>1</sup>Carbon WorkPackage-p4ges project, Laboratoire des RadioIsotopes, Antananarivo, Madagascar.

<sup>2</sup>Laboratoire des RadioIsotopes, BP 3383, Route d'Andraisoro, Antananarivo 101, Madagascar.

<sup>3</sup>Conservation International, Madagascar

<sup>4</sup>Conservation International, 2011 Crystal Drive, Arlington, VA 22202, USA

<sup>5</sup>Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques, Département Eaux et Forêts, BP 175, Antananarivo 101, Madagascar

<sup>6</sup>Institut Supérieur des Sciences, Environnement et Développement Durable – Université de Toamasina, 501 Toamasina, Madagascar.

### Abstract

The importance of carbon (C) as a global ecosystem service is increasingly recognized with, for example, the development of results-based payment initiatives to incentivize carbon storage. C storage was assessed in a study focusing on poverty alleviation in the forest of Ankeniheny-Zahamena Corridor (CAZ) in eastern Madagascar. This study aimed to: i) estimate total C stock (TCS) for two pools, above-ground biomass (AGB) and soil organic carbon (SOC), for four existing land use types (LU) including canopy closed forest (CC), tree fallow (TF), shrub fallow (SF) and *tany maty*, or degraded land, (TM); and analyse the variability of C stock per pool and LU type through multivariate analysis, for two defined zones of interests (ZOI). Forest inventory, vegetation and soil sampling (top soil 0-30cm and deep soil 30-100 cm) were performed in 56 sites, distributed throughout the two ZOIs: Andasibe (ZOI2) and Anjahamana (ZOI3). These 56 sites included the four existing LUs (13 CC, 16 TF, 13 SF, and 14 TM). Soil C content and bulk density were measured and AGB quantified. Results from these two ZOIs showed that TCS ranged from  $257.59 \pm 53.59$  to  $148.26 \pm 32.48 \text{ MgC.ha}^{-1}$ , respectively for CC and TM. A major contribution to the TCS for all LUs is the SOC pool, representing up to 82% of TCS. Of this 82%, topsoil and deep soil contributed 48% and 34%, respectively. As expected, a significant effect ( $p<0.0001$ ) of LU type was observed for the AGB pool, with a higher value in the CC vs. the TM. Location effect was also observed for AGB in CC: AGB represented 30% and 44% of TCS in ZOI2 and ZOI3 respectively. Principal Component Analysis highlighted the different TCS between the two ZOIs, with higher TCS in ZOI3 than in ZOI2, with a land use effect trend from CC to TM. Further analyses are planned using data from additional ZOIs within CAZ to further enable effective forest and soil resources management.

**Keywords:** carbon storage, above-ground biomass, top and deep soil organic, land use change, ecosystem service, Madagascar.

## Introduction

Deforestation is the largest contributor of tropical land use emissions greenhouse gas (GHG) (Houghton, 2003), with Africa contributing 25-30% of tropical land clearing from deforestation (DeFries *et al.*, 2002). The contribution of land use and land cover change to anthropogenic carbon emission were about 33% of the total emission over the last 150 year (Houghton 1999), 20% of the total emission in the 1980s and 1990s (Denman *et al.*, 2007), and 12.5% of total emission over 2000 to 2009 (Friedlingstein *et al.*, 2010). In addition, the importance of carbon (C) as a global ecosystem service is increasingly recognized with, for example, the development of results-based payment initiatives to incentivize carbon storage. Carbon storage represents a potential source of funding for forest conservation projects, and contributes to the sustainable development of local communities. However, for forest conversion projects to be effective, they must be designed and implemented carefully and participatively (Nigel *et al.*, 2002)

Tropical deforestation and conversion to cropland, as well as the management of the croplands, has multiple implications for C pools. The IPCC (2006) has defined five (5) carbon pools including: i) Above-ground biomass (AGB), ii) Below-ground biomass (BGB), iii) Dead wood, iv) Litter and v) Soil organic Carbon (SOC). Global estimates of carbon stocks produced by the FAO showed that carbon stock is composed of 45% SOC, 44% AGB, and 11% for the dead wood and litter (FAO 2010). Based on this estimates, SOC and AGB represent the main C pools which are the focus of this study.

Reducing emissions from deforestation and forest degradation and enhancing forest carbon stocks (REDD+) represents one opportunity offered by the carbon market for tropical developing countries like Madagascar. One of the steps is to quantify carbon stocks in forest and agricultural areas. The REDD+ project in corridor Ankeniheny Zahamena (CAZ) represents one REDD + project implemented in the eastern forest of Madagascar.

The objective of this study is to: i) assess C stocks in the two main C pools: AGB and SOC (0-30 cm and 0-100 cm), ii) analyze the dynamics of carbon stock following land use change for these two pools, depending on land management mode, and iii) Identify the potential biophysical factors that would impact the carbon stock in these two pools.

## Materials and methods

### Study Area

The Ankeniheny-Zahamena corridor (CAZ) is located on the eastern side of Madagascar (Figure 1A). The climate of the region is hot and humid tropical with an average annual rainfall of 1200-2000 mm and a mean annual temperature between 18 and 24 ° C (CREAM 2013). The soil is mainly ferralsols (CREAM, 2013). Elevation within CAZ ranges from under 50m (in the E) to over 1540m (in the SSW) (Jarvis *et al.*, 2008).

### Identification of location sites for carbon survey

C survey sites were selected within zones of interests (ZOI). The ZOIs were identified based on a suite of biophysical criteria, plus deforestation history and access (Figure 1B).

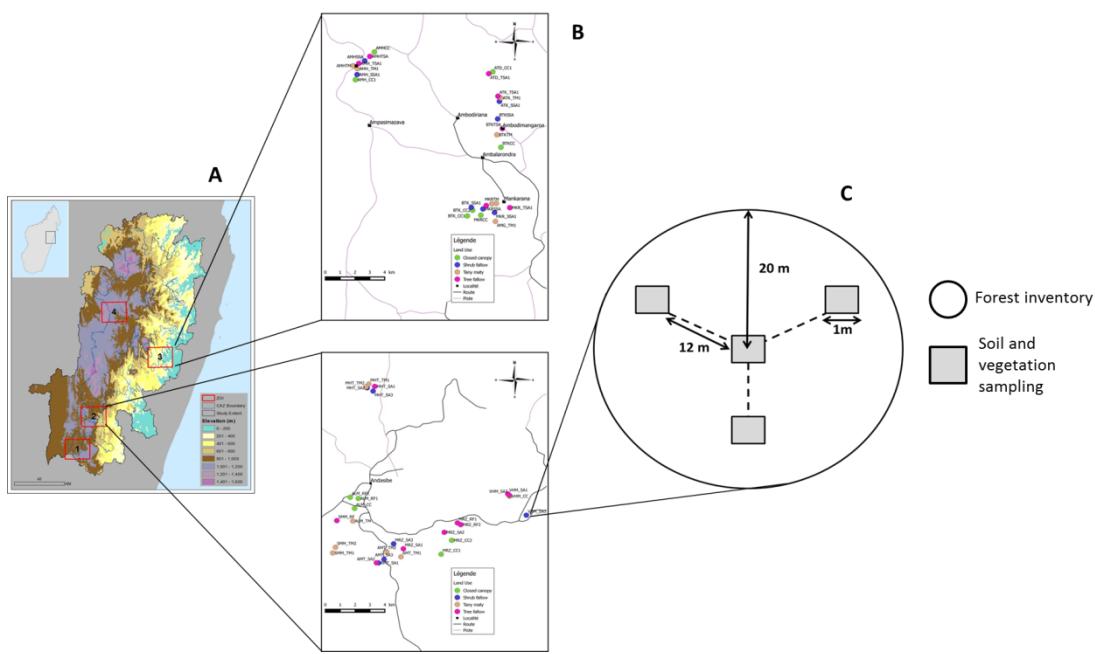
Within each ZOI, four different land cover/uses types were classified based on the study by Styger *et al.* (2007). These included: closed canopy forest (CC), tree fallow (TF), shrub fallow (SF) and *tany maty* (TM). CC forest provides a comparison to the three post-deforestation land uses identified which correspond to different deforestation gradients. The three land uses identified help inform the dynamics of carbon storage in the soil and vegetation based on usage patterns. Fallow land is classified according to the dominant species, and supported by the history surveys of the plots.

CC is defined as primary forest formation, TF is defined as the first fallows following deforestation, SF is defined as a subsequent fallow cycle after deforestation and TM is defined as the final stage of deforestation, or land that is abandoned. A total of 56 sites for both ZOIs combined were sampled. 28 sites in each ZOI: 13 CC sites were sampled, 16 TF sites, 13 SF, and 14 TM.

### Field data collection

In each site, vegetation inventory and soil sampling were performed following the defined design sampling (Figure 1 C). In CC, vegetation inventory included name of the species, diameter at breast height and the total height of the trees. For TF, SF and TM, all vegetation encountered in four subplots of one square meter (Figure 1 C) were inventoried, cut at ground level and weighed.

On the same subplot, soil sampling for SOC analysis was conducted (Figure 1C) with a manual steel auger. The soil samples were collected at depths of every 10 cm up to 100 cm depth. The bulk density samples were taken with a steel cylinder with a volume of 515.04 m<sup>3</sup>.



**Figure 1: Area of study and sampling strategy: (A) Study area at CAZ level showing the ZOIs , (B) location of the sites for carbon survey within the different land use, (C) sampling design for field measurement**

### Carbon stocks Calculations

For the calculation of AGB in CC, each tree stem was estimated using the allometric equation for moist tropical forest from MadaI.1 (Vieilledent *et al.*, 2012):

$$\text{AGB} = \text{Exp} (1,948 + (1,969 * \ln(\text{DBH})) + (0,66 * \ln(\text{H})) + (0,828 * \ln(\text{WSG}))$$

**Equation 1: Aboveground biomass calculation**

Where WSG is wood specific gravity, DBH is the diameter at breast height in cm, and AGB is in kg dry mass. To calculate the carbon stock, a conversion factor of 0.5 was used to calculate the total carbon content in the dry biomass (Brown 2002).

Species-specific WSG were used. These were determined based on three approaches, including: i) WSG values available in international databases (Vieilledent *et al.*, 2012; Zanne *et al.*, 2009; Ramananantoandro *et al.*, 2015); ii) Calculated based on the density values (D12%) @ 12% moisture that were available from Rakotovao *et al.* (2012), according to the equation developed by Reyes *et al.* (1992); iii). Determined through measurements performed in the laboratory on wood samples according to the methodology outlined in Wiemann and Williamson (1988).

$$\text{WGS} = 0.8 \times \text{D}_{12\%} + 0.0134$$

**Equation 2:** Wood Specific Gravity (WGS) estimation based on D12%

For soil, the SOC was obtained by calculating the total content of carbon of each depth by considering the bulk density and the coarser elements (Blanchart et Bernoux 2005) according to the equation 3:

$$SOC = \sum BD_i \times 0.1 \times (1 - CSF_i) \times orgC_i \times t_i$$

**Equation 3: SOC calculation**

Where SOC: C stock in soil ( $Mg\ ha^{-1}$ ), BD<sub>i</sub>: bulk density of the soil ( $g\ cm^{-3}$ ) in i soil layer, orgC<sub>i</sub>: organic C content of the soil ( $gC\ kg^{-1}$  soil) in layer i, CSF<sub>i</sub>: coarse soil fraction > 2 mm in the sampled soil and t<sub>i</sub>: thickness of the corresponding layer i (i=0–10 cm, 10–20 cm, ...).

Bulk density is defined as the mass of the dry solids in a total volume of the wet sample. It was determined as the mass of dry soil divided by the volume of the cylinder:

$$BD\ (g.cm^{-3}) = \frac{\text{Dry mass (g)}}{\text{Soil volume (cm}^3)}$$

**Equation 4: Bulk density calculation**

The carbon content of the soil samples was obtained in using conventional Walkley and Black (1934) analysis completed by the Mid-Infrared Reflectance Spectroscopy (MIRS) method (Viscarra R *et al.*, 2006).

## Results and discussions

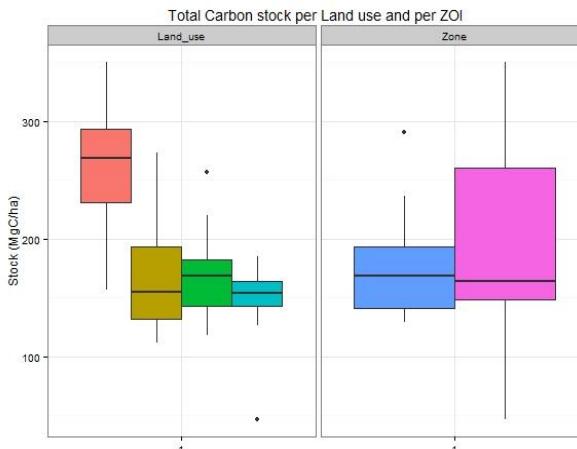
### Changes in Total Carbon Stock by Land Uses

For all LU types, the TCS ranged from  $257.59 \pm 53.59$  to  $148.26 \pm 32.48\ MgC.ha^{-1}$ , respectively for CC and TM (see Table 2). The TCS was significantly influenced by land use change ( $p < 0.0001$  by Kruskal-Wallis test) marked by a decreasing trend according to the anthropogenic pressure on the forest, from the forest passage to fallow and tany maty (Figure 2).

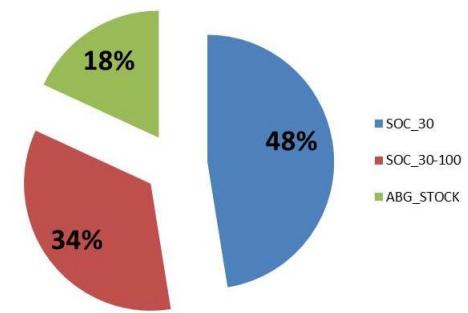
Across both ZOIs, the total SOC contributed up to 82% of TCS and AGB contributed 18% of TCS. This 82% included the C stock in topsoil 0-30 cm (48% of TCS) and the C stock in deep soil, 30-100 cm (34% of TCS) (Figure 3). The majority of the carbon in the study area was stored in the top soil and aboveground biomass. Even within CC, the AGB only represents 38.64% of TCS (Table 1).

**Table 1: Contribution (%) of each pool of carbon to the Total Carbon Stocks (TCS) per land use type within CAZ.**

Land use	SOC_30	SOC_30-100	AGB
Closed canopy (CC)	34.38	26.99	38.64
Tree fallow (TF)	52.43	38.85	8.72
Shrub fallow (SF)	52.27	38.60	9.13
Tany maty (TM)	56.97	36.11	6.92



**Figure 2: Right: Total Carbon Stock variation of the LU change; Left: Total Carbon Stock variation following the ZOIs (MgC.ha<sup>-1</sup>)**



**Figure 3: Contribution of each carbon pool for the TCS in all ZOIs**

### Aboveground and soil carbon stock

The AGB results from the plots ranged from 3.26 to 189.06 MgC.ha<sup>-1</sup>. The highest AGB was recorded in CC ( $99.52 \pm 49.19$  MgC.ha<sup>-1</sup>) followed by SF ( $15.71 \pm 6.70$  MgC.ha<sup>-1</sup>), TF ( $14.5 \pm 5.73$  MgC.ha<sup>-1</sup>), and TM ( $10.25 \pm 5.16$  MgC.ha<sup>-1</sup>), i.e. 90% of forest biomass is lost. Table 2 provides the average stock values in all pools for the two ZOIs. Deforestation caused mainly by forest conversion to agricultural land through slash and burn activities explains the significant effect of LU on AGB stock.

Table 2 highlights the increasing amount of SOC observed in CC for depths up to one meter (although non-significant), with an average value of 158.07 MgC.ha<sup>-1</sup>, followed by the SF, TF and TM sites (Table 2). The average value of SOC in top soil (0-30 cm) is similar to the C soil stock estimated by Bernoux *et al.* (2002) in Brazilian soil types with high amounts of clay.

Modification of soil C sequestration after deforested land is abandoned is reported to differ with time; this is positively correlated with restoration age (Deng *et al.*, 2014). Increasing C inputs and the formation of a microclimatic regime with increasing time enhance the organic matter protection and stimulate the SOC storage. In this study, the loss of C after the conversion of forest to degraded land is in line with the finding of Deng *et al.* (2014).

**Table 2: Average of stock values in all pools in CAZ (MgC.ha<sup>-1</sup>)**

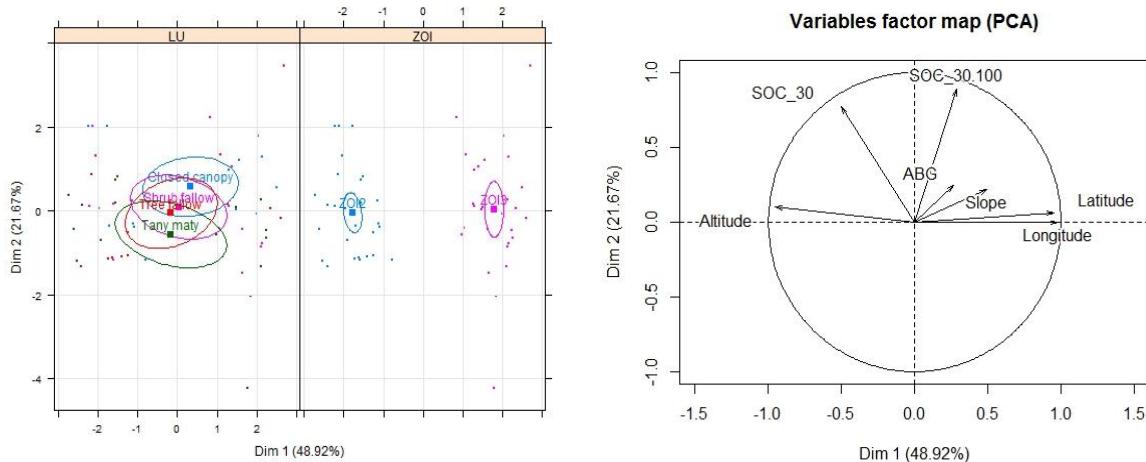
Land use	AGB_stock	SOC_30	SOC30_100	SOC 0_100	TCS
<b>Closed canopy</b>	$99.52 \pm 49.19$ b	$88.55 \pm 17.77$ a	$69.51 \pm 19.20$ a	$158.07 \pm 32.49$ a	$257.59 \pm 53.59$ b
<b>Tree fallow</b>	$14.50 \pm 5.73$ a	$87.19 \pm 13.44$ a	$64.61 \pm 29.69$ a	$151.81 \pm 38.65$ a	$166.31 \pm 41.49$ a
<b>Shrub fallow</b>	$15.71 \pm 6.70$ a	$90.02 \pm 16.30$ a	$66.48 \pm 21.04$ a	$156.50 \pm 34.54$ a	$172.22 \pm 35.51$ a
<b>Tany maty</b>	$10.25 \pm 5.16$ a	$84.46 \pm 22.05$ a	$53.53 \pm 18.75$ a	$138 \pm 32.54$ a	$148.26 \pm 32.48$ a

Values followed by the same letters do not differ significantly ( $\alpha = 0.05$ )

### Factors controlling carbon storage

The Principal component analysis (PCA) reported in figure 4 confirmed the main trends previously identified in our soil and vegetation data. The first principal component (PC1) explained 49% of our data information and is linked negatively with altitude. The PC2, which explains 22% of the variance in

our data, is linked positively with SOC (0-30 and 30-100 cm) and AGB carbon stock. Also, this analysis revealed that the two sites have different biophysical conditions according to PC1. The figure 4 showed that the carbon stock for both pools is distinctly different for CC than that for the others LUs.



**Figure 4: PCA analysis on carbon stock**  
**SOC\_30: SOC of 0 to 30 cm, SOC\_30.100: SOC of 30 to 100 cm and AGB: Aboveground biomass.**

In addition, PC2 also highlighted the influence of altitude on SOC between 0-30cm marked by significant correlation ( $p < 0.0001$ ). Thus, SOC decreased from the higher to the lower altitudes. This is in accordance with Sims and Nielsen (1986) and Tate (1992). The changes in climate along altitudinal gradients influence the composition and productivity of vegetation and, consequently, affect the quantity and turnover of soil organic matter (Garten *et al.*, 1999). That can be explained by lower accumulation of SOC in soils at lower altitude, as they have more favorable conditions for mineralization than soils at higher altitudes.

## Conclusions

This study highlighted that for the two carbon pools analyzed, AGB and SOC, the TCS reflects the land use type post-deforestation. The agricultural management practice, following deforestation, does not impact the restitution of SOC but the initial deforestation event leads to the loss for up to 90 % of forest biomass. While this study focused on AGB and SOC, as these pools have been shown to contribute up to 99 % of TCS, the effect of land use change could be very pronounced in other carbon pools. Additional analyses could consider BGB, deadwood and litter to further refine the results. Also, site effect observed on the TCS is mostly explained by the age of the forest stand for both areas for aboveground biomass and the effect of altitude on the topsoil. To further explore how biophysical factors influence the stocks of each carbon pool, the extension of the study to other ZOIs is expected.

## Acknowledgements

This work is funded by ESPA NE/K008692/1. We acknowledge Mitsinjo and GERP association, local community for helping in data collection and all work implementation within the CAZ area.

## References

- 1 Blanchart E. et Bernoux M., 2005. Déterminants des stocks de carbone des sols des petites Antilles (Martinique, Guadeloupe), alternatives de séquestration du carbone et spatialisation des stocks actuels et simulés. IRD ; GESSOL, subvention n° 01105 du 10/08/2001-2005. 51p.B7
- 2 Brown 2002. Measuring carbon in forest: current status and future challenges. Environment and Pollution : 116, 363-372
- 3 CREAM (Centre de recherche d'études et d'appui à l'analyse économique à Madagascar, 2013,. Monographie région Alaotra Mangoro, Atsinana – Madagascar 218p.
- 4 DeFries R., Houghton R., Hansen M. et al., 2002. Carbon emissions from tropical deforestation and regrowth based on satellite observations for the 1980s and 90s. Proceedings of the National Academy of Sciences: 99, 14256–14261.
- 5 Deng L., Guo-bin L., and Zhou-Ping S. 2014. Land-Use Conversion and Changing Soil Carbon Stocks in China's 'Grain-for-Green' Program: A Synthesis. Global Change Biology 20: 3544–56.
- 6 Denman K., Brasseur G., Chidthaisong A., Ciais P., Cox P., Dickinson R., Hauglustaine D., Heinze C., Holland E., Jacob D., Lohmann U., Ramachandran S., Silva Dias P., Wofsy S., Zhang X. 2007. Climate Change 2007: The Physical Science Basis, Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, edited by: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K. B., Tignor, M., and Miller, H. L., *Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA*, 2007
- 7 FAO 2010. Global Forest Resource Assessment 2010 Main report. FAO Forestry paper 163
- 8 Friedlingstein P., Houghton R., Hackler G., Boden T., Conway T., Canadell J., Raupach R., Ciais P., Le Quéré, 2010. Update on CO<sub>2</sub> emissions, *Nature Geoscience*., 3, 811–812
- 9 Garten C., Post W., Hanson P., Cooper L.. 1999. Forest soil carbon inventories and dynamics along an elevation gradient in southern Appalachian Mountains. *Biogeochemistry* 45: 115-145.
- 10 Houghton , 1999. The annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use 1850–1990. *Tellus*, 51B, 298–313.
- 11 Houghton, 2003. Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850–2000. *Tellus*, 55B, 378–390.
- 12 Jarvis A., Reuter H., Nelson A., Guevara E., 2008, Hole-filled SRTM for the globe Version 4, available from the CGIAR-CSI SRTM 90m Database (<http://srtm.csi.cgiar.org>).
- 13 Nigel M. Asquith, Maria T., Joyotee S. 2002. Can Forest-protection carbon projects improve rural livelihoods? Analysis of the Noel Kempff Mercado climate action project, Bolivia. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*2002, Volume 7, Issue 4, pp 323-337.
- 14 Rakotovao G., Rabehohitra A., Collas de Chaptel Perron P., Guibal D., Gérard J., 2012. *Atlas des bois de Madagascar*. France: Edition Quae, p. 1–13.
- 15 Reyes and al, 1992. Wood densities of tropical tree species. United States Department of Agriculture, 98. Forest Service Southern Forest Experimental Station, New Orleans, Louisiana. *General Technical report SO-88*
- 16 Sims Z., Nielsen G.1986. Organic carbon in Montana soils as related to clay content and climate. *Soil Sci. Soc. Am.J.* 50:1269-1271.
- 17 Styger E., Rakotondramasy H., Pfeffer M., Fernandes E., Bates D. (2007) Influence of slash-and-burn farming practices on fallow succession and land degradation in the rainforest region of Madagascar. *Agric Ecosyst Environ* 119:257–269. doi:10.1016/j.agee.2006.07.012

- 18 Tate, 1992. Assessment, based on climosequence of soil in tussock grasslands, of soil carbon storage and release in response to global warming. *J. Soil Sci.* 43, 697, 1992.
- 19 Vieilledent G., Vaudry R., Andriamanohisoa S., Rakotonarivo O., Randrianasolo H., Razafindrabe H., Bidaud , Rakotoarivony C., Ebeling J., Rasamoelina M. 2012. A universal approach to estimate biomass and carbon stock in tropical forests using generic allometric models. *Ecological Applications*, 22 (2): 572–583
- 20 Viscarra R., Walvoort D., McBratney A., Janick L., Skjemstad J. 2006. Visible, near infrared, mid infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. *Geoderma*, 131, 59-75.
- 21 Walkley A., Black J., 1934 - An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic titration method. *Soil Sci.* 37, pp. 29-38.
- 22 Wiemann M., Williamson G. 1988. Extreme radial changes in wood specific gravity in some tropical pioneers. *Wood and Fiber Science* 20(3): 344-349.
- 23 Zanne A., Lopez-Gonzalez G., Coomes D., Ilic J., Jansen S., Lewis S., Miller R., Swenson N., Wiemann M., Chave J., 2009. Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum. *Dryad Digit Repos.*